



Baggerspecie in Zee; hoe regelen we dat verantwoord? een nieuw effectgericht beoordelingsysteem

RIKZ/2001.030

J. Stronkhorst,
C.A. Schipper,
J. Honkoop & K. van Essen,
September 2001

Inhoud

1 INLEIDING	5
2 BELEIDSMATIGE OVERWEGINGEN	9
2.1 Doelstellingen; wat willen we bereiken voor het zeemilieu?	9
2.2 Wat zijn de middelen?	9
2.3 Internationale kaders	10
2.4 Een gebiedsgerichte invulling?	10
2.5 Mening van de betrokken partijen	10
3 EEN EVALUATIE VAN TOETSINGSPARAMETERS	13
3.1 Evaluatie van chemische toetsing	13
3.1.1 Trend	13
3.1.2 Is standaardisatie nodig?	13
3.1.3 Som-parameters	14
3.1.4 Invloed van baggerstort op waterkwaliteit in het kustwater	14
3.2 Biologische effectmetingen	15
3.2.1 Algemeen	15
3.2.2 Selectie van bioassays	15
3.2.3 Systeem van kwaliteitsborging	16
3.2.4 Toxiciteit identificatie	17
3.2.5 Biologische effecten op een loswal	17
4 DE CHEMIE-TOXICITEIT-TOETS CTT	19
4.1 Algemeen	19
4.2 Beoordelingscriteria	21
4.2.1 Chemische parameters	21
4.2.2 Bioassays	24
4.3 Beoordeling van havens met de CTT	26
4.4 Kosten en Baten	27
5 SAMENVATTING EN CONCLUSIES	31
BIJLAGEN	39

1 Inleiding

Inhoud van het rapport

Dit rapport beschrijft de ontwikkeling van een nieuw beoordelingsstelsel voor de verspreiding van zoute baggerspecie in de Noordzee, de Waddenzee en de Deltawateren.

In deze inleiding gaat het over het algemene kader waarbinnen het onderzoek naar de classificatie van verontreinigde zoute baggerspecie zich afspeelt.

De beleidsmatige uitgangspunten zijn in hoofdstuk 2 op een rij gezet. Inhoudelijke overwegingen over de toetsingsparameters komen in hoofdstuk 3 aan bod, waarbij gebruik is gemaakt van de vele studierapporten (zie overzicht in bijlage 1) die voor het project zijn opgesteld.

Hoofdstuk 4 bevat een uitgewerkt voorstel voor een nieuw beoordelingsstelsel onder de naam chemie-toxiciteit-toets (CTT). Om de consequenties van de CTT in beeld te brengen, is een omvangrijk monitoringsprogramma uitgevoerd naar de vervuiling en toxiciteit van baggerspecie uit havens langs de Nederlandse kust.

Waarom wordt er gebaggerd?

De havens langs onze kust zijn sedimentatiebekkens bij uitsteking. De grote hoeveelheden zwevende stof die via de rivieren en vanuit de Noordzee worden aangevoerd, krijgen in de havens de gelegenheid om uit te zakken. Dit belemmert de bereikbaarheid van de havens. Vandaar dat het nodig is om jaarlijks 20 tot 30 miljoen m³ 'zout' slib en zand te baggeren. Op deze wijze kunnen de Nederlandse havens blijven dienen als één van de motoren van de Nederlandse economie.

Wat is de milieuproblematiek van zoute baggerspecie?

Havenslib is vaak verontreinigd en draagt, na het baggeren en verspreiden ervan, bij aan de vervuiling van het kustwater. Via verschillende routes komen verontreinigingen in de havens terecht, bijvoorbeeld via het afvalwater van industrieën, door de scheepvaart, door morsingen bij de overslag of via vervuild water uit de bovenstrooms gelegen rivieren. De vervuiling van baggerspecie is het gevolg van de huidige bedrijvigheid maar ook een erfenis van het slechte milieubeheer in het verleden.

Sommige verontreinigingen zijn niet of slecht afbreekbaar. Indien de stoffen slecht oplosbaar zijn in water hechten ze zich sterk aan sedimentdeeltjes. De belangrijkste stofgroepen in baggerspecie zijn onder meer zware metalen, PCBs en dioxines, PAKs, organochloorbestrijdingsmiddelen (OCPs), olie, radionucliden, zeldzame aardmetalen en organotins.

Omdat de verontreinigende stoffen vooral aan fijnere sedimentdeeltjes hechten is zandig materiaal uit vaarwegen en havens zelden of nooit vervuild. Het heeft dan ook een nuttige bestemming als bouwstof. Havenslib werd in het verleden eveneens nuttig gebruikt. Door de verontreiniging is dit nu niet meer het geval.

Sinds vele jaren kent Nederland een stringent emissiebeleid. Voor diverse stofgroepen heeft dit een sterke verbetering van de waterkwaliteit opgeleverd en daarmee is ook de kwaliteit van de baggerspecie sterk verbeterd. Maatregelen aan de bron zijn uiteraard het meest effectieve middel om de verontreiniging tegen te gaan. Daarnaast is ook regelgeving nodig om het verspreiden van sterk vervuilde baggerspecie in het aquatische ecosysteem te voorkomen.

Hoe is het storten van baggerspecie in het kustwater nu geregeld? Voor het storten in de Noordzee is een ontheffing nodig volgens de Wet verontreiniging zeewater (Wvz); voor het overige kustwater is een vergunning in het kader van de Wet verontreiniging oppervlaktewater (Wvo) vereist. De vergunningaanvrager zorgt voor de nodige gegevens over de hoeveelheid en chemische kwaliteit van de baggerspecie. Rijkswaterstaat toetst deze gegevens aan de zogenaamde uniforme gehaltetoets (V&W, 1998; CIW, 2000). Bij het overschrijden van de normen zijn er drie opties: het baggerwerk kan niet doorgaan, de baggerspecie moet in depot worden opgeslagen of het materiaal dient gereinigd te worden.

Op dit moment voldoet ongeveer 90% van de zoute baggerspecie aan de gehaltetoets. Dit materiaal wordt gestort op nabijgelegen stortlocaties in de Noordzee, Waddenzee of Deltawateren.

Waarom worden de regels veranderd?

De uniforme gehaltetoets (UGT) is gebaseerd op de probleemstoffen uit de jaren zeventig en is nu grotendeels 'uitgewerkt'. Het is nu belangrijker te toetsen op een 'nieuwe' stof als tributyltin (TBT), omdat dit juist een specifieke verontreiniging in de zoute baggerspecie is. Verder is het relevant om aandacht te besteden aan de vele 'onbekende' stoffen die in de baggerspecie kunnen voorkomen. Uit ecotoxicologisch onderzoek op het laboratorium is inmiddels gebleken dat een deel van het -volgens de tot nu gebruikte toets verspreidbare-havenslib direct schadelijke effecten heeft op zeeorganismen (Stronkhorst *et al.*, 1997). Het omgekeerde deed zich ook voor; baggerspecie die niet verspreid mag worden vertoonde juist geen directe biologische effecten.

Om deze redenen is er in de Vierde nota waterhuishouding (V&W, 1998) het volgende beleidsvoornemen voor de verspreiding van baggerspecie in zee opgenomen:

"De gehaltetoets biedt, door het beperkte aantal stoffen dat is opgenomen, onvoldoende mogelijkheden om de gevolgen van het complex aan verontreinigingen in te schatten. In 2002 zal daarom, een geïntegreerd beoordelingssysteem voor baggerspecie gebaseerd op biologische effectmetingen en milieubezwaarlijkheid van de aanwezige verontreinigingen (snelheid van omzetting c. q. persistentie) worden toegevoegd. Voor die tijd worden de methoden in de praktijk getoetst door systematische monitoring gedurende enkele jaren".

Hoe verliep het voorbereidende onderzoek?

Als voorbereiding op het introduceren van een nieuw beoordelingsstelsel in de vergunning- en ontheffingstelsel (Wvz en Wvo) heeft Rijkswaterstaat onderzoek gedaan waarin de volgende fasen zijn doorlopen:

- 1998-1999: het opstellen van standaard voorschriften en een kwaliteitsborgingssysteem voor een aantal mariene sediment bioassays (testen op organismen). Dit heeft geresulteerd in een handboek "Toxiciteitstesten voor zoute baggerspecie";

- 1999-2000: het uitvoeren van een systematische monitoring van de verontreiniging en toxiciteit van zoute baggerspecie uit havens langs de Nederlandse kust (Figuur 1);
- 2001: het ontwikkelen van het nieuwe beoordelingsstelsel voor zoute baggerspecie en de uiteindelijke besluitvorming over de invoering ervan.

De coördinatie was in handen van de RWS-werkgroep Zoute Baggerspecie. Het onderzoek is uitgevoerd door RIKZ in samenwerking met een achttal Nederlandse bedrijven en instituten en met enkele buitenlandse instellingen. De voortgang van het project was op www.zeeslib.nl te volgen.

2 Beleidsmatige overwegingen

2.1 Doelstellingen; wat willen we bereiken voor het zeemilieu?

Het doel van het nieuwe beoordelingsstelsel is het verder terugdringen van de vervuiling van het zeemilieu (de contaminatie én het ecotoxicologisch effect), voor zover dit teweeg wordt gebracht door het storten van havenslib. Omdat baggerspecie bestaat uit zand en natuurlijk rivier- en zeeslib dat in het ecosysteem thuishoort, moet het gebaggerde materiaal zoveel mogelijk in het kustwater worden teruggebracht. Zoute baggerspecie hoort dus in zee thuis, mits het 'schoon' is, en daar dient op getoetst te worden.

Naast deze algemene doelstelling zijn er drie specifieke en kwantificeerbare doelen van het nieuwe beoordelingsstelsel te noemen, namelijk:

- het verkleinen van het verspreidbare volume aan baggerspecie dat een direct toxisch effect heeft op het bodemleven;
- het terugdringen van de TBT-vervuiling van het kustwater via de baggerspecie en
- het voorkómen van verspreiding van baggerspecie met een hoge vervuilingsgraad aan (persistente) stoffen met een dioxineachtig werkingsmechanisme.

Deze drie doelen zullen gebruikt worden om het nieuwe beoordelingsstelsel op z'n waarde te schatten (zie hoofdstuk 4).

2.2 Wat zijn de middelen?

Baggerspecie is geen primaire bron van verontreiniging, maar raakt vervuild door emissies vanuit de scheepvaart, industriële lozingen, atmosferische depositie enzovoorts. Maatregelen aan deze primaire bronnen zijn uiteraard het meest effectieve middel om de verontreiniging tegen te gaan. De succesvolle emissie maatregelen hebben ervoor gezorgd dat de verontreiniging van baggerspecie, vooral die met metalen en PCB, is afgenomen.

Het opruimen van vervuilde waterbodems is een ingewikkelde en kostbare zaak. Door voortschrijdende wetenschappelijke inzichten wordt er nu, vergeleken met de jaren tachtig, minder dramatisch aangekeken tegen de ernst en gevolgen van vervuilde waterbodems. Desondanks zijn depots en verwerkingsmethoden noodzakelijk om sterk vervuilde waterbodems in op te bergen.

Het huidige beleid voor de verspreiding van matig vervuilde zoute baggerspecie vereist ook de nodige depot- en verwerkingscapaciteit voor materiaal dat niet aan de uniforme gehaltetoets voldoet.

Rijkswaterstaat gaat ervan uit dat de implementatie van het nieuwe beoordelingsstelsel geen trendbreuk in dit beleid tot gevolg heeft. Sinds 1985 wordt vervuilde zoute baggerspecie uit de haven van Rotterdam opgeslagen in 'de Slufter'. Het beleid van het Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam, de mede-eigenaar van 'de Slufter', is erop gericht om de aanleg van een nieuw depot te voorkomen. Inmiddels zijn er in verschillende provincies kleinere baggerdepots verschenen, is het depot IJsselooq gerealiseerd voor de (zoete) saneringspecie uit

het Ketelmeer en is gestart met de aanleg van het depot Koehorstopolder in Zeeuws-Vlaanderen.

Maar vanuit de maatschappij komen bezwaren tegen de aanleg van baggerdepots vanwege de negatieve uitstraling van dergelijke voorzieningen. Vandaar dat de Tweede Kamer een sterke impuls wil geven aan reinigingstechnieken, met zandscheiding als de belangrijkste optie. Vanaf 2002 geldt daarom een toeslag op reinigbare baggerspecie die in depot wordt gestort.

2.3 Internationale kaders

Er bestaan internationale richtlijnen voor het omgaan met baggerspecie en de verspreiding in het mariene milieu. Deze richtlijnen zijn opgesteld onder auspiciën van de IMO (London Convention, LC), de Oslo and Paris Convention (OSPAR) en PIANC (Permanent International Association of Navigation Congresses). De nationale implementatie van de OSPAR en London Convention guidelines krijgt gestalte in de Wet verontreiniging zeewater. Beide verdragen brengen een internationale rapportageverplichting met zich mee over de gehalten aan diverse standaardstoffen in baggerspecie die in het kustwater verspreid wordt. Een uitbreiding van de monitoringsverplichting ligt in het verschiet vanuit de Europese Kader Richtlijn Water. Het analyseren van de 'klassieke' stoffen blijft daarom nodig.

In de OSPAR- en LC- guidelines zijn, naast de chemische analyses, biologische effectmetingen genoemd als methoden om de baggerspecie te karakteriseren. Sinds 1977 is in de USA de beoordeling van baggerspecie gebaseerd op bioassays en bioaccumulatietesten en niet op chemische analyses in het sediment. Deze aanpak is ook in opkomst in onder meer Canada, diverse W-Europese landen en Hongkong. Bovendien is er grote interesse in de wetenschappelijke wereld om te komen tot een verdere verbetering van de ecologische risicobeoordeling van milieuvervuiling door gebruik te maken van biologische effectmetingen (bv. ICES, 2000 en SETAC, 1993).

2.4 Een gebiedsgerichte invulling?

Een beoordelingssysteem per gebied biedt in principe de mogelijkheid om lokale verschillen (qua kwaliteitsdoelstellingen van het watersysteem of de saneringsinspanningen van vergunning- of ontheffingaanvragers) mee te laten wegen in het toetsingsbeleid. Echter, de relatief korte Nederlandse kust kan als één regio beschouwd worden, gelegen aan dezelfde Noordzee met daaraan verbonden de Waddenzee en de Deltawateren. Na de invoering van de uniforme gehaltetoets in 1994 (Evaluatienota water, 1994) ligt het niet voor de hand om weer terug te gaan naar een differentiatie van de toetsingsparameters of toetswaarden per deelgebied.

2.5 Meningen van de betrokken partijen

Vertegenwoordigers van havenbedrijven, milieuorganisaties, onderzoeksinstituten en Rijkswaterstaat werden, tijdens een workshop in juni 2000, gevraagd hun mening te geven over de inrichting van het nieuwe beoordelingssysteem. De vragen en reacties zijn in bijlage 2 terug te vinden.

Geconcludeerd kan worden dat de havenbedrijven argwanend staan tegenover een nieuw beoordelingsstelsel, vooral omdat de consequenties voornamelijk niet te overzien zijn. Wel pleitte de Nationale Havenraad in 1989 voor toepassing van effectgerichte benadering (Nationale Havenraad, 1989). De onderzoeksinstituten zijn voorstander van het toepassen van bioassays. Rijkswaterstaat erkent eveneens de noodzaak van een vernieuwing in de beoordeling, hoewel er, door de verschillende taken die de vertegenwoordigers hebben, niet altijd een eensluidend beeld ontstaat. De milieuorganisaties maken zich sterk voor een strengere regelgeving op het hele scala aan parameters en specifiek voor een toetsing op TBT (zie ook Waterpakt, 1999). In 2000 heeft de milieuorganisatie Greenpeace diverse acties en een procedure voor de Raad van State gevoerd om de verspreiding van TBT-houdende baggerspecie tegen te gaan. De milieuorganisatie had beroep aangetekend tegen het op de Noordzee lozen van havenslib van de havens van Rotterdam, Scheveningen en IJmuiden op grond van de aanwezigheid van TBT in dit slib en op grond van de externe werking van de Vogel- en Habitatrichtlijn. Dit beroep is op 21 mei 2001 door de Afdeling bestuursrechtspraak van de Raad van State ongegrond verklaard. Een belangrijke rol in deze zaak speelde het argument van het ministerie van Verkeer en Waterstaat dat ze in 2002 een nieuw beoordelingsstelsel zal introduceren, waarin naast biologische effectmetingen ook een nieuwe norm voor TBT in het havenslib wordt voorgeschreven.

3 Een evaluatie van toetsingsparameters

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de ontwikkelingen in de chemische toetsing en de keuze van de biologische testen bij de routinematige beoordeling van baggerspecie. Deze overwegingen vormen de basis voor de chemie-toxiciteit-toets (CTT) die in hoofdstuk 4 besproken wordt.

3.1 Evaluatie van chemische toetsing

3.1.1 Trend

Een evaluatie van de chemische kwaliteit van de baggerspecie over de afgelopen 15 jaar toonde aan dat de chemische kwaliteit van de baggerspecie sterk is verbeterd. Zware metalen, zoals chroom, nikkel, cadmium en lood, of organochloorbestrijdingsmiddelen, zoals lindaan, aldrin, dieldrin, endrin en telodrin, zijn geen milieuprobleem meer in baggerspecie (Yland *et al.*, 2000). De contaminatie met onder meer zeldzame aardmetalen (Sneller *et al.*, 2000; Yland *et al.*, 2000) en radionucliden (Hegeman, 2000) is beperkt en lokaal, zodat een routinematige toetsing van baggerspecie niet nodig is.

TBT is wel een van de belangrijkste verontreinigingen in zoute baggerspecie. De stof is afkomstig uit de aangroeiwerende verven op de wanden van zeeschepen. Gezien het internationale voornemen (IMO) tot een wereldwijd verbod op het gebruik van TBT, is het komende decennium een afname in de vervuilingsgraad te verwachten. De verspreiding van de baggerspecie levert nu nog een substantiële bijdrage aan de TBT-vervuiling van het kustwater (zie paragraaf 3.1.4.).

Als algemene probleemstoffen in de zoute baggerspecie worden nu nog beschouwd stoffen met een dioxineachtige werking zoals de 'platte' PCBs¹, narcotiserende stoffen zoals olie, carcinogene stoffen zoals enkele PAKs, hormoonverstorende stoffen zoals TBT en -in sommige gevallen- de neurotoxische stoffen zoals kwik. Bovendien bestaat nu steeds meer het besef dat er een scala van 'onbekende' toxische stoffen in het milieu aanwezig is. Voor het identificeren van dergelijke stoffen is het zinvol om allereerst biologische detectiesystemen in te zetten. Vervolgens kunnen dan gerichte chemische analyses worden uitgevoerd.

3.1.2 Is standaardisatie nodig?

Om de vervuilingsgraad van waterbodems ter plaatse beter in te schatten en onderling te vergelijken, worden de gehalten aan stoffen in sedimenten genormaliseerd. De normen bij de uniforme gehaltetoets (UGT) hebben, net als maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR), streef- en interventiewaarden, betrekking op een standaard waterbodem met 10% organisch stof en 25% klei. In zoute baggerspecie zijn de genormaliseerde gehalten ongeveer een factor 1.5 á 2 hoger dan de niet-genormaliseerde gehalten (Yland *et al.*, 2000).

¹ Polychloorbiphenylen met de chloor-atomen op bepaalde posities in het molecuul, waardoor de stof een toxische werking heeft; bijvoorbeeld PCB-77 en PCB-126.

Het achterliggende idee, vanuit de evenwicht-partitie-theorie (DiToro *et al.*, 1991), is dat de biologische beschikbaarheid van organische microverontreinigingen sterk bepaald wordt door het organische koolstof gehalte van het sediment². Bij het baggeren en het verspreiden van zoute baggerspecie op de zeebodem ontstaat er een geheel andere situatie door herverdeling en menging van het slib en de contaminanten zodat er geen sprake is van een evenwicht-partitie. Standaardisatie van de gehalten aan stoffen in het te baggeren havenslib is daarom overbodig. Om zee-vervuiling zo effectief mogelijk tegen te gaan, is een optimaal gebruik van baggerdepots vereist. Prioriteit moet daarom gegeven worden aan baggerspecie met het hoogste absolute gehalte aan verontreinigingen in plaats van het hoogste genormaliseerd gehalte.

3.1.3 Som-parameters

Chemische routine analyses leveren data voor onder meer een 16-tal PAK componenten en 7 PCB-congeneren. De componenten chryseen, fenanthreen en de congenen PCB-28 en PCB-153 blijken het meest kritisch te zijn bij de huidige toetsing aan de UGT.

Wat betreft de basistoxiciteit van PAKs kan worden uitgegaan van een gecombineerde werking van alle componenten tezamen (Swartz, 1999). Het is daarom wenselijk de toetsing van zoute baggerspecie uit te voeren aan de hand van een gesommeerde concentratie.

Bovendien sluit dit goed aan bij de toetsingswaarden voor de verspreiding van sediment vanuit zoetwaterbodems, streef- en interventiewaarden waarvoor de Som 10-PAK geldt.

De afzonderlijke PCB-congeneren zijn, met uitzondering van PCB-118, van zeer beperkte ecotoxicologische betekenis en toetsing van de afzonderlijke componenten kan tot foutieve beoordelingen leiden. Door sommatie van de 7 congenen wordt een betere schatting gemaakt van de totale PCB-belasting van een sediment. Ook hier kan worden aangesloten bij de streef- en interventiewaarden waarvoor de Som 7-PCB geldt.

3.1.4 Invloed van baggerstort op waterkwaliteit in het kustwater

Het Hollandse kustwater staat onder invloed van de aanvoer van stoffen uit de aangrenzende zeewateren, vanuit de grote rivieren, via de atmosfeer, de emissies van de scheepvaart en het storten van vervuilde baggerspecie.

Het is een gegeven dat een verder aanscherpen van de normen voor 'klassieke' stoffen in de uniforme gehaltetoets, het oude voornemen in de Derde nota waterhuishouding, nauwelijks tot een verbetering van het zeewater zal leiden (Lourens, 1997).

De invloed van het verspreiden van baggerspecie op de waterkwaliteit is met waterkwaliteitsmodellen ingeschat. Voor metalen, PAKs, PCBs (Sonneveldt & Laane, 2000) en TBT (Stronkhorst, 1996) is de relatieve bijdrage van de baggerspecie aan de contaminatie van de kustzone tot 20 km uit de kust geschat op respectievelijk 25, 13, 18 en 30%.

² Bij een beoordeling van een vervuild sediment *in situ* kan de normalisatie op onder meer organisch koolstof de schatting van de ecologische risico's verbeteren.

3.2 Biologische effectmetingen

3.2.1 Algemeen

Toxiciteitstesten (bioassays) worden alom beschouwd als een noodzakelijke aanvulling op chemische metingen om de verontreiniging van baggerspecie goed te kunnen beoordelen (SETAC, 1993; EPA-ACE, 1998; IMO, 2000). Dergelijke testen geven inzicht in:

- de aanwezigheid van onbekende stoffen,
- de gezamenlijke effecten van de cocktail aan verontreinigingen en
- de mate waarin de stoffen biologisch beschikbaar zijn.

3.2.2 Selectie van bioassays

In de afgelopen jaren heeft het RIKZ een 11-tal bioassays onder de loep genomen om te zien of een toepassing voor routinematige beoordeling van zoute baggerspecie mogelijk is. Van zeven bioassays zijn standaardvoorschriften opgesteld (Schipper en Stronkhorst, 1999). Op grond van een ringtest onder vier laboratoria (Stronkhorst *et al.*, subm.) zijn uiteindelijk vier bioassays geselecteerd en toegepast in het systematische monitoringsprogramma in 1999 en 2000, namelijk:

1. Een 10-daagse hele-sediment test naar de overleving van het slijkgarnaaltje *Corophium volutator*;
2. Een 14-daagse hele-sediment test naar de overleving en het heringraafgedrag van de zeeklit *Echinocardium cordatum*;
3. Een bacteriëntest met *Vibrio fischeri* die worden blootgesteld aan een sediment-suspensie gedurende 20 minuten, waarna de negatieve invloed op het metabolische proces wordt gemeten. Dit is de zogenaamde Microtox Solid Phase test;
4. De DR-CALUX assay, een test met genetisch gemodificeerde rattenlevercellen, die specifiek reageert op stoffen met een dioxineachtig werkingsmechanisme in een sediment-extract (Murk *et al.*, 1996).

De bioassays zijn gekozen op grond van de volgende criteria:

- Een hoog ecologische relevantie. Er is gekozen voor hele-sediment testen met organismen (zeeklit, slijkgarnaal en bacterie) die voorkomen in het Nederlandse kustwater. Deze drie bioassays reageren op de combinatie van verontreinigingen in het sediment. Voor de omgeving van de baggerstort geven deze toxiciteitstesten een belangrijke indicatie van de ecotoxicologische risico's. De DR-CALUX assay reageert op stoffen als dioxines, furanen en bepaalde PCB-congeneren (zoals PCB-77 of 126). Deze verbindingen zijn zeer bezwaarlijk voor de toppredatoren in het mariene milieu op mondiaal niveau en vertonen daarnaast vaak een correlatie met andere persistente organische verbindingen. Niet geschikt bleken enkele aquatische testen (met het raderdiertje *Brachionus plicatilis* en de copopode *Acartia tonsa*). Deze bioassays werden uitgevoerd met het poriewater uit havensedimenten, maar gaven geen goede voorspelling van de vervuilingsgraad van het havensediment.
- Kleine inter- en intralaboratorium variatie. De bioassays met de zeeklit, de slijkgarnaal, de bacteriën en de DR-CALUX assay bleken goed reproduceerbare resultaten op te leveren. Enkele testen gaven medio 1999 nog een relatief grote intra- en interlaboratorium variatie te zien en vielen af (de Mutatox test en de oesterlarven test met *Ostrea gigas*).

- Beperkte kosten. De kostprijzen van de testen met de zeeklit, de slijkgarnaal de bacterie en de DR-CALUX assay zijn respectievelijk ca. f 1.600,-, f 800,-, f 400,- en f 600,- per bemonsteringslocatie. Naarmate de bioassays frequenter worden toegepast, zal mogelijk enige prijsdaling optreden. Zo is de prijs van de test met de slijkgarnaal in de afgelopen paar jaar gehalveerd. Daartegenover staat dat het verzamelen van zeeklitten op de Noordzee met schepen een stijging in kosten laat zien. De testen met vissen (*Cyprinodon variegatus*) zijn te kostbaar voor routinematige toepassing en daarom niet verder gebruikt. Dit geldt ook voor de gevoelige maar arbeidsintensieve early-life-stage (ELS) testen met de zeeëgel *Psammechinus miliaris*.
- Een kleine kans op 'valse-positieven'. In sedimenten kunnen diverse storende factoren aanwezig zijn die de toxicologische respons van een bioassay kunnen vertroebelen. Valse positieven zijn resultaten van bioassays die worden toegeschreven aan de effecten van microverontreinigingen maar die eerder het gevolg zijn van een te hoog of te laag zuurstof-, ammonium-, sulfide- of zoutgehalte of een verkeerde zuurgraad. Bij de laboratorium-testen kunnen deze randvoorwaarden soms tot biologische effecten leiden, maar bij het verspreiden van baggerspecie spelen ze geen rol omdat het stoffen betreft die niet persistent zijn. Ammoniak is een veel genoemde 'storende' factor in het vaststellen van biologische effecten van sedimentgebonden microverontreinigingen. Dergelijke randvoorwaarden zijn in detail bekend voor de testen met de zeeklit, de slijkgarnaal, de bacterie en de DR-CALUX assay zodat de kans op 'valse positieven' zeer klein is. De eerder genoemde copepode *A. tonsa* bleek niet geschikt te zijn doordat deze met name reageert op het relatief hoge ammoniakgehalte in de baggerspecie. Het kniksprietkreeftje *Bathyporeia sarsi* is een amphipode die leeft in zandige intergetijdengebieden. De soort is daarom minder geschikt om slibrijk havensediment te testen.

Na het voltooien van het monitoringsprogramma (zie hoofdstuk 4.3.), waarbij zeer uiteenlopende typen sedimenten zijn getest, is de testbatterij met vier bioassays nogmaals geëvalueerd. De bioassays leverden in de meeste gevallen betrouwbare schattingen op van de sediment-toxiciteit. In een aantal gevallen was er geen zekerheid of de respons een gevolg was van toxiciteit door microverontreinigingen, omdat randvoorwaarden overschreden werden. Dergelijke 'valse-positieven' zijn in de verdere data-analyse buiten beschouwing gelaten. Daarnaast zijn er bij de zeeklit-test een paar onverwachte effecten gevonden, waarvoor niet direct een plausible verklaring is te geven. Daarom is aanvullend validatie-onderzoek met de zeeklit-test nodig, alvorens de bioassay routinematig kan worden ingezet.

3.2.3 Systeem van kwaliteitsborging

Het systeem van quality assurance/quality control (QA/QC) is een algemeen principe voor kwaliteitsborging van analyses in laboratoria. Voor sediment-toxiciteitstesten met zoute baggerspecie is een dergelijk QA-systeem opgezet en QC uitgevoerd die bestaat uit de volgende elementen:

- Standaardvoorschriften voor het uitvoeren van de bioassays. Protocollen van zeven bioassays zijn beschreven in het Handboek Toxiciteitstesten voor zoute baggerspecie (Schipper en Stronkhorst, 1999).

- Inter-laboratoria vergelijking. Voor vijf bioassays is in 1998 een eerste ringtest tussen vier laboratoria uitgevoerd (Stronkhorst *et al.*, in prep.).
- Inspectie bij de uitvoering van testen, aan de hand van eisen ten aanzien van a) de respons van testorganismen in negatieve en positieve controlemonsters, b) maximale bewaartijd van de sedimenten en c) testcondities zoals zuurstofgehalte en temperatuur. Acceptatie van de testresultaten geschiedt wanneer aan deze uitvoeringseisen wordt voldaan.
- Validatie van de geaccepteerde gegevens aan de hand van eisen aan sedimentafhankelijke randvoorwaarden zoals pH, concentratie aan ammoniak, sulfide, saliniteit en de korrelgrootteverdeling. Alleen data die aan deze randvoorwaarden voldoen worden bij de beoordeling van de baggerspecie gebruikt.

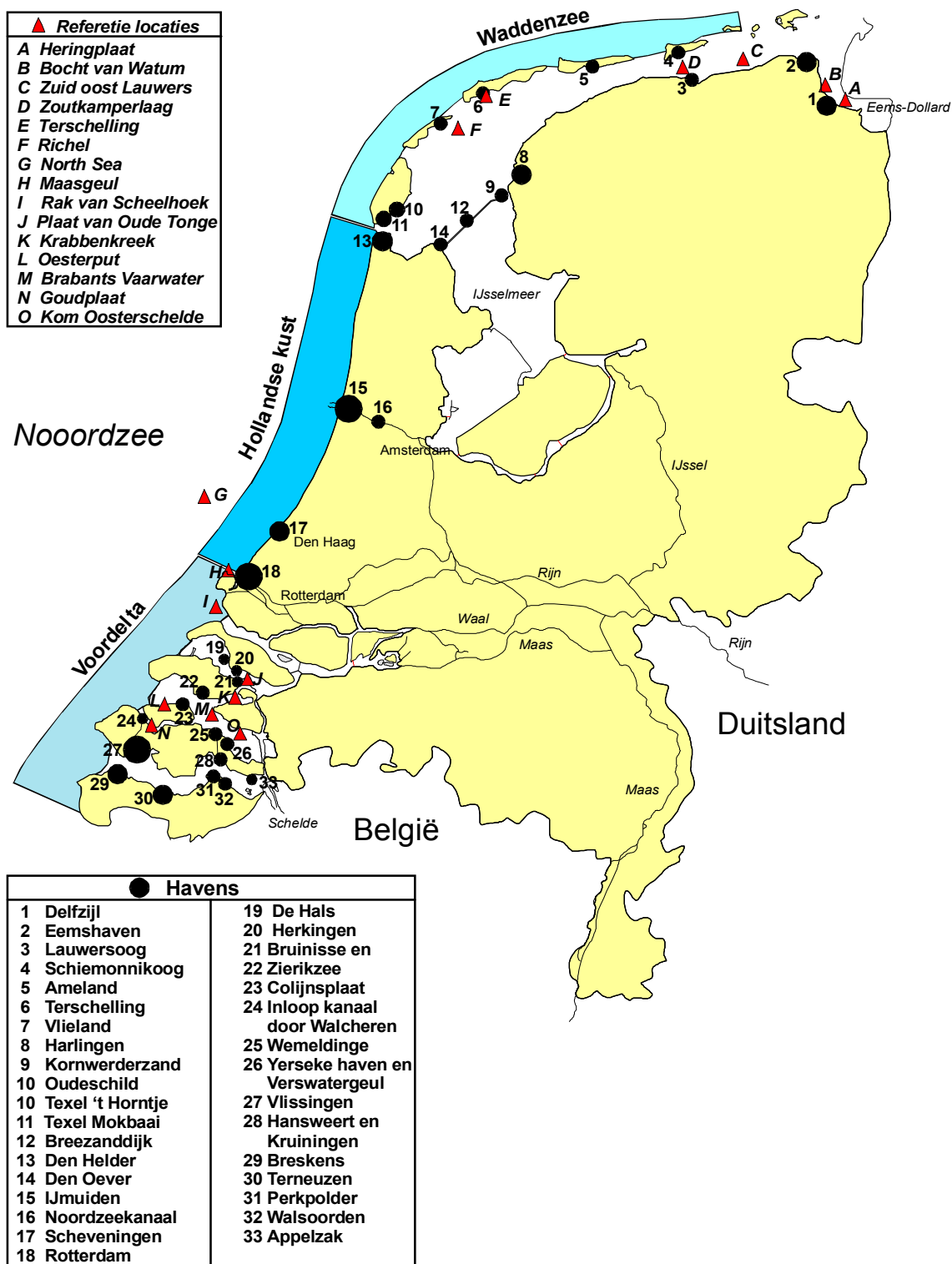
3.2.4 Toxiciteit identificatie

Wanneer met bioassays is vastgesteld dat een bepaalde hoeveelheid baggerspecie een ecologisch risico vormt voor het zeeleven, is dit voldoende aanleiding voor het bevoegd gezag om af te zien van het verlenen van een ontheffing of vergunning. Echter, voor de vergunningaanvrager is het van belang om herhaling te voorkomen en inzicht te krijgen in de oorzaken van de biologische effecten. Wanneer duidelijk is geworden bij welke stofgroep(en) de oorzaak ligt, begint vervolgens de zoektocht naar de bronnen. In de USA is al ruime ervaring met de zogenaamde Toxicity Identification Evaluation (TIE) voor effluënten, evenals voor zoute waterbodems (Burgess *et al.*, 1996). Dit heeft ook in Nederland (Rijkswaterstaat en TNO) zijn entree gedaan. De bioassays vormen dus een hulpmiddel om richting te geven aan het emissie-beleid.

3.2.5 Biologische effecten op een loswal

In 1996 en 1997 is onderzoek gedaan op de stortlocatie van baggerspecie uit Rijnmond, gelegen voor de kust van Scheveningen (Stronkhorst, 1998). Op deze loswal worden grote hoeveelheden licht vervuilde baggerspecie gestort en kleinere hoeveelheden meer vervuuld havenslib. De loslocatie ligt in een ondiepe kustzone (ca.-15 m NAP) waar de getijdenstroming en de wind voor veel turbulentie zorgen. Zodoende verdwijnt het merendeel van het fijne havenslib met de stroming in noordelijke richting langs de Hollandse kust. Uit het onderzoek is gebleken dat de gehalten aan microverontreinigingen op de stortlocatie ten opzichte van het gezeefde fijne slibmateriaal van omliggende referentielocaties tot een factor 4 verhoogd zijn (PCBs, TBT). In het geval van PAKs en metalen is nauwelijks sprake van een verhoogde vervuilingsgraad. De absolute gehalten in de zandige bodem van de kust liggen echter beduidend lager.

De bodemfauna in de directe omgeving van de loslocatie bleek sterk verarmd, wat vooral was toe te schrijven aan de fysische beïnvloeding (bedelving onder een laag van sediment). Er werden zeer geringe ecotoxicologische effecten aangetoond. Na het beëindigen van de baggerstort blijkt de bodemfauna zich bovendien snel (in 1-4 jaar) te herstellen. Over het algemeen voldoet de uniforme gehaltetoets dus aan de doelstelling om het zeemilieu te beschermen. Echter, actuele risico's zijn niet uit te sluiten, gezien enkele waarnemingen van sedimenttoxiciteit (Van der Hurk *et al.*, 1996) en hoge gehalten aan TBT op de loswal (Ariese *et al.*, 1997).



Figuur 1. Havens en referentie meetpunten langs de Nederlandse kust waarvan sediment en baggerspecie onderzocht zijn op verontreiniging en toxiciteit.

4 De chemie-toxiciteit-toets CTT

4.1 Algemeen

Uitgangspunten

De toetsingsparameters zoals die in het vorige hoofdstuk zijn besproken vormen de basis van de chemie-toxiciteit-toets (CTT).

De volgende uitgangspunten zijn van toepassing:

- De uniforme gehaltetoets (UGT) omvat een lijst met stoffen die sinds de begin jaren tachtig ongewijzigd is gebleven. De meeste toetsingsparameters blijven relevant, met uitzondering van lindaan, endrin, aldrin en dieldrin die alleen bij hoge uitzondering aangetroffen worden.
- De getalswaarden van de UGT liggen op een niveau dat voldoende bescherming biedt tegen de verontreiniging van het kustwater waarin de baggerspecie verspreid wordt (zie paragraaf 4.2.1.1.). De getalswaarden kunnen zodoende gehandhaafd blijven.
- Een betere toetsing op de verontreiniging met PAKs en PCBs is mogelijk door af te stappen van een beoordeling van afzonderlijke componenten of congenere, en over te gaan op de somparameters Som 10-PAK en Som 7-PCB. Nieuwe criteria zijn vereist voor Som 7-PCB en Som 10-PAK (zie paragraaf 4.2).
- Voor het verspreiden van baggerspecie is de normalisatie van gehalten naar een 'standaard bodem' niet nodig.
- Om het scala aan verontreinigingen beter af te dekken zijn de volgende aanvullende toetsingsparameters noodzakelijk: TBT, de Slijkgarnaal- en Microtox SP bioassays voor de combinatietoxiciteit en de DR-CALUX assay voor de groep van persistente stoffen met een dioxineachtige werking. De maatlatten van deze beoordelingscriteria komen in paragraaf 4.2. aan de orde.

Systematische monitoring

De implicaties van de CTT worden in paragraaf 4.3. behandeld. In 1999 en 2000 is hiervoor een systematische monitoringsprogramma uitgevoerd om een actueel beeld te krijgen van de vervuiling en toxiciteit van de baggerspecie op ca. 260 locaties in havens en ca. 20 referentie locaties langs de Nederlandse kust (Figuur 1). Dit programma³ omvatte de bioassays (DR-CALUX, Slijkgarnaal en Microtox SP), de standaard chemische analyses en TBT.

De bioassays zijn uitgevoerd op de laboratoria van TNO in Den Helder, Delft en Apeldoorn en bij AquaSense BV in Amsterdam en Colijnsplaat. De chemische analyses vonden plaats bij Alcontrol in Hoogvliet.

Tijdens het monitoringsprogramma zijn 50 locaties in twee achtereenvolgende jaren (1999 en 2000) onderzocht. Zodoende was voor de vier nieuwe parameters vast te stellen of een tweede meting goed correspondeerde met de voorgaande meting.

³ Dit programma was gekoppeld aan de routinematige bemonstering die plaatsvindt in het kader van de Wvo-vergunningverlening of Wvz-ontheffingverlening. Vandaar dat gekozen is voor de gangbare bemonsteringsstrategie per baggervak. Het jaarlijkse baggervolume van deze vakken is bekend.

Tabel 1. De toetsingswaarden van de uniforme gehaltetoets UGT en de chemie-toxiciteit-toets CTT.

Test/ stofnaam	Groep	Eenheden	UGT ¹	CTT ²
Slijkgarnaal ³ bioassay	combinatie toxiciteit	sterfte (%)	-	35
Microtox SP ⁴	combinatie toxiciteit	TU ⁵	-	100
DR-CALUX ⁵	dioxine-achtigen	ng TEQ/kg ds	-	50
Tributyltin (TBT)	organometaal	µg Sn/kg ds	-	100
Koper (Cu)	metaal	mg/kg ds	60	60
Arseen (As)	metaal	mg/kg ds	29	29
Cadmium (Cd)	metaal	mg/kg ds	4	4
Kwik (Hg)	metaal	mg/kg ds	1.2	1.2
Chroom (Cr)	metaal	mg/kg ds	120	120
Zink (Zn)	metaal	mg/kg ds	365	365
Nikkel (Ni)	metaal	mg/kg ds	45	45
Lood (Pb)	metaal	mg/kg ds	110	110
Som 10-PAK	PAK	mg/kg ds	-	8
Benzo(ghi)peryleen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Benzo(a)pyreen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Benzo(k)fluorantheen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Indeno(1,2,3cd)pyreen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Anthraceen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Benzo(a)anthraceen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Fenanthreen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Fluorantheen	PAK	mg/kg ds	2	-
Chryseen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Naftaleen	PAK	mg/kg ds	0.80	-
Aldrin	OCP	µg/kg ds	30	-
Endrin	OCP	µg/kg ds	30	-
Dieldrin	OCP	µg/kg ds	30	-
Lindaan	OCP	µg/kg ds	20	-
Hexachloorbenzeen	OCP	µg/kg ds	20	20
Som DDT	OCP	µg/kg ds	20	20
Minerale olie C10-40	Olie	mg/kg ds	1250	1250
Som 7-PCB	PCB	µg/kg ds	-	100
PCB 28	PCB	µg/kg ds	30	-
PCB 52	PCB	µg/kg ds	30	-
PCB 101	PCB	µg/kg ds	30	-
PCB 118	PCB	µg/kg ds	30	-
PCB 138	PCB	µg/kg ds	30	-
PCB 153	PCB	µg/kg ds	30	-
PCB 180	PCB	µg/kg ds	30	-

¹ met standaard bodem correctie, ² zonder standaard bodem correctie, ³ de amphipode *C. volutator* volgens SOP SPECIE-01; ⁴ de bacterie *V. fischeri* volgens SOP SPECIE-02, ⁵ een zg. cellijn volgens SOP SPECIE-07; ⁶ toxic unit; uitgedrukt als de reciproke van sediment concentratie (droge stof basis) waarbij de bioluminescentie door de bacteriën met 50% is afgenomen, gecorrigeerd voor de invloed van fijne slibdeeltjes ($1/EC_{50,corr}$).

Bijlage 4 toont de resultaten van deze 'dubbele' waarnemingen. De meeste waarnemingen blijken goed overeen te komen. De eventuele verschillen zijn toe te schrijven aan de afwijkende condities in het veld (andere graad van vervuiling door baggeractiviteiten, lozingen e.d.). Het quality assurance/quality control systeem voor de bioassays (zie paragraaf 3.2.3.) identificeerde diverse waarnemingen die niet aan de gestelde randvoorwaarden voldeden; deze resultaten zijn bij de verdere data-analyse buiten beschouwing gelaten. Alle gegevens zijn overigens op www.zeeslib.nl te vinden.

4.2 Beoordelingscriteria

De toetsingswaarden van de CTT en de UGT zijn in onderstaande tabel samengevat (tabel 1). Achtereenvolgens worden de criteria voor de chemische parameters en de bioassays besproken.

4.2.1 Chemische parameters

Voor het afleiden van de chemische productnormen voor de zoute baggerspecie is gebruik gemaakt van:

- Gepubliceerde algemene sedimentkwaliteitscriteria en pass-fail criteria voor de verspreiding van baggerspecie in zee zoals die in het buitenland gehanteerd worden (o.a. OSPAR, 1998);
- Achtergrondconcentraties van microverontreinigingen in zwevend stof. Deze gegevens zijn afkomstig uit het routine meetprogramma MWTL van Rijkswaterstaat.

4.2.1.1 Vergelijking tussen kwaliteitscriteria

In Nederland gelden als kwaliteitsnormen voor waterbodems de streefwaarden (SW) als lange termijn doelstelling, het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) als inspanningsverplichting voor de korte termijn en de Interventiewaarden (IW) waarboven sanering van de waterbodem urgent is (bijlage 5A). Buitenlandse streefwaarden voor de algemene kwaliteitscriteria voor zoute sedimenten zijn in bijlage 5B genoemd en de normen voor de verspreiding van baggerspecie in zee in bijlage 5C.

Veel gehanteerde criteria voor de interpretatie van monitoringsdata van sedimenten in N-Amerika zijn de TEL, PEL, ERL en ERM⁴. De ERM (Long *et al.*, 1995) en de PEL (McDonald *et al.*, 1996) geven een niveau aan waarboven negatieve biologische effecten waarschijnlijk worden geacht. Bij gehalten onder de ERL of TEL is het aannemelijk dat er geen sedimenttoxiciteit is. Over het algemeen blijken de meeste toetswaarden van de UGT redelijk goed overeen te komen met de ERM (bijlage 5C).

De ERL, TEL en streefwaarden (SW) zijn indicatief voor het niveau waar beneden biologische effecten onwaarschijnlijk zijn. In baggerspecie uit havens langs de Nederlandse kust worden deze criteria in alle gevallen overschreden. Dat geldt ook voor de MTR, de algemene kwaliteitsdoelstelling voor sedimenten in Nederland; vooral de kritische normen voor TBT en PCBs zijn hier debet aan.

⁴ PEL (Probable Effect Level) en ERM (Effect Range Median) representeren gehalten waarboven significante risico's voor aquatische organismen te verwachten zijn. TEL (Threshold Effect Level) of ERL (Effect Range Low) representeren gehalten beneden welke geen significante risico's voor aquatische organismen te verwachten zijn (Long *et al.*, 1996; MacDonald *et al.*, 1997).

4.2.1.2 Achtergrondgehalten

Havens zoals die in Hamburg en Rotterdam liggen aan het einde van een stroomgebied, waar de rivier overgaat in zee. Een aanzienlijk deel van de sedimentgebonden vervuiling verplaatst zich met het zwevende stof door de rivier en haven naar de zee. Het overige deel sedimenteert in het havenbekken en vormt baggerspecie.

Bijlage 6 geeft een overzicht van de gehalten aan diverse microverontreinigingen in het zwevende stof uit de Nieuwe Waterweg bij Maassluis en in het Nederlandse kustwater (Eems-Dollard, Waddenzee, Hollandse kust en Westerschelde). De mediane gehalten in de Nieuwe Waterweg van cadmium, PCBs en HCB liggen een factor vier boven het achtergrondniveau in het kustwater, maar voor de andere metalen zijn de verschillen klein. Het zwevende stof in het Rijnmondgebied heeft gehalten aan koper, zink, chroom, nikkel en lood die dicht aanliggen tegen de toetswaarden van de UGT. Het is weinig effectief om voor de baggerspecie kwaliteitscriteria te stellen die beneden het niveau liggen van wat er gemiddeld aanwezig is in het zwevende stof. Dit verontreinigingsniveau kan redelijkerwijs niet op het conto van de havenbeheerder worden geschreven.

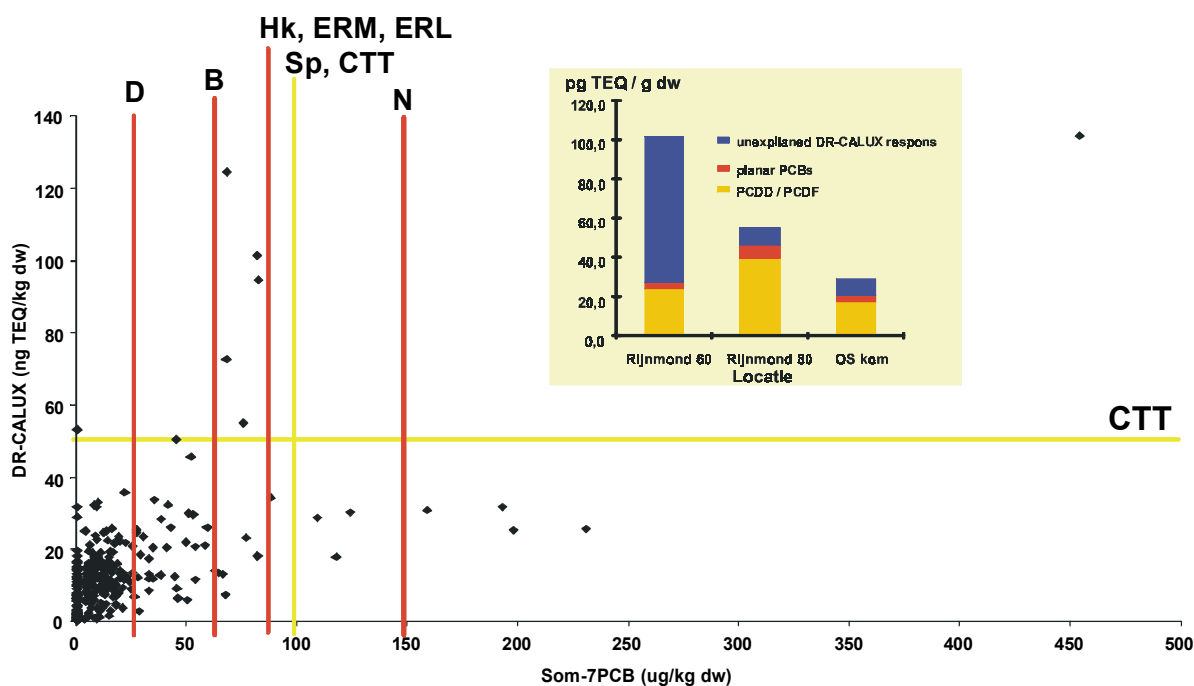
4.2.1.3 Nieuwe toetswaarden

TBT:

Er zijn veel gegevens beschikbaar over de aquatische toxiciteit van TBT. De algemene milieukwaliteitsnorm MTR voor zout water is 1 ng TBT/l. Door gebruik te maken van een partiticoëfficiënt -verdeling tussen sediment en (porie)water- van 740 l/kg ds is een MTR voor een standaard bodem van 0.29 µg Sn/kg afgeleid. Alle baggerspecie overschrijdt deze waarde, zelfs de sedimenten met een gehalte beneden de detectiegrens (1 µg Sn/kg d.s.). Als alternatieve methode zijn laboratoriumexperimenten uitgevoerd naar de overleving van mariene bodemorganismen (onder meer amphipoden en de zeeklit) die werden blootgesteld aan met TBT vervuilde sedimenten (Stronkhorst & Crommentuijn, in prep.). Als criterium werd een gemiddelde waarde van 90 µg Sn/kg d.s. afgeleid.

De normen voor baggerspecie in het buitenland zijn schaars en variëren sterk per land. België kent de meest stringente toetswaarde van 7 µg Sn/kg, maar deze is alleen van kracht indien ook een andere toetsparameter wordt overschreden. Voor de Duitse federale waterwegen zal mogelijk in 2001 een norm van 240 µg Sn/kg ds van kracht worden. Aanscherping volgt wanneer de voorgenomen internationale maatregelen tegen het gebruik van TBT op zeeschepen van kracht worden (naar verwachting 120 µg Sn/kg ds in 2005 en 60 µg Sn/kg ds in 2010). In Hongkong worden de TBT-analyses niet in het sediment uitgevoerd maar in het poriewater (LC-SG, 2000). Als criterium geldt daar 0.15 µg TBT/l. Wanneer wordt uitgegaan van een partiticoëfficiënt van 740 l/kg resulteert dit in een sediment kwaliteitscriterium van 44 µg Sn/kg; voor slibrijke baggerspecie is een partiticoëfficiënt van 8700 l/kg bepaald (Stronkhorst *et al.*, 1999), hetgeen leidt tot een criterium van 522 µg Sn/kg.

De CTT-toetsingswaarde voor TBT is vastgesteld op 100 µg Sn/kg ds, op grond van de bovengenoemde gegevens over de acute sedimenttoxiciteit. Dit gehalte ligt een factor 2 boven het achtergrondniveau in zwevend stof in het kustwater en een factor 1.5 boven dat in het zwevende stof uit de Nieuwe Waterweg (bijlage 6).



Figuur 2. Som-7PCB versus de respons in de DR-CALUX assay voor dioxineachtige stoffen in 260 baggerspecie monsters uit de Nederlandse havens. De verticale lijnen zijn de normen voor PCB's in Duitsland (D), België (B), Hongkong (Hk), Effect-Range-Median (ERM), Effect-Range-Low (ERL), Spanje (Sp) en Noorwegen (N). In de Chemie-Toxiciteit-Toets (CTT) zijn normen voor zowel PCB als DR-CALUX opgenomen (beide gele lijnen). De histogram geeft, voor een drietal meetpunten, de verklaring van de CALUX respons op grond van GC-MS analyse.

Som 10-PAK:

Tot op heden werden in de uniforme gehaltetoets 10 afzonderlijke PAK-componenten getoetst. Doorgaans komen deze stoffen gelijktijdig voor. De Nederlandse streefwaarde en de grenswaarde voor baggerspecie uit het binnenwater zijn gedefinieerd voor Som 10-PAK, respectievelijk 1 en 10 mg Som 10-PAK/kg ds. De CTT sluit hierop aan.

Recent is in N-Amerika veel aandacht besteed aan het opstellen van goed onderbouwde sediment kwaliteitscriteria voor PAKs in mariene sedimenten (Swartz, 1998). Er is uitgegaan van de sommatie van 13 PAKs, waarbij het gehalte wordt uitgedrukt op basis van elementair koolstof. Het lage criterium (290 mg/kg OC) geeft een niveau aan waarbij biologische effecten zelden optreden, terwijl het hoge criterium (1800 mg/kg OC) een niveau weerspiegelt waarbij het waarschijnlijk is dat biologische effecten optreden.

De CTT-toetsingswaarde voor Som 10-PAK is afgeleid van het onderbouwde lage criterium. In de Nederlandse baggerspecie bedraagt de verhouding Som 13-PAK/Som 10-PAK ca. 1.22 en is het gemiddelde organisch koolstof (OC) gehalte 3.3%. Het PAK₁₃-criterium van 290 mg/kg OC is zodoende vergelijkbaar met een criterium voor Som 10-PAK van 8 mg/kg ds.

Som 7-PCB:

De buitenlandse normen voor PCB variëren van 25 µg/kg ds in Duitsland⁵ tot 1000 µg/kg ds in Frankrijk. In Hongkong wordt als toetsingswaarde 90 µg/kg ds aangehouden, een waarde die overeenkomt met de ERM⁶. Op grond van dit onderbouwde criterium is de CTT-toetsingswaarde afgerond op 100 µg Som 7-PCB/kg ds. Dit is een factor 5 hoger dan in het zwevende stof uit het kustwater en een factor 1.5 hoger dan in het zwevende stof uit de Nieuwe Waterweg (bijlage 6).

In figuur 2 zijn de diverse beoordelingscriteria voor PCBs weergegeven, tezamen met de gehalten aan PCBs in zoute baggerspecie. De DR-CALUX analyse, die in de volgende paragraaf wordt besproken, biedt een goede mogelijkheid om gericht de milieubelasting met deze groep van verbindingen verder terug te dringen. Een dergelijk aanpak heeft de voorkeur boven een verdere aanscherping van de PCB-norm.

4.2.2 Bioassays

Het afleiden van de beoordelingscriteria voor respectievelijk de Slijkgarnaal test, de Microtox SP en DR-CALUX assay gebeurt op grond van gepubliceerde en toegepaste criteria in het buitenland en waargenomen effecten in referentiesedimenten uit het Nederlandse kustwater.

4.2.2.1 Referentiesedimenten

Referentiesedimenten zijn niet-vervuilde bodems uit het watersysteem waar de baggerspecie in verspreid wordt en waartegen de testresultaten van havensedimenten kunnen worden afgezet. Tijdens het monitoringsprogramma in 1999 en 2000 zijn een 20-tal referentiegebieden in de regio's Wadden, Delta en Noordzeekust met de bioassays onderzocht. Bijlage 3 toont een samenvatting van de resultaten.

De referentiesedimenten zijn ingedeeld in 3 slibklassen:

- zandige (minder dan 5% slib <63 µm),
- matig slibrijke en
- slibrijke sedimenten (meer dan 20% slib <63 µm).

Ter controle van de verontreinigingsgraad van deze sedimenten zijn de chemische gegevens getoetst aan de ERL (Bijlage 5). Met uitzondering van één locatie voldeden de referentiesedimenten aan de ERL. De uitzonderling was een slibrijk sediment uit de monding van het Haringvliet (Rak van Scheelhoek). Dit bevatte verhoogde gehalten aan PCBs en metalen en veroorzaakte bovendien een hoog effect in de Slijkgarnaal- en Microtox SP-testen; dit meetpunt is verder buiten beschouwing gelaten bij het vaststellen van de range aan bioassay-responsen in referentiesedimenten.

4.2.2.2 De Slijkgarnaaltest

Voor een amphipode-test, zoals de bioassay met de Slijkgarnaal, wordt 20-25% sterfte als toxiciteitscriterium genomen om niet-toxische sedimenten te onderscheiden van sedimenten die wel toxisch zijn (Swartz, 1999; Phillips *et al.*, 2001). Dit komt goed overeen met het

⁵ In Duitsland worden de analyses uitgevoerd in de fractie <20 µm onder de hypothese dat alle verontreiniging in deze fractie aanwezig is. Genoemde waarde is een omrekening naar een totaal sediment door de Duitse norm te vermenigvuldigen met de fractie 20 µm. In Nederlandse baggerspecie zit gemiddeld 40% <20 µm.

⁶ De ERM geldt voor PCB_{totaal}. Deze is omgerekend naar PCB₇ door vermenigvuldiging met 0.5

criterium van 20% dat in een verkennend Nederlands onderzoek werd gehanteerd (Stronkhorst *et al.*, 1997).

Long (Long *et al.*, 2001) heeft de relatie onderzocht tussen de uitkomst van amphipode-testen in het laboratorium en de diversiteit en dichtheid van bodemdieren gemeenschappen in N-Amerikaanse kustgebieden. In veldsedimenten bleek de dichtheid aan amphipoden dramatisch af te nemen wanneer de 10-daagse amphipode test een sterfte van ca. 50% of meer aangaf.

Uit een statistische analyse (Van der Hoeven, 2000) blijkt dat een toetsingscriterium op diverse wijze kan worden afgeleid, afhankelijk van de wijze waarop de nulhypothese (H_0) geformuleerd wordt. Twee uitgangspunten zijn daarbij bepalend, namelijk:

- wordt er, bij het opstellen van de H_0 , vanuit gegaan dat een sediment toxisch is of niet-toxisch?
- wordt een bepaalde verhoging in toxiciteit ten opzichte van een referentie geaccepteerd?

Bij de beoordeling van baggerspecie in de USA is de overleving van amphipoden (o.a. *Rhepoxynius abronius*, *Ampelisca abdita*) één van de belangrijke toetsingsparameters. Als 'pass-or-fail' criterium wordt gehanteerd: een verhoging van het sterfte-percentages van 20% ten opzichte van een schoon referentiesediment (EPA-ACE, 1998).

Wanneer wordt uitgegaan van 10% effect in een referentie sediment is dit criterium dus gelijk aan 30% mortaliteit. De keuze van een geschikt referentie sediment is echter niet eenvoudig. Vereist is dat het materiaal niet gecontamineerd is en qua fysisch-chemische samenstelling (korrelgrootte etc.) vergelijkbaar is met het te testen havensediment. Havensedimenten zijn vaak slibrijk zodat slibrijk referentie sediment nodig is. De respons in de Slijkgarnaal test met referentiesediment uit het Nederlandse kustwater ligt tussen 3 en 30% mortaliteit. De hoge sterftepercentages zijn gevonden in slibrijke maar vervuilde sedimenten in de monding van de Haringvliet (uitstroom van Rijnwater). In Engeland wordt bij de beoordeling van baggerspecie met de Slijkgarnaal test een criterium van 40% aangehouden (ICES, 2000).

De CTT-toetsingswaarde voor de bioassay met de Slijkgarnaal is, op grond van de hiervoor genoemde buitenlandse criteria en de effecten in de referentie sedimenten, vastgesteld op 35% sterfte.

4.2.2.3 *Microtox SP*

De Microtox-test is een screeningsassay die al vele jaren toepassing vindt bij het beoordelen van stoffen in de waterfase (oppervlaktewater, effluenten, poriewater, extracten). In dit onderzoek is een vaste matrix (solid phase) getest. Voor de interpretatie van Microtox SP data is als criterium voorgesteld een EC_{50} van 1% nat sediment (zie Ringwood *et al.*, 1997). Een dergelijk criterium gaat echter voorbij aan de afname in de bioluminescentie van de bacterie *Vibrio fischeri* door de aanwezigheid van de zeer fijne sedimentdeeltjes in het onderzochte sediment (Ringwood *et al.*, 1997). Vandaar dat er een correctiemethode ontwikkeld is (Van der Hoeven, 2000b). Daarmee is een goede schatting van de $EC_{50,corr}$ te maken die een afspiegeling is van de verontreinigingsgraad van de baggerspecie. Deze aanpak is nog niet eerder toegepast zodat vergelijkbare toetsingscriteria ontbreken. De effectconcentratie wordt gemakshalve herschreven als een Toxic Unit ($1/EC_{50,corr}$) zodat een sediment met een hogere toxiciteit ook een hogere TU waarde krijgt. De CTT-toetswaarde is op arbitraire wijze vastgesteld op 100 TU. Dit is ongeveer een factor 5 hoger dan de maximale toxiciteit die in een referentie sediment gevonden is (22 TU).

4.2.2.4 De DR-CALUX

Figuur 2 toont de correlatie tussen het gehalte Som 7-PCB en de DR-CALUX. Een aantal sedimenten heeft een relatief hoog gehalte aan PCBs maar heeft een beperkte dioxineachtige werking, gezien de matige score in de DR-CALUX assay. Omgekeerd is er een aantal sedimenten aan te wijzen met een geringe PCB-vervuiling maar met een hoge respons in de DR-CALUX assay. Voor een drietal locaties is aangegeven waardoor de DR-CALUX-respons verklaard wordt. De chemische detectie van dioxineachtige stoffen in de sedimentextracten heeft aangetoond dat in het geval van het baggervak Rijnmond 60 een klein deel van het effect valt toe te schrijven aan de zogenaamde platte PCBs en een deel aan PCDFs en PCDDs. Het grootste deel wordt echter door onbekende stoffen veroorzaakt. Voor wat betreft de baggerspecie uit het baggervak Rijnmond 80 is 90% van de DR-CALUX-respons wel te verklaren uit de gemeten concentraties aan platte PCBs en PCDD/PCDFs. Opmerkelijk is één hoge respons in de DR-CALUX bioassay met een referentie sediment uit de Oosterschelde (29 ng TEQ/kg ds in de Kom, 1999), wat geïdentificeerd is als een vervuiling met (de dioxine) 2,3,7,8-TCDD (Leonards, 2000). Sedimenten met een DR-CALUX activiteit van ongeveer 25 ng TEQ/g d.s. voldoen doorgaans aan bestaande ecotoxicologische sediment kwaliteitscriteria voor PCBs en dioxines in de USA, Canada en Nederland (Stronkhorst *et al.*, in prep.). De Nederlandse interventiewaarde voor dioxines is veel hoger (1000 ng TEQ/kg ds) en met name gebaseerd op gegevens over de humane blootstelling en toxiciteit. De CTT-toetswaarde is vastgesteld op 50 ng TEQ/kg ds.

4.3 Beoordeling van havens met de CTT

De monitoringgegevens uit 1999 en 2000 zijn opgeslagen en geanalyseerd in een speciaal ontwikkeld software programma SPECIE*BOS (Stronkhorst *et al.*, 2001). De gehele database bevat ruimt 16000 records. Allereerst is de kwaliteit van de gegevens gecontroleerd. De data over de sediment-toxiciteit zijn bovendien gevalideerd op de mogelijke overschrijding van bepaalde randvoorwaarden⁷ (zie par. 3.2.3). In specifieke gevallen kunnen er problemen zijn met de interpretatie van de meetresultaten. In de praktijk van vergunning- of ontheffingverlening is het dan gebruikelijk om her-analyses uit te voeren, zodat een juiste toetsing kan plaatsvinden. In dit onderzoek zijn echter geen her-analyses uitgevoerd.

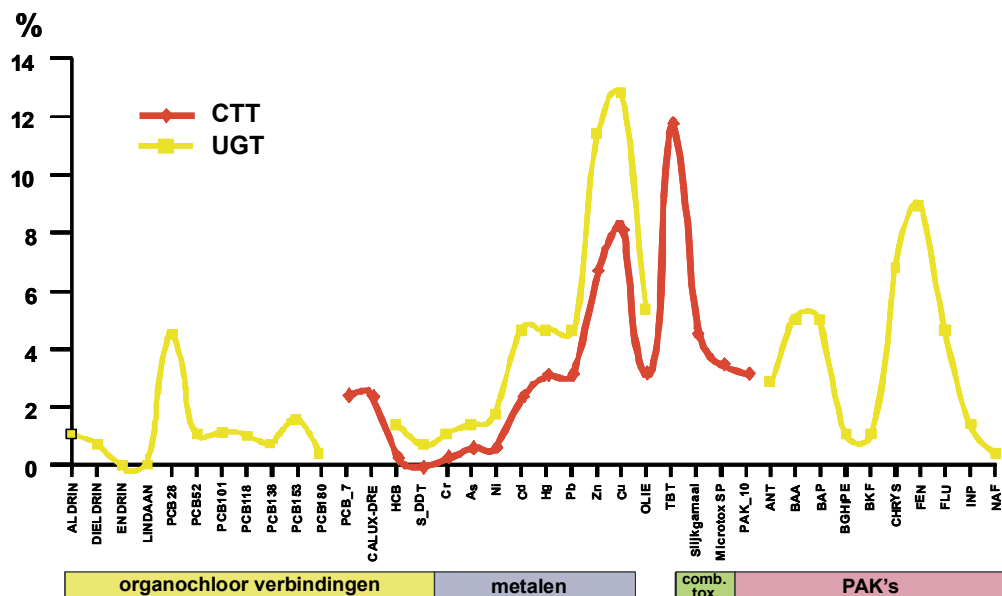
De meetresultaten zijn vervolgens getoetst aan de CTT en, ter vergelijking, de UGT. De toetsing is voor alle havens in Nederland op een zelfde wijze uitgevoerd^{8, 9}.

Figuur 3 laat de frequentie zien waarmee de toetsingsparameters overschreden zijn. De meest kritische parameters in de UGT zijn koper en zink. Deze parameters zijn minder kritisch in de CTT omdat de normalisatie naar standaard bodem is vervallen. Bij de CTT is TBT de meest kritische parameter.

⁷ Onzekerheden bij het vaststellen van de invloed van de randvoorwaarden deden zich voor bij drie resultaten van een bioassay; deze data zijn daarom buiten beschouwing gelaten.

⁸ Voor de uniformiteit zijn de PAK gehalten genormaliseerd naar een standaard bodem; voor normtoetsing van sedimenten met een laag organisch stof gehalte is dat officieel echter niet meer nodig (CIW, 2000).

⁹ De overgangswaarde voor HCB in Delfzijl is komen te vervallen.



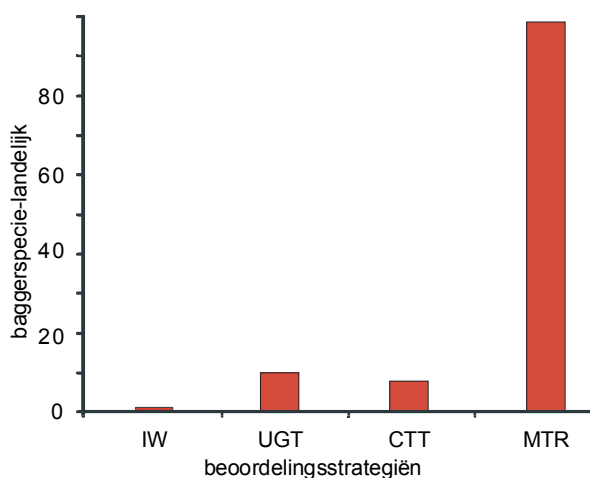
Figuur 3. Percentage baggersvakken met overschrijding van de diverse parameters in de uniforme gehaltetoets en chemie-toxiciteit-toets.

Een ruimtelijk beeld van de toetsing van onderzochte havensedimenten is te vinden in bijlage 7.

Voor met name de noordelijke havens geldt dat er op grond van de CTT, ten opzichte van de UGT, meer baggersvakken afgekeurd worden. Dit als gevolg van de hoge TBT-gehalten of responsen in bioassays met de Slijkgarnaal of Microtox SP.

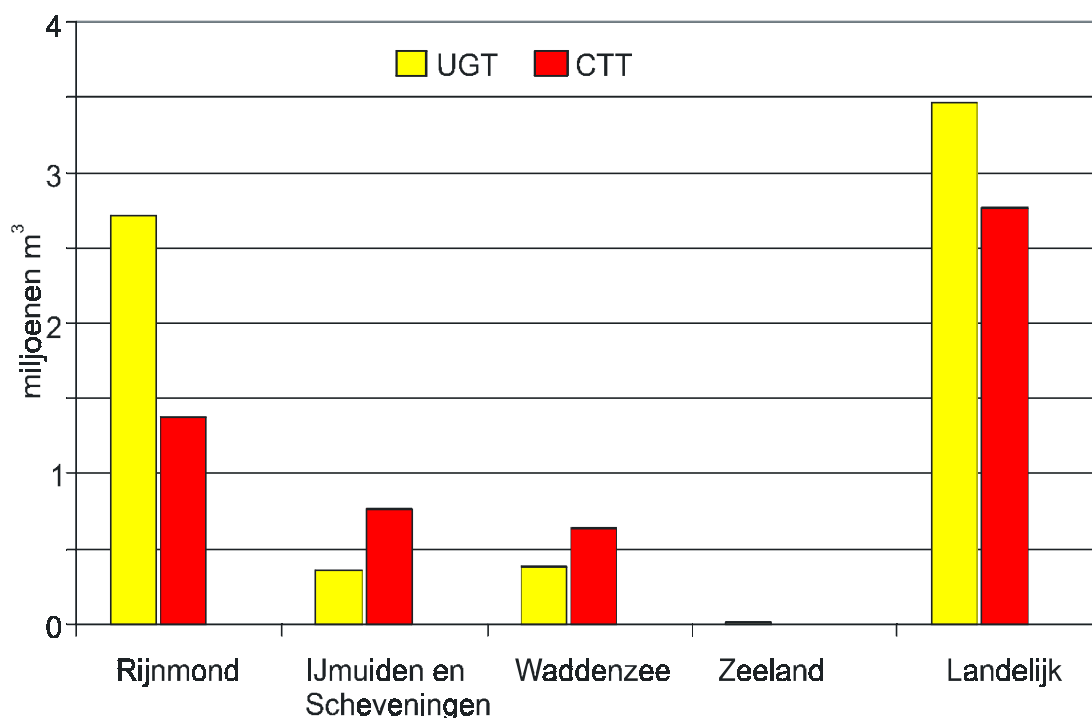
4.4 Kosten en Baten

Figuur 4 toont het aandeel baggerspecie dat niet aan de chemie-toxiciteit-toets (CTT) voldoet. Ter vergelijking zijn ook de toetsingen aan de interventiewaarde (IW), uniforme gehaltetoets (UGT) en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) aangegeven. Zoals is te verwachten neemt het percentage niet-verspreidbare baggerspecie toe, naarmate de set met toetsingsparameters uitgebreider wordt en de criteria strenger.



Figuur 4. Percentage niet verspreidbare baggerspecie volgens een viertal beoordelingsstrategiën op landelijk niveau.

De CTT leidt, ten opzichte van de UGT, niet tot een wezenlijke verandering in het volume aan baggerspecie dat in zee kan worden gestort. Tussen de regio's treedt er tegelijkertijd een opmerkelijke verschuiving op (figuur 5). Voor de baggerspecie in de havens rond de Waddenzee en IJmuiden heeft de introductie van de CTT tot gevolg dat er minder baggerspecie verspreid mag worden dan nu het geval is onder de UGT. In de Rijnmond geldt het omgekeerde.



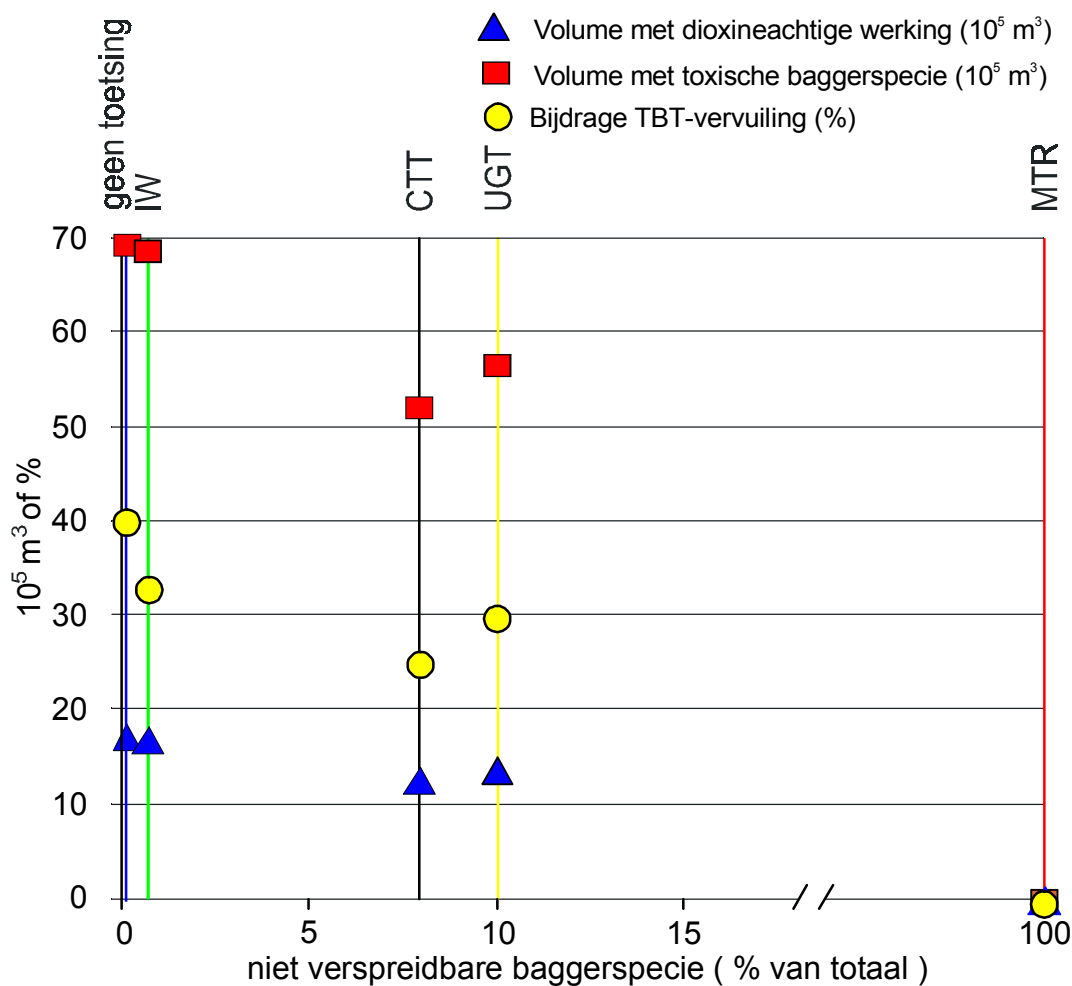
Figuur 5. Percentage niet verspreidbare baggerspecie volgens de UGT en CTT voor vier kustregio's en op landelijk niveau.

Tenslotte is een vergelijking gemaakt tussen de diverse toetsingstrategieën wat betreft hun positieve effect op de kwaliteitsdoelstellingen voor het zeemilieu (zie par. 2.1.).

De baten zijn gekwantificeerd op grond van de volgende uitgangspunten:

- Wat betreft het verkleinen van het verspreidbare volume aan toxische baggerspecie is uitgegaan van een waardering met de Slijkgarnaal- en Microtox SP test. Als classificatie van niet-toxische baggerspecie is uitgegaan van een overleving van de Slijkgarnaal van meer dan 75% en een respons in de Microtox SP test van minder dan 25 TU.
- De mate waarin de TBT-vervuiling van het kustwater via de baggerspecie plaatsvindt is berekend naar rato van de hoeveelheid TBT die in zee wordt verspreid. Daarbij is aangenomen dat onder de huidige UGT-toetsing 30% van de vervuiling in de kustzone afkomstig is van de baggerspecie (zie par. 3.1.4.).
- Het voorkómen van verspreiding van baggerspecie met een hoge vervuilingsgraad aan (persistente) stoffen met een dioxineachtige werking is berekend aan de hand van de DR-CALUX assay. Hiervoor is het volume baggerspecie bepaald met een respons in deze assay van meer dan 25 ng TEQ/kg ds.

Uit figuur 6 volgt dat de CTT enige verbetering kan bewerkstellingen door een afname in de vervuiling van het kustwater met TBT, dioxineachtige stoffen en toxische baggerspecie.



Figuur 6. Vergelijking tussen het percentage niet verspreidbare baggerspecie en drie doelen voor het zeemlieu (zie paragraaf 2.1.)

De baten van de diverse toetsingsstrategiën zijn weergegeven in figuur 6. De drie milieuaspecten zijn afgezet tegen het volume niet-verspreidbare baggerspecie in zee. Het milieurendement van de CTT blijkt iets groter te zijn dan dat van de huidige UGT.

5 Samenvatting en conclusies

Baggerspecie is geen primaire bron van verontreiniging. Het gaat om materiaal dat vervuild is geraakt door emissies vanuit de scheepvaart, industriële lozings, atmosferische depositie enzovoorts. Maatregelen die deze primaire bronnen aanpakken zijn uiteraard het meest effectieve middel om de verontreiniging tegen te gaan. Gegeven de verontreiniging van de specie is echter ook regelgeving nodig om het verspreiden van sterk vervuilde baggerspecie in het aquatische ecosysteem te voorkomen. De normering van baggerspecie voor verspreiding in zee is, conform het Regeringsvoornemen in de vierde Nota waterhuishouding, aan vernieuwing toe. De huidige uniforme gehaltetoets (UGT) biedt onvoldoende mogelijkheden om het complex van verontreinigingen in te schatten.

Dit rapport beschrijft de ontwikkeling van een nieuw beoordelingsstelsel voor de verspreiding van zoute baggerspecie in de Noordzee, de Waddenzee en de Deltawateren, onder de naam chemie-toxiciteit-toets (CTT). De doelstelling hierbij is om de vervuiling van het kustwater als gevolg van het verspreiden van baggerspecie verder terug te dringen in termen van (i) het volume aan baggerspecie dat een direct toxisch effect heeft op het bodemleven, (ii) de verontreiniging met tributyltin (TBT) en (iii) de verspreiding van de persistente stoffen met een dioxineachtig werkingsmechanisme.

Bioassays worden alom beschouwd als een noodzakelijke aanvulling op chemische metingen om de verontreiniging van baggerspecie goed te kunnen beoordelen. Dergelijke testen geven inzicht in (i) de aanwezigheid van onbekende stoffen, (ii) de gezamenlijke effecten van de cocktail aan verontreinigingen en (iii) de mate waarin de stoffen ook werkelijk biologisch beschikbaar zijn.

In de afgelopen jaren heeft het RIKZ een 11-tal bioassays onder de loep genomen om te zien of een toepassing voor routinematige beoordeling van zoute baggerspecie mogelijk is. Een 3-tal bioassays zijn geselecteerd voor routinematige toepassing in de CTT, namelijk (i) een test naar de overleving van het slijkgarnaaltje, (ii) een bacteriëntest (Microtox Solid Phase) en (iii) de DR-CALUX assay die specifiek reageert op stoffen met een dioxineachtig werking.

Uit een evaluatie van de toetsingsparameters in de UGT kwam naar voren dat de meeste parameters uit die toets gehandhaafd kunnen blijven, maar dat een beoordeling op linaan en drins niet meer nodig is. Geconcludeerd is ook dat een correctie van de gehalten in de baggerspecie naar een standaard-bodem weinig zinvol is voor materiaal dat verspreid gaat worden.

De toetswaarden van de CTT (tabel 1, par. 4.2.) zijn op inhoudelijke gronden gekozen, mede door vergelijking met gepubliceerde sediment kwaliteitsnormen. De toetsingswaarden voor zware metalen, olie, HCB en DDT uit de UGT blijven gehandhaafd. Wat betreft PCBs en PAKs kan de toetsing beter op grond van een som-parameter (Som 7-PCB en Som 10-PAK) worden uitgevoerd in plaats van een toetsing op de individuele componenten.

De nieuwe toetsingscriteria voor TBT en de bioassays zijn gebaseerd op gegevens uit de wetenschappelijke literatuur, in het buitenland gehanteerde criteria en de waargenomen gehalten en responsen in referentie sedimenten uit het Nederlandse kustwater.

In 1999 en 2000 is een monitoringsprogramma uitgevoerd naar de vervuiling en toxiciteit van baggerspecie uit havens langs de Nederlandse kust. Deze gegevens zijn getoetst aan de CTT en, ter vergelijking, aan de UGT. Bij een beoordeling aan de hand van de CTT is tributyltin de meest kritische stof (Figuur 3). De CTT levert een hoger milieu-rendement op dan de UGT: een betere bescherming van het zeemilieu bij een -globaal- gelijk blijvend volume aan baggerspecie dat in depot moet worden gebracht.

Naar verwachting zal de invoering van de CTT niet leiden tot een trendbreuk in de hoeveelheid te bergen bagger. Wel is er sprake van een verschuiving tussen de regio's, dat wil zeggen, het volume te bergen baggerspecie zal afnemen in Rijnmond en toenemen in de haven van IJmuiden en de havens langs de Waddenzee.

Dankwoord

Dit rapport is tot stand gekomen met de hulp en inzet van vele mensen in de afgelopen 3 jaar; we willen hen hierbij van harte bedanken voor de goede samenwerking:

RIKZ:

- Boy Haenen en Richard Duin (data-analyse),
- Karel van der Ende, Geert Koskamp, Kees Wulffraat, Richard Jorissen en Ron Bosman (beleidsmatige inpassing),
- Thea Westerveld en Esther Yland (financiële zaken),
- Remi Laane, Hans Klamer, Belinda Kater, Karin Legierse, Joop Bakker Peter Schout, Andre Hannewijk, Marlies Schot, Wim Verlinde, Timen Top, Silvana Ciarelli, Johanna de Vries (wetenschappelijke support en validatie studies).

Ecotoxicologische Laboratoria:

- Marco van Dubbeldam en Jaap Postma, AquaSense (validaties, ringtest en Monitoring 2000),
- Jos Brils, Klaas Kaag, Dennis van der Veen, Sherri Huwer en Ria Hoofman, TNO (validaties, ringtest, Monitoring 1999),
- Tinka Murk, Wageningen Universiteit (DR-CALUX validatie en Monitoring 1999),
- Bram Brouwer, Harrie Besselink en E. Felzel, BDS (DR-CALUX validatie en Monitoring 2000).
- Robert Burgess, US EPA
- Marnix Vangheluwe EURAS, België

Chemische Laboratoria:

- Alcontrol BV (analyses standaard parameters én TBT, Monitoring 1999/2000),
- Ruud Peeters, TNO (sediment extractie t.b.v. de Monitoring 1999/2000),
- Bert van Hattum, Instituut voor Milieuvraagstukken/IvM.

Directies van Rijkswaterstaat voor de beleidsmatige inpassing, financiering en bemonsteringen:

- Frens Dijkman (voorzitter werkgroep Zoute Baggerspecie),
- Mario Cerruti (Hoofdkantoor RWS),
- Henk Kersten, Rona Vink, Ida Akkerman, Sander de Jong en Timco van Brummelen (Directie Noordzee),
- Jaap Mol, Hans van der Meulen en Peter van Zundert (Directie Zuid-Holland),
- Arie Jongejan, Adriana van Wijga en Eugene Daemen (Directie Zeeland),
- Jan de Reus (Directie N-Nederland),
- Bert van Klaveren (Directie N-Holland),
- Kees van de Guchte en Tiede Bakker (RIZA),
- Medewerkers van de meetdiensten N-Nederland, N-Holland, Z-Holland, Noordzee en Zeeland.

Havenbedrijven voor de discussies rond de implementatie en de bemonsteringen:

- Tiedo Vellinga, Peter Mollema en Marc Eisma (Gem. Havenbedrijf Rotterdam)
- Henk de Roo (Gemeente Den Haag).

Milieu-organisaties voor de discussies rond de implementatie:

- Martijn Beekman (Greenpeace)
- Eelco Leemans (Waterpakt)

Referenties

(Zie ook bijlage 1, waar een overzicht wordt gegeven van de studierapporten en publicaties in het kader van dit project)

Ariese, F. *et al.*, 1997. Chemische monitoring Loswal Noord-West, situatie 1997. Instituut voor Milieuvraagstukken, VU, Amsterdam, rapport R97/13.

Burgess, R.M., K.T. Ho, G.E., Morrison, G. Chapman, and D.L. Denton, 1996. Marine Toxicity Identification Evaluation (TIE): Phase I Guidance Document. United States Environmental Protection Agency, EPA/600/R-96/054. 54p.

CIW, 2000. Normen voor het waterbeheer. Achtergronddocument NW4, Commissie integraal waterbeheer.

Di Toro, D.M. *et al.*, 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic chemicals by using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 1541-1583.

EPA-ACE, 1998. Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S.-testing manual. EPA-823-B-98-004, Washington, DC.

Hegeman, W.J.M., 2000. Radiological assessment procedure for dredged material disposed at the North Sea from the Netherlands. Report Stichting Water Research.

Hoeven, N. van der, 2000. Statistische beoordeling sediment op grond van overleving. Rapport Ecostat 00/003.

Hoeven, N. van der, 2000b. Werkvoorschrift voor aanpassing van de EC50 aan de concentratie kleine deeltjes in de Microtox SP. Rapport Ecostat 00/008.

Hurk, P. van den, R.H.M. Eertman and J. Stronkhorst, 1997. Toxicity of harbour canal sediments before dredging and after off-shore disposal. *Mar. Poll. Bull.* 34: 244-249.

ICES, 2000. Biological assessment of toxicity of marine dredged materials. Chapter 7 from: report of the ICES working group on biological effects of contaminants, Nantes, France, 27-31 March 2000.

IMO, 2000. Guidance on assessment of sediment quality. IOC-UNEP-IMO, London.

Nationale Havenraad, 1989. Baggerproblematiek. Eindrapport van de ad hoc commissie baggerproblematiek.

LC-SG, 2000. The new sediment assessment framework for Hong Kong. Paper submitted by Hong Kong, China at the 23rd meeting of the London Convention Scientific Group. LC/SG 23/2/8.

Leonards, P., 2000. Analyses resultaten PCBs, PCDD/F, PBBs en HBCD in extracten van baggerspecie, RIVO.

Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith and F.D. Calder, 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19, 81-97.

Long, E.R., D.D. MacDonald, C.G. Severn & C.B. Hong, 2000. Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10: 2598-2601.

Long, E.R., C.B. Hong & C.G. Severn, 2001. Relationships between acute sediment toxicity in laboratory tests and abundance and diversity of benthic fauna in marine sediments: a review. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1: 46-60.

Lourens, 1997. Specie management. Effecten van het reguleren van het storten van zoute baggerspecie in zee. RIKZ rapport 96.017.

MacDonald, DD, R. S. Carr, F.D. Calder, E.R. Long and C.G. Ingersoll, 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5; 253-278.

Murk, A.J., J. Legler, M.S. Denison, J.P. Giesy, C. van de Guchte and A. Brouwer (1996). Chemical-activated luciferase gene expression (CALUX): a novel in vitro bioassay for Ah receptor active compounds in sediments and pore water. *Fundamental and Applied Toxicology* 33: 149-160.

OSPAR, 1998. Sediment quality criteria (SQC). Paper presented by Belgium at the meeting of the working group in sea-based activities. SEBA 98/9/3-E.

Phillips, B.M., J.W. Hunt, B.S. Anderson, H.M. Puckett, R. Fairey, C.J. Wilson & R. Tjeerdema, 2001. Statistical significance of sediment toxicity test results: threshold values derived by the detectable significance approach. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2: 371-373.

Ringwood, A.H., M.E. DeLorenzo, P.E. Ross & A.F. Holland, 1997. Interpretation of Microtox Solid-Phase toxicity tests: the effects of sediment composition. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6: 1135-1140.

Schipper, C.A., & J. Stronkhorst, 1999. Quality assurance of marine sediment toxicity tests. Poster SETAC congress.

Schipper, C.A., & J. Stronkhorst, 1999. Handboek Toxiciteitstesten voor Zoute Baggerspecie. RIKZ rapport 99.012.

SETAC, 1993. Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments. Eds. I.R. Hill, P. Matthiessen & F. Heimbach. From the 'Workshop on sediment toxicity assessment', Renesse, the Netherlands, november 1993.

Sneller, F.E.C., D.F. Kalf, L. Weltje & A.P. van Wezel, 2000. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for rare earth elements (REEs). National Institute for public health and the environment, report 601501011.

Sonnenveldt, H.L.A. & R.W.P.M. Laane, 2000. Prediction of sediment quality in the Dutch coastal zone: model validation and uncertainty analysis for Cd, Cu, Pb, Zn, PCBs and PAHs. (subm.)

Stronkhorst, J., 1996. TBT contamination and toxicity of sediments. In: The Present status of TBT copolymer antifouling paints. Proceedings of an international symposium on antifouling paints, 21 Februari 1996, The Hague.

Stronkhorst, J., 1998. Impact Hypothesis and Ecological Monitoring of the Relocation of the Coastal Dump Site for Dredged Material from the Port of Rotterdam. Paper presented at LC-SG 1998.

Stronkhorst *et al.*, 1997. Baggerspecie, meer of minder schadelijk. RIKZ Den Haag/RIZA Lelystad, rapport FWVO 97.04.

Stronkhorst, J., B. van Hattum & T. Bowmer, 1999. Bioaccumulation and toxicity of tributyltin to a burrowing heart urchin and an amphipod in spiked, silty marine sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2343-2351.

Stronkhorst, J., B. Haenen, J. Honkoop & C.A. Schipper, 2001. Informatie management en het nieuwe beoordelingsstelsel voor zoute baggerspecie, RIKZ rapport 2000.113x.

Stronkhorst, J., S. Ciarelli, C.A. Schipper, J.F. Postma, M. C. Dubbeldam, M. Vangheluwe, J.M. Brils & R. Hooftman (subm.). Interlaboratory comparison of five marine bioassays for the toxicity evaluation of dredged material in the Netherlands.

Stronkhorst, J., and T. Crommentuijn, 1999. Development of environmental quality guidelines for Tributyltin in marine sediments (in prep.).

Swartz, R.C., 1999. Consensus sediment quality guidelines for Polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Environ Toxicol Chem.*, 18: 780-787.

V&W, 1994. Evaluatienota water, 1994. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

V&W, 1998. Vierde Nota waterhuishouding, regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

Waterpakt, 1999. Is zoute bagger lekker? Stichting Waterpakt, Harlingen.

Yland, E., R. Sonneveldt en J. Stronkhorst, 2000. Evaluatie chemische toetsing zoute baggerspecie: gegevensanalyse periode 1988-1997. RIKZ rapport-2000-005.

Bijlage 1 Overzicht opgestelde studierapporten en publicaties in het kader van dit project.

Alcontrol, 2000. Analyse resultaten standaard verontreinigingen in baggerspecie 1999.

Alcontrol, 2001. Analyse resultaten standaard verontreinigingen in baggerspecie 2000.

Bel, C., 1998. Biomet analyses met 20 sedimenten. Rapportage Techno-Invent bv, Dordrecht.

Brils, J.M., *et al.*, 1999. Monitoring van 140 zoute sedimenten met behulp van bioassays. TNO-MEP-R 99/481.

Brils, J.M., J. Stronkhorst & C. van de Guchte, 2000. The Status and use of bioassays for the assessment of contaminated sediments in the Netherlands, paper presented at POR II workshop, Hamburg, March 2000.

Besselink, H.T., *et al.*, 2001. Analyse van sedimenten op de aanwezigheid van dioxine en/of dioxineachtige stoffen m.b.v. de DR-CALUX bioassay 2000.

Besselink, H.T. & E.C. Felzel, 2000. Validatie DR-CALUX assay voor sediment extract. Rapport BDS, Amsterdam.

Besselink, H.T., E.C. Felzel & C.A. Schipper, 2000. Bepaling van 2,3,7,8,-TCDD toxische equivalenten in sedimenten m.b.v. de DR-CALUX bioassay. SOP SPECIE-07.

Dikkenberg, L.C. van de. & C.A. Schipper, 1998. Validation report *Brachionus*, RIKZ/IT-98.865x.

Dikkenberg, L.C. van de & C.A. Schipper, 1998. Validation report *Corophium*, RIKZ/IT.98.863x.

Dikkenberg, L.C. van de & C.A. Schipper, 1998. Validation report *Crassostrea*, RIKZ/IT-984x.

Ende, K.C.J. van den, 2000. Verslag workshop scenario's beleid verspreiding zoute baggerspecie, gehouden op 30 juni 2000, RIKZ, Den Haag.

Ende K.C.J van den, & J. Stronkhorst, 1998. AKWA en de rol van de werkgroep Zoute Bagger. AKWA Nieuwsbrief 3.

Hegeman, W.J.M., 2000. Radiological assessment procedure for dredged material disposed at the North Sea from the Netherlands. Report Stichting Water Research.

Hoeven, N. van der, 1998. Statistiek voor de in vivo bioassays met *Corophium volutator* en *Echinocardium cordatum*. Rapport Ecostat 98/004.

Hoeven, N. van der, 2000. Statistische beoordeling sediment op grond van overleving. Rapport Ecostat 00/003.

- Hoeven, N. van der, 2000. Werkvoorschrift voor aanpassing van de EC50 aan de concentratie kleine deeltjes in de Microtox SP. Rapport Ecostat 00/008.
- Kaag, K., D. van Veen & J.M. Brils, 1998. Ringtest bioassays zoute sedimenten. Rapport.TNO Den Helder CR 98/045.
- Kater, B. J., 2000. Ringtest SPECIE*BIO. Werkdocument RIKZ/OS-99.
- Leonards, P., 2000. Analyses resultaten PCBs, PCDD/F, PBBs en HBCD in extracten van baggerspecie, Rapportage RIVO, Ymuiden.
- Murk, T., 1999. Rapportage DR-Calux analyse havensedimenten 1999. Rapportage Landbouw Universiteit Wageningen, vakgroep Toxicologie.
- Murk, T. , A. Bulder, E. C. Felzel, C.A. Schipper & J. Stronkhorst, 1999. Standaard Voorschrift Specie-07 sediment toxiciteitstest DR-CALUX, RIKZ/AB-112x (Engelse versie: 120x).
- Peters, R.J.B., 2001. Voorschrift voor de opwerking van monsters sediment t.b.v. DR-CALUX. Rapportage TNO-MEP, Apeldoorn.
- Postma, J., *et al.*, 2000. Systematische monitoring van zoute sedimenten met bioassays in 2000. Rapport AquaSense 2000.1543.
- Postma, J., & M. Dubbeldam,1998. Een ringtest voor mariene bioassays. Rapport TNO 98.1330.
- Postma, J., & M. Dubbeldam, 1998. Randvoorwaarden voor mariene bioassays. Rapport AquaSense 98.1295.
- Schipper C.A., 1999/2000. QA/QC bij de uitvoering van bioassays met zoute baggerspecie in 1999 en 2000. Diverse vertrouwelijke RIKZ werkdocumenten.
- Schipper, C.A., 2000. Integrated Chemical and Biological Effects Monitoring voor OSPAR/SIME Working Group on Concentrations, Trends and Effects of Substances in the Marine Environment.
- Schipper, C.A., & J. Stronkhorst,1999. Handboek Toxiciteitstesten voor Zoute Baggerspecie.
- Schipper, C.A., & J. Stronkhorst, 1999. Quality assurance of marine sediment toxicity tests. Poster SETAC congress.
- Schipper, C.A., B. van den Dikkenberg *et al.*, 1999. Standaard Voorschrift Specie-06 sediment toxiciteitstest *Brachionus plicatilis*, RIKZ/AB-99.111x (Engelse versie: 119x).
- Schipper, C.A., R.M.Burgess, B. van den Dikkenberg, B.J. Kater & J. Stronkhorst, 1999. Standaard Voorschrift Specie-01 sediment toxiciteitstest *Corophium volutator*, RIKZ/AB-99.106x (Engelse versie: 114x).
- Schipper, C.A., R.M. Burgess, B. van den Dikkenberg, B.J. Kater en J. Stronkhorst, 1999. Standaard Voorschrift Specie-05 sediment toxiciteitstest *Crassostrea gigas*, RIKZ/AB-99.110x (Engelse versie 118x).
- Schipper, C.A., R.M. Burgess, M. Schot, B.J. Kater en J. Stronkhorst,1999. Standaard Voorschrift Specie-02 sediment toxiciteitstest Microtox Solid Phase, RIKZ/AB-99.107x (Engelse versie: 115x).

- Schipper, C.A., R.M. Burgess, M. Schot, B.J. Kater & J. Stronkhorst, 1999. Standaard Voorschrift Specie-03 sediment toxiciteitstest *Echinocardium cordatum*, RIKZ/AB-99.108x (Engelse versie: 116x).
- Schot, M.E., M.C. Dubbeldam & J. Stronkhorst, 1997. Ammonia toxicity in marine harbour sediments in the Netherlands. Poster presented at Setac-US, San Francisco, CA, 1997.
- Schot, M.E. & Schipper C.A., 1998. Validation report *Echinocardium*, RIKZ/IT-98.862x.
- Schot, M.E. & Schipper C.A., 1998. Validation report MSP, RIKZ/IT-98.860x.
- Smedes, F., 1999. Heterogene verdeling van TBT in havensediment. Werkdocument RIKZ/IT-99.6213x.
- Stronkhorst, J., B. Haenen, J. Honkoop & C.A. Schipper, 2001. Informatie management en het nieuwe beoordelingsstelsel voor zoute baggerspecie, Nota RIKZ/AB/2000.113x
- Stronkhorst, J., & C.A. Schipper, 1999. Aanpak van baggerspeciebeoordeling. NL vergeleken met VS. Zoutkrant no.1.
- Stronkhorst, J., *et al.*, 1999. Bemonstering Zoute Baggerspecie. Werkdocument RIKZ/AB-99.117x.
- Stronkhorst, J., F. Dijkman & S. de Jong, 1999. RWS workshop beleid verspreiding zoute bagger. Verslag RIKZ/AB-99.118x.
- Stronkhorst, J., J. Postma & M. Dubbeldam, 1998. Cursus Bioassays en Baggerspecie, RIKZ, AquaSense.
- Stronkhorst, J., S. Ciarelli, C.A. Schipper *et al.*, submitted. Interlaboratory comparison of five marine bioassays for the evaluation of dredged material toxicity in the Netherlands.
- Stronkhorst, J. & S. de Jong, 1999. Beleidskader, Onderzoek en Procedures voor de verspreiding van baggerspecie in Nederlandse zoute wateren. Werkdocument RIKZ/AB 99.120x.
- Stronkhorst, J., & T. Crommentuijn, in prep. Development of environmental quality guidelines for Tributyltin in marine sediments.
- Stronkhorst, J. P. Leonards & T. Murk, in prep. Screening of harbour sediments for compounds with a dioxinlike mode of action using the DR-CALUX in vitro bioassay.
- Vangheluwe, M., & H.G. van Sprang, 1999. Ringtest SPECIE*BIO. Rapportage EURAS.
- Vries, J. H. de, 1999. Ringtest MUTATOX bioassay. Rapport K & B 99-19.
- Vries J.H. de, & C.A. Schipper, 1998. Validation report Mutatox, RIKZ/IT-98.66x.
- Vries, J.H. de, H. Klamer, R.M. Burgess, C.A. Schipper & J. Stronkhorst. 1999. Standaard Voorschrift Specie-04 sediment toxiciteitstest Mutatox, RIKZ/AB-99.109x (Engelse versie: 117x).

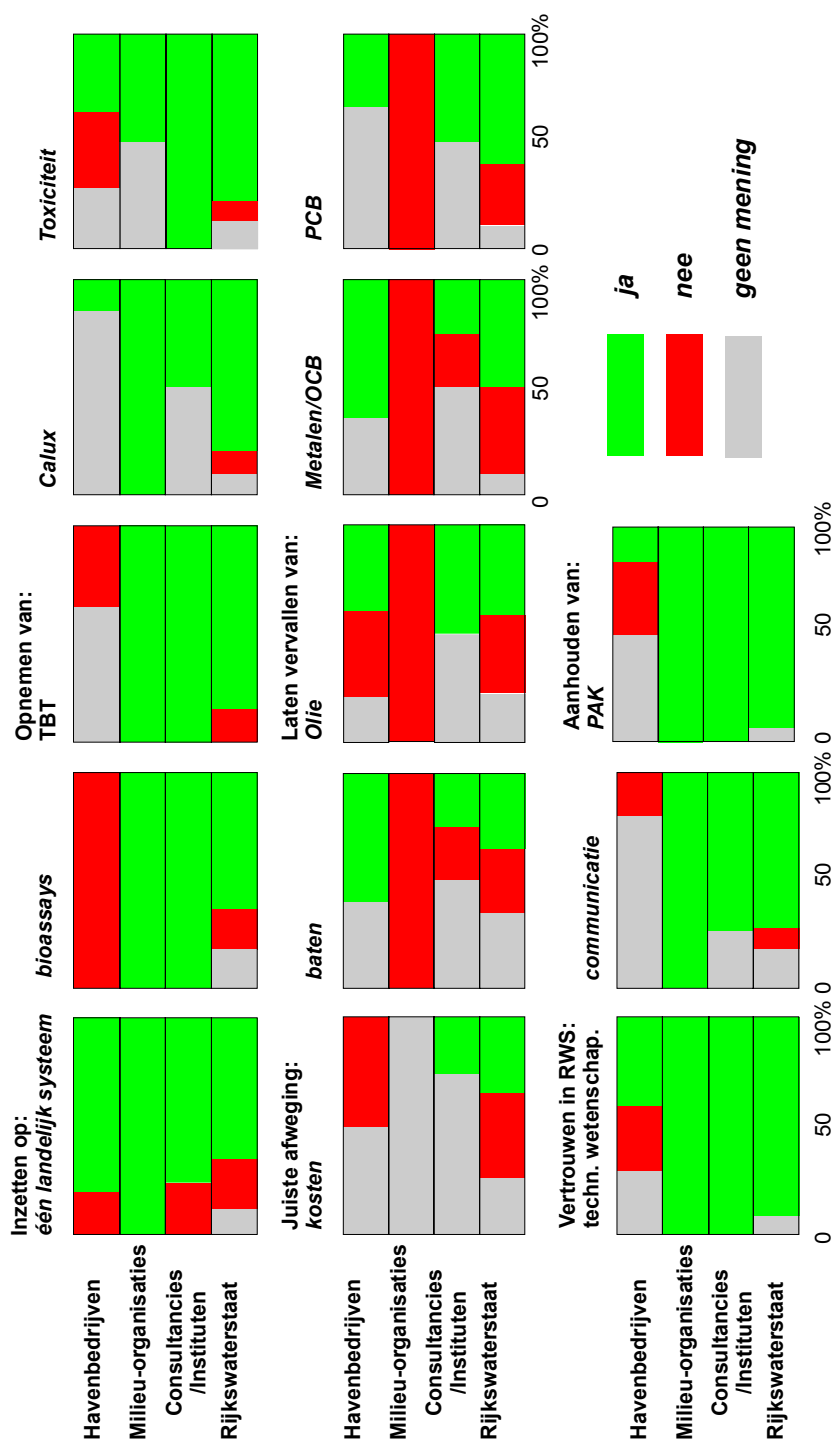
Yland, E., R. Sonneveldt & J. Stronkhorst, 2000. Evaluatie chemische toetsing zoute baggerspecie: gegevensanalyse periode 1988-1997. RIKZ rapport-2000-005.

Wulffraat, K.J., 1999. Zeeklitten en Slijkgarnalen testen baggerspecie. Nieuwsbrief Water no.54.

Bijlage 2 Meningen van betrokken partijen over de inrichting van het nieuwe beoordelingsysteem.

In juni 2000 is, tijdens een workshop bij RIKZ in Den Haag, aan vertegenwoordigers van havenbedrijven, milieuorganisaties, onderzoeksinstituten en Rijkswaterstaat een aantal vragen voorgelegd over de inrichting van het nieuwe beoordelingssysteem.

De antwoorden (in kleuren aangegeven) op de vragen (zie tekst boven elk blokje) zijn samengevat in onderstaande figuur.



Bijlage 3 Responsen van bioassays in referentie-sedimenten uit Nederlandse kustwateren.

De gehalten aan standaard microverontreinigingen liggen beneden de Effect-Range-Low (ERL; zie par. 4.2.1.).

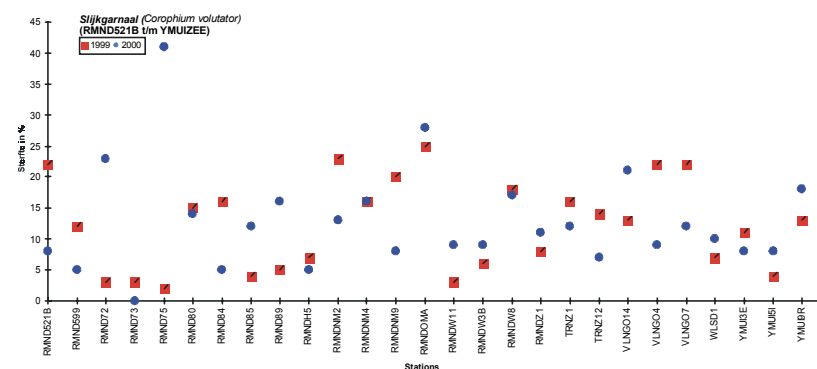
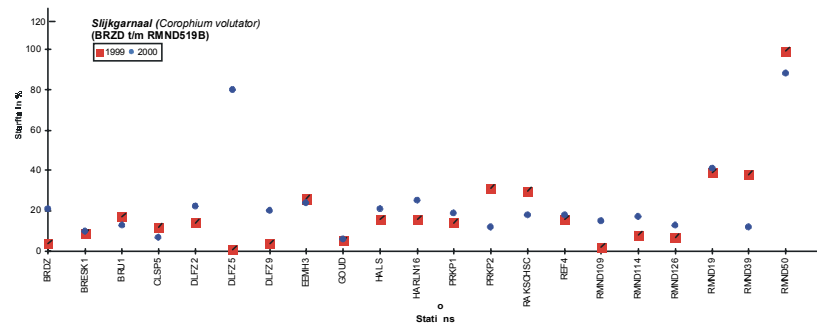
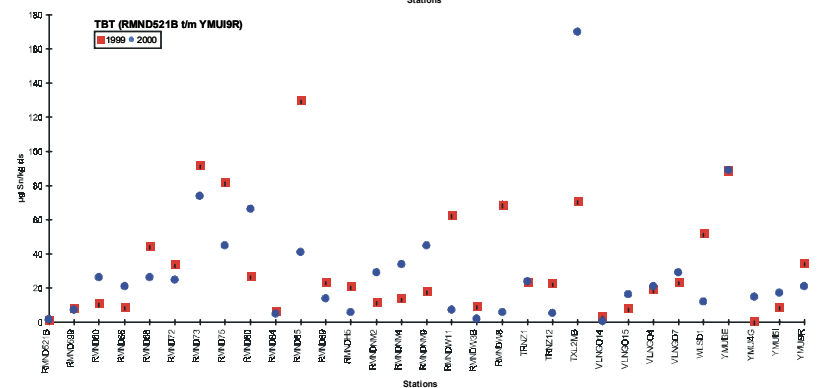
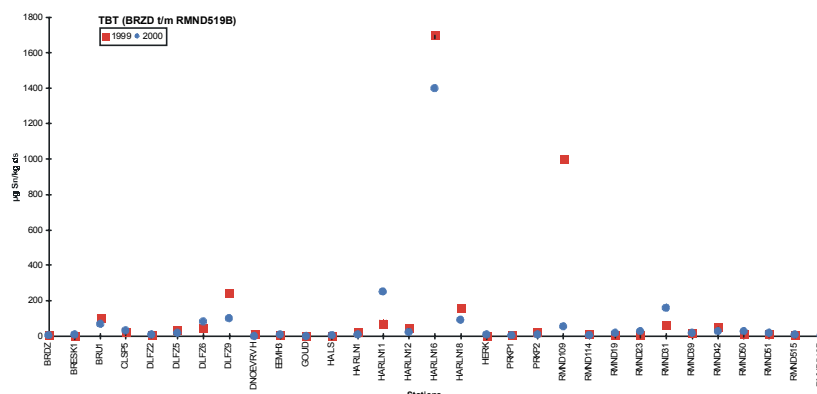
		korrelgrootte 63 µm (%)	Organisch koolstof (%)	droge stof (%)	DR-CALUX ng TEQ/g	Slijkgarnaal sterfte (%)	Zeekit sterfte (%)	Microtox SP (1/EC50,corr.)
<5% slib	gem	2,2	0,3	76,8	0,5	8,2	2,5	1,0
	SD	0,8	0,0	3,8	0,3	5,1	2,0	0,0
	mediaan	2,7	0,3	75,8	0,6	6,5	2,5	1,0
	min	1,1	0,3	73,4	0,2	4,0	0,0	1,0
	max	3,1	0,3	84,5	1,0	18,0	5,0	1,0
	n	7	7	7	7	6	7	7
5-20% slib	gem	16,5	1,1	67,2	6,5	13,3	13,8	7,9
	SD	3,2	0,5	5,8	9,3	8,8	27,9	8,1
	mediaan	17,5	1,1	64,9	3,1	10,0	5,0	5,8
	min	12,0	0,3	61,6	1,6	5,0	0,0	1,0
	max	20,0	2,1	79,2	29,0	28,0	82,5	22,0
	n	8	8	8	8	8	8	8
>20% slib	gem	45,8	2,8	51,8	9,5	22,0	10,0	17,2
	SD	21,4	1,5	10,5	6,8	18,3	8,9	18,3
	mediaan	40,5	2,6	56,1	9,8	19,0	7,5	12,2
	min	26,0	1,3	36,4	1,6	3,0	2,5	1,0
	max	76,0	4,9	58,7	16,8	47,0	22,5	43,4
	n	4	4	4	4	4	4	4

		TBT (µg/kg)	HCB (µg/kg)	Olie (mg/kg)	PAK_10 (mg/kg)	PAK_13 (mg/kg)	PCB_7 (µg/kg)	S_DDT (µg/kg)	S_DRINS (µg/kg)
<5% slib	gem	1,2	0,5	12,9	0,0	27,4	0,5	0,5	0,5
	SD	1,4	0,0	7,6	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
	mediaan	0,5	0,5	10,0	0,0	27,0	0,5	0,5	0,5
	min	0,5	0,5	10,0	0,0	26,0	0,5	0,5	0,5
	max	3,9	0,5	30,0	0,1	31,0	0,5	0,5	0,5
	n	6	7	7	7	7	7	7	7
5-20% slib	gem	7,1	3,3	33,8	0,2	20,3	3,1	0,5	0,5
	SD	13,1	5,9	25,5	0,1	8,9	7,3	0,0	0,0
	mediaan	1,4	0,5	32,5	0,2	21,9	0,5	0,5	0,5
	min	0,5	0,5	10,0	0,0	7,2	0,5	0,5	0,5
	max	36,0	17,0	80,0	0,3	32,7	21,2	0,5	0,5
	n	7	8	8	8	8	8	8	8
>20% slib	gem	1,9	0,5	60,0	0,5	20,4	5,0	0,5	0,5
	SD	0,8	0,0	56,0	0,4	10,9	6,8	0,0	0,0
	mediaan	1,9	0,5	45,0	0,6	23,0	2,4	0,5	0,5
	min	1,3	0,5	10,0	0,0	5,0	0,5	0,5	0,5
	max	2,4	0,5	140,0	0,9	30,5	14,9	0,5	0,5
	n	2	4	4	4	4	4	4	4

		Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
<5% slib	gem	0,2	7,6	2,5	0,0	2,7	2,5	11,3
	SD	0,0	0,2	0,0	0,0	1,6	0,0	4,1
	mediaan	0,2	7,5	2,5	0,0	1,5	2,5	14,0
	min	0,2	7,5	2,5	0,0	1,5	2,5	5,0
	max	0,2	8,0	2,5	0,0	5,2	2,5	15,0
	n	7	7	7	7	7	7	7
5-20% slib	gem	0,2	10,9	6,1	0,1	5,5	4,4	35,1
	SD	0,0	4,4	5,6	0,0	1,2	3,9	9,4
	mediaan	0,2	7,5	3,9	0,1	5,6	2,5	33,5
	min	0,2	7,5	2,5	0,0	3,8	2,5	22,0
	max	0,2	18,0	19,0	0,1	7,3	13,0	49,0
	n	8	7	8	8	8	8	8
>20% slib	gem	0,4	31,5	13,9	0,2	15,4	26,3	108,3
	SD	0,4	11,9	9,8	0,2	4,3	17,5	66,4
	mediaan	0,3	29,0	10,7	0,1	16,0	20,5	93,0
	min	0,2	20,0	6,1	0,0	9,7	13,0	47,0
	max	0,9	48,0	28,0	0,5	20,0	51,0	200,0
	n	4	4	4	4	4	4	4

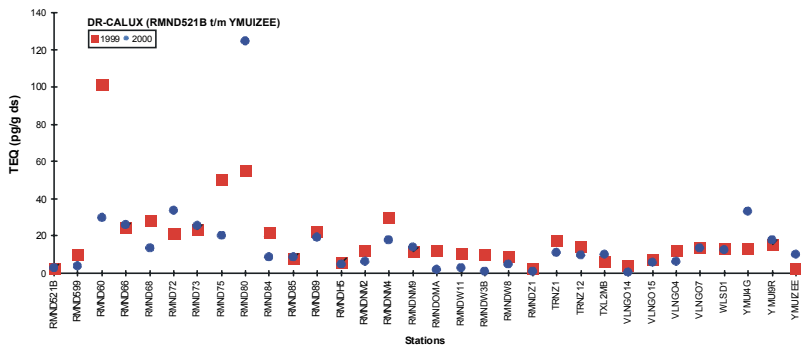
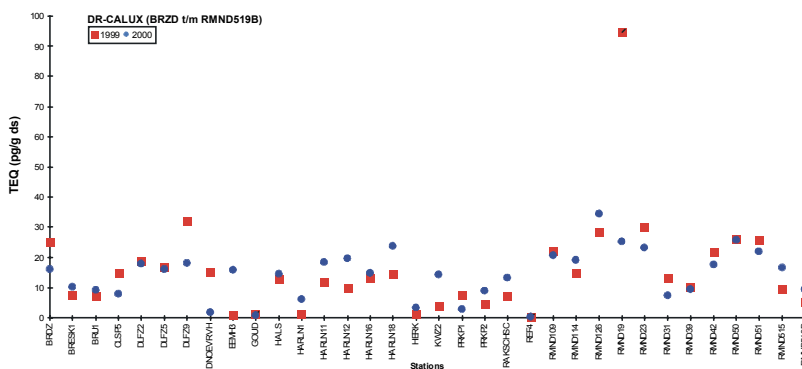
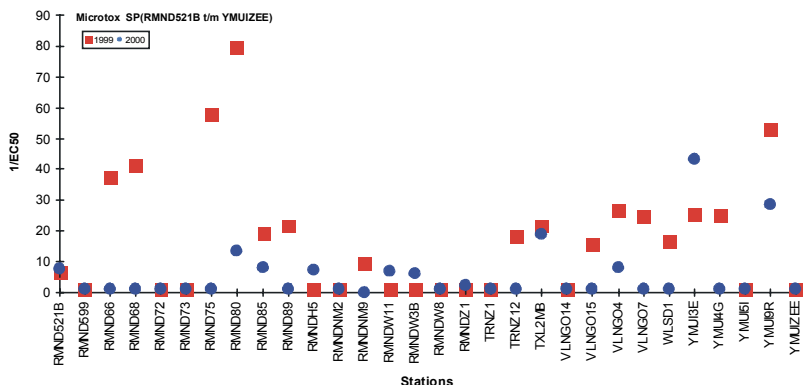
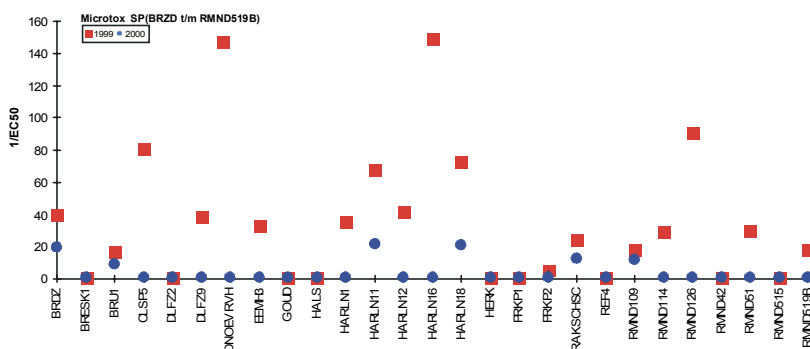
Bijlage 4a-b De resultaten van 'dubbele' metingen (1999 en 2000) op nieuwe parameters.

Vergelijking tussen de uitkomsten in 1999 en 2000 voor 50 sedimenten uit havens langs de Nederlandse kust. Het betreft metingen op de nieuwe parameters: TBT en de bioassays met de Slijkgarnaal.



Bijlage 4c-d De resultaten van 'dubbele' metingen (1999 en 2000) op nieuwe parameters.

Vergelijking tussen de uitkomsten in 1999 en 2000 voor 50 sedimenten uit havens langs de Nederlandse kust. Het betreft metingen op de nieuwe parameters: en de bioassays, Microtox SP en DR-CALUX.



Bijlage 5A. Nederlandse criteria voor de kwaliteit van sediment en baggerspecie

Parameter	Eenheid	Stofgroep	SW	UGT	MTR	IW
TCDD	ug TCDDeq/kg dw	dioxine- achtigen				1000
Endrin	ug/kg dw	OCP	0.04	30	4	
Dieldrin	ug/kg dw	OCP	0.5	30	450	
DDT	ug/kg dw	OCP	0.09		9	
DDE	ug/kg dw	OCP	0.01		1	
DDD	ug/kg dw	OCP	0.02		2	
Lindane	ug/kg dw	OCP	0.05	20	230	
Hexachlorobenzene	ug/kg dw	OCP	0.05	20	5	
sum DDT	ug/kg dw	OCP	0.01	20	12	4000
sum Drins	ug/kg dw	OCP	5			4000
Aldrin	ug/kg dw	OCP	0.06	30	6	
Mineral oil C10-40 (GC)	mg/kg dw	oil	50	1250	1000	5000
sum TBT+TPT	ug Sn/kg dw	organometal	0.004			2500
Triphenyltin (TPT)	ug Sn/kg dw	organometal	0.0034		0.34	
Tributyltin (TBT)	ug Sn/kg dw	organometal	0.0029		0.29	1000
Benzo(ghi)perylene	mg/kg dw	PAH	0.08	0.8	8	
Dibenzo(a,h)anthracene	mg/kg dw	PAH				
Benzo(a)pyrene	mg/kg dw	PAH	0.03	0.8	3	
Benzo(b)fluoranthene	mg/kg dw	PAH				
Benzo(k)fluoranthene	mg/kg dw	PAH	0.02	0.8	2	
Indeno(1,2,3cd..)pyrene	mg/kg dw	PAH	0.06	0.8	6	
Acenaphthylene	mg/kg dw	PAH				
Anthracene	mg/kg dw	PAH	0.001	0.8	0.1	
Benzo(a)anthracene	mg/kg dw	PAH	0.003	0.8	0.4	
Phenanthrene	mg/kg dw	PAH	0.005	0.8	0.5	
Fluorene	mg/kg dw	PAH				
Fluoranthene	mg/kg dw	PAH	0.03	2	3	
Acenaphthene	mg/kg dw	PAH				
Chrysene	mg/kg dw	PAH	0.1	0.8	11	
Pyrene	mg/kg dw	PAH				
sum 16-PAH	mg/kg dw	PAH				
sum 13-PAH	mg/kg OC	PAH				
Naphthalene	mg/kg dw	PAH	0.001	0.8	0.1	
sum 10-PAH	mg/kg dw	PAH	1			40
PAH-low wt.	mg/kg dw	PAH				
PAH-high wt.	mg/kg dw	PAH				
PCB 138	ug/kg dw	PCB	4	30	4	
PCB 101	ug/kg dw	PCB	4	30	4	
sum 7-PCB	ug/kg dw	PCB	20			1000
PCB118(OC)	ug/kg OC	PCB			5	
PCB 153	ug/kg dw	PCB	4	30	4	
PCB 180	ug/kg dw	PCB	4	30	4	
PCB 28	ug/kg dw	PCB	1	30	4	
PCB 52	ug/kg dw	PCB	1	30	4	
PCB 118	ug/kg dw	PCB	4	30	4	
Copper (Cu)	mg/kg dw	trace metal	36	60	73	190
Arsenic (As)	mg/kg dw	trace metal	29	29	55	55
Cadmium (Cd)	mg/kg dw	trace metal	0.8	4	12	12
Mercury (Hg)	mg/kg dw	trace metal	0.3	1.2	10	10
Chromium (Cr)	mg/kg dw	trace metal	100	120	380	380
Zinc (Zn)	mg/kg dw	trace metal	140	365	620	720
Nickel (Ni)	mg/kg dw	trace metal	35	45	44	210
Lead (Pb)	mg/kg dw	trace metal	85	110	530	530

Bijlage 5B. Streefwaarden voor sedimentkwaliteit, nationaal en internationaal.

Parameter	Unit	Group	NL (4,6) SW	D (1)	B (3)	F	SP	UK (5)	S	N	Hong Kong (LCEL)	N- Am. (TEL)	N- Am. (ERL)
Dioxinelikes – Cell-line	ng TEQ/ kg dw	dioxin likes											
Bacterium – <i>V. fisheri</i>	1/EC50 (%)	combi. Tox.											
Sea urchin – <i>E. cordatum</i>	mortality (%)	combi. Tox.											
Amphipod – <i>C. volutator</i>	mortality (%)	mortality											
TCDD	ug TCCDeq/ kg dw	dioxins								<0.03- 0.12			
Endrin	ug/kg dw	OCP	0.04										
Dieldrin	ug/kg dw	OCP	0.5									0.72	0.02
DDT	ug/kg dw	OCP	0.09	1									
DDE	ug/kg dw	OCP	0.01	1									
DDD	ug/kg dw	OCP	0.02	3									
Lindane	ug/kg dw	OCP	0.05	0.2								0.32	
Hexachloro benzene	ug/kg dw	OCP	0.05	2						<0.5-2.5			
sum DDT	ug/kg dw	OCP	0.01									3.98	1.58
sum Drins	ug/kg dw	OCP	5										
Aldrin	ug/kg dw	OCP	0.06										
Mineral oil C10-40 (GC)	mg/kg dw	oil	50	300	462								
sum TBT+TPT	ug Sn/ kg dw	Organo Metal	0.004										
Triphenyltin (TPT)	ug Sn/ kg dw	Organo Metal	0.0034										
Tributyltin (TBT)	ug Sn/ kg dw	Organo metal	0.0029		3						44-522 (7)		
Benzo(ghi) perylene	mg/kg dw	PAH	0.08										
Dibenzo(a,h) anthracene	mg/kg dw	PAH										0.00622	0.0634
Benzo(a) pyrene	mg/kg dw	PAH	0.03							<0.01- 0.05		0.0888	0.43
Benzo(b) fluoranthene	mg/kg dw	PAH											
Benzo(k) fluoranthene	mg/kg dw	PAH	0.02										
Indeno(1,2,3 cd) pyrene	mg/kg dw	PAH	0.06										
Acenaphthy- lene	mg/kg dw	PAH										0.00587	0.044
Anthracene	mg/kg dw	PAH	0.001									0.0469	0.0853
Benzo(a) anthracene	mg/kg dw	PAH	0.003									0.0748	0.261
Phenanthren e	mg/kg dw	PAH	0.005									0.0867	0.24
Fluorene	mg/kg dw	PAH										0.0212	0.019
Fluoranthene	mg/kg dw	PAH	0.03									0.113	0.6
Acenaphtene	mg/kg dw	PAH										0.00671	0.016
Chrysene	mg/kg dw	PAH	0.1									0.108	0.384

Vervolg bijlage 5b

Parameter	Unit	Group	NL (4,6) SW	D (1)	B (3)	F	SP	UK (5)	S	N	Hong Kong (LCEL)	N- Am. (TEL)	N- Am. (ERL)
Pyrene	mg/kg dw	PAH										0.153	0.665
sum 16-PAH	mg/kg dw	PAH								<0.3-2			
sum 13-PAH	mg/kg OC	PAH											290
Naphthalene	mg/kg dw	PAH	0.001									0.0346	0.16
sum 10-PAH	mg/kg dw	PAH	1	1 (2)	2.31								
PAH-low wt.	mg/kg dw	PAH									0.55		0.552
PAH-high wt.	mg/kg dw	PAH									1.7		1.7
PCB 138	ug/kg dw	PCB	4	4		50							
PCB 101	ug/kg dw	PCB	4	2									
sum 7-PCB	ug/kg dw	PCB	20	20	66		30			<5-25	11	10.8	11.35
PCB118(OC)	ug/kg OC	PCB											
PCB 153	ug/kg dw	PCB	4	5		50							
PCB 180	ug/kg dw	PCB	4	2		25							
PCB 28	ug/kg dw	PCB	1	2		25							
PCB 52	ug/kg dw	PCB	1	1		25							
PCB 118	ug/kg dw	PCB	4	3		25							
Copper (Cu)	mg/kg dw	trace metal	36	40	20	45	100		<60- 200	<35-150	65	18.7	34
Arsenic (As)	mg/kg dw	trace metal	29	30	20	25	80		<30- 100	<20-80	12	7.24	8.2
Cadmium (Cd)	mg/kg dw	trace metal	0.8	2.5	2.5	1.2	1		<0.9- 3	<0.25-1.0	1.5	0.68	1.2
Mercury (Hg)	mg/kg dw	trace metal	0.3	1	0.3	0.4	0.6		<0.3- 1.0	<0.15-0.6	0.5	0.13	0.15
Chromium (Cr)	mg/kg dw	trace metal	100	150	60	90	200		<60- 200	<70-300	80	52.3	81
Zinc (Zn)	mg/kg dw	trace metal	140	350	160	276	500		<375- 1250	<150-700	200	124	150
Nickel (Ni)	mg/kg dw	trace metal	35	50	70	37	100		<45- 150	<30-130	40	15.9	20.9
Lead (Pb)	mg/kg dw	trace metal	85	100	70	100	120		<30- 100	<30-120	75	30.2	46.7

(1) for <20um fraction

(2) 6 van Borneff

(3) in case of oil PAHs and PCBs SQGs are originally expressed on OC basis; recalculated for bulk sediment with 3.3% OC

(4) general and long term environmental quality objective

(5) no criteria available

(6) normalised to a sediment with 10% organic matter and 25% clay (<2um)

recalculated from the criterion of 15 ug TBT/L by using a Kp value of 740 and 8700 respectively

Bijlage 5C. Kwaliteitscriteria waaraan baggerspecie moet voldoen bij verspreiding in zee, nationaal en internationaal.

Parameter	Unit	Group	NL (2) UGT	D (5)	B (3)	F	SP	UK (6)	S	N	Hong Kong (UCEL)	N- Am. (PEL) (1)	N- Am. (ERM) (1)
Dioxinelikes - Cell- line	ng TEQ/ kg dw	dioxin likes											
Bacterium - <i>V. fisheri</i>	1/EC50 (%)	combi. Tox.											
Sea urchin - <i>E. cordatum</i>	mortality (%)	combi. Tox.											
Amphipod – <i>C. volutator</i>	mortality (%)	mortality						40			30		
TCDD	ug TCCDeq/kg dw	dioxins								1.5			
Endrin	ug/kg dw	OCP	30										
Dieldrin	ug/kg dw	OCP	30									4.3	8
DDT	ug/kg dw	OCP		3									
DDE	ug/kg dw	OCP		3									
DDD	ug/kg dw	OCP		10									
Lindane	ug/kg dw	OCP	20	0.6								0.99	
Hexachloro benzene	ug/kg dw	OCP	20	6						50			
sum DDT	ug/kg dw	OCP	20									54.7	46.1
sum Drins	ug/kg dw	OCP											
Aldrin	ug/kg dw	OCP	30										
Mineral oil C10-40 (GC)	mg/kg dw	oil	1250	1000	1188								
sum TBT+TPT	ug Sn/ kg dw	Organo metal											
Triphenyltin (TPT)	ug Sn/ kg dw	Organo metal											
Tributyltin (TBT)	ug Sn/ kg dw	Organo metal			7						44-522 (7)		
Benzo(ghi) perylene	mg/kg dw	PAH	0.8										
Dibenzo(a,h) anthracene	mg/kg dw	PAH										0.135	0.26
Benzo(a) pyrene	mg/kg dw	PAH	0.8							0.5		0.763	1.6
Benzo(b) fluoranthene	mg/kg dw	PAH											
Benzo(k) fluoranthene	mg/kg dw	PAH	0.8										
Indeno(1,2,3cd) pyrene	mg/kg dw	PAH	0.8										
Acenaphthylene	mg/kg dw	PAH										0.128	0.64
Anthracene	mg/kg dw	PAH	0.8									0.245	1.1
Benzo(a) anthracene	mg/kg dw	PAH	0.8									0.693	1.6
Phenanthrene	mg/kg dw	PAH	0.8									0.544	1.5
Fluorene	mg/kg dw	PAH										0.144	0.54
Fluoranthene	mg/kg dw	PAH	2									1.494	5.1

Vervolg bijlage 5c

Parameter	Unit	Group	NL (2) UGT	D (5)	B (3)	F	SP	UK (6)	S	N	Hong Kong (UCEL)	N- Am. (PEL) (1)	N- Am. (ERM) (1)
Acenaphtene	mg/kg dw	PAH										0.0889	0.5
Chrysene	mg/kg dw	PAH	0.8									0.846	2.8
Pyrene	mg/kg dw	PAH										1.398	2.6
sum 16-PAH	mg/kg dw	PAH								20			
sum 13-PAH	mg/kg OC	PAH											1800
Naphthalene	mg/kg dw	PAH	0.8									0.391	2.1
sum 10-PAH	mg/kg dw	PAH		3 (2)	5.94								
PAH-low wt.	mg/kg dw	PAH									3.16		3.16
PAH-high wt.	mg/kg dw	PAH									9.6		9.6
PCB 138	ug/kg dw	PCB	30	12		100							
PCB 101	ug/kg dw	PCB	30	6									
sum 7-PCB	ug/kg dw	PCB		60	66	1000	100				90	94.5	90
PCB118(OC)	ug/kg OC	PCB											
PCB 153	ug/kg dw	PCB	30	15		100							
PCB 180	ug/kg dw	PCB	30	6		50							
PCB 28	ug/kg dw	PCB	30	6		50							
PCB 52	ug/kg dw	PCB	30	3		50							
PCB 118	ug/kg dw	PCB	30	10		50							
Copper (Cu)	mg/kg dw	trace metal	60	200	100	90	400		200	1500	110	108	270
Arsenic (As)	mg/kg dw	trace metal	29	150	100	50	200		100	1000	42	41.6	70
Cadmium (Cd)	mg/kg dw	trace metal	4	12.5	7	2.4	5		3	10	4	4.21	9.6
Mercury (Hg)	mg/kg dw	trace metal	1.2	5	1.5	0.8	3		1	5	1	0.7	0.71
Chromium (Cr)	mg/kg dw	trace metal	120	750	220	180	1000		200	5000	160	160	370
Zinc (Zn)	mg/kg dw	trace metal	365	1750	500	552	3000		1250	10000	270	271	410
Nickel (Ni)	mg/kg dw	trace metal	45	250	280	74	400		150	1500	40	42.8	51.6
Lead (Pb)	mg/kg dw	trace metal	110	500	350	200	600		100	1500	110	112	218

- (1) general environmental quality objective
- (2) normalised to a seident with 10% organic matter and 25% clay (<2um)
- (3) in case of oil PAHs and PCBs SQGs are originally expressed on OC basis; recalculated for bulk sediment with 3.3% OC
- (4) 6 van Borneff
- (5) for <20um fraction
- (6) no criteria available
- (7) recalculated from the criterion of 15 ug TBT/L by using a Kp value of 740 and 8700 respectively

Bijlage 6 Mediane gehalten aan enkele microverontreinigingen in het zwevende stof.

Een overzicht van de mediane gehalten aan enkele microverontreinigingen in het zwevende stof uit de Nieuwe Waterweg bij Maassluis en in het Nederlandse kustwater (Eems-Dollard, Waddenzee, Hollandse kust en Westerschelde) in 1998 en 1999.

Een overzicht van de mediane gehalten aan enkele microverontreinigingen in het zwevende stof diverse microverontreinigingen in het zwevende stof uit de Nieuwe Waterweg bij Maassluis en in het Nederlandse kustwater (Eems-Dollard, Waddenzee, Hollandse kust en Westerschelde) in 1998 en 1999.

Stof	Eenheid	Nederlands e kustwateren	Nieuwe Waterweg bij Maassluis	Toetswaarde van de UGT	Ratio Nw. Waterweg / Kustwateren	Ratio Nw. Waterweg / UGT
Cd	mg/kg ds	0.5-0.6	1.8-2.2	4	4	0.5
Cr	mg/kg ds	70-90	83-93	120	1	1
Cu	mg/kg ds	20-30	60-80	60	3	1
Hg	mg/kg ds	0.3-0.35	0.7-0.9	1.2	2	1
Ni	mg/kg ds	20-30	35-40	45	1.5	1
Pb	mg/kg ds	45-55	90-100	110	2	1
Zn	mg/kg ds	150-200	390-460	365	2	1
TBT (als Sn)	µg /kg ds	30-70	60-70	-	1.5	-
PCB#153	µg /kg ds	2-6	14-18	30	4	0.5
Som 7-PCB	µg /kg ds	10-27	58-74	-	4	-
HCB	µg /kg ds	0.5-2	7-11	20	8	0.5

Bijlage 7 Beoordeling van sedimenten uit havens langs de Nederlandse kust volgens CTT en UGT in 1999/2000.

Toelichting:

In het geval van overschrijding volgens de CTT is in (blauw) aangegeven welke parameter daarvoor verantwoordelijk is. In het geval van overschrijding volgens de UGT is in (groen) aangegeven welke parameter daarvoor verantwoordelijk is. Per baggervak is in een histogram aangegeven hoeveel baggerspecie er jaarlijks verwijderd wordt.

