

Onderzoek naar de effecten van de aanleg van een 20 m- paalanker voor Mosselzaad Invang Installaties (MZI's) op zeezoogdieren

Haan, D. de en Burggraaf, Dirk
Report C140.11



Afdeling: Vis
Contactpersoon IMARES:
Haan, D. de

IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Productenorganisatie van de Nederlandse
mosselcultuur
Mr. H. J. van Geesbergen
Dregweg 2
Postbus 133
4400AC Yerseke

Publicatiedatum

21 december 2012

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

P.O. Box 68

1970 AB IJmuiden

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)317 48 73 26

E-Mail: imares@wur.nl

www.imares.wur.nl

P.O. Box 77

4400 AB Yerseke

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)317 48 73 59

E-Mail: imares@wur.nl

www.imares.wur.nl

P.O. Box 57

1780 AB Den Helder

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)223 63 06 87

E-Mail: imares@wur.nl

www.imares.wur.nl

P.O. Box 167

1790 AD Den Burg Texel

Phone: +31 (0)317 48 09 00

Fax: +31 (0)317 48 73 62

E-Mail: imares@wur.nl

www.imares.wur.nl

© 2010 IMARES Wageningen UR

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke enere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van IMARES.

IMARES aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.

KvK nr. 09098104,

IMARES BTW nr.

NL 8113.83.696.B16.

Op al onze onderzoeksopdrachten en/of leveringen zijn onze algemene voorwaarden van toepassing (Algemene voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan Wageningen UR, gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank te Arnhem). Een exemplaar van deze voorwaarden is bijgesloten en kunt u vinden op www.imares.wur.nl. In geval van tegenstrijdigheden tussen de inhoud van deze offerte en de algemene voorwaarden prevaleren de bepalingen van deze offerte.

A_1_1_1-V11.2

Algemene informatie

IMARES richt zich op strategisch en toegepast marien ecologisch onderzoek met als focus Marine Living Resource Management (het duurzaam beschermen van, het oogsten uit en het meervoudig gebruik van zee- en kustgebieden). Het instituut is opgericht in 2006 en is samengesteld uit het vroegere Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) en onderdelen van Alterra en TNO.

Bij IMARES werken ruim 200 deskundige medewerkers aan projecten voor opdrachtgevers afkomstig van overheden en bedrijfsleven, nationaal en internationaal. Het instituut beschikt over moderne onderzoeksfaciliteiten en is ISO-9001 gecertificeerd.

Kerncompetenties zijn: ecologie van het (zoute) water, waterkwaliteit en daaraan gerelateerde milieurisico's van contaminanten, biologische productiesystemen en optimalisatie van duurzaam multifunctioneel (ruimte)gebruik van zee, kust- en stroomgebieden. Hiervoor richt het zich onder andere op veldonderzoek, experimenten op realistische schaal, verkennende studies op labschaal, datamanagement en modellering.

De nadruk van ons onderzoek ligt daarbij op:

- Ecosysteem dynamica van onder andere natuurlijke versus door de mens geïnduceerde veranderingen.
- Beoordeling van (economische) gebruiksfuncties en multifunctioneel ruimtegebruik vanuit ecologisch perspectief.
- Bescherming van mariene ecosystemen, vooral habitat en voedselketen van toppredatoren en kwetsbaarheid van bodemfauna.
- Ontwikkeling van beheersystemen waaronder integrale datasystemen en advisering over de gevolgen van beheerscenario's voor de zee en visserij (modellering).

Inhoudsopgave

Samenvatting	6
1 Inleiding	9
1.1 Doel van het onderzoek	9
1.2 Probleemstelling	9
1.3 De effecten van de inrichting van paalankers op zeezoogdieren.....	10
1.3.1 Verankeringsmethoden en effecten	10
1.3.2 Geluidskarakteristieke aspecten en meetconventies.....	11
1.4 Achtergrondgeluid	11
1.4.1 Natuurlijke bronnen.....	12
1.4.2 Geluiden ontwikkeld door de mens ("man-made noise").....	12
1.4.3 Proefmeting Oosterschelde	13
1.5 Impact van geluid op zeezoogdieren	13
1.5.1 Referenties en gedefinieerde gradiënten	13
1.5.2 Referenties voor de invloed op het gehoor bovenwater	14
1.5.3 Referenties voor de invloed op het gehoor onderwater.....	15
1.5.4 Referentie-onderzoek TTS-drempelwaarde	15
1.5.5 De effecten van weegfilters op het geluid van de trilhamer	18
1.5.6 Categorie gedragsbeïnvloeding ("Avoidance").....	18
2 Methodologie	20
2.1 Technische gegevens van het paalanker en van het trilbedrijf	20
2.1.1 Fysieke kenmerken van het 20 m-paalanker	20
2.2 Meetmethode	21
2.2.1 Meetplan.....	21
2.2.2 Metingen in lucht	21
2.2.3 Meetuitrusting onderwater.....	21
2.2.4 Achtergrondgeluid	22
2.3 Meetlocaties en afstanden	23
2.3.1 Meetgrid	23
2.3.2 Het meetschip	23
2.3.3 CTD-metingen	24
2.4 Analyse en opwerking van akoestische data	24
2.4.1 Meetgrootheden.....	24
2.4.2 Analyseprocedure.....	25
2.4.3 Begrenzings van het meetsignaal.....	26
3 Resultaten	27
3.1 Trilperiode	28
3.2 Geluidsanalyse	29
3.2.1 Metingen in lucht	29
3.2.2 Metingen onderwater	29
3.2.3 Frequentiekarakteristiek van de trilhamer	30
3.2.4 Achtergrondgeluid	30
4 De effecten van het geluid van de trilhamer op zeezoogdieren	31
4.1 Effecten op het gehoorzintuig (PTS en TTS)	31
4.1.1 Effecten op zeehond	31
4.1.1.1 Bovenwater.....	31
4.1.1.2 Onderwater.....	31
4.1.2 Effecten op bruinvis (PTS en TTS).....	31

4.2	Drempelwaarde voor gedragsbeïnvloeding	32
5	Discussie	32
5.1	Metingen	32
5.2	Effecten van het trillamergeluid op zeehond en bruinvis	32
5.2.1	Effecten op zeehond	33
5.2.1.1	Bovenwater.....	33
5.2.1.2	Het TTS-belaste bereik onderwater.....	34
5.2.1.3	De invloed op het gedrag van zeehond onderwater	34
5.2.2	De effecten op bruinvis	34
5.2.2.1	TTS-bereik voor bruinvis	34
5.2.3	De invloed op het gedrag van bruinvis.....	35
5.3	Mitigerende maatregelen en alternatieven om de reikwijdte te beperken	36
5.3.1	Toepassing van een ADD (Acoustic Deterrent Device)	36
5.3.2	Beperking van de impact van het geluid van de trilhamer.....	36
5.3.2.1	Aanpassingen van de trilhamer	37
5.3.2.2	Afscherming door een gordijn van luchtballen	37
6	Conclusie	37
6.1	Aanbevelingen	38
7	Kwaliteitsborging	39
8	Literatuur.....	40
	Verantwoording	43
	Appendix A Overzichtstabel meetresultaten.....	44
	Appendix B Figuren & illustraties	47
	Appendix C Akoestische rapportages	55
	Appendix D Geluidsbegrippen en formules	74
	Geluidsdruk en eenheden	74
	Decibelschaal en referentiewaarden	74
	Verschillen onder- en bovenwater.....	76
	De propagatie van het geluid onderwater.....	76
	Begrippenlijst	77

Samenvatting

Mosselzaad Invanginstallaties (MZI's) in de Waddenzee en Oosterschelde worden opgehangen aan 20 m-paalankers, die met een trilhamer in de zeebodem worden gedreven. In het kader van het beheersplan voor de MZI-vismethode werden de effecten van de aanleg van een paalanker op zeehond en bruinvis bepaald. Een 20 m-paalanker werd met een trilhamer onder bedrijfsmatige condities in de zeebodem gedreven, terwijl het onder- en bovenwater ontwikkelde geluid op afstanden van 25 tot 1600 m van de trilhamer werd gemeten. De metingen vonden plaats op korte afstand van de MZI-locatie Vogelzand in de Waddenzee. Deze locatie werd gekozen vanwege de harde bodem, zodat het gemeten geluid onder de zwaarst mogelijke conditie is bepaald.

Kenmerken van het trilgeluid

Het geluid van de trilhamer heeft een continu ratelende karakteristiek met vibraties in het bereik van 32 tot 38 keer per seconde (32 tot 38 Hz). Het trilgeluid heeft een aantal karakteristieke kenmerken, zoals het voortraject, waarin de hydraulische aandrijving van de trilhamer wordt gestart. Na ca. 5 tot 15 s wordt het hydraulische circuit geactiveerd en komt er soms een korte trilpuls vrij. Bij inschakelen van de trilhamer is het trilgeluid vrijwel direct op volle sterkte. De hoogste geluidsniveaus ontstaan aan het begin of eind van het traject. De niveaus halverwege het trillen zijn 6-10 dB (factor 4 tot 10) lager. De energie van de trilhamer piekte niet rond de trilfrequentie, maar in de hogere frequentiebanden tussen 800-4000 Hz. Alleen deze hogere frequenties zijn hoorbaar voor bruinvis en zeehond.

Geluidsniveau bovenwater

Het trilgeluid bovenwater was tot 200 m meetbaar, op grotere afstand (≥ 400 m) werd de meting beïnvloed door omgevingsgeluiden van wind en water rond het meetschip. Het geluid van de trilhamer veroorzaakt op de kortste afstand (25 m) geen schade aan het gehoor van zeehonden. De hoogst gemeten piekwaarde op de kortste afstand ligt nog 4 dB onder de drempel waarbij een reactie op het gedrag verwacht kan worden. De ongewogen piekwaarden in het kortste bereik varieerde tussen 106 en 112 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$ en het gemiddelde ongewogen geluidsniveau (L_{eq} over 1 s) lag in het bereik van 73 en 83 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$. Op 200 m van de bron waren deze waarden met 13 tot 17 dB afgenomen.

Geluidsniveau onderwater

Het geluidsniveau onderwater varieerde sterk (6-18 dB). De uitkomsten van de series op gelijke afstanden verschilden soms met 10 dB (factor 10). Er kwamen ook condities voor, waarbij nauwelijks geluid werd ontwikkeld. Vanwege de variaties werd het geluidsniveau over de gehele trilperiode gemiddeld. Het hoogst over de trilperiode gemiddelde geluidsniveau was 156 dB re $1 \mu\text{Pa}^2$, gemeten op een afstand van 50 m van de trilhamer. De wisselende condities kwamen ook tot uitdrukking in de triltijd, die varieerde tussen 15 en 186 s.

Beoordeling van de effecten van het trilgeluid op zeehond en bruinvis

De beoordeling is gebaseerd op de drempelwaarde, waarbij er net geen gehoorschade ontstaat en waarbij de gehoorgevoeligheid tijdelijk afneemt (TTS \approx Temporary Threshold Shift) en na de belasting van het geluid weer terugkeert naar de oorspronkelijke waarde. Voor de bepaling van het TTS-belaste bereik werden de meest pure ongewogen gerapporteerde referenties gebruikt.

Uit de planning van de MZI-inrichting in maart 2011 bleek, dat er twee bedrijven tegelijkertijd op een MZI-locatie actief waren en dat er twee trilhamers op een locatie actief kunnen zijn.

Dit meervoudige bedrijf levert een verhoogd geluidsniveau dan wel een willekeurige overlap of verlenging, die in deze enkelvoudige simulatie niet bepaald is. In de analyse is daarom ook het effect van twee trilhamers op een locatie onderzocht.

Het MZI-onderzoek komt tot de volgende conclusies:

Bovenwater

- De gemeten waarden blijven ruim onder de normering waarbij blijvende gehoorschade optreedt (PTS). Bruinvissen en zeehonden worden bij de inrichting van een MZI in dit bereik niet belast;
- Voor zeehond is er bovenwater op een afstand < 25 m van de trilhamer invloed op het gedrag te verwachten;
- Op afstanden boven 200 m werd het trigeluid door de omgevingsruis rond het meetschip gemaskeerd.

Onderwater

- De resultaten gemeten onderwater blijven ook in het kortste bereik ruim onder de drempelwaarde, waarbij het gehoor van zeehonden en bruinvissen blijvend beschadigd wordt (PTS≈Permanent Threshold Shift);
- Gebaseerd op de ongewogen uitkomsten wordt voor bruinvis de TTS-drempel bereikt tot 850 m en voor zeehond tot 100 m van de trilhamer;
- Bij gebruik van een tweede trilhamer op een locatie wordt TTS in bruinvis tot 1600 m bereikt. Voor zeehond heeft tweevoudig trilbedrijf nauwelijks effect;
- Het trigeluid verzwakt over de gemeten afstand (50 tot 1600 m) slechts met 18 dB. Vanwege deze matige afname is gedragsbeïnvloeding onder de gemeten omstandigheden (1 tot 3 Bft) voor bruinvis en zeehond te verwachten tot afstanden ≥ 10 km van de trilhamer;
- Vanwege de grote variaties in de gemeten geluidsniveaus heeft het trigeluid een sterk wisselende reikwijdte en zijn de effecten op de doelsoorten per geval niet constant;
- De zeeconditie heeft een maskerende invloed op de reikwijdte van het trigeluid. Het geluidsniveau van de trilhamer lag op de grootste afstand (1600 m) nog ruim boven de achtergrondruis en ruim boven het ruisniveau overeenkomend met windkracht 4 Bft (Knudsen "sea state" 4). Deze zeeconditie heeft zeker tot 4000 m geen maskerende invloed op het geluid van de trilhamer;
- De karakteristiek van het geluid van de trilhamer wordt door de in de Waddenzee voorkomende scheepvaart niet overstemd;
- De effecten van de trilhamer op de echolocatiesonar (130 kHz) zijn verwaarloosbaar;
- De communicatie van zeehonden zou door de trilhamer verstoord kunnen worden.

Aanbevelingen naar aanleiding van het MZI onderzoek

- Een ruimtelijke analyse van het beïnvloedingsgebied rekening houdend met de schaalvergroting van MZI's in de Waddenzee en afgezet tegen met de verspreiding van zeehonden in de Waddenzee (van de verspreiding van bruinvissen in de Waddenzee is weinig bekend);
- Hoewel er geen informatie beschikbaar is over de verspreiding van bruinvis in de Waddenzee is de toepassing van een mitigerend geluid (pinger) bij iedere eerste paal op een locatie aan te bevelen, zodat bruinvissen het minder belaste gebied (≤ 850 m van de trilhamer) tijdig kunnen bereiken;
- Het verdient de aanbeveling om de trilperiode tijdens het ruimen van de MZI's in het veld te meten, zodat vastgesteld kan worden wat de invloed is van verkleving over langere termijn en in welke mate meervoudig trilbedrijf invloed heeft op de trilperiode en of de intervallen tussen de triloperaties voldoende lang zijn om te herstellen van TTS;

- Onderzoek naar de TTS-effecten van de trilhamer op zeehond en bruinvis volgens de methode Kastelein et al., 2012a en b, zodat de waarde en de hersteltijd van TTS nauwkeurig bepaald kunnen worden;
- Onderzoek naar de maskerende invloed van de trilhamer op het gehoor van zeehonden volgens de methode Kastelein et al., (2006b), zodat de impact van de trilhamer op de communicatie van zeehonden bepaald kan worden;
- Omdat het trilgeluid vrijwel direct op volle sterkte is, is de toepassing van een ADD \approx Acoustic Deterrent Device (onderwater alarm of pinger) 15 minuten voor de eerste trilactie op een locatie aan te bevelen en een eenvoudig te realiseren maatregel. Bruinvissen en zeehonden hebben dan voldoende tijd de zone van < 500 m te verlaten;
- De meest ideale aanpassing is de inzet van een methode, waarbij het paalanker hydraulisch in de bodem gedrukt wordt en er geen belastend geluid ontstaat. Deze techniek is beschikbaar en wordt ondermeer bij ziekenhuizen toegepast. Het verlagen van de trilfrequentie is een eenvoudige ingreep. Hierdoor verschuift de piek van de trilenergie naar een lager frequentiebereik waar zeehonden en bruinvissen minder gevoelig zijn. Bij toepassing van een trilhamer met een automatische vermogensregeling worden de pieken gedempt en zwelt het geluid langzaam aan. De toepassing van een luchtgordijn levert een flinke reductie van het TTS-belaste bereik op (voor bruinvis van 850 naar 400 m), maar deze methode heeft een effect op de bedrijfsmatige efficiëntie van de aanleg.

Voorbehoud bij de conclusies

De lengte van het 20 m-paalanker is afgepast op de heersende waterdiepte in de Waddenzee. De gerapporteerde resultaten zijn sterk verbonden met de afmetingen van het 20 m-paalanker, de waterdiepte (10 tot 14 m) en de propagatie-omstandigheden op de MZI-locatie Vogelzand.

1 Inleiding

1.1 Doel van het onderzoek

Doel van het onderzoek is het meten van het onderwater uitgestraalde geluid geproduceerd tijdens het intrillen van 20 m-paalankers ten behoeve van MZI's (Mosselzaad Invanginstallaties) in de Waddenzee. Het bepalen van de reikwijdte van het geluid en de propagatie van het geluid op basis van minimaal vier afstandsmeetpunten en het analyseren van de effecten op de gewone zeehond en bruinvis volgens criteria, die de overheid toepast bij de beoordeling van vergelijkbare projecten op zee, bv. de aanleg van windmolenparken. De uitkomsten leveren informatie over de akoestische belasting en reikwijdte van het geluid, dat bij aanleg van 20 m-paalankers vrijkomt. De uitkomsten van dit onderzoek leveren een bijdrage aan het ecologisch verantwoord gebruik van beschermde kwetsbare gebieden in relatie tot de daar voorkomende zeezoogdieren, zeehond en bruinvis. De opdrachtgever en de vergunningverlener kunnen met de uitkomsten bepalen of de geplande verdere opschaling met deze methode van verankering in de Waddenzee verantwoord is.

1.2 Probleemstelling

De MZI vervangt de methode van bevissing van mosselzaad over de bodem en is een semi-permanente inrichting met een capaciteit van 660 ha in het westelijk deel van de Waddenzee, 200 ha in de Oosterschelde en 300 ha in de Voordelta. De visinstallatie wordt opgehangen aan 20 m-paalankers, waarvan ca. 6 m in de zeebodem wordt gedreven. Vanwege kruie ijs in de wintertijd en de risico's voor de scheepvaart worden de paalankers na 1 maart geplaatst en voor 1 november verwijderd en is de inrichting dus een jaarlijks terugkerend fenomeen. Bij het plaatsen en verwijderen van de paalankers wordt gebruikgemaakt van een trilhamer, waarbij zowel boven- als onderwater geluid vrijkomt met onbekend effect op het marine leven.

De Waddenzee is een beschermd gebied en valt onder de Natura 2000-richtlijn. Ook in de EU-richtlijn 2008/56 worden Europese lidstaten gehouden aan het handhaven van een "good environmental status". In deze richtlijn is de belasting op het marine milieu geregeld en dient het onderwater ontwikkelde geluid beperkt te worden tot een acceptabel niveau ten einde de effecten op het marine leven zo laag mogelijk te laten zijn.

Echter, het is onduidelijk welk effect het intrillen van 20 m-paalankers op het gehoor van zeehond en bruinvis heeft en hoe het geluid van de trilhamer zich verhoudt tot de heersende achtergrondgeluiden van lokale scheepvaart. De belasting van de aanleg op de zeehond wordt sterk bepaald door de geografische ligging van de MZI-locaties in relatie tot rustplekken en routes van de rustplekken naar open zee. Van het gebruik en de verspreiding van bruinvis in de Waddenzee is weinig bekend. Er worden meerdere methodes toegepast voor het passief winnen van mosselzaad. De onderzoeksvraag richt zich op de meest voorkomende, een drijvende netconstructie opgehangen aan 20 m-paalankers. Deze 20 m lange palen hebben een diameter van 0.5 m en worden d.m.v. een trilhamer 5 tot 6 m in de bodem gedreven. Het aantal paalankers in de Waddenzee bedraagt ca. 500, in de Voordelta ca. 15 en in de Oosterschelde ca. 100. Het niveau van het uitgestraalde geluid en de periode van het intrillen zijn de bepalende factoren bij de bepaling van het effect op zeezoogdieren. Het sediment op een MZI-locatie is bepalend voor het geluidsniveau en de tijd, die de triloperatie in beslag neemt.

Uit een proef in de Oosterschelde bleek, dat het plaatsen van een paalanker van 20 m, inclusief het richten, in ca. 5 minuten gerealiseerd kan zijn. Het positioneren en richten van een volgende paal zal niet binnen 4 minuten mogelijk zijn.

Het geluidsspectrum van de trilhamer en de reikwijdte daarvan, evenals de potentiële gevolgen voor zeezoogdieren, zijn onbekend. Een ander aspect in de vraagstelling is hoe het geluid van de trilhamer zich verhoudt tot het achtergrondgeluid van de lokale scheepvaart.

Dit onderzoek richtte zich op een enkelvoudig gesimuleerde inrichting van een 20 m-paalanker. Het meten tijdens de bedrijfsmatige inrichting van de MZI's bleek praktisch niet uitvoerbaar. De gedetailleerde informatie over de posities van de palen was kort voor de bedrijfsmatige inrichting van de MZI's niet volledig, zodat het ontwerpen van een meetopzet niet betrouwbaar kon plaatsvinden. Ook zou het onderzoek de voortgang van de bedrijven, die de paalankers plaatsen kunnen beïnvloeden.

Op grond van deze afwegingen is in overleg met de opdrachtgever besloten dat het onderzoek uitgevoerd zou worden in een gesimuleerde opstelling op maximaal 2 locaties in de Waddenzee, Vogelzand en Zuidmeep (Figuur 1). Op grond van dit besluit werd een meetplan opgesteld voor simulatie van de aanleg op de locaties Vogelzand en Zuidmeep.

Omdat onderzoek op de locatie Zuidmeep de dichtbij gelegen rustplaats van zeehonden zou kunnen verstoren waren er twee alternatieve meetlocaties op grotere afstand van deze MZI (2000 en 3300 m) voorzien. Een ander motief voor meerdere meetposities was dat de MZI op de locatie Zuidmeep in een smalle geul ligt met minder vrijheden voor het meten op grotere afstanden en mogelijk conflicten met lokale scheepvaart t.a.v. de in te nemen meetposities. Vanwege deze risico's had de locatie Zuidmeep geen gelijkwaardige prioriteit en werd de eerste keuze voor de locatie Vogelzand vooral bepaald door de harde bodemstructuur, waarbij de zwaarste trilcondities werden verwacht, zodat met de uitkomsten van het onderzoek de "worst case" conditie van de MZI-inrichting bepaald is. In de gesimuleerde opzet zijn 2 aspecten onderbelicht. Omdat er aanvankelijk tijdens de werkelijke inrichting in 2011 gemeten zou worden was informatie over de timing van de inrichting op een locatie essentieel. Uit dit draaiboek bleek, dat twee bedrijven (Klein Wieringen, Hippolytushoef en Timmermans Waterwerken, Yerseke) gelijktijdig op een MZI-locatie in actie zouden komen en dat het gelijktijdig bedrijf van twee trilhamers op een locatie een reële bedrijfsmatige omstandigheid is. Hierdoor kunnen de stilte-intervallen aanzienlijk afnemen en kan het gehoor in de stilte-intervallen niet herstellen, met PTS als mogelijk gevolg. In dit onderzoek vindt het uittrillen direct na het intrillen plaats en blijft de eventuele verkleving van het paalanker in het sediment over langere tijd buiten beschouwing. De werkelijke geluidsbelasting tijdens het ruimen van de MZI's kan aanzienlijk hoger zijn dan de uitkomst afgeleid van de gesimuleerde omstandigheid.

1.3 De effecten van de inrichting van paalankers op zeezoogdieren

1.3.1 Verankeringsmethoden en effecten

Fundaties van windmolens kunnen op een tweetal manieren in de zeebodem worden gedreven. De eerste techniek is met gebruik van een enkelvoudig slagmechanisme, waarbij een doodgewicht hydraulisch wordt afgeschoten, de zgn. hydraulische slaghamer ("hydro-hammer"). De slagfrequentie van deze hamer varieert tussen de 1 en 2 s en hierbij worden dus enkelvoudige geluidsimpulsen ontwikkeld. Fundatiepalen van windmolens op zee hebben een diameter van 4 tot 6 m en de penetratiediepte van de paal in de bodem is gelijk aan de heersende waterdiepte. Onderzoek naar de effecten van het plaatsten van windmolenfundaties toonde aan, dat het gedrag van bruinvissen op grote afstand van de bron (10-20 km) beïnvloed kan worden (Tougaard et al., 2003).

Een tweede toegepaste methode is het gebruik van een trilhamer ("vibro-hammer"), waarbij een hydraulische motor met een excentrisch mechaniek een slagfrequentie van 20 tot 40 Hz levert. Deze methode wordt meestal toegepast bij de aanleg van lichtere installaties, zoals damwanden, terminals en paalankers voor MZI's.

De drukgolven opgewekt door de enkelvoudige slaghamer zijn hoog en hebben een impact op het marine leven. Vis kan hierdoor gewond raken of zelfs gedood worden (Longmuir & Lively, 2001, Stoltz & Colby 2001). Onderzoek tijdens de bouw van het windmolenpark "Alpha Ventus" (Betke, 2010), toonde aan, dat het geluidsniveau bij gebruik van een trilhamer significant lager was dan bij gebruik van een enkelvoudige hamer. Het maximale geluidsniveau van de trilhamer gemiddeld over 5 s op 800 m bedroeg 155 dB re 1 μPa^2 , terwijl het over 30 s gemiddelde niveau van de enkelvoudige hamer op 500 m ca. 172 dB re 1 μPa^2 bedroeg. De bouw van een windmolenpark is van een andere fysische schaal dan die van de aanleg van een MZI, maar de vergelijking geeft wel aan dat de trilhamermethode een lagere belasting op zeezoogdieren op zal opleveren.

Bij de trilmethode wordt een quasi-continu geluid ontwikkeld met lagere geluidsniveaus (NMFS, 2005; Betke, 2010), waarvan de effecten op vis beduidend lager waren dan met een slaghamer (Dolat, 1997). Een tweede voorbeeld is de constructie van een terminal in Southampton, waarbij de effecten bepaald werden met levende vis in kooien (Nedwell & Turpenney, 2003). Aangevoerd werd dat forel op korte afstand van de trilhamer geen inwendig letsel opliep.

Bij de aanleg van een damwand in de rivier de Arun bij Littlehampton, UK, werd een geluidsniveau gemeten van 152 dB_{rms} re 1 μPa^2 op een afstand van 24 m (Nedwell & Edwards, 2002). Een meer vergelijkbare referentie voor de MZI-omstandigheden is de constructie van een eiland in de Beaufort Sea op een waterdiepte van 12 m, waarbij op een afstand van 100 m van de trilhamer een geluidsniveau van 143 dB_{rms} re 1 μPa^2 werd gemeten, (Greene & Blackwell, 2007).

Deze publicaties leveren echter onvoldoende details over de meet/analyse achtergronden van de gerapporteerde niveaus, zodat ze in mindere mate bruikbaar zijn voor het bepalen van de effecten.

Bij het plaatsen van een paalanker wordt de trilhamer aan de bovenzijde van de paal ingeklemd en bevindt de mechanische aandrijving zich aan dek van het werkschip, zodat het ontwikkelde geluid zich zowel boven- als onderwater voortplant.

Omdat zeehonden op zandplaten rusten kunnen deze dieren ook via de luchtweg verstoord worden en zijn er in dit onderzoek ook geluidsmetingen bovenwater uitgevoerd.

1.3.2 *Geluidskarakteristieke aspecten en meetconventies*

Onderstaande geluidsomstandigheden zijn bepalend voor de effecten op zeezoogdieren:

- 1) het type geluid, een enkele impuls per vaste tijd repeterend, of meervoudige impulsen, of een continu geluid;
- 2) Het geluidsniveau en de energie-inhoud;
- 3) De frequentie van het geluid t.o.v. de gehoorgevoeligheid van de doelsoort;
- 4) De tijdsduur van het geluid;
- 5) De lokale omstandigheden, waterdiepte in relatie tot de propagatie van het geluid;
- 6) Het niveau van het achtergrondgeluid in relatie tot het maskeren van het geluid;
- 7) De stilteperiode tussen de geluidsmomenten, die bepalend is voor het herstel bij overbelasting van het gehoorzintuig.

1.4 **Achtergrondgeluid**

Het niveau van de achtergrondruis speelt een grote rol bij de hoorbaarheid van de trilhamer. Het geluid van de trilhamer is dan ook afgezet tegen het niveau van de heersende achtergrondruis en de verwachte ruisniveaus bij gemiddelde heersende zeecondities.

Er worden in dit verband een tweetal begrippen onderscheiden, "ambient noise" en "background noise". "Ambient noise" is het achtergrondgeluid, dat op natuurlijke wijze is bepaald als

zeeconditie ("sea state") door een samenspel van meteorologische omstandigheden van windrichting en kracht, het getijde, de golfhoogte en neerslag. Uit dit samenspel zijn de Knudsen-spectra ontstaan (Knudsen et al., 1948).

Bij de eerste studies naar de factoren, die het natuurlijke achtergrondgeluid bepalen werd het aandeel van natuurlijk geluid tussen 500 Hz en 25 kHz in zee vooral toebedeeld aan wind- en neerslagomstandigheden en de getijdecondities. In de "ambient noise" karakteristiek over langere periodes zijn er terugkerende periodieke fenomenen, zoals de getijdebewegingen geïnduceerd door de maanstand en seizoensinvloeden op de meteocondities, zoals seizoen-bepaalde neerslag.

Het aandeel "background noise" bestaat uit een reeks van niet-natuurlijke bronnen uit machine-aangedreven installaties, waarin de mens de achterliggende oorzaak is, en wordt dus ook wel "man-made noise" genoemd. Een voorbeeld van het samenspel van natuurlijke en mechanische bronnen en de invloed op de niveaus en het frequentiespectrum is samengevat in de Wenz-krommes (1962) in Figuur 2. Met deze hulp kan er globaal een indicatie bepaald worden voor het achtergrondniveau en het samenspel van de natuurlijke condities en scheepvaart.

1.4.1 *Natuurlijke bronnen*

Neerslag

Neerslag in de vorm van hagel of regen heeft een grote invloed op de "ambient noise" niveaus in het frequentiebereik van 1 tot 100 kHz. Dit type ruis ontstaat uit een complex van factoren bepalend bij de inslag van neerslag op het wateroppervlak en het aandeel van de wind en getijde.

Wind en tij

Wind en tij versterken elkaar, afhankelijk van richt en kracht, en zijn de dominante factoren in het spectrum van de "ambient noise"-conditie. In het open water op zee zijn de golfhoogte en deining het logische gevolg van dit samenspel. De locaties van MZI's in de Waddenzee liggen in de luwte van de eilanden en niet in het open water van de Noordzee, zodat de optredende effecten op zee in mindere mate heersen op de MZI-locaties.

1.4.2 *Geluiden ontwikkeld door de mens ("man-made noise")*

Onderstaande bronnen zijn van toepassing op de MZI-locaties in de Waddenzee of spelen in de nabijheid een rol:

- 1) Scheepvaart. Deze bron heeft een dominante bijdrage aan de compositie van het achtergrondgeluid in de kustwateren en daarbuiten. Spectra liggen in het bereik van 10 Hz tot 10 kHz met het grootste aandeel in het bereik van 50 tot 500 Hz. Geluid van schepen bestaat uit breedbandige ruis, al dan gelardeerd met pure tonen, bv. uit de tandwielkast tussen motor en schroef. Pure toonaandelen nemen meestal omgekeerd evenredig toe met de mechanische kwaliteit of slijtage van de machines. Buiten de vaarroutes in de Waddenzee is het aandeel van scheepvaart in het achtergrondgeluid gering. In de Waddenzee bestaat scheepvaart vooral uit zeilboten en is het aandeel van motor-aangedreven scheepvaart alleen hoger langs de route van veerdiensten, bv. Harlingen-Terschelling.
- 2) Zandsuppletie. Zandwinning en het opspuiten van de Hollandse kust en die van de Waddeneilanden is een jaarlijks terugkerend fenomeen. Het zuigen is meestal wat verder van de kust, het opspuiten is dicht langs de westelijke delen van de eilanden en komt verder in de Waddenzee niet voor.
- 3) Pleziervaart. Achtergrondgeluiden van deze soort worden bepaald door zeilboten en motorboten. In de Waddenzee zijn de planerende snelle ski-jets en speedboten

incidentele dominante geluidsbronnen met significante energie in het bereik van 5 tot 25 kHz, waarbij ook tonen uit de aandrijving kunnen voorkomen in het uitgestraalde geluid. Deze aandelen hebben een grotere reikwijdte dan ruisachtig geluid. Deze vorm van pleziervaart is echter beperkt tot de zomermaanden en waarschijnlijk in mindere mate tijdens de inrichting/ruimen van MZI's in maart en respectievelijk november.

- 4) Offshore industrie. Achtergrondgeluid van olie- of gasindustrie, andere offshore-projecten komen in de Waddenzee niet voor.
- 5) Militaire operaties. Geluiden veroorzaakt door militaire oefeningen of operaties komen in de Waddenzee incidenteel voor. Bijdrages ontstaan uit de scheep- en luchtvaart, sonar oefeningen. Marineschepen zijn dieper in de Waddenzee niet of in mindere mate actief.
- 6) Echosounders en sonar. Geluiden van sonars en echoloden kunnen significante pulserende geluiden leveren in het frequentiebereik van 26-300 kHz, met bronniveaus van 180-220 dB re 1 μPa^2 @ 1 m. Echoloden komen voor op schepen van alle categorieën en worden gebruikt als diepte-peilinstrument. Hoewel deze bron verticaal is gericht, ontstaan er ook in horizontale richting akoestische zijbanen ("side-lobes"). Deze leveren een bijdrage, die op grotere afstand te detecteren is en waarvan het frequentiespectrum in het gevoelige deel van het audiogram van de bruinvis ligt. Militaire sonars produceren pure tonen in het bereik van 1 tot 300 kHz met een pulsduur van 0.1 en 4 s. Frequenties > 80 kHz worden toegepast bij mijnnevgers. Gelet op het frequentiebereik is de impact beperkt tot een bereik van ca. 3 km.
- 7) Vliegtuiggeluid. Significante aandelen van deze categorie worden geleverd door straaljagers en helikopters, die incidenteel in de Waddenzee opereren. Bij helikopters zijn de aandelen van laagfrequente pure tonen van motorfrequenties dominant tussen 10 en 100 Hz en van de rotorfrequenties tot 10 kHz. Bijdrage van helikoptergeluid is incidenteel en beperkt tot het westelijk deel van de Waddenzee.
- 8) Visserij. In de Waddenzee wordt er op garnalen gevist, gelet op de grootte en inrichting van deze categorie schepen is de bijdrage van deze categorie aan het achtergrondgeluid beperkt.

1.4.3 Proefmeting Oosterschelde

Op 9 februari 2011 werd de karakteristiek van het trilgeluid van een 20 m-ankerpaal op een locatie in de Oosterschelde (bekend als "Stort Yerseke") bepaald en uit deze meting werd vastgesteld, dat het trilgeluid omschreven kan worden als een continu-ratelend geluid opgebouwd uit de laagfrequente vibraties van de trilhaam van 30 tot 40 Hz en dat het geluidsspectrum ook hoogfrequente energie bevat in het bereik van 4 tot 8 kHz. De trilduur tijdens de proef in de Oosterschelde was < 1 minuut. Op grond van deze ervaringen werd het meetplan ingericht.

1.5 Impact van geluid op zeezoogdieren

1.5.1 Referenties en gedefinieerde gradiënten

Omdat geluid voor zeezoogdieren een belangrijk zintuig is voor communicatie, prooidetectie en navigatie kan het geluid van de trilhaam een versturende invloed hebben op het gedrag van zeezoogdieren. Voor beide diersoorten zou geluidsverstoring kunnen leiden tot scheiding van moeder en jong, waarbij de overlevingskansen van het jong bij scheiding sterk afnemen. Langdurige verstoring kan een effect hebben op de verspreiding van dieren en migratie naar gebieden met een lager voedselaanbod, waardoor er lange termijn invloed op de groei kan zijn. Geluid wordt gebruikt als communicatiemiddel, bv. tussen moeder en jong, als afbakening van territorium, en selectie/communicatie middel tijdens paring. Deze communicatie vindt zowel

boven als onderwater plaats. Verstoring kan tot verminderd succes in reproductie/voortplanting leiden (Dudzinski et al., 2002). Voor de bruinvis gelden deze sociale factoren ook, maar is geluid vooral belangrijk voor het in leven blijven. De echolocatiesonar van de bruinvis is een belangrijk zintuig, niet alleen om voedsel te detecteren, maar ook om te navigeren en dan vooral als het visuele zintuig onbruikbaar is. Geluiden met een hoge intensiteit kunnen, afhankelijk van de sterkte, leiden tot een tijdelijke of zelfs permanente afname van de gehoorgevoeligheid. Een belangrijke factor is dus de gevoeligheid van het gehoororgaan in relatie tot het geluid van de trilhamer. Uit de gevoeligheidskrommes (audiogrammen) blijkt, dat de bruinvis de laagste drempel heeft (ca. 25 dB lager in het meest gevoelige bereik) en de hoogste gevoeligheid heeft in het frequentiebereik van 4 tot 120 kHz en dat de zeehond de hoogste gevoeligheid bezit in het bereik van 2 tot 32 kHz (Figuur 3). Beide soorten zijn voor frequenties in het bereik van de trilhamer minder gevoelig.

Er zijn voor de impact van geluid op het gehoorzintuig van zeezoogdieren in aflopende gradiënten drempelzones te onderscheiden (Richardson et al., 1995, Southall et al., 2007):

- Zone met blijvende gehoorschade (PTS≈Permanent Threshold Shift);
- Zone met tijdelijke gehoorafname (TTS≈Temporary Threshold Shift);
- Avoidance zone (gedragsbeïnvloeding).

De TTS-drempelwaarde, is de conditie waarbij, de gehoorgevoeligheid na de belasting in dit bereik nog net terugkeert naar de oorspronkelijke proporties. De vastgestelde TTS wordt uitgedrukt in dB. Belastingen boven de TTS-drempelwaarde kunnen blijvende gehoorschade opleveren (PTS). Het herstel van de oorspronkelijke gevoeligheid hangt af van het type geluid, de maat van de overschrijding, tijdsduur van de overschrijding en niet ten laatste de stilteperiode tussen twee geluidsmomenten, waarin het gehoor zich kan herstellen. Wanneer de hersteltijd na TTS te kort is kan PTS ontstaan en is er sprake van blijvende gehoorschade. Het bereiken van de TTS-drempelwaarde is afhankelijk van het niveau van het geluid en de duur van de blootstelling. Vanwege het aandeel van de tijdsduur van de blootstelling worden TTS-waarden uitgedrukt in een energie-eenheid, Sound Exposure Level, afgekort SEL, overeenkomend met de gemiddelde waarde van het geluid per 1 s. Teneinde de blootstellingsduur mee te wegen wordt de SEL-waarde energetisch over de totale periode van het geluid gesommeerd en uitgedrukt als SEL_{cum}.

1.5.2 Referenties voor de invloed op het gehoor bovenwater

Referenties voor de effecten van het geluid van de trilhamer bovenwater zijn nodig voor het schalen van de resultaten gemeten in lucht in relatie tot zeehonden, die zich bij gebruik van de trilhamer bovenwater bevinden. De ongewogen SPL-criteria, waarbij volgens Southall et al., 2007 bovenwater PTS in zeehond wordt bereikt, is 149 dB re 20 μPa^2 (piek), overeenkomend met 143 dB re 20 μPa^2 (rms). De ongewogen SEL-waarde voor de TTS-drempel ligt volgens Kastak et al., 2004 voor zeehond op 131 dB re 20 μPa^2 . Het (ongewogen) geluidsniveau, waarbij de reactiedrempel van zeehond bepaald is ligt volgens Southall et al., 2007 in het bereik van 110-120 dB re 20 μPa^2 . Deze waarden zijn echter gebaseerd op een beperkte hoeveelheid data, zodat deze norm niet in een enkele getalswaarde is uitgedrukt.

De geluidsniveaus bovenwater zijn gemeten met een A-filter-gewogen karakteristiek (Figuur 4) en gemiddeld over 1 s in dB (A) overeenkomend met de karakteristiek van het menselijk gehoor (Appendix D, Geluidsbegrippen) en het hoogst gemeten niveau (MaxP) over de trilperiode, waardoor de uitkomsten direct vergeleken kunnen worden met de op het menselijk oor gebaseerde lawaai-categoriën. Voor het schalen naar de ongewogen referenties voor zeehond

zijn de meetuitkomsten vermeerderd met de breedbandige dempingsfactor van het A-filter van 5.95 dB.

1.5.3 Referenties voor de invloed op het gehoor onderwater

Vanwege de grootschalige inrichting van windmolenparken op zee was er vanaf 2005 grote behoefte aan richtlijnen voor het bepalen van de effecten van deze constructies op de mariene fauna. Het rapport van Southall et al., 2007 geeft een overzicht van de effecten van geluid op zeezoogdieren en betekende een eerste doorbraak in de ontwikkeling van richtlijnen. Tandwalvissen werden in deze rapportage opgedeeld in verschillende categorieën met de frequentie van de echolocatiesonar als leidraad. Bij de voorgestelde grenswaarden voor PTS en TTS werden de effecten beschreven als functie van het type geluid, zoals continu- en impulsachtig geluid, dat vrijkomt bij de inrichting van windturbinefundaties op zee. TTS-drempelniveaus in tuimelaar en beluga werden vastgesteld in de studies van Ridgway et al., (1997), Finneran et al., (2005) en Schlundt et al., (2000) en zeehond (Kastak et al., 1999). In die tijd was er geen geteste informatie beschikbaar over TTS in bruinvis en werd er in Nederland gebruikgemaakt van extrapolaties van onderzoek op tuimelaars. De PTS- en TTS-drempelwaarden voor bruinvis en zeehond (Tabel 1) zijn berekende geëxtrapoleerde waarden van bovengenoemde referenties (Verboom, 2002; Verboom & Kastelein, 2005). Deze criteria werden tot voor kort gebruikt als hulpmiddel bij Milieu Effect Rapportages in relatie tot de bouw van windmolenparken op de Noordzee en samengevat in het rapport van Prins et al., (2008).

Tabel 1 Overzicht van drempelwaarden voor geluid in drie belastingcategoriën (Prins et al., 2008).

	PTS-drempel	TTS-drempel	TTS-drempel	Gedragsinvloed
<i>Bruinvis</i>	224 ¹	160 ¹	135 ²	97/108 ²
<i>Zeehond (Harbour seal)</i>	215 ¹	170 ¹	145 ²	105 ² 120 ³
<i>Eenheid</i>	Lp dB re 1 µPa ²	SEL _w dB re 1 µPa ² s	SPL _w dB re 1 µPa ²	SPL _w dB re 1 µPa ²
<i>Gewogen</i>	Nee	ja	ja	ja

¹ Niveau voor laagfrequente impulsen, (< 200 Hz bijv. heigeluid).

² Dit niveau geldt voor continu geluid.

³ Dit niveau geldt voor impulsen.

De TTS-drempelwaarden van Tabel 1 zijn gebaseerd op gemiddelde geluidniveaus over een bepaalde tijd (SEL_w over 1 s) en hierin is de duur van de geluidsbelasting niet meegewogen. In de tegenwoordige studies geldt het cumulatieve geluidsniveau als energetische som (SEL_{cum}) over de periode van de belasting, als richtlijn.

1.5.4 Referentie-onderzoek TTS-drempelwaarde

Vergelijkbare publicaties voor de beoordeling van de TTS-effecten voor de trilhamer zijn niet beschikbaar of leveren vanwege de afwijkingen van het geteste geluid geen volledige dekking. Kastak et al., 2005 stelde TTS vast in zeehond bij een SEL van 183 dB re 1 µPa²s na blootstelling aan 2.5 kHz gecentreerde ruis. Lucke et al., 2009 stelde bij 4 kHz een TTS van 15 dB in bruinvis vast na een blootstelling aan een enkele impuls van een seismische airgun een SEL van 163.3 dB re 1 µPa²s, terwijl er bij hogere niveaus gedragsbeïnvloeding optrad en het dier sterk reageerde op ≥ SEL 174 dB re 1 µPa²s.

In Nederland was er rond het verschijnen van de publicatie van Southall et al., 2007 en de onzekerheden in de geëxtrapoleerde achtergronden voor TTS in zeezoogdieren grote behoefte aan onderzoek naar de TTS-achtergronden van de meest voorkomende zeezoogdieren in het NCP, bruinvis en zeehond, zodat de draagkracht van het marine milieu, in relatie tot het uitgeven van vergunningen voor de bouw van windmolenparken in het NCP, nauwkeuriger bepaald kan worden. Een recente doorbraak is het onderzoek naar de TTS-effecten van heigeluid en continue ruis op bruinvis en zeehond (Kastelein et al. 2011b, en 2012). In dit onderzoek zijn een bruinvis en twee gewone zeehonden blootgesteld aan twee type geluiden, die model staan voor de geluiden, die bij de bouw van windparken ontstaan of bij windturbines vrijkomen. Het geluid van windturbines is ruisachtig en zolang de turbine draait continue aanwezig. Dit type geluid werd in het onderzoek van Kastelein et al., 2012a en b gesimuleerd met 4 kHz 1-octaaftband gecentreerde witte ruis. Het impulsachtige geluid van de slaghamer, waarmee fundaties van windturbines in de zeebodem worden gedreven is het tweede type geluid, dat werd toegepast. Dit geluid werd opgenomen tijdens de bouw van het windpark Q7 "Amalia". Met deze geluiden is de invloed op het gehoorzintuig bepaald. Omdat het geluid van de trilhaamer een quasi-continu karakter heeft en het frequentiespectrum van de energie overeenkomsten heeft met het geluid van 4 kHz 1-octaaftband gecentreerde witte ruis zijn de TTS-uitkomsten met dit geluid (Kastelein et al. 2012) als referentie gebruikt voor de bepaling van de TTS-effecten van de trilhaamer voor bruinvis en zeehond en blijft het tweede testgeluid, de impulsen van heigeluid, buiten beschouwing. Dit onderzoek levert twee belangrijke aspecten, nl. de gradiënt van de TTS naar een drempelniveau en de tijd, die nodig was voor herstel van de gehoorgevoeligheid naar de oorspronkelijke waarde.

In het onderzoek van Kastelein et al., 2012a en b werden combinaties van drie geluidniveaus (SPL 124, 136 en 148 dB re 1 μPa^2) en zes olopende tijdsdoseringen toegepast (7.5, 15, 30, 60, 120 en 240 minuten). Voor en na de blootstelling werd de gehoorgevoeligheid gemeten, het verschil van beide uitkomsten levert de TTS-waarde in dB. De timing van de meting na de geluidsbelasting is cruciaal voor de uitkomst en variaties in de timing worden zichtbaar in de uitkomst. In het onderzoek van Kastelein et al., 2012a en b werd de gevoeligheid na de geluidsbelasting op vier momenten gemeten, na 1 tot 4 minuten, 4 tot 8 minuten, 8 tot 12 minuten en 48 minuten.

De TTS-uitkomsten van dit deel van het onderzoek zijn afgebeeld in Figuur 7 en 8, waarin het verloop van de TTS als functie van SEL_{cum} is afgebeeld voor respectievelijk zeehond en bruinvis. Voor zeehond werden de uitkomsten van het tweede dier (02) niet gebruikt, omdat dit dier tijdens de proef door afwijkend gedrag (vaker in de buurt van de transducer verschenen) vermoedelijk buiten de meetkaders ook TTS heeft opgelopen. Het eerste opvallende aspect is, dat de combinaties van verschillende geluidniveaus en tijden verschillende trends in de uitkomsten laten zien. De twee berekende trends van de series voor TTS in zeehond leveren TTS-drempelwaarden van 165.7 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en 174.5 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. De reeks gebaseerd op een SPL van 124 dB re 1 μPa^2 levert geen duidelijke trend, het aantal meetpunten is te laag en de variatie te groot.

Voor bruinvis zijn TTS-drempelwaarden uit de berekende trends 141.15 en 159.01 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$.

De meest logische benadering naar een enkelvoudige richtwaarde voor TTS is het gemiddelde van de TTS-drempelwaarden van beide SPL-series. Voor zeehond levert dat een TTS-drempelwaarde van 168 re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en voor bruinvis 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze referenties zijn gebruikt voor het bepalen van de TTS-belaste bereik van de trilhaamer. In deze bepaling worden de meest pure ongewogen uitkomsten van de door Kastelein et al., 2012a en b gebruikt, waarin de onzekerheid in de methode van weging geen invloed heeft.

Verboom et al., 2012 heeft op grond van de uitkomsten van Kastelein et al., 2012a en b voor bruinvis ook een TTS-drempel van 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bepaald. Voor zeehond, echter is het

voorstel niet evenwichtig bepaald. De waarde van 165 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ is afgeleid van een enkele TTS-0-waarde (Figuur 7) en niet, zoals bij de bruinvisbepaling, de gemiddelde TTS 0-waarde op basis van de trends van meetpunten van beide reeksen. In dit onderzoek zijn TTS-drempelwaarden voor zeehond en bruinvis volgens dezelfde middelingsmethode afgeleid en wordt het voorstel van Verboom et al., 2012 voor zeehond niet gevolgd.

Uit de TTS-uitkomsten blijkt voorts, dat volledig gehoorherstel bij hoge TTS-waarden pas na 48 minuten na de blootstelling optrad en dat het geluidsniveau uitgedrukt als SEL niet een optimale graadmeter is voor TTS. De tijdsduur en het geluidsniveau (SPL) blijken een ongelijke bijdrage te hebben in het veroorzaken van TTS. Een verdubbeling van de tijdsduur heeft een groter effect dan een verdubbeling van het geluidsniveau (SPL).

Omdat de geluidskarakteristiek van de trilhamer het meest lijkt op het testgeluid uit de TTS-studie van Kastelein et al., 2012a en b zijn de gemiddelde uitkomsten voor de TTS-drempelwaarden toegepast als richtlijn voor het bepalen van de effecten van de trilhamer.

Met het recent uitgevoerde TTS-onderzoek van Kastelein et al., 2012a en b op bruinvis en zeehond maken de TTS-schattingen voor bruinvis en zeehond van Tabel 1 plaats voor de geteste uitkomsten van TTS-onderzoek op beide doelsoorten. De kolom voor impulsen van heigeluid is in dit onderzoek niet van toepassing.

Tabel 2 Drempelwaarden voor TTS en gedragsbeïnvloeding voor zeehond en bruinvis, afgeleid van Kastelein et al., 2005, 2006, 2008 en 2012.

	TTS-drempel voor continue 4 kHz ruis 1-octaf, Kastelein et al., 2012; SEL _{cum} (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)	TTS-drempel voor impulsen SEL _{wcum} (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)	Avoidance drempel, bepaald uit Kastelein et al. 2005; 2006a, b; 2008 a, b; SPL _w (dB re 1 μPa^2)
Zeehond (Harbour seal)	168	173 – 168 ³⁾	106 ¹⁾ 120 ²⁾
Bruinvis	150	147 – 143 ³⁾	109 ¹⁾ 110 ¹⁾ 107 ¹⁾

¹ Niveaus voor continue ruis en tonen (Kastelein et al., 2005, 2006a, 2008a en b).

² Niveau voor meervoudige impulsen (Kastelein et al., 2006b).

³ Niveaus voor SEL_{wcum} criterium voor TTS-drempel bij meervoudige impulsen (Kastelein et al., 2011b).

Uit Tabel 2 blijkt, dat het type geluid van grote invloed is bij het bereiken van TTS. Voor meervoudige impulsen werd een hogere TTS-drempel gemeten dan bij continugeluid van 4 kHz 1-octaf gecentreerde witte ruis. De karakteristiek van het trigeluid valt net als het geluid, waarmee de effecten van het trigeluid op zeehond en bruinvis zijn gewogen, in de categorie "continue geluid" en de energie piekt ook rond de 4 kHz. Kastelein et al., 2012a stelde vast, dat een twee uur-durende geluidsbelasting van heigeluid met een SEL_{cum} van 158 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ in bruinvis geen TTS veroorzaakte, terwijl de 1-octaf gecentreerde 4 kHz witte ruis van 158 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 5 dB TTS in hetzelfde dier veroorzaakte. Hieruit blijkt, dat tijdsbepalende elementen en de karakteristiek van het geluid in belangrijke mate bepalend zijn voor het veroorzaken van TTS. Omdat de structuur van de ruis van het trigeluid minder dicht is dan die van de witte ruis van het referentiegeluid en het trigeluid ook impulsachtige kenmerken heeft, kan er geen uitspraak gedaan worden over de mate van TTS en blijft de analyse beperkt tot het vaststellen van het bereik waarin TTS zal optreden.

1.5.5 De effecten van weegfilters op het geluid van de trilhamer

Weegfilters worden toegepast om geluiden te richten naar de gehoorgevoeligheid van mens en/of dier. De perceptie van geluid is voor mens en dier behalve van het niveau vooral afhankelijk van de frequentie van het geluid. Het menselijk gehoor is het gevoeligst rond de frequenties van de spraak. Voor de mens wordt het A-filter type gebruikt (Appendix D, Geluidsbegrippen). Hiermee worden delen van de geluidsenergie, waarvoor het gehoororgaan niet gevoelig is, niet meegewogen en gefilterd uit het totale energiebeeld. Voor de mens is deze benadering vrij betrouwbaar, omdat de "neutrale" gehoorgevoeligheid voor de mens nauwkeurig bepaalbaar is. Een voorbeeld van het A-filter en de gevoeligheid van de gehoorcurve van de mens is afgebeeld in Figuur 4. De breedbandige demping van het A-filter t.o.v. het ongewogen geluid komt overeen met 5.95 dB. De metingen in lucht zijn uitgevoerd met een instrument, dat geen ongewogen instelling ondersteunde, zodat de meetwaarden achteraf gecorrigeerd zijn voor de ongewogen conditie met bovengenoemde factor als vereffening.

Voor het wegen van onderwatergeluid naar de gehoorcondities van zeezoogdieren zijn er een tweetal methodes. De meest confessionele methode is de weging volgens het M-filter volgens Southall et al., 2007 (Appendix D, Geluidsbegrippen). Deze weging lijkt op de weging van het C-filter toegepast bij het menselijk gehoor, maar is voor de hoogfrequenter tandwalvissen, zoals de bruinvis, minder passend (Figuur 5). Bovendien levert Southall et al., 2007 geen gewogen drempelwaarde voor bruinvis. De weging volgens het audiogram zou de meest logische benadering zijn, echter, de filterkarakteristiek is niet ingericht volgens een mathematische formule, maar gebaseerd op de uitkomsten van gehooronderzoek van een enkele bruinvis (Kastelein et al., 2010). De frequenties in het bereik van 50 tot 250 Hz zijn vanwege de fysische beperkingen van het bassin, waarin de proef is uitgevoerd volgens de laagfrequente trend van de gemeten curve lineair doorgezet (Verboom et al., 2012). Er is internationaal geen consensus over het wegen naar de drempelgevoeligheid volgens het audiogram.

Aanvankelijk werd het onderwater gemeten geluid gewogen naar het audiogram van zeehond en bruinvis. Omdat de TTS-uitkomsten van Kastelein et al., 2012a primair ongewogen gerapporteerd zijn, werd de discussie over de weging volgens het audiogram voorkomen en zijn de TTS-bepalingen ongewogen gerapporteerd. Er is echter een motief om ook de gewogen uitkomsten te gebruiken.

De gewogen uitkomsten bieden de mogelijkheid een energetische vergelijking te maken tussen het referentiegeluid en het geluid van de trilhamer. Wanneer beide geluiden energetisch gelijkwaardig zijn zullen de gewogen en ongewogen uitkomst van het TTS-belaste bereik overeen moeten komen. Filtering volgens het audiogram van de TTS-drempel van 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ levert volgens Verboom et al., 2012 een breedbandige demping van 9 dB naar een gewogen TTS-drempel voor bruinvis van 141 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Deze demping is gebaseerd op de uitkomsten van het gehooronderzoek van Kastelein et al., 2009, 2010a en b op zeehond en bruinvis. De drempelwaarden voor de gehoorgevoeligheid van bruinvis uit het onderzoek van Kastelein et al., 2010a zijn in het bereik van 2 tot 10 kHz t.o.v. de uitkomsten uit eerdere studies verlaagd (Figuur 6). Voor zeehond is de gewogen TTS-drempel gelijk aan de ongewogen waarde (168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$).

1.5.6 Categorie gedragsbeïnvloeding ("Avoidance")

Geluidsdoseringen in en onder het TTS-bereik leveren verstoring van het gedrag van zeezoogdieren. De gedragskwalificatie "avoidance" voor deze categorie is de gradiënt, waarbij op grond van het geluidsniveau (SPL) een eerste reactie van bruinvis en zeehond verwacht kan worden. Gedragsveranderingen door geluid zijn lastig te vangen in unieke drempelwaarden en soms zijn uitkomsten van gedragsonderzoek en de gevonden niveaus tegenstrijdig. De aanwezigheid van voedsel en sociale factoren, zoals voortplanting en het zogen van jongen zijn bepalend voor het gedrag en de reactie op verstoringen. Gedragsonderzoek is, zoals Richardson

et al., 1995 aangeeft om deze reden beperkt (*"almost all data on disturbance reactions, whether observational or experimental, have concerned short-term behavioural reactions"*). Dieren nemen op grond van de eerder genoemde heersende omstandigheden waarschijnlijk geen eenduidige beslissingen als reactie op het geluid in deze belastingcategorie en zijn de benoemde lokale heersende omstandigheden mede bepalend.

De mate waarin een bepaald geluid een vermijdingsgedrag veroorzaakt hangt af van het type geluid en het niveau van het geluid t.o.v. het minimum detectieniveau, dat gekoppeld is aan de geluidskarakteristiek (niveau/frequentie) van de bron en de gehoorgevoeligheid van de diersoort onder die omstandigheid. De karakteristiek van het geluid is bepalend voor de aversie van het dier en de reactie hierop. Een duidelijk voorbeeld is de proef met twee ogenschijnlijk identieke 2 kHz pure toon pingers, de zgn. John Lien pingers, een van de eerste pingers voor gebruik op staand want in Newfoundland (Kastelein et al., 1995). De bruinvis reageerde alleen sterk op de pinger, die onbedoelde vervormde bijgeluiden produceerde met hoogfrequente aandelen. Tijdens de eerste ontwikkelingen van pingers en het onderzoek naar de effecten bleek, dat pingers met gemoduleerde "sweep" patronen en met hoogfrequente harmonische energie een sterker effect hadden dan die met uitsluitend pure tonen (Kastelein et al., 1995, 1997, 2000, 2001).

De normeringen voor gedragsbeïnvloeding ("Avoidance") van Tabel 1 en 2 komen in de achtergrond van de toegepaste referenties overeen en er is geen nieuw materiaal gebruikt. Wel is de methode van weging gecorrigeerd volgens de weegkarakteristieken van Kastelein et al., 2009, 2010a en b. Voor de gedragscriteria voor bruinvis is een waarde van 110 dB re 1 μPa^2 aangehouden, die afgeleid is uit de studies van Kastelein et al. 2005; 2008 a, b (Tabel 2), waarin totaal 3 dieren waren betrokken. Voor de gedragscriteria voor zeehond is een marge van 110 tot 120 dB re 1 μPa^2 aangehouden. Deze aanname is gebaseerd op de studies van Kastelein et al., 2006a en b, waarin 9 dieren waren betrokken, maar is ook het advies volgens Southall et al., 2007 voor zeehond meegewogen, zodat ook de waarnemingen van dieren in het vrije veld gewaardeerd zijn.

2 Methodologie

2.1 Technische gegevens van het paalanker en van het trilbedrijf

2.1.1 Fysieke kenmerken van het 20 m-paalanker

De exacte afmetingen van het 20 m-paalanker zijn:

Lengte	19.77 m
Diameter	0.528 m
Wanddikte	0.020 m

De onderzijde van de paal is voorzien van 2 verstevigingsplaten in de lengterichting (Figuur 9a). Op 3 m van de bovenzijde is een flensring geplaatst, waaraan de tuidraden van het MZI-vistuig worden bevestigd. Deze flens is tevens de maat voor de penetratiediepte van de paal en wordt gelijk gehouden met NAP. De waterdiepte op de locatie Vogelzand is afhankelijk van het tij en het bodemprofiel op de locatie 11-14 m. Tijdens de metingen werd de penetratiediepte visueel afgepast op die bedrijfsmatige MZI, met de flens als referentie. Globaal is de penetratiediepte ca. 5-6 m.

De constructie werd uitgevoerd door het bedrijf Klein Wieringen, Hippolytushoef, die voor dit doel het werkschip ms. "Afsluitdijk" heeft ingezet (Figuur 10). Dit werkschip heeft een lengte van ca. 52 m, een breedte van 8.6 m en een diepgang van 1.0 m. De fysische omstandigheden van de simulatie waren gelijk aan die van de bedrijfsmatige inrichting, specificaties en uitrusting.

De triluitering bestond uit de volgende onderdelen:

- Een trilhamer, type ICE 1423 C met een gewicht van 300 kg en een ICE 100TU damwandklem met een klemkracht van 1000 kN en een gewicht van 490 kg (Figuur 9a en b);
 - Max. centrifugaal kracht 810 kN;
 - Max. frequentie 2300 rpm;
 - Max. amplitude incl. 100TU 13.0 mm;
 - Max. hydraulisch vermogen 209 kW;
 - Totaal gewicht incl. 100TU 3240 kg.
- Een hydraulisch aggregaat type 400RF0002, met daarin een dieselmotor type Caterpillar C9 ACERT met een maximaal theoretisch vermogen van 242 kW (Figuur 9c).

De inrichting heeft geen regelbare instelling voor het trilvermogen. De enige mogelijke verstelling in de regeling is het toerental van het aggregaat, waaraan de trilfrequentie van de trilhamer is gekoppeld. Het toerental werd met uitzondering van een enkel geval op nominaal gehouden.

2.2 Meetmethode

2.2.1 Meetplan

Het meetplan werd opgezet met de onderstaande hoofdbestanddelen:

- 1) Metingen van het uitgestraalde geluid in lucht;
- 2) Metingen van het onderwater uitgestraalde geluid;
- 3) Metingen van achtergrondgeluid;
- 4) Positie bepalingen van de meetlocatie m.b.v. een DGPS-ontvanger;
- 5) CTD (Conductivity~geleiding, afgeleid van het zoutgehalte, Temperatuur en Diepte) voor bepaling van de geluidssnelheid als input voor geluidsmodellering.

2.2.2 Metingen in lucht

De metingen in lucht werden uitgevoerd als referentie voor zeehonden, die zich bovenwater op rustplekken bevinden en die door constructiegeluid door de lucht mogelijk verstoord worden. Deze metingen vonden plaats op afstanden tot 400 m. Op grotere afstand had de achtergrondruis rond het meetschip een te grote invloed op de metingen. De metingen werden uitgevoerd met B&K 2239 Sound Level Meter. Het keuzemenu van het instrument staat een A- of C-filterweging toe, een ongewogen instelling was niet beschikbaar. Meetwaarden van onderstaande specifieke indicatoren werden handmatig verzameld:

L_{eqFA} Gemiddeld niveau van de ruis gemeten over 1 s ("fast"-type tijdweging), gewogen met een A-filter, overeenkomend met de karakteristiek van het menselijk gehoor (Appendix D, Geluidsbegrippen);

MAXP De piekwaarde van het geluid over de trilperiode, A-filter gewogen.

In het analyseproces werden de meetwaarden verrekend naar een ongewogen resultaat, zodat de uitkomst bruikbaar is voor de toetsing naar de referenties voor zeehond. De breedbandige compensatiefactor bedraagt, gebaseerd op de ANSI S1.42-2001-standaard, 5.95 dB. In geval van significante niveaus werden ze gerefereerd aan typische kenmerkende momenten van de constructie, zoals de opstart van het voedingsaggregaat en daarna de start van de trilhaamer en ook in omgekeerde volgorde aan het eind van de operatie.

2.2.3 Meetuitrusting onderwater

Op de meetlocaties varieert de waterdiepte als gevolg van het getijde van 10 tot 14 m en vanwege de mogelijke verschillende effecten van reflecties in deze relatieve ondiepe waterkolom op de uitkomst werden er 2 hydrofoons op verschillende dieptes toegepast. Omdat metingen werden uitgevoerd in een veranderlijke conditie werden de hydrofoons voorzien van een licht gewicht en zijn de instellingsdieptes gerefereerd t.o.v. de bodem, t.w. halverwege de waterkolom, 5 m boven de bodem en op driekwart van de waterkolom (2.5 m boven de bodem). Deze laatste instelling wordt ook aanbevolen in TNO-richtlijnen voor onderwater geluidsmetingen (de Jong et al., 2011).

Het onderwatergeluid werd gemeten met twee RESON TC4032 hydrofoons, ingesteld op twee verschillende waterdieptes (SN3209017, op 5 m, SN 3209019, op 2.5 m). Dit type hydrofoon is uitgerust met een inwendige 10 dB voorversterker en werd aangesloten op een ETEC EC 6073 splittermodule, waarop de koppelingen voor de benodigde voeding en het meetsignaal zijn uitgevoerd. De hydrofoons werden afzonderlijk gevoed d.m.v. een 13 of een 15 V (resp. 17 en 9 Ah) oplaadbare batterij met voldoende capaciteit voor meer dan een meetdag van 12 uur. Beide batterijen werden gedurende de nacht geladen voor een nieuwe meetcyclus.

De meetsignalen werden geconditioneerd d.m.v. een ETEC EC6078 voorversterker. Het hoog-en laagdoorlaatfilter werd gebruikt voor het filteren van het meetsignaal in het bereik van 10 Hz tot 100 kHz (het filtertype is 8-pole Butterworth). De 10 Hz-instelling van het hoogdoorlaatfilter werd gekozen om de invloed van de bootbewegingen en tijdstroom op de hydrofoon en bekabeling te dempen.

Het laagdoorlaatfilter was tijdens de eerste metingen op 6 juni en deels 7 juni op 50 kHz ingesteld. Omdat tijdens de eerste metingen bleek, dat het hoogfrequente aandeel in het trilgeluid hoger was dan verwacht werd het gefilterde bereik vergroot naar 100 kHz.

De versterking was instelbaar van 0-50 dB, tijdens de metingen werd er in het bereik tot 200 m geen versterking toegepast (0 dB). Op afstanden groter dan 200 m werd een versterking van 10 of soms 20 dB toegepast.

Het geconditioneerde meetsignaal werd gedigitaliseerd m.b.v. een AVISOFT 116H sound gate, uitgerust met Sigma/Delta analoog-digitaal converters. De bemonsteringsfrequentie (sample rate) werd aanvankelijk ingesteld op 100 kHz, dit levert een frequentiemeetband van 10 Hz tot 50 kHz (Appendix D, Geluidsbegrippen).

Vanwege hoogfrequente aandelen in het meetsignaal werd op donderdag 9 juni het meetbereik vergroot van 50 naar 100 kHz (bemonsteringsfrequentie verhoogd tot 200 kHz). De AVISOFT-converter is uitgerust met een anti-aliasing filter. Dit filter onderdrukt de invloed van hoge frequenties, die als veelvoud van de bemonsteringsfrequentie in het meetbereik zichtbaar kunnen worden (Appendix D, Geluidsbegrippen).

De AVISOFT-converter werd aangesloten en gevoed via een van de USB-poorten van de laptopcomputer. Op de interne harde schijf van de computer werden de gedigitaliseerde data in WAV-formaat (Appendix D, Geluidsbegrippen) opgeslagen. De gebruikte laptops waren een ASUS 1015 en een LENOVO 7735 laptop. Beide computers werden direct uit het scheepsnet gevoed. Omdat de tijdreferentie van de akoestische data niet mogen afwijken van de tijden van de meetposities bepaald uit de NMEA-files en de interne klok van de ASUS 1015 sterk verloop vertoonde, werd de interne klok van de ASUS 1015 gesynchroniseerd met UTC-tijd. De automatische synchronisatie van de PC-klok werd met TAC-32 software per minuut geregeld, waarbij afwijkingen > 100 ms werden gecorrigeerd. De interne klok van de LENOVO-laptop was beduidend stabiel en werd per dag gesynchroniseerd aan de UTC tijd. De geconstateerde afwijkingen waren < 2 s. Voor de analyse werden de meetdata gerefereerd aan ASUS-tijdwaarde.

De hydrofoons werden per dag gekalibreerd met een gecertificeerde referentiebron, een GRAS 42AC pistonfoon, met een gekalibreerd gecertificeerd geluidsniveau. Het referentieniveau werd met behulp van een B&K 2239 Sound Level Meter op de adapter van de hydrofoon en referentiebron gemeten. Deze referentie data werden gebruikt voor het schalen van de meetsignalen naar absolute geluidsniveaus in dB re 1 μPa^2 .

2.2.4 *Achtergrondgeluid*

De referentiemetingen van het achtergrondgeluid zijn genomen uit de meetseries, waarvan de series met de laagste bijdrage aan eigen ruis werden geselecteerd (doodtij-momenten). De spectrale niveaus van het achtergrondgeluid gemeten voor aanvang van de F800 meting (gedefinieerd als "pre-noise") werden afgezet tegen de geluiden gemeten op de grootste afstand (G1600). De spectrale niveaus werden genomen uit de data voorafgaand aan de F800 serie, die 20 minuten voorafgaand aan de G1600 metingen werden vastgelegd. De weersomstandigheden waren toen excellent, vrijwel geen wind en de tijdstroom was nihil, zodat de gemeten geluidsniveaus in dit bereik uitsluitend door het trilgeluid zijn bepaald.

De niveaus van de achtergrondruis werden gefilterd in derde-octafbanden voorafgaand aan de F800 meting werden over een tijd van 10 s gemiddeld en verrekend naar spectrale niveaus volgens $SPL_{Hz} = SPL - 10 \log(\delta F \text{ derde-octafband})$. De G1600 series zijn op dezelfde wijze naar spectrale niveaus verrekend en zijn bepaald uit de oorspronkelijke geluidniveaus (SEL) gemeten tijdens de start- en stopflanken van het trilgeluid (Figuur 25).

2.3 Meetlocaties en afstanden

2.3.1 Meetgrid

Er werd een meetgrid opgesteld voor gebruik op de MZI-locatie Vogelzand met daarin vaste meetafstanden t.o.v. een rij met posities (A0-Y0), waarlangs het paalanker kon worden geplaatst (Figuur 11). Deze posities werden in de plotter van ms. "Afsluitdijk" ingevoerd, zodat het positioneren efficiënt en met beperkte communicatie kon plaatsvinden. De trilposities lagen 50 m ten zuidwesten van de bestaande MZI en waren in stappen van 25 m evenredig uitgezet langs een rechte lijn van 600 m lang parallel aan de bestaande MZI (posities in de rij A0-Y0). De meetposities lagen in stappen van 25 m haaks op de lijn van de trilposities. Op 1 juni 2011 werd de positie van het meetgrid t.o.v. de bestaande MZI en het verloop van de waterdiepte ter plekke beoordeeld op de vrijheidsgraden. Als gevolg hiervan werd het meetgrid iets verschoven, zodat het diepteprofiel zo vlak mogelijk zou zijn. Het diepteprofiel liep vanaf A0 naar Y0 langzaam af met een verloop van +2.5 m tussen A16 en S16. Bovendien werd vastgesteld dat manoeuvres met het werkschip t.o.v. de bedrijfsmatige MZI goed uitvoerbaar zijn. Er werd in dit verband een marge van 50 m aangehouden.

Het oorspronkelijke concept om 5 cycli op 4 afstanden te bemonsteren bleek vanwege het heersende getijde niet voor alle posities haalbaar. Ten tweede bleek tijdens de metingen, dat het meetgrid tot maximum 600 m te beperkt was en werd het meetbereik tot 1600 m vergroot. De toegevoegde meetposities (800, 1200 en 1600 m) werden ter plekke met DGPS-nauwkeurigheid bepaald.

De actuele meetposities werden verkregen via een Hemisphere A100 DGPS-receiver, waarvan de data (NMEA-strings) op een derde laptop computer werden opgeslagen. De DGPS-receiver stond in de hartlijn van het meetschip op het brugdak gefixeerd. De DGPS-receiver van ms. "Afsluitdijk" was opgesteld boven de paal in de top van de giek van de kraan. Vanwege de beperkte diepgang van het werkschip (0.9 m) en de variërende richting van het getijde was de positie van het werkschip t.o.v. het paalanker en de ankerkoers van het meetschip niet voor elke meting gelijk en was afhankelijk van de richting van getijde. De positie van de DGPS-receiver t.o.v. de hydrofoons was in lijn, midscheeps, haaks op de hartlijn van het schip. Op maandag 6 juni waren de hydrofoons aan stuurboordzijde opgesteld, op de overige dagen aan bakboord (i.v.m. conflicten met de ankerlijn). Indien deze variaties niet worden meegewogen kan de onnauwkeurigheid in de afstandsbepaling tussen meetdagen/meetseries per getijde omstandigheid maximaal 4 m bedragen.

De waterdiepte op de locatie Vogelzand varieerde afhankelijk van het tij en meetlocatie tussen de 10 en 14 m.

2.3.2 Het meetschip

De metingen werden uitgevoerd aan boord van ms. "Het Sop" (Figuur 12), waarmee Imares eerder meet/observatie campagnes uitvoerde in de Waddenzee en kustwateren. Het schip heeft een relatief hoge vaarsnelheid van gemiddeld 20 km/uur, zodat het meten op verschillende locaties snel uitvoerbaar is. Afhankelijk van de getijdecondities werd het schip in de meetpositie ten anker gelegd, de hoofdmotor en andere geluidsbronnen uitgeschakeld en werd de hydrofoon optuiging uitgezet. De meetapparatuur werd tijdens de metingen door oplaadbare batterijen gevoed.

2.3.3 CTD-metingen

De watertemperatuur en saliniteit werden dagelijks gemeten met een Hydrolab datasonde D5S. Met deze informatie kan de geluidssnelheid berekend worden, die als input kan dienen indien opwerking van de data via propagatiemodellen gewenst zou zijn.

2.4 Analyse en opwerking van akoestische data

2.4.1 Meetgrootheden

Om het bereik van TTS en gedragsbeïnvloeding te kunnen vaststellen werden onderstaande parameters bepaald:

SEL _{cum}	De over de trilperiode gemiddelde derde octaafband niveaus (Appendix D, Geluidsbegrippen) werden energetisch gesommeerd naar een breedbandige ongewogen waarde, de cumulatieve SEL-waarde over de trilperiode. Deze uitkomst wordt vergeleken met de ongewogen TTS-drempel, voor de betreffende doelsoort (Tabel 2);
SEL _{wcum}	De in derde-octaafband gefilterde uitkomsten werden per derde-octaafband gecompenseerd naar de gehoorgevoeligheid van bruinvis en zeehond (Kastelein et al., 2009, 2010a en b). De frequenties in het bereik van 50 tot 250 Hz zijn vanwege de fysische beperkingen van het bassin, waarin de proef is uitgevoerd volgens de laagfrequente trend bepaald. Na deze vereffening werden alle derde-octaaftkomsten energetisch opgeteld naar een enkele breedbandige waarde en werd de cumulatieve SEL-waarde bepaald over de trilperiode. De uitkomst werd vergeleken met de gewogen TTS-criteria, waarin drempelwaarden zijn bepaald voor de invloed op de gevoeligheid van de doelsoort (Tabel 2);
SPL _w	Het over de trilperiode gemiddelde gewogen geluidsniveau (SPL _w ≈ Sound Pressure Level). Deze gewogen uitkomst is de gesommeerde waarde van alle derde-octaafbanden, gecorrigeerd voor het specifieke hoorfilter per soort en werd gebruikt om de gedragsverstoring per soort te bepalen (Tabel 2).
Trilduur	De periode waarin het trilgeluid significant was. Deze tijd werd gebruikt om het over de trilperiode gemiddelde geluidsniveau te bewerken naar een gesommeerde energetische waarde over de gehele trilperiode (SEL _{wcum}).

Additionele meetgrootheden, die mede belangrijk zijn in het inzicht in geluidskarakteristiek en omstandigheden:

P _{piek}	De ongewogen maximale negatieve en positieve momentane geluidsdruk (Appendix D, Geluidsbegrippen) uitgedrukt in Pascal (Pa). Deze lineaire meetwaarde geeft inzicht in de maximaal optredende geluidsdruk tijdens de trilperiode.
FFT	Fast Fourier Transformatie (FFT) analyse (Appendix D, Geluidsbegrippen) is toegepast, waarbij de energie van het trilgeluid in detail per frequentie is gefilterd over het gemeten frequentiebereik. Met deze informatie worden de details van de frequentieopbouw van het trilgeluid zichtbaar. Deze uitkomst laat zien of er "gaten" vallen in het frequentiespectrum en in welke mate de frequentie van de trilhamer is vertegenwoordigd.
SPL _{ambient}	Het gemeten trilgeluid zal afgezet worden tegen de heersende spectrale achtergrond niveaus gemeten in dB re 1 μPa ² /Hz.

De akoestische meetdata werden geanalyseerd met virtuele analyse modules ontwikkeld met Labview 2010 software (National Instruments). De uitkomsten uit deze virtuele instrumenten

werden verder uitgewerkt in Excel-spreadsheet en gerapporteerd in Diadem (National Instruments).

2.4.2 Analyseprocedure

Uit de eerste analyses bleek het eigen geluid van de hydrofoon-bekabeling in het gemeten geluid nog waarneembaar en werden de ruwe data softwarematig (SAS Pro, Avisoft) met een 30 Hz hoogdoorlaatfilter nabewerkt, nadat vastgesteld werd dat deze bewerking geen invloed had op het gemeten geluid. Na deze bewerking werd de periodetijd van het trigeluid gemeten, waarna de meetfiles van WAV-formaat werden overgezet naar het binaire formaat voor bewerkingen in de virtuele analysemodules (Labview, National Instruments).

De eerste stap in de opwerking van de data is het inlezen van de gekalibreerde referentiewaarde van de hydrofoon. Met deze referentiewaarde, die per dag bepaald werden met een GRAS 42 AC pistonfoon en een B&K 2239 Sound Level Meter, werden de meetdata naar absolute gekalibreerde geluidsniveaus in dB omgerekend. De geluidsniveaus gemeten in lucht met een 20 µPa referentie (Appendix D, Decibelschaal en referentiewaarden) werden vermeerderd met 26.02 dB om de in water geldende referentie van 1 µPa te verkrijgen (Tabel 3).

De tweede stap is het invoeren van de meetfile. In deze stap wordt het "rms" (≈route means square, Appendix D, Geluidsbegrippen) geluidsniveau uitgedrukt in SPL berekend volgens de formule:

$$SPL_{rms} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \int_0^T \frac{p(t)^2}{p_{ref}^2} dt \right) \quad \text{in dB re } 1 \mu\text{Pa}^2$$

Hierin is:

- $p(t)$ een momentane "rms" meetwaarde overeenkomend met de geluidsdruk in Pa (Pascal);
- p_{ref} de minimum referentiewaarde van de geluidsdruk in water (1µPa);
- T de integratietijd, waarover momentane meetwaarden werden gemiddeld over 1 s, zodat de berekende SPL gelijk is aan de SEL-uitkomst.

De berekende geluidsniveaus worden over het gehele bestand grafisch weergegeven in een grafiek als functie van de meettijd en werden naar DIADEM-spreadsheetsoftware geëxporteerd voor de uiteindelijke rapportage.

De SEL-waarden werden over de complete meetfile berekend en geëxporteerd naar spreadsheet voor rapportage (Diadem, National Instruments).

Een overzicht van de geanalyseerde data is weergegeven in Tabel 6, Appendix A.

Vervolgens werden uit delen van de databestanden of over het gehele bestand respectievelijk het smalbandige frequentiespectrum volgens Fast Fourier Transformatie (FFT) en de niveaus gefilterd in derde-octaaftanden bepaald (Appendix D, Geluidsbegrippen).

De FFT-analyse werd gebruikt om smalbandig de details van de karakteristiek van het trigeluid in het frequentiedomein te kunnen vaststellen, bv. bij de bepalingen van de bronfrequentie van het trigeluid.

Er werd in deze analyse een overlappende middelingstechniek toegepast. In de toegepaste FFT-berekening werd er over een periode van 10 s 40 meetblokken van 0.5 seconde met een overlap

van 50 % gemiddeld. De frequentieresolutie (δF) bedraagt 2 Hz (bemonsteringsfrequentie/nr meetpunten $\approx 100000/50000$).

De derde-octaaftband analyse is toegepast volgens de ANSI S1.11-1986, Order 3, Type 1-D, optional range, waarin de gefilterde energie voor elke fractionele band is berekend en uitgedrukt in dB.

Per tijdsmoment, voorafgaand aan het trillen, het begin en einde van het trilgeluid en de piek in het trilgeluid werden 1/3 octaafband analyses uitgevoerd en geëxporteerd naar spreadsheet (Diadem, National Instruments). Derde-octaaftbanden werden gefilterd over de gehele trilperiode voor het bepalen van de drempelwaarde voor gedragsbeïnvloeding en voor het berekenen van de $SEL_{w_{cum}}$ waarde (Verboom et al., 2012) in relatie tot het TTS-belaste bereik.

Per dag werden de hydrofoons gekalibreerd met de pistonfoonreferentie. Onderstaande tabel geeft meetresultaten en referentiewaarden per dag per meetkanaal.

Tabel 3 Kalibratie en analyse referenties per dag

Datum	LENOVO 7.5 m	Ref level (dB re 1 μPa^2)	ASUS 1015 5 m	Ref level (dB re 1 μPa^2)
06-06-2011	T0002	156.42		
07-06-2011	T0009	156.32	T0062	156.22
08-06-2011	T0028	156.22		
10-06-2011	T0039	156.32	T0092	156.52

2.4.3 Begrenzings van het meetsignaal

De tijdsduur van het geluid werd gemeten over de significante elementen, pre-pulsen werden meegenomen als ze een representatieve amplitude hadden ($> 10\%$ van de amplitude). Het geluid van de hydraulische aandrijving werd dus in de tijdsperiode niet meegewogen.

3 Resultaten

In totaal werden er in de periode van 6 t/m 10 juni 2011 op 29 posities in een bereik van 25 tot 1600 m van de trilhamer metingen uitgevoerd. De weersomstandigheden tijdens de metingen waren goed tot excellent en de windkracht varieerde van 1 tot 3 Bft.

Tabel 4 geeft een overzicht van de metingen per dag, de meetafstanden tot de trilhamer en de bandbreedte-bepalende instellingen van de apparatuur. Bij de eerste metingen bleek, dat de tijdstroom ter plekke zeer fors was en een grote invloed had op de hydrofoonbekabeling, waardoor het eigen geluid een te groot aandeel had en bovendien de kwaliteit van de positie van hydrofoons onzeker werd. De metingen werden in het verdere verloop tijdens doodtij-momenten uitgevoerd. Op donderdag 9 juni 2011 waren de weerscondities te slecht om de metingen uit te voeren. Aanvankelijk was het plan achtergrondmetingen uit te voeren op posities > 1 km van de trilhamer, maar vanwege de beperkende factor van het meten rond het dood-tij moment werden de achtergrondruismetingen voorafgaand aan de trilmetingen op grotere afstand van de trilhamer, 800 en 1600 m, gebruikt.

Tabel 4 Overzicht meetafstanden, posities meetgrid en akoestische instellingen

Datum	25	50	100	200	400	800	1200	1600	Sample rate (kHz)	Doorlaat filter (kHz) (HighP-LowP)
06-06-2011	Y1 X1								50	0.01-50
07-06-2011	A1 I1	B2	C4	D8, E8, F8	H16				200	0.01-50 0.01-100
08-06-2011		K2	L4	M8	N16		O1200		200	0.01-100
10-06-2011		P2 T2	Q4 U4	R8, V8	S16 A16 N16 W16 I16	F800 H800		G1600	200	0.01-100 0.01-100 0.01-100 0.01-100

De positiecodes verwijzen naar het meetgrid (Figuur 11). Het paalanker werd geplaatst langs de lijn A0-Y0. De meetafstanden bevinden zich haaks op die lijn, oplopend in stappen van 25 m (D8 $\approx 8 \times 25 = 200$ m). Na de uitkomsten van de tweede dag werd duidelijk, dat het trilgeluid verder reikte dan de voorziene maximale afstand van het meetgrid en werden de meetafstanden uitgebreid naar 800, 1200 en 1600 m van de trilhamer.

De meetresultaten, gesorteerd per meetafstand, zijn samengevat in Tabel 6, Appendix A. Het filenummer loopt op als functie van de meetdatum/tijd. De met rood gemerkte bestanden laten niet het volledige meetsignaal zien, in die gevallen (7) viel een miniem deel van de geluidspiek buiten het meetbereik en is dus niet gemeten. Deze condities deden zich voor nadat er eerder op kortere afstanden correcte metingen waren uitgevoerd. Besloten werd de inrichting voor metingen op korte afstanden, mede vanwege de tijdbeperkingen in de meetomstandigheden, niet aan te passen. Deze (geringe) onderbelichting heeft op de lineaire schaal van de geluidsdruk (Pa) het grootste effect (5-10 %) en die meetwaarden zijn in die gevallen niet weergegeven (Tabel 6, Appendix A).

In de berekeningen op de logaritmische/energetische schaal (cumulatieve SEL en SPL) is de invloed gering en is de onderbelichting < 0.5 dB. Het diskwalificeren van deze metingen zou leiden tot een mogelijke onderschatting van de effecten en deze uitkomsten zijn ook onverminderd waardevol in de uitkomsten van de trilduur.

De meetresultaten met twee hydrofoons op verschillende dieptes van 5 en 2.5 m van de bodem tonen marginale verschillen (Figuur 14). In de verdere analyse werd er daarom gekozen voor verwerking van de meetdata gemeten op 2.5 m van de bodem. Onder de gegeven omstandigheden van hoge tijdstroom was het eigen ruisaandeel van deze hydrofoonbekabeling het laagst.

Het geluidsniveau bleek per geval als gevolg van de bodemgesteldheid zeer sterk te variëren. Deze variaties zijn het sterkst waarneembaar in de resultaten van metingen op 200 m van de trilhaam (Tabel 6, Appendix A, D8, E8 en F8 versus M8, R8, V8). Een overzicht van de SEL-uitkomsten en verschillen tussen tijdens in- en uittrillen is afgebeeld in de grafieken van de Figuren 15, 16 en 17.

3.1 Trilperiode

Evenals de gemeten geluidsniveau was de triltijd, zowel bij in- als uittrillen sterk veranderlijk mogelijk als gevolg van de wisselende bodemstructuur. In Figuur 15 is het overzicht van de tijden van het in- en uittrillen weergegeven. Tabel 5 geeft een overzicht van de tijdwaarnemingen. Tijdens het uittrillen werd er in 2 gevallen (S0 en A0, meetafstand 400 m) geen geluid geproduceerd. Bij het intrillen in de positie D0 werd de paal met minimaal vermogen geplaatst en was het geïnduceerde geluid laag zonder de kenmerkende ratelende karakteristiek. Dit was ook het geval bij het trillen in de posities E0, F0 en G0 en was er op die plek dus sprake van een zachtere bodem. Het meten tijdens uittrillen werd in die gevallen overgeslagen. Deze omstandigheden werden in het berekenen van de trilperiode meegewogen, omdat het intrillen onder die zachtere bodemconditie kennelijk een reële omstandigheid is. In positie R0 was de bodem kleiachtig en duurde het uittrillen extreem lang (187.6 s). Bij het ophijsen bleek de paal gevuld met klei. Onder deze conditie werd de hoogste tijdwaarneming van 186.7 s vastgelegd. In de bepaling van de gemiddelde waarden is de extreme tijdwaarde meegewogen, waarmee het hogere gemiddelde waarde tijdens uittrillen is verklaard.

Tabel 5 Overzicht van de tijdwaarnemingen

	Intrillen	Uittrillen
Average	39.5	46.14
Stdev	20.83	37.75
Max	98.9	186.7
Min	14.6	0

3.2 Geluidsanalyse

3.2.1 Metingen in lucht

Het geluid van de trilhamer was door de lucht tot 200 m meetbaar, in de daarop volgende meetpositie (400 m) werd het geluid gemaskeerd door de omgevingsruis van de wind en meetschip (Figuur 28). De meetseries zijn gefilterd op de maximale voorkomende waarden en zijn handmatig bemonsterd. Zoals de uitkomsten afgebeeld in Figuur 28 laten zien werden er per gemeten afstand grote variaties in het geluidsniveau waargenomen. Op een afstand van 25 m lag de L_{eq} waarde tussen 73 en 83 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$ met piekwaarden (MaxP) tussen de 106 en 112 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$. Op 200 m (positie G8) was de L_{eq} beduidend afgenomen en lagen de L_{eq} -waarden gemeten tijdens intrillen tussen de 60 en 66 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$ met piekwaarden van 82 tot 90 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$. Het niveau van de achtergrondruis gemeten op 200 m lag in de orde van 47 en 52 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$.

3.2.2 Metingen onderwater

Het geluid van de trilhamer heeft een aantal kenmerkende vaste patronen. Voorafgaand aan het trilgeluid wordt het aggregaat van de hydraulische aandrijving gestart. In dit korte tijdsbestek van ca. 5 tot 10 s wordt het onderwater uitgestraalde geluid vooral bepaald door motorgeluid met energie vooral in de lage frequenties (Figuur 19 en 20). Na het starten van het aggregaat, ontstaat er bij het (de) activeren soms spontaan een korte trimpuls, die vrijkomt uit de nog aanwezige druk in het hydraulisch systeem (Figuur 13). Seconden later start het trilbedrijf. In vele gevallen werd de piek van het geluid tijdens het intrillen in de eerste aanloop gemeten, maar de hoogste amplitudes kwamen ook wel aan het eind van het triltraject voor (Figuur 13). Het middendeel van de trilperiode vertegenwoordigde, zowel bij in- als uittrillen, de laagste niveaus. De geluidsniveaus gemeten tijdens het intrillen waren hoger dan de niveaus gemeten tijdens het uittrillen (Figuur 16 t/m 18). Daarom is de analyse bepaald op het geluid gemeten tijdens het intrillen van het paalanker. Uit het overzicht van de geluidsniveaus van Tabel 6 (Appendix A) blijkt, dat de geluidsniveaus (SEL) gemeten tijdens het intrillen 4 tot 6 dB hoger waren dan de SEL-waarden gemeten tijdens het uittrillen en dat de geluidsniveaus per overeenkomende afstand sterk varieerde (7 dB). In een geval (Appendix A, Tabel 6, T0047, R8) was het niveau 7 dB hoger dan bij het intrillen en dat was toen het paalanker gevuld bleek met klei en ten gevolge van verkleving een hogere energie geleverd werd. Deze meting werd als "worst case"-conditie verder geanalyseerd (Figuur 26 en 27). Het intrillen van de paal op positie R8 nam 16 s in beslag, terwijl het uittrillen 187.6 s duurde. Dit kwam ook tot uitdrukking in het berekende ongewogen geluidsniveau (SEL_{cum}) gesommeerd over de trilperiode en leverde een verhoging op t.o.v. het gemeten niveau tijdens intrillen op R8 van ruim 10 dB (Tabel 6, Appendix A). Het kwam echter ook voor, dat de niveaus gemeten tijdens het uittrillen 11 dB lager waren dan tijdens het intrillen (Appendix A, Tabel 6, T0057, V8). De verzwakking van het geluid uitgedrukt in geluidsniveaus (SEL) over het gemeten afstandsbereik is weergegeven in de Figuren 16 en 17 met daarin de SEL-serie gemeten in positie K2 gemeten op 48.7 m als referentie. Zeer lage niveaus werden gemeten tijdens het intrillen in de posities D0, E0 en F0. De hoogste waarde van het over de trilperiode gemiddelde geluidsniveau (SPL ongewogen) was 156.2 dB re $1 \mu\text{Pa}^2$, gemeten tijdens het intrillen op 50 m afstand van de trilhamer (Positie K2). Er werden in hetzelfde bereik ook wel hogere waarden gemeten, maar dan was een klein deel van de piek buiten het meetbereik ("clipping"). De meest extreme verschillen deden zich voor op een afstand van 200 m, waarbij tijdens het intrillen op D8 een geluidsniveau van 121.6 dB re $1 \mu\text{Pa}^2$ werd gemeten, terwijl op een overeenkomende afstand (R8) tijdens het uittrillen een waarde ruim 20 dB hoger werd gemeten (142.7 dB re $1 \mu\text{Pa}^2$). De laagste gemiddelde waarde

tijdens het uittrillen op een afstand van 200 m (D8) werd ook tijdens het uittrillen op 1600 m globaal bereikt (SPL 124.7 dB re 1 μPa^2), waaruit blijkt hoe de sterkte de uitkomsten varieerden.

3.2.3 Frequentiekenmerk van de trilhamer

Het specifieke patroon van het trilgeluid varieerde in de tijd, maar had een aantal specifieke kenmerken, zoals een korte trilpuls voor en na het triltraject. In de meeste gevallen lag de piek van het geluid bij intrillen in de eerste aanloop van het traject. Figuur 19 geeft een overzicht van de geluidsniveaus (SEL) gemeten op 50 m van de trilhamer (positie K2) met gemarkeerde tijdstippen in het triltraject, waarbij op die momenten ook een derde-octafband analyse is toegepast (Figuur 20). Uit deze figuur blijkt, dat de hoogfrequente bijdrage in de eerste secondes het grootst is, maar gedurende het triltraject beduidend afneemt. De piek van de uitgestraalde trilenergie ligt in het bereik van 1-4 kHz. Het aandeel van de trilfrequentie in de 31.5 en 60 Hz derde-octafbanden is dominant, maar is deels door de heersende waterdiepte gelimiteerd en zou in dieper water groter zijn. Uit de dip in de energie rond de trilfrequentie van de 1600 m meting blijkt, dat laagfrequente aandelen van de trilhamer gemeten op 50 m afstand bij 1600 m vrijwel zijn verdwenen (Figuur 22 en 23). De demping in dit deel van het spectrum moet in verband gebracht worden met de grillige bodemcontour met een mogelijke ondiepte tussen de meetpositie en de trilhamer.

De frequentie van de trilhamer varieerde over de trilperiode als gevolg van de wisselende belasting per trilsessie tussen de 32 en 38 Hz en heeft een impulsachtige karakteristiek (Figuur 22b en 23), waarvan de ruisachtige energie in de hogere frequentiebanden het grootst is, met een piek in het bereik van 800-4000 Hz. De smalbandige analyses (Figuur 22 a en b) laten de specifieke kenmerken van de frequentie van de trilhamer zien en de harmonische bijdrage. Het spectrum van derde-octafbanden over het bereik van 50-1600 m (Figuur 23) toont aan, dat de energie tussen 1 en 4 kHz bij 1600 m nog steeds dominant is en ruim boven het niveau van de achtergrondruis ligt. De frequentie van de trilhamer is tijdens de meting op 1600 m iets lager dan tijdens de meting op 50 m (30 t.o.v. 34 Hz). De uitkomsten op 50 en 1600 m gefilterd in derde-octafbanden (Figuur 23) tonen aan, dat de verzwakking van het geluid over de afstand, gemeten in de piek van de energie (2 kHz), 23 dB is. De breedbandige verzwakking, uitgedrukt over het over de trilperiode gemiddelde geluidsniveau, over de gemeten afstand (50 tot 1600 m), is 18 dB (Tabel 6, Appendix A). De in derde-octafbanden berekende spectrale niveaus (Figuur 25) laten zien, dat de piek van het spectrum gemeten op 1600 m nog 45 dB boven de gemeten achtergrondruis ligt en 34 dB boven de achtergrondruis (Knudsen) overeenkomend met zeconditie 4 (globaal windkracht 4 Bft).

3.2.4 Achtergrondgeluid

Het laagste geluidsniveau werd gemeten op de 1600 m van de trilhamer (Figuur 24 en 25). De hoogste energie in de frequentiebanden van 1-4 kHz ligt in het bereik waar de gehoorgevoeligheid voor zeehond het hoogst is en voor bruinvis toeneemt (Figuur 3). Het gemeten piekniveau op 1600 m ligt nog 45 dB boven het achtergrondniveau (Figuur 25). In Figuur 25 zijn de spectrale niveaus in derde-octafbanden van de achtergrondruis uitgezet tegen de spectrale derde-octafuitkomsten gemeten op 1600 m. De hoogst gemeten over de trilperiode gemiddelde geluidsniveau van de 117 dB re 1 μPa^2 in de 1.6 kHz-band ligt 45 dB boven het gemeten achtergrondniveau (Figuur 25) en nog ca. 34 dB boven het Knudsen "sea state" 4 niveau.

4 De effecten van het geluid van de trilhamer op zeezoogdieren

4.1 Effecten op het gehoorzintuig (PTS en TTS)

Voor het bepalen van het TTS-belaste bereik van de trilhamer werden de ongewogen uitkomsten voor zeehond en bruinvis afgezet tegen de TTS-drempels bepaald uit het TTS-onderzoek van Kastelein et al., 2012a en b (Hoofdstuk 1.5.4). Voor zeehond werd een TTS-drempelwaarde van 168 re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ en voor bruinvis 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Figuur 7 en 8) toegepast.

Voor de vergelijking van gewogen en ongewogen uitkomsten werden de in Tabel 6 geselecteerde metingen (groen gemarkeerde cellen) over de gehele trilperiode de derde-octaaftandniveaus bepaald en deze werden gewogen naar de gehoorgevoeligheid van zeehond en bruinvis volgens Kastelein et al., 2009, 2010a en b. Na weging werden de uitkomsten energetisch gesommeerd tot een cumulatieve breedbandige waarde ($\text{SEL}_{\text{w cum}}$) en de niveaus beoordeeld tegen de gewogen gespecificeerde TTS-drempelwaarden (141 dB re 1 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor bruinvis en 168 dB re 1 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ voor zeehond).

4.1.1 Effecten op zeehond

4.1.1.1 Bovenwater

De gemeten piekwaarde in het kortste bereik (25 m) van 112 dB re 20 μPa^2 ligt in het bereik van de (ongewogen) criteria van Southall et al., 2007 van 109 dB re 20 μPa^2 waar invloed op het gedrag te verwachten is. Maar op 50 m van de bron was deze meetwaarde al verzwakt tot 105 dB re 20 μPa^2 en het is niet aannemelijk, dat zeehonden in het kortste bereik verschijnen of in dit bereik door het geluid verrast zullen worden. Het resultaat van het geluid gemeten in lucht toont aan, dat onder de gemeten omstandigheden het gedrag van zeehonden door de lucht tot een afstand van 400 m beïnvloed zou kunnen worden.

De gemeten piekwaardes zijn alleen kort bij de bron significant, maar de L_{eq} -waarden (gemiddelde over 1 s) liggen al 20 dB onder de normwaarde waar een reactie op het gedrag verwacht kan worden.

4.1.1.2 Onderwater

Het hoogste gemeten gemiddelde ongewogen geluidsniveau bij 50 m ligt ruim onder de drempelwaarde voor permanente gehoorschade (PTS \approx Permanent Threshold Shift) uitgaande van een normwaarde van 215 dB re 1 μPa^2 (Impuls type geluid, Tabel 1 volgens Prins et al., 2008). De gewogen cumulatieve SEL-waarden (Tabel 6, Appendix A) werden uitgezet tegen de gemeten afstand en zijn voor zeehond afgebeeld in Figuur 29. Als criterium voor de TTS-drempel werd 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Tabel 2) gebruikt. Dit is weliswaar een ongewogen resultaat, maar de waarde is voor het referentiegeluid van 4 kHz witte ruis gelijk aan het gewogen resultaat (weging 0). Uit deze grafiek blijkt, dat TTS tot 100 m van de bron bereikt zou kunnen worden. Op afstanden > 100 m treedt TTS niet op, ook niet wanneer een tweede trilhamer op de locatie actief zou zijn.

4.1.2 Effecten op bruinvis (PTS en TTS)

Het hoogste gemeten gemiddelde ongewogen geluidsniveau in het korte bereik ligt ruim onder de drempelwaarde voor permanente gehoorschade (Permanent Threshold Shift, PTS) uitgaande van een waarde van 224 dB re 1 μPa^2 (Impuls type geluid, Tabel 1 volgens Prins et al., 2008). De ongewogen cumulatieve SEL waarden ($\text{SEL}_{\text{w cum}}$) werden uitgezet tegen de gemeten afstand en zijn voor bruinvis afgebeeld in Figuur 30. Uit de grafiek blijkt, dat de TTS tot 850 m van de trilhamer bereikt wordt. Bij gebruik van een tweede trilhamer wordt TTS over de grootste gemeten afstand bereikt.

4.2 Drempelwaarde voor gedragsbeïnvloeding

Over de uitkomsten van de gemiddelde gewogen geluidsniveaus (SPL_{wavg}) in het bereik van 50 tot 1600 m is de regressie berekend voor zeehond en bruinvis (Figuur 31 en 32) over een aantal afstanden, aangegeven in Tabel 6, Appendix A. De berekende gewogen regressie geeft aan, dat het trilgeluid voor zeehond volgens 14 Log(afstand) en voor bruinvis volgens 12 Log(afstand) verzwakt. De extreme uitkomsten gemeten op 200 m afstand zijn daarin niet meegenomen. De gemiddelde waarden per afstand zijn bepaald uit de derde-octaaftband filtering uitgevoerd over de gehele trilperiode. Op grond van de aangenomen referenties voor gedragsbeïnvloeding voor zeehond van 110 tot 120 dB re 1 μPa^2 en voor bruinvis van 110 dB re 1 μPa^2 , is gedragsbeïnvloeding voor zeehond onder de gemeten omstandigheden tot afstanden >10 km en bruinvis tot 10 km mogelijk.

Uit de derde-octaaftbandanalyse blijkt, dat de piek van de gemeten energie in de 1.6 kHz band op 1600 m nog 45 dB boven het gemeten achtergrondniveau ligt (Figuur 25) en nog ca. 34 dB boven het Knudsen "sea state" 4 niveau.

5 Discussie

5.1 Metingen

Het aantal metingen werd beperkt door sterke invloed van het tij op de ophanging van de hydrofoons, waardoor de metingen hoofdzakelijk tijdens doortij werden uitgevoerd en er minder meetpunten werden verzameld dan vooraf voorzien. Daarnaast werd het meetbereik van 600 naar 1600 m uitgebreid, waarbij de twee metingen op 800 m een gelijke uitkomst opleverden. Voor het resultaat van de propagatie over het gemeten bereik is het gunstig, dat de wisselende condities van de bodemgesteldheid tijdens de metingen op 200 m optraden, en niet tijdens de metingen op 800 en 1600 m afstand. De zachtere plekken kwamen voor op de locaties D0, E0 en F0, waarbij er nauwelijks trilgeluid werd ontwikkeld.

De derde-octaaftbandanalyses van de metingen over het bereik van 50 tot 1600 m (Figuur 23) laten zien, dat de piek van de ongewogen geluidsenergie rond 2 kHz bij 1600 m met 23 dB is afgenomen, maar dat de piek van de energie dan nog 45 dB hoger is dan het niveau van de achtergrondruis gemeten vlak voor de meting. De breedbandige verzwakking (gemiddeld geluidsniveau over de trilperiode) over de gemeten afstand is 18 dB.

Deze metingen tonen aan, dat het geluid van de trilhaemer, volgens de verwachte kenmerken behorende bij deze ondiepe conditie en grillige propagatie in geringe mate afneemt. Op grond van deze waarneming zal het geluid van de trilhaemer bij een zeeconditie 4 op afstanden > 4000 m het niveau bereiken waarbij het geluid in de achtergrondruis zou verdwijnen.

5.2 Effecten van het trilhamergeluid op zeehond en bruinvis

Aanvankelijk werden de effecten in het TTS-bereik gewogen tegen de gehoorgevoeligheid van zeehond en bruinvis. Echter, er bestaat (inter)nationaal geen consensus over deze methode en het toepassen van een juiste methode van weging is nog steeds een open discussie. Omdat de TTS-uitkomsten van Kastelein et al., 2012a voor bruinvis primair ongewogen zijn gepubliceerd werd in dit onderzoek de directe ongewogen koppeling gebruikt. Vervolgens is er voor beide doelsoorten een gemiddelde TTS-drempelwaarde bepaald uit de uitkomsten (Figuur 7 en 8). Verboom et al., 2012 stelde een soortgelijke benadering voor, maar deze is voor zeehond niet evenwichtig uitgevoerd en zijn niet alle meetpunten uit beide SPL-reeksen gewaardeerd. Verboom et al., 2012 stelt voor zeehond, op grond van een enkel meetpunt, een TTS-drempel van 165 dB re 1 μPa^2s en voor bruinvis het gemiddelde van twee reeksen. De evenwichtige beoordeling, in dit onderzoek toegepast, levert een TTS-drempel voor zeehond van 168 dB re 1

$\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Het behoud van de gewogen analyse levert een extra voordeel, want uit de vergelijking met de ongewogen uitkomst kan bepaald worden in welke mate het referentiegeluid van Kastelein et al., 2012a en b lijkt op het geluid van de trilhamer. Leveren beide analyse een gelijkwaardig TTS-bereik dan zijn de energiedelen van de trilhamer en referentiegeluid gelijkwaardig en versterkt deze vaststelling de onderbouwing van het resultaat. In Figuur 33 is het ongewogen en gewogen resultaat uitgezet en uit het geringe verschil (850 en 900 m) blijkt, dat de toepassing van referentiegeluid volgens Kastelein et al., 2012a op basis van de energiebalans correct is.

Om te bepalen welke effecten er optreden voor de bruinvis en zeehond werden de gemeten resultaten aanvankelijk gewogen volgens de M-weging van Southall et al., 2007. Echter, deze weging houdt alleen rekening met de laagfrequente aandelen ≤ 600 Hz en zowel het trigeluid als het referentiesignaal bezitten juist boven deze limiet de meeste energie. Bovendien zijn de criteria voor gedragsbeïnvloeding ook naar de gehoorvormes gewogen. In dit onderzoek is de laatste verbeterde vaststelling van de gehoordrempels volgens Kastelein et al., 2009, 2010a en b en Verboom et al., 2012 gebruikt, waarin de signaalduur is aangepast aan de frequentieband en met minder maskersaandelen van ruis t.o.v. eerdere bepalingen (Figuur 6). De demping van het weegfilter is t.o.v. eerdere uitkomsten, juist bij de frequenties waar het trigeluid bijproducten levert (2-10 kHz), een verbetering. Een voorbeeld van de effecten van beide wegingen is gegeven in Figuur 5 en de toepassing van beide wegingen op het geluid van de trilhamer in Figuur 21. Uit deze grafiek blijkt, dat het hoogste aandeel van de energie van trigeluid ongewogen rond de 2 kHz ligt en dat dit na weging volgens het audiogram (Kastelein et al., 2009, 2010a en b) opschuift naar de 5 tot 8 kHz banden. De ondergrens van het geluidsspectrum, dat de bruinvis zou waarnemen en niet gemaskeerd wordt door de achtergrondruis ligt in het bereik rond de 315 Hz (50 m) en 800 Hz-band (1600 m). Op een afstand van 1600 m is de hoogfrequente bijdrage marginaal.

De weging volgens het M-filter (Southall et al., 2007) houdt veel minder rekening met de laag- en hoogfrequente ongevoeligheid van het gehoor (Figuur 5 en 21). Vanwege de matige demping in het hoogfrequente deel is de weegcurve meer gericht op de laagfrequenter groep tandwalvissen (Southall et al., 2007). Een tweede nog belangrijkere factor is, het ontbreken van een M-filter gewogen drempelniveau voor zeehond en bruinvis en dan loopt het spoor naar een gewogen TTS-bepaling volgens deze karakteristiek ook dood. Het voordeel van de M-weging t.o.v. de audiogramweging is dat deze methode volgens een mathematische formule is bepaald (Appendix D, Begrippen en formules) en dus niet afhankelijk is van dier-specialistische omstandigheden.

De weging van het trigeluid naar de audiogrammen van bruinvis betekent, dat alleen de trilenergie tussen 2 en 16 kHz hoorbaar is en dat de demping van de laagfrequente aandelen volgens de contourlijn van het audiogram gradueel toeneemt bij afnemende frequentie. Het referentiegeluid, waarmee TTS werd vastgesteld is weliswaar van dezelfde categorie als het geluid van de trilhamer, maar het trigeluid heeft ook impulsachtige elementen, zodat er over de maat van TTS geen uitspraak gedaan kan worden en de analyse beperkt is tot het bereiken van de TTS-drempel.

5.2.1 Effecten op zeehond

5.2.1.1 Bovenwater

Voor zeehond was het geluid door de lucht tot 200 m meetbaar. Daarboven werd het geluid gemaskeerd door het eigen geluid van het meetschip geëxciteerd door de wind en golven. De maximale gemeten piekwaarden in het kortste bereik (25 m) van 112 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$ komen overeen met de (ongewogen) criteria van Southall et al., 2007 van 109 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$ waar invloed op het gedrag te verwachten is. Maar op 50 m van de bron was deze piekwaarde al

afgenomen tot 105 dB re 20 μPa^2 en het is niet aannemelijk, dat zeehonden in het kortste bereik zullen verschijnen of in dit bereik door het geluid verrast zullen worden. Wat dit betekent voor de geografische omstandigheden van MZI's en rustplekken van zeehonden zal per geval bekeken moeten worden. De bovengrens van het meetbereik werd beïnvloed door omgevingsruis, maar het geluid van de trilhamer zou voor zeehond ook onder andere windomstandigheden op deze afstand hoorbaar kunnen zijn. De uitkomsten tonen echter aan dat de afstand waarop het geluid werd waargenomen door de lucht relatief beperkt is.

5.2.1.2 Het TTS-belaste bereik onderwater

De TTS-studie van Kastelein et al., 2012b, toon aan dat significante TTS (> 3 dB) in zeehond werd vastgesteld bij een cumulatieve SEL van 170-178 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bij een blootstelling van 15 minuten. Deze niveaus komen overeen met het niveau van het geluid van de trilhamer gemeten op een afstand van 25 m van de bron. De maximale gemeten periode van het trigeluid (3 minuten en 49 s) is een fractie van de blootstellingsduur van 15 minuten, waarbij deze TTS werd vastgesteld. De resultaten laten zien, dat de TTS-drempel van 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ alleen in het korte bereik tot 100 m bereikt zal worden (Figuur 29). De karakteristieke afwijkingen van het 4 kHz ruis gecentreerde geluid en het trigeluid gelden uiteraard ook voor de zeehond, met dit verschil dat de effecten over de afstand beperkter zullen zijn.

5.2.1.3 De invloed op het gedrag van zeehond onderwater

De verzwakking van het geluid gewogen voor zeehond laat zien dat zeehonden het trigeluid onderwater op grote afstanden van de bron (10-30 km) kunnen waarnemen (Figuur 30) en dat dit mogelijk een invloed heeft op de bewegingen van en naar de rustplaatsen in de Waddenzee. Onderzoek naar maskerende effecten van laagfrequente tonen (Southall et al., 1999) toonde aan, dat zeehonden moeite hebben met het detecteren van ruis-gemaskeerde tonen tussen 200 tot 2500 Hz. Gelet op het feit, dat de energie van de trilhamer in dit bereik piekt en een ruisachtige dichtheid heeft, veroorzaakt het trigeluid voor zeehonden mogelijk maskering van de vocale communicatie in het gemeten testbereik tot 1600 m.

5.2.2 De effecten op bruinvis

5.2.2.1 TTS-bereik voor bruinvis

De ongewogen SEL_{cum} uitkomsten laten zien, dat de TTS-drempelwaarde voor bruinvis volgens Kastelein et al. 2012 en Verboom et al., 2012 van 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ in de gemeten blootstelling tot 850 m bereikt wordt (Figuur 30). Uit de planning van de inrichting van MZI's in de Waddenzee in 2011 bleek, dat tenminste twee constructiebedrijven (Klein Wieringen, Hippolytushoef en Timmerman Waterwerken, Yerseke) op een locatie actief kunnen zijn. Wanneer er twee hamers op een MZI-locatie actief zouden zijn neemt het cumulatieve geluidsniveau door verlenging van de trilperiode en/of gelijktijdig bedrijf met een factor 2 toe. Onder die conditie wordt TTS tot de grootst gemeten afstand van de trilhamer (1600 m) bereikt (Figuur 30). De vergelijking van gewogen en ongewogen uitkomsten voor TTS in bruinvis (Figuur 33) levert een marginaal verschil (tot 850 m ongewogen en tot 900 m gewogen) en toont aan, dat het gebruik van de TTS-referentie (4 kHz octaafband witte ruis) op basis van de energie-inhoud correct is.

Kastelein et al., 2012a stelde een TTS van 4 dB in bruinvis vast bij een blootstelling van 15 minuten met 4 kHz 1-octaf gecentreerde witte ruis bij een SEL_{cum} van 166 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, waarbij de hersteltijd, naar de oorspronkelijke gehoorgevoeligheid 4 minuten bedroeg. Het lijkt onwaarschijnlijk dat een tweede paalanker op een locatie binnen 5 minuten te plaatsen is. De meest extreme trilduur (186 s) is nog een factor 5 korter dan de tijd waarbij een TTS van 4 dB optrad en de geschatte stilteperiode tussen twee trilhameracties is langer dan de tijd die

bruinvissen nodig hadden om te herstellen van TTS. De tijdsfactoren van het trilgeluid zijn dus gunstiger dan de omstandigheden waarbij een TTS van 4 dB werd vastgesteld. De stilteperiode tussen twee trilhameracties is in deze gesimuleerde opzet niet bepaald. Meerdere trilhamera's op een locatie zouden de stilteperiode kunnen verkorten tot < 4 minuten en dan bestaat de kans, dat bruinvissen volgens Kastelein et al., 2012a niet volledig herstellen. De trilsessies (D0, E0 en F0), waarbij er nauwelijks geluid werd geproduceerd zijn kennelijk reële omstandigheden voor de aanleg van paalankers, zelfs op de MZI-locatie Vogelzand, die gekozen werd vanwege de harde bodemstructuur. Deze gevallen zijn in de resultaten van dit onderzoek echter niet meegewogen. De uitkomsten van TTS-onderzoek met impulsachtig geluid van airguns leverde afwijkende uitkomsten (Lucke et al., 2009). Lucke et al., 2009 stelde bij 4 kHz een TTS-drempel in bruinvis vast na een blootstelling aan enkelvoudige impulsen van een seismische airgun van 202 dB_{peak to peak} re μPa^2 bij een SEL van 163 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. TTS bij deze enkelvoudige belastingen liepen op tot 15 dB, terwijl er bij een SEL van 145 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ gedragsbeïnvloeding optrad en het dier sterk reageerde op het impulsieve geluid. Kastelein et al., 2011b vond bij een 120 min durende blootstelling van heigeluid transiënts (173 slagen/min) bij een cumulatieve SEL van 158 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ geen TTS, terwijl de 1-octaf gecentreerde 4 kHz witte ruis van 158 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ 5 dB TTS in hetzelfde dier veroorzaakte. Hieruit blijkt, dat tijdsbepalende elementen in de karakteristiek van het geluid in belangrijke mate bepalend zijn voor het veroorzaken van TTS. Kastelein et al., 2012a en b constateerde bovendien, dat de rol van het geluidsniveau t.o.v.de blootstellingsduur ongelijk is en leverde per combinatie verschillende TTS-uitkomsten.

Samenvattend moeten de uitkomsten van het TTS-belaste bereik met voorzichtigheid gebruikt worden. De gegeven gewogen referentiewaarden voor TTS en de gemeten waarden van het geluid van de trilhamer zijn niet onder gelijke condities bepaald en gebaseerd op een enkele gerehabiliteerde gestrande bruinvis. Maar ondanks deze beperking, zal de geteste norm een nauwkeuriger onderbouwing zijn dan de geëxtrapoleerde berekende achtergrond uit het verleden (Prins et al., 2008, Tabel 1).

5.2.3 De invloed op het gedrag van bruinvis

Op grond van de referentiecriteriën van 110 dB re 1 μPa^2 is er onder de gemeten omstandigheden invloed op het gedrag van bruinvis tot 10 km van de trilhamer te verwachten (Figuur 32). Deze maat is vanwege de grillige bodemcontouren in de Waddenzee moeilijk houdbaar als uniforme maat en dit bereik is slechts een theoretische indicatieve vector bepaald op de locatie Vogelzand. Opvallend is dat overeenkomstige afstanden ook voor heigeluid van windmolenparken op de Noordzee zijn gevonden (de Jong et al., 2007; de Haan et al., 2007; Tougaard et al., 2003) en dat het relatief lagere geluidsniveau van de trilhamer in ondieper water, op de locatie Vogelzand overeenkomt met de reikwijdte van impulsgeluiden op dieper water op de Noordzee. Tijdens de constructie van windmolenparken op de Noordzee is bij vliegtuigobservaties vastgesteld, dat het gedrag van bruinvissen op grote afstand van de hei-locatie werd beïnvloed (Tougaard et al., 2003) en dat in geval van de aanleg van paalankers voor MZI's gedragsbeïnvloeding op grote afstand mogelijk is. Echter het reactiebereik is gekoppeld aan de locatie Vogelzand en de gemeten afstand is een globale vector, die in de Waddenzee, gegeven de grillige bodemstructuren van ondieptes van zandplaten en nauwe geulen, per locatie anders zal zijn. Er is weinig bekend over het gebruik van de Waddenzee door de bruinvis, en er kan niet voorspeld worden of de locatie van de MZI's en een gelijktijdige aanleg op meerdere plekken in de Waddenzee problemen zullen opleveren voor bruinvis. Gelet op de berekende reikwijdte van 10-30 km verdient het wel de aanbeveling MZI's in de routes naar open zee niet gelijktijdig aan te leggen, zodat bruinvissen de mogelijkheid hebben minder belast gebied te bereiken en/of de afstand tot de belaste zones te vergroten. De spectrale geluidsniveaus gemeten op een afstand

van 1600 m (Figuur 25) tonen aan, dat het geluid van de trilhamer ruim boven de Knudsen "sea state" 4-lijn ligt en dat maskering van de trilhamer onder die conditie pas bij ≥ 4000 m zal optreden. Omdat de energie van de trilhamer in een hoger frequentiebereik ligt dan de gemiddelde scheepvaart volgens de Wenz-krommes (Figuur 2) zal het geluid van de trilhamer niet door scheepvaart gemaskeerd worden. Het geluid van de trilhamer bezit vrijwel geen energieaandelen in de gemeten frequentiebanden tot 100 kHz. Het is dan ook onwaarschijnlijk, dat de echolocatiesonar-frequentie van de bruinvis (130 kHz) gemaskeerd wordt door het trilgeluid.

Samenvattend moet de uitkomst voor de reikwijdte van de trilhamer en het berekende bereik voor gedragsinvloed op zeehond en bruinvis met voorzichtigheid gebruikt worden. De criteria komen voort uit proeven met slechts drie gestrande gerehabiliteerde bruinvissen (Kastelein et al., 2005 en 2008a en c) en de vrijheid van de dieren tijdens de testen was beperkt. Het gedrag van bruinvissen in de vrije natuur wordt, zoals eerder aangegeven in sectie 1.4.4, bepaald door een complexe combinatie van factoren en omstandigheden, zoals de beschikbaarheid van voedsel, seizoensgebonden conditie en sociale omstandigheden. De dieren nemen op grond van de veranderlijke omstandigheden mogelijk geen eenduidige beslissingen op verstoringen door geluid.

5.3 Mitigerende maatregelen en alternatieven om de reikwijdte te beperken

5.3.1 Toepassing van een ADD (Acoustic Deterrent Device)

De toepassing van een ADD onderwateralarm of pinger (een klein autonome onderwateralarm toegepast voor het reduceren van bijvangst van bruinvissen in staande netten) is een eenvoudige maatregel om zeehonden en bruinvissen voorafgaand aan het activeren van de trilhamer te alarmeren. De methode is praktisch eenvoudig te realiseren en levert geen beperkingen op voor de triloperatie. Ultrasonische pingers van het type Aquamark 100 (Larsen & Krog, 2007) hebben, afhankelijk van de omstandigheden een bereik van ca. 300-600 m. Wanneer dit type pinger 15 minuten voor het trillen van een eerste paal op een locatie geactiveerd wordt, zullen bruinvissen de gelegenheid hebben de zone < 850 m rond de trilhamer te verlaten. Voor elke MZI-locatie is er een toegevoegd geluid van 15 minuten, maar deze heeft t.o.v. de belasting van de trilhamer een relatief beperkte bijdrage.

5.3.2 Beperking van de impact van het geluid van de trilhamer

Los van een eventuele analyse van de ruimtelijke omvang van het belaste gebied en de verspreiding van zeehonden en bruinvissen zijn er alternatieven mogelijk om de geluidsbelasting te reduceren. De meest ideale oplossing zou zijn een methode, waarbij er vrijwel geen geluidsoontwikkeling is en waarbij het paalanker hydraulisch in de bodem gedrukt wordt in plaats van getrild. Deze methode is in technische zin beschikbaar ("Silent piler", Gebr. van 't Hek) en wordt ondermeer ingezet bij aanleg van damwanden bij monumentale panden en locaties waar de geluidsemisatie minimaal dient te zijn, zoals bij ziekenhuizen.

Andere mogelijkheden voor het verminderen van het belaste bereik zijn:

- 1) Reductie van de trilfrequentie;
- 2) Toepassing van een variabel moment geregelde trilhamer;
- 3) Afscherming van het trilgeluid d.m.v. een gordijn van luchtballen.

5.3.2.1 Aanpassingen van de trilhamer

Aanpassingen aan de trilhamer leveren geen beperkingen op het trilbedrijf en zijn eenvoudig te realiseren. Er zijn technische verbeteringen te behalen bij de keuze van de trilhamer. Een trilhamer met een automatische vermogensregeling, zoals de PVE 24 VM levert een geleidelijke opbouw van het koppel, waardoor ook het ontwikkelde geluid geleidelijker aanzwelt met minder sterke impulsen bij activatie. Dit levert minder impact voor doelsoorten in een kort bereik van de trilhamer. Er zou een verband kunnen zijn tussen de trilfrequentie van 35 Hz en de piek van de energie tussen 1 en 4 kHz. Aannemende, dat deze piek niet hoofdzakelijk ontstaat door de resonanties van het paalanker, zou een verlaging van de trilfrequentie ook een verschuiving van de energiepiek naar het laagfrequentere deel van het spectrum, waar de doelsoorten minder gevoelig zijn. Er zou dus in plaats van verhoging juist gestreefd moeten worden naar een verlaging van de trilfrequentie, bv. met een factor 2. De triltijd zal daardoor mogelijk toe kunnen nemen, maar daar lijkt t.o.v. de blootstellingsduur van het referentiegeluid van 15 minuten wel ruimte te zijn en de trilperiodes zijn relatief kort (gemiddeld 39.5 tot 46.1 s). Een nadeel van dit alternatief is dat het niet duidelijk is of de hoogfrequente bijproducten van de trilhamer daadwerkelijk afnemen en een vervolgmeting conform de proefmeting in de Oosterschelde noodzakelijk is.

5.3.2.2 Afscherming door een gordijn van luchtbellen

De toepassing van een gordijn van luchtbellen is een manier om de reikwijdte van het geluid tijdens hei-operaties te beperken en de effecten op de afstand werden onderzocht (Longmuir & Lively, 2001; Lucke et al., 2011). Deze methode voorziet in een luchtslang voorzien van gaten, die over de bodem rond de trilpositie wordt uitgelegd. Een deel van het geluid wordt gereflecteerd door dit luchtgordijn en kan zich niet in de afgeschermd richting ten volle voortplanten.

Omdat met deze methode een sterke reductie van het belaste gebied mogelijk is werd onderzocht wat de invloed is op het belaste bereik. De toepassing van een afscherming van luchtbellen rond de trilpositie levert een demping van 14 dB piek/piek, overeenkomend met 9.5 dB rms (Lucke et al., 2011). Würsig et al., 2000 bereikte met een gordijn van luchtbellen een verzwakking van 3 tot 5 dB bij een radius van 25 m van de paal.

Het is echter de vraag of de efficiëntie van de afscherming met luchtbellen onder de heersende tijdstromen in de Waddenzee houdbaar zal zijn en of de aangenomen demping van 9.5 dB onder deze condities gehaald zal worden. Wanneer de efficiëntie een factor 2 zou afnemen wordt de verzwakking gereduceerd tot 6.5 dB. Voor bruinvis levert dat een reductie van het TTS-belaste bereik van 850 naar 400 m (Figuur 30). De invloed van afscherming met lucht uitgaande van 6.5 dB levert ook een sterke reductie van het bereik waar een reactie op het gedrag te verwachten is voor zeehond (Figuur 32) neemt het bereik van 10 tot 30 km af naar 2 tot 18 km. Voor bruinvis (Figuur 32) levert dit een afname van 20 naar 5 km.

6 Conclusie

Karakteristiek van het trilgeluid

- Het trilgeluid is een ratelend geluid met vibraties van 30 tot 35 keer per seconde. Het geluid zwelt niet langzaam aan, maar is vrijwel direct op volle sterkte;
- De tijd van het in- of uittrillen was sterk wisselend en was meestal < 1 minuut en incidenteel 3 minuten;
- Factoren, die bepalend zijn voor de effecten op zeezoogdieren (het geluidsniveau en de trilperiode) varieerden sterk onder invloed van de trilpositie. Op de locatie Vogelzand, die

gekozen werd vanwege een harde bodemstructuur, kwamen ook zachtere plekken voor waar het trillen zeer kort duurde en de geluidsniveaus zeer laag waren;

- Vanwege deze sterke variaties heeft het geluid een sterk wisselende reikwijdte en zijn de effecten op zeezoogdieren niet in een enkele waarde uit te drukken;
- Het geluid verzwakte matig over de gemeten afstand en werd op de grootste gemeten afstand (1600 m) niet gemaskeerd door de achtergrondruis en ook niet bij een verhoging van dit ruisniveau overeenkomend met de condities bij windkracht 4 Bft;
- Het geluid van de trilhamer wordt vanwege het hoge aandeel van energie in de middenfrequenties niet gemaskeerd door de in de Waddenzee voorkomende scheepvaart;
- Alleen de bijproducten van de trilfrequentie van 1 tot 20 kHz zijn hoorbaar voor zeehond en bruinvis.

Effecten op zeehonden

- Bovenwater is de invloed van de trilhamer nihil. Alleen in het korte bereik van 25 m van de trilhamer een effect op het gedrag te verwachten;
- Onderwater wordt TTS tot 100 m van de trilhamer bereikt en is er onder de gemeten omstandigheden ≥ 10 km invloed op het gedrag mogelijk;
- Tweevoudig trilbedrijf heeft op het TTS-bereik voor zeehond geen meetbaar effect.

Effecten op bruinvis

- Het trilgeluid veroorzaakt geen permanente gehoorbeschadiging (PTS);
- TTS wordt tot 850 m van de trilhamer bereikt en is er onder de gemeten condities tot 10 km invloed op het gedrag mogelijk;
- Bij tweevoudig trilbedrijf wordt over het meetbereik (tot 1600 m) TTS bereikt.

6.1 Aanbevelingen

- Een ruimtelijke analyse van het beïnvloedingsgebied rekening houdend met de schaalvergroting van MZI's in de Waddenzee en afgezet tegen de verspreiding van zeehonden in de Waddenzee (van de verspreiding van bruinvissen in de Waddenzee is weinig bekend);
- De agenda van het trilbedrijf per locatie dusdanig inrichten, dat meervoudig trilbedrijf niet voorkomt en de routes van zeehonden van en naar rustplekken niet afgesloten worden;
- De triltijd zou bij het uittrillen aan het eind van het seizoen aanzienlijk kunnen toenemen door verkleving van het paalanker in het sediment. Het verdient dan ook aanbeveling om deze tijd tijdens het ruimen van de MZI in het veld te meten, zodat een beeld ontstaat hoe de tijdsbelasting zich verhoudt tot de gemeten waarden;
- Omdat het trilgeluid vrijwel direct op volle sterkte is, is de toepassing van een ADD \approx Acoustic Deterrent Device (onderwater alarm of pinger) 15 minuten voor de eerste trilactie op een locatie aan te bevelen en een eenvoudig te realiseren maatregel. Bruinvissen en zeehonden hebben dan voldoende tijd de zone van < 850 m te verlaten;
- Alternatieven om de impact en reikwijdte van het geluid te reduceren zijn:
 - Het gebruik van methode waarbij, het paalanker hydraulisch in de bodem gedrukt wordt en behoudens het geringe aandeel van het aggregaat geen geluid ontwikkeld wordt. Het verlagen van de trilfrequentie en/of de trilenergie, waardoor de frequentie van de piek van de trilenergie verlaagd/verschoven wordt naar het frequentiebereik waar zeehonden en bruinvissen minder gevoelig zijn;
 - Het toepassen van een trilhamer met een variabele instelling van het trilvermogen (VM \approx Variabel Moment) zorgt voor een geleidelijke toename van het geluid van de trilhamer;

- De toepassing van een luchtgordijn rond de trilhaarmer, waarmee de reikwijdte van het TTS-belaste gebied aanzienlijk beperkt kan worden (TTS-bereik voor bruinvis van 850 naar 400 m);
- TTS-onderzoek met dit type geluid op zeehond en bruinvis volgens methode Kastelein et al., 2012a en b).

Voorbehoud bij de conclusies

De toetsing van TTS en het belaste bereik is gebaseerd op een continu type geluid van 4 kHz 1-octaaftband gecentreerde witte ruis. De vergelijking is niet dekkend, de piek van de energie ligt weliswaar ook rond de 4 kHz, maar het spectrum is minder dicht dan dat van witte ruis en bovendien bevat het trigeluid ook impulsachtige kenmerken.

De TTS-criteria, bepaald uit Kastelein et al., 2012a en b, zijn het resultaat van proeven met een enkele bruinvis en twee zeehonden en het aantal geteste dieren is dus beperkt, waardoor de uitkomsten voor het TTS-bereik met voorzichtigheid gebruikt moeten worden. De gerapporteerde resultaten zijn sterk verbonden met de fysische schaal van de aanleg, de heersende waterdiepte en de propagatie-omstandigheden op de locatie Vogelzand (10 tot 14 m).

7 Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Vis over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

8 Literatuur

- Bethke, K., 2010. Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld "Alpha Ventus". ITAP (Institut für technische und angewandte Physik GmbH) report.
- Jong de, C. A. F., & Ainslie, M. A. 2008. *Proc. ECUA 2008 (Acoustics'08)*. Paris, 1-6. 'Underwater radiated noise due to the piling for the Q7 Offshore Wind Park'.
- Design Response of Weighting Networks for Acoustical Measurements, American National Standard, ANSI S1.42-2001.
- Dudzinski, K. M., Douaze, E., Thomas, J. 2002. Communication. In Perrin, W. F., Würsig, B., Thewissen, H. C. M. eds) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, Inc.
- Dolat, S. W. 1997. Acoustic measurements during the Baldwin Bridge Demolition (final, dated March 14, 1997). Prepared for White Oak Construction by Sonalysts, Inc., Waterford, CT/34 pp+appendices.
- Finneran, J. J., Carder, D. A., Schlundt, C. E., Ridgway, S. H. 2005 Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *J. Acoustical Society of America* Am. 118 (2696-2705).
- Greene, C. R. J., Blackwell, S. J. 2007. Sounds and Vibrations during the initial construction of a gravel island in the frozen Beaufort Sea. *J. Acoustical Society of America*.
- Haan, de D., Burggraaf, D., Ybema, S., HilleRisLambers, R. 2008. Underwater sound emissions en effects of the pile driving of the OWEZ windfarm facility near Egmond aan Zee (Tconstruct). IMARES report C106/07. OWEZ_R_251_Tc20070327.
- Harris, C. M. 1998. *Handbook of acoustical measurements and noise control* (3rd ed.). Huntington, NY: Acoustical Society of America.
- Jong, de C. A. F., Ainslie, M. A., Blacquière, G. 2011. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part II: procedures for measuring underwater noise in connection with offshore wind farm licensing.
- Kastak, D., Southall, B. L., Holt, M. M., Kastak, C., R., & Schusterman, R. J. 2004. Noise-induced temporary threshold shift in pinnipeds: Effects of noise energy. *Journal of the Acoustical Society of America*, 116 (4, pt. 2), 2046.
- Kastelein, R. A., Goodson, A. D., Lien, J. en Haan, D. de. 1995. The effects of acoustic alarms on Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) behaviour. In: *Harbour porpoises - laboratory studies to reduce bycatch*. Eds.: Nachtigall, P. E., Lien, J., Au, W. W. L. en Read, A. J. De Spil Publ., Woerden, 1995, pp. 157-168.
- Kastelein, R. A., Haan, D. de, Goodson, A. D., Staal, C. en Vaughan, N. 1997. The effects of various sounds on a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). In: *The biology of the harbour porpoise*/ed. Read, A.J., Wiepkema, P.R. en Nachtigall, P.E. pp. 367-383.
- Kastelein, R. A., Rippe, H. T., Vaughan, N., Schooneman, N. M., Verboom, W. C., Haan, D. de. 2000. The effects of acoustic alarms on the behavior of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Marine Mammal Science*, 16(1): 46-64.
- Kastelein, R. A., Haan, D. de, Vaughan, N., Staal, C., Schooneman, N. M. 2001. The influence of three acoustic alarms on the behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Marine Environmental Research*, 52, 351-371, 2001.
- Kastelein, R. A., Bunskoek, P., Hagedoorn, M., Au, W. W. L. en Haan, D. de. 2002. Audiogram of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated sounds. *Journal of the Acoustical Society of America*, 112, 334-344.
- Kastelein, R. A., Verboom, W. C., Muijsers, M, Jennings, N. V. en van der Heul, S. 2005. The influence of acoustic emissions for underwater data transmission on the behavior of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Marine Environmental Research* 59, 287-307.

- Kastelein, R. A., Heul, S. van der, Verboom, W. C., Triesscheijn, R. J. V., Jennings, N. V. 2006a. The influence of underwater data transmission sounds on the displacement behavior of captive harbor seals (*Phoca vitulina*). Elsevier, Marine Environmental Research 61. 2006. 19-39.
- Kastelein, R. A., Van der Heul, S., Terhune, J. M., Verboom, W. C. en Triesscheijn, R. J. V. 2006b. Deterring effects of 8-45 kHz tone pulses on harbour seals (*Phoca vitulina*) in a large pool. Marine Environmental Research 62, 356-373.
- Kastelein, R. A., Verboom, W. C., Jennings, N., Haan, D. de. 2008a. Behavioural avoidance threshold of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for a continuous 50 kHz pure tone (L). Journal of the Acoustical Society of America, 123, 1858-1861.
- Kastelein, R. A., Verboom, W. C., Jennings, N., de Haan, D., van der Heul, S. 2008b. The influence of 70 and 120 kHz tonal signals on the behavior of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. Marine Environmental Research (66) 319 – 326.
- Kastelein, R. A., Verboom, W. C., Terhune, J. 2009a. Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). Journal of the Acoustical Society of America, Volume 125, Issue 2, 1222-1229.
- Kastelein, R. A., Wensveen, P. J., Hoek, L. 2009b. Underwater hearing sensitivity of a harbor seal (*Phoca vitulina*) for narrow noise bands between 0.2 and 80 kHz. J.A.S.A. 126, 476-483.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., Jennings, N. V., Jong, de C. A. F., Terhune, J. M., Dielman, M. 2010. Acoustic Mitigation Devices (AMDs) to deter marine mammals from pile driving areas at sea: audibility & behavioural response of a harbour porpoise & harbour seals. Cowrie ref: SEAMAND-09/SEAMARCO Ref:2010/03/.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., Wensveen, P. J., Terhune, J. M. en de Jong, C. A. F. 2010a. The effect of signal duration on the underwater detection of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. J.A.S.A. 128, 3211-3222.
- Kastelein, R. A., Hoek, L., de Jong, C. A. F., Wensveen, P. J. 2010b. The effect of signal duration on the underwater hearing thresholds of two harbor seals (*Phoco vitulina*) for single tonal signals between 0.2 and 40 kHz. J.A.S.A. 127, 1135-1148.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L., Olthuis, J. 2011b. An attempt to cause temporary hearing threshold shift in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) by exposure to playbacks of pile driving sounds. SEAMARCO report 2011/01, April 2011.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Hoek, L., Olthuis, J. 2012a. Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. J.A.S.A. 135, November 2012, 3525-3537.
- Kastelein, R. A., Gransier, R., Macleod, A., Hoek, L. 2012b. Temporary hearing threshold shifts and recovery in harbor seals (*Phoca vitula*) after octave-band noise exposure at 4 kHz. J.A.S.A. 132, October 2012, 3525-3537.
- Knudsen, V. O., Alford R. S. en Emling, J. W., Underwater ambient noise, *Journal of Marine Research*, 7, 410, 1948.
- Larssen, F. en Krog, G. 2007. Fishery trials with increased pinger spacing. Paper SC/59/SMT2. Paper presented to the IWC Scientific Committee May 2007, Anchorage USA, unpublished 8 pp.
- Longmuir, C. en Lively, T. 2001. Bubble curtain systems for use during marine pile driving. Report by Fraser River Pile & Dredge Ltd., New Westminster, British Columbia. 9 pp.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P. A., Blanchet, M. A. 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. J Acoust Soc Am 125:4060-4070.
- Lucke, K. Lepper, P. A., Blanchet, M. A., Siebert, U. 2011. The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). Acoustical Society of America [DOI: 10.1121/1.3626123] 3406–3412.
- Nedwell, J., Edwards, B. 2002. Measurements of underwater noise in the Arun River during piling at County Wharf, Littehampton, Subacoustech Ltd: 26.

- Nedwel, J., Turnpenny, A. 2003. Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish, Red Funnel: 33.
- Prins, T. C., Twisk, F., van den Heuvel-Greve, M. J., Troost, T. A. en van Beek, J. K. L. 2008. Development of a framework for appropriate assessments of Dutch offshore wind farms. Deltares report Z4531, June 2008.
- Richardson, W. J., Green, C. R. G. jr., Malme, C. I. en Thomson, D. H. 1995. *Marine Mammals en Noise*. Academic Press, San Diego, 576 pp.
- Ridgway, S. H., Carder, D. A., Smith, R. R., Kamolnick, T., Schlundt, C. E., & Elsberry, W. R. 1997. Behavioral responses and temporary threshold shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to 1-second tones of 141-201 dB re 1 μ Pa (Technical Report #1751). San Diego: Naval Command, Control, and Ocean Surveillance Center, RDT&E Division, 27 pp.
- Rogers, P. H. en Cox, M. 1988. Underwater sound as a biological stimulus. In *Sensory Biology of Aquatic Animals* (ed. J. Atema, R. R. Fay, A. N.). Popper en W. N. Tavolga), pp. 131-149. New York: Springer.
- Schlundt, C. E., Finneran, J. J., Carder, D. A., & Ridgway, S. H. 2000. Temporary shift in masked hearing thresholds (MTTS) of bottlenose dolphins and white whales after exposure to intense tones. *Journal of the Acoustical Society of America*, 107, 3496-3508.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene Jr., Ch., Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A., & Tyack, P. L. 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria. *Aquatic Mammals* 33, 410-521.
- Southall, B. L., Schusterman, R. J., Kastak, D. 2000. Masking in three pinnipeds: Underwater, low-frequency critical ratios. *J Acoust Soc Am* 108:1322-1325.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene Jr., Ch., Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A., & Tyack, P. L. 2007. Marine Mammal Noise Exposure Criteria. *Aquatic Mammals* 33, 410-521.
- Stotz, T. en Colby, J. 2001. January dive report for Mukilteo wingwall replacement project. Washington State Ferries memorandum. 5 pp. + appendices.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Hendriksen, O. D., Skov, H. en Teilmann, J. 2003. Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoise at Horns Reef. HedeGeluidniveau (SEL)kabet, Roskilde, Denmark, pp.72.
- Verboom, W. C. 2002. Noise criteria for marine mammals. Report HAG-RPT-010120, TNO TPD Delft, The Netherlands.
- Verboom, W. C. en Kastelein, R. A. 2005. Some examples of marine mammal discomfort thresholds in relation to man-made noise. *Proceedings UDT 2005*, Amsterdam June 2005.
- Verboom, W. C., Kastelein, R. A., Jennings, N. V., 2012. Wind farms at sea, implication for the marine environment. SEAMARCO report nr. 2011-4 (version 4-28 February 2012).
- Wenz, G. 1962. Acoustic ambient noise in the Ocean: Spectra en Sources. *Journal of Acoust. Soc. Am.*, vol. 34, p. 1936.
- Wursig, B., Greene, C. R. en Jefferson, T. A. 2000. Development of an Air Bubble Curtain to Reduce Underwater Noise of Percussive Piling. *Marine Environ. Res.*, 49, 79-93.

Verantwoording

Rapport MZI-Akoestiek C140.11
Projectnummer: 4302502901


Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door twee collega-onderzoekers, Ph.D. M. Scheidat, afdeling Ecologie, als expert zeezoogdieren en Dr. A. Smaal, afdeling Delta, als expert schelpdieren, en het hoofd van de afdeling Vis van IMARES, Drs. J. H. M. Schobben.

Akkoord: Ph. D. M. Scheidat
Onderzoeker afdeling Ecologie

Handtekening: 

Datum: 6 april 2012

Akkoord: Drs. J. H. M. Schobben
Hoofd afdeling Vis

Handtekening: 

Datum: 21 december 2012

Appendix A Overzichtstabel meetresultaten

Tabel 6 Overzicht meetwaarden gesorteerd per afstand. Het filenummer loopt op als functie van de meetdatum/tijd. De groen belichte cellen zijn de metingen waarop de TTS-uitkomsten en de gedragsinvloed is bepaald. De met blauw gemerkte cellen geven de meetwaarden waar de TTS-drempel bereikt is.

De met rood gemerkte bestanden laten niet het volledige meetsignaal zien, in die gevallen viel een miniem topdeel van de geluidspiek buiten het meetbereik en is dus niet de gehele amplitude gemeten. Deze onderbelichting heeft op de lineaire schaal van de geluidsdruk in Pa (4 en 5) het grootste effect en geeft het maximale schaalbereik weer, deze uitkomsten zijn niet weergegeven. In de berekeningen op de logaritmische/energetische schaal (SEL_{cum} en SPL) is de invloed gering en is < 0.5 dB. Het diskwalificeren van deze metingen zou leiden tot onderbelichting van de effecten, waarbij de hogere meetwaarden ondervetegenwoordigd zouden zijn. Bovendien zijn deze bestanden waardevol voor de bepaling van de trilduur.

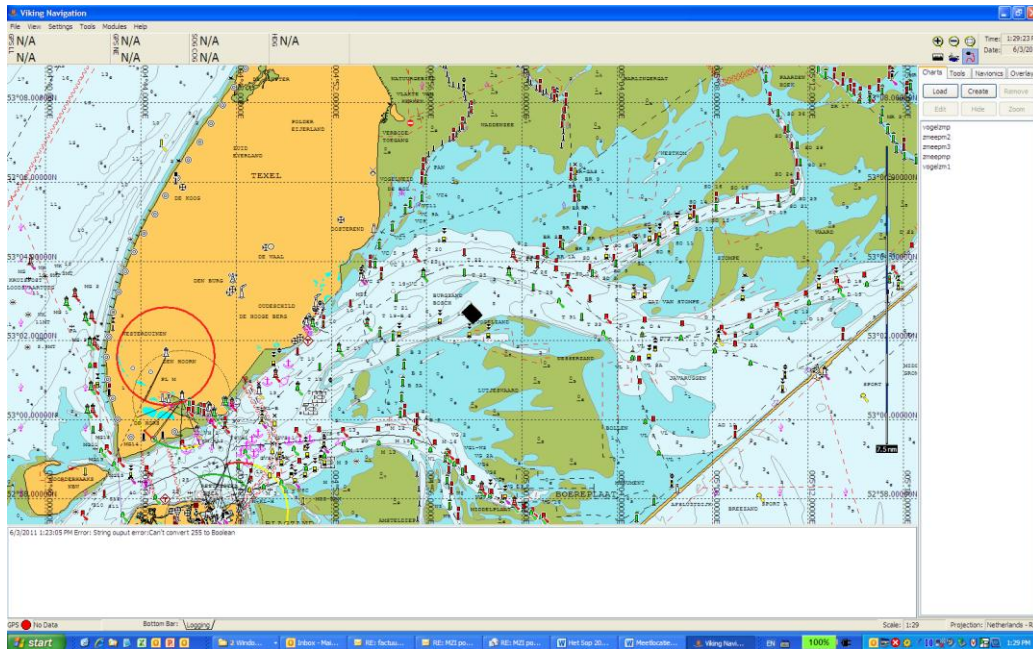
Tabelinformatie:

Kolom 6 en 7	$SEL_{max,min}$	Ongewogen hoogste en laagste waarden van SEL-uitkomsten in de trilperiode.
Kolom 8	SPL_{avg}	Ongewogen over de trilperiode gemiddelde gesommeerde geluidsniveau (SPL) van de derde-octaaftanden.
Kolom 9, 10	$SPLW_{avg}$	De gemiddelde gesommeerde uitkomst (kolom 8) na weging van de gehoorgevoeligheid van de doelsoort. Deze waarden zijn gebruikt voor de bepaling van de gedragsinvloed per soort en de achtergrond van de grafieken van Figuur 31 en 32.
Kolom 11	SEL_{cum}	Uitkomsten van de gesommeerde derde-octaaftanden vermeerderd met $10 \cdot \log(T_{triltijd})$. De derde-octaaftandwaarde is de over de trilperiode gemiddelde gesommeerde waarde van de derde-octaaftanden.
Kolom 12, 13	SEL_{wcum}	Uitkomsten van de gesommeerde derde-octaaftanden (kolom 11) na filtering van het audiogram van de doelsoort en vermeerderd met $10 \cdot \log(T_{triltijd})$. De derde-octaaftandwaarde is de over de trilperiode gemiddelde gesommeerde waarde bepaald uit de derde-octaaftanden. De uitkomsten zijn gebruikt in de grafieken van Figuur 29 en 30.

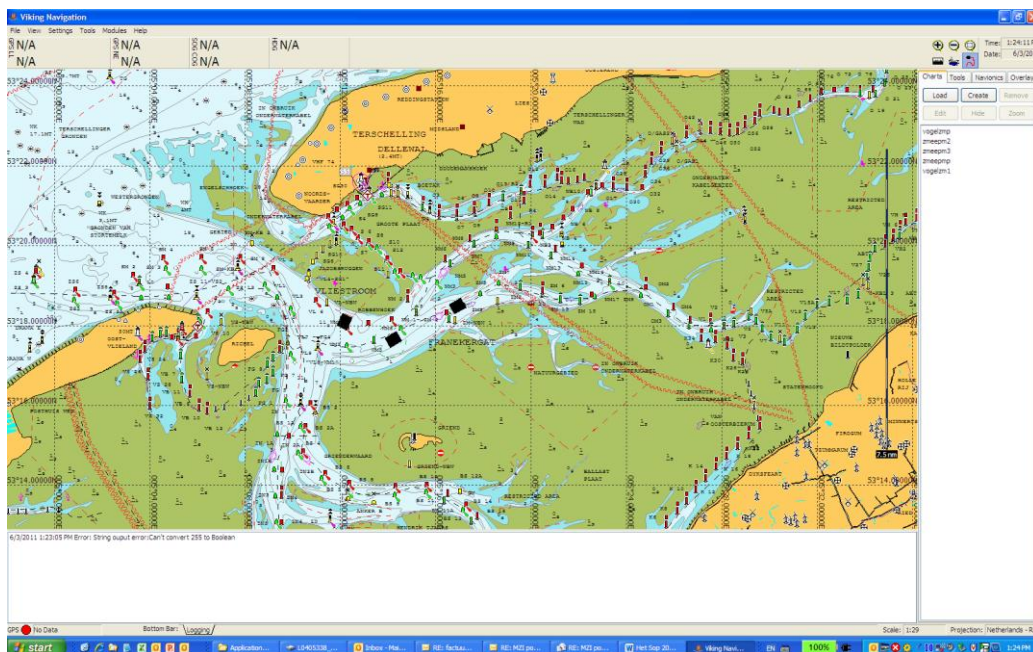
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Afstand (m)	File (nr)	Meet positie	Max + druk (Pa)	Max - druk (Pa)	SEL _{max} re dB 1 μ Pa ² s (ongew)	SEL _{min} re dB 1 μ Pa ² s (ongew)	SPL _{avg} re dB 1 μ Pa ² s (1/3 Oct ongew)	SPL _{avg} re dB 1 μ Pa ² (bruinvis gewogen)	SPL _{avg} re dB 1 μ Pa ² (zeehond gewogen)	SEL _{cum} re dB 1 μ Pa ² s (1/3 Oct ongew)	SEL _{wcum} re dB 1 μ Pa ² s (bruinvis gewogen)	SEL _{wcum} re dB 1 μ Pa ² s (zeehond gewogen)	Triltijd (s)
25	T0004	Y1	195.47	-193.81	153.45	141.83							90
	T0005	Y1	264.27	-189.51	152.33	145.33							54
	T0007	X1			158.26	147.12							79
	T0008	X1	370.05	-257.69	154.1	147.39							44
	T0011	A1	355.46	-321.35	154.81	140.48							49
	T0013	A1	391.87	-452.38	152.54	138.58							41
	50	T0014	B2	413.79	-359.60	154.11	135.32	151.18	138.66	149.78	167.62	155.10	166.2
T0015		B2	296.39	-378.10	153.06	134.74							40
T0030		K2			157.39	147.22	156.23	146.58	155.25	171.80	162.14	170.8	36
T0031		K2	381.13	-405.04	153.87	145.79							38
T0041		P2			157.65	152.31							14
T0042		P2	478.11	-433.43	153.88	149.05							40
T0052		T2			155.04	147.16							98
T0053	T2			155.85	149.00							117	
100	T0016	C4	485.11	-483.99	149.34	131.31	145.98	133.80	144.50	160.75	148.57	159.27	30
	T0017	C4	144.06	-149.79	145.70	131.46							39
	T0032	L4	382.75	-485.06	155.24	148.62	151.39	137.29	150.14	165.36	151.27	164.12	25
	T0033	L4	237.06	-204.74	149.03	136.24							46
	T0044	Q4			154.98	149.70							16
	T0045	Q4	303.12	-370.64	153.49	148.07							39
	T0054	U4			155.81	140.95							31
T0055	U4	216.39	-201.49	149.04	138.62							30	
200	T0018	D8	12.56	-22.60	125.40	121.59							37
	T0019	D8	36.42	-36.33	132.36	121.19							38
	T0020	E8	17.71	-21.53	128.63	121.78							45
	T0021	F8	117.38	-125.01	144.59	129.51							65
	T0022	G8	100.83	-86.60	140.88	133.35							33
	T0046	R8	334.49	-298.94	150.16	142.66	145.32	133.91	144.33	157.36	145.96	156.37	16
	T0047	R8	250.09	-289.83	148.55	137.70	145.97	130.48	143.23	167.64	153.16	165.90	187
T0034	M8	152.86	-153.39	148.42	142.85	143.34	132.65	142.09	157.14	146.45	155.89	24	
T0035	M8	112.38	-100.99	144.88	127.77							36	
T0056	V8	273.82	-295.44	148.60	135.27	146.23	136.52	144.99	163.22	153.51	161.98	50	
T0057	V8	181.59	-132.72	143.72	127.24							25	
400	T0023	H16	100.17	-127.54	144.77	139.21							49
	T0024	H16	69.41	-76.44	143.34	135.11							48
	T0036	N16	111.30	-124.79	143.67	133.74	142.22	130.38	140.79	157.53	145.69	156.10	34
	T0037	N16	75.15	-75.64	141.06	135.45							34
	T0048	S16	151.19	-151.71	144.82	139.91							16
T0050	A16	131.71	-151.71	143.09	137.83							24	

	T0058	W16	143.73	-129.99	144.88	129.40	142.36	133.24	141.34	156.51	147.39	155.49	26
	T0059	W16	114.92	-126.74	142.30	129.17							34
	T0066	I16	148.38	-149.16	143.38	136.95							24
	T0067	I16	63.90	-66.78	142.30	134.77							52
800	T0060	F800	109.08	-151.71	140.47	130.69	135.42	128.05	134.42	151.67	144.28	150.65	42
	T0061	F800	72.93	-65.44	136.56	128.93							82
	T0064	H800	115.25	-122.05	139.37	126.25	140.78	131.61	136.90	150.29	143.94	149.44	35
	T0065	H800	35.92	-35.89	135.28	126.90							52
1200	T0038	O1200	69.82	-65.25	138.46	132.01	137.10	120.25	131.42	153.01	136.16	147.33	39
1600	T0062	G1600	53.54	-39.42	133.06	121.08	133.59	124.06	132.69	148.50	138.97	147.60	31
	T0063	G1600	19.74	-21.56	129.21	118.59							52

Appendix B Figuren & illustraties

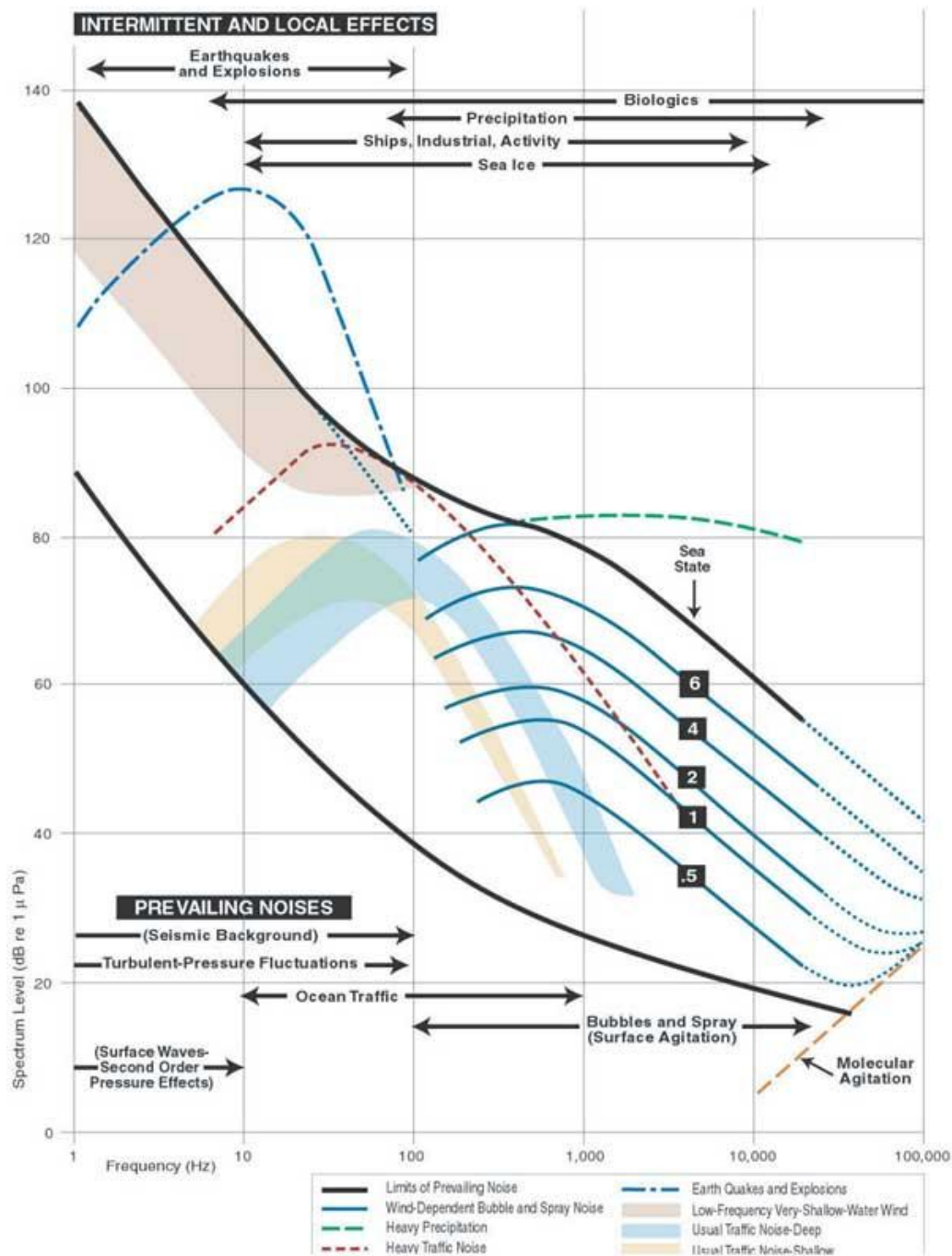


Figuur 1a Meetpositie locatie Vogelzand

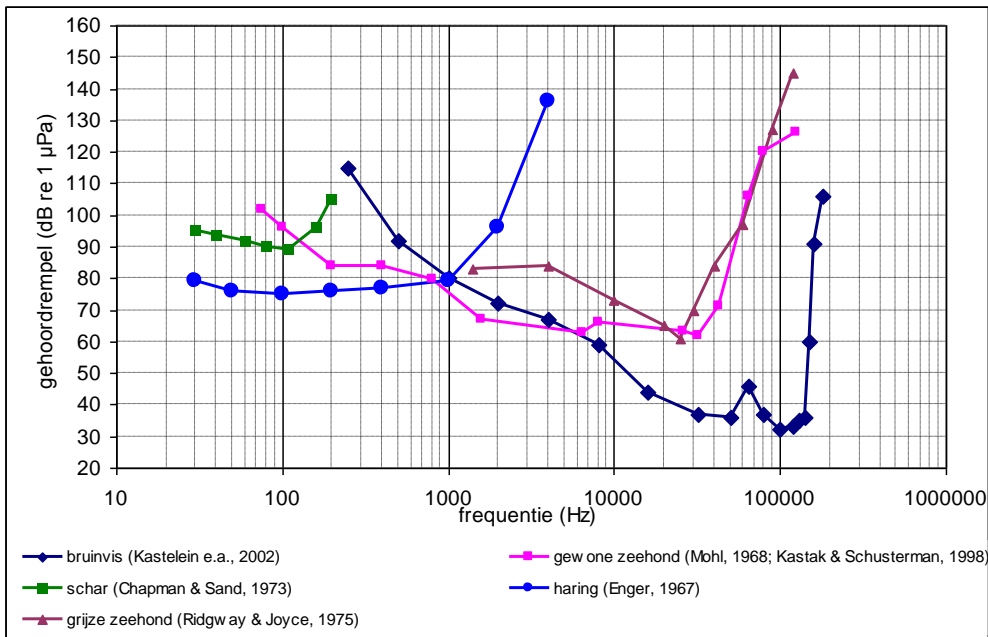


Figuur 1 b Meetpositie locatie Zuidmeep

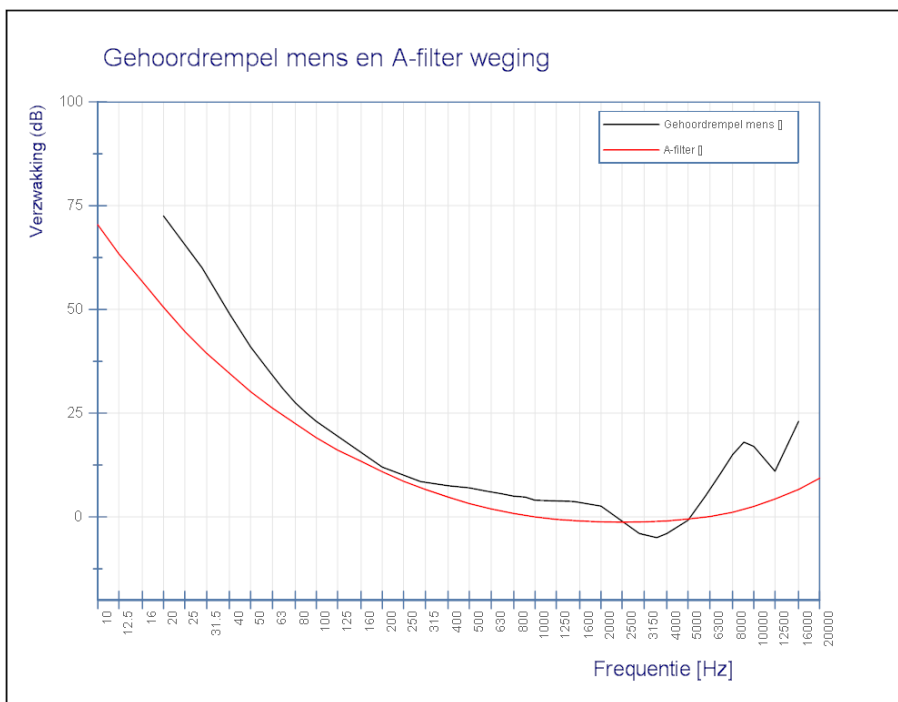
Figuur 1 Meetlocaties Vogelzand (1a) en Zuidmeep (1b). Twee optionele locaties voor metingen rond de MZI-Zuidmeep (de meest rechtse ligt tegenover de MZI, de middelste is in een ankergebied op ca. 2000 m afstand. De meest linkse locatie is het verst verwijderd en heeft de laagste impact op de bij de MZI-gelegen rustplek van zeehonden.



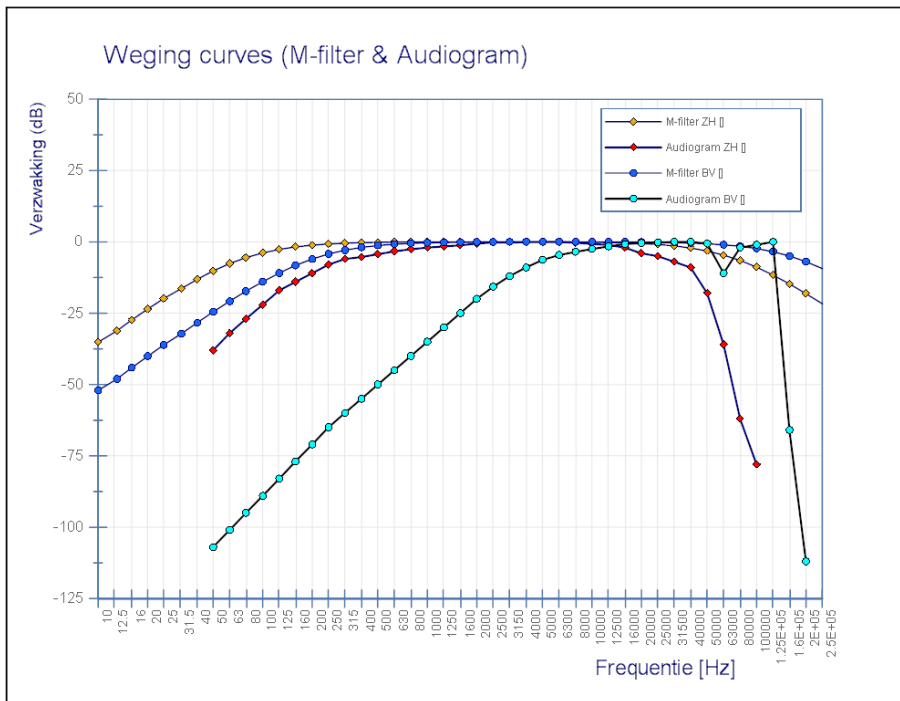
Figuur 2 Compositie van achtergrondgeluid van scheepvaart en de niveaus bij verschillende natuurlijk-bepaalde condities ("sea state" gerelateerd niveau) en de gevolgen van de combinaties van scheepvaart ("man-made noise") op het geluidsniveau volgens de Wenz-krommes (Wenz, 1962).



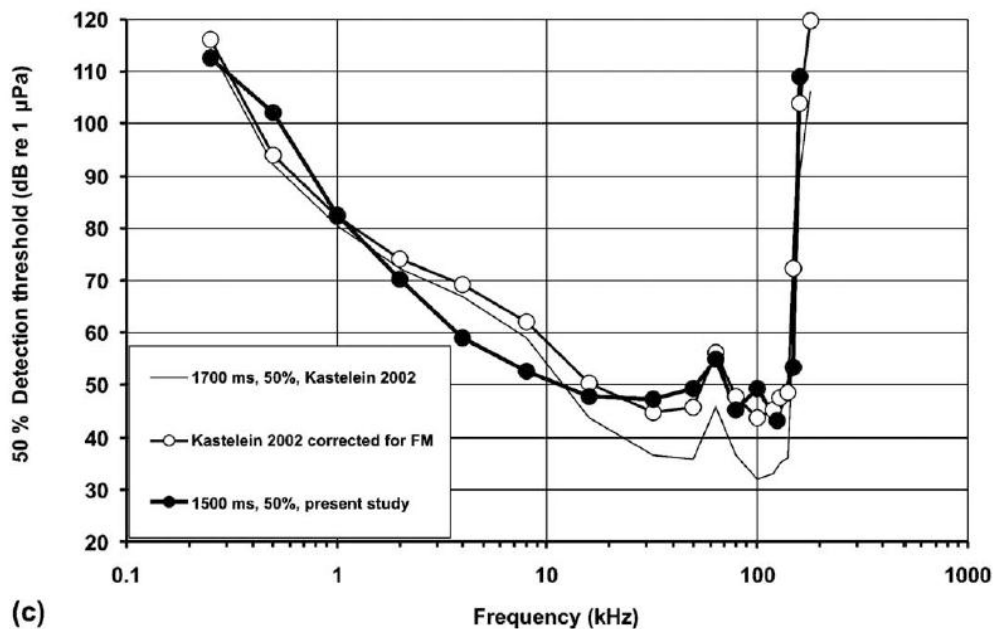
Figuur 3 Audiogrammen voor bruinvis, gewone zeehond, grijze zeehond en twee vissoorten



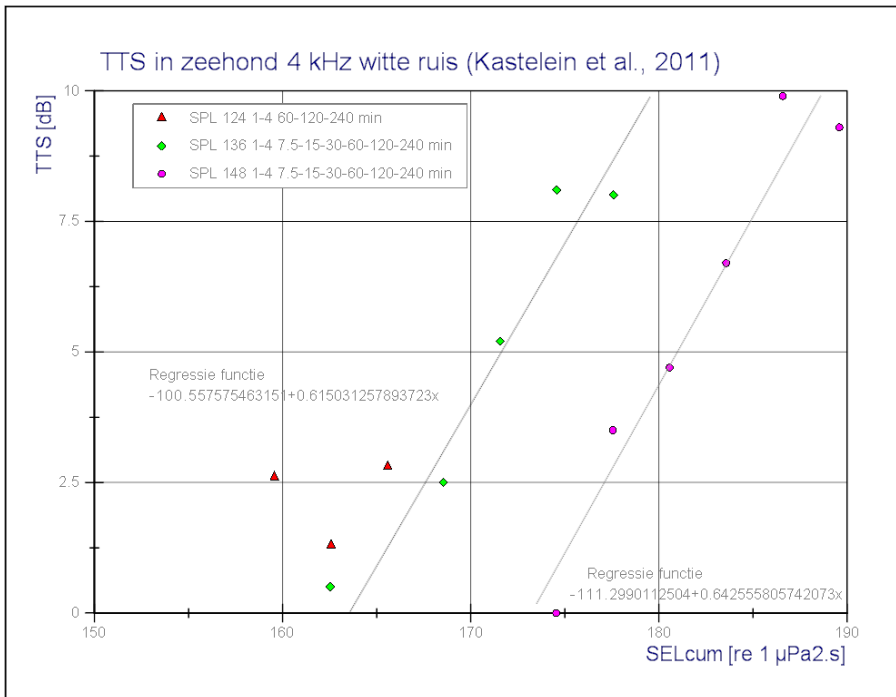
Figuur 4 Gevoeligheid van het menselijk gehoor (Bron: Handbook of Noise Control, edited by C.M. Harris, McGraw-Hill, 1979) versus de karakteristiek van de A-filter weging (Design Response of Weighting Networks for Acoustical Measurements, American National Standard, ANSI S1.42-2001).



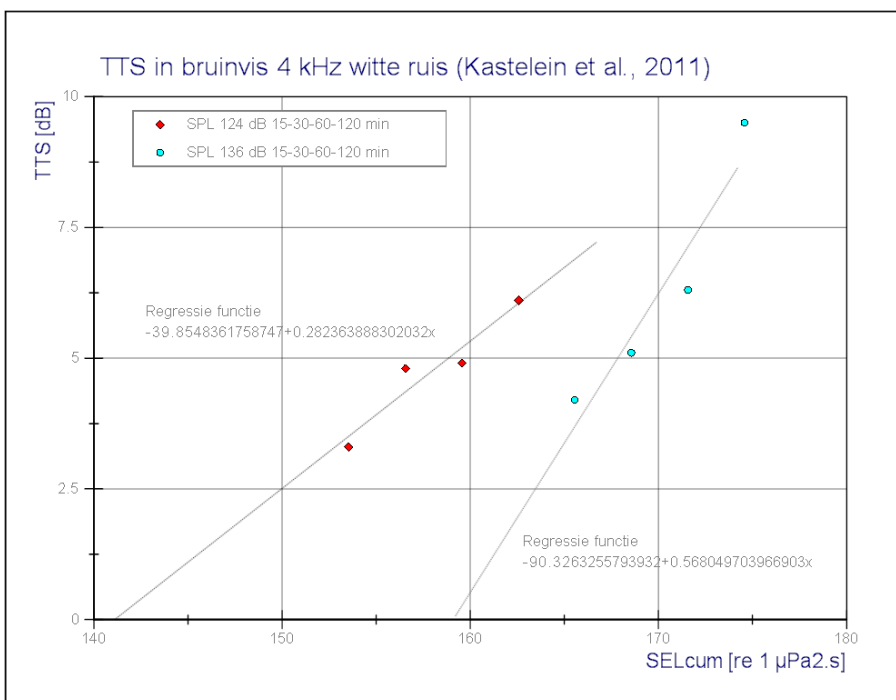
Figuur 5 Toegepaste methodes van weging volgens het M-filter (Southall et al., 2007) en de demping volgens de drempelwaarden van de gehoorgevoeligheid van zeehond en bruinvis (Kastelein et al., 2009, 2010a en b en Verboom et al., 2012).



(c) Figuur 6 Vergelijking van de recente uitkomsten voor de gehoorgevoeligheid van bruinvis volgens Kastelein et al., 2010a en de voorgaande studies, waaruit blijkt dat recente uitkomst in het bereik van 2 tot 10 kHz minder maskering heeft t.o.v de voorgaande. De recente uitkomst is gebruikt in dit onderzoek en levert voor de bruinvis-gewogen uitkomst de meest correcte uitkomst.



Figuur 7 TTS in zeehond volgens Kastelein et al., 2012b na blootstelling aan 4 kHz 1-octafgecentreerde witte ruis bij tijden van 7.5 tot 240 minuten. De berekende gradiënten leveren de drempelwaarden voor de TTS op de X-as, respectievelijk 163.5 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SPL 136 dB re 1 μPa^2) en 173.2 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SPL 148 dB re 1 μPa^2). De reeks van SPL 124 levert geen betrouwbare trend.



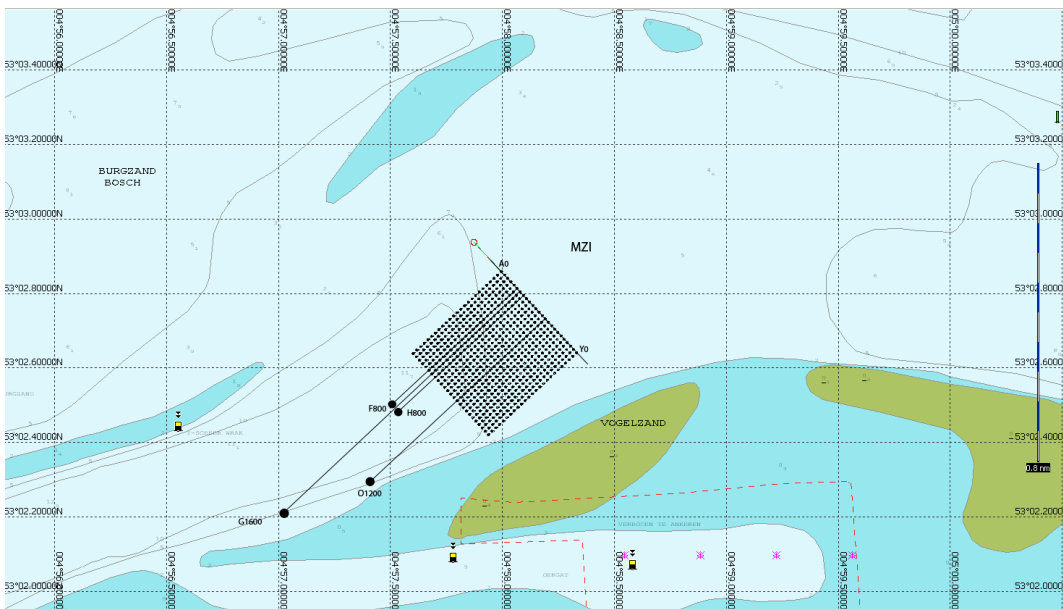
Figuur 8 TTS in bruinvis volgens Kastelein et al., 2012a na blootstelling aan 4 kHz 1-octafgecentreerde witte ruis bij oplopende tijden van 7.5 tot 240 minuten. De berekende gradiënten leveren de drempelwaarden voor de TTS op de X-as, respectievelijk 141.15 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SPL 124 dB re 1 μPa^2) en 159.01 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SPL 136 dB re 1 μPa^2).



Figuur 9 Overzicht paalanker en werkdek tijdens voorbereidingen op 6 Juni 2011 (9a), trilhamer met damwandklemmer (9b) en hydrauliekaggregaat (9c).



Figuur 10 Werkschip "Afsluitdijk" fa. Klein Wieringen tijdens het positioneren van het 20 m-paalanker.



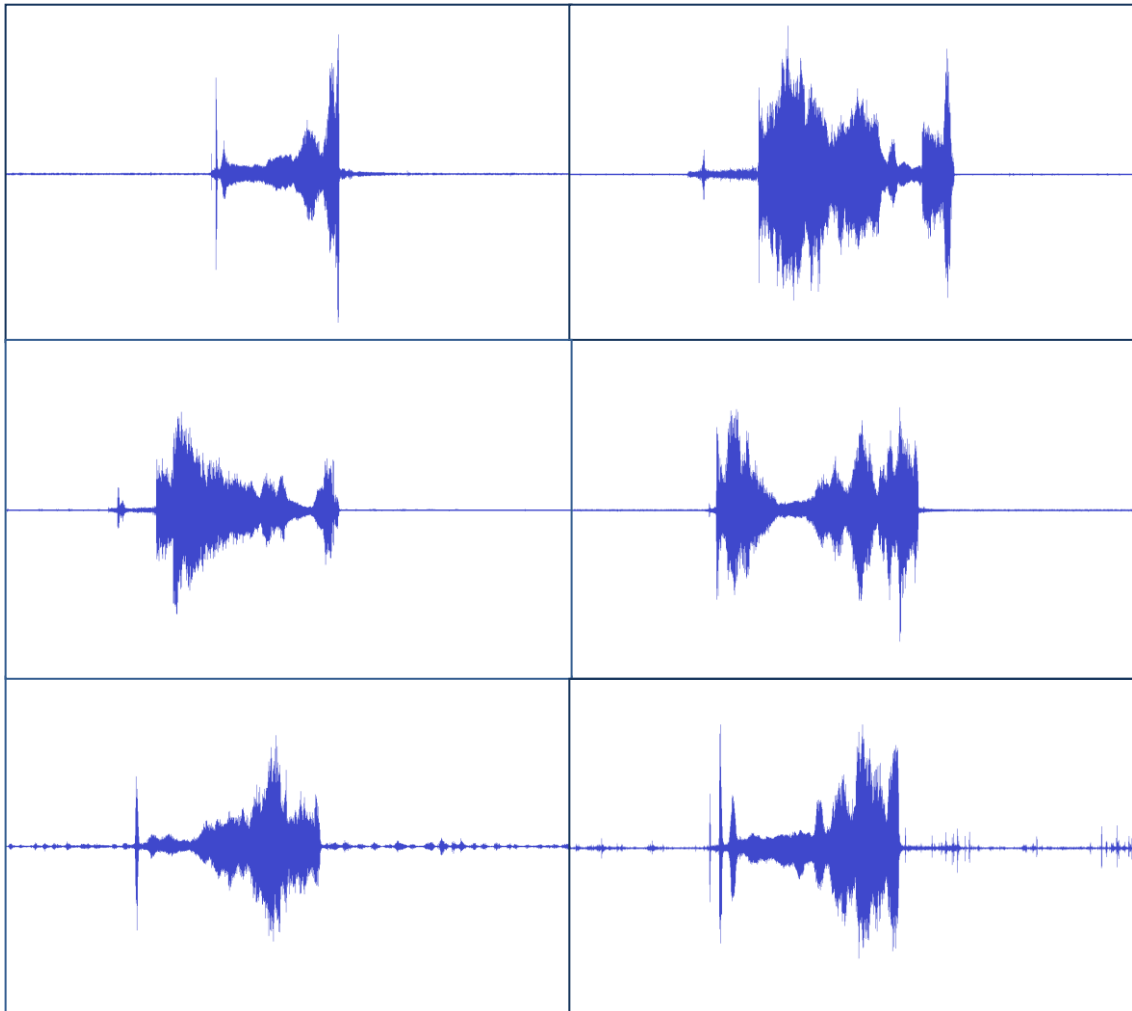
Figuur 11 Overzicht van meetlocaties ingericht op de MZI-locatie Vogelzand. Het 20 m-paalanker werd op de rij A0-Y0 geplaatst en haaks op deze rij zijn de meetlocaties geprojecteerd met een gridmaat van 25x25 m tot een afstand van 600 m. het meetbereik werd tijdens de metingen uitgebreid naar 800, 1200 en 1600 m.



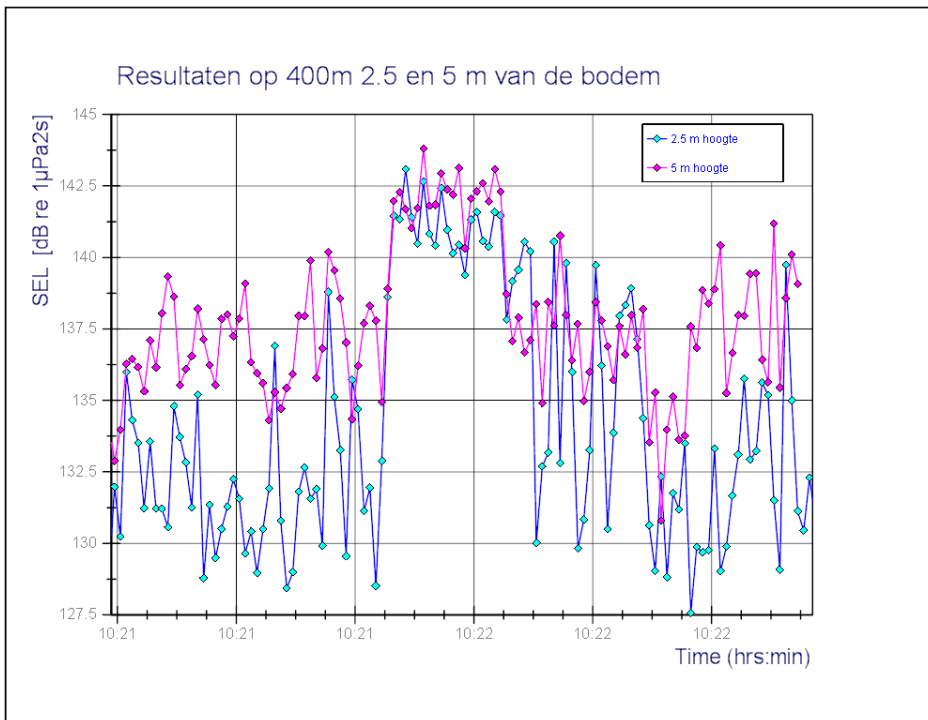
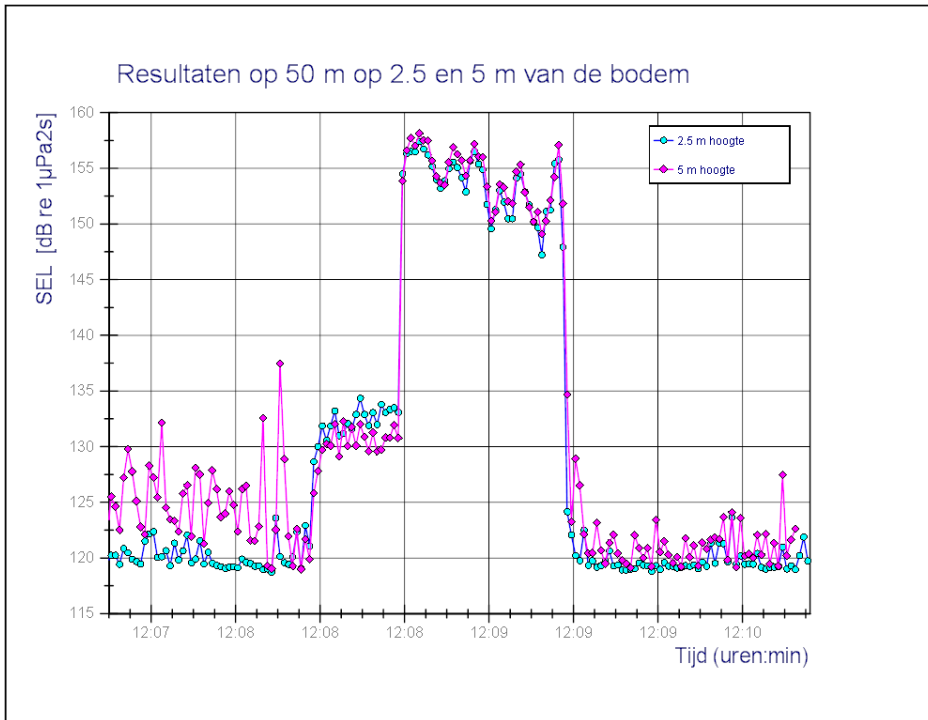
Figuur 12 Meetschip "Het Sop" type "offshore Procharter-40"

Thuishaven	Oudeschild
Lengte	12 m
Breedte	3.90 m
Diepte	1 m
Afm. Dek	6 x 3.90 m
Vaarsnelheid	20 knopen
Contact	
Rutger Oosterhuis	
Het Sop	
Tel: 0222-310533	
Mob: 06-20920594	

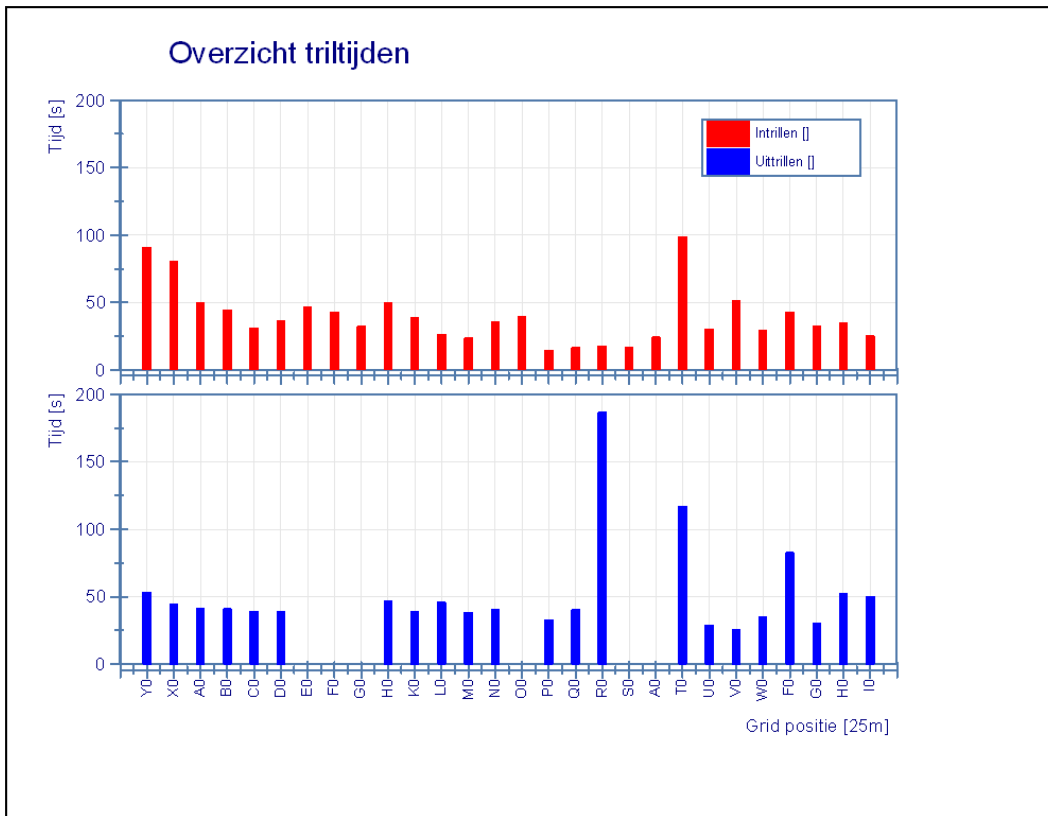
Appendix C Akoestische rapportages



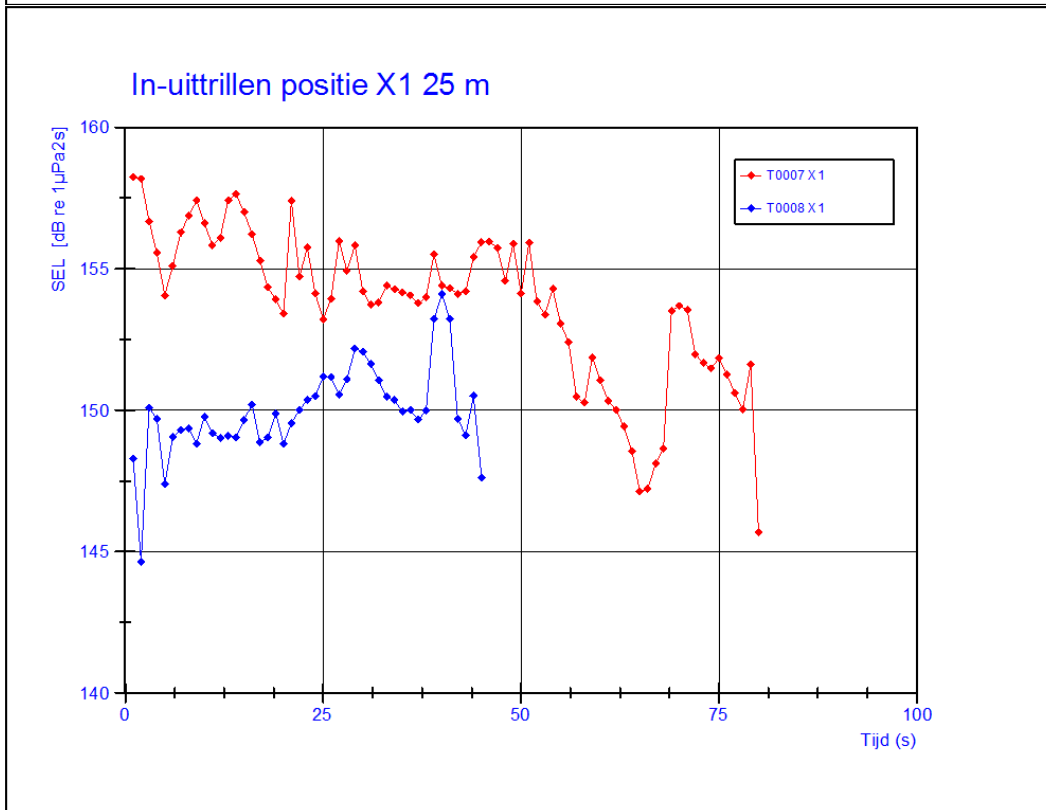
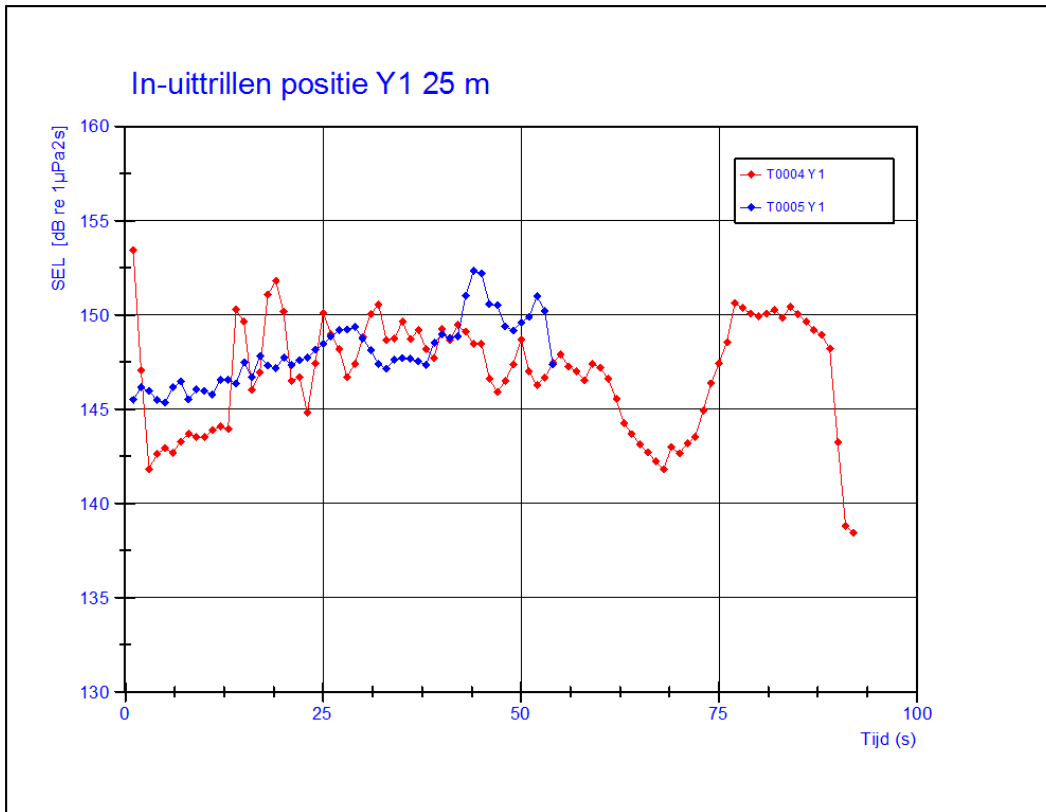
Figuur 13 Overzicht van gemeten signaalvormen van trilhamergeluiden weergegeven als functie van de tijd. Kenmerkende terugkerende patronen zijn, korte pieken aan het begin en/of einde van het triltraject en de variaties van het signaal in de tijd.



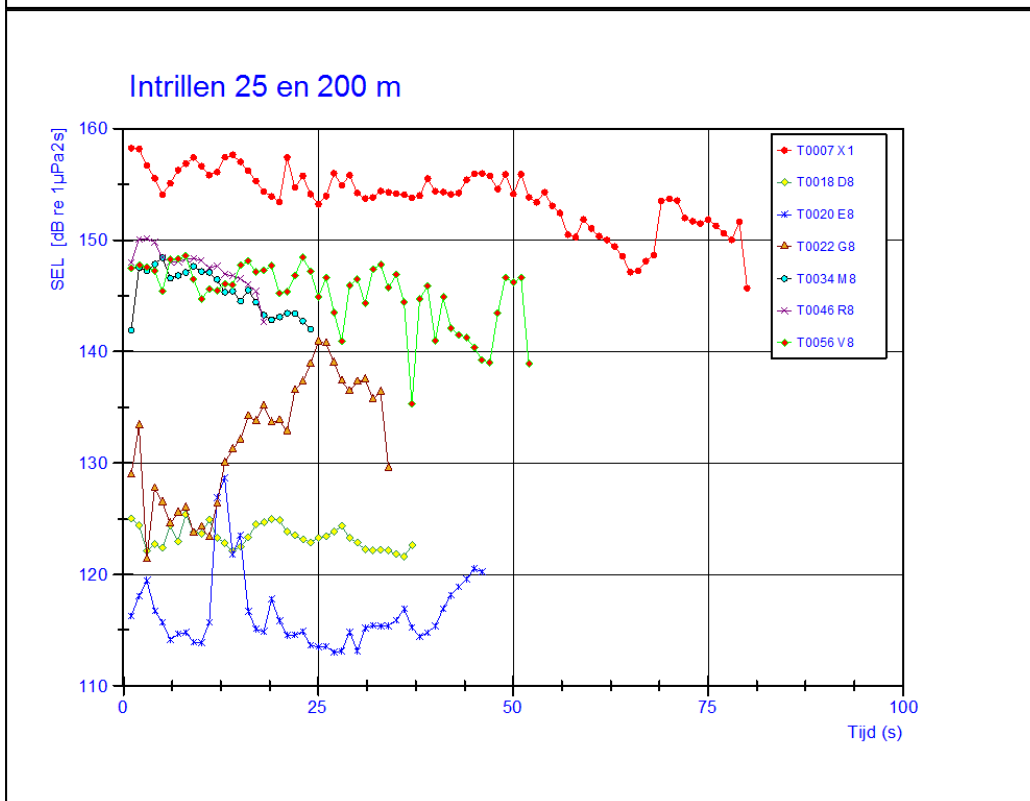
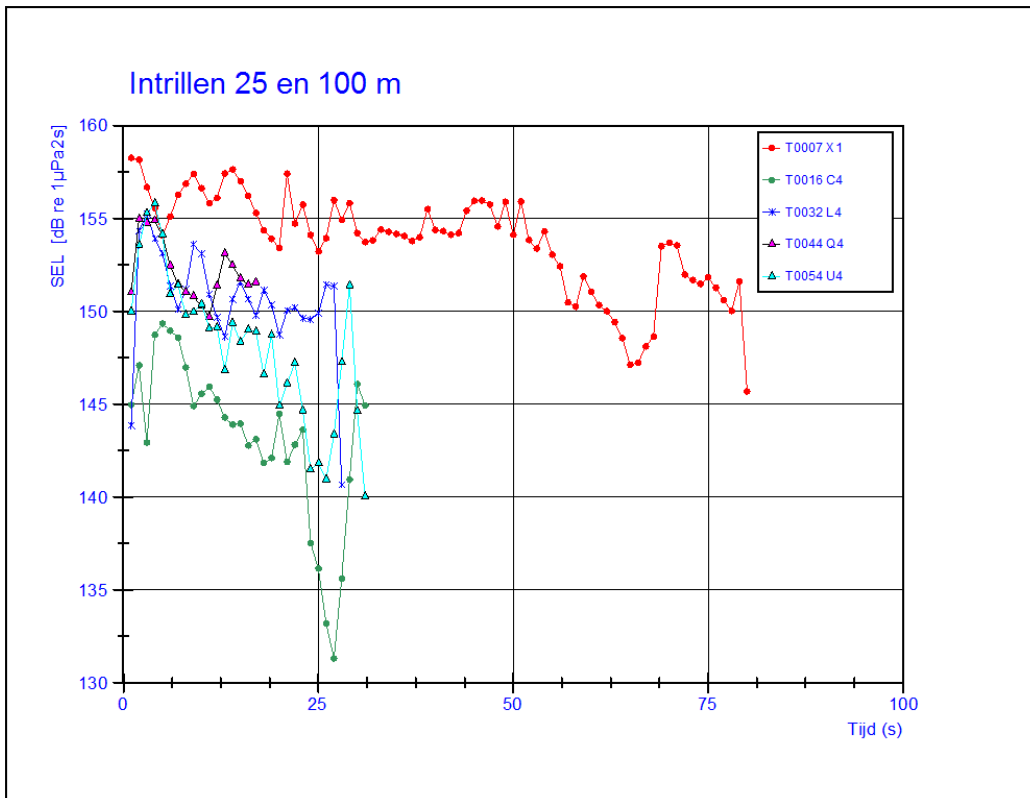
Figuur 14 Geluidsniveaus (SEL) gemeten op 5 en 2.5 m van de bodem. Uit de bovenste grafiek blijkt, dat de niveaus dichtbij gemeten vrijwel overeenkomen. Uit beide grafieken, blijkt dat het eigen ruisaandeel van de bekabeling van de hydrofoon op 5 m boven de bodem het grootst is, zodat op grond van deze uitkomst de analyses op data gemeten 2.5 m boven de bodem werden bepaald. De afgebeelde niveaus zijn na 30 Hz HP-filtering.



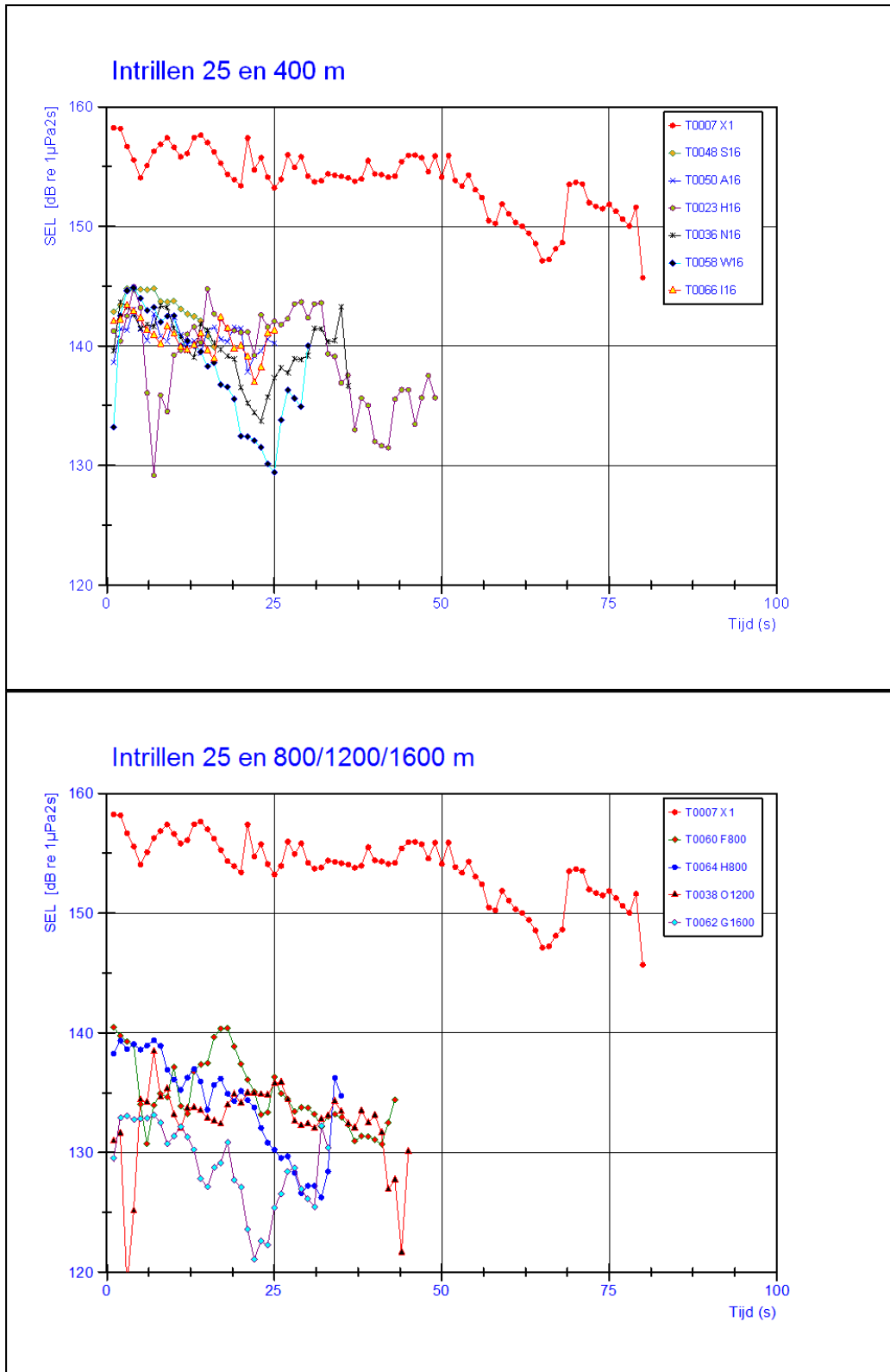
Figuur 15 Overzicht van de triltijden, gemeten over de periode dat de trilhaam actief was. Tijdens het uittrillen is er in 2 gevallen (S0 en A0, meetafstand 400 m) geen geluid waargenomen. In de posities D0 en E0 was er kennelijk sprake van zachtere grond en was het trilvermogen en het geïnduceerde geluidsniveau laag. In positie R0 was de bodem kleiachtig en duurde het uittrillen extreem lang (186.7 s). De hoogste tijdwaarneming bij intrillen was 98.9 s, bij uittrillen 186.7 s. De gemiddelde waarden van 39.50 en 52.44 s geven aan, dat het uittrillen in tijd niet onderschat dient te worden.



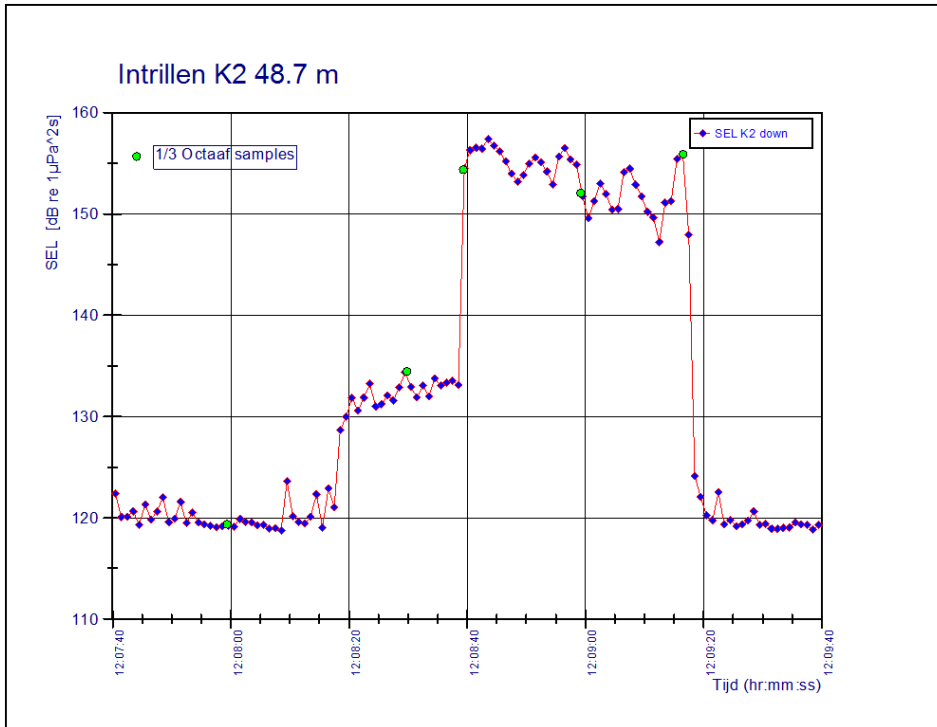
Figuur 16 a en b Geluidniveaus (SEL) ongewogen tijdens in- en uittrillen gemeten in positie Y1 en X1 op een afstand van 25 m.



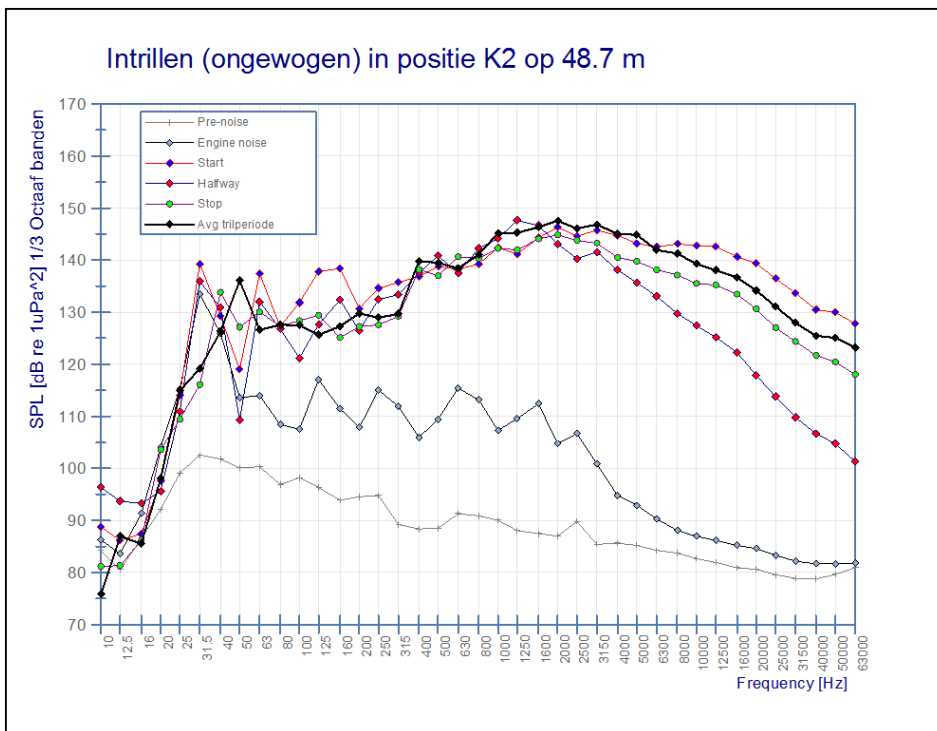
Figuur 17 a en b Geluidniveaus (SEL) ongewogen tijdens intrillen gemeten op een afstand van 100 m (17 a) en 200 m (17 b). Grafiek 17 b toont de sterk variërende uitkomsten van ca. 30 dB, die tijdens de 200 m-sessies werden vastgelegd.



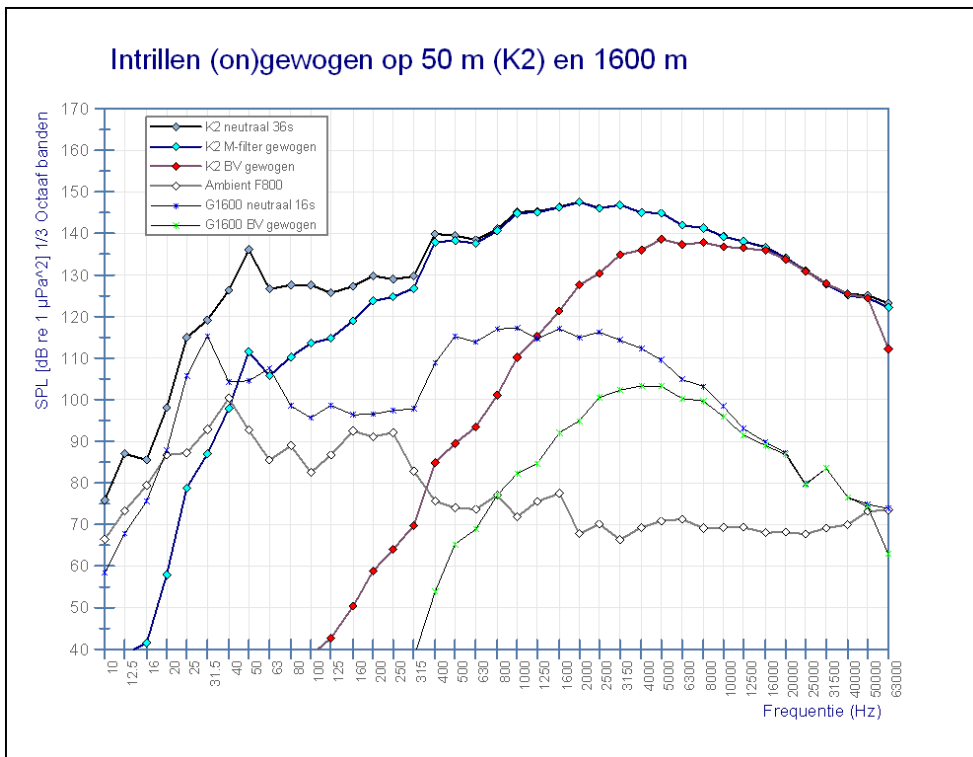
Figuur 18 a en b Geluidniveaus (SEL) ongewogen tijdens intrillen gemeten op een afstand van 400 m (18 a) en ≥ 800 m (18 b). Beide grafieken tonen een duidelijk afnemend beeld, waarbij het geluidsniveau gemeten op 1600 m ruim boven het achtergrondniveau ligt.



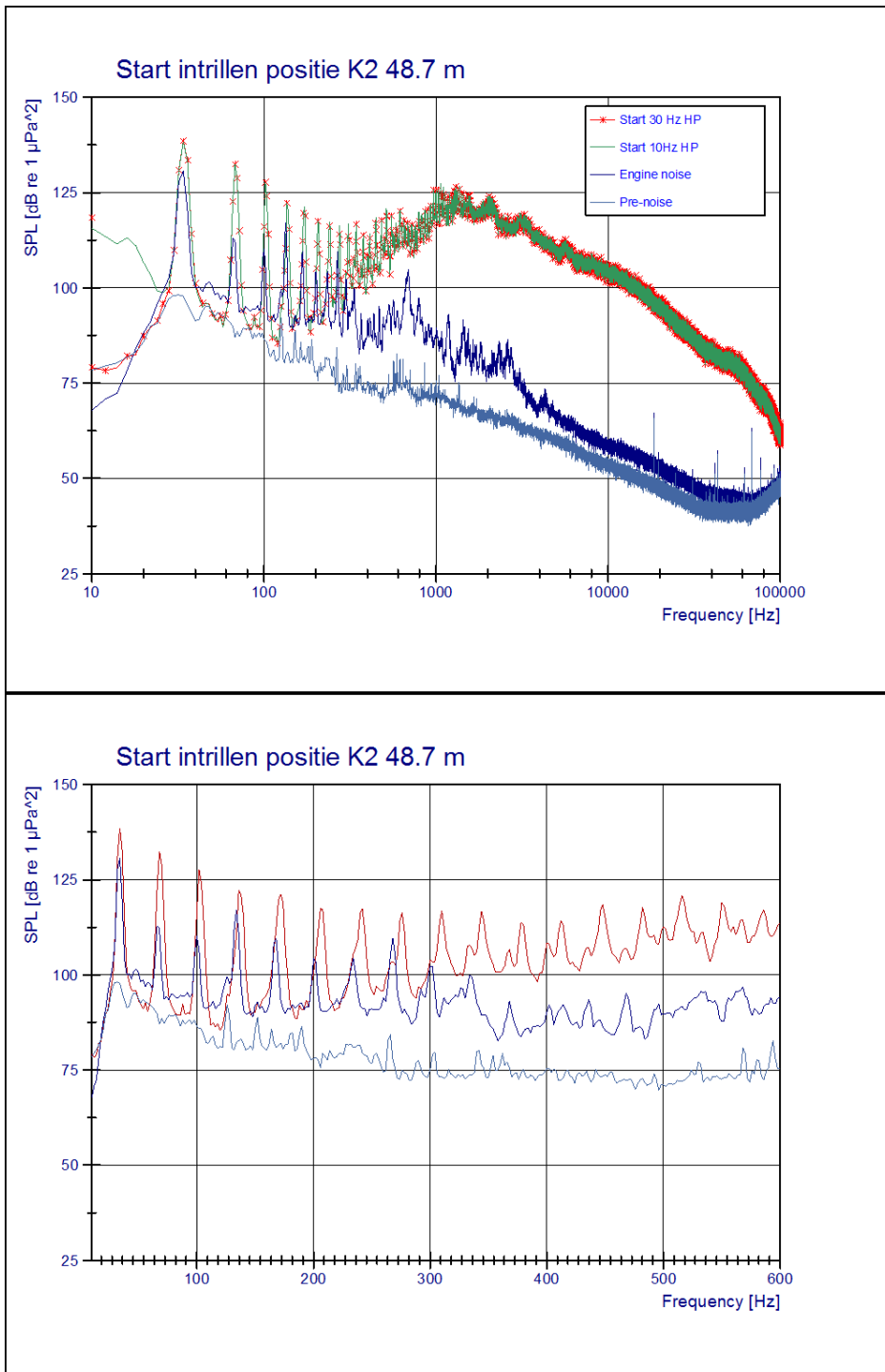
Figuur 19 Geluidsniveaus (SEL) tijdens intrillen gemeten in positie K2 op een afstand van 48.7 m. Vanaf 12:08:16 wordt het niveau bepaald door het hydrauliekaggregaat. De groene markers geven de momenten aan van de derde-octafband analyses (Figuur 20).



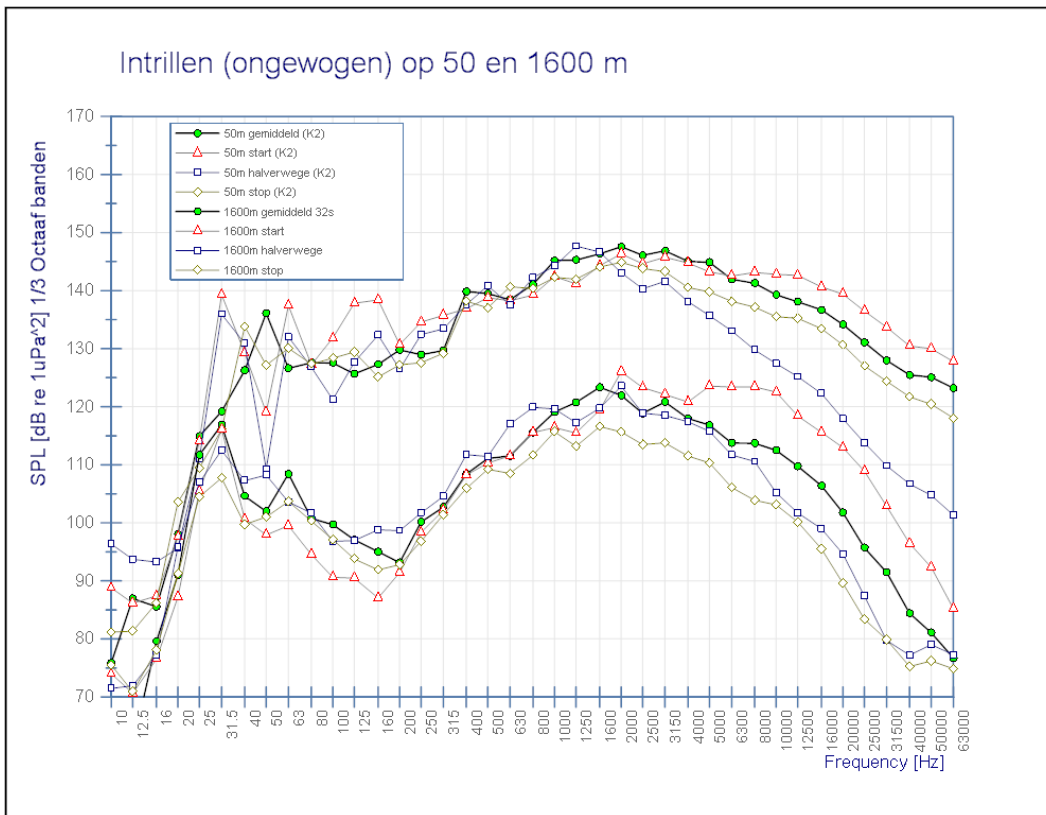
Figuur 20 Geluidsniveaus (SEL) ongewogen gefilterd in derde-octafbanden tijdens intrillen gemeten in positie K2 op een afstand van 48.7 m. De meetmomenten (groene markers) zijn weergegeven in bovenstaande grafiek (Figuur 19).



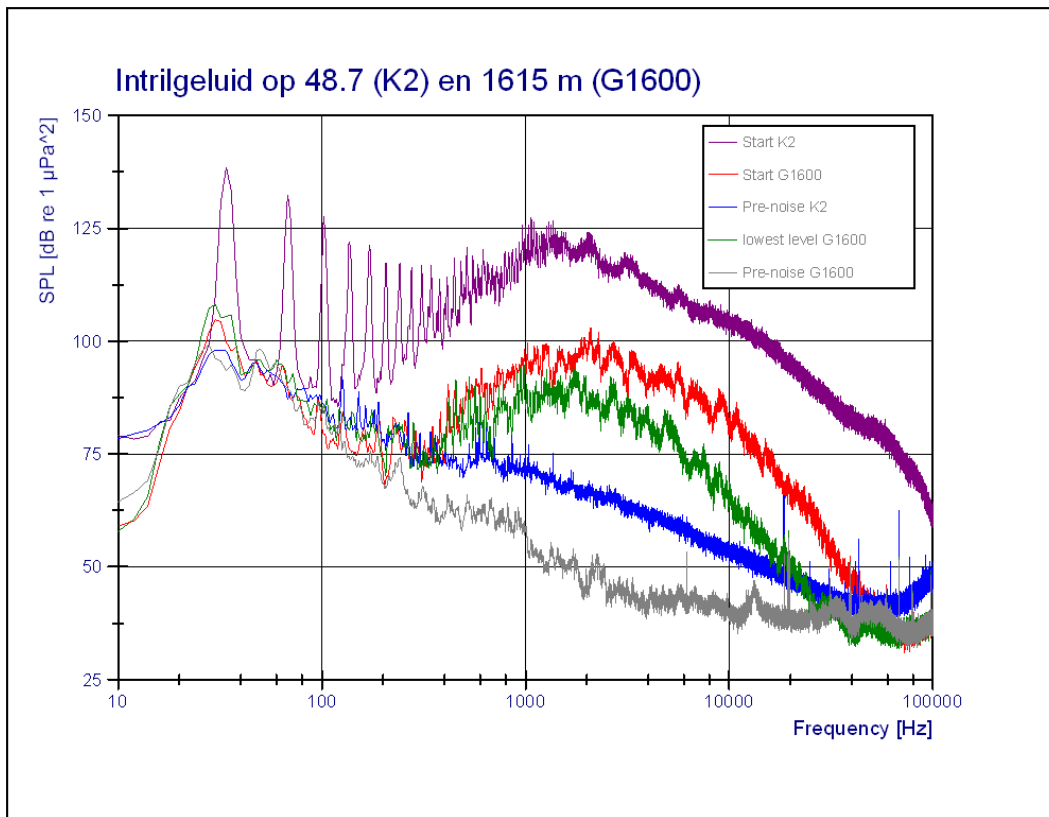
Figuur 21 Twee gewogen en ongewogen uitkomsten tijdens intrillen, gemeten op 50 m afstand op posities K2 (48.7 m) en 1600 m. De geluidniveaus in derde-octafbanden zijn gewogen volgens de M-weging (Southall et al. 2007) tegen de gehoorgevoeligheid van het audiogram van bruinvis volgens Kastelein et al., 2009, 2010a. De derde-octafband-uitkomsten gemerkt als "neutraal" zijn de ongewogen gemiddelde resultaten over de gehele trilperiode. De trilperiode voor de meting B2 was 44 s voor G1600 16 s. Uit het resultaat blijkt dat, de M-weging slechts in het laagfrequent bereik tot 600 Hz rekening houdt met de gehoorgevoeligheid van de bruinvis. Het resultaat na weging van het audiogram van de bruinvis toont aan, dat de ongewogen piek bij 2 kHz band voor de bruinvis minder effect heeft en dat de piek van het spectrum na weging tegen het bruinvis-audiogram in het bereik van 5 tot 8 kHz band ligt. De ondergrens van het geluidsspectrum dat de bruinvis zou waarnemen en niet gemaskeerd wordt door de achtergrondruis ligt in het bereik rond de 315 Hz-(50 m) en 800 Hz-band (1600 m). Op een afstand van 1600 m zijn de hoogfrequentere bijdragen marginaal.



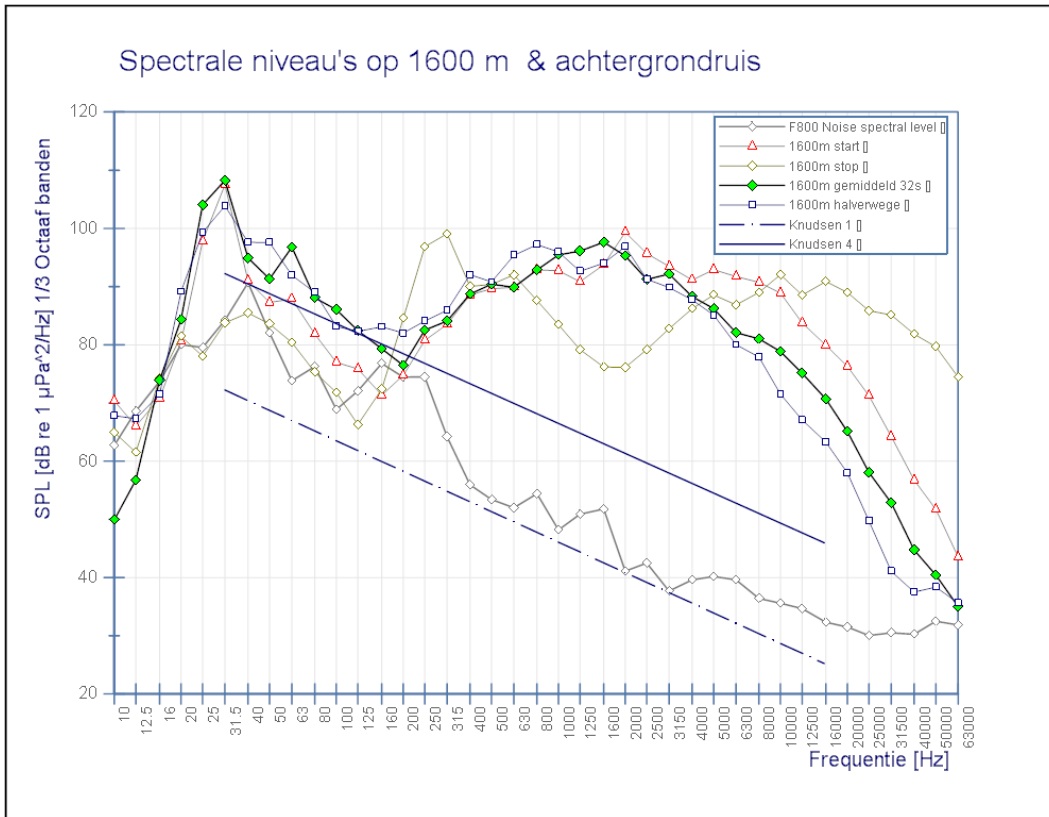
Figuur 22 a en 22 b Smalbandige Fast Fourier Transformatie van het intrillen in positie K2 op de tijdmomenten voorafgaand aan het trillen. De "pre-noise" conditie is het geluid van het werkschip voor activatie van het hydrauliekaggregaat. De "engine noise" conditie toont de start van het aggregaat. Grafiek 17a toont aan, dat de 30 Hz HP-filtering geen invloed heeft op het laagfrequente deel van het trilgeluid en overeenkomen met het originele data van 10 Hz HP filtering. Grafiek 22 b toont de frequentie van de trilhaemer, 34 Hz en de bijdrage van harmonische energie. δF 2 Hz, middeling periode 10 s, overlap 50 %.



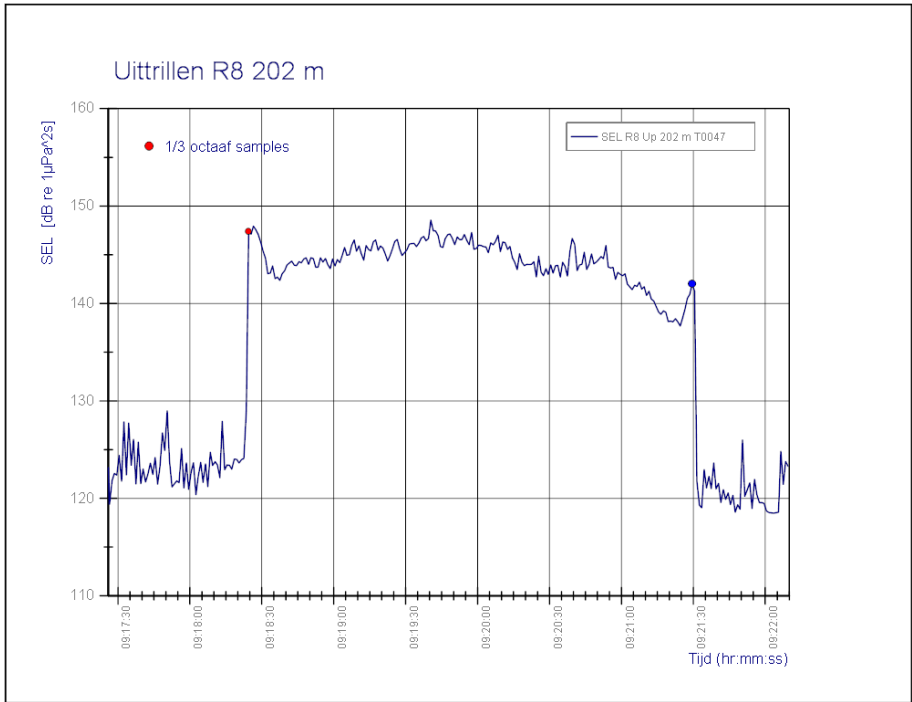
Figuur 23 Ongewogen over de trilperiode gemiddelde resultaten derde-octaaftandniveaus op afstanden van 50 en 1600 m van de trilhamer. Dit overzicht toont aan, dat de laagfrequente demping en de grillige propagatie als gevolg van veranderlijke bodemcontouren tussen de meetplek en de trilpositie en waarbij tussenliggende ondieptes een rol hebben gespeeld op de uitkomst gemeten op 1600 m. De verzwakking van het geluid over een afstand van 50 tot 1600 m, gemeten in de piek van de energie, is 23 dB. Ook blijkt dat de energie in de hogere frequentiebanden bij de start van de trilhamer beduidend hoger is.



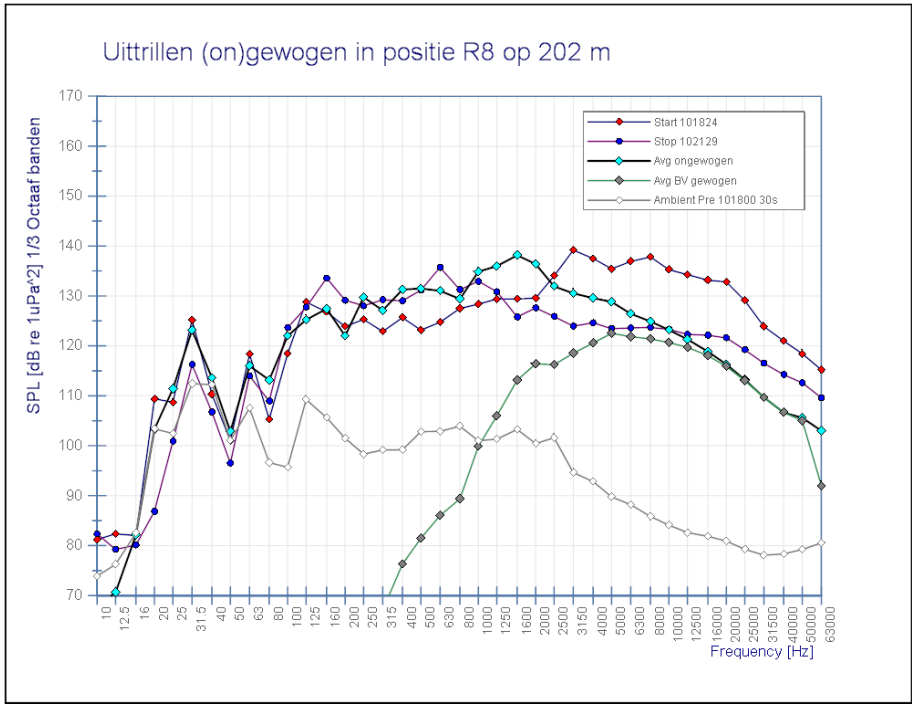
Figuur 24 Smalbandige ongewogen FFT (Fast Fourier Transformatie, δF 2 Hz, middellingsperiode 10 s, overlap 50%) tijdens het intrillen in positie K2 en G1600. Op 1600 m afstand is het maximale niveau van het trilgeluid tussen 0.4 en 20 kHz nog steeds significant. De hoogste energiewaarde van het trilgeluid gemeten op 1615 m, ligt rond 2 kHz en is t.o.v. de metingen op 50 m (K2) weliswaar met 23 dB afgenomen, maar ligt nog steeds 40 dB boven de achtergrondruis gemeten vlak voor de meting. Het aandeel van de trilfrequentie en harmonischen tot 400 Hz zijn op een afstand van 1600 m vrijwel verdwenen. De frequentie van de trilhamer is tijdens de meting van G1600 iets lager dan tijdens de K2-meting (30 en 34 Hz).



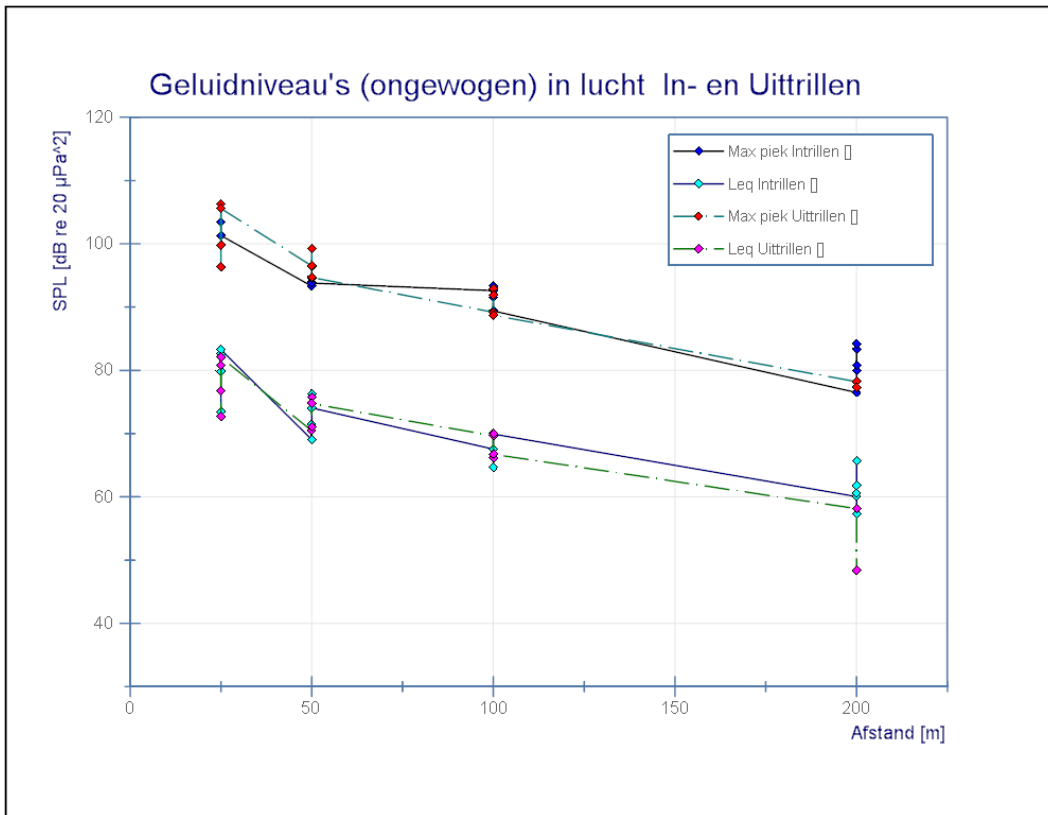
Figuur 25 Spectrale niveaus van pre-noise gemeten voor aanvang van de F800 meting versus het trigeluid tijdens intrillen op positie G1600. De F800 serie is een derde-octaaftand serie over een tijd van 10 s met een verrekening naar 1 Hz via $10\log(\text{tertsbandbreedte})$. De G1600 derde-octaaftand series zijn op dezelfde wijze naar 1 Hz verrekend. De achtergrondgeluidskrommes volgens Knudsen (1948) zijn weergegeven voor "sea state" 1 en 4.



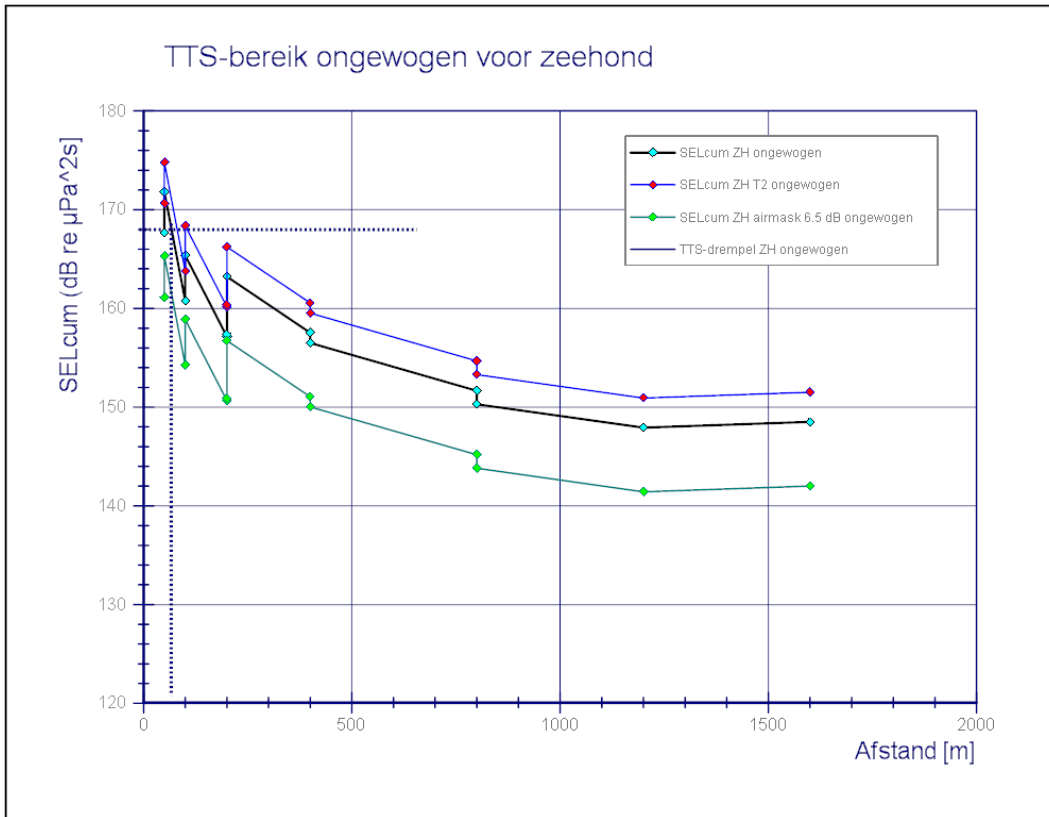
Grafiek 26 Geluidsniveaus (SEL) gemeten tijdens het uittrillen op locatie R8, 202 m van de trilhamer, waarbij de paal gevuld bleek ten zijn met klei. Tijdens deze sessie werd de langste triltijd gemeten. De groene markers geven de momenten aan van de derde-octaafband analyses (Figuur 27).



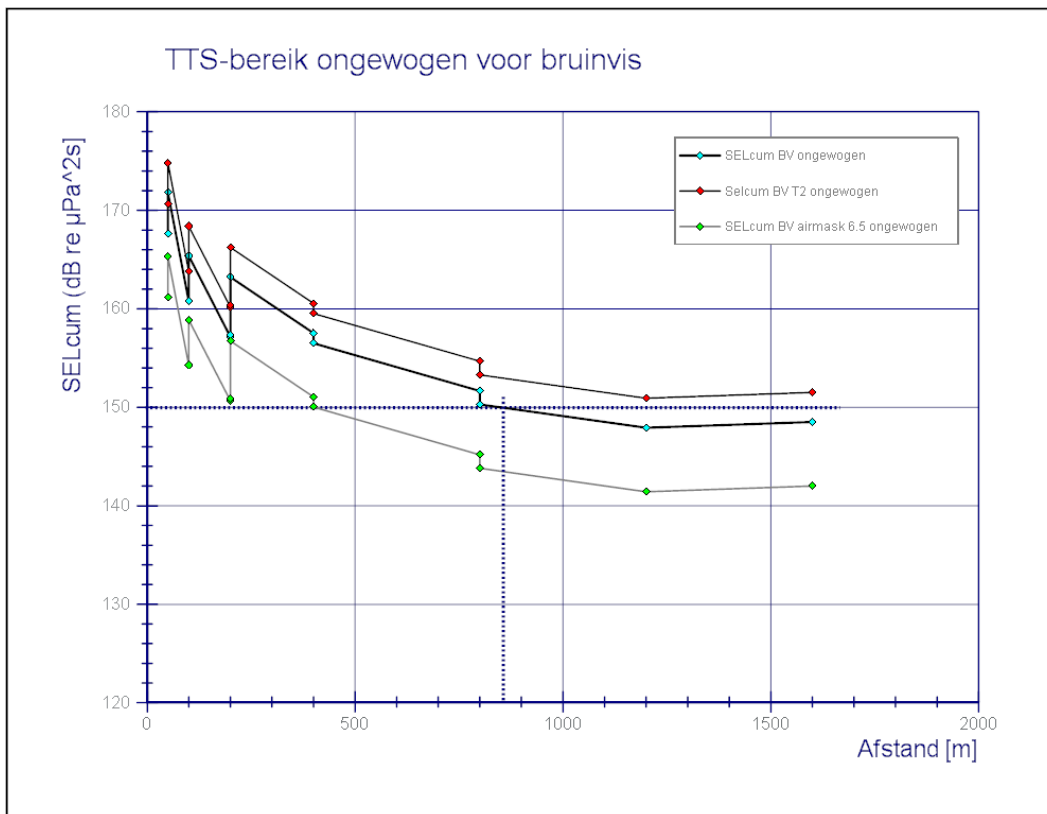
Grafiek 27 Ongewogen over de trilperiode gemiddelde resultaten derde-octaafbandniveaus van het trigeluid gemeten op positie R8, 202 m en de op de piekmomenten aangegeven in Figuur 26. Het voor bruinvis-gewogen resultaat geeft aan welk deel van het geluid hoorbaar is voor bruinvis.



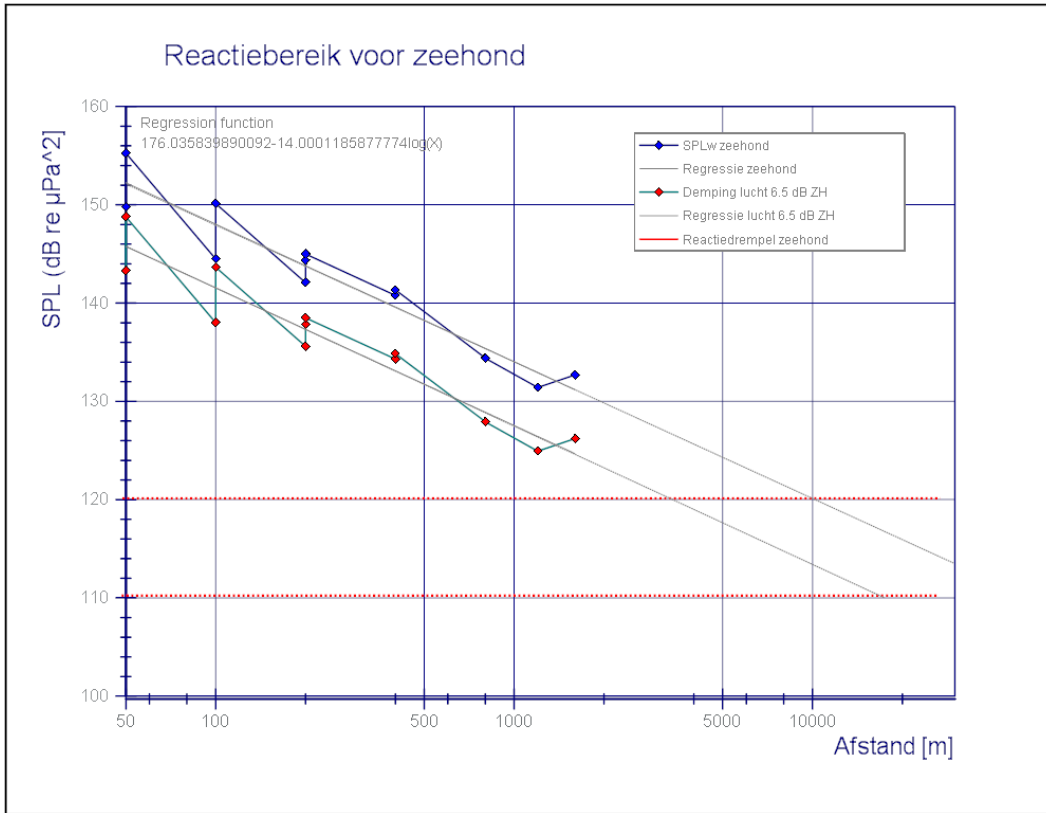
Figuur 28 Overzicht van geluidsniveaus gemeten in lucht met een B&K 2239 Sound level Meter. De L_{eq} -metingen zijn gecorrigeerd voor een ongewogen uitkomst. De L_{eq} -meetwaarden zijn de gemiddelde waarden van 3 tot 7 handmatig verzamelde metingen. De maximale waarden (MaxP) zijn de hoogst gemeten maximale waarden over de trilperiode. De uitkomsten van in- en uittrillen ontlopen elkaar weinig. Op een afstand van 25 m lag de L_{eq} tijdens intrillen tussen 73 en 83 dB re $20 \mu\text{Pa}^2$ met piekwaarden tussen de 106 en 112 dB re $1 \mu\text{Pa}^2$. Op 200 m waren de L_{eq} -waarden tijdens intrillen beduidend afgenomen (-20 dB).



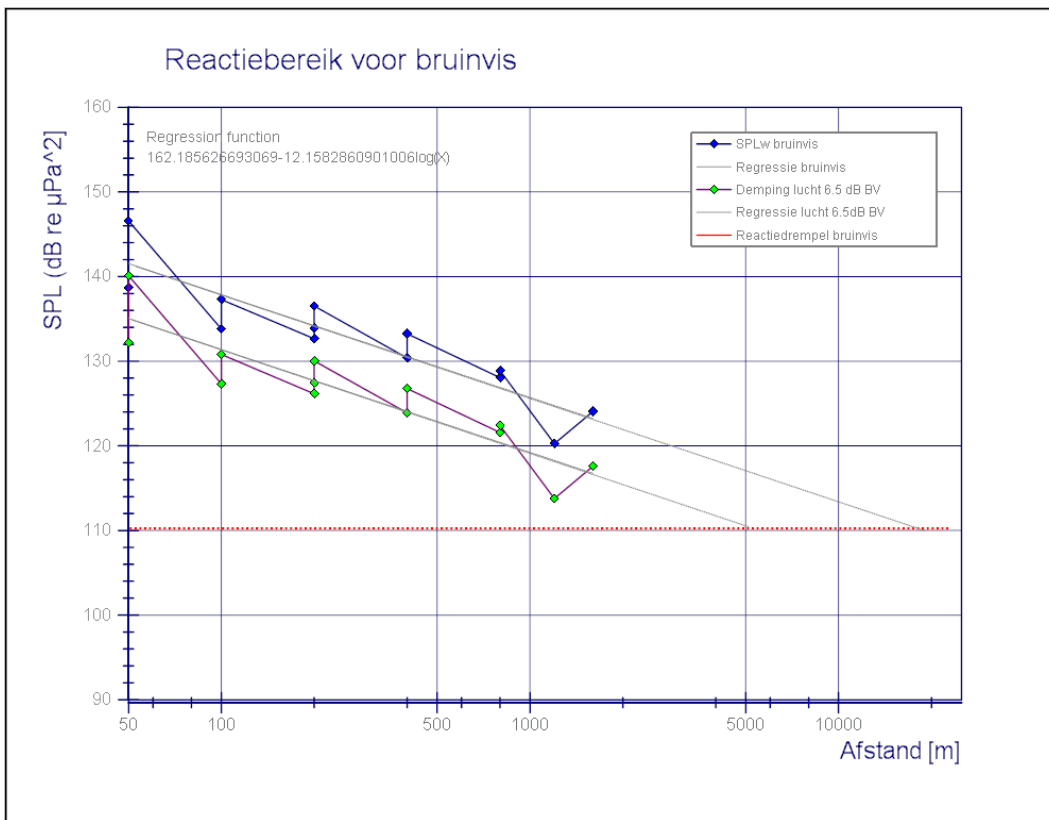
Figuur 29 Ongewogen gesommeerde ($SEL_{w,cum}$) derde-octaaftband resultaten per afstand met de TTS-drempel van 168 dB re $1 \mu Pa^2 s$ voor zeehond gebaseerd op het TTS-onderzoek van Kastelein et al., 2012b. Uit de grafiek blijkt, dat het TTS voor zeehond wordt bereikt tot een afstand < 100 m van de trilhamer. De gevolgen voor een verdubbeling van de triltijd t.g.v. een tweede trilhamer op de locatie heeft een marginaal effect op het TTS-belaste bereik. Bij toepassing van een afscherming van luchtbellen is er over het gehele bereik geen TTS.



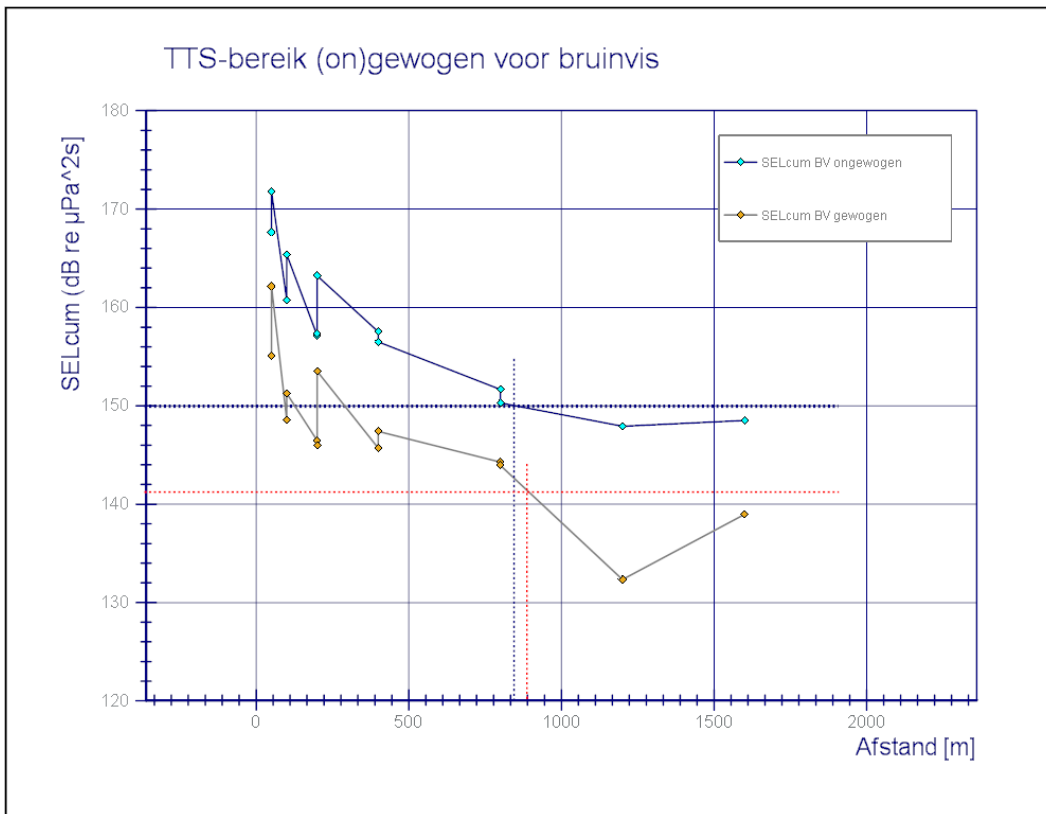
Figuur 30 Ongewogen gesommeerde (SEL_{wcum}) derde-octaaftband resultaten per afstand met de TTS-drempel van 150 dB re 1 μPa^2s voor bruinvis (ongewogen), gebaseerd op het TTS-onderzoek van Kastelein et al., 2012a. Uit de grafiek blijkt, dat het TTS voor bruinvis wordt bereikt tot een afstand van 850 m van de trilhaar. In de grafiek wordt, bij een tweevoudig verlengde blootstelling (T2) als gevolg van een tweede trilhaar op de locatie, TTS bereikt over de gemeten afstand. Bij toepassing van een afscherming van luchtbellen neemt het TTS-bereik af tot 400 m.



Figuur 31 Gemiddelde gewogen SPL voor zeehond over de complete trilperiode in het bereik van 50 tot 1600 m en de berekende regressie, die volgens $14.00 \log(\text{afstand})$ verzwakt. De gemiddelde waarden per afstand zijn de derde-octaf gefilterde uitkomsten gemeten over de gehele trilperiode (Tabel 6). Volgens de criteria is gedragsbeïnvloeding mogelijk tot 10 tot 30 km onder de gemeten condities. Wanneer de efficiëntie van damping lucht 6.5 dB zou zijn, neemt het reactiebereik af naar 2 tot 18 km. Deze schatting is sterk verbonden met de lokale condities.



Figuur 32 Gewogen SPL voor bruinvis, gemiddeld over de complete trilperiode in het afstandsbereik van 50 tot 1600 m en de berekende regressie, die volgens 12.15 Log(afstand) verzwakt. De gemiddelde waarden per afstand zijn de derde-octaf gefilterde uitkomsten gemeten over de gehele trilperiode (Tabel 6). Volgens de criteria is gedragsbeïnvloeding tot ca. 20 km onder de gemeten condities mogelijk. De toepassing van een luchtgordijn met een demping van 6.5 dB reduceert het reactiebereik tot 5 km. De uitkomst heeft een sterke binding met de plaatselijke condities op de meetlocatie.



Figuur 33 Vergelijking van de uitkomst voor het TTS-bereik bij gewogen en ongewogen condities. Uit de het kleine verschil tussen beide uitkomsten kan afgeleid worden, dat de energie-inhoud van het referentiegeluid van Kastelein et al 2011, de 4 kHz 1-octaf gecentreerde witte ruis overeenkomt met de gemeten energie-inhoud van de trilhaamer. Het geringe verschil geeft aan, dat de TTS-uitkomsten voor het trilhaamergeluid gewogen aan de uitkomsten van het referentiegeluid betrouwbaar is uitgevoerd.

Appendix D Geluidsbegrippen en formules

Geluidsdruk en eenheden

Decibelschaal en referentiewaarden

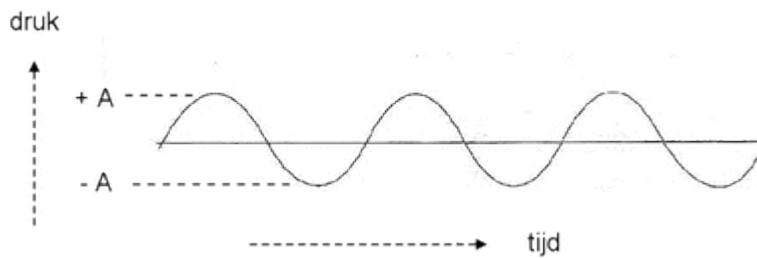
De eenheid decibel is gekozen als maat voor het uitdrukken het geluidsniveau en verloopt langs een logaritmische schaal. De oorzaak hiervan wordt duidelijk in Tabel 7, waarin het bereik van het geluidsniveau volgens verschillende in de akoestiek toegepaste eenheden wordt weergegeven.

Tabel 7 Akoestische meetgrootheden (Richardson et al.,1995). De standaard referentiewaarden zijn vet gedrukt.

Pascal (Pa)	dynes/cm ²	dB re 1μPa	dB re 20 μPa
1,000,000	10 ⁷	240	214
100,000	10 ⁶	220	194
10,000	10 ⁵	200	174
1,000	10 ⁴	180	154
100	10 ³	160	134
10	10 ²	140	114
1	10	120	94
0.1	1.0	100	74
0.01	0.1	80	54
0.001	0.01	60	34
0.0001	0.001	40	14
20μ	0.0002	26	0
10μ	0.0001	20	-6
1μ	0.00001	0	-26

Het hoge bereik volgens de lineaire schaal in Pascal (Pa) heeft een getal van 6 cijfers tot gevolg. De decibel (dB) schaal is logaritmisch en getalsmatig beter beheerst. Een tweede aspect is, dat de gevoeligheid van het menselijk oor een logaritmisch verband heeft. Het geluidsniveau uitgedrukt in dB is een relatief en dimensieloos begrip en vertegenwoordigt de verhouding tussen de laagst meetbare referentie (de referentiewaarde) en het gemeten niveau. In lucht is de laagst mogelijke referentiewaarde 20 μPa en in water 1 μPa. De tabel toont aan, dat het verschil tussen deze referenties 26 dB bedraagt. De ondergrens van 20 μPa komt overeen met de ondergrens van het menselijk gehoor bij 1000 Hz.

De geluidsterkte wordt gemeten met een microfoon (bovenwater) of hydrofoon (onderwater). Een microfoon is niet gevoelig voor de atmosferische druk, maar volgt de variaties in geluidsdruk, waardoor het geluidssignaal fysisch gescheiden of gefilterd wordt van de statische druk. De maat voor de sterkte van het geluid is de "amplitude" de in dit geval sinusvormig variërende geluidsdruk. De amplitude is gedefinieerd als de maximale uitwijking van het signaal in één richting, zoals geïllustreerd in onderstaand figuur.



Definitie van de amplitude A (pmax) van een geluidssignaal.

In de meettechniek wordt meestal de effectieve waarde van de geluidsdruk bepaald in plaats van de maximale waarde. De effectieve waarde van het sinusvormige geluidssignaal is de overeenkomende waarde van een gelijkspanning met dezelfde energie-inhoud. De effectieve waarde verhoudt zich tot de maximale waarde volgens de vergelijking:

$$P_{eff} = (1/2 \sqrt{2}) P_{max}$$

De geluidsdruk, of in het akoestische jargon Sound Pressure Level (SPL) wordt berekend volgens de formule:

$$SPL = 20 \times \log (P/P_{ref}) \quad \text{in dB re } 20 \mu\text{Pa}^2 \text{ in lucht dB re } 1 \mu\text{Pa}^2 \text{ in water}$$

Hierin is "P" de gemeten geluidsdruk en "Pref" de referentiewaarde van de geluidsdruk (20 μPa in lucht en 1 μPa in water).

De geluidsintensiteit is de druk per oppervlakte-eenheid en wordt net als voor de geluidsdruk de relatieve dB schaal gebruikt. De geluidsintensiteit (SIL ≈ Sound Intensity Level) komt overeen met het kwadraat van de geluidsdruk volgens de formule:

$$I = 10 \times \log (P^2/P_{ref}^2) \approx 20 \log (P/P_{ref})$$

Uit bovenstaande vergelijking volgt, dat rekenkundige uitkomst voor geluidsdruk en Intensiteit gelijk is.

Omdat de boven- en onderwater sensoren (resp. microfoons en hydrofoons) geluidsdruk converteren naar een elektrisch signaal is in de meet/analysetechniek geluidsdruk als uitgangspunt logisch verklaard.

Wanneer twee geluiden 20 dB in sterkte verschillen, bv. geluiden van 40 dB SPL en 60 dB SPL, verschillen hun intensiteiten 10 dB.

Verschillen onder- en bovenwater

Geluidsgolven gedragen zich boven water fundamenteel anders dan onderwater vanwege de fundamentele verschillen in de akoestische weerstand of impedantie. Dit heeft invloed op bv. de snelheid van het geluid.

In lucht is de geluidssnelheid 340 m/s en in water ca. 1500 m/s. Deze omstandigheden worden mede bepaald door de temperatuur van het medium en het zoutgehalte (onderwater).

De golflengte van geluid λ wordt bepaald door de geluidssnelheid en de frequentie volgens de formule:

$$\lambda = V/F$$

λ (lambda)

V (snelheid)

F (Frequentie)

Uit bovenstaande formule voor golflengte volgt, dat de golflengte van een frequentie van 20 Hz onderwater 75 m lang is en in lucht slechts 17 m. Bij een geluid van 20 kHz is de golflengte afgenomen tot 17 mm.

De verschillen tussen de geluidsniveaus in lucht en water worden verklaard in de verschillen in karakteristieke impedantie van de referentieniveaus geluidsintensiteit een rol.

De karakteristieke impedantie wordt vooral bepaald door de dichtheid en de geluidssnelheid en die verschillen in lucht en water. Omdat de eenheid voor de karakteristieke impedantie per oppervlakte is uitgedrukt en voor water ca. 3600 maal groter is dan in lucht is de geluidsintensiteit (overeenkomend met de rekenkundige uitkomst voor geluidsdruk) in water 10 log (3600) groter dan in lucht. Dit levert een verschil van 36 dB.

Met de al geleverde verschillen in referentiewaarden (Tabel 7) van 26 dB is de geluidsdruk onderwater (36+26) 62 dB hoger dan de overeenkomstige waarde in lucht.

Een voorbeeld is het geluidsniveau van een vliegtuig in lucht van 140 dB re 20 μPa^2 . Het equivalent intensiteitsniveau zou 202 dB re 1 μPa^2 zijn.

De propagatie van het geluid onderwater

Hoewel de propagatie van het trigeluid niet als subonderdeel in het onderzoek naar de effecten van het trigeluid was opgenomen is er wel de intentie om een globale indicatie te geven, dit is mede nodig om de globale gedragseffecten te kunnen bepalen, maar ook een verklaring te geven voor de achtergronden van de gemeten resultaten.

De mate waarin het trigeluid zich zal voortplanten onderwater wordt bepaald door een aantal factoren:

- De plaatselijke waterdiepte en de het bodemprofiel;
- absorptie van het geluid in water;
- absorptie in het sediment;
- verstrooiing door reflecties tegen het wateroppervlak en de bodem.

De geometrische omstandigheden, zoals het bodemprofiel zijn in hoge mate bepalend voor de propagatie. In ondiep water met grillige patronen in het sediment, zoals in de Waddenzee op de MZI-locaties, is de propagatie van het geluid een complexe zaak, waarbij de uitkomsten niet eenvoudig te voorspellen zijn.

De waterdiepte is bepalend voor de propagatie van de lage frequenties van het geluid en fungeert als hoogdoorlaatfilter, waarbij de ondergrenswaarde van het frequentiespectrum oploopt met de afnemende diepte.

In ondiep water, zoals de Waddenzee spelen deze effecten een grote rol, zeker in relatie tot het trilgeluid, waarvan de fundamentele bronfrequentie 30 tot 40 Hz is en is het de vraag of deze laagfrequente bron in heersende ondieptes zich volledig kan manifesteren. De ondergrens van de laagfrequente aandelen, ook wel "cutoff" frequentie genoemd, ligt vast in onderstaand verband van waterdiepte en geluidsnelheid in water en bodemsubstraat (Urlick, 1983, Rogers en Cox, 1988):

$$F_0 = (V_w/4D) / \sqrt{1 - (V_w/V_s)^2}$$

V_w is de geluidsnelheid in water;

D is de waterdiepte

V_s is de geluidsnelheid in het bodemsubstraat

Voor hard substraat is de bijdrage van V_s theoretisch oneindig, waardoor de "cutoff"-frequentie bepaald is uit het verband van geluidsnelheid in water en de waterdiepte $V_w/4D$. Bij een waterdiepte van 10 m en een aanname van een harde bodem met een oneindige bijdrage van V_s is de "cutoff"-frequentie 37.5 Hz en dat is in het bereik van de bronfrequentie van het trilgeluid. De geluidsnelheid door het sediment neemt bij zachtere condities toe en onder die condities wordt de factor onder de deelstreep kleiner dan 1, en zal de "cutoff"-frequentiewaarde toenemen, waardoor het aandeel van de lage frequenties van het trilgeluid nog verder afneemt. Het is dus aannemelijk, dat de laagfrequente frequentie van het trilgeluid (30-40 Hz) zich niet volledig kan manifesteren en ook in mindere mate een bijdrage zal hebben in de voortplanting over de afstand.

Begrippenlijst

A-weging	Filtering van de geluidwaarde gemeten in lucht naar de gehoor-gevoeligheid van het menselijk oor. De filterkarakteristiek is vastgelegd als ANSI-standaard: Design Response of Weighting Networks for Acoustical Measurements, American National Standard, ANSI S1.42-2001. De breedbandige dempingsfactor is 5.95 dB. De filterkarakteristiek volgt de "equal loudness" 40 phon" contour bij de met de standaard frequentie van 1 kHz gerefereerd aan 0 dB (Harris, 1998).
A/D D/A converter	Analoog naar digitaal omzetter. Via een A/D-omzetter wordt analoge informatie geschikt voor computerverwerking; een tegengestelde omzetter is de D/A-converter.
Aliasing	Elementen van frequenties buiten het frequentiebereik bepaald door de bemonsteringsfrequenties kunnen zichtbaar worden in het resultaat van de meting. Frequenties \leq de helft van de bemonsteringsfrequentie worden onderdrukt door een anti-aliasingfilter. Het optreden van aliasing wordt bepaald door de kwaliteit van het filter en de frequenties, die op het meetsignaal gekoppeld zijn of in de meetopstelling ontstaan.
Amplitude	Maximale uitwijking van een signaal of trilling, meestal refererend naar de maximale uitslag van een trilling of spanningswaarde.
Audiogram	Een grafiek die de gevoeligheid van het gehoor als een gehoordrempel van een persoon of dier weergeeft voor verschillende frequenties.

Bemonsteringsfrequentie	Frequentie waarmee de A/D-converter meetwaarden digitaliseert ("sample rate").
C-filter/C-weging	Frequentie-afhankelijk filter dat toegepast op een signaal een C-weging bewerkstelligt. De filterkarakteristiek volgt de "equal loudness 100 phon" contour bij de met de frequentie van 1 kHz gerefereerd aan 0 dB (Harris, 1998). Het filter is minder scherp in de lage en hoge frequenties, zoals het A-filter en wordt vooral toegepast bij de hogere geluidsniveaus.
dB(A), dB(C)	Eenheden voor geluid in lucht waarbij op het signaal een weging volgens het A- of C-filter wordt toegepast.
Decibel	Pseudo-eenheid waarmee de logaritmische verhouding wordt uitgedrukt van een geluidsdruk of intensiteit gerefereerd aan het laagst meetbare niveau.
Effectieve geluidsdruk	Maat voor het geluidsniveau, waarbij de drukvariaties worden uitgedrukt in een waarde verkregen uit de wortel van het kwadratisch gemiddelde, ook wel uitgedrukt als "rms" waarde.
Equivalent geluidsniveau	Het energetisch gemiddelde van een momentane geluidsdruksamples waarbij de bepaalde periode T de middelingstijd is van het optredende geluid.
Frequentie	Aantal trillingen per seconde, eenheid: Hz.
Geluidsnelheid	De snelheid waarmee een geluidsgolf zich voortplant. In lucht is dit circa 335 m/s in water is dat 1500 m/s.
Golflengte	Afstand waarover een golf zich gedurende één trillingsperiode voortplant.
Harmonischen	Geluidstrillingen, frequenties die allen een geheel veelvoud zijn van de grondfrequentie.
Hydrofoon	Speciale microfoon voor het meten van geluid onderwater of in een andere vloeistof.
Impulsachtig geluid	Enkelvoudig korte geluidspieken of transiënts, die minder dan 1 s duren en die soms in een vast of willekeurig tijdpatroon herhaald worden.
L_{eq}	Het energetisch gemiddelde van momentane geluidsdruksamples waarbij de bepaalde periode T de middelingstijd is van het optredende geluid. Deze eenheid wordt bij voorkeur voor metingen in lucht toegepast. Meestal wordt de L_{eq} -meetwaarde bij ruisachtige signalen toegepast en/of als het geluidsniveau sterk in de tijd varieert. De berekening van de L_{eq} -waarde is volgens onderstaande formule, waarbij het geïntegreerde niveau gedeeld wordt over de tijdsduur van de tijdsselectie. Het resultaat is uitgedrukt in dB:

$$L_{eq} = 10 \log \left[\frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p_A^2}{p_0^2} dt \right]$$

L_{eq} = equivalent continuous sound pressure level [dB re 20 μPa^2]

p_0 = referentie niveau in lucht 20 μPa

p_A = gemeten geluidsdruk in Pa

t_1 = start tijd van de meting

t_2 = eind tijd van de meting

Logaritmische schaal	Een logaritmische schaal is een schaal waarop een fysische grootheid niet zelf wordt weergegeven maar waarvan de verdeling is gerelateerd aan de logaritme van het quotiënt van die grootheid en een referentiegrootheid.
Maskering	Het proces waarbij een geluid onhoorbaar wordt als gevolg van de aanwezigheid van een ander geluid meestal door achtergrondlawaai ruis.
M-filter weging	Correctiefilter voor weging van geluid in relatie tot tandwalvissen. De karakteristiek van het M-filter heeft overeenkomsten met het C-filter voor het menselijk gehoor. De M-weging dempt 12 dB per octaaf en heeft een mathematische achtergrond volgens de onderstaande formule met de laag- en hoogfrequente limieten:

$$M(f) = 20 \log_{10} \frac{R(f)}{\max\{R(f)\}}$$

waarin

$$R(f) = \frac{f^2_{high} f^2}{(f^2 + f^2_{high})(f^2 + f^2_{low})}$$

Octaafband	In de akoestiek wordt het frequentiespectrum vaak onderverdeeld in zogenaamde frequentiebanden. De meest gebruikte onderverdeling is die in octaafbanden. Van een octaaf is de hoogste doorgelaten frequentie tweemaal zo groot als de laagste doorgelaten frequentie. De beide grensfrequenties liggen dus een factor 2 uit elkaar. Omdat dit soms niet gedetailleerd genoeg is worden deze banden weer opgedeeld in tertsdelen, de zgn. derde (1/3)-octaafbanden of 1/24-banden. Drie derde-octaafbanden vormen samen een octaafband.
Piekgeluidsniveau	Het piekgeluidsniveau wordt soms wel uitgedrukt als "piek-piek". Er wordt dan het niveau van het positieve en het negatieve deel bedoeld. De effectieve waarde (of rms waarde) is rekenkundig de halve piekwaarde gedeeld door de wortel uit 2, 1.414.
Reflectie	Terugkaatsing van een golf tegen een discontinuïteit. Onderwater is dat het wateroppervlak en de bodem. Zijn deze media oneindig strak of hard dan is het verlies of absorptie nihil en plant het geluid zich met beperkte verliezen voort. Beide reflectie media zijn dat niet en afhankelijk van de zeecondities, golfhoogte en de bodemhardheid treden er verliezen op.
RMS	Effectieve waarde van het meetsignaal, letterlijk Root Means Square \approx wortel uit het gemiddelde kwadraat. De "rms" waarde komt overeen met $\frac{1}{2}\sqrt{2}$ van de piekwaarde van het signaal (≈ 0.707 x de piekwaarde). De effectieve waarde is de onderliggende maat voor de berekening van het geluidsniveau.
SEL	Het Sound Exposure Level (SEL) is geluidsniveau dat gedurende 1 s dezelfde hoeveelheid energie (dosis) vertegenwoordigt als het werkelijke geluid in tijd T.
Spectrum	Weergave van de energie in een signaal als functie van de frequentie.
Tertsband	Een derde-octaafband, zie octaafbanden.

Tijdsdomein	De waarde of amplitude en variaties worden beschouwd of afgespeeld als functie van de tijd. In het frequentiedomein worden de samenstelling van frequenties en het bereik waarin de meeste energie is vertegenwoordigd, uitgedrukt.
Ultrasoon geluid	Geluid waarvan de frequenties hoger zijn dan die waarvoor het menselijk gehoor gevoelig is (> 20 kHz).
WAV-formaat	Microsoft/IBM data-formaat, veelal toegepast voor audio, waarbij het geluid wordt ge(de)comprimeerd middels software ("Codec" \approx coder-decoder) onder vaste of instelbare voorwaarden voor het frequentiebereik en resolutie (aantal bits).
Wegingscurve	Een gestandaardiseerd filter, dat qua vorm de karakteristiek van een gehoorzintuig benadert en een frequentie afhankelijke verzwakking bewerkstelligt. Er wordt daardoor een weging op het geluid toegepast.
Witte ruis	Stochastisch (willekeurig) signaal met een constante energie per frequentie. Uitgedrukt in octaafbanden stijgt het niveau 3 dB per octaafband.