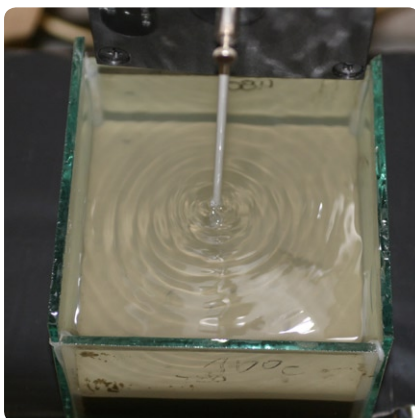
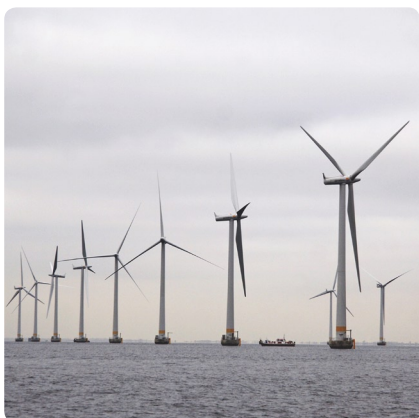


En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs

RAPPORT 5856 • SEPTEMBER 2008



En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs

ANDREAS WIKSTRÖM

ÅKE GRANMO

NATURVÅRDSVERKET

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

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5856-2.pdf

ISSN 0282-7298

Digital publikation

© Naturvårdsverket 2008

Tryck: CM Gruppen AB

Omslagsfoton: Vindkraftverk – Vattenfall,

Ljudvågor, Ormstjärnor, Limfjordsmusslor, Sandräkor – Andreas Wikström

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 tillståndsprövningar 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 Andreas Wikström och Åke Granmo, Marine Monitoring vid Kristineberg AB, och som sakkunnig inom undervattensakustik har Martin Almgren vid ÅF-Ingemansson AB konsulterats. Under arbetet anlätades Filip Svensson, Karin Olsson, Jonatan Hammar och Malin Persson att assistera vid ljudförsöken. Skribenterna svarar för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Vindval i september 2008

Innehåll

1 SAMMANFATTNING	6
2 SUMMARY	7
3 INLEDNING	8
4 BAKGRUND	10
4.1 Undervattensljud	10
4.2 Ljudkällor i havet	13
4.3 Driftljud från havsbaserade vindparker	14
4.4 Marina evertebrater och ljud	15
5 MATERIAL OCH METOD	17
5.1 Försöksorganismer	17
5.1.1 Limfjordsmussla (<i>Abra nitida</i>)	17
5.1.2 Ormstjärna (<i>Amphiura filiformis</i>)	18
5.1.3 Sandräka (<i>Crangon crangon</i>)	18
5.1.4 Rödspotta (<i>Pleuronectes platessa</i>)	18
5.2 Experiment	20
5.2.1 Limfjordsmussla (<i>Abra nitida</i>)	20
5.2.2 Ormstjärna (<i>Amphiura filiformis</i>)	20
5.2.3 Sandräka (<i>Crangon crangon</i>)	21
5.2.4 Pilotförsök med Rödspotta (<i>Pleuronectes platessa</i>)	21
5.3 Alstring och uppmätning av undervattensljud	21
6 RESULTAT	27
6.1 Limfjordsmussla (<i>Abra nitida</i>)	27
6.2 Ormstjärna (<i>Amphiura filiformis</i>)	29
6.3 Sandräka (<i>Crangon crangon</i>)	31
6.4 Pilotförsök på Rödspotta (<i>Pleuronectes platessa</i>)	33
7 DISKUSSION	35
7.1 Limfjordsmussla (<i>Abra nitida</i>)	35
7.2 Ormstjärna (<i>Amphiura filiformis</i>)	36
7.3 Sandräka (<i>Crangon crangon</i>)	36
7.4 Pilotförsök med Rödspotta (<i>Pleuronectes platessa</i>)	37
8 REFERENSER	39
BILAGA 1: STATISTISK BEHANDLING	43
BILAGA 2: MÄTNING AV LJUD	53

1 Sammanfattning

Syftet med denna studie var att undersöka eventuella förändringar av beteende och aktivitetsmönster hos marin sedimentlevande fauna under påverkan av lågfrekvent ljud. För att kunna studera ljudets påverkan genomfördes kontrollerade ljudexperiment vid Kristinebergs Marina Forskningsstation i Fiskebäckskil.

Försöken utfördes med hjälp av en tongenerator och vibratorer. Med denna utrustning alstrades tre olika frekvenser: 61, 178 och 721 Hz med ett medelljudtryck kring 99 dB re 1 μ Pa. Val av frekvenser baserades på mätningar av ljudprofilen vid Utgrundens vindpark i Kalmarsund (Ingemanson Technology, 2003) för att åter skapa så realistiska förhållanden som möjligt. För att kvantifiera ljudexponeringen gjordes mätningar av såväl ljudtryck som acceleration av vattenpartiklarna i försökstankarna.

Totalt studerades fyra olika mjukbottenassocierade arter: limfjordsmussla (*Abra nitida*), ormstjärna (*Amphiura filiformis*), sandräka (*Crangon crangon*) och juvenil (ung) rödspotta (*Pleuronectes platessa*). För limfjordsmussla studerades först nedgrävningshastighet, därefter dokumenterades dess grävaktivitet i ytsedimentet under 96 timmar. Vid försök med *Amphiura filiformis* observerades antal aktiva armar som användes för att samla in föda, detta omedelbart efter att ljudet satts igång och därefter under 72 timmar. När sandräka exponerades för ljud noterades antal byten som konsumerades under det första dygnet samt efter 4 dygn. Försöket med juvenil rödspotta utgjordes av ett kort pilotförsök där rödspottorna exponerades för ljud under 15 minuter. Under exponeringen observerades simaktivitet och nedgrävningsaktivitet och efter de inledande 15 minuterna noterades antal gällockrörelser (respiration) under en minut för varje individ.

Studien visade att grävaktiviteten hos limfjordsmussla ökade i jämförelse med kontrollgruppen under exponering av ljud vid frekvensen 178 Hz efter 24 timmar. Grävaktiviteten återgick dock till det normala redan efter 48 h exponering då skillnaden inte längre var signifikant skiljd från kontrollgruppen. Beteendet kan tolkas som en respons på det introducerade ljudet samt att en tillvänjning till ljudet förekom. Det gick även att utläsa en trend mot ökad aktivitet vid exponering av 61 Hz vid sista avläsningstillfället efter 96 timmar. Inga effekter på aktivitet eller beteende av födoinsamling och konsumtion av byten kunde påvisas för ormstjärnor och sandräkor i denna studie. Pilotförsöken med rödspotta visade på en initialt ökad respiration för juvenil rödspotta exponerad för ljud med frekvensen 178 Hz. Här kunde också en trend mot ökad respiration påvisas vid frekvensen 61 Hz. Effekterna hos juvenil rödspotta över en längre tid har dock inte studerats.

Sammanfattningsvis visade studien att frekvenser vid 178 Hz tycks kunna påverka en viss del av den mjukbottenassocierade faunan vid ljudtryck omkring 99 dB re 1 μ Pa och med en maximal partikelacceleration på 0,29 – 1,28 ms^{-2} . Huruvida dessa förändringar är allmänna mönster eller specifikt för särskilda arter är i nuläget inte klarlagt.

2 Summary

The aim of this study was to examine changes of behaviour and activity patterns in marine soft bottom fauna under the influence of low frequent noise. Controlled experiments were performed at Kristineberg Marine Research Station in Fiskebäckskil.

The experiments were performed utilizing generator and vibrator techniques producing frequencies of 61, 178 and 721 Hz with an average sound pressure around 99 dB re 1 μ Pa. The selection of frequencies was based upon the sound profile measured at Utgrunden offshore wind farm in Kalmarsund (Ingemansson Technology, 2003) with the aim of recreating natural conditions. In order to quantify the sound exposure, measurements on both sound pressure and water particle acceleration in the test tanks were performed.

In total four different marine soft bottom species were studied: a common little white mussel (*Abra nitida*), brittle star (*Amphiura filiformis*), brown shrimp (*Crangon crangon*) and juvenile plaice (*Pleuronectes platessa*). For the white mussel its burrowing ability was studied. First the speeds of burrowing down into the sediment and thereafter, the burrowing activity in the surface layer of the sediment for the duration of 96 hours were registered. During the experiments with the brittle star *Amphiura filiformis* the number of arms active in gathering food were observed shortly after the sound had started and for a period of 72 hours. When the brown shrimp was exposed for sound the number of prey items consumed during one day and after 4 days were observed. The study on juvenile plaice was only a shorter pilot study where the fish were exposed for sound during 15 minutes. During this restricted time swimming activity and burrowing activity were observed and after the initial 15 minutes also the respiration frequency during measurement for one minute were documented.

The study showed that the burrowing activity increased for the white mussel compared to the controls during exposure of frequencies around 178 Hz after 24 hours exposure. The burrowing activity returned to normal after 48 h of exposure when the difference was not significantly different from the controls anymore. The observed change of behaviour could be interpreted as a response towards the artificially introduced sound and that an adaptation occurred towards the sound. A trend towards an increased activity also occurred during exposure to 61 Hz after the final measurement after 96 hours. Neither effects on activity nor behaviour in food collecting or consumption for brittle stars or brown shrimps could be established in this study. The pilot study on juvenile plaice revealed an increase in respiration during exposure to frequencies around 178 Hz and also a trend towards an increased respiration during exposure of 61 Hz. The effects on juvenile plaice during a long time exposure are uncertain.

To sum up the results, this study showed that frequencies around 178 Hz seems to have an influence on certain soft bottom fauna at sound pressures of 99 dB re 1 μ Pa and with a maximal particle acceleration of 0,29 – 1,28 ms^{-2} . Whether this is a common behavioral or only a species specific pattern has yet to be surveyed.

3 Inledning

Havsbaserad vindkraft är en högst aktuell och kraftigt växande tillämpning av marina resurser och utgör ett viktigt alternativ vid val av förnyelsebar energi. Detta då det gäller att nå målet om ökad förnybar elproduktion som kommer att höjas från 10 TWh år 2010 till 17 TWh år 2016. En stor del av denna energi kommer att behöva produceras av havsbaserade anläggningar (Elforsk, 2005).

Den snabbväxande utvecklingen av havsbaserad vindkraft har bidragit till en oro om dess påverkan på den marina miljön. För att studera detta har ett flertal nationella och internationella studier av dess eventuella påverkan på den marina miljön genomförts. Undersökningar och erfarenheter har inhämtats dels genom kontrollprogram/miljöövervakning vid befintliga vindparker och dels genom experimentella studier. Omfattande kontrollprogram har genomförts vid de danska vindparkerna Nysted och Horns rev (Danish Offshore Wind - *Key environmental issues* 2006). Inom Sverige studeras miljöeffekter framförallt vid vindparkerna Utgrunden (Kalmarsund) och Lillgrund (Öresund) och kontrollprogram planeras vid de havsbaserade vindparkerna som projekteras exempelvis inom Skottarevsprojektet utanför Falkenberg. Riktade forskningsprogram med experimentella studier och litteratursynteser pågår också från flera håll bland annat i Sverige (Vindval), Storbritannien (COWRIE) och USA. Tillsammans bidrar alla studier att öka kunskapsläget för den havsbaserade vindkraftens inverkan på den marina miljön.

En central aspekt som diskuteras och undersöks är miljöpåverkan på det marina livet av undervattensljud från vindkraftparkerna (Madsen, 2006; Wahlberg och Westerberg, 2005). Vid en etablering av en havsbaserad vindkraftspark kommer ljudbilden inom det aktuella havsområdet att förändras; dels under anläggningsfasen då mycket höga ljudnivåer (ljudtryck) kan uppstå och dels under driftfasen, vilket huvudsakligen karakteriseras av ett lågfrekvent ljud (Ingemansson Technology, 2003). Vad denna förändrade ljudbild kan komma att innebära för marina organismer där vissa arter använder ljud för bland annat orientering, kommunikation och födosök i vattenmassan är osäkert. Kunskapsläget av ljudets inverkan på marina evertebrater är mycket lågt, särskilt för reaktioner på kontinuerligt buller vilket kan motsvaras av ett driftljud från en vindkraftspark (Popper *et al.*, 2003).

Avsikten med föreliggande undersökning är således att under kontrollerade förhållanden i laboratorium studera förändringar av beteende och aktivitet samt anpassningar hos marina evertebrater associerade till mjukbotten under påverkan av lågfrekvent ljud av den karaktär som alstras från havsbaserade vindkraftsparker. De organismer som studerats är limfjordsmussla (*Abra nitida*), ormstjärnan (*Amphiura filiformis*) och sandräka (*Crangon crangon*).

Limfjordsmusslan tillhör en av de vanligaste musslorna utefter den svenska västkusten och utgör föda för flera kommersiella fiskarter. *Amphiura filiformis* kan förekomma i mycket höga koncentrationer och helt dominera vissa mjukbottensamhällen där de bland annat bidrar till att syresätta havsbotten genom sin aktivitet (bioturbation). Sandräkan, en representant för tiofotade kräftdjur, är en mycket

vanlig art utefter våra svenska kuster på grunda mjukbottnar där den utgör ett viktigt steg i näringskedjan.

Utöver dessa arter har även ett pilotförsök med juvenil rödspotta (*Pleuronectes platessa*) utförts, detta då kunskapsläget för påverkan av undervattensjud är mycket lågt för juvenil fisk.

4 Bakgrund

Nedan följer bakgrundsinformation om undervattensljud, ljudkällor i havet, driftljud ifrån havsbaserade vindkraftparker samt marina evertebrater och ljud. Denna information ökar förståelsen kring ljud och den potentiella påverkan på den marina miljön som kan uppstå vid etablering av havsbaserad vindkraft.

4.1 Undervattensljud

Ljud är ett fysikaliskt fenomen som kan uppfattas med vår hörsel. Ljud kan beskrivas som täthets- och tryckvariationer som utbreder sig i form av vågrörelser i en gas, vätska eller fasta material. I luft och vatten består vågrörelsen av täthets- och tryckvariationer. Ljud alstras av krafter i rörelse som ger upphov till partikeloscillationer. Om partikelförflyttningarnas fördelning i rummet vid källan är den rätta uppstår en ljudvåg där tryck- och densitetsvariationerna flyttar sig bort från källan med ljudets hastighet. Partikelförflyttningar i när- och fjärrfältet är alla orsakade av tryckgradienten, som består av två komponenter; dels den med tiden varierande oscillationen som uppstår av ljudkällans vibrationer, och dels en reduktion av tryckamplituden som funktion av avståndet på grund av att ljudet sprids över en större och större areal. I närfältet dominerar den sistnämnda komponenten, i fjärrfältet den förstnämnda.

På grund av vattnets högre täthet (densitet) och lägre kompressabilitet rör sig ljudvågor mycket snabbare i vatten, ca 1500 m/s, jämfört med i luft, ca 340 m/s. Ljudhastigheten beror av temperatur, salthalt och tryck. Skiktningar i temperatur och salthalt kan skapa refraktion (böjning) av ljudvågor.

I vatten uttrycks ljudets styrka genom ljudtrycket i Pa eller omräknat till dB re 1 μ Pa. Hur djur i havet uppfattar ljudnivåer av detta mått kan inte direkt översättas till hur djur och människor på land uppfattar ljud av motsvarande styrka dB (A). Ljuduppfattningen avgörs istället genom hörseltrösklar för olika organismer, dvs. den lägsta ljudnivå som kan detekteras vid varje frekvens.

Ljudtryck under vatten uttrycks vanligtvis med en logaritmisk deciBel-skala och presenteras traditionellt som decibel refererat till 1 μ Pa det vill säga dB re 1 μ Pa (ICES AGISC, 2005). Detta görs eftersom spektra för uppmätta ljudtryck under vatten är mycket brett, från ca 0,0000001 Pa i ett tyst hav till 10 000 000 Pa för en explosion. Genom att logaritmera värdena för ljudtryck under vatten komprimeras skalan vilket därmed gör den mer lättöverskådlig, i detta fall från 0 till 260 dB re 1 μ Pa (ICES AGISC, 2005). Vid mätning av ljud i luft anges ljudtrycket istället som relation till 20 μ Pa och värdet uttrycks i dBA, detta för att återspegla hur en människa uppfattar ljudet (Elforsk, 2002).

Vid jämförelser mellan ljudtryck under och ovanför vattenytan bör ljudtrycket, på grund av skillnader i enhet, inte jämföras rakt av utan en viss försiktighet ska iaktas (Ingemansson Technology, 2003). Exempelvis motsvaras trycket 1 Pa i luft av 94 dBA och i vatten av 120 dB. För att kunna jämföra de båda talen bör värdet för ljudtryck under vatten därför reduceras med 26 dB för att representera ljudtrycket i luft (Ingemansson Technology, 2003). För att minska risken för

missförstånd bör alltid referenstrycket anges, t ex 85 dB re 20 μPa eller 160 dB re 1 μPa (Almgren muntlig kommunikation 2007). Många djur är känsliga för ljudintensitet eller ljudenergi, snarare än ljudtrycket. Eftersom ljudintensiteten är en funktion av trycket i kvadrat dividerat med den akustiska impedansen så blir skillnaden vid jämförelse mellan ljudintensitet över och under vatten ännu större än vid jämförelse mellan endast ljudtryck dvs. totalt ca 62 dB vid kompensation för olika referensenheter och skillnader i akustisk impedans.

Ljudets egenskaper kan uppmätas och anges i flera olika enheter och utifrån olika antaganden. I denna studie betraktas ljudets egenskaper mycket generellt utifrån nivån angiven i dB re 1 μPa och spektrum i 1/3-oktavbandsnivå.

När ett ljud alstras från en ljudkälla bildas ett inre fält även benämnt Fresnel-zonen vilket sker pga. akustisk interferens. Inom Fresnel-zonen förstärks och varierar ljudets intensitet i ett komplicerat mönster (ljudstyrkan kan bli oväntat hög). Utsträckningen av Fresnel-zonen kan beräknas genom en funktion av förhållandet mellan ljudkällans diameter och den utsända våglängden (Wahlberg & Westerberg, 2005). Ett handgripligt sätt att beskriva detta fenomen är att ljudkällan bortom Fresnel-zonen kan betraktas som en punktkälla, däremot inte inom Fresnel-zonen (Wahlberg & Westerberg, 2005). För ytterligare information avseende ljud i hav se Faktabox *Ljud i havet*.

Faktabox. Ljud i havet

I havet rör sig ljudet genom ett tätare medium (vatten) än på land (luft), vilket får konsekvenser för dess egenskaper. I havet sprids ljudenergin över en successivt större area då ljudvågen breder ut sig. I fritt ljudfält sprids den över arean av en sfär. Instängd mellan två skikt sprids den på mantelarean av en cylinder. I praktiken blir ljudutbredningen ofta ett mellanting. I ett djupt öppet hav kan ljudet spridas i alla riktningar – således sfäriskt – och ljudets styrka avtar då med c:a 6 dB per avståndsdubbling. I grunt vatten (<30 m) där ljudet blir instängt mellan botten och ytan begränsas ljudet till två dimensioner – cylindrisk spridning – och ljudets styrka avtar då med c:a 3 dB per avståndsdubbling under ideala förhållanden. Som exempel avtar ett ljud på 100 dB 10 m från källan till 88 dB vid 40 m från källan (två avståndsdubblingar) förutsatt sfärisk spridning medan den blir 94 dB med cylindrisk spridning.

Ljutförlusten med ökat avstånd beror dock även på andra förhållanden, exempelvis havsytagens tillstånd, där t.ex. brytande vågor ökar ljutförlusten. I grunt vatten är bottenstratet av särskild betydelse. En hård slät botten (t.ex. berghäll) medför små ljutförluster medan mjukt substrat (t.ex. sand och lera) kan medföra stora ljutförluster. På grunt vatten uppstår stående vågor mellan vattenytan och botten. Ytan upplevs som mjuk av ljudet och ljudtrycket blir mycket svagt vid ytan. Om botten är hård får den stående vågen ljudtrycksmaximum vid botten och ljudtrycksminimum vid ytan. [Den stående vågen med den lägsta frekvensen uppstår då djupet är lika med en fjärdedels våglängd. Vid 20 m bottendjup inträffar detta vid c:a 19 Hz. Högre ordningens stående vågor inträffar då bottendjupet är lika med ett udda antal fjärdedels våglängder. De stående vågorna har betydelse för ljudtrycksnivåns fördelning med djupet.]

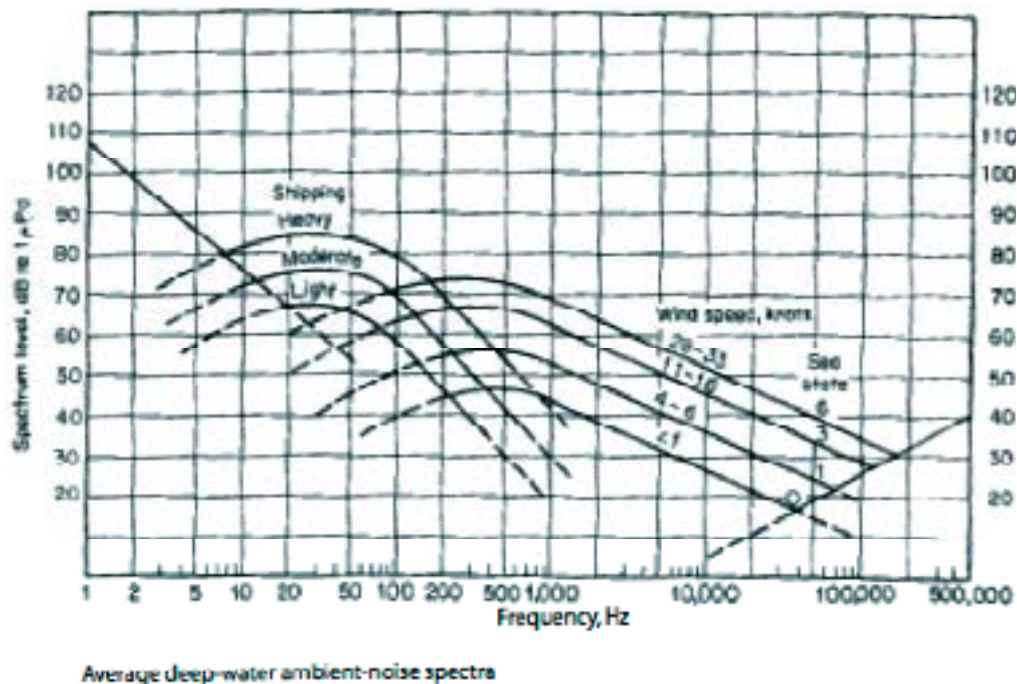
Som exempel kan ges skillnaden mellan spridningen av de kraftiga ljudpulser som genererades av pålningsarbetena vid Utgrunden I (Östersjön; monopile $\varnothing = 3$ m) och Burbo Bank (Irländska sjön; monopile $\varnothing = 4,7$ m). Vid Utgrunden I uppmättes en ljutförlust på c:a 4,8 dB per avståndsdubbling (ØDS, 2000) medan mätningarna vid Burbo Bank gav en ljutförlust överstigande 6 dB per avståndsdubbling (Parvin & Nedwell, 2006). Båda vindparkerna ligger på grunt vatten men bottenstratet skiljer sig, med sten på Utgrunden I och sand på Burbo Bank. Även havsytagens skick skiljde sig mellan de båda mätillfällena, med relativ lugn sjö (våghöjd <2 m) vid Utgrunden I respektive kraftig vind och brytande vågor vid Burbo Bank (ØDS, 2000; Parvin & Nedwell, 2006). Skillnader i ljutförlust spelar en stor roll för över vilket avstånd aktiviteter vid en havsbaserad vindpark kan uppfattas av marina organismer. Ett ljudtryck på 120 dB vid källan har avtagit till 80 dB på ett avstånd av 300 m eller 100 m om ljutförlusten enligt ovan exempel är 4,8 dB respektive 6 dB per avståndsdubbling.

Det fysikaliska fenomenet ljud karakteriseras både av ljudtryck och av partikelrörelser. I en ljudvåg på avstånd från ljudkällan bestäms kvoten mellan ljudtrycket och partikelhastigheten av vattnets vågimpedans som är lika med vattnets densitet gånger ljudhastigheten, dvs. c:a $1,5 \times 10^6$ Ns/m³. Partikelförskjutningen (partikelrörelsen) är lika med partikelhastigheten genom vinkelfrekvensen. Det innebär att partikelförskjutningen vid samma ljudtryck blir större vid låga frekvenser i en ljudvåg än vid höga. Partikelaccelerationen är lika med partikelhastigheten gånger vinkelfrekvensen. Nära en ljudkälla kan stora partikelhastigheter med lokala tryckfluktuationer ske utan att en ljudvåg sprider ljudenergin bort från källan.

Ljudets egenskaper kan uppmätas och anges i flera olika enheter och utifrån olika antaganden. Här betraktas ljudets egenskaper som ljudtryck utifrån nivån angiven i dB re 1 μ Pa och spektrum i 1/3-oktavbandsnivå. Noterbart är att de organismer som studerats inte kan detektera tryck, utan kan istället detektera partikelrörelser i ljudfältet. I fjärrfältet kan beräkningar mellan ljudtryck och partikelrörelser göras, men det är inte möjligt i närfältet (eller i små akvarier) där kontrollmätningar av partikelrörelser krävs. Detta har beaktats och mätningar av partiklarnas rörelser har genomförts i de experimentakvarier som använts för att verifiera de faktiska stimuli som organismerna utsatts för.

4.2 Ljudkällor i havet

I havet förekommer ljud från många naturliga ljudkällor såsom vattenrörelser, vindfriktion, regn, sedimentrörelser och djurliv. På avstånd bildar de naturliga ljudkällorna tillsammans ett bakgrundbrus. Den mänskliga påverkan på ljudmiljön i kustnära vatten är dock omfattande och inverkar stort på havets bakgrundsbrus. Av människan introducerade ljudkällor som bidrar till en ökad ljudbild i havsmiljön kan nämnas båtmotorer, ekolod, sonar och konstruktionsarbete (ICES AGISC, 2005; Wahlberg och Westerberg, 2005).



Figur 1. Diagrammet är hämtat ur Urick, R.J., "Principles of underwater sound", 3rd edition, Mcgrawhill, 1983 och det illustrerar värden på bakgrundsljudets medelnivå i havet orsakad av seismisk aktivitet (låga frekvenser), fartygstrafik på avstånd (låga till medelhöga frekvenser), vindalstrat ljud (medelhöga frekvenser) och termiskt brus (höga frekvenser). Ljudstyrkan är angiven som spektrumnivå, det vill säga med 1 Hz bandbredd, i dB re 1 µPa. För att räkna om till ett annat frekvensband ska 10-logaritmen av bandbredden adderas till det avlästa värdet.

Mätningar av undervattensljud har visat att i havsområden, med inslag av havsbaserad vindkraft, ligger bakgrundsljudet på relativt höga nivåer och vid lägre frekvenser (<1000 Hz) kan ljudet bland annat domineras av båttrafik vilket kan ge upphov till stora dygnsvariationer för lågfrekvent ljud (<1000 Hz) (Nedwell et al., 2003). Vid högre frekvenser (>2000 Hz) minskar variationerna i bakgrundsljudet (Nedwell et al., 2003). Fartyg såsom fisketrålare, katamaranfärjor, färjor, containerfartyg, Ro-Ro-fartyg och sandsugare orsakar ett brett ljudband inom frekvensintervallet 2 Hz – 1000 Hz, med ljudnivåer mellan 110 – 150 re 1 µPa uppmätt vid ett avstånd av 100 m (Elforsk, 2002). Containerfartyg och fisketrålare ger ljudnivåer på ca 150 dB i frekvensintervallet 50- 200 Hz (Elforsk, 2002).

Vid mätningarna av undervattensljudet utanför Utgrunden vindpark i Kalmar-sund dominerades ljudbilden av frekvenser överstigande 63 Hz från passerande båtar. Ljuden var dock beroende av båtarnas båttyp och storlek (Ingemansson Technology, 2003). Vind och vågor antas producera ljud inom frekvensintervallet 2 kHz – 100 kHz (Nedwell *et al.*, 2003).

4.3 Driftljud från havsbaserade vindparker

Driftljud från havsbaserad vindkraft består dels av luftburet ljud från vingbladen och dels av ett stomljud från turbinen som härrör från generatorer och växellådor (Ingemansson Technology, 2003). Stomljudet utgörs främst av lågfrekvent buller med inslag av högre toner (Elforsk, 2002; Ingemansson Technology, 2003). Tonerna uppkommer från generatorer och växellådor inuti tornet på vindkraftverken och överförs som vibrationer via fundament och ut i vattenmassan (Elforsk, 2002; Ingemansson Technology, 2003). Då luft och vatten har mycket olika akustisk impedans kommer den övervägande delen av det luftburna ljudet att reflekteras mot vattenytan och därmed inverka mycket lite på ljudbilden under vatten (Elforsk, 2002; Ingemansson technology, 2003). Fundamentets konstruktion har också en stor betydelse för den emitterade ljudbilden då exempelvis ett så kallat monopile-fundament (stålrör med \varnothing av 3 – 6 m) alstrar en större andel ljud i frekvensområdet 50 - 500 Hz och gravitationsfundament (ballastfylld kassun med betong) en större andel ljud under 50 Hz (Elforsk, 2002; Degn, 2002).

Fältmätningar av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk har gjorts vid bland annat Utgrunden (Östersjön), Horns rev (Nordsjön), Nogersund (Östersjön), Vindeby (Bälthaven) samt Bockstigen (Östersjön), undantaget Horns rev med effekt 2 MW utgör resten förhållandevis små vindkraftsverk med effekter upp till 1,5 MW.

Vid Utgrunden registrerades ljudbilden på tre avstånd (83 m, 160 m och 463 m) under 3 olika vindstyrkor (ca 4 m/s, 8 m/s och 14 m/s) från ett vindkraftverk (Ingemansson Technology, 2003). Detta utstrålade främst lågfrekvent ljud med några dominerande frekvenser mellan 30 – 800 Hz. Högst ljudstyrka 125 dB re 1 μ Pa uppmättes på 83 m avstånd av en ton på 178 Hz vid 14 m/s. En minskning i ljudstyrka beräknades till ca 4 dB/dubblerat avstånd och ljudtrycket ökade med ökad vindhastighet för de dominerande tonerna (frekvenserna). Vid tillfällena då fartyg passerade vindparken dominerades ljudbilden av dessa vid frekvenser överstigande 63 Hz.

För den danska vindparken Horns rev uppmättes ljudbilden vid ett avstånd av ca 100 m från en turbin under olika vindstyrkor 5,9 – 15,6 m/s (Betke, 2006). Turbinerna utstrålade ljud med frekvenser under 800 Hz. Ljudet hade inslag av några högre toner kring 96 – 100, 150, 200, 300 och 600 Hz. Högst ljud uppmättes för 150 Hz (122 dB re 1 μ Pa) och 300 Hz (111 dB re 1 μ Pa). Ljudtryckets medelvärde för dessa båda dominerande tonerna 150 Hz respektive 300 Hz var 118 dB re 1 μ Pa respektive 105 dB re 1 μ Pa.

Vid Nogersund genomfördes mätningar vid vindstyrkor på 6 m/s och 12 m/s inom frekvensbandet 1 Hz – 20 kHz (Westerberg, 1994). Högsta ljudstyrka uppmättes till 102 dB re 1 μ Pa 6 m/s och 113 dB re 1 μ Pa 12 m/s, detta vid ca 16 Hz.

Vid Vindeby i Danmark gjordes mätningar i frekvensintervallet 10 Hz – 100 kHz på ett avstånd av 14 m, vindhastigheten var vid mättillfället 13 m/s (Degn, 2002). Mätningarna visade att vid frekvenser upp till 400 Hz är ljudet från vindkraftverken större än bakgrundsljudet. Högsta toppen fanns kring 20 Hz och låg på 119 dB re 1 μ Pa. För frekvenser högre än 1000 Hz maskerades ljudet från vindkraftverket av bakgrundsljudet.

Mätningar av undervattensljud vid Bockstigen på Gotland genomfördes i frekvensintervallet 10 Hz – 100 kHz (Degn, 2002). Hydrofonen placerades 20 m från turbinen och vindhastigheten vid mättillfället var 8 m/s. Mätningarna visade att det huvudsakliga ljudet genererades mellan 63 – 630 Hz och var som högst, 95 dB re 1 μ Pa, vid 160 Hz.

Sammanfattningsvis kan det sägas att den generella ljudbilden från de havsbaserade vindkraftverken omfattar ett frekvensintervall kring 1– 1000 Hz med viss dominans av frekvenser under 800 Hz med inslag av höga toner. De högsta ljudtrycken har hittills visat sig ligga omkring frekvenserna 16 – 30 Hz, 150 – 200 Hz, 300 Hz och 600 – 722 Hz. Av mätningarna framgår också att vissa vindkraftverk tenderar att utstråla högre ljudstyrkor. Detta är särskilt märkbart från de mätningar av ljudet för vindparken Utgrunden i Kalmarsund där högst ljudstyrkor uppvisats (Ingemansson Technology, 2003; Madsen, 2006).

4.4 Marina evertebrater och ljud

Djur som lever i havet använder ljud för flera ändamål och för många organismer är ljuduppfattningen livsnödvändig. Ljud kan användas för bland annat orientering, födosök och kommunikation i vattenmassan (Madsen, 2006; Wahlberg, 2005; Heuch och Karlsen, 1997; Feigenbaum & Reeve, 1977) och plötsliga ljud kan exempelvis varna för annalkande faror (Popper *et al.*, 2003). Ljud med olika frekvenser och styrkor registreras av olika sinnesorgan (Zhadan, 2005; Popper *et al.*, 2001) hos marina organismer och för organismer utan hörselorgan kan särskilda sinnesceller uppfatta ljud i form av partikelrörelser i vattnet. Det kan således antas att ljud av en särskild frekvens och/eller styrka kan leda till stress för en organism.

Blötdjur (mollusker) såsom musslor har visat sig kunna registrera ljud i vattenmassan och bland annat uppfattar Östersjömussla (*Macoma balthica*) vibrationer skapade av vågor i frekvensintervall 50 – 200 Hz (Franzén, 1995). Andra studier ger också indikationer på att musslor kan uppfatta vibrationer av lågfrekvent karaktär (Zhadan, 2005; Örnros, 2004). Exempelvis kan kolonisering ("settringen") av zebromussla (*Dreissena polymorpha*) förhindras vid en kombination av vibrationer och lågfrekvent (<200 Hz) ljud. Samma lågfrekventa ljud påverkade däremot inte redan etablerade zebromusslor samt andra organismer som cyanobakterier, planktoniska kräftdjur (*Daphnia galeata merzdotaе*, *D. pulicuria*), juvenil gul abborre (*Perca flavecens*). (Donskoy och Ludyanskiy, 1995).

Kräftdjur uppfattar och använder sig av lågfrekventa ljud och hos vissa arter används dessa ljud även för kommunikation (Popper *et al.*, 2001). Speciellt har tiofotade kräftdjur (*Decapoda*) såsom hummer (*Homarus gammarus*) och havskräfta (*Nehrops norvegicus*) visat sig reagera på ljudsignaler i frekvensområdet 20 – 180 Hz (Goodall *et al.*, 1990). Den Amerikanska hummern (*Homarus americanus*) kan också alstra vibrationer i frekvensområdet 87 – 261 Hz om den känner sig hotad (Henninger *et al.*, 2005). Parasitiska hoppkräftor (*Lepeoptheirus salmonis*) har visats reagera på vibrationer med frekvenserna; 1, 3, 5 och 10 Hz då detta troligen motsvarar de vibrationer som fisk (parasitvärd) skapar framför kroppen då de simmar i vattenmassor (Heuch och Karlsen, 1997).

Kommersiellt har vibrationer av högfrekvent- och lågfrekvent karaktär tillämpats, dock med varierad effektivitet, för att motverka påväxt på båtskrov av havstulpaner och musslor (Sanford Branscomb och Rittschof, 1984; Suzuki och Konno, 1970; Donskoy och Ludyanski, 1995). Detta indikerar också att marina organismer uppfattar och registrerar undervattensljud.

5 Material och Metod

Experimenten utfördes vid Kristinebergs Marina forskningsstation i Fiskebäckskil och försökshallen utgjordes av en separat byggnad utan påverkan av ljud från den dagliga aktiviteten. I försökshallen fanns tillgång till rinnande djupvatten, salthalt 30 – 35 ‰, som pumpades in direkt från Gullmarsfjorden. Organismerna exponerades för ljud med 3 olika frekvenser; 61, 178 och 721 Hz och ett medelljudtryck på 99 dB re 1 μ Pa.

5.1 Försöksorganismer

I försöken användes limfjordsmussla (*Abra nitida*), ormstjärna (*Amphiura filiformis*), sandräka (*Crangon crangon*) och rödspotta (*Pleuronectes platessa*) (figur 2).



Figur 2. Fotografier av de försöksorganismer som studerades; övre bilder från vänster limfjordsmussla och ormstjärnor, undre bilder från vänster rödspotta och sandräka.

5.1.1 Limfjordsmussla (*Abra nitida*)

Det så kallade *Abra*-samhället har fått sitt namn från ett släkte av små musslor där de vanligaste arterna är *Abra alba* och limfjordsmusslan *Abra nitida*. Den senare är en mjukbottenlevande mussla som är mycket allmän längs hela västkusten. Arten förekommer på mjukbottnar ner till södra Öresund (figur 3). Den återfinns ofta i stora individtätheter och deras aktivitet i sedimentet är en viktig faktor för syreomsättningen i ytsedimentet. Musslan förekommer nedgrävd 1–10 cm ned i ytsedimentet på 5 – 100 m djup. I Öresund påträffas den från ca 5-10 meter och

ned till ca 30 meters djup. En typisk botten i området kring salthaltsprångskiktet i norra Öresund kan hysa 1 000 individer/m² med en vikt på 100-200 g/m² (Josefsson, 1982). I grunda områden är individantalet grovt räknat ca 10 ggr högre. Dessa tal förändras dock mycket från år till år beroende på naturliga variationer. Limfjordsmusslan livnär sig på organiskt material som den tar upp med hjälp av sina uppstickande sifoner. Arten utgör även en viktig födokälla för bottenlevande fisk som upptäcker musslorna genom de uppstickande sifonerna. För att förhindra detta har en försvarsmekanism utvecklats hos musslorna i form av stor känslighet mot de vibrationer (partikelrörelser) i vattnet som åstadkommes av en annalkande fisk. Detta leder till att sifonerna dras tillbaka ner i sedimentet. (www.oresundsvand.dk)

5.1.2 Ormstjärna (*Amphiura filiformis*)

Ormstjärnan, *Amphiura filiformis*, är en dominerande art i Kattegatt och Skagerrak på djupare mjukbotten (>30 m) och kan förekomma med en täthet på över 500 vuxna individer per m². Den utgör en mycket viktig födokälla för fisk och bentiska rovdjur. *Amphiura filiformis* är en passiv filterare som ligger nedgrävd i sedimentet med sina styva armar stående upp ovanför bottenytan. Med armarnas hjälp fångar de plankton och organiska partiklar som finns i vattnet och spelar på så vis en viktig roll i havets produktion och ekologiska balans (Dahl, 1955). Ormstjärnans utbredningsgräns presenteras i figur 3.

5.1.3 Sandräka (*Crangon crangon*)

Sandräkan är mycket vanlig på grunda sandiga bottenar längs hela västkusten och i Östersjön upp till Ålands hav (figur 3). Den förekommer främst på bar sandbotten samt i ålgräsängar (*Zostera marina*). De är talrikast under förhösten och vandrar senare under året ut på djupare vatten. Sandräkan är en mycket viktig födoart för såväl fisk som sjöfåglar. (www.vattenkikaren.gu.se).

5.1.4 Rödspotta (*Pleuronectes platessa*)

Rödspottan lever på leriga och sandiga bottenar från kusten till ca 200 meters djup. Arten har sin utbredning längs hela västkusten och in i Östersjön upp till Gotland (figur 3) (Ursing 1956). De flesta vuxna rödspottor förekommer på ca 10-50 meters djup, de yngre genomgående på grundare vatten. Under sommaren finns juvenila rödspottor på grunda bottenar men under hösten, då de är 7-12 cm stora vandrar de ut mot djupare vatten (www.vattenkikaren.gu.se). Rödspottans föda består i huvudsak av mindre bottenlevande djur såsom havsborstmaskar, tångloppor och tunnskaliga musslor. Under vintern har rödspottan ett litet födobehov, men på våren uppsöker de grunda vatten för att äta. Vuxna individer är mest aktiva på natten och återfinns då inne på grunt vatten där de lättare hittar föda. Rödspottan leker under vintern i Skagerrak, Kattegatt och Bälthavet samt i Bornholmsdjupet i västra Östersjön. I västra Östersjön sker leken på 69-90 meters djup i november till juni (Ursing, 1956) och i Kattegatt sker leken huvudsakligen i de södra delarna på djup mellan 30-40 meter (Nielsen *et al.*, 2004).



Figur 3. Kartan återger den ungefärliga utbredningen av de undersökta organismerna, vilka följer salthaltsgradienten från Västerhavet upp genom Östersjön. I Skagerak och Kattegatt förekommer alla fyra arterna medan endast sandräkan påträffas upp mot Ålands hav. Ormstjärnan *Amphiura filiformis* och limfjordsmussla förekommer i ler- och sandbottnar från 30 resp. 5 m djup. Sandräka och yngel av rödspotta förekommer på grundare sandbottnar, från ytan ned till c:a 20 resp. 10 m djup. Utbredningen av fullvuxen rödspotta når upp till norra Gotland men fortplantningen sker i sydligare delar av Östersjön varpå ynglen förväntas ha en mer begränsad utbredning. (Informationsunderlag: Vattenkikaren Tjärnö marinbiologiska laboratorium (1999), Nissling *et al.*, (2002), Nohrén *et al.*, (In Prep.).)

5.2 Experiment

De olika försöksdjuren samlades in från Gullmarsfjorden. Limfjordsmusslor och ormstjärnor insamlades med en så kallad *Agazzis-skrapa* medan sandräka och rödspotta insamlades med ett *push-net*. Efter insamling förvarades organismerna i akvarier med rinnande havsvatten.

Under försöken användes totalt 24 akvarier med måtten 10 * 15 * 15 cm, 12 för behandling med ljud och 12 för kontroller utan ljud. Dagligen byttes ca 1/3 av vattnet ut mot nytt djupvatten. Ljus och temperatur (8 – 17 °C) reglerades för att motsvara naturliga förhållanden för arterna. Sediment från Gullmarsfjorden som användes under försök med limfjordsmussla, ormstjärna och rödspotta sållades först genom ett 0,5 mm såll. Detta gjordes för att reducera mängden stora partiklar och större organismer som potentiellt kunnat påverka resultaten.

5.2.1 Limfjordsmussla (*Abra nitida*)

Till varje akvarium tillsattes 8 musslor. Under försöken med ljudexponering studerades förändring i musslornas nedgrävningshastighet samt dess grävaktivitet i yt-sedimentet. Nedgrävningshastigheten mättes genom notering av antal icke-nedgrävda individer efter; 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 120 och 300 minuters ljudexponering. Grävaktiviteten studerades genom fotografering av sedimentytan efter; 24 h, 48 h, 72 h och 96 h ljudexponering. Fotografierna bildbehandlades i programvaran *ImageJ* där den bearbetade sedimentytan/dygn, som uppvisar en något mörkare färg, beräknades och gavs ett procentuellt värde i förhållande till hela sedimentytan. Metodiken har tidigare använts för att studera påverkan av kemikalier i båtbottnfärger (Bellas *et al.*, 2006).

5.2.2 Ormstjärna (*Amphiura filiformis*)

Ormstjärnan *Amphiura filiformis* använder sina armar för att fånga födopartiklar. Arten kan dels filtrera ut partiklar ur vattenmassan alternativt leta efter deponerat (nedfallet) material på botten med armarna. Studier har visat att ormstjärnan kan reagera på kemisk stimulering vid närvaro av ett rovdjur (predator) eller annat hot och dra ned sina armar helt eller delvis i havsbotten som en larmrespons (Rosenberg och Selander, 2000). Detta beteende studerades och antal armar som filtrerade och letade efter deponerat material på botten räknades; före försökets start och 1 minut, 24, 48 samt 72 h efter start av ljudexponeringen. Totalt placerades fem individer i varje akvarium. För att få en filtrerande effekt hos armarna bör en viss vattenström förekomma (Loo *et al.*, 1996). För att skapa detta tillkopplades en återcirkulerande pump som pumpade ca 10 ml/minut. Denna vattenström visade sig dock inte tillräcklig för att erhålla en tydlig filtrerande effekt och därför separerades inte antal filtrerande armar från armar som letade deponerat material. Istället bedömdes dessa tillsammans utgöra responsvariabeln *antal aktiva armar*. Ormstjärnan är aktiv under natten och när den utsätts för ljus drar den ned sina armar i havsbotten (Rosenberg och Lundberg, 2004). För att undvika mätning under icke-aktiv period genomfördes därför mätningarna i mörker och endast en liten lampa med rött ljus användes för att belysa sedimentytan och armarna. Vid varje

mättillfälle genomfördes tre mätningar och från dessa värden beräknades därefter ett medelvärde som sedan tillämpades vid de statistiska analyserna.

5.2.3 Sandräka (*Crangon crangon*)

I varje akvarium tillsattes en sandräka (carapaxlängd 11 – 12 mm). Räkorna exponerades därefter för ljud under 4 dygn och förändringar i födointag studerades. Sandräkorna utfodrades med *Artemia* räkor (saltkräftor) (5,5 – 6,5 mm). Pilotförsök visade att sandräkor konsumerade 5 – 55 *Artemia* räkor (5,5, - 6,5 mm) per dygn, (n = 13). Inför försöken utfodrades först sandräkorna med *Artemia* räkor (minst 0,2 g) under en timme. Därefter sattes de i försöksakvarierna och fick akklimatisera sig under 2,5 h. Enligt Pihl och Rosenberg (1984) tar det ca 2 timmar för magen att tömmas på innehåll, således var alla sandräkor lika matade (standardiserade) innan försöken startade. Mätningar av födointag gjordes under det första dygnet efter 1 h och 24 h ljudexponering och denna process upprepades sedan under det fjärde dygnet. Liknande metodik har tillämpats vid studier med den närbesläktade arten tångräka (*Palaemon elegans*) (Persson, 2005). Under dygn 1 och dygn 4 matades sandräkorna med 60 stycken *Artemia* räkor/dygn och antal konsumerade *Artemia* räkor utgjorde responsvariabeln. Under dygn 2 och dygn 3 utfodrades sandräkorna med minst 0,2 g *Artemia* räkor. Detta motsvarar mer än 12,1 % av sandräkornas biomassa vilket är den mängd föda de maximalt konsumerar/dygn (Pihl och Rosenberg, 1984).

5.2.4 Pilotförsök med Rödspotta (*Pleuronectes platessa*)

I varje akvarium tillsattes en rödspotta (30-35 mm) och dessa exponerades under 15 minuter för ljud (n=24). Under exponeringen noterades *simfrekvens* (antal observationer), *total simtid* (sekunder), *nedgrävning* (antal observationer) samt *nedgrävd tid* (sekunder). Efter de inledande 15 minuterna noterades *respirationsfrekvens* (antal gällocksrörelser) under en minut för varje individ.

5.3 Alstring och uppmätning av undervattensljud

Ljud (vibrationer) alstrades med en tongenerator (Model FGA 100 K 5 Funktionsgenerator/förstärkare) kopplad till sex vibratorer (Pudak Scientific). Från varje vibrator kopplades två aluminiumstavar (Ø 5 mm) ned till två glasakvarier och på så sätt kunde ljud (vibrationer) skapas. När apparaturen testades inför försöken kopplades vibratorerna direkt till tongeneratoren som reglerade frekvens och spänning. Spänningen varierade dock alltför mycket mellan vibratorerna. Tongeneratoren anslöts därför först till separata förstärkare (6 st.) som sedan kopplades vidare till en vibrator (se figur 4a-b). Därmed kunde exakt spänning regleras till varje vibrator och därmed även möjlighet att variera ljudtrycket oberoende av den spänning tongeneratoren utsände.



Figur 4a. Uppställning av vibratorer med glasakvarier (bild till höger) och kontroll med glasakvarier (bild till vänster) inför start av försök.



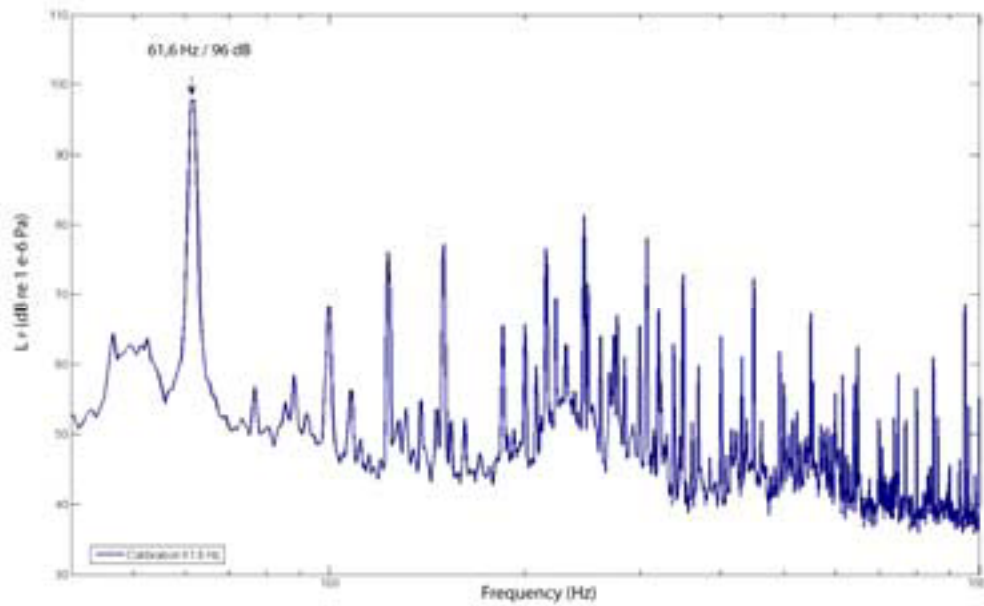
Figur 4b. Bilden illustrerar en tongenerator som reglerar frekvens, en förstärkare kopplad från generatoren till vibratoren för reglering av strömspanning samt en metallstav för alstring av ljud/vibrationer ned i glasakvarium.

Ljudet i varje akvarium uppmättes och justerades in med hjälp av en hydrofon av typen Burns Electronic. Signalen analyserades med hjälp av analog ingång på PC och frekvensanalys i Matlab. Hydrofonens känslighet i Volt per μPa användes för att få ljudtrycket i Pascal (figur 5). Därmed kunde ljudet kalibreras mot den spänning som förstärkaren utsände. Spänningen från förstärkaren uppmättes med

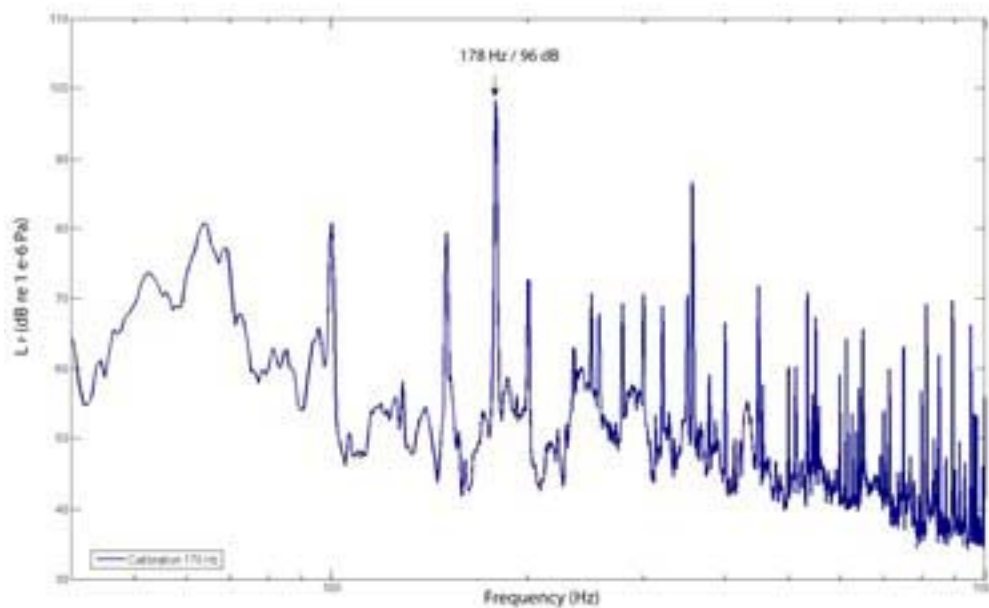
ett oscilloskop (figur 5). När önskad ljudbild alstrats uppmättes och spelades ljudet in under 30 sekunder. Tre olika ljud alstrades med frekvenserna 61, 178 respektive 721 Hz och dessa ljud hade ett ljudtryck kring ca 99 dB re 1 μPa (figur 6a-c). Vid ett senare tillfälle gjordes en kompletterande mätning för att kunna beräkna partikelaccelerationen i akvarierna vid de olika ljudfrekvenserna som användes i experimenten. Därtill gjordes även en mätning av bakgrundsljudet (tyst tank/miljö) (figur 6d). En detaljerad beskrivning av metod och resultat från mätning och beräkning av partikelaccelerationen återfinns i Bilaga 2.



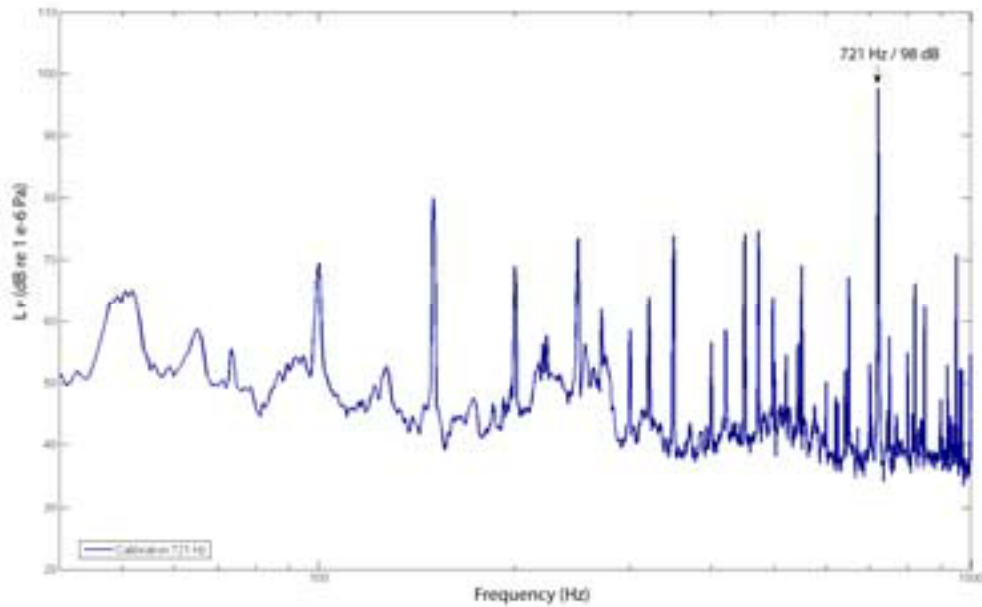
Figur 5. Övre bild: Med hjälp av en hydrofon som hölls ned under vattenytan i varje enskilt glasakvarium kunde den alstrade ljudbilden uppmätas och anpassas efter behov. Nedre bild: Med ett oscilloskop kunde spänningen från förstärkaren uppmätas och kalibreras efter önskad ljudbild.



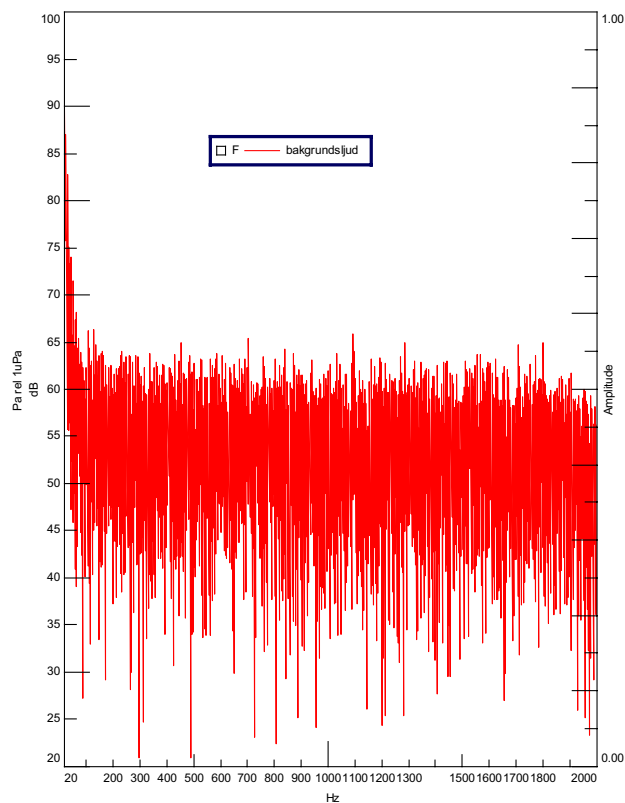
Figur 6a. Uppmätt ljudbild under 30 sekunder vid ca 61 Hz i ett försöksakvarium, frekvens (Hz) anges utefter x-axeln och ljudtryck i dB re i 1 μ Pa anges längs y-axeln.



Figur 6b. Uppmätt ljudbild under 30 sekunder vid ca 178 Hz i ett försöksakvarium, frekvens (Hz) anges utefter x-axeln och ljudtryck i dB re i 1 μ Pa anges längs y-axeln.



Figur 6c Uppmätt ljudbild under 30 sekunder vid ca 721 Hz i ett försöksakvarium, frekvens (Hz) anges utefter x-axeln och ljudtryck i dB re i $1 \mu\text{Pa}$ anges längs y-axeln.



Figur 6d. Uppmätt ljudbild för bakgrundsjud (tyst akvarium) i ett försöksakvarium, frekvens (Hz) anges utefter x-axeln och ljudtryck i dB re i $1 \mu\text{Pa}$ anges längs y-axeln.

Eftersom de tankar som användes var små skedde ingen plan vågutbredning inom tankens väggar och det var därför inte möjligt att beräkna partikelhastigheten utifrån den uppmätta akustiska impedansen. Det var därför nödvändigt att göra separata accelerationsmätningar. Dessa utfördes av ÅF-Ingemansson AB, Göteborg. Mätningar gjordes på tre punkter i tankarna; vid vibratorstickan, på glasrutan och i sedimentet. De uppmätta accelerationsvärdena varierade mellan de olika mätpunkterna och var långt högre än vad som kunde förväntas från ljudtrycksmätningarna. Det kan således förklaras med att i en liten tank är den akustiska impedansen mycket mindre än i den fria vattenmassan så, för ett givet ljudtryck uppnås mycket större partikelrörelser i vattenmassan.

Tabell 1. Den uppmätta partikelaccelerationen vid vibratorstickan, på glasväggen och i sedimentet i försökstankarna har beräknats utifrån mätdata och anges i tabellen nedan. Mätdata återfinns i bilaga 2.

Frekvens (Hz)	Acceleration (ms^{-2})	Position
61	2.45 - 7.85	Vibratorsticka
178	0.29 - 1.28	Vibratorsticka
721	0.34 - 1.37	Vibratorsticka
61	0.009 - 0.044	Glas
178	0.002 - 0.004	Glas
721	0.0003 - 0.002	Glas
61	0.013 - 0.027	Sediment
178	0.002 - 0.003	Sediment
721	0.003 - 0.006	Sediment

Val av frekvenser för ljudexponering gjordes med utgångspunkt från mätningarna av undervattensljud vid Utgrundens vindpark (Ingemansson Technology, 2003). Mätningarna av undervattensljudet redovisade här en dominans av frekvenser mellan 30 – 800 Hz med inslag av några högre toner (Ingemansson Technology, 2003). Utav dessa högre toner som utmärktes vid ljudupptagningarna valdes tre frekvenser för denna studie; 61, 178 respektive 721 Hz.

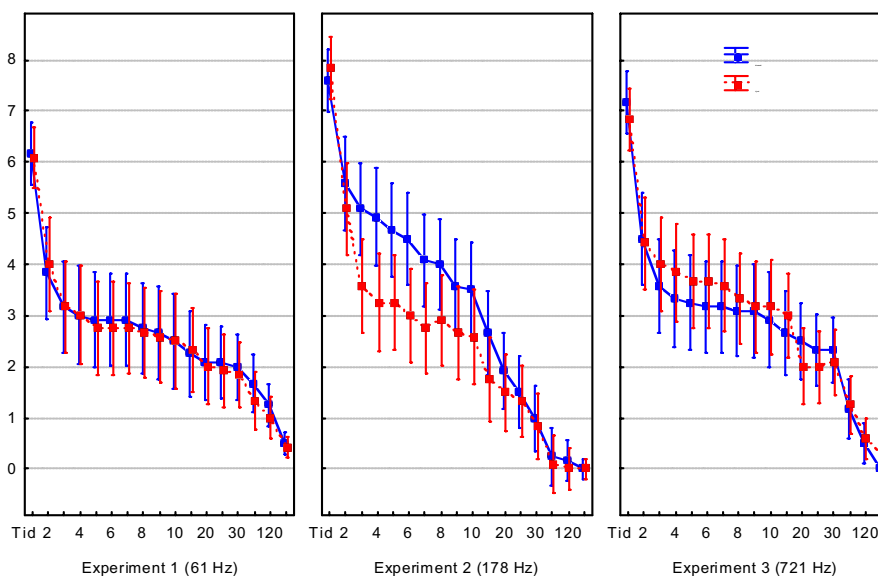
6 Resultat

Statistisk analys och resultat för försök med limfjordsmussla, ormstjärna, sandräka och rödspotta redovisas i detalj i Bilaga 1. Nedan ges en översiktlig beskrivning av resultaten samt en grafisk presentation.

6.1 Limfjordsmussla (*Abra nitida*)

6.1.1.1 RESPONSVARIABEL; NEDGRÄVNINGSHASTIGHET

Nedgrävningshastigheten hos limfjordsmusslor som exponerades för 178 Hz ökade signifikant (2-faktors ANOVA, $P < 0,05$) jämfört med kontrollerna (se figur 7). Vid 61 och 721 Hz påverkades däremot inte nedgrävningshastigheten. Då kontrollgruppen i behandling 178 Hz verkade vara mindre benägna att gräva ner sig än de andra kontrollgrupperna som exponerades för 61 respektive 721 Hz testades kontrollerna separat. Resultatet visade att musslorna i behandling 178 Hz hade en signifikant lägre nedgrävningshastighet än musslorna i kontrollgrupperna vid 61 och 721 Hz.

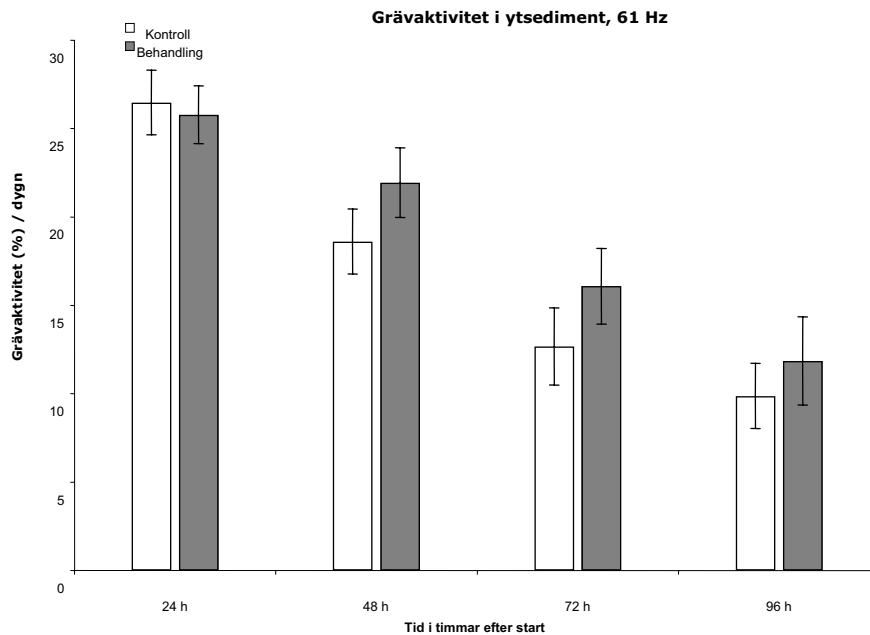


Figur 7. Diagrammen anger responsvariabeln *nedgrävningshastighet* i tid (minuter) för limfjordsmusslor exponerade för frekvenserna 61, 178 och 721 Hz (röd linje) inklusive kontroller (blå linje). Vertikala streck anger 95% konfidensintervall.

RESPONSVARIABEL; AKTIVITETSFÖRSÖK

61 Hz, maximal partikelacceleration 2,45 - 7,85 ms⁻²

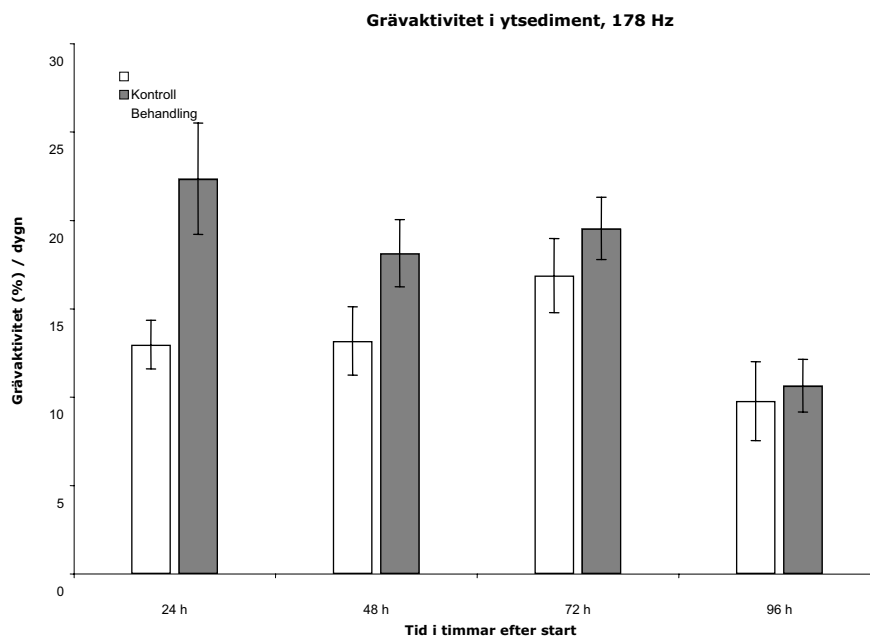
Grävaktiviteten i ytsedimentet hos limfjordsmusslor som exponerades för 61 Hz skiljde sig inte signifikant från kontrollgruppen under försöksperioden (96 h). Resultatet antyder dock en trend mot ökad grävaktivitet i behandling (61 Hz) jämfört med kontrollgruppen vid mättillfälle 96 h ($P = 0,03$) (figur 8).



Figur 8. Diagrammet anger medelvärde \pm SE ($n = 12$) för responsvariabeln *grävaktivitet (%) / dygn* i ytsediment för limfjordsmusslor exponerade för ljud (61 Hz) och kontroller.

178 Hz, maximal partikelacceleration 0,29 – 1,28 ms⁻²

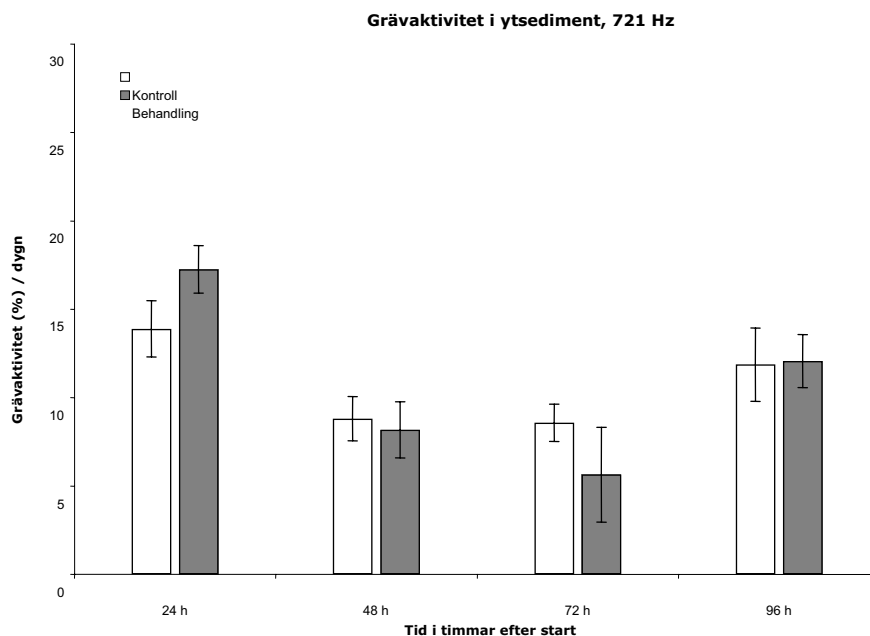
Grävaktiviteten i ytsedimentet hos limfjordsmusslor som exponerades för 178 Hz var signifikant högre (t-test, $P < 0,012$) efter 24 h exponering jämfört med kontrollgruppen (figur 9). Denna skillnad minskade sedan successivt under resterande försöksperiod och var inte längre signifikant skiljd från kontrollgrupperna.



Figur 9. Diagrammet anger medelvärde \pm SE ($n = 12$) för responsvariabeln *grävaktivitet (%) / dygn* i ytsediment för limfjordsmusslor exponerade för ljud (178 Hz) och kontroller.

721 Hz, maximal partikelacceleration $0,34 - 1,37 \text{ ms}^{-2}$

Grävaktiviteten i ytsedimentet hos limfjordsmusslor som exponerades för 721 Hz skiljde sig signifikant jämfört med kontrollgruppen under försöksperioden (96 h) (figur 10).



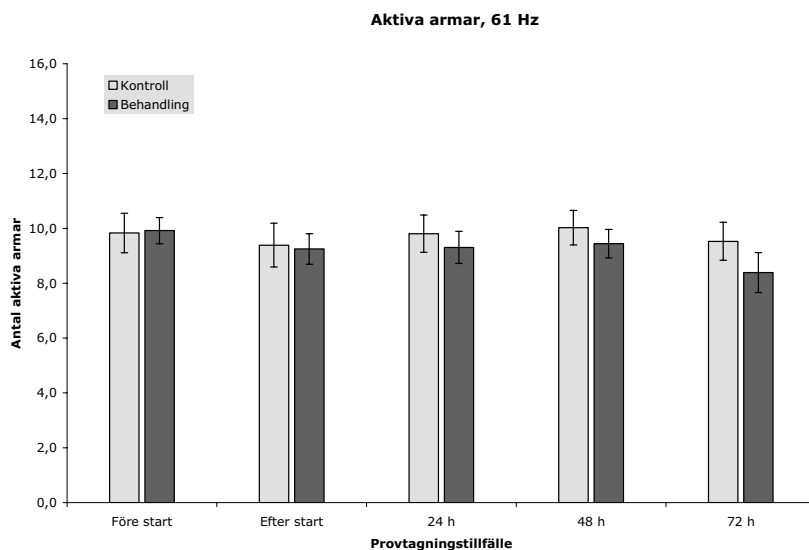
Figur 10. Diagrammet anger medelvärde \pm SE ($n = 12$) för responsvariabeln *grävaktivitet (%) / dygn* i ytsediment för limfjordsmusslor exponerade för ljud (721 Hz) och kontroller.

6.2 Ormstjärna (*Amphiura filiformis*)

RESPONSVARIABEL; AKTIVA ARMAR

61 Hz, maximal partikelacceleration $2,45 - 7,85 \text{ ms}^{-2}$

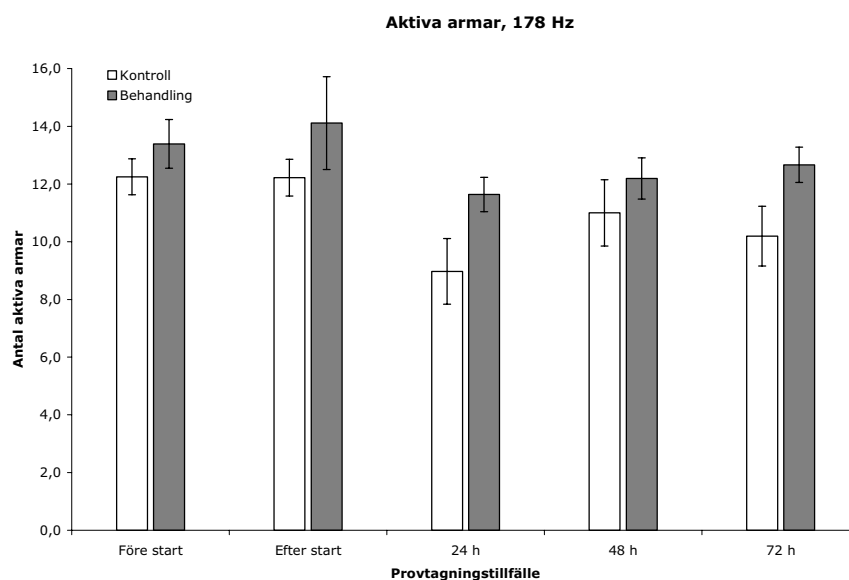
Antalet aktiva armarna hos ormstjärna som exponerades för ljudfrekvens 61 Hz skiljde sig inte signifikant jämfört med kontrollgruppen under försöksperioden (72 h) (figur 11).



Figur 11. Diagrammet anger medelvärde \pm SE ($n = 12$) för responsvariabeln *antal aktiva armar* för ormstjärnor exponerade för ljud (61 Hz) samt kontroller.

178 Hz, maximal partikelacceleration 0,29 – 1,28 ms⁻²

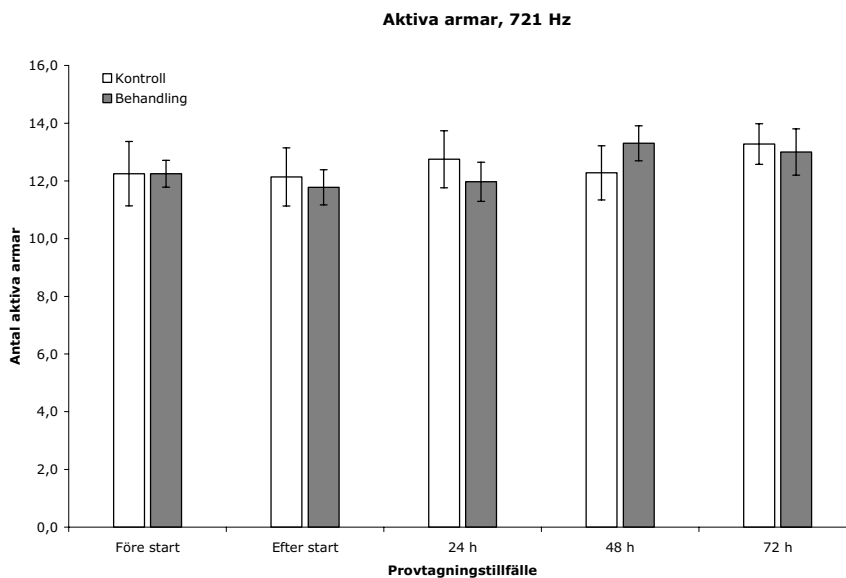
Antalet aktiva armarna hos ormstjärna som exponerades för ljudfrekvens 178 Hz påverkades inte signifikant under försöksperioden (72 h). Resultatet antyder dock en trend mot att *antal aktiva armar* ökat då ormstjärnan exponerats för 178 Hz efter 24 h ($P = 0,049$) (figur 12).



Figur 12. Diagrammet anger medelvärde \pm SE ($n = 12$) för responsvariabeln *antal aktiva armar* för ormstjärnor exponerade för ljud (178 Hz) samt kontroller.

721 Hz, maximal partikelacceleration 0,34 – 1,37 ms⁻²

Antalet aktiva armarna hos ormstjärna som exponerades för ljudfrekvens 721 Hz skiljde sig signifikant jämfört med kontrollgruppen under försöksperioden (72 h) (figur 13).



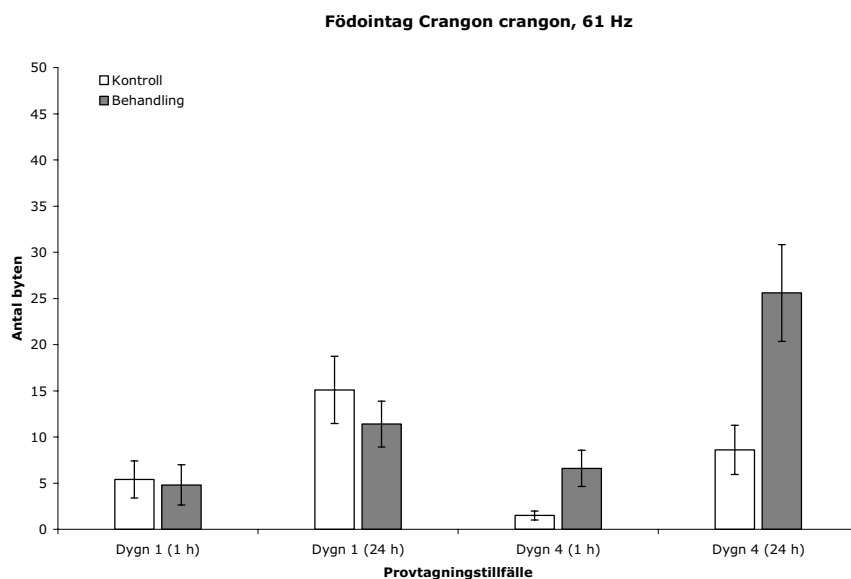
Figur 13. Diagrammet anger medelvärde ±SE ($n = 12$) för responsvariabeln *antal aktiva armar* för ormstjärnor exponerade för ljud (721 Hz) samt kontroller.

6.3 Sandräka (*Crangon crangon*)

RESPONSVARIABEL; FÖDOINTAG

61 Hz, maximal partikelacceleration 2,45 – 7,85 ms⁻²

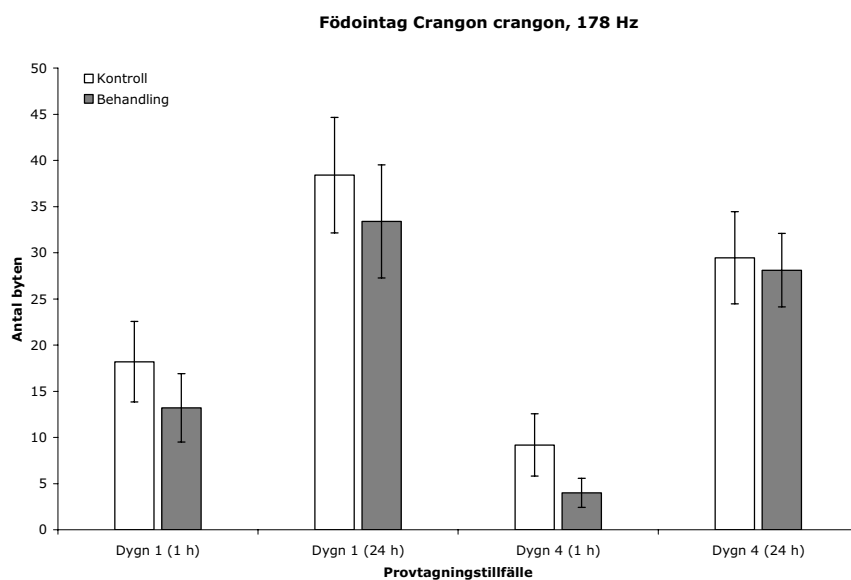
Födointaget hos sandräka exponerade för 61 Hz skiljde sig inte signifikant jämfört med kontrollgruppen, varken vid initial ljudexponering (dag 1) eller efter kontinuerlig ljudexponering (dag 4). Det föreligger dock stora variationer i födointag vilket kan tolkas som en otillräcklig mängd replikat (figur 14).



Figur 14. Diagrammet anger medelvärde \pm SE (n = 10) för responsvariabeln *födointag* (antal byten) för sandräka exponerad för ljud (61 Hz) samt kontroller.

178 Hz, maximal partikelacceleration 0,29 - 1,28 ms⁻²

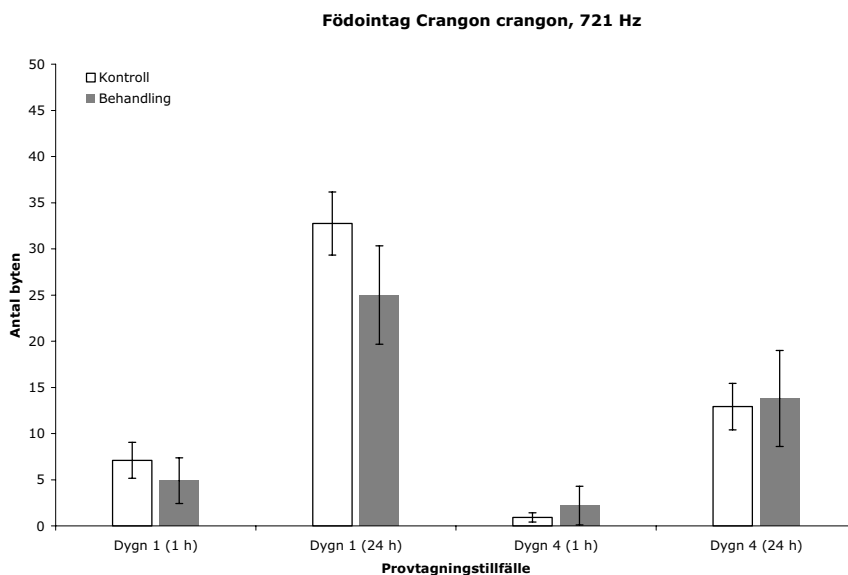
Födointaget hos sandräka exponerade för 178 Hz skiljde sig inte signifikant jämfört med kontrollgruppen, varken vid initial ljudexponering (dag 1) eller efter kontinuerlig ljudexponering (dag 4) (figur 15).



Figur 15. Diagrammet anger medelvärde \pm SE (n = 10) för responsvariabeln *födointag* (antal byten) för sandräka exponerad för ljud (178 Hz) samt kontroller.

721 Hz, maximal partikelacceleration $0,34 - 1,37 \text{ ms}^{-2}$

Födointaget hos sandräka exponerade för 721 Hz skiljde sig inte signifikant jämfört med kontrollgruppen, varken vid initial ljudexponering (dag 1) eller efter kontinuerlig ljudexponering (dag 4) (figur 16).



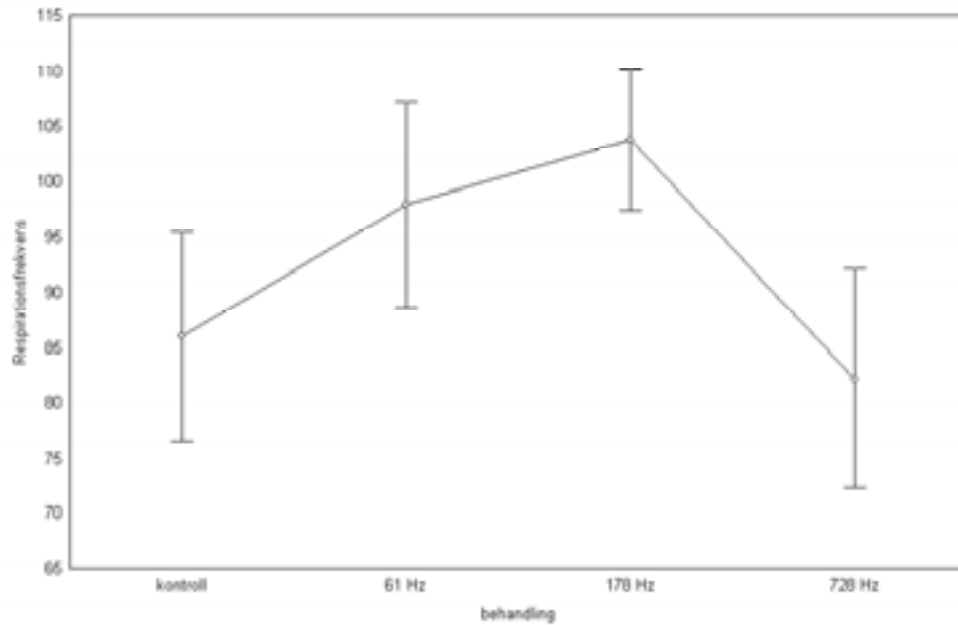
Figur 16. Diagrammet anger medelvärde \pm SE (n = 10) för responsvariabeln *födointag* (antal byten) för sandräka exponerad för ljud (721 Hz) samt kontroller.

6.4 Pilotförsök på Rödspotta (*Pleuronectes platessa*)

RESPNSVARIABEL; RESPIRATIONSFREKVENNS

Respirationsfrekvensen (antal gällocks rörelser/minut) hos juvenil rödspotta exponerad för 178 Hz (maximal partikelacceleration $0,29 - 1,28 \text{ ms}^{-2}$) ökade signifikant jämfört med kontrollen (1-faktor ANOVA $P = 0,004$). Detta avseende en minuts registrering av respirationfrekvensen efter 15 minuters ljudexponering (figur 17). Respirationsfrekvensen förändrades inte hos individer exponerade för 61 och 721 Hz jämfört med kontrollgruppen.

Simfrekvensen, total simtid, nedgrävd tid samt nedgrävningsfrekvens hos rödspotta påverkades inte vid exponering av de olika ljudfrekvenserna 61, 178 och 721 Hz jämfört med kontrollgrupperna. Resultaten presenteras i detalj i Bilaga 1.



Figur 17. Responsvariabel respirationsfrekvens (antal gällocks rörelser per minut) för rödspotta. Vertikala streck avgränsar 95% konfidensintervall.

7 Diskussion

Nedan följer en sammanställning av resultaten från föreliggande studie för arterna; limfjordsmussla, ormstjärna, sandräka och juvenil rödspotta. Därefter följer en kort konklusion av resultaten.

7.1 Limfjordsmussla (*Abra nitida*)

Limfjordsmusslan lever normalt nedgrävd i mjuka lerbottnar på 10-100 m djup längs hela västkusten. Den förekommer ofta i stort antal och utgör en viktig föda framförallt för plattfisk. Musslan livnar sig på organiskt material i ytsedimentet som den tar upp med hjälp av sifoner som den sticker upp ovanför sedimentet.

Resultaten från de inledande försöken med limfjordsmussla indikerade en effekt av ljudet på musslornas nedgrävningshastighet. Detta antagande baseras på den avvikande nedgrävningshastigheten vid exponering vid 178 Hz. Det avvikande resultatet i kontrollgruppen jämfört med de två övriga kontrollgrupperna för behandlingarna 61 Hz respektive 721 Hz försvårar emellertid denna tolkning av resultatet. Det kan vara möjligt att skillnaden i nedgrävningshastighet berodde på en okänd faktor som kan ha inverkat helt eller delvis på musslorna i kontrollgruppen. Vidare kunde det dock konstateras att vid samma ljudfrekvens (178 Hz) hade musslorna i behandlingsgruppen en ökad grävaktivitet i ytsedimentet efter 24 timmar jämfört med kontrollgruppen. Detta beteende kan tolkas som en respons på det tillförda ljudet men redan efter 48 timmars exponering hade grävaktiviteten i ytsedimentet återgått till det normala. Resultatet styrks av en annan studie av Franzén (1995), i vilken östersjömussla (*Macoma balthica*) exponerades för vibrationer inom frekvensintervallet 50 – 200 Hz. Responsen hos östersjömusslorna vid exponeringen bestod av frekventa och intensiva grävförsök. Den förhållandevis korta exponeringstid som limfjordsmusslorna utsattes för gav indikation på en eventuell anpassning till ljud vid frekvensen 178 Hz. Intressant är också att ljud med frekvensen 61 Hz visade en trend mot ökad grävningsaktivitet jämfört med kontrollgruppen under försöksperioden. Denna effekt kunde avläsas vid mättillfället efter 96 timmars ljudexponering. Ingen statistisk skillnad kunde dock påvisas ($P = 0,03$). I en studie visade Packard *et al.* (1989) att bläckfisk, vilken liksom limfjordsmusslan är ett blötdjur (*Mollusca*) har förmåga att uppfatta ljud (partiklars rörelser), inom frekvensintervallet 1 – 100 Hz. Dock testades endast detta intervall. Hörseltröskeln inom frekvensintervallet 1 – 100 Hz låg mellan 0,004 - 1 mm/s² för bläckfisk. Ljuduppfattningsförmågan avtog dock med ökad frekvens (Packard *et al.*, 1989).

Den förhållandevis korta exponeringstid som limfjordsmusslorna utsattes för gav indikation på en eventuell anpassning till ljud vid frekvensen 178 Hz. Intressant är också att ljud med frekvens 61 Hz visade en trend mot ökad grävningsaktivitet jämfört med kontrollgruppen under försöksperioden. Denna effekt kunde avläsas vid mättillfället efter 96 timmars ljudexponering men ingen statistiskt signifikant skillnad påvisades ($P = 0,03$). Eftersom den uppmätta partikelaccelerationen vid 61 Hz var mycket högre än vid 178 och 721 Hz kunde en tydlig effekt ha

förväntats. Någon förklaring till att så inte var fallet kan dock inte ges. För de fåtaliga data som finns redovisade i litteraturen verkar tröskeln för detektion ligga i området $0.1 - 10 \text{ mms}^{-2}$ (Wahlberg, muntlig uppgift.)

Den ekologiska inverkan på limfjordsmussla vid en ökad grävaktivitet på grund av ljudstörningar omkring 178 Hz från en havsbaserad vindpark skulle potentiellt kunna innebära en ökad energiåtgång och därmed försämrade livsvillkor och konkurrensförhållanden förutsatt att effekten var bestående. Studien visade dock att limfjordsmusslornas tycktes tillvänjas till ljudet redan efter 48 timmar och således bedöms dessa risker inte vara sannolika. Intressant vore emellertid att studera andra musslor (mollusker) med liknande ekologi som limfjordsmussla för att få en uppfattning om denna typ av påverkan är ett generellt mönster för sedimentlevande musslor.

7.2 Ormstjärna (*Amphiura filiformis*)

Vid en avläsning kort efter att ljudexponeringen påbörjats kunde inga effekter av ljudet avseende förändrat *antal aktiva armar* hos ormstjärnorna påvisas i behandlingarna (61, 178 eller 721 Hz) jämfört med kontrollgrupperna. Resultatet vid 178 Hz antyder dock en trend mot ett ökat *antal aktiva armar* efter 24 timmars exponering ($P = 0,049$). Denna trend var dock inte bestående eftersom ingen signifikant skillnad i *antal aktiva armar* mellan behandling (178 Hz) och kontroll kunde påvisas vid övriga mättillfällen. I de två kvarvarande behandlingarna (61 Hz respektive 721 Hz) kunde ingen skillnad i *antal aktiva armar* mellan behandlingsgrupp och kontroll påvisas.

Ormstjärnornas armar är ett viktigt val av föda hos många fiskar, särskilt sand-skädda och lerskädda (Pihl, 1994; Bowmer och Keegan, 1983). Resultaten för exponering av ormstjärna med frekvenserna 61, 178 och 721 Hz kan tolkas som att ljudet inte påverkar dess insamlingsförmåga av föda avseende *antal aktiva armar* och således påverkas inte heller deras tillgänglighet för predatorer. Detta beror sannolikt på att dessa frekvenser inte kan uppfattas av djuren.

7.3 Sandräka (*Crangon crangon*)

Under ljudexponeringen (61, 178 och 721 Hz) uppvisade sandräkor inga signifikanta skillnader i födointag avseende konsumtion av antal byten (*Artemia* räkor) jämfört med kontrollerna efter ett respektive fyra dygns ljudexponering. Detta gällde vid alla mättillfällen (efter en timme och efter 24 timmar för respektive dygn). Det föreligger dock en viss skillnad i födointag mellan behandling (61 Hz) och kontroll efter 4 dygns ljudexponering. Det finns dock stora variationer mellan mätvärdena, främst inom behandlingsgruppen, vilket är den troliga orsaken till att skillnaden inte är signifikant ($P = 0,721$).

I förhållande till andra studier som visat att sandräka och havskräfta (båda tiofotade kräftdjur) påverkas av ljud inom frekvensintervallet 25 – 400 Hz (Lagardère, 1982) resp. 20 – 180 Hz (Goodall *et al.*, 1990), kunde inga sådana slutsatser dras efter våra försök med sandräka.

Studien av Lagardère (1982) visar att sandräkor får reducerad tillväxt och reproduktionshastighet samt i mindre utsträckning ökad aggression (kannibalism), överlevnad och minskat födoupptag vid exponering av förhöjd ljudnivå under längre tid (3 månader). Dessa symptom indikerar på stress. Inga mätningar för partikelrörelser genomfördes emellertid och således försvåras en jämförelse med resultatet i denna studie. Någon påverkan på räkornas födointag kunde inte påvisas i denna studie.

7.4 Pilotförsök med Rödspotta (*Pleuronectes platessa*)

Under försöken med rödspotta studerades ett flertal responsvariabler varav antalet gällockrörelser per minut (*respiration*) uppvisade en tydligt signifikant högre frekvens för individer exponerade för ljud vid 178 Hz jämfört med kontroller ($P = 0,004$) efter 15 minuter. En förändrad respiration kan tolkas som en indikation på stress. Vid exponering av ljud med en frekvens på 61 Hz kunde en svag trend mot ökad respiration i förhållande till kontrollgruppen ($P = 0,052$) påvisas efter 15 minuter. Inga skillnader i respiration uppvisas däremot för individer exponerade för ljud med frekvens 721 Hz jämfört med kontrollgruppen. För övriga studerade responsvariabler; *simfrekvens*, *total simtid*, *nedgrävningsfrekvens* och *totalt nedgrävd tid* kunde inga signifikanta skillnader fastslås mellan behandling (61, 178 eller 721 Hz) och kontroll under 15 minuters ljudexponering.

Resultaten för juvenil rödspotta uppvisar likheter med ljuduppfattningsförmågan hos sandskädda som visat sig kunna registrera ljud inom frekvensintervallet 1 – 300 Hz (Wahlberg & Westerberg, 2005; ICES AGISC, 2005). Det är viktigt att beakta att resultaten för rödspotta endast avser en påverkan efter en kort tids ljudexponering (15 min.). Om denna effekt kvarstår eller om en tillvänjning sker efter en längre exponeringsperiod är i nuläget oklart. Detta bör studeras vidare.

Sammanfattningsvis visar de gjorda studierna med olika ljudfrekvenser att de undersökta organismerna till viss del kan uppfatta och reagera på lågfrekvent ljud liknande det som alstras från ett havsbaserat vindkraftverk. De höga ljudtryck som använts motsvarar förhållanden inom ett begränsat närområde, men på grund av ljudets utbredning under vatten kan ljudstörningar från flera verk samverka och ge en förstärkt ljudbild även inom ett större vindparksområde. Mätningar och övervakningsprogram som utförts i många befintliga vindkraftsparker har dock inte kunnat visa att organismerna i dessa områden nämnvärt störts utan verkar ha anpassats till de nya förhållandena. Eftersom accelerationen i närfältet kan antagas falla långt kraftigare än vid sfärisk spridning, så förväntas denna acceleration på c:a 100 m avstånd ligga under de nivåer på stimuli som användes i föreliggande studie. Det är därför sannolikt att de uppmätta effekterna inte kan ses på avstånd längre än 100 m från ett vindkraftverk av Utgrundens storlek. En mer detaljerad studie för att bestämma tröskelvärden för de erhållna reaktionerna hos försöksdjuren skulle härvid vara angeläget. En nyligen utgiven rapport från Kentish Flats offshore Wind Farm i Storbritannien (FEPA, monitoring Summary Report, 2007) redovisar inga nämnvärda förändringar i det sedimentlevande djurlivet under de tre

år som övervakningsprogrammet omfattat. Det ska dock påpekas att övervakningen här endast omfattat förändringar på samhälls- eller populationsnivå och inte på individuella beteenden.

Konklusion:

I en laboratorieundersökning har en påverkan av simulerat ljud från havsbaserad vindkraft på en marin mjukbottenassocierad fauna studerats.

Resultaten visar att grävaktiviteten i ytsedimentet hos limfjordsmussla ökar under exponering av ljud med frekvensen 178 Hz med ett medelljudtryck kring 99 dB re 1 μPa (maximal partikelacceleration 1,28 - 0,29 m/s^2) efter 24 timmar. Detta beteende kan tolkas som en respons på det introducerade ljudet. Den ökade grävaktiviteten upphörde efter 48 timmars ljudexponering då limfjordsmusslorna sannolikt har anpassat sig till det artificiella ljudet. En trend mot ökad grävaktivitet i ytsedimentet kunde också utläsas under exponering av 61 Hz med ett medelljudtryck kring 99 dB re 1 μPa (maximal partikelacceleration 7,85 - 2,45 m/s^2).

Inga effekter på aktivitet av födointag hos ormstjärna eller sandräka under exponering av ljud kunde påvisas i denna studie. Detta trots att andra studier påvisat att ljud kan verka stressande på sandräka (Lagardère, 1982). Dock framgår inte här vilka partikelrörelser som sandräkorna exponerats för.

Pilotförsök med juvenil rödspotta visade att respirationsfrekvensen ökade vid exponering av 178 Hz med ett medelljudtryck kring 99 dB re 1 μPa (maximal partikelacceleration 1,28 - 0,29 m/s^2) samt uppvisades en trend mot ökad respiration vid exponering av 61 Hz med samma ljudtryck (maximal partikelacceleration 7,85 - 2,45 m/s^2). Rödspottan exponerades dock endast under ca 15 minuter för ljud. Effekterna av ljudet på juvenil rödspotta över längre tid är oklart. Detta bör studeras vidare.

Utifrån det faktum att en riklig fauna av ryggradslösa djur konstaterats vid befintliga vindkraftsfundament och omgivande bottnar förefaller det sannolikt att de flesta mjukbottenlevande djur har en anpassningsförmåga mot olika ljud eller vibrationer i vattnet.

Partikelaccelerationen som är av avgörande betydelse för djurens uppfattning av ljud har i fält även visat sig avtaga relativt snabbt med ökande avstånd från ett kraftverk. I föreliggande studie bedöms erhållna effekter kunna uppträda inom ett maximalt avstånd av 100 m från ett kraftverk motsvarande de vid Utgrunden.

8 Referenser

- Almgren, M. (2007). ÅF-Ingemansson AB. Muntlig kommunikation.
- Almgren, M. (2005). Skottarevet, Falkenberg havsbaserad vindkraftpark - Ljud, undervattensljud, vibrationer och elektomagnetiska fält. MKB utredning. Göteborg, Ingemansson Technology AB: 39 s.
- Bellas, J., Hilvarsson, A., Birgersson, G., Granmo, Å. (2006). "Effects of medetomidine, a novel antifouling agent, on the burrowing bivalve *Abra nitida* (Müller)." *Chemosphere* **65**: 575-582.
- Betke, K. (2006). Measurement of underwater noise emitted by an offshore wind turbine at Horns Rev. Oldenburg, ITAP-Institut für technische angewandte Physik GmbH: 19 s.
- Bowmer, T., Keegan, BF. (1983). "Field survey of the occurrence and significance of regeneration in *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea) from Galway Bay, west coast of Ireland." *Marine biology* **74**(1): 65-71.
- Dahl, E. (1955). Havet och livet. Hökerbergs Bokförlag. Stockholm. 416 p.
- Degn, U. (2002). Measurements of noise induced from offshore wind turbines and ambient noise in the sea water GIGAWIND, Hannover, Germany, Ødegaard och Danneskiold-Samsøe A/S: 22 s.
- Donskoy, D., Ludyanskiy, ML. (1995). Low frequency sound as a control measure for zebra mussle fouling. Proceedings of The Fifth International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Organisms Conference, Toronto, Canada: 103-108.
- Feigenbaum, D., Reeve, MR. (1977). "Prey Detection in the *Chaetognatha*: response to a vibrating probe and experimental determination of attack distance in large aquaria." *Limnology and Oceanography* **22**(6): 1052-1058.
- Franzen, N. (1995). Shear wave detection by *Macoma balthica*. 23. Benthic Ecology Meeting, New Brunswick, NJ (USA).
- Hawkins, T., Larsen, F., Tasker, M., Clark, C., Fernádos, F., gentry, R., Gordon, J., Jepson, P., Larsen, F., Nedwell, J., Tougaard, J., Tyack, P., Worcester, T. (2005). Report of the Ad-hoc group on the Impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC), ICES Advisory Committee on Ecosystems: 57 s.
- Henninger, H., Watson WHIII. (2005). "Mechanism underlying the production of carapace vibrations and associated waterborne sounds in the American lobster, *Homarus americanus*." *J. Exp. Biol.* **208**(17): 3421-3429.
- Heuch, PA., Karlsen, HE. (1997) "Detection of infrasonic water oscillations by copepodids of *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligida)." *J. Plankton. Res.* **19**(6): 735-749.

Goodall, C., Chapman, C., Neil, D. (1990). "The acoustic response threshold of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus*, (L.) in a free sound field." In: Wiese K, Krenz WD, Tautz J, Reichert H, Mulloney B (eds) *Frontiers in crustaceans neurobiology*. Birkhäuser, Basel: 106-113.

Jonasson, K. (2002). *Ljud i havet - påverkan på marina djur*. Elforsk. Göteborg, Göteborg Energi: 12 s.

Josefsson, A.B. (1982) Regulation of population size, growth, and production of a deposit-feeding bivalve: a long-term field study of three deep-water populations off the Swedish west coast. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **59**: 125-150.

Kjær, J., Kyed Larsen, J., Boesen, C., Hassing Corlin, H., Andersen, S., Nielsen, S., Grethe Ragborg, A., Christensen, KM. (2006). *Danish Offshore Wind - Key Environmental Issues*, DONG Energy, Vattenfall, The Danish Energy Authority and The Danish Forest and Nature Agency: 142 s.

Lagardère, JP. (1982). Effects of noise on growth and reproduction of *Crangon crangon* in rearing tanks. *Mar. Biol.* **71**: 177-185

Lindell, H., Rudolphi, E. (2003). *Utgrunden off-shore wind farm - Measurement of underwater noise*. Göteborg, Ingemansson Technology AB: 30 s.

Loo, L.-O., Jonsson, PR., Sköld, M., Karlsson, O. (1996). "Passive suspension feeding in *Amphiura filiformis* (Echinodermata: Ophiuroidea): feeding behaviour in flume flow and potential feeding rates of field populations." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **139**(1-3): 143-155.

Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., Tyack, P. (2006). "Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **309**: 279-295.

Nielsen, E., Stottrup, JG., Heilmann, J., Mackenzie BR (2004). The Spawning of plaice *Pleuronectes platessa* in the Kattegat. *Journal of SEA Research.* **51**:219-228.

Nissling A., Westin L., Hjerne O (2002) Reproductive success in relation to salinity for three flatfish species, dab (*Limanda limanda*), plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*), in the brackish water Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* **59**:1054-3139.

Nedwell, J., Langworthy, J., Howell, D. (2003). Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurement of underwater noise during construction of offshore wind-farms, and comparison with background noise. COWRIE. Southampton, Subacoustech Ltd: 68 s.

Nohrén E., Pihl L., Wennhage H. In Prep. Spatial patterns in community structure of motile epibenthic fauna in coastal habitats along the Skagerrak - Baltic estuarine gradient.

- Packard, A., Karlsen, HE., Sand, O. (1989). Low frequency hearing in cephalopods. *J Comp Physiol.* A166: 501-505.
- Persson, M. (2005). Effects of the shrimp *Palaemon elegans* (Rathke) on the growth of ephemeral algae. Marine Ecology Kristineberg Marine Research Station in Fiskebäckskil, Gothenburg. **Master thesis**: 16 s.
- Pihl, L. (1994). "Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden." *CAN. J. FISH. AQUAT. SCI* **51**(2): 321-336.
- Pihl, L., Rosenberg, R. (1984). "Food selection and consumption of the shrimp *Crangon crangon* in some shallow marine areas in western Sweden " *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **15**: 159-168.
- Westerberg, H. (1996). PM092 – Ljud- och vibrationsmätningar vid broar. Opublicerad rapport., Fiskeriverket, Kustlaboratoriet: 23 s.
- Popper, A. (2003). "Effects of Anthropogenic Sounds on Fishes." *Fisheries* **28**(10): 24-31.
- Popper, A., Salmon, M., Horch, KW. (2001). "Acoustic detection and communication by decapod crustaceans." *J. Comp. Physiol. A.* **187**: 83-89.
- Rosenberg, R., Lundberg, L. (2004). "Photoperiodic activity pattern in the brittle star *Amphiura filiformis*." *Marine Biology* **145**: 651-656.
- Rosenberg, R., Selander, E. (2000). "Alarm signal response in the Brittle star *Amphiura filiformis*." *Marine Biology* **136**: 43-48.
- Sanford Branscomb, E., Rittschof. (1984). "An investigation of low frequency sound waves as a means of inhibiting barnacle settlement." *J. Exp. Mar. Ecol.* **79**: 149-154.
- Sokal, R., Rohlf, FJ. (1995). *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*, WH Freeman and Company, New York.
- Suzuki, H., Konno, K. (1970). "Basic studies on the antifouling by ultrasonic waves for ship's bottom fouling organisms II. Influence of ultrasonic waves on the larvae of barnacles, *Balanus amphitrite hawaiiensis*, and mussels, *Mytilus edulis* used together with poisonous substance." *J. Tokyo Univ. Lab. Fish.* **51**(1): 9-16.
- Ten Hallers, CC., Verboom, W. (2006). Marine Animal Acoustic Windows and Human-generated Noise. What Activities Pose a Risk and Which Organisms are Vulnerable. *EOS, Trans. Am. Geophys. Union.* **Vol.87**, no 36, suppl.
- Urick, R. (1983). *Principles of Underwater Sound*. New York, McGraw-Hill.
- Ursing, B. (1956). *Fiskar*. Nordisk Rotogravyr, Stockholm. 216p.
- Wahlberg, M. (2008). Fjord&Baelt. Muntlig kommunikation

Wahlberg, M., Westerberg, H. (2005). "Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **288**(295-309).

Westerberg, H. (1994). Fiskeriundersökningar vid vindkraftverket "Svante 1" 1990-1993, Fiskeriverket: 45 s.

Zhadan, P. (2005). "Directional sensitivity of the japanese scallop *Mizuhopecten yessoensis* and swift scallop *Chlamys swifti* to water-born vibrations." *Russ. J. Mar. Biol./Biol. Morya* **31**(1): 28-35.

Åslund, M., Sarközi, P., Svensson, B., Larsson, M., Sjödin, J-O., Ellegård, A., Kyläkorpi, L. (2005). Miljöaspekter på havsförlagd vindkraft. Elforsk. Stockholm, SwedPower AB: 74 s.

Örnros, Ö. (2004). Effects of low frequent vibrations in the blue mussel and byssal thread formation. Marine Ecology. Kristineberg Marine Research Station in Fiskebäckskil, Gothenburg. **Master thesis**: 17 s.

Elektroniska källor

www.oresundsvand.dk

Vattenkikaren, 1999, Tjärnö marinbiologiska laboratorium:

www.vattenkikaren.gu.se

Bilaga 1: Statistisk behandling

Vid de statistiska analyserna för försök med limfjordsmussla ($n=12$), ormstjärna ($n=12$), strandräka ($n=8-10$) och rödspotta ($n=24$) användes programvaran SPSS version 15.0. samt Statistica version 6.1. För analys av normalfördelning och homogena varianser av data tillämpades Kolmogorov-Smirnovs normalitetstest respektive Levenes test för analys av homogena varianser. Responsvariabeln limfjordsmusslans *nedgrävningshastighet* testades med variansanalys ("repeated measure"). Limfjordsmusslans *grävaktivitet* och sandräkans *födointag* analyserades med parametriska t-test (*2-tailed*) samt en icke-parametrisk Mann-Whitney U-test. Responsvariabeln *antal aktiva armar* hos ormstjärna analyserades med variansanalys (split-plot) vid 61 Hz och med parametriskt t-test och icke-parametriskt Mann-Whitney U-test vid 178 och 721 Hz, då kravet på normalfördelad residual och homogena varianser inte alltid uppfylldes. För att minska risken för Type I-error då mätning gjorts på samma individer tillämpades så kallat Bonferroni, det vill säga att signifikansnivån sänktes från 0,05 till 0,012. För statistisk bearbetning av rödspottans *respirationsfrekvens*, *simfrekvens* och *total simtid* tillämpades variansanalys, 1-faktors ANOVA, och kontraster mellan kontroll och behandlingar (å priori test) genomfördes. Responsvariabeln *nedgrävd tid* hos rödspotta analyserades med icke-parametriska metoder (mediantest och Kruskal-Wallis test) och responsvariabeln *nedgrävningsfrekvens* testades med kontingenstabellanalys. Test av oberoende utfördes med G-test enligt Sokal och Rolf (1995).

De statistiska analyserna samt resultaten beskrivs mer ingående nedan under respektive rubrik. Den grafiska presentationen av resultaten redovisas i resultaten i rapporten.

Limfjordsmussla (*Abra nitida*)

Nedgrävningshastighet

All data från nedgrävningshastigheten hos limfjordsmusslan exponerade för de olika ljudfrekvenserna (61, 178 och 721 Hz) uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser. Resultaten analyserades med en 2-faktors ANOVA ("repeated measure") med faktorerna; *Behandling (kontroll vs ljud)* samt *Experiment (61, 178 och 721 Hz)*. *Tid* är den "repeated measure" faktorn, dvs. vid varje tidpunkt så räknades antalet musslor som ännu inte grävt ner sig i respektive akvarium. Vid analys (Mauchly Sphericity Test) för att verifiera om "repeated measure" faktorn uppfyllde de antaganden som krävs för att faktorn ska vara robust visade det sig att antaganden inte var uppfyllda ($P < 0,05$), varpå analysen gjordes med multivariat test. Det multivariata testet visade på en signifikant interaktion mellan responsen *Tid* och *Experiment* ($P < 0,001$), vilket var ett resultat av att kontrollen i experimentet med 178 Hz avvek från kontrollgrupperna i de två övriga experimenten 61 respektive 721 Hz. På grund av detta testades varje experiment separat med flera 1-faktors ANOVOR ("repeated measure") med faktorn *Behandling (kontroll vs ljud)*.

I experimentet med 178 Hz förelåg en signifikant skillnad i nedgrävningshastighet jämfört med kontrollgruppen ($P = 0,04$). I experimenten med 61 och 721 Hz förelåg däremot ingen signifikant skillnad jämfört med kontrollgruppen. Då kontrollgruppen i försök med ljudfrekvens 178 Hz tycktes vara något mindre benägna att gräva ned sig än de kontroller som exponerats för 61 och 721 Hz analyserades kontrollgrupperna och ljudbehandlingsgrupperna separat. För båda analyserna krävdes ett multivariat test som visade en signifikant interaktion mellan *Tid* och *Experiment* ($P < 0,001$) med en svagare signifikans för ljudbehandlingsgrupperna. Resultaten visade att det fanns en avvikande låg nedgrävningshastighet hos kontrollgruppen i försöket med 178 Hz jämfört med kontrollgrupperna i experimenten med 61 och 721 Hz.

Grävaktivitet vid 61 Hz.

Resultat från grävaktiviteten hos limfjordsmusslan exponerade för 61 Hz uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser. Efter analys med parametriskt t-test kunde ingen signifikant skillnad påvisas under hela försöksperioden (96 h) mellan behandling och kontroll avseende grävaktivitet i ytsediment. Resultatet antyder dock en trend mot ökad aktivitet i behandling (61 Hz) efter 96 h ($P = 0,03$) (tabell 1).

Tabell 1. Analysresultat efter parametriskt t-test för limfjordsmussla efter ljudexponering (61 Hz). Signifikansnivån är satt till 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t	Sig. (2-tailed)
Grävaktivitet (%)_24h_61Hz	22	-0,284	0,779
Grävaktivitet (%)_48h_61Hz	22	1,23	0,232
Grävaktivitet (%)_72h_61Hz	22	1,116	0,277
Grävaktivitet (%)_96h_61Hz	22	2,315	0,03

Grävaktivitet vid 178 Hz

Resultatet uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser, undantagsvis behandling efter 24 h där variationerna var heterogena. En transformering (square-root) resulterade i homogena variationer. Efter statistisk analys med parametriskt t-test uppvisade resultatet en signifikant ($P < 0,012$) högre grävaktivitet efter 24 h i behandling (178 Hz) jämfört med kontrollen avseende grävaktivitet i ytsediment (tabell 2). Under resterande försöksperiod kvarstod dock inte denna signifikanta skillnad i grävaktivitet mellan behandling och kontroll.

Tabell 2. Analysresultat efter parametriskt t-test för limfjordsmussla efter ljudexponering (178 Hz). Signifikansnivån är satt vid 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t	Sig. (2-tailed)
Grävaktivitet (%)_24h_61Hz	22	3,032	0,006*
Grävaktivitet (%)_48h_61Hz	22	1,838	0,08
Grävaktivitet (%)_72h_61Hz	22	0,973	0,341
Grävaktivitet (%)_96h_61Hz	22	0,323	0,75

Grävaktivitet vid 721 Hz

Resultatet uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser, undantagsvis resultat efter 72 h där variationerna var heterogena. Dessa resultat analyserades med icke parametriskt Mann-Whitney U-test. Efter analys med parametriskt t-test kunde ingen signifikant skillnad påvisas under försöksperioden (96 h) mellan behandling (721 Hz) och kontroll avseende grävaktivitet i ytsediment (tabell 3).

Tabell 3. Analysresultat efter parametriskt t-test (t) samt icke-parametriskt Mann-Whitney U-test (Z) för limfjordsmusslor exponerade för ljud (721 Hz). Signifikansnivån är satt vid 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t/Z	Sig. (2-tailed)
Grävaktivitet (%)_24h_61Hz	22	t(1,891)	0,072
Grävaktivitet (%)_48h_61Hz	22	t(-0,311)	0,759
Grävaktivitet (%)_72h_61Hz	22	Z(-0,231)	0,817
Grävaktivitet (%)_96h_61Hz	22	t(0,08)	0,937

Ormstjärna (*Amphiura filiformis*)*Antal aktiva armar vid 61 Hz*

Resultatet uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser, undantagsvis för kontroll *före start* vilken endast uppvisade homogena varianser. Efter en variansanalys (ANOVA split-plot) kunde ingen signifikant skillnad påvisas under försöksperioden (72 h), över *tid*, interaktion *tid * behandling* eller mellan *behandlings* (ljud 61 Hz vs. Kontroll) avseende *antal aktiva armar* för ormstjärnorna (tabell 4a-b).

Tabell 4a. Analysresultat efter variansanalys (1-faktor ANOVA *within-subjects-treatment*) för ormstjärnor exponerade för ljud (61 Hz). Signifikansnivå P = 0,05.

Responsvariabel	Source	MS	Df	F	P
Antal aktiva armar_61Hz	time	3,12	4	1,419	0,234
	time*treatment	1,277	4	0,581	0,677
	Error(time)	2,199	4		

Tabell 4b. Analysresultat efter variansanalys (ANOVA *between-subjects-treatment*) för ormstjärnor exponerade för ljud (61 Hz). Signifikansnivå P = 0,05.

Responsvariabel	Source	MS	Df	F	P
Antal aktiva armar_61Hz	treatment	6,44	4	1,419	0,234
	Error	16,008	4	0,581	0,677

Antal aktiva armar vid 178 Hz

Resultatet uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser med undantag av resultatet efter mättillfälle 24 h och 72 h som uppvisade heterogena varianser. Vid transformering (square root) förblev varianserna heterogena.

Därmed uppfyllde inte resultatet kraven för variansanalys och istället utfördes analyser på de olika tidpunkterna med parametriskt t-test samt icke-parametriskt Mann Whitney U-test. Analyserna uppvisade inte signifikanta skillnader mellan behandling (178 Hz) och kontroll under försöksperioden (72 h) avseende *antal aktiva armar*. Resultatet antyder dock en trend mot ökat *antal aktiva armar* i behandling (178 Hz) efter 24 h (P = 0,049) (tabell 5).

Tabell 5. Analysresultat efter parametriskt t-test samt icke-parametriskt Mann-whitney U-test för ormstjärnor exponerade för ljud (178 Hz). Signifikansnivån är satt till 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t/Z	Sig. (2-tailed)
Antal aktiva armar_före start_178Hz	22	t(1,087)	0,289
Antal aktiva armar_efter start_178Hz	22	t(0,884)	0,386
Antal aktiva armar_24h_178Hz	22	Z(-1,968)	0,049
Antal aktiva armar_48h_178Hz	22	t(0,868)	0,395
Antal aktiva armar_72h_178Hz	22	Z(-1,705)	0,088

Antal aktiva armar vid 721 Hz

Resultatet uppvisade normalfördelad residual och homogena varianser med undantag för *behandling före start* och *kontroll efter start* som inte hade normalfördelad residual. Resultaten för mättillfällena *före start* och *efter start* uppvisade heterogena varianser. Vid transformering (square-root) förblev varianserna heterogena. Därmed uppfyller inte resultatet kraven för variansanalys. Istället tillämpades därför ett parametriskt t-test samt ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test för statistisk analys. Efter denna analys kunde ingen signifikant skillnad påvisas mellan behandling (721 Hz) och kontroll under försöksperioden (72 h) avseende *antal aktiva armar* för ormstjärnor (tabell 6).

Tabell 6. Analysresultat efter parametriskt t-test samt icke-parametriskt Mann-Whitney U-test för ormstjärnor exponerade för ljud (721 Hz). Signifikansnivån är satt vid 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t/Z	Sig. (2-tailed)
Antal aktiva armar_före start _721Hz	22	Z(-0,261)	0,794
Antal aktiva armar_efter start _721Hz	22	Z(-0,116)	0,908
Antal aktiva armar_24h_721Hz	22	t(-0,631)	0,534
Antal aktiva armar_48h_721Hz	22	t(0,927)	0,364
Antal aktiva armar_72h_721Hz	22	t(-0,266)	0,793

Sandräka (Crangon crangon)*Födointag vid 61 Hz*

Resultaten uppvisade inte normalfördelning av residual för *behandling dag 1 (1 h)*, *kontroll dag 1 (24 h)* och *kontroll dag 4 (24 h)*, dock var variationerna homogena och ett parametriskt t-test kunde tillämpas. Resultaten för *kontroll-* och *behandling dag 4 (1 h)* uppvisade normalfördelning av residual och heterogena varianser, vid transformering (square-root) blev varianserna homogena och ett icke-parametriskt t-test tillämpades. Resterande resultat uppvisade normalfördelning av residual och homogena varianser.

Efter statistisk analys fanns inga signifikanta skillnader i födointag mellan behandling (61 Hz) och kontroll, vare sig vid initial ljudexponering (dag 1) eller efter kontinuerlig ljudexponering (dag 4) dock föreligger stora variationer i födointag vilket kan tolkas som en otillräcklig mängd replikat (tabell 7).

Tabell 7. Analysresultat efter parametriskt t-test för sandräka exponerad för ljud (61 Hz). Signifikansnivån är satt vid 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t	Sig. (2-tailed)
Födointag_dag1_1h_61Hz	18	-0,203	0,842
Födointag_dag1_24h_61Hz	18	-0,838	0,413
Födointag_dag4_1h_61Hz	18	2,435	0,059
Födointag_dag4_1h_61Hz	18	0,363	0,721

Födointag vid 178 Hz

Resultaten uppvisade normalfördelade residualer, undantagsvis för *kontroll dag 4 (1 h)*, dock var variationerna homogena och ett parametriskt t-test tillämpades. Efter statistik analys uppvisade resultatet inte signifikanta skillnader i födointag mellan behandlingar (178 Hz) och kontroll, vare sig vid initial ljudexponering (dag 1) eller efter kontinuerlig ljudexponering (dag 4) (tabell 8).

Tabell 8. Analysresultat efter parametriskt t-test för sandräka exponerad för ljud (178 Hz). Signifikansnivån är satt vid 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t/Z	Sig. (2-tailed)
Födointag_dag1_1h_178Hz	18	-0,876	0,393
Födointag_dag1_24h_178Hz	18	-0,571	0,575
Födointag_dag4_1h_178Hz	18	-1,338	0,197
Födointag_dag4_24h_178Hz	18	-0,207	0,838

Födointag vid 721 Hz

Resultaten uppvisade delvis normalfördelning av residualer, undantaget *behandling dag 1 (24 h)*, *behandling dag 4 (1 h)* och *behandling dag 4 (24 h)*. Variationerna var dock homogena och ett parametriskt t-test tillämpades. Resultaten för *behandling dag 1 (24 h)* innehöll dock heterogena variationer och ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test användes därför. Efter statistisk analys visade resultaten inga signifikanta skillnader i födointag mellan behandlingar (721 Hz) och kontroll, vare sig vid initial ljudexponering (dag 1) eller efter kontinuerlig ljudexponering (dag 4) (tabell 9).

Tabell 9. Analysresultat efter parametriskt t-test samt icke-parametriskt Mann-whitney U-test för sandräka exponerad för ljud (721 Hz). Signifikansnivån är satt vid 0,012 enligt Bonferroni.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t/Z	Sig. (2-tailed)
Födointag_dag1_1h_721Hz	18	-0,883	0,377
Födointag_dag1_24h_721Hz	18	-1,636	0,119
Födointag_dag4_1h_721Hz	18	-0,108	0,914
Födointag_dag4_24h_721Hz	18	0,363	0,721

Pilotförsök med Rödspotta (*Pleuronectes platessa*)

Resultaten uppvisade för samtliga responsvariabler, med undantag av respirationsfrekvens, avvikelser från antaganden om normalfördelade residualer och/eller homogena varianser. För responsvariablerna *simfrekvens* och *total simtid* genomfördes logtransformering ($\log(x+1)$) av rådata vilket resulterade i normalisering av residualer och homogena varianser. För responsvariabeln *nedgrävd tid* hade logtransformering ingen effekt på fördelning av residualer, denna responsvariabel analyserades enbart med icke-parametriska metoder (mediantest och Kruskal-Wallis test).

För statistisk bearbetning tillämpades variansanalys (1-faktors ANOVA) och kontraster mellan kontroll och behandlingar (å priori test) genomfördes. För responsvariabeln *nedgrävningsfrekvens* utfördes en kontingenstabellanalys. Test av oberoende utfördes med G-test enligt Sokal och Rolf (1995).

Respirationsfrekvens

Efter statistisk analys kunde en signifikant skillnad mellan behandling 178 Hz och kontroll påvisas avseende en minuts registrering av *respirationfrekvens* efter 15 minuters ljudexponering för juvenil rödspotta. Det fanns ingen signifikant skillnad mellan kontroll och behandling 61 och 721 Hz (tabell 10a-b).

Tabell 10a. Resultat (1-faktors Anova) för responsvariabeln *Respirationsfrekvens*. Signifikansnivå P = 0,05

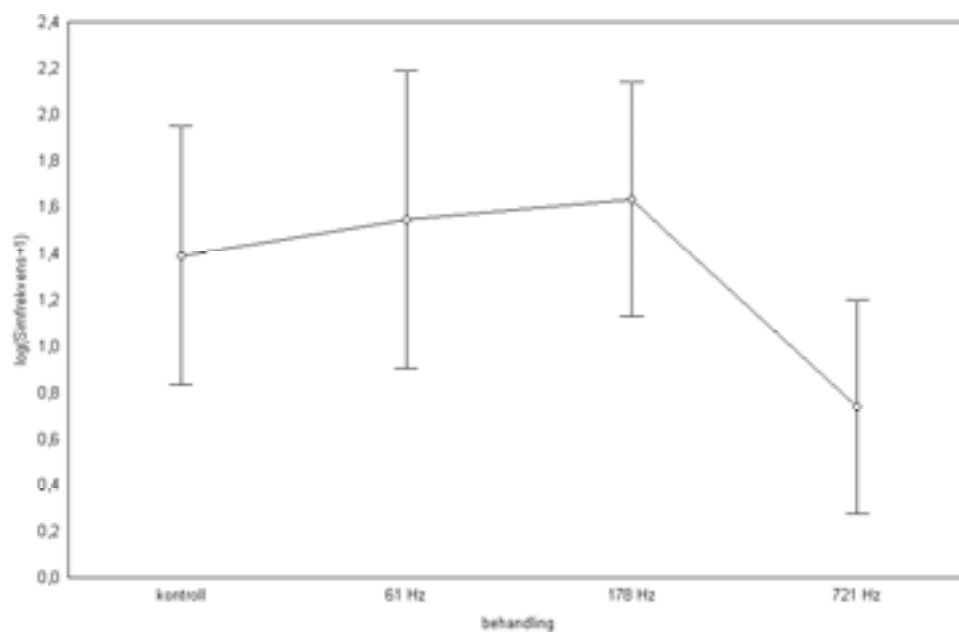
Responsvariabel	Source	MS	Df	F	P
Respirationsfrekvens	Effekt	2480,777	3	5,35	0,002**
	Error	463,682	95		

Tabell 10b. Resultat (å priori test) för responsvariabeln *Respirationsfrekvens*.

Responsvariabel (Behandling vs. Kontroll)	Df	t	P
Kontroll vs. 61 Hz	18	-1,973	0,052
Kontroll vs. 178 Hz	18	-2,945	0,004**
Kontroll vs. 721 Hz	18	0,628	0,532

Simfrekvens

Efter statistisk analys uppvisades ingen signifikant skillnad mellan kontroll och behandlingar; 61, 178 eller 721 Hz för *simfrekvens* under 15 minuter vid ljudexponering för juvenil rödspotta (figur 1 och tabell 11).



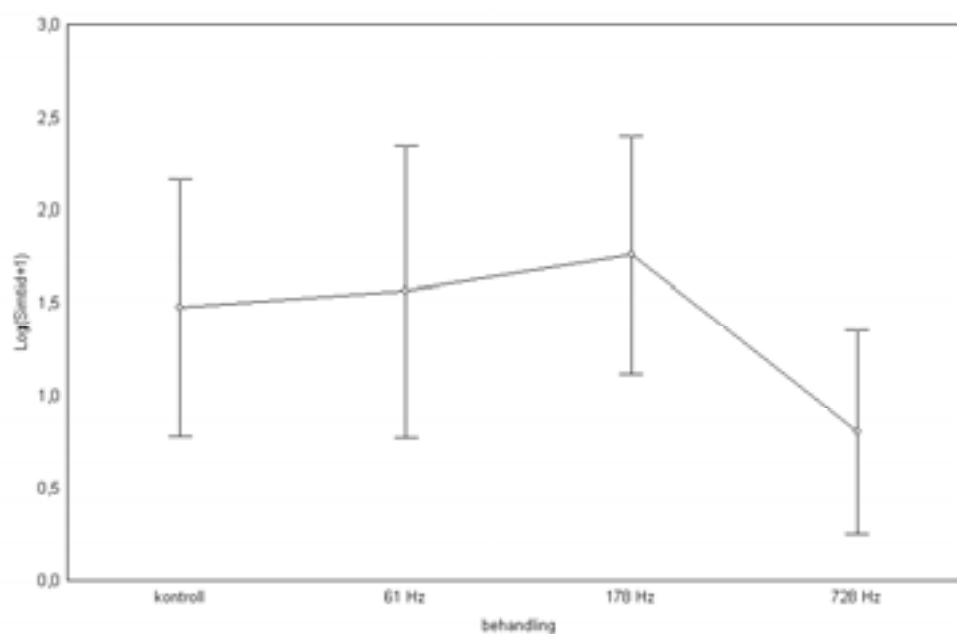
Figur 1. Responsvariabel Simfrekvens (logtransformerad, $\log(x+1)$). Vertikala streck avgränsar 95% konfidensintervall.

Tabell 11. Resultat (1-faktors Anova) för responsvariabeln *simfrekvens* logtransformerad, $\log(x+1)$. Signifikansnivå $P = 0,05$

Responsvariabel	Source	MS	Df	F	P
Log(simfrek+1)	Effekt	3,747	3	2,346	0,078
	Error	1,598	95		

Total simtid

Efter statistisk analys uppvisades ingen signifikant skillnad mellan kontroll och behandlingar; 61, 178 eller 721 Hz för *total simtid* under 15 minuter vid ljudexponering för juvenil rödspotta (figur 2 och tabell 12).



Figur 2. Responsvariabel Total simtid (logtransformerad, $\log(x+1)$). Vertikala streck avgränsar 95% konfidensintervall.

Tabell 12. Resultat (1-faktors Anova) för responsvariabeln *Total simtid* (logtransformerad, $\log(x+1)$). Signifikansnivå $P = 0,05$

Responsvariabel	Source	MS	Df	F	P
Log(totsimtid+1)	Effekt	4,133	3	1,556	0,205
	Error	2,655	95		

Nedgrävd tid

Efter statistisk analys med icke-parametriskt Kruskal-Wallis test uppvisades ingen signifikant skillnad mellan kontroll och behandlingar; 61, 178 eller 721 Hz för nedgrävd tid under 15 minuter vid ljudexponering för juvenil rödspotta ($P > 0,05$). Inte heller visade det icke-parametriska mediantestet några signifikanta skillnader ($P > 0,05$).

Nedgrävningsfrekvens

Efter statistisk analys uppvisades ingen signifikant skillnad mellan kontroll och behandlingar; 61, 178 eller 721 Hz för *nedgrävningsfrekvens* under 15 minuter vid ljudexponering för juvenil rödspotta (tabell 13).

Tabell 13. Kontingenstabellanalys (R-C tabell). Observerade och förväntade värden för de olika behandlingarna samt G värde ($2 \cdot \ln I$) och p (enligt Chi2-tabell med 3 frihetsgrader)

Behandling	Observerat (nedgrävd)	Observerat (icke nedgrävd)	Tot.	G
Kontroll	8	19	27	0,074
Kontroll vs. 61 Hz	4	20	24	1,505
Kontroll vs. 178 Hz	6	18	24	0,064
Kontroll vs. 721 Hz	9	15	24	1,189
Summa	27	72	99	2,829
				P = 0,419

Bilaga 2: Mätning av ljud

Vid uppmätningen av ljudet registrerades, *frekvens*, *ljudtryck*, *partikelhastighet* och *partikelacceleration* i försöksakvarierna. Mätning och sammanställning av mätdata genomfördes av Åsa Collet och kvalitetsgranskades av Martin Almgren vid ÅF-Ingemansson AB.

Projekt: 12-02425
Rapport: 12-02425-08030400_rev1
Datum: 2008-03-04
Antal sidor: 20
Bilagor:



Evertebrater kring vindkraftverk

Laboratieförsök med ljudexponering under vatten

Uppdragsgivare: Marine Monitoring AB
Andreas Wikström

Pl. 2130
450 34 Fiskebäckskil

Tel: 073-5757164

Uppdrag: Att bestämma partikelhastigheten i de glastankar som har används vid tidigare utförda ljud/vibrationsförsök på evertebrater.

Sammanfattning: En övre och undre gräns till partikelhastighet har bestämts för tank 3, 5 och 7 vid tre olika excitationer 61, 178 och 721 Hz. Den högsta partikelhastigheten råder alldeles i närheten av vibratorstickan och den undre gränsen finns i sedimentet/insida glasvägg. Excitationsfrekvensen 61 Hz ger högst partikelhastighet, 20 mm/s i excitationsriktningen vid vibratorstickan och 0.07 mm/s i vertikalled i sedimentet. Excitationsfrekvensen 721 Hz ger den lägsta partikelhastigheten 0.31 mm/s i vertikalled vid vibratorstickan och 0.001 mm/s i vertikalled i sedimentet. Värt att notera är att det inte alltid är excitationer som ger den högsta partikelhastigheten. Det observerades också stora skillnader i utsänt ljudtryck ~10 dB (vibratorsignal) mellan tank 3 och 5 med rådande förstärkningsfaktorer på förstärkarna till vibratorerna.

Handläggare:

Åsa Collet

Kvalitetskontroll:

Martin Almgren

ISO9001
ISO14001

\\AFGBGCL2V1.AF.SE\SPECIAL\ING\POWSELL\TECH\DOCUMENT\12-02425\12-02425-08030400_REV1.DOC

ÅF-Ingemansson AB
Box 1551, SE-401 51 Göteborg, Sweden
Phone +46 31 743 10 00
Fax +46 31 774 74 74
www.ingemansson.com



Innehåll

1. Bakgrund	2
2. Undervattensakustik	2
2.1. Decibel under vatten och i luft är inte samma sak.....	2
2.2. Partikelhastighet i vattentanken.....	3
3. Mätning.....	3
3.1. Mätutrustning.....	3
3.2. Givare och mätriktning.....	4
3.3. Mätfall.....	6
4. Resultat	7
4.1. Partikelhastighet.....	7
4.2. Ljud	8
4.3. Vibrationer/ övre och undre gräns för partikelhastighet.....	12

1. Bakgrund

Marine Monitoring vill veta partikelhastigheten i de glastankar som har används vid tidigare utförda ljud/vibrationsförsök på evertebrater. Det alstrade ljuden i vattentankarna har vid tidigare tillfälle justerats in till att likna det som kan spridas från havsbaserade vindkraftverk.

2. Undervattensakustik

2.1. Decibel under vatten och i luft är inte samma sak

Enheten decibel används i många sammanhang för att beskriva ljudtryck och definieras som:

$$X \text{ dB} = 20 \log (Y/Y_{\text{ref}})$$

där,

Y = Ljudtryck i Pascal

Y_{ref} = Ljudtryckets referensvärde

I enlighet med ISO-standard så skall ljudtrycksnivåer i luft alltid relateras till ett referensljudtryck på 20 μPa .

Vatten är en vätska och dess egenskaper skiljer sig mycket från luftens. Detta innebär att även de fysiska lagarna för ljudvågor i vatten skiljer sig mot i dem som gäller i luft. Av fysiska såväl som historiska skäl så har man valt att använda en annan referens i vatten. Den standardiserade referensen för ljudtryck i vatten är 1 μPa .



Ett exempel: Trycket 1 Pa är i luft definierat som 94 dB. I vatten blir samma tryck 120 dB. Orsaken till detta är att olika referensvärden har använts. För att omvandla decibel i vatten till decibel i luft så subtraheras 26 dB från värdet på vattendecibel. Valet av olika referensnivåer innebär att man inte kan jämföra decibel i vatten med motsvarande i luft utan omvandling. En annan orsak är att kopplingen mellan ljudvågor och mänskliga eller djurorgan skiljer sig mellan luft och vatten.

2.2. Partikelhastighet i vattentanken

Ljudfältet, dvs. ljudtryckets fördelning, nära en ljudkälla beror av ljudkällans egenskaper, mediet och omgivningen.

I det här fallet är vattentanken för liten, ~20x30 cm för att ljudfältet ska utbreda sig med plan vågutbredning inom vattentankens väggar. Vid plan vågutbredning kan partikelhastigheten, v , bestämmas från den akustiska impedansen, Z , enligt följande samband.

$$Z = \rho v = \rho c \quad \text{där } c \text{ är ljudets hastighet i vattnet, } \rho \text{ är vattnets densitet, } \rho \text{ vattnets densitet och } p \text{ ljudtrycket i vattnet.}$$

Inom tankens väggar råder ett akustiskt närfält med ett mer komplicerat ljudfält. Därför är det bättre att uppskatta en övre och undre gräns till partikelhastigheten.

Den uppmätta vibrationshastigheten på vibratorstickan ger den maximala partikelhastigheten i tanken. En undre gräns till partikelhastigheten fås vid tankens väggar och i sedimentet.

De redovisade vibrationsnivåerna i *sektion 4.3* ger tankens övre och undre gräns för partikelhastighet.

3. Mätning

3.1. Mätutrustning

Internbeteckning	Typ av instrument	Förklaring
LMS01	Test Lab/Scadas310	Mätinsamlingsinstrument
VP134	Triax 20 g	accelerometer
VP135	Triax 20 g	accelerometer
VP221	Triax 10g	accelerometer
VP342	Triax 5g	accelerometer
M164	Hyd 1	hydrofon



Utrustningen är kalibrerad med spårbarhet till internationella referenser enligt vårt kvalitetssystem som uppfyller kraven i ISO/IEC 17025

3.2. Givare och mätriktning

Vid mätningen användes fyra accelerometrar där varje accelerometer mäter vibrationsacceleration i tre riktningar (vertikalt, excitationriktningen och i sidled) och en hydrofon som mäter ljudtrycket inne i vattentanken.

Accelerometern i sedimentet mäter vibrationer i riktningar definierade av koordinatsystem 2., se *bild 1*. Övriga accelerometrar följer riktningar definierade i koordinatsystem 1, se *bild 1*.

Accelerometrarna var placerade på utsida och insida glasvägg (i vatten), på vibratorstickan under vatten och i sedimentet. Samtliga accelerometrar utan den på utsida glasvägg var monterade med magnetfot. Accelerometer på utsida glasvägg monterades med bivax.

Hydrofonden registrerade ljudtryck ~2 cm under vattenytan och ~2 cm från vibratorstickan.

Vibrationer och ljudtryck samlades in parallellt med LMS Test.Lab där även analysen utfördes. Ljud och vibrationer samlades in för vardera mätfall i 30 sekunder med frekvensupplösningen 0.1 Hz. De insamlade och medelvärdesbildade vibrationsaccelerationerna integrerades till vibrationshastighet.

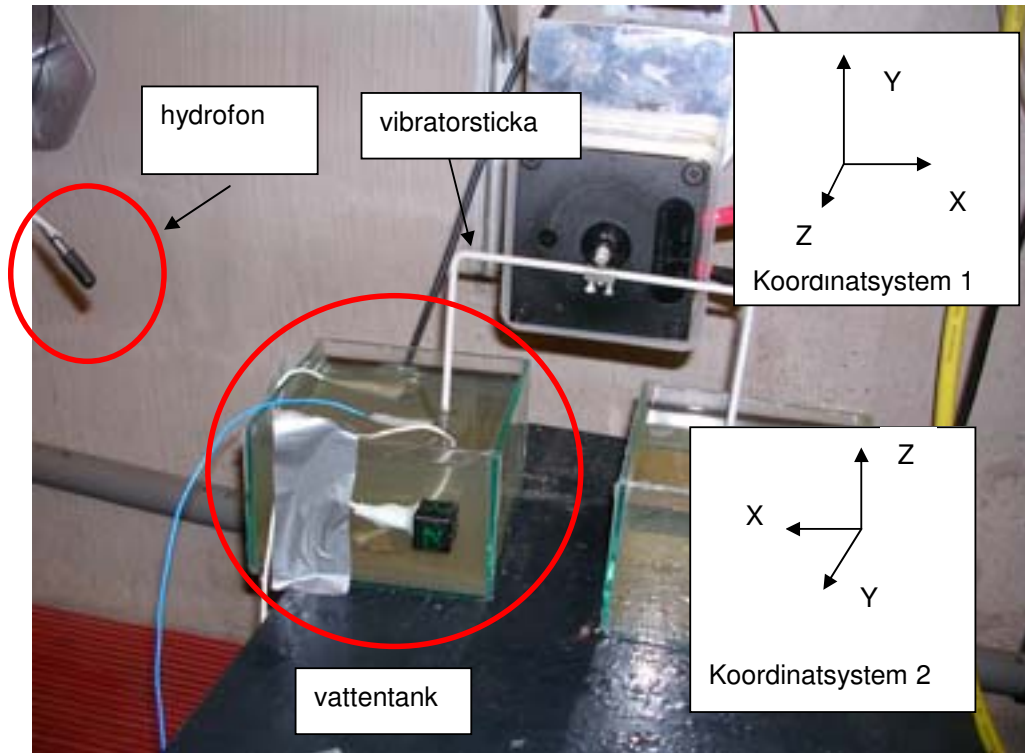


Bild 1: Vattentank med givare

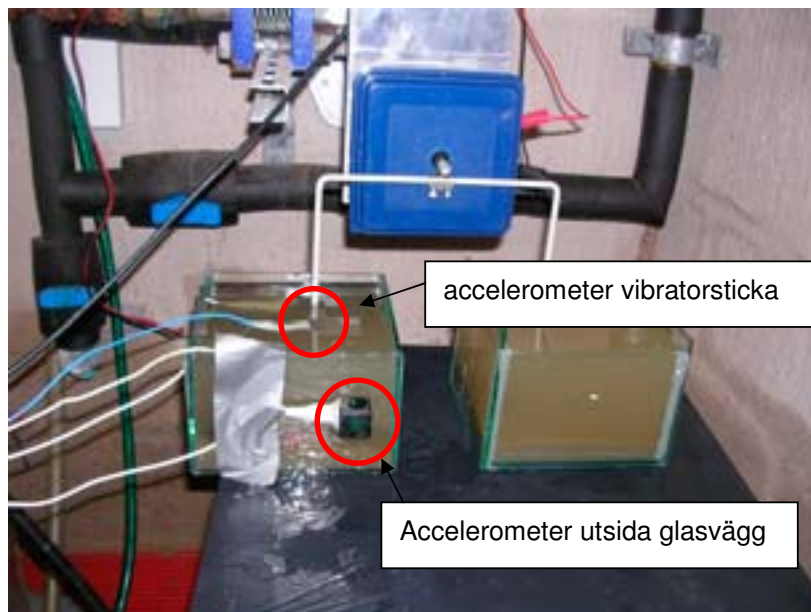


Bild 2: Accelerometrar

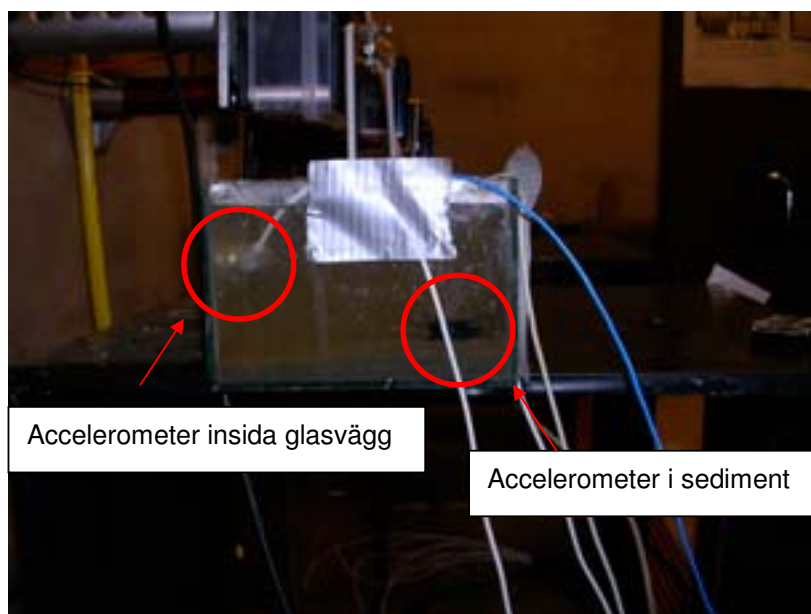


Bild 3: Accelerometrar

3.3. Mätfall

Mätningarna utfördes den 29 februari 2008 av Åsa Collet på ÅF-Ingemansson AB.

En vattentank preparerades med givare och flyttades runt till fyra olika vibratorer. Vid mätningen antogs att vattentankarna var mättekniskt identiska. Mätningarna kunde utföras på tre av fyra vibratorer, vibrator till tank 3,5,7 och 11. Vibratorn till tank 11 gav en så hög distorsion att det inte ansågs lämpligt att mäta med den. Följande mätfall utfördes.

- Bakgrundsmätning i vattentank
- Vibrationsexcitering med 61Hz, 178Hz, och 721 Hz av vibrator 3 i vattentank
- Vibrationsexcitering med 61Hz, 178Hz och 721 Hz av vibrator 5 i vattentank
- Vibrationsexcitering med 61Hz, 178Hz och 721 Hz av vibrator 7 i vattentank

Vibrationsamplituden vid excitationsfrekvens på vibratorn hade sedan tidigare blivit injusterad till att generera ~ 99 dB rel. 1 μ Pa. Vid mätningar med vibrator till tank 7 höjdes vibrationsamplituden på excitationsfrekvensen något för att få ett bättre signal brus förhållande för mätningen.



4. Resultat

Vid mätningen kunde det konstateras att varje vibrator genererade mycket olika ljudbilder till vattentanken d.v.s. injustering till 99 dB rel. 1 μ Pa kan förbättras se figur 2,3 och 4.

4.1. Partikelhastighet

Tabell 2-4 nedan visar högsta partikelhastighet för de tre vibratorerna uppmätt på vattentanken vid excitering vid 61Hz, 178 Hz och 721 Hz .

Den högsta partikelhastigheten finns precis vid vibratorstickan för att därefter minska i vattnet och ha den lägsta nivån precis vid glasvägg eller sediment.

Samtliga partikelhastigheter för vibratorsticka, insida glasvägg och sediment finns redovisade i sektion 4.3.

	Vibrator 3	Vibrator 5	Vibrator 7
vibratorsticka		20 mm/s excitationsriktning	20 mm/s vertikalled
insida glasvägg			0.12 mm/s vertikalled
sediment			0.07 mm/s vertikalled

Tabell 2: Partikelhastighet vid 61 Hz

	Vibrator 3	Vibrator 5	Vibrator 7
vibratorsticka	1.12 mm/s i excitationsriktningen		
insida glasvägg			0.003 mm/s sidled
sediment			0.003 mm/s excitationsriktningen

Tabell 3: Partikelhastighet vid 178 Hz

Observera att vid excitationsfrekvensen 178 Hz inte alltid är den mest dominanta frekvensen se figur 9. Vid excitation 178 Hz dominerar istället 76 Hz.

	Vibrator 3	Vibrator 5	Vibrator 7
vibratorsticka	0.31 mm/s vertikalled		
insida glasvägg			0.012 mm/s sidled
sediment			0.001 mm/s vertikalled

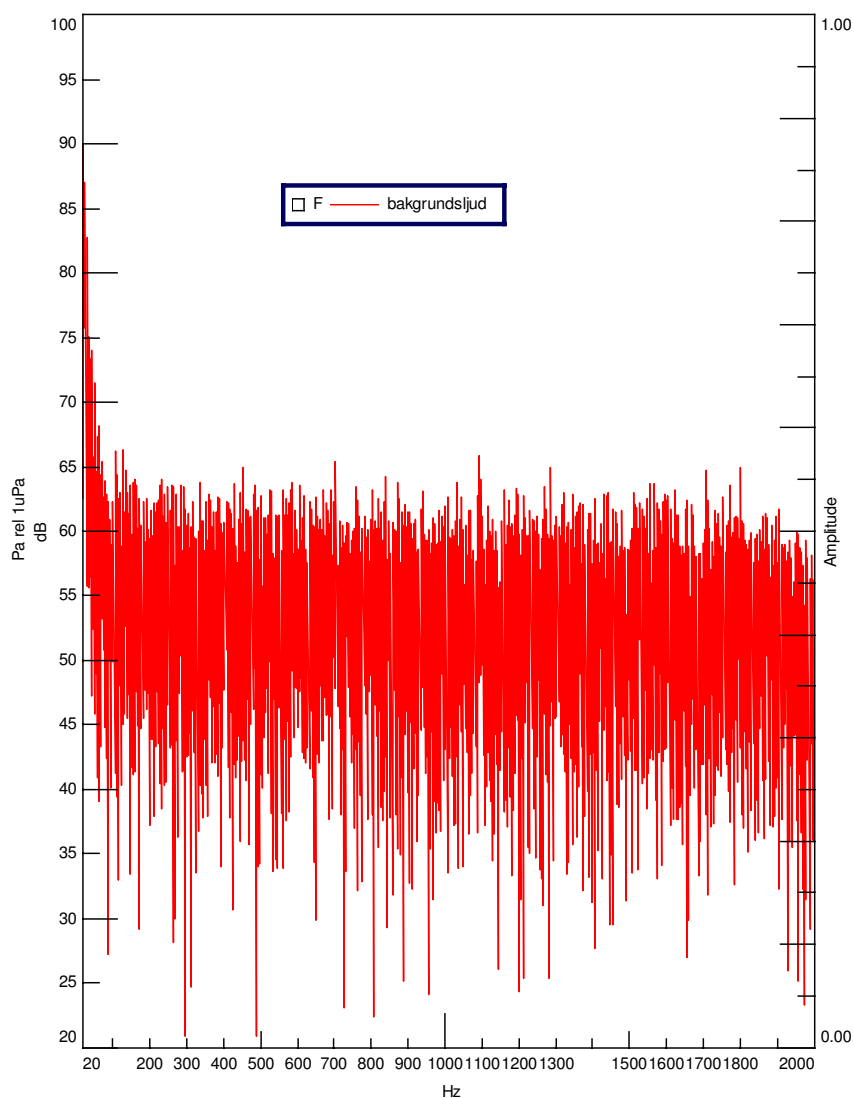
Tabell 4: Partikelhastighet vid 721 Hz



Observera att vid excitationsfrekvensen 721 Hz inte alltid är den mest dominant frekvensen, se *figur 7 och 10*. Vid excitation 721 Hz dominerar istället 89 Hz alternativt 100 Hz beroende på mätpunkt.

4.2. Ljud

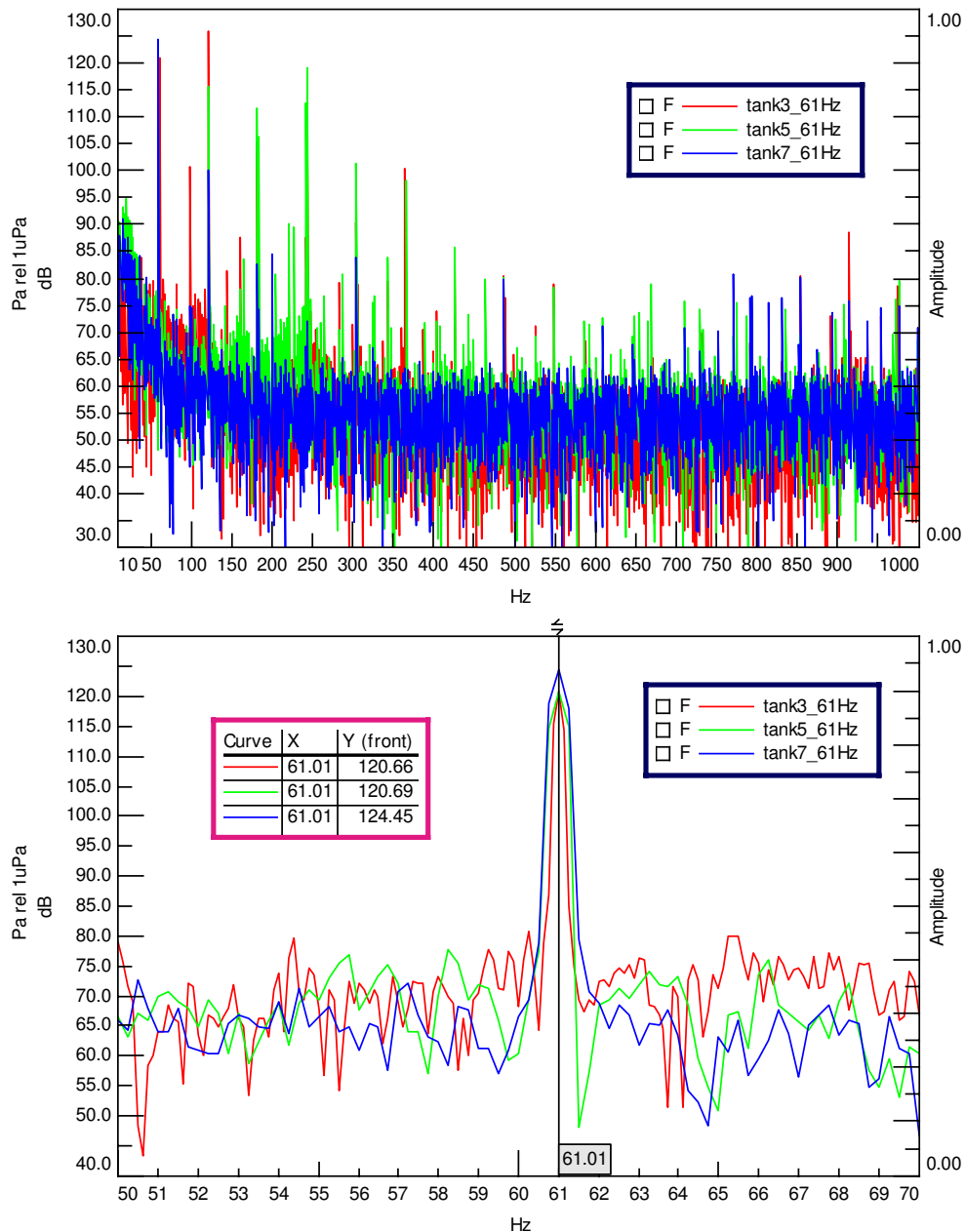
I *figur 1* visas bakgrunds ljudet rel. 1 μPa vid bakgrundsmätningen i frekvensområdet 10-2000 Hz. Maxnivån finns vid 24 Hz och är 90 dB rel. 1 μPa . Över 50 Hz ligger maxnivån på ~ 65 dB rel. 1 μPa vilket kan jämföras med 39 dB (65-26) rel. 20 μPa omräknat till luft.



Figur 1: Ljudtrycksnivån i tank 11 för bakgrundsnivån i dB rel. 1 μPa



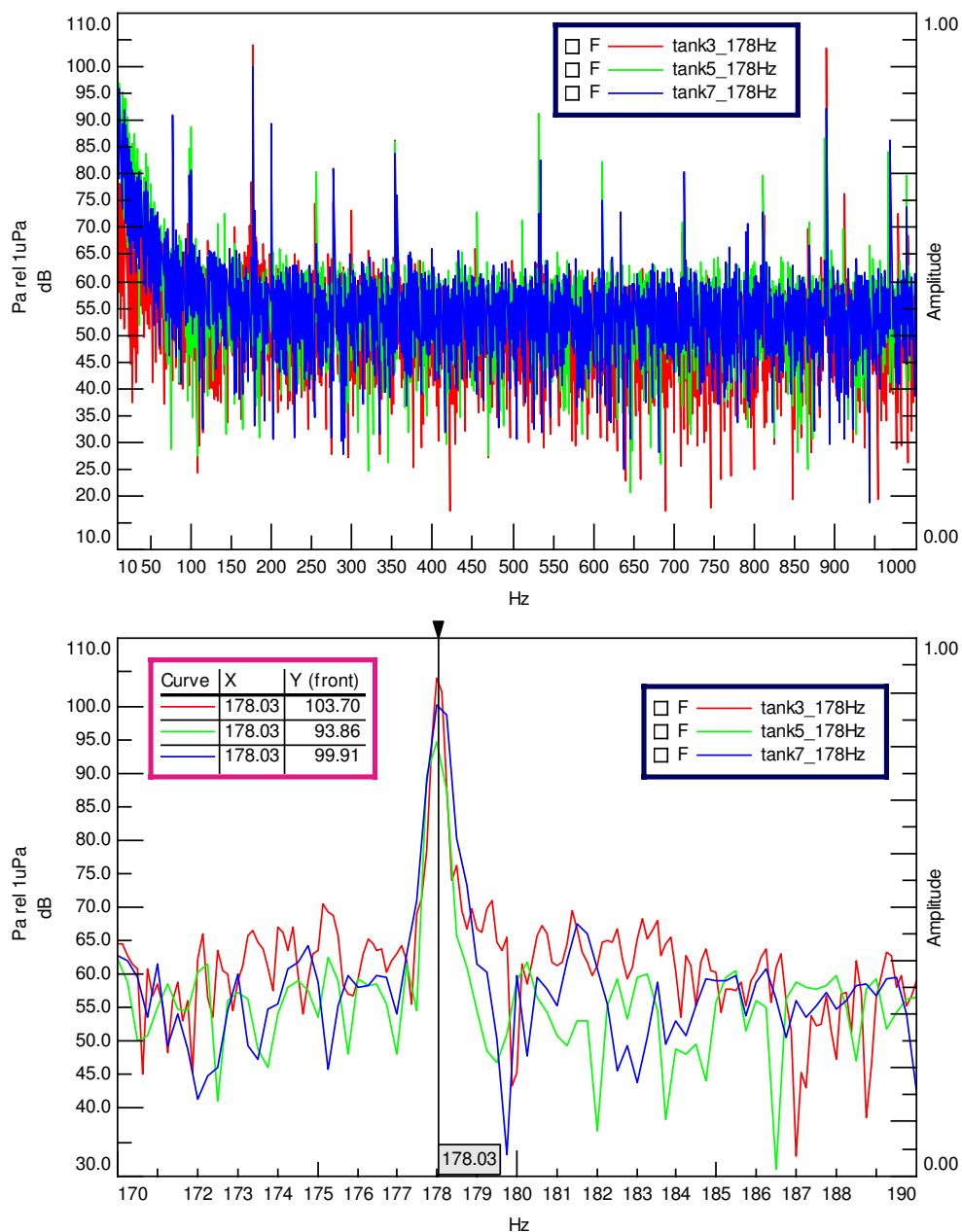
Ljudtrycksnivån i dB rel. 1 μ Pa för tankarna 3,5 och 7 när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i figur 2.



Figur 2: Ljudtrycksnivån vid exciteringsfrekvens 61 Hz



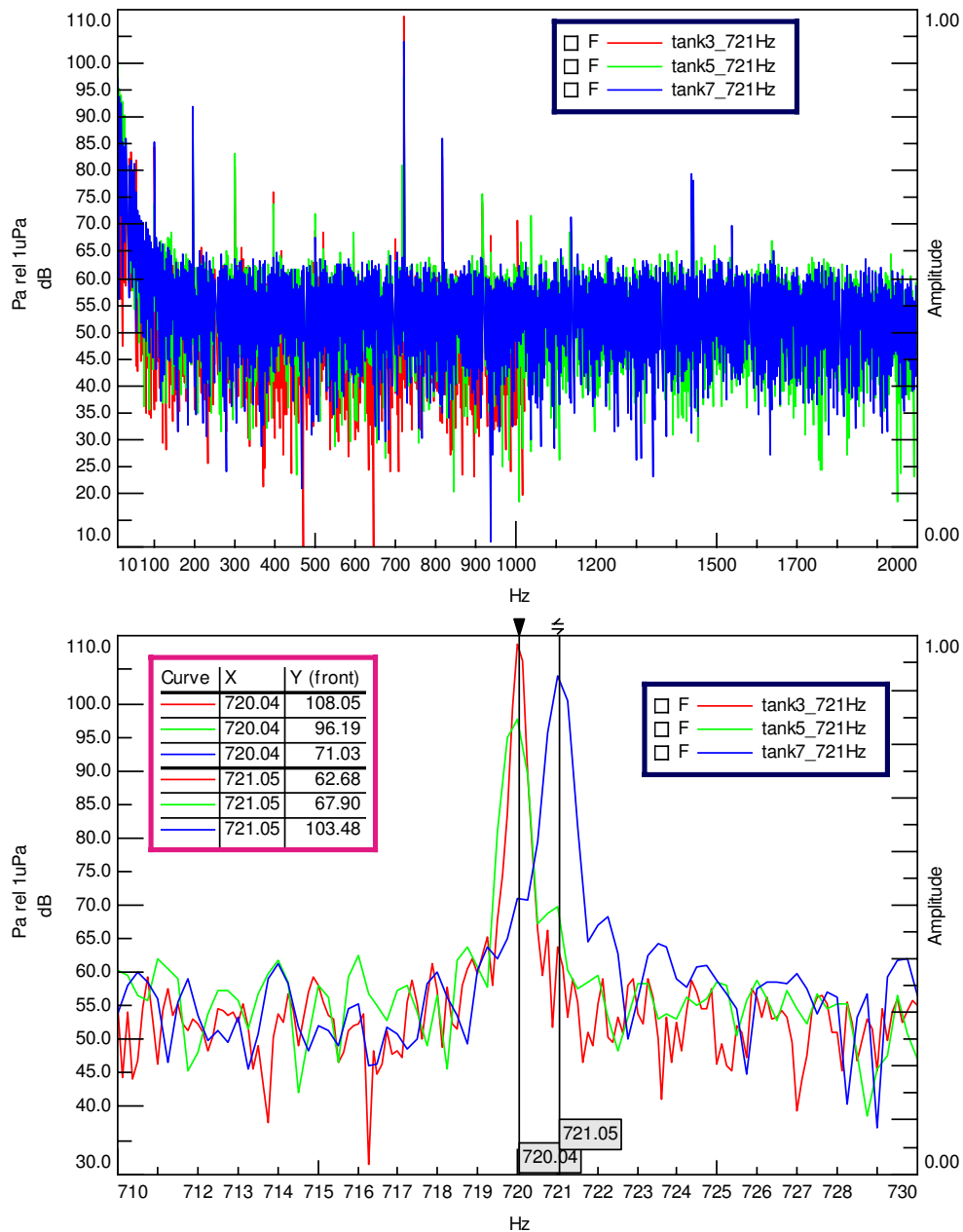
Ljudtrycksnivån i dB rel. 1 μ Pa för tankarna 3,5 och 7 när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 3.



Figur 3: Ljudtrycksnivån vid exciteringsfrekvens 178 Hz



Ljudtrycksnivån i dB rel. 1 μ Pa för tankarna 3,5 och 7 när exciteringsfrekvensen är 721 Hz visas i figur 4.

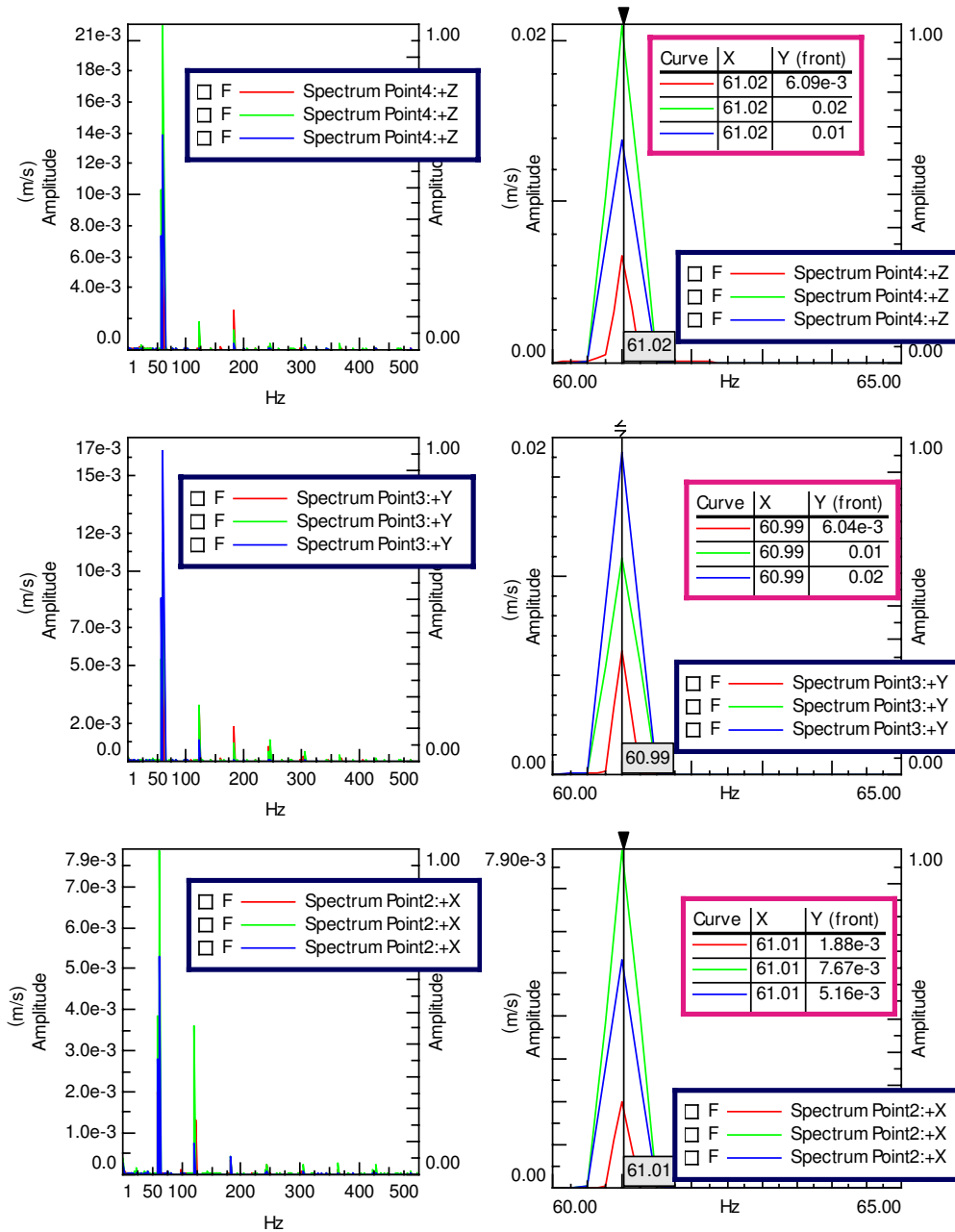


Figur 4: Ljudtrycksnivån vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz



4.3. Vibrationer/ övre och undre gräns för partikelhastighet

Vibrationshastigheten för tre riktningar på vibratorsticken för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i figur 5.

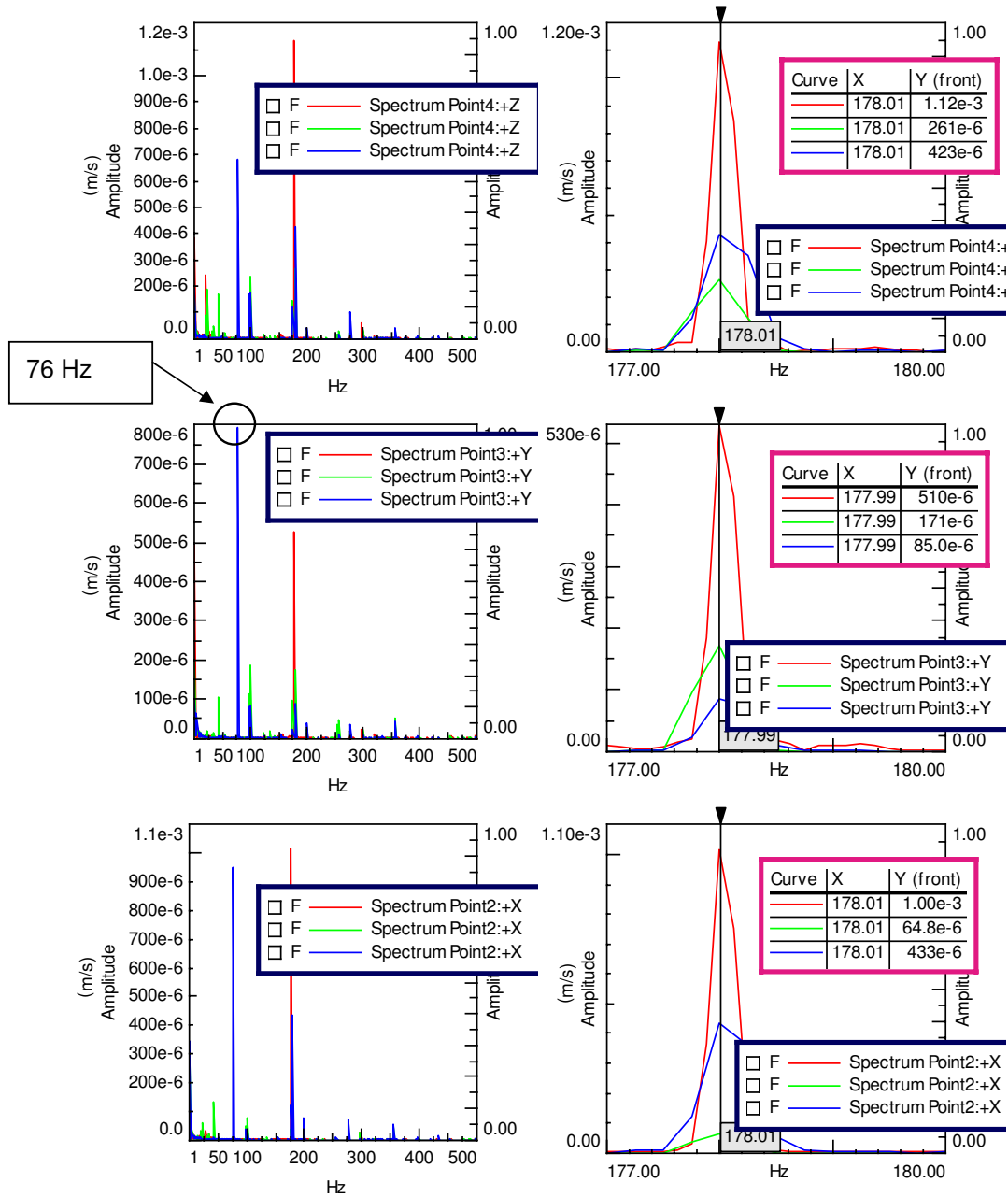


Figur 5: Vibrationshastighet på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 61 Hz

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar på vibratorsticken för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 6

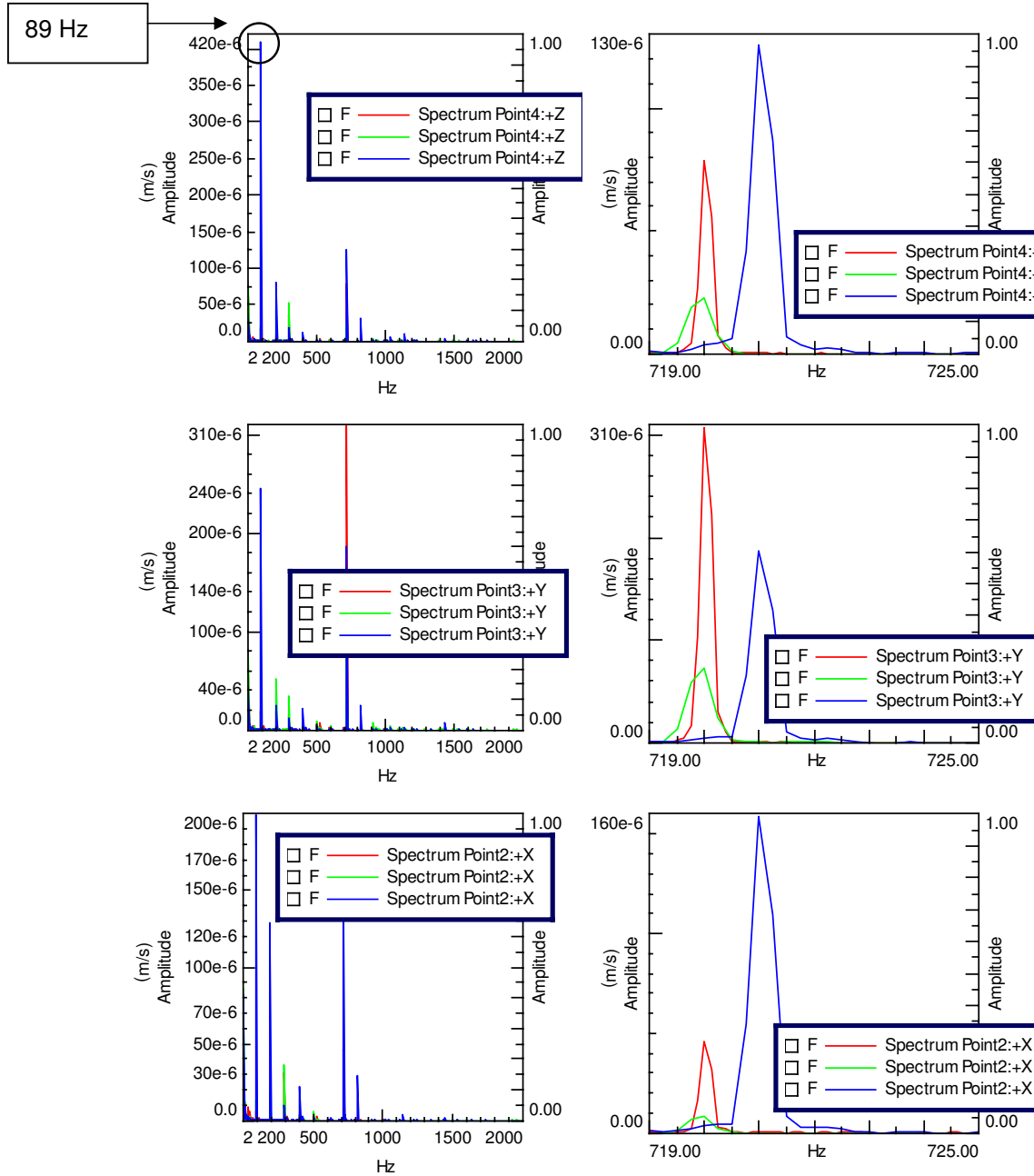


Figur 6: Vibrationshastighet på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 178 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar på vibratorsticken för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 720-721 Hz visas i figur 7.

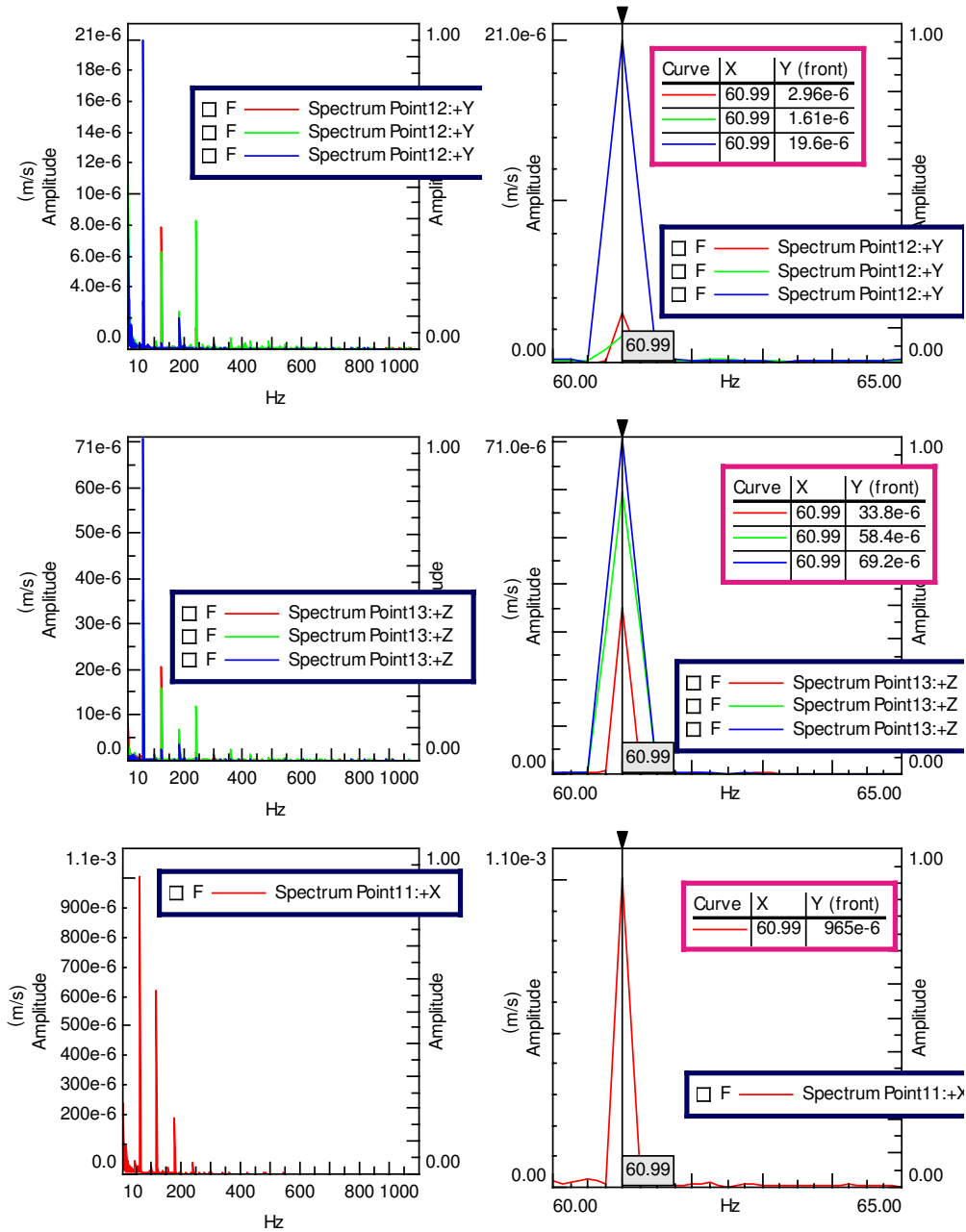


Figur xx: Vibrationshastighet på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar i sedimentet för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i figur 8

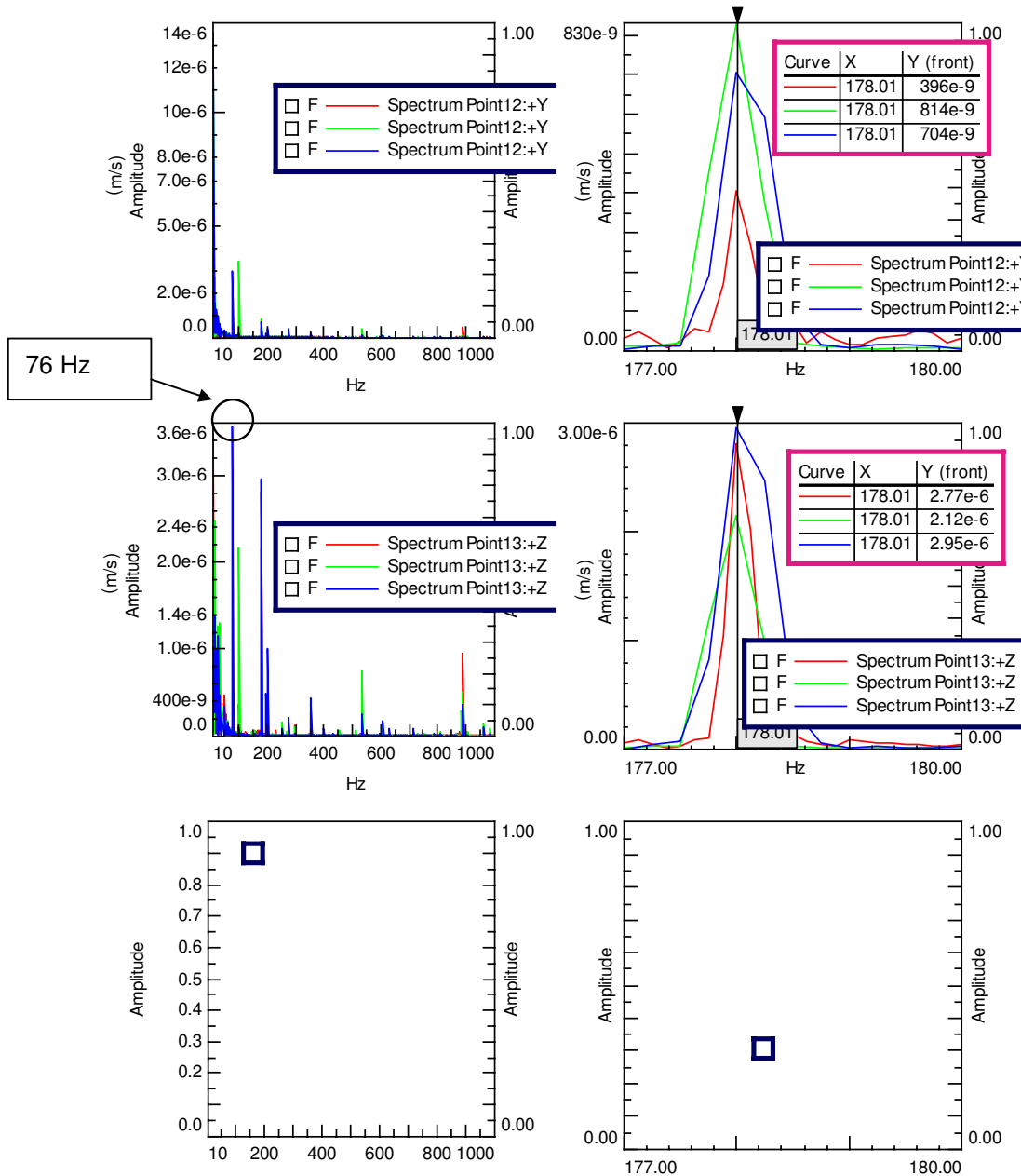


Figur 8: Vibrationshastighet i sedimentet vid exciteringsfrekvens 61 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar i sedimentet för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 9.

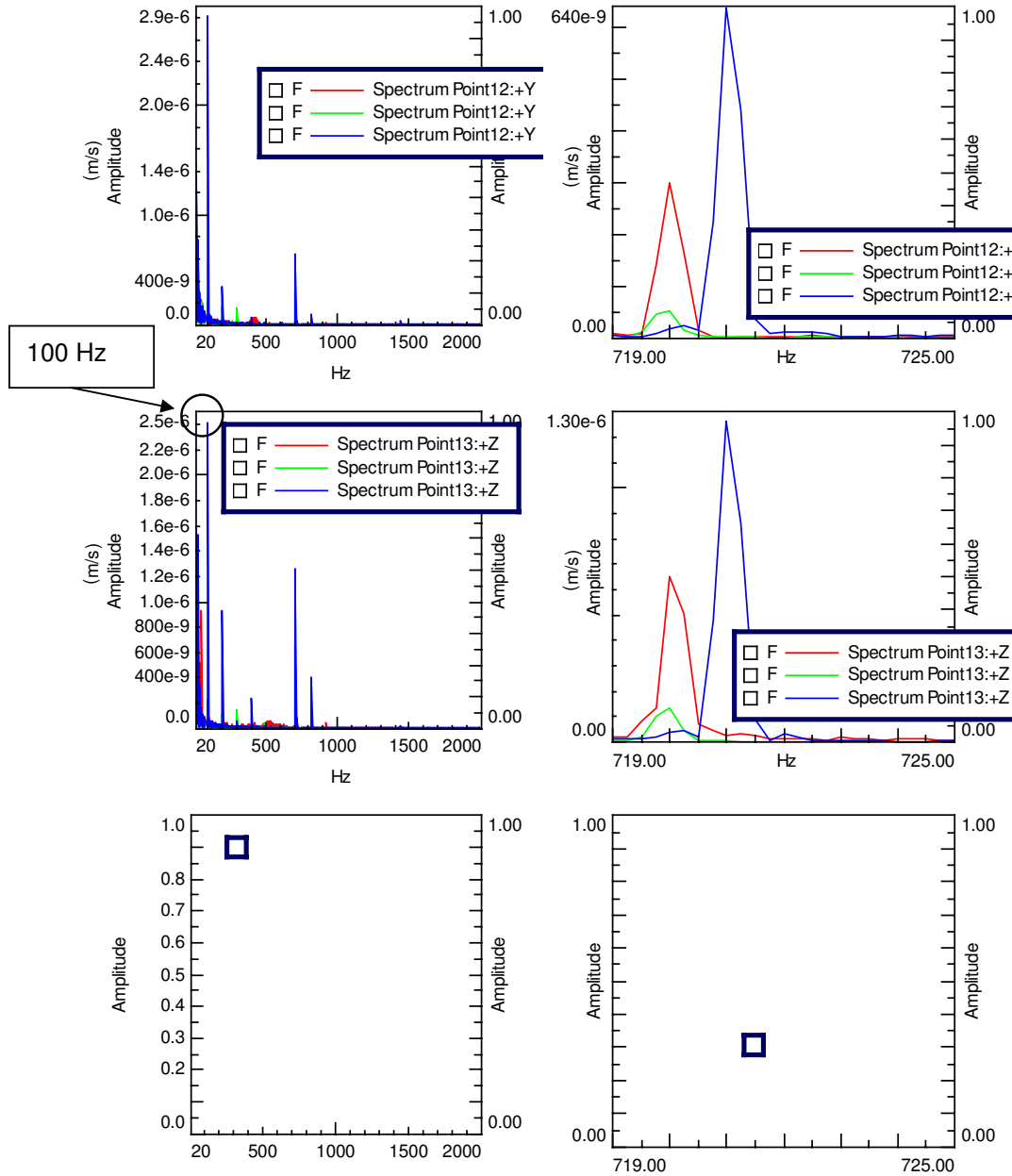


Figur 9: Vibrationshastighet i sedimentet vid exciteringsfrekvens 178 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar i sedimentet för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 720-721 Hz visas i figur 10.

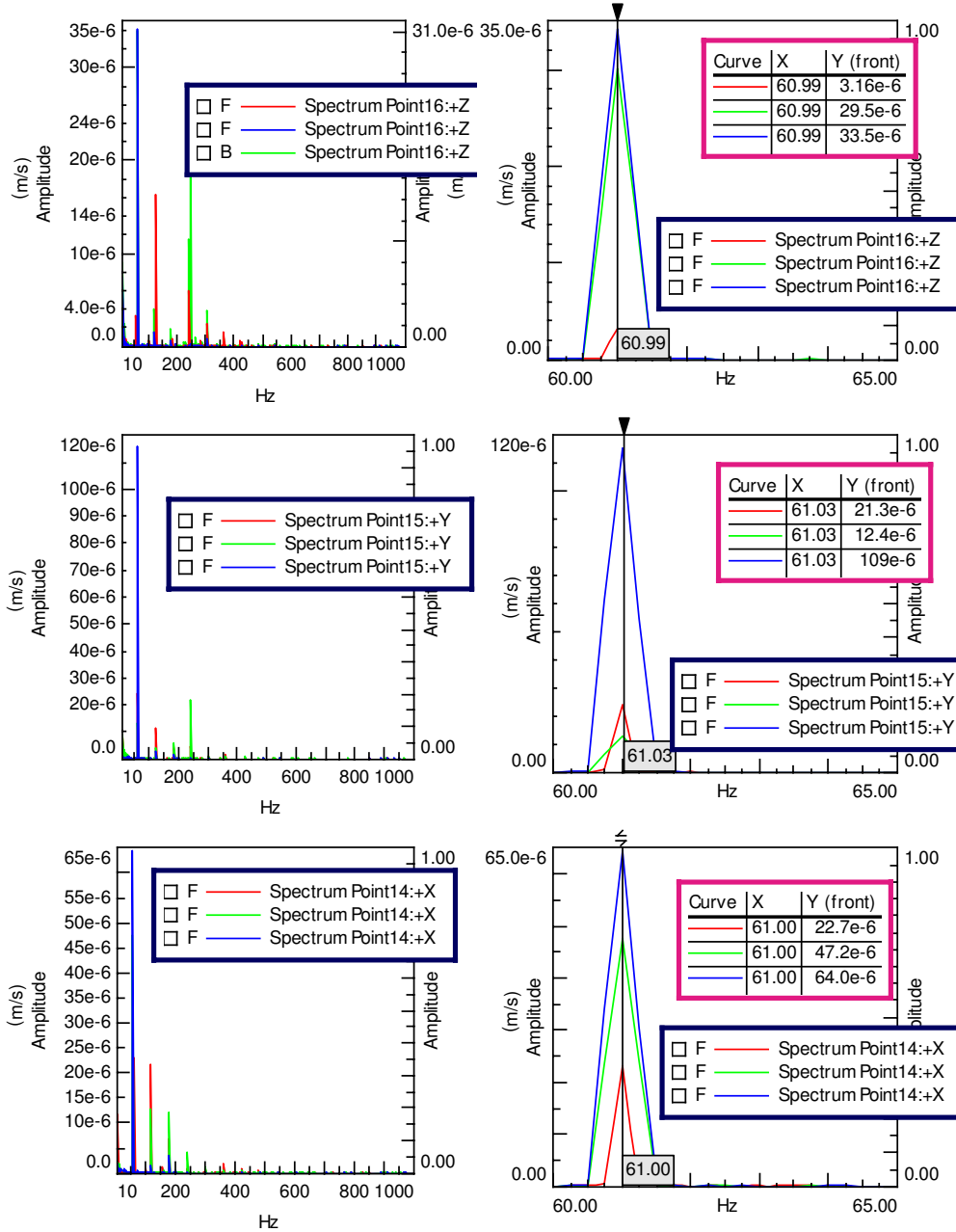


Figur 10: Vibrationshastighet i sedimentet vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz,

tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar på insida glasvägg för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i figur 11.

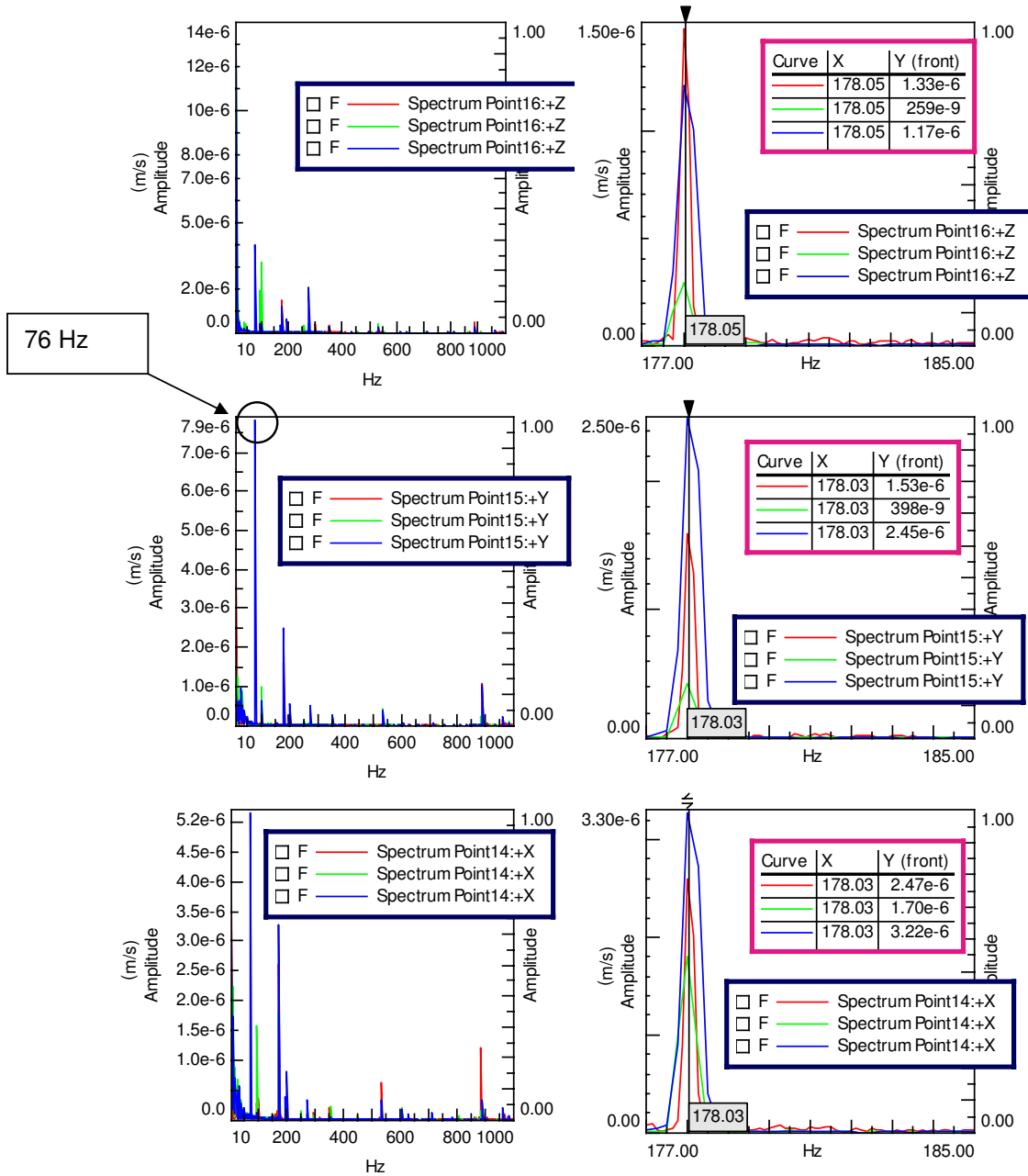


Figur xx: Vibrationshastighet på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 61 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar på insida glasvägg för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 12.

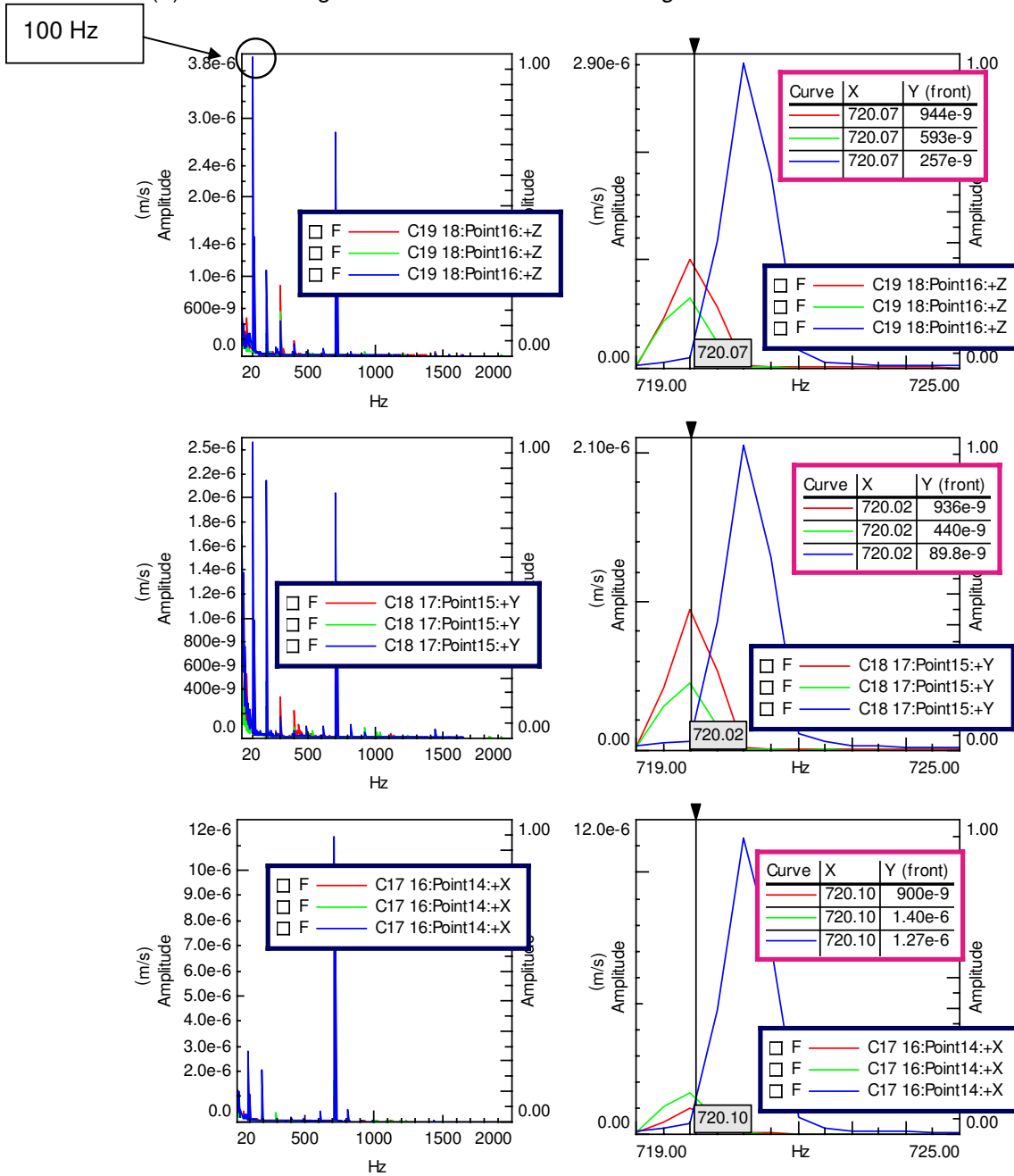


Figur 12: Vibrationshastighet på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 178 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationshastigheten för tre riktningar på insida glasvägg för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 721 Hz visas i figur 13.



Figur 13: Vibrationshastighet på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7

Göteborg 2008-03-11

Evertebrater kring vindkraftverk, PM 12-02425-08031100

Kompletteringar för mätningar utförda med vibrator till tank 7

Partikelhastighet

Tabell 1-3 nedan visar högsta partikelhastighet för de tre vibratorerna uppmätt på vattentanken vid excitering vid 61Hz, 178 Hz och 721 Hz . Vibrationsamplituden vid excitationsfrekvens på vibratorn hade sedan tidigare blivit injusterad till att generera ~ 99 dB rel. 1 μ Pa d.v.s. ingen förhöjd förstärkning för tank 7, jämför rapport 12-02425-08030400_rev1.pdf.

Ljudtrycksnivån för "tank 7" avviker som mest 5 dB från ~99 dB rel 1 μ Pa.

	Vibrator 3	Vibrator 5	Vibrator 7
vibratorsticka		20 mm/s excitationsriktning	
insida glasvägg		0.05 mm/s sidled	
sediment		0.06 mm/s vertikalled	

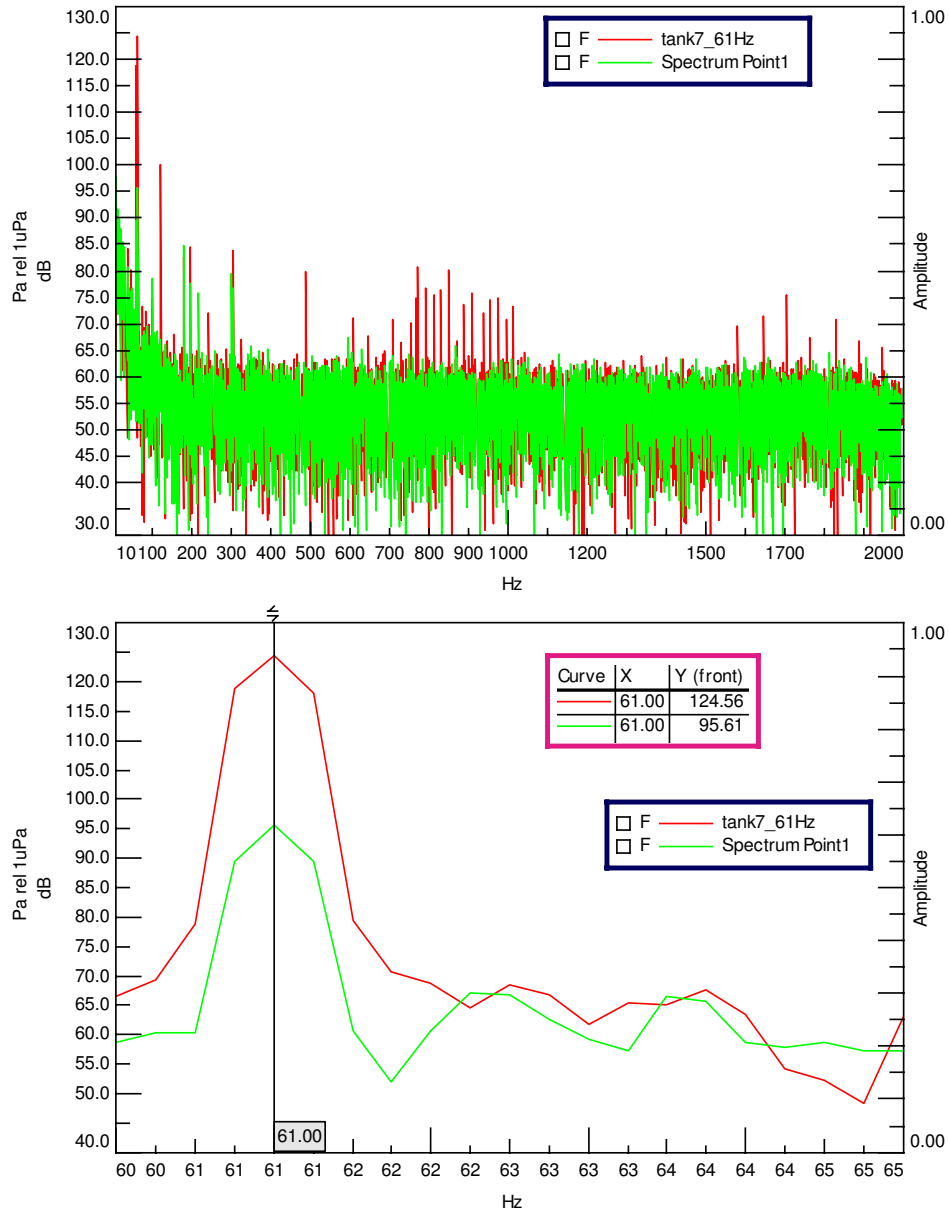
Tabell 1: Partikelhastighet vid 61 Hz

	Vibrator 3	Vibrator 5	Vibrator 7
vibratorsticka	1.12 mm/s i excitationsriktningen		
insida glasvägg			0.004 mm/s sidled
sediment			0.003 mm/s vertikalled

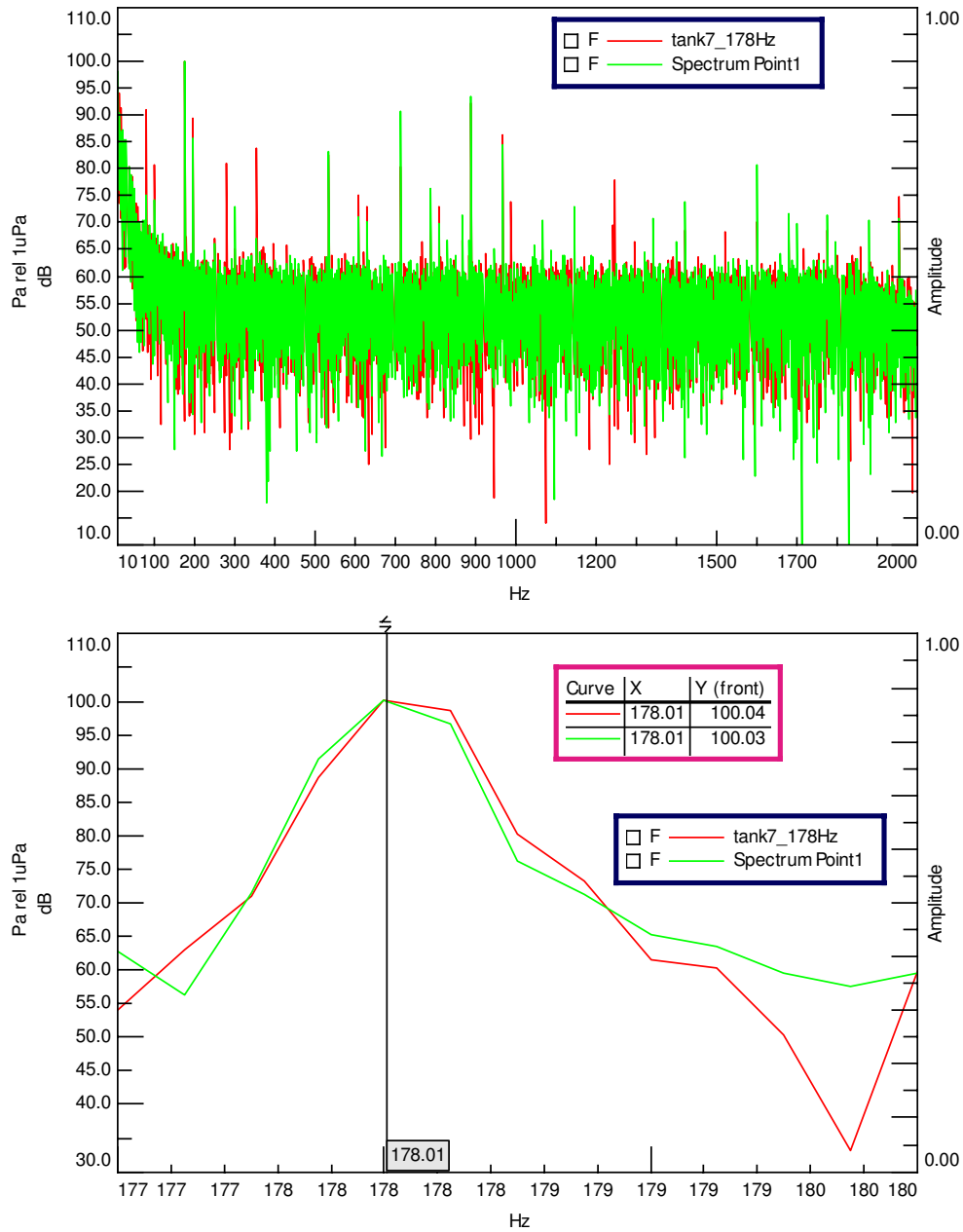
Tabell 2: Partikelhastighet vid 178 Hz.

	Vibrator 3	Vibrator 5	Vibrator 7
vibratorsticka	0.31 mm/s vertikalled		
insida glasvägg			0.002 mm/s sidled
sediment			0.001 mm/s vertikalled

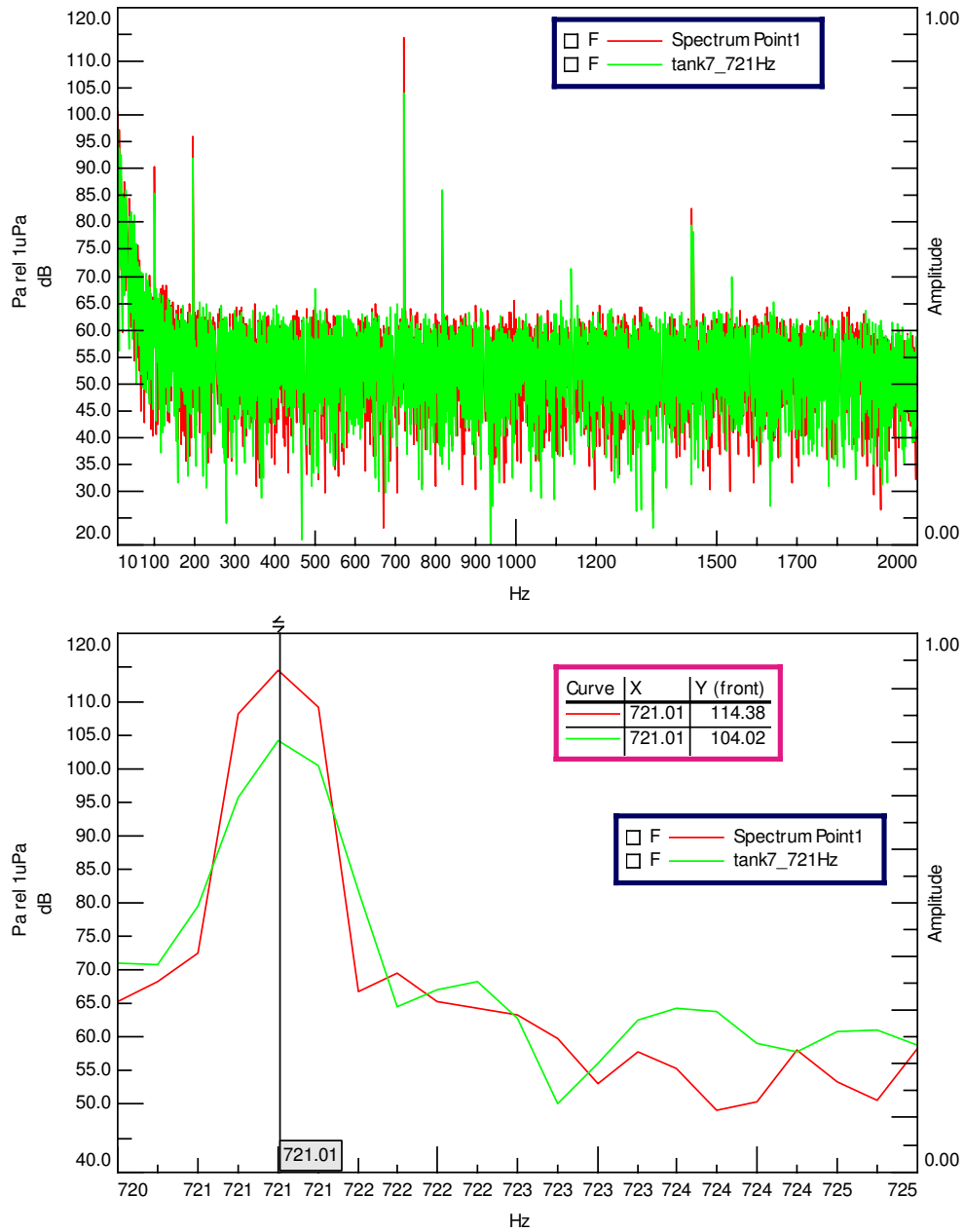
Tabell 3: Partikelhastighet vid 721 Hz



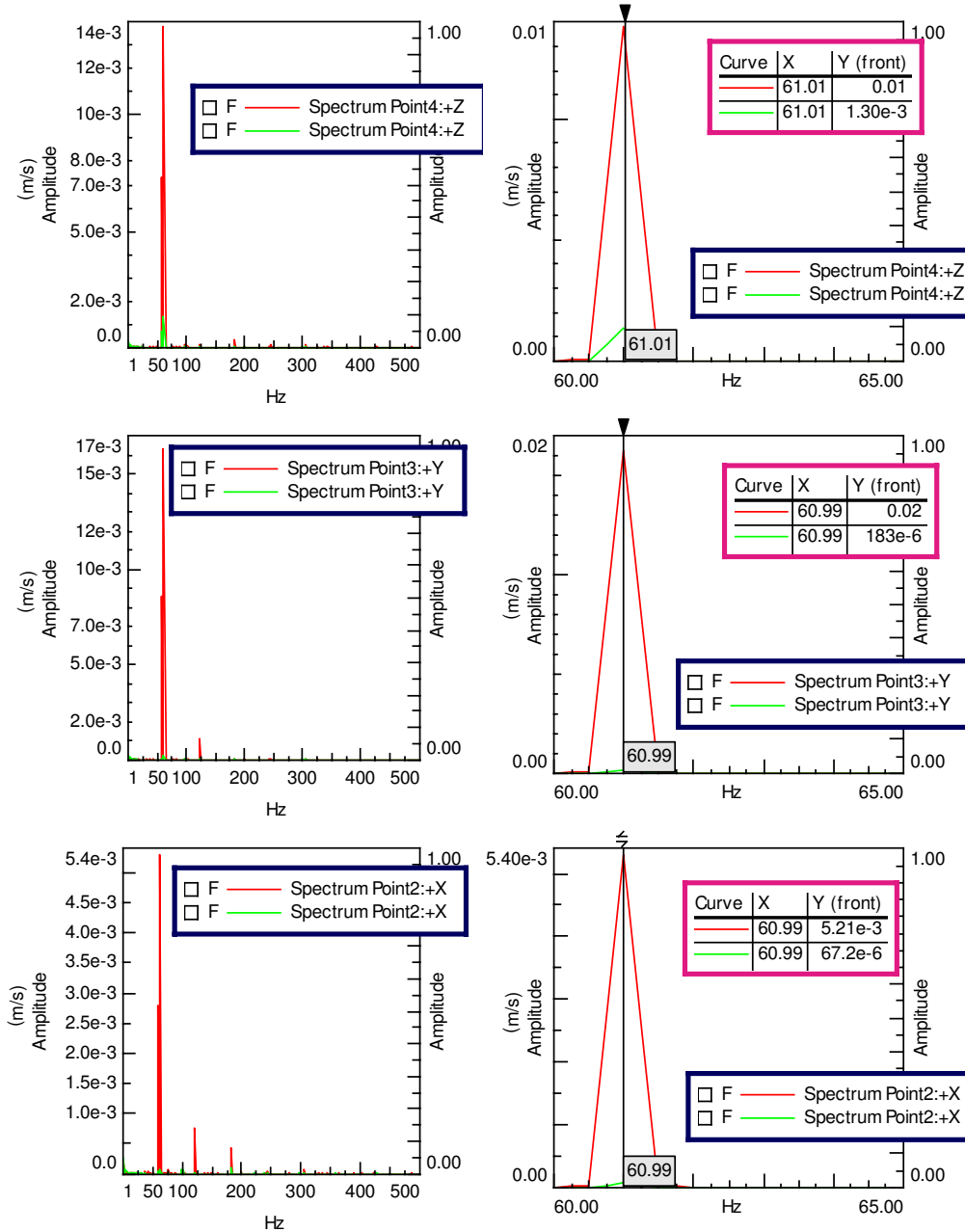
Figur 1: Ljud vid excitering med 61 Hz " - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



Figur 2: Ljud vid excitering med 178 Hz " - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning

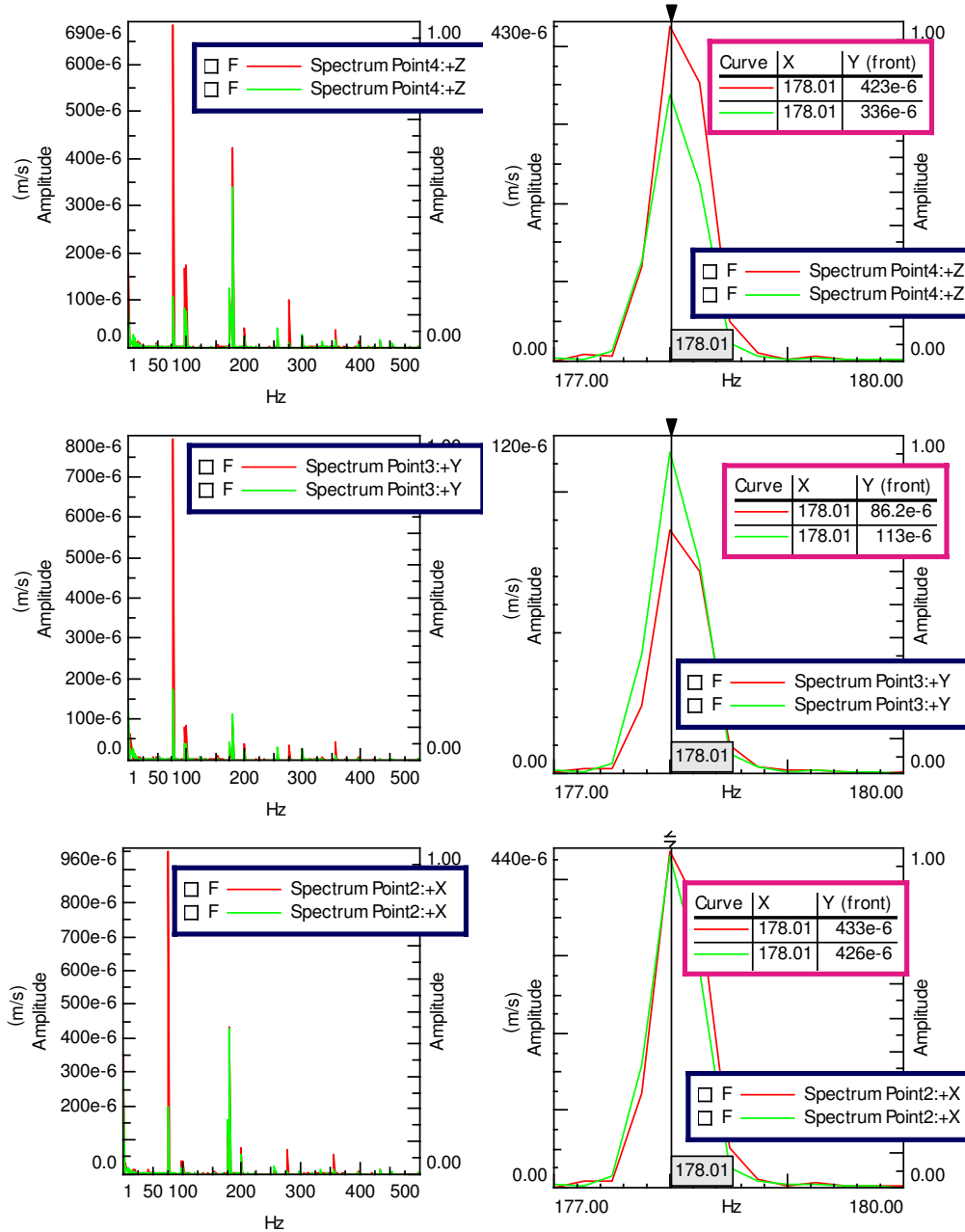


Figur 3: Ljud vid excitering med 721 Hz " - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



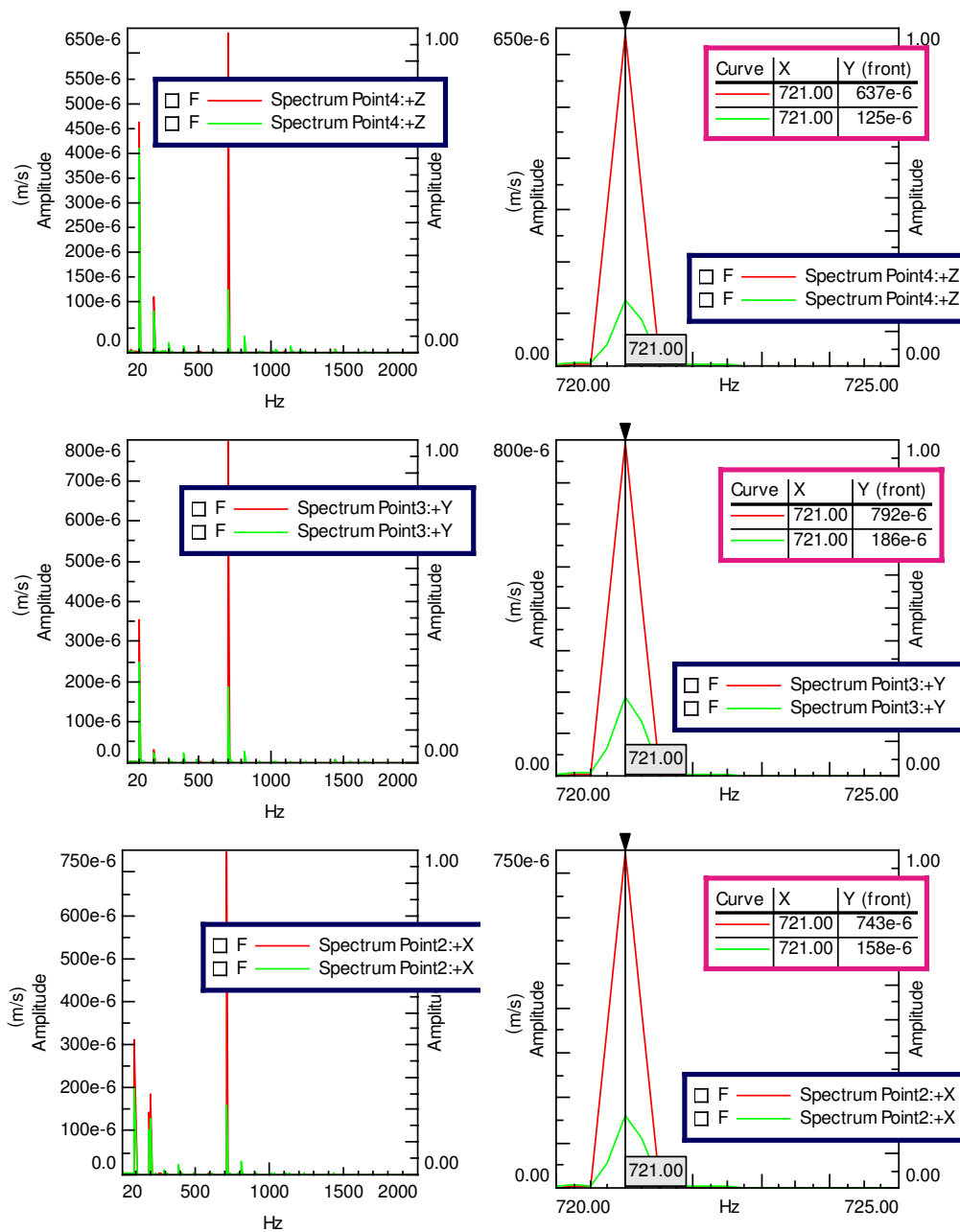
Figur 4: Vibrationshastighet på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 61 Hz.

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



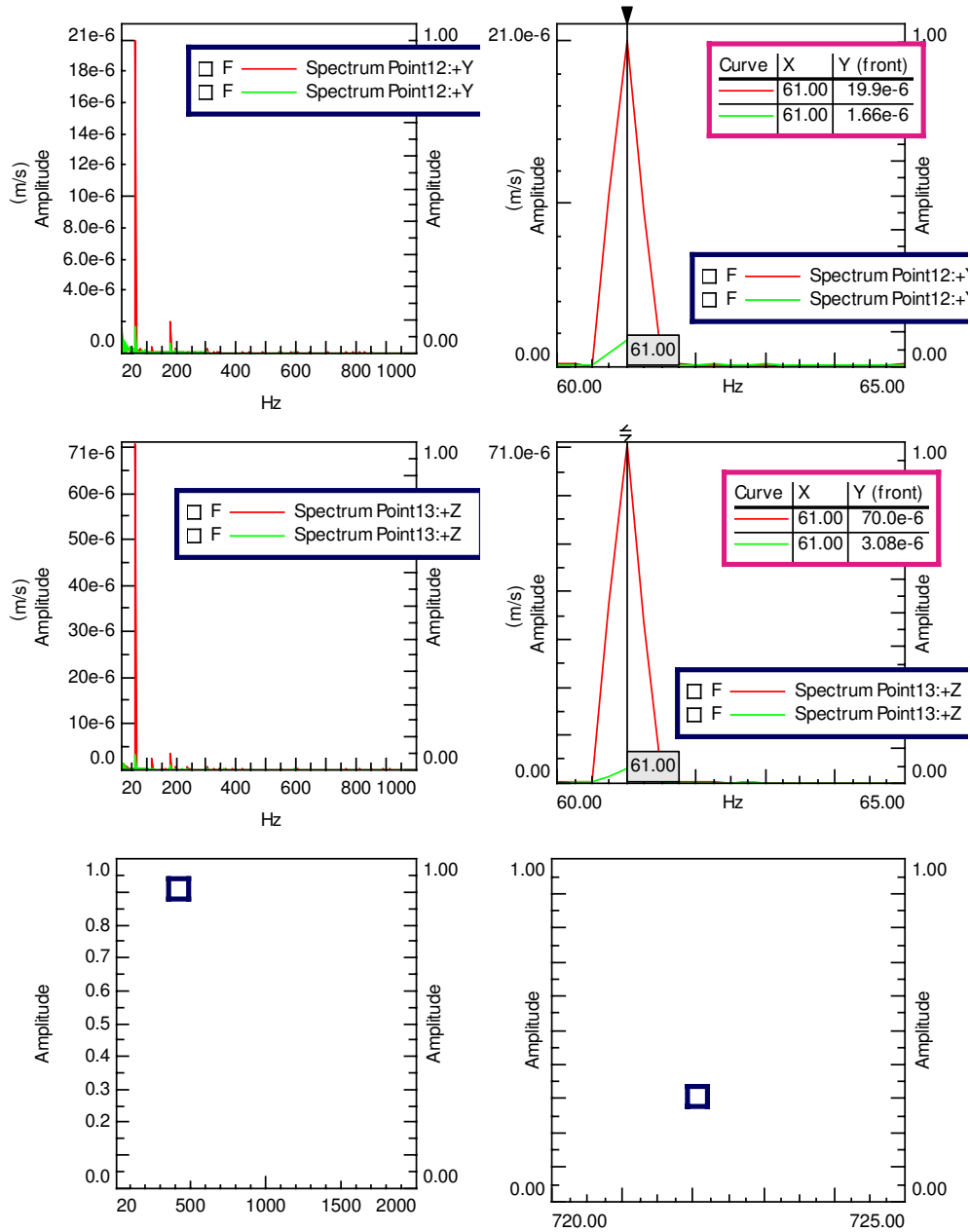
Figur 5: Vibrationshastighet på vibratorstickan vid exciteringsfrekvens 178 Hz.

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



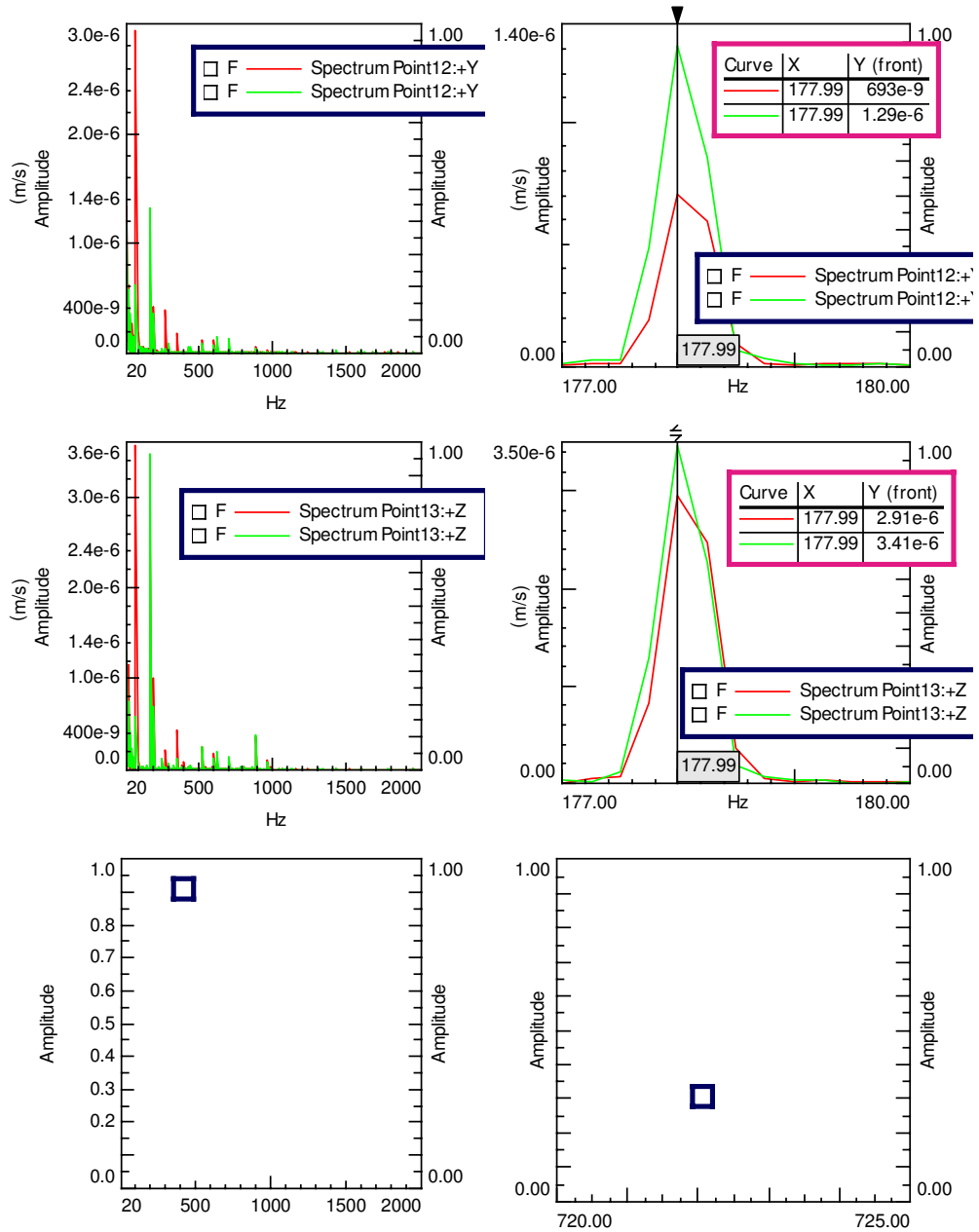
Figur 6: Vibrationshastighet på vibratorstickan vid exciteringsfrekvens 721 Hz.

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



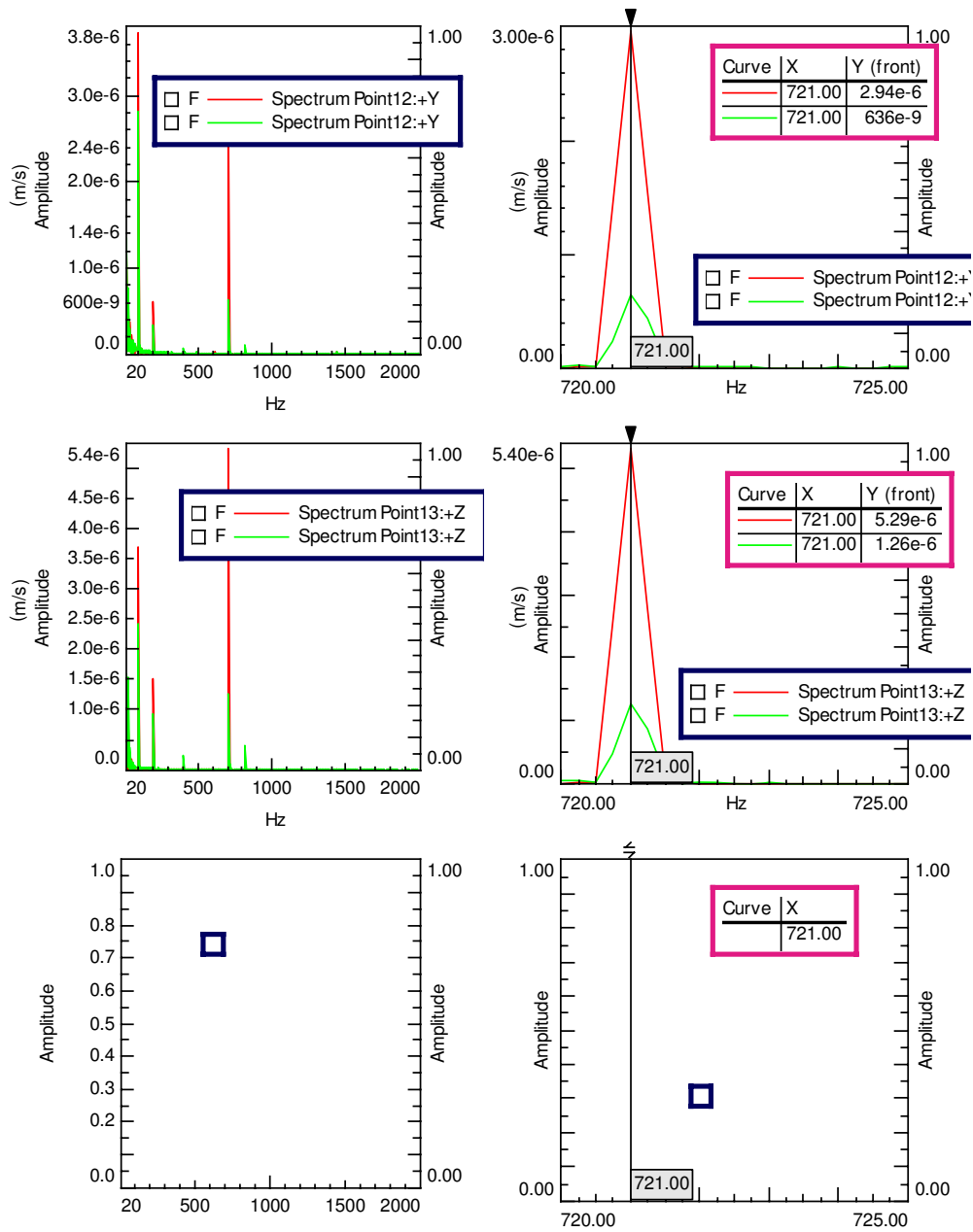
Figur 7 : Vibrationsnivå i sedimentet vid exciteringsfrekvens 61 Hz

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



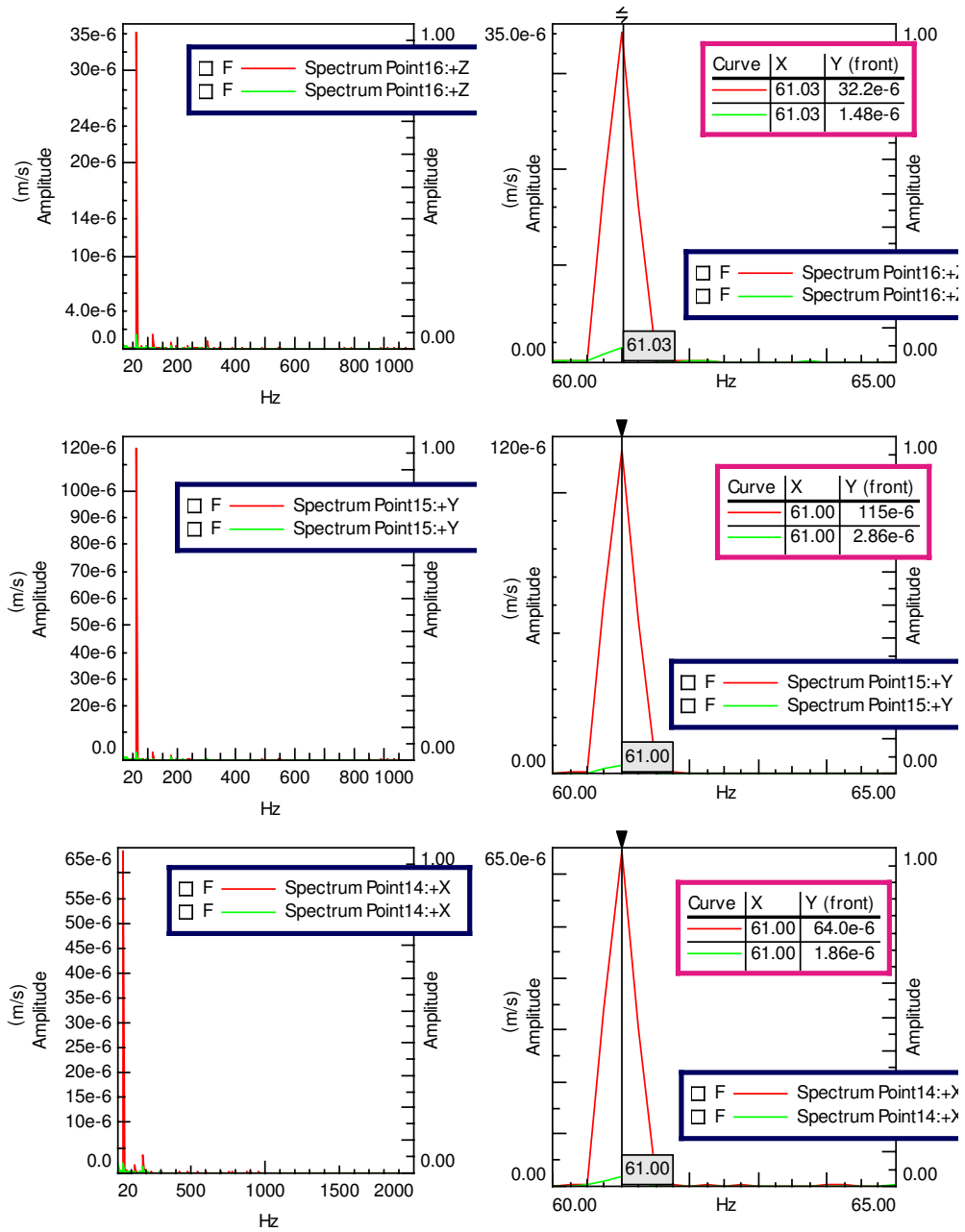
Figur 8 : Vibrationsnivå i sedimentet vid exciteringsfrekvens 178 Hz

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



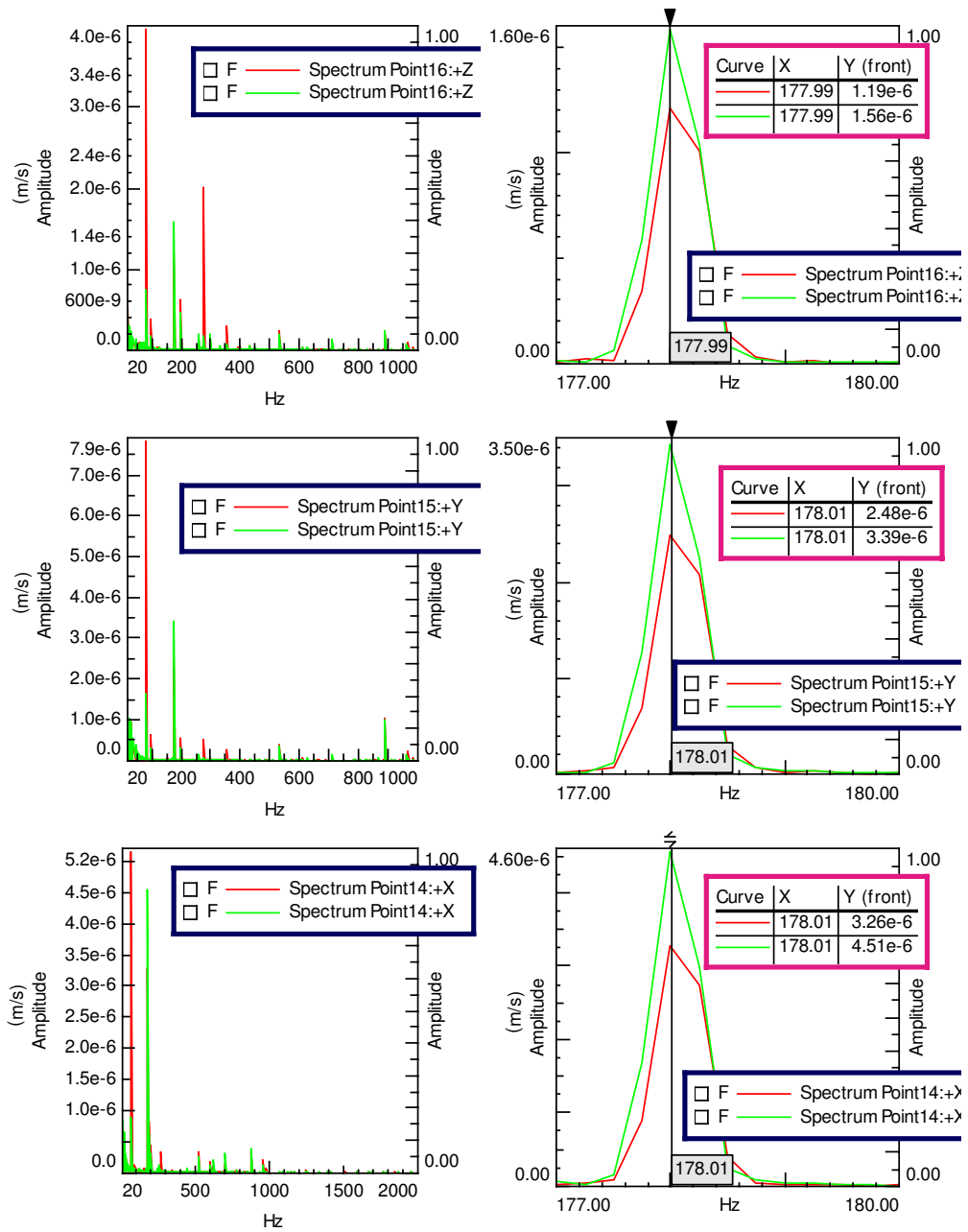
Figur 9: Vibrationsnivå i sedimentet vid exciteringsfrekvens 721 Hz

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



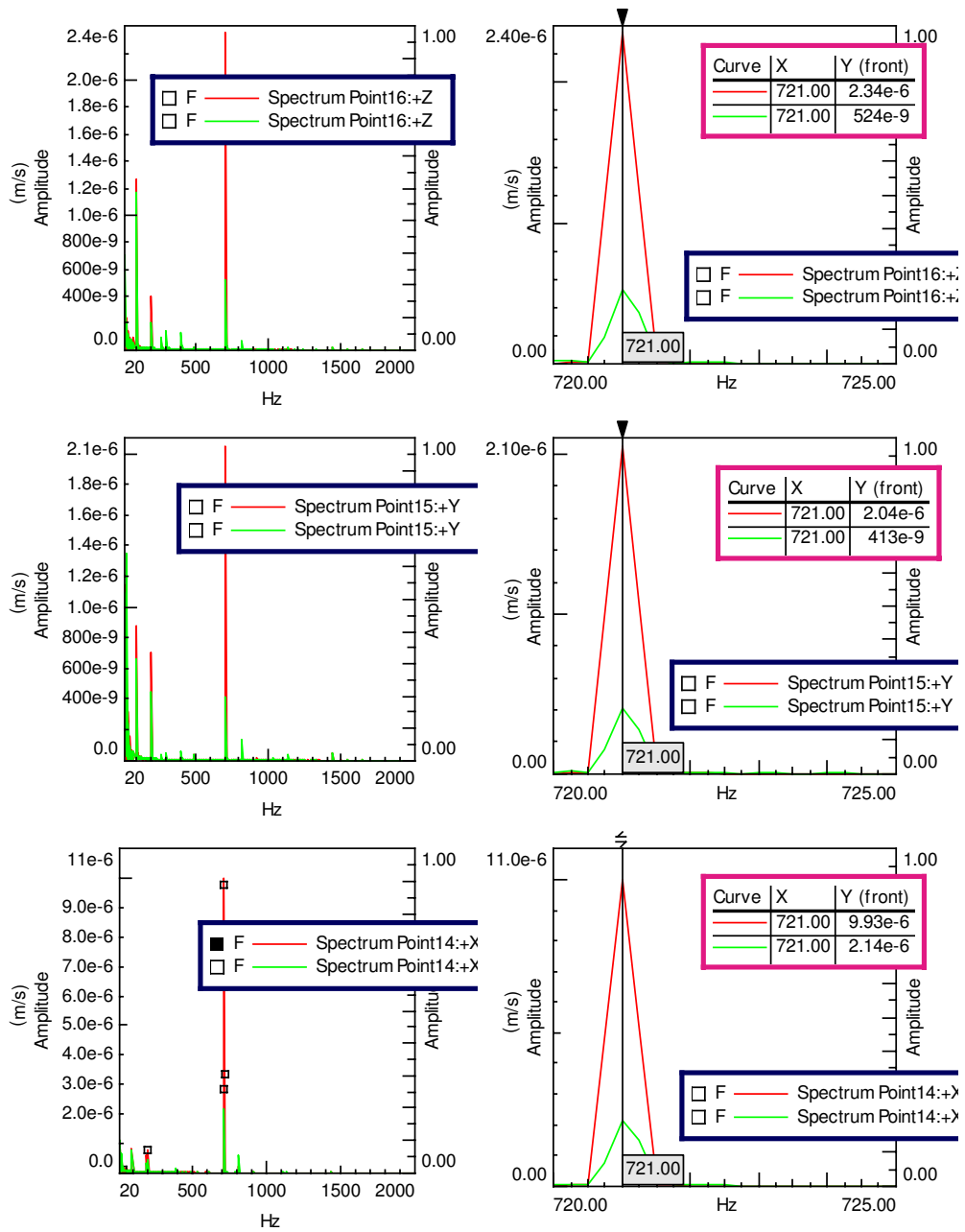
Figur 10: Vibrationsnivå på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 61 Hz

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



Figur 11: Vibrationsnivå på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 178 Hz

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning



Figur 12: Vibrationsnivå på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 721 Hz

" - " ursprunglig förstärkning " - " ny förstärkning

12-02425-08031100



Med vänlig hälsning
ÅF-Ingemansson AB
Göteborg

Åsa Collet

ÅF-Ingemansson AB
Box 1551, SE-401 51 Göteborg
Tel +46 31 743 10 00
Fax +46 31 774 74 74
www.ingemansson.com



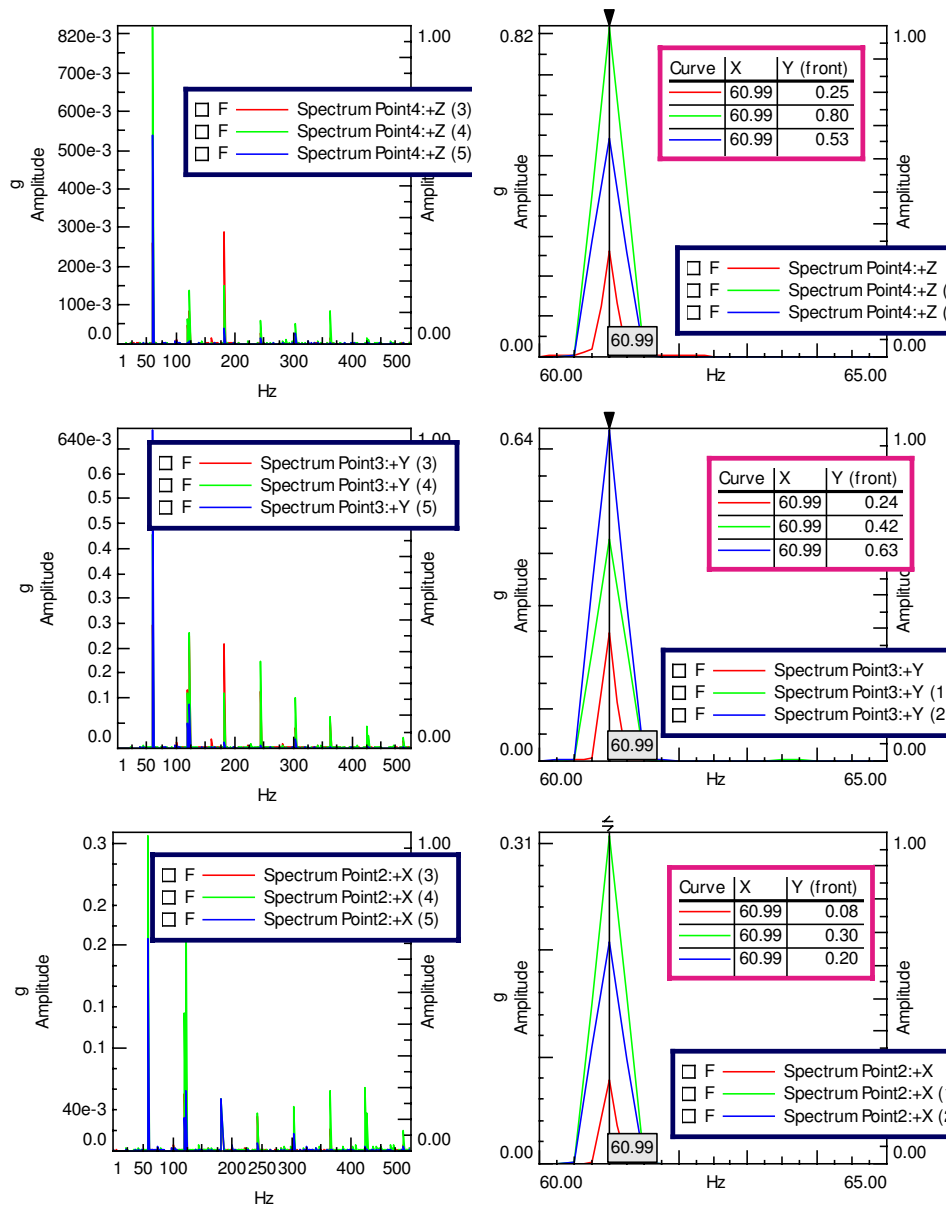
Göteborg 2008-05-14

Evertebrater kring vindkraftverk, PM 12-02425-08051400



Vibrationer/ övre och undre gräns för partikelhastighet

Vibrationsaccelerationen för tre riktningar på vibratorsticken för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i figur 5.

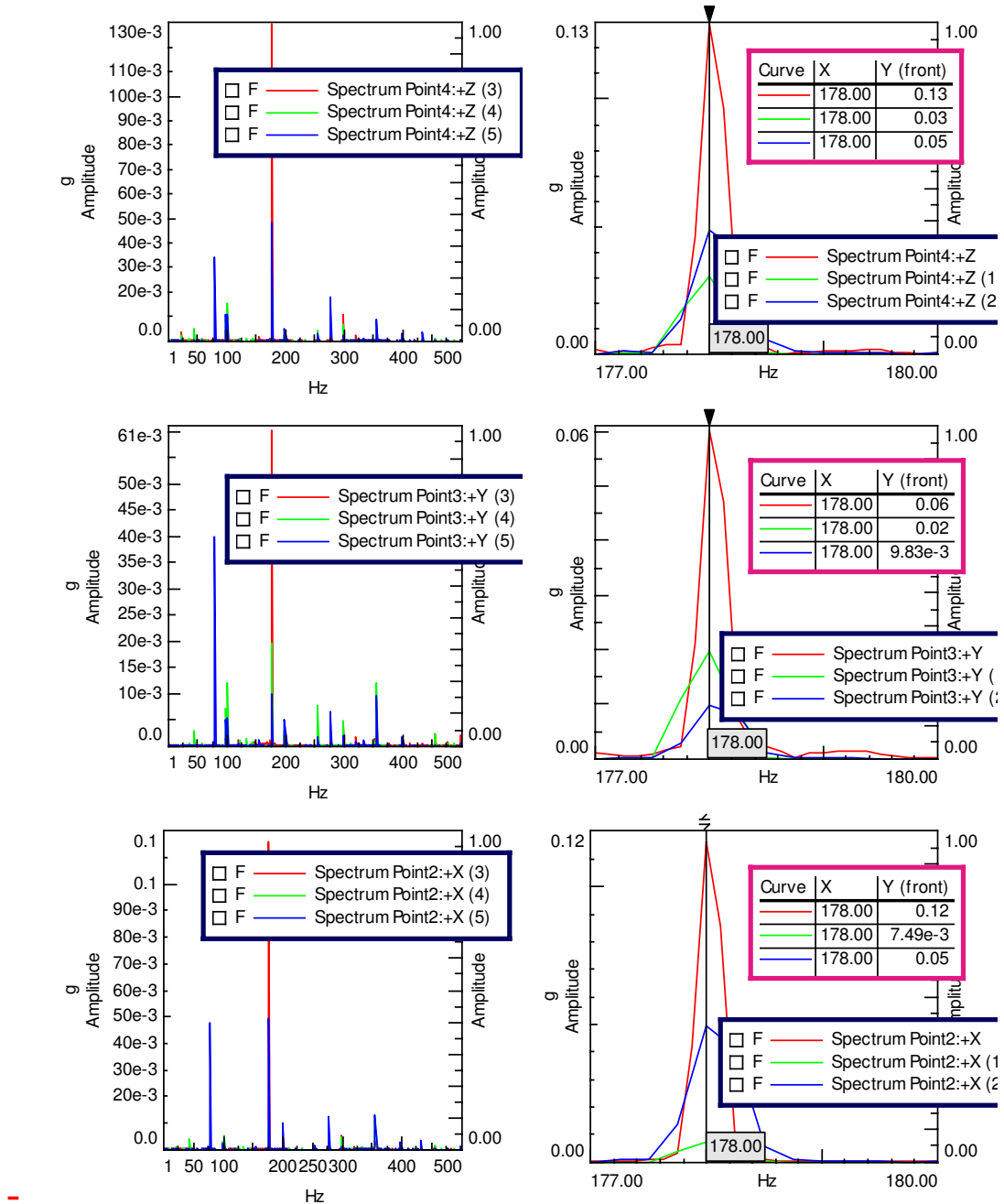


Figur 5. Vibrationsaccelerationen på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 61 Hz

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar på vibratorsticken för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 6

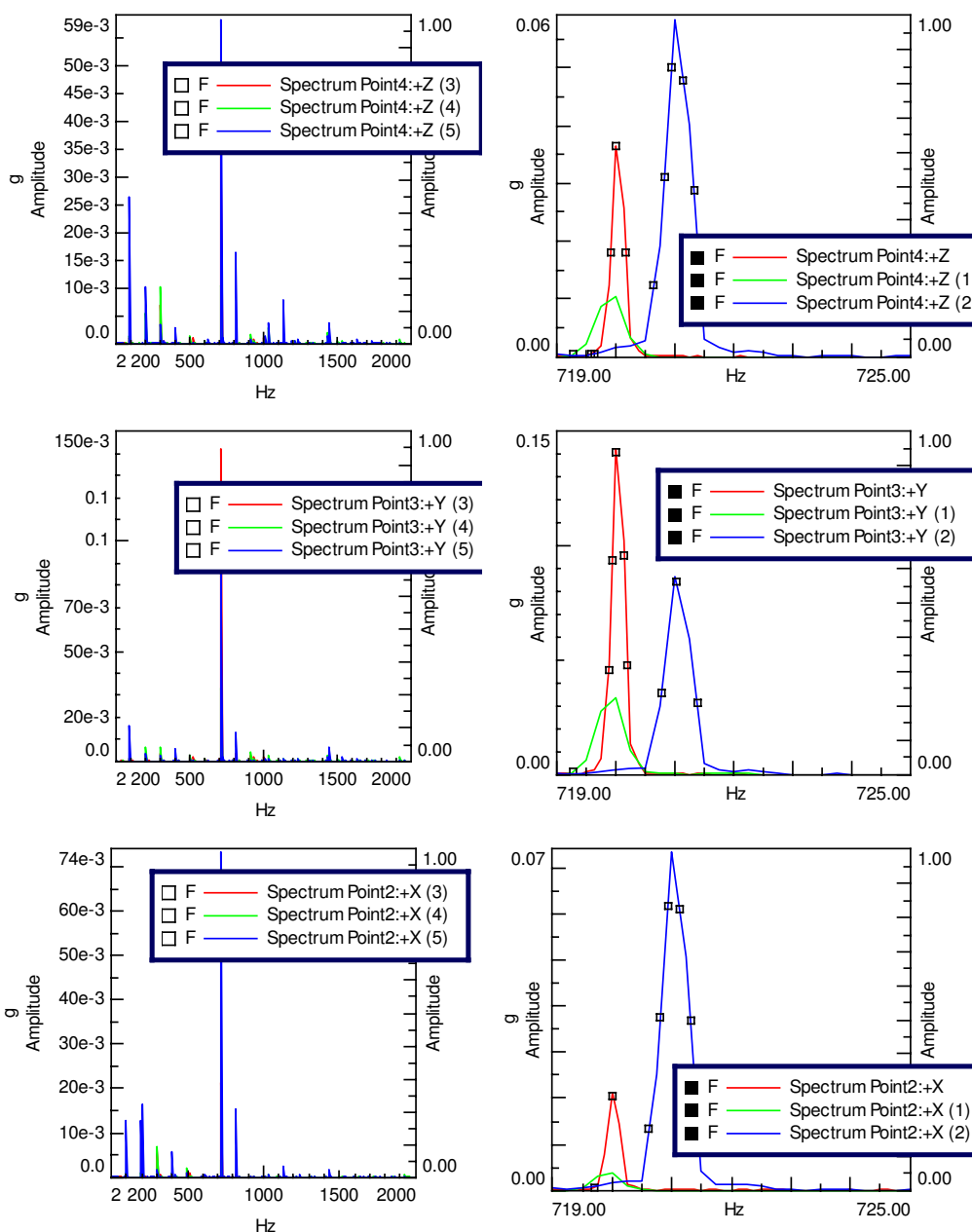


Figur 6. Vibrationshastighet på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 178 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar på vibratorsticken för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 720-721 Hz visas i figur 7.

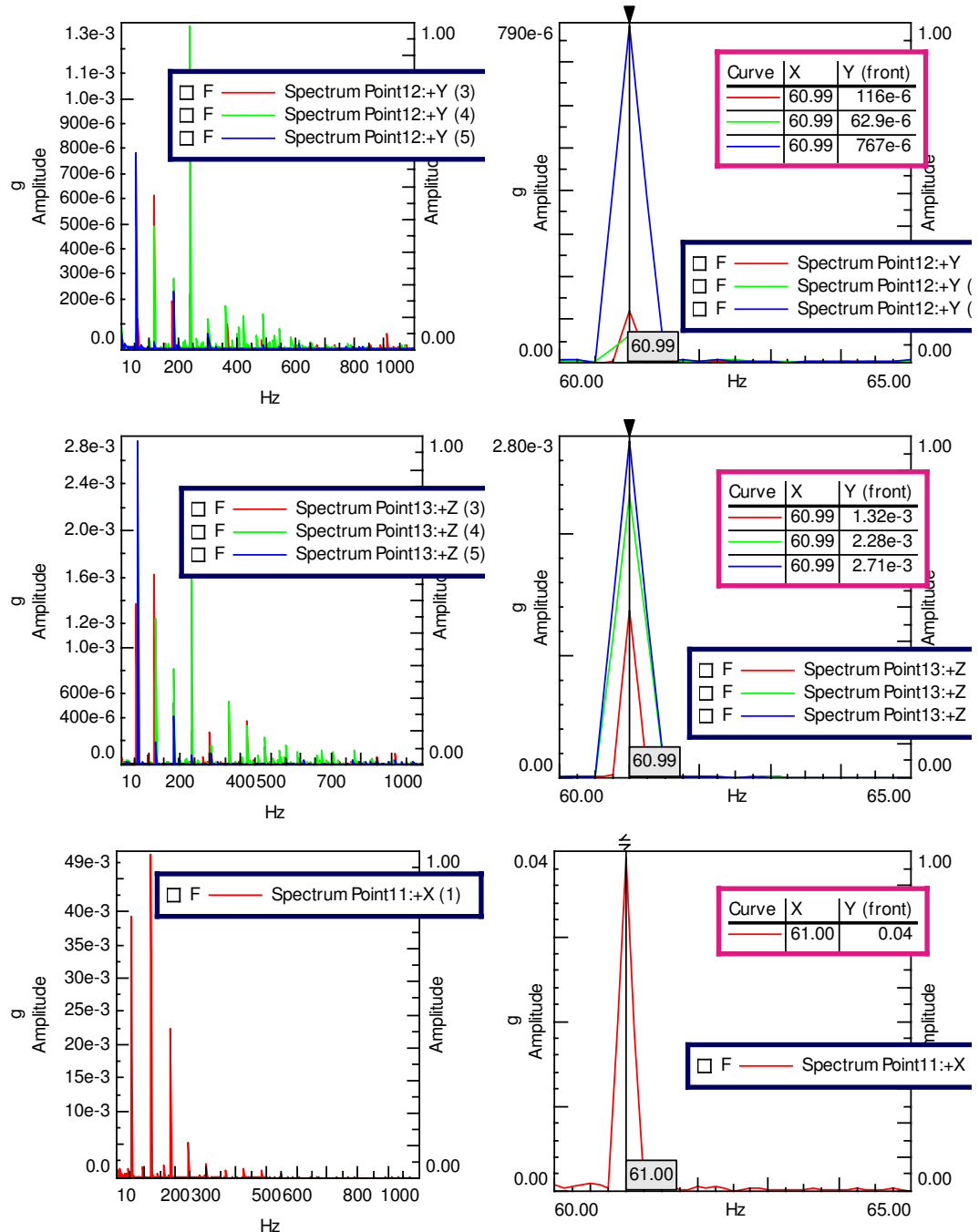


Figur 7. Vibrationshastighet på vibratorsticken vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar i sedimentet för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i *figur 8*

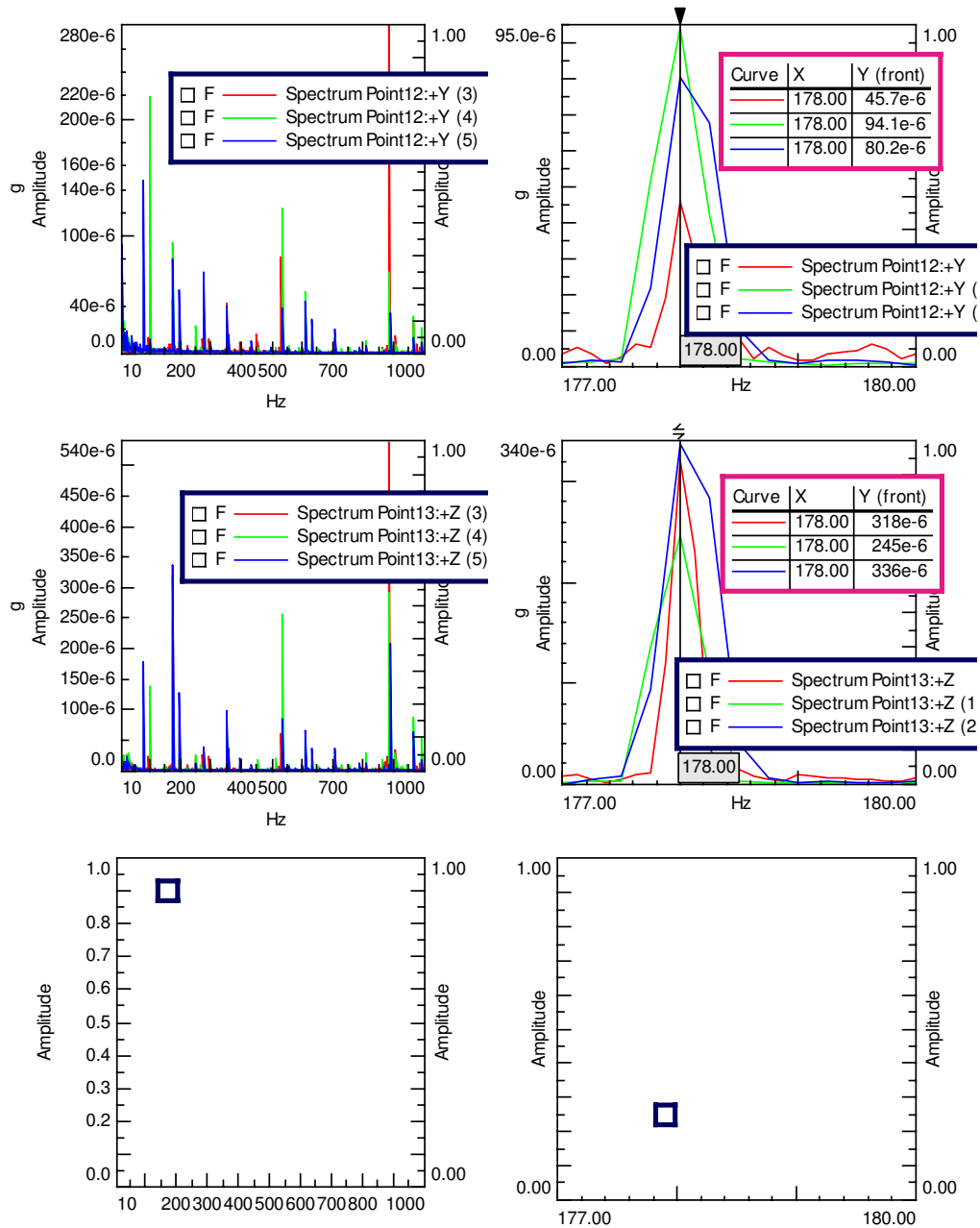


Figur 8. Vibrationshastighet i sedimentet vid exciteringsfrekvens 61 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar i sedimentet för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 9.



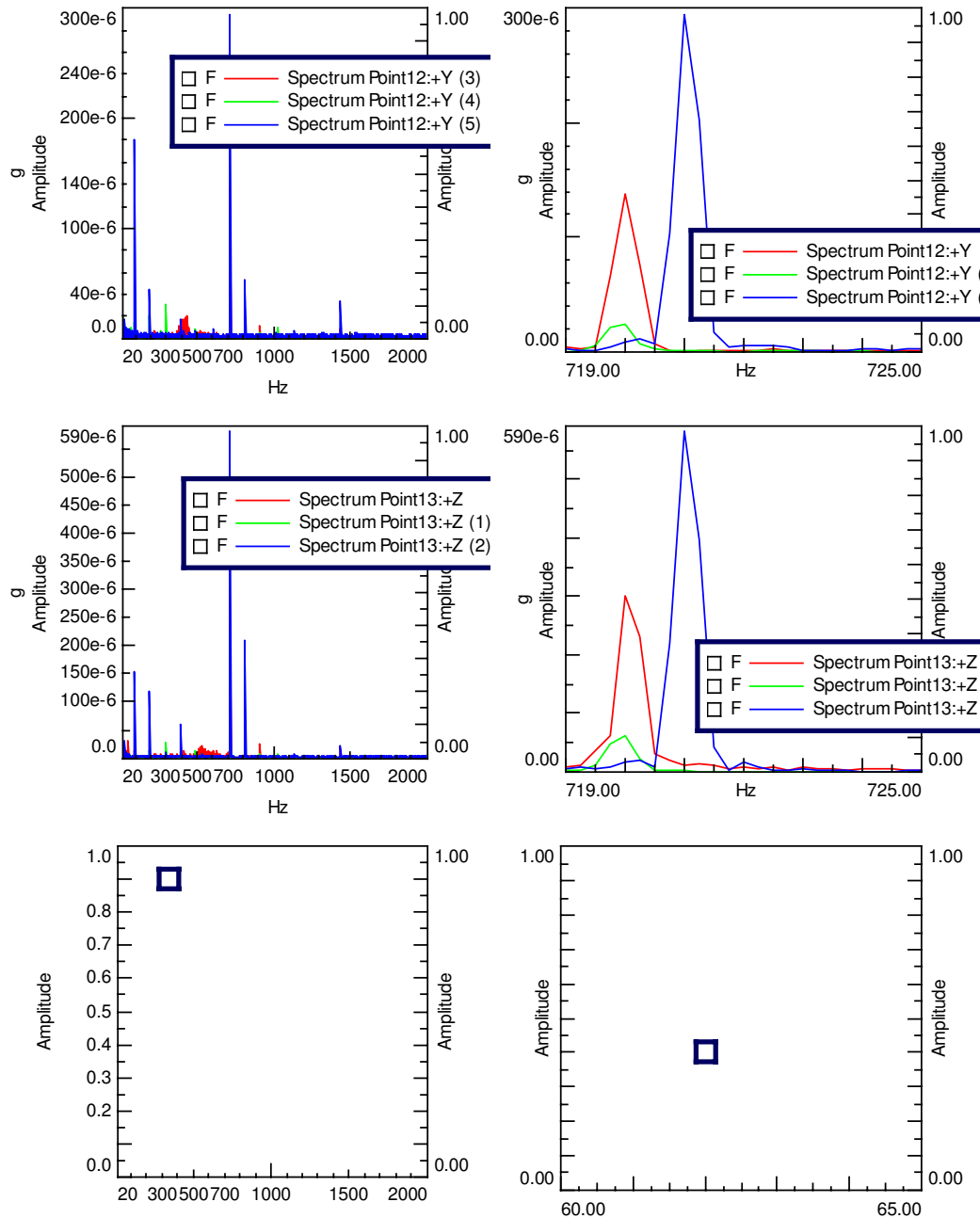
Figur 9.

Vibrationshastighet i sedimentet vid exciteringsfrekvens 178 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar i sedimentet för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 720-721 Hz visas i figur 10.

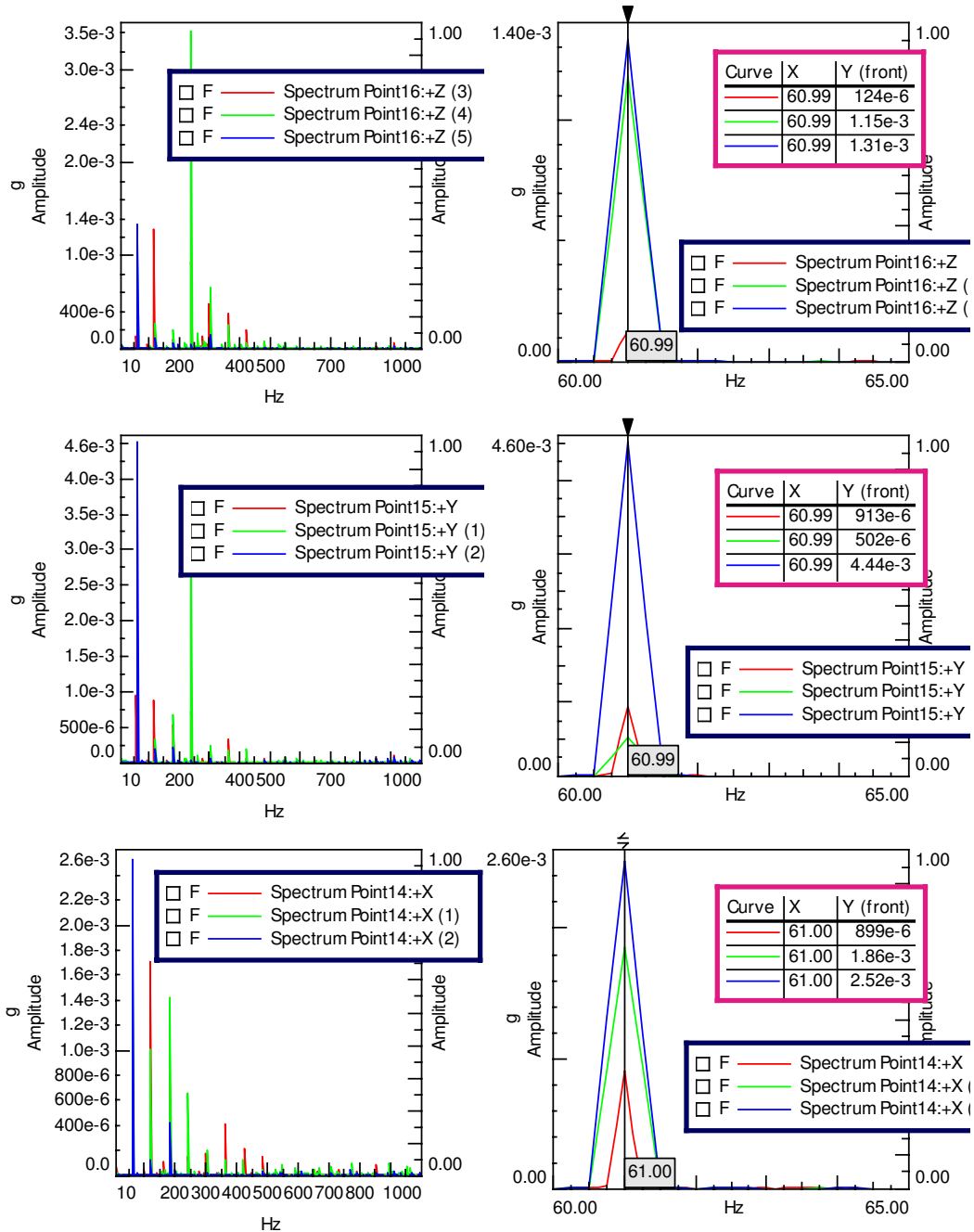


Figur 10. Vibrationshastighet i sedimentet vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz,

tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar på insida glasvägg för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 61 Hz visas i figur 11.

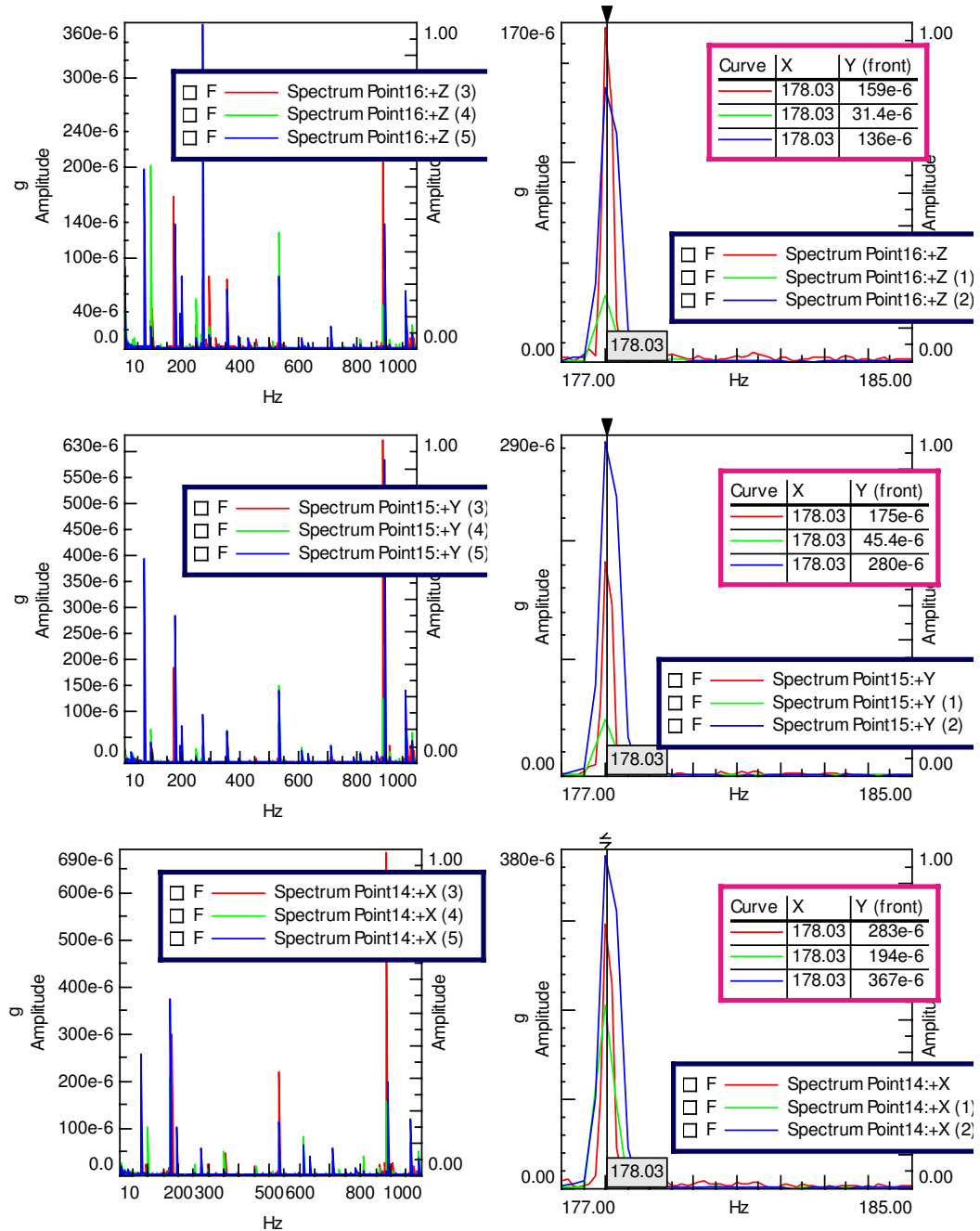


Figur 11. Vibrationshastighet på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 61 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar på insida glasvägg för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 178 Hz visas i figur 12.

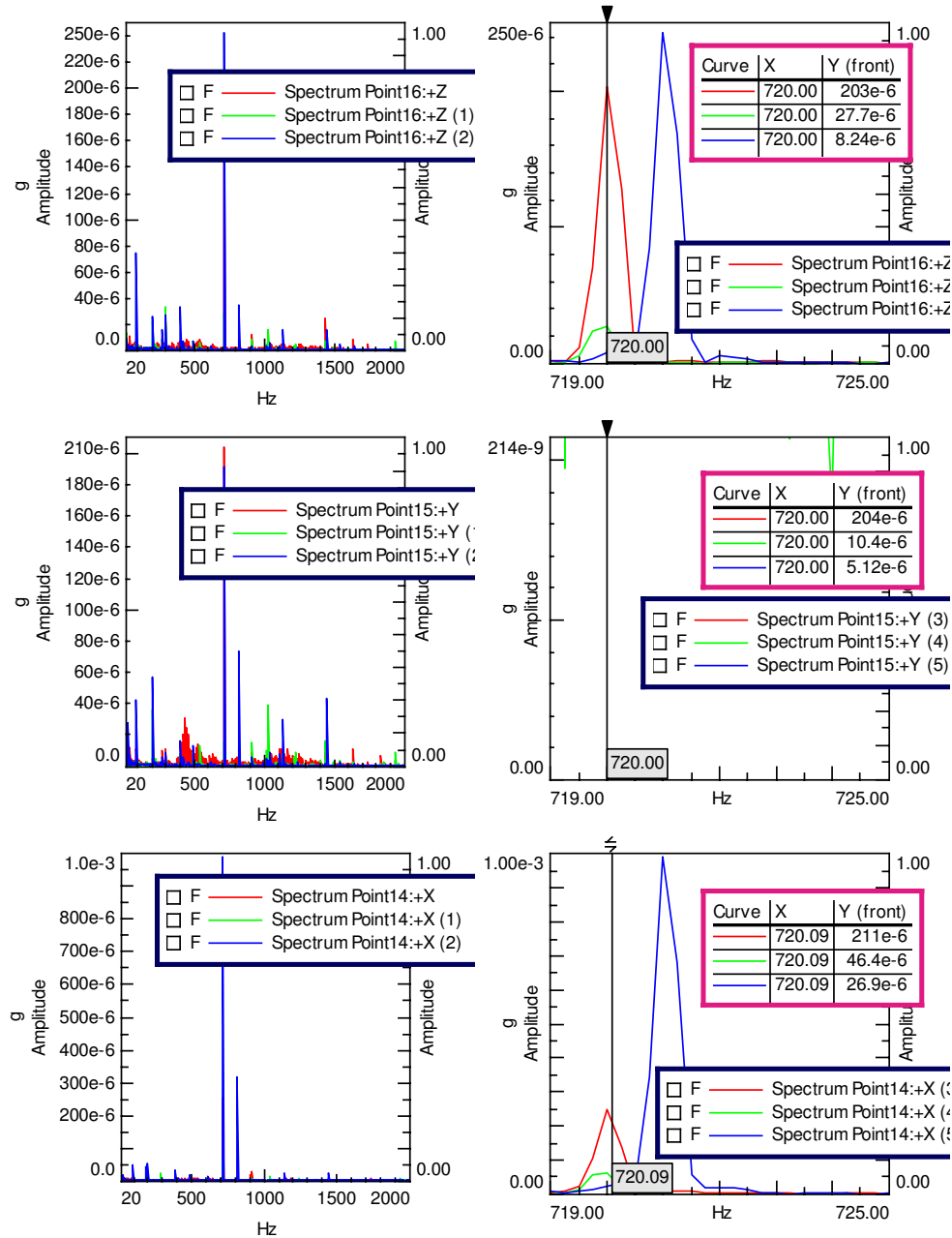


Figur 12. Vibrationshastighet på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 178 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7



Vibrationsaccelerationen för tre riktningar på insida glasvägg för tank 3 (-), 5 (-) och 7 (-) när exciteringsfrekvensen är 721 Hz visas i figur 13.



Figur 13. Vibrationshastighet på insida glasvägg vid exciteringsfrekvens 720-721 Hz,

- tank 3 - tank 5 - tank 7

En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs

RAPPORT 5856

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5856-2
ISSN 0282-7298

Vindkraftverk i drift placerade på havets botten kan överföra lågfrekventa ljud till den omgivande miljön. Den här rapporten redogör för resultaten från experiment utförda i syfte att ta reda på i vilken utsträckning marin sedimentlevande fauna påverkas av sådana ljud.

Metoden som använts omfattar studier av förändringar i beteende och aktivitetsmönster hos limfjordsmussla, ormstjärna, sandräka och rödspotta utsatta för ljud i laboratoriemiljö.

Kunskapen kan användas som underlag vid planering, miljökonsekvensbeskrivning och tillståndsgivning för havsbaserade vindkraftparker.

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.

