



Technieken en toepasbaarheid voor de sanering van dioxines en TBT in het Noordzeekanaal

Fase 1

Auteurs: A.C. Sneekes, C. Kwadijk, M. Kotterman, A.A. Koelmans

Wageningen University &
Research Rapport C096/17

Technieken en toepasbaarheid voor de sanering van dioxines en TBT in het Noordzeekanaal

Fase 1

Auteur(s): A.C. Sneekes, C. Kwadijk, M. Kotterman, A.A. Koelmans

Publicatiedatum: 30 november 2017

Wageningen Marine Research IJmuiden, November 2017

Wageningen Marine Research rapport C096/17

Sneekes, A.C., C. Kwadijk, M. Kotterman, A.A. Koelmans, 2017. Technieken en toepasbaarheid voor de sanering van dioxines en TBT in het Noordzeekanaal; *Fase 1*. Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C096/17. 59 blz.

Keywords: Noordzeekanaal, dioxines, TBT, saneringsonderzoek

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat West-Nederland Noord
Margriet Beek, afdeling V&P WNN
Postbus 2232
3500 GE Utrecht

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/428146>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research Wageningen UR is ISO 9001:2008 gecertificeerd.

© 2017 Wageningen Marine Research Wageningen UR

Wageningen Marine Research, onderdeel
van Stichting Wageningen Research
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van Wageningen Marine Research is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen Marine Research opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	7
1.1 Probleembeschrijving	7
1.2 Doelstelling	8
1.3 Aanpak en leeswijzer	8
2 Situatie Noordzeekanaal	9
2.1 Het Noordzeekanaal	9
2.2 Huidige verontreinigingsproblematiek	11
2.2.1 Dioxine	11
2.2.2 TBT	12
2.2.3 Aanbevelingen	14
3 Inventarisatie saneringstechnieken	16
3.1 Saneringstechnieken	16
3.1.1 Chemisch-fysische aspecten	17
3.1.2 Saneringsmogelijkheden	17
3.2 Saneringsonderzoeken van dioxines en TBT in sediment	23
3.3 Kosten van technieken	26
3.4 Ecologische risico's van saneren	28
4 Toepasbaarheid voor het Noordzeekanaal	30
4.1 Selectie saneringstechnieken voor het Noordzeekanaal	30
4.1.1 Fysieke verwijdering van de verontreiniging	32
4.1.2 <i>In situ</i> onschadelijk maken verontreiniging	33
4.2 Selectie van best beschikbare technieken	34
4.2.1 Impact op milieu	34
4.2.2 Technische en maatschappelijke aspecten	38
4.2.3 Toepasbaarheid	39
4.2.4 Financieel	40
4.3 Resultaten van best beschikbare technieken	40
4.3.1 Dioxines	41
4.3.2 Tributyltin	42
4.3.3 Onzekerheidsanalyse	46
5 Advies voor een tweede fase	48
5.1 Vervolgstappen sanering Noordzeekanaal	48
5.2 Advies voor vervolgonderzoek fase 2 "proof of principle"	48
5.2.1 Vaststellen experimentduur voor abiotische testen	49
5.2.2 Check "Proof of principle" en range finding	50
5.2.3 Vaststellen effectieve dosering "beste" adsorbens	50

5.2.4	Validatie abiotische testen	51
5.2.5	Bioaccumulatie testen	52
6	Kwaliteitsborging	54
	Literatuur	55
	Verantwoording	58

Samenvatting

In dit rapport zijn in de literatuur beschreven saneringstechnieken gescreend voor een mogelijke toepasbaarheid voor de sanering van dioxines en TBT vervuild sediment in het Noordzeekanaal. Dit onderzoek is in vier onderdelen uitgewerkt;

1. Het samenvatten van de huidige verontreinigingsproblematiek uit het IMARES-rapport 'De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteitsdoelen van het Noordzeekanaal – Rapport C092/13';
2. Een literatuurstudie naar immobilisatietechnieken (zoals bijvoorbeeld het gebruik van actief koolstof) en de beschrijving daarvan;
3. Een doorkijk richting de specifieke verontreinigingsproblematiek op het Noordzeekanaal;
4. Het formuleren van adviezen over eventuele tweede fase met daarin het uitvoeren van een pilot/veldstudie, inclusief Plan van Aanpak tweede fase op hoofdlijnen.

De verontreinigingsproblematiek van het Noordzeekanaal spitst zich toe op twee KRW-doelstellingen die (plaatselijk) niet worden gehaald in het Noordzeekanaal; som-TEQ in biota en TBT in totaal water. Beide contaminanten zijn lokaal in sterk verhoogde gehalten aanwezig in sediment, zoals is aangetoond door intensieve monitoring over de afgelopen jaren. De som-TEQ wordt in het kanaal in sterke mate bepaald door dioxines, de vervuiling is gelokaliseerd rond de Van Riebeeckhaven en putten in het kanaal waar in het verleden verontreinigd baggerslib is gestort. De TBT-verontreiniging is gelokaliseerd in de westelijke delen van Het IJ. Het weghalen van deze bronnen zal een gunstig effect hebben op de gehalten contaminanten in zowel biota (som-TEQ) als in water (TBT). Er zijn geen andere bronnen geïdentificeerd die voor een grote herverontreiniging kunnen zorgen. Het is ook niet waarschijnlijk dat deze er in de nabije toekomst zullen komen. TBT mag niet meer worden gebruikt en het vrijkomen van dioxines in het milieu, per definitie een bijproduct bij andere industriële processen, is zeer sterk aan banden gelegd.

Er zijn vele technieken om vervuilde sedimenten te saneren beschreven, alleen de technieken die gebruikt kunnen worden om de dioxine en de TBT vervuilde sedimenten aan te pakken zijn nader bekeken. De specifieke chemische eigenschappen van deze contaminanten spelen hierin een grote rol. De saneringstechnieken omvatten robuuste en reeds lang gebruikte saneringswijzen zoals fysieke ingrepen; verwijderen van verontreinigd sediment door baggeren, maar ook vele minder vaak gebruikte of zelfs alleen in kleine schaal geteste technieken, in situ afbraak van de verontreiniging door chemische middelen bijvoorbeeld. Immobilisatie van de verontreiniging; het vervuilde sediment wordt niet verwijderd maar zodanig geïmmobiliseerd dat de verontreiniging niet meer in het bovenstaande water komt, is een nieuwe techniek die ook in de praktijk is toegepast. Deze immobilisatie kan worden bereikt door het sediment fysiek te scheiden van het bovenstaande water door middel van een afdeklaag. Maar er kan ook een absorptiemiddel worden toegevoegd (actieve kool bv), die de verontreiniging zo sterk adsorbeert dat de biologische beschikbaarheid sterk afneemt. Hoewel de contaminant dus nog wel aanwezig is komt deze minder in de biota, hiermee is het ecologische risico verlaagd. Naast de effectiviteit van de saneringstechnieken zijn ook de mogelijke ecologische gevolgen en de kosten van de sanering onderzocht aan de hand van in de literatuur beschreven praktijksaneringswerken. Vooral de kosten zijn lastig uit andere studies te vertalen naar mogelijke kosten voor sanering van het Noordzeekanaal.

Uit het literatuuronderzoek naar methoden om vervuild sediment te saneren kwamen een aantal methoden naar voren als kansrijk voor toepassing in het Noordzeekanaal. Sanering van de dioxine- en TBT vervuilde locaties kan resulteren in het voldoen aan de KRW-doelstellingen. Met een Multi Criteria Analyse (MCA) is onderzocht welke methoden het best toepasbaar kunnen zijn voor het Noordzeekanaal. Hoofdcriteria als "Impact op het milieu", "Technische en maatschappelijke aspecten", "Toepasbaarheid" en "Financieel", met allen een weegfactor zijn hiervoor onderzocht. Een zekere mate van onzekerheid is voor alle technieken aanwezig voor één of meerder criteria.

Uit de analyse blijkt dat naast het sediment fysiek verwijderen uit het kanaal door te baggeren, ook andere methoden mogelijk zijn. Vastleggen van de dioxinevervuiling met actieve kool, al dan niet gecombineerd met een afdeklaag, is een goede optie. Indien de diepgang ter plaatse al minimaal is voor de scheepvaart kan ook een gemengde aanpak, waarbij een deel wordt gebaggerd, zodat er voldoende diepgang ontstaat voor vastlegging met kool én afdichting met een afdeklaag, worden gebruikt.

De aanpak van TBT vereist misschien een andere aanpak. Volledige verwijdering van het vervuilde slib zal zeker het probleem aanpakken, andere, minder invasieve methoden zijn wellicht minder effectief dan bij de dioxine vervuiling. Naast dat de binding van TBT aan matrices als kool en of klei minder sterk lijken, verandert deze binding de chemische concentratie in het water niet. Het KRW-doel; TBT-concentratie in totaal water (inclusief zwevend stof) wordt hiermee niet bereikt. Een afdeklaag, het afsluiten van het vervuilde sediment van het bovenstaande water, lijkt hier een noodzakelijkheid.

De saneringstechnieken die geïdentificeerd zijn als kansrijk op basis van de MCA moeten worden getest op Noordzeekanaal condities. Een aantal variabelen kunnen op laboratoriumschaal en in een betrekkelijk korte tijd (weken tot paar maanden) worden onderzocht, waardoor het duidelijker wordt of deze technieken ook succesvol kunnen zijn onder de condities en randvoorwaarden die het kanaal stelt. Een aantal testen zijn beschreven om snel te komen tot een optimale toepassing van immobilisatie door adsorptie. Een aantal variabelen in de sanering zijn niet op kleine laboratoriumschaal, noch in een korte tijd te testen. Deze testen zijn daarom niet uitgewerkt in dit rapport.

1 Inleiding

De waterbodem in het westelijk deel van het Noordzeekanaal en rond het Jan van Riebeeckhaven is, onder andere door een explosie van een reactorvat bij een fabriek van Philips Duphar in de jaren zestig, ernstig verontreinigd geraakt met dioxines. Op de overgang van het Noordzeekanaal naar het IJ zijn daarnaast in het sediment zeer sterk verhoogde tributyltin (TBT) gehalten aangetroffen. Door deze verontreinigingen worden de voor de kaderrichtlijn water (KRW) vereiste goede chemische en ecologische kwaliteit in het Noordzeekanaal niet gehaald. RWS-WNN is als waterkwaliteitsbeheerder verantwoordelijk voor het behalen van die KRW-doelen. Om na te gaan hoe (op termijn) aan deze doelstellingen kan worden voldaan, heeft RWS WNN de KRW-maatregel opgenomen een onderzoek uit te voeren naar mogelijke maatregelen ten aanzien van dioxines in het Noordzeekanaal (Y4003) en tributyltin in het Noordzeekanaal (Y4004). Als onderdeel hiervan heeft RWS-WNN aan Wageningen Marine Research gevraagd om op basis van literatuuronderzoek de saneringsmogelijkheden (met de focus op immobilisatietechnieken) van de verontreinigingen met dioxines en TBT in waterbodems in kaart te brengen en op basis hiervan samen met RWS een voorstel voor het vervolg vorm te geven.

1.1 Probleembeschrijving

Dioxines

In het Noordzeekanaal wordt de consumptienorm van dioxine in aal (10 ng TEQ/kg) ruimschoots overschreden en ook wordt de KRW-norm voor dioxines in biota (6.5 ng TEQ/kg) overschreden. Dioxines hebben in 2016 in de KRW-systematiek de classificatie "prioritair gevaarlijke stof" gekregen en de norm geldt voor de concentratie die wordt aangetroffen in biota. Hotspots zijn het Noordzeekanaal nabij de Jan van Riebeeckhaven en de insteek van de Amerikahaven. De concentraties in deze hotspots zijn zeven keer hoger dan in de rest van het kanaal en door verspreiding stijgen de kosten van baggerverwerking elders in het kanaal. De verwachting bestaat dat sanering van deze hotspots zal leiden tot een significante verbetering van de waterkwaliteit en een sterke verlaging van dioxineconcentraties in biota (Postma *et al.*, 2013).

TBT

In het Noordzeekanaal, met name op de overgang naar het IJ ter hoogte van de Coentunnel, zijn lokaal ernstige normoverschrijdingen in het oppervlaktewater gevonden. Dit wordt veroorzaakt door opwerveling van met TBT verontreinigd sediment met gehalten van meer dan tien keer de interventiewaarde (>2.5 mg/kg). Voor het behalen van de KRW-doelen is een daling van TBT-gehalten in zwevende stof noodzakelijk. De verwachting is dat een gerichte ingreep op de genoemde locatie in het westelijk deel van het IJ een effectieve maatregel is om het TBT-gehalte in het zwevend stof sterk te verminderen (Postma *et al.*, 2013).

Zowel voor de bodemverontreiniging met dioxines als met TBT zijn meerdere bronnen geïdentificeerd in het Noordzeekanaal. Het saneren van deze bronnen wordt gezien als de meest effectieve methode voor het behalen van de KRW-doelstellingen. Welke methode hier het beste voor gebruikt kan worden, zeker gezien de complexiteit van het Noordzeekanaal, is echter niet duidelijk. Om meer inzicht te krijgen in deze materie, is voorliggend literatuuronderzoek naar saneringsmogelijkheden uitgevoerd, waarbij ook nadrukkelijk gekeken wordt naar technieken waarbij de (bio-)beschikbaarheid van de

verontreiniging wordt beperkt. Dat betekent dat in dat geval de verontreiniging niet verwijderd wordt, maar geïmmobiliseerd.

1.2 Doelstelling

Het in beeld brengen van mogelijke saneringstechnieken en de mogelijke toepasbaarheid daarvan in het Noordzeekanaal om de verspreiding van de verontreiniging van dioxines en TBT in het Noordzeekanaal vanuit het slib naar het water tegen te gaan. Het onderhavige onderzoek moet leiden tot een voorstel voor het ontwikkelingstraject van effectieve en kansrijke saneringsmethodes waarmee de KRW-doelen 'dioxine in biota' en 'TBT in water' behaald kunnen worden.

1.3 Aanpak en leeswijzer

In hoofdstuk 2 is een samenvatting gegeven van de huidige verontreinigingsproblematiek met betrekking tot dioxines en tributyltin (TBT) in het Noordzeekanaal. Hierbij is uitgegaan dat de verontreinigingsproblematiek zoals beschreven in het IMARES-rapport: 'De invloed van de waterbodem op de kwaliteitsdoelen van het Noordzeekanaal'- C092/13 nog steeds de huidige toestand weergeeft. Hoofdstuk 3 bevat een literatuuronderzoek naar immobilisatietechnieken voor verontreinigingen van dioxines en TBT en de beschrijving daarvan. Hiervoor is gebruik gemaakt van de digitale bibliotheek van Wageningen UR en is op basis van in beschikbare openbare en peer-reviewede literatuur de stand van zaken beschreven. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 besproken of de eerdergenoemde saneringstechnieken succesvol kunnen worden toegepast voor het Noordzeekanaal. Dit hoofdstuk bevat tevens een analyse op basis van de Multi Criteria Analyse methodiek voor de selectie van de best beschikbare saneringstechnieken. Op basis van de resultaten van eerder genoemde onderdelen is in hoofdstuk 5 een advies gevormd voor het uitvoeren van een pilot/veldstudie in een eventuele tweede fase. Het advies bevat een Plan van Aanpak op hoofdlijnen.

2 Situatie Noordzeekanaal

De verontreinigingsproblematiek in het Noordzeekanaal wordt uitgebreid beschreven in het IMARES-rapport: 'De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteitsdoelen van het Noordzeekanaal' - C092/13 (Postma *et al.*, 2013). Dit rapport bevat gegevens uit eerder uitgevoerde onderzoeken naar de kwaliteit van de waterbodem in het Noordzeekanaal. Het onderzoek omvat een analyse van de functies en doelen in het Noordzeekanaal die mogelijk worden bedreigd door in de waterbodem aanwezige verontreinigingen. Het onderzoek is, primair gericht op dioxines en PCB's en aangevuld met mogelijke bedreigingen voor andere KRW-doelstellingen, waaronder TBT. Omdat in de periode sinds het verschijnen van het rapport geen aanpassingen aan de situatie in het kanaal zijn geweest wordt ervan uitgegaan dat dit rapport nog steeds een actuele weergave geeft van de huidige situatie.

Dit hoofdstuk begint met een korte beschrijving van het Noordzeekanaal zelf. De verontreiniging van dioxines en tributyltin, zoals beschreven in het IMARES-rapport, zullen vervolgens worden samengevat om inzicht te geven in de huidige toestand van de verontreiniging.

2.1 Het Noordzeekanaal

Het Noordzeekanaal ligt tussen Amsterdam en de Noordzee en geeft binnen- en zeevaartscheepvaart toegang tot Amsterdam en het achterland, respectievelijk de Noordzee (Figuur 1). Tegelijkertijd is het een belangrijke afvoerroute voor overtollig water uit Midden- en West-Nederland. Het samenkomen van zoet- en zoutwater en de verschillende functies van het Noordzeekanaal maken dat dit waterlichaam een specifiek karakter heeft. Het waterlichaam Noordzeekanaal omvat het kanaal zelf, het IJ en een aantal zijhavens en zijkanalen. Het staat in open verbinding met het Amsterdam-Rijnkanaal en de stadswateren van Amsterdam. Het totaal nat oppervlak bedraagt 2060 ha.



Figuur 1 Overzicht van het Noordzeekanaal. Overgenomen uit Postma et al., 2013.

In het IMARES-rapport: 'De invloed van de waterbodembodem op de waterkwaliteitsdoelen van het Noordzeekanaal' - C092/13 is een uitgebreide beschrijving opgenomen van het Noordzeekanaal. Hierin zijn gegevens van de stroming- en zoutgehaltes, resuspensie, sedimentatie en zwevend stof opgenomen. De hierin beschreven gegevens die van belang kunnen zijn voor de haalbaarheid van immobiliteitstechnieken zijn hieronder weergegeven.

Stroming en zoutgehalte

In het Noordzeekanaal komen zoet- en zoutwater samen, hierdoor ontstaat stratificatie en een verticale zoet-zoutgradiënt. In de diepere lagen (vanaf ongeveer 13 meter) treedt een stroming op van relatief zout water in oostelijke richting, terwijl in de bovenste lagen (6 à 8 meter) een stroming in westelijke richting aanwezig is. De stroomsnelheden zijn gering, gemiddeld ca. 4 cm/s, alleen de snelheid aan het oppervlak varieert met de afvoersituatie (spui of gemaal) tussen 0 en 25 cm/s. Menging van beide lagen als gevolg van wind en vooral scheepvaart, treedt in beperkte mate op.

In het oostelijke deel van het kanaal worden vooral zoet- en brakwatersoorten aangetroffen, terwijl in het westelijke deel meer brakwater en mariene soorten aanwezig zijn. De verticale gelaagdheid zorgt voor een beperkte verversing van de onderste waterlaag, waardoor er periodiek minder gunstige omstandigheden voor het bodemleven aanwezig kunnen zijn.

Resuspensie en sedimentatie

Het oppervlaktewater in de havens wordt in beperkte mate verversd door het pseudo-getij, de dichtheidsstromingen en de koelwaterlozingen. De stroming in het kanaal is nergens groot genoeg om zelfstandig erosie te veroorzaken (vrijwel overal <10cm/s). Het kanaal is door de sluisen afgesloten van de Noordzee en daarom is er geen sprake van getij. Doordat alleen bij laag water wordt gespuid ontstaat wel een pseudo-getij. De waterbeweging die hierbij tot stand komt, kan wel leiden tot verspreiding van (verontreinigd) sediment als het sediment door bijvoorbeeld scheepvaart in resuspensie is gebracht. De passage van diepstekende schepen leidt tot de opwerveling van slib vanuit de toplaag van het sediment. Dit slib bezinkt langzaam (>1 uur) en zal zich tijdens het telkens

repeterende proces van opwerveling en sedimentatie langzaam in de richting van Amsterdam verplaatsen als gevolg van de oostwaartse stroming van de zoute onderlaag (Postma *et al.*, 2013).

In het Noordzeekanaal vindt, voornamelijk langs de oevers/talud van het systeem, een aanslibbing plaats van ongeveer 2 a 3 cm/jaar. Lokaal kan meer sedimentatie plaatsvinden, zoals 20-40 cm/jaar bij de monding van het Amsterdam-Rijnkanaal, tot wel enkele meters/jaar. De invloed van de zouttong op het sedimentatiegedrag in het kanaal is onbekend. Duidelijk is wel, dat door de grotere dichtheid van het zoute water, de sedimentatie minder snel plaatsvindt. Flocculatie door hogere zoutgehalten lijkt geen rol van betekenis te spelen. (Postma *et al.*, 2013).

2.2 Huidige verontreinigingsproblematiek

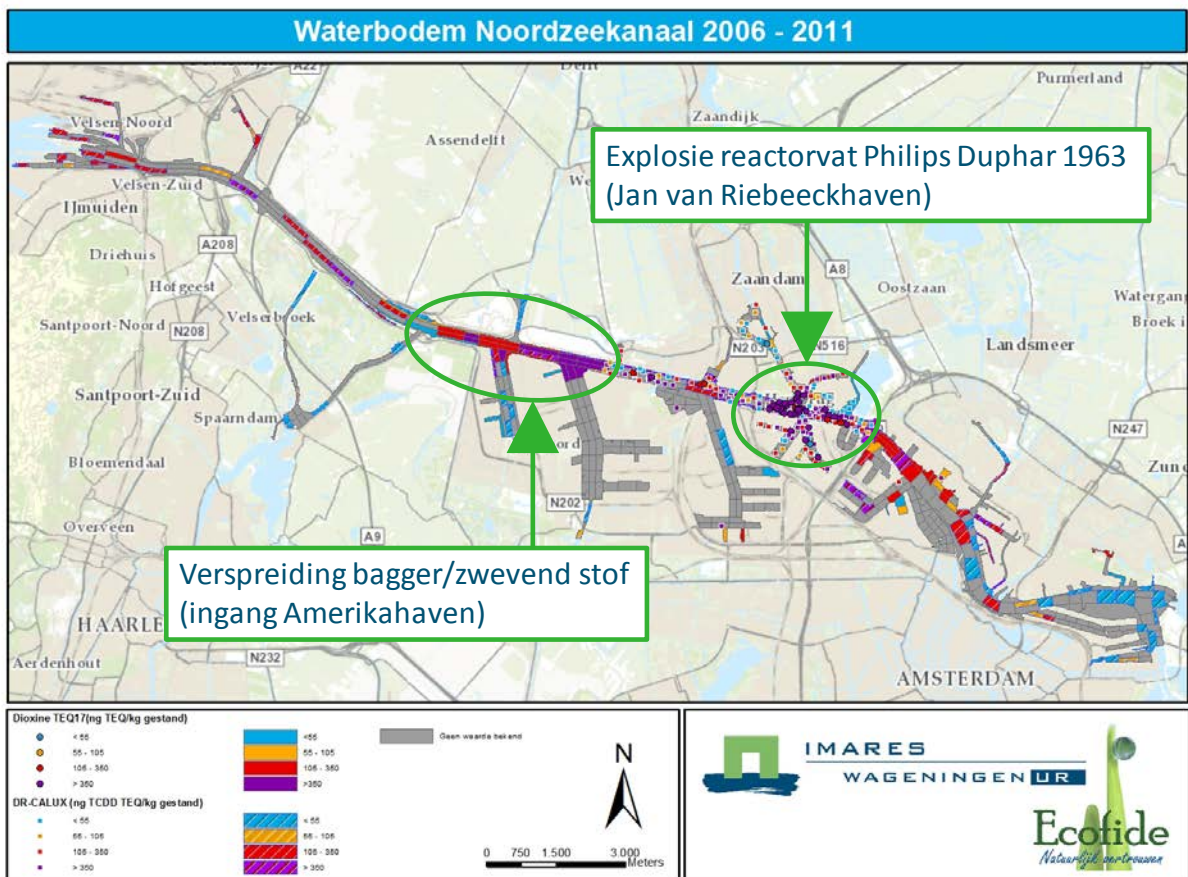
2.2.1 Dioxine

De waterbodem in het Noordzeekanaal is in het verleden ernstig verontreinigd geraakt met dioxines, onder andere door een explosie van een reactorvat bij Philips Duphar in 1963 bij de Jan van Riebeeckhaven. Hierdoor is de waterbodem sterk verontreinigd met dioxines en PCB's. Deze zijn herleidbaar aan de bron dankzij een specifiek congeneerpatroon. Door actieve verplaatsing van verontreinigde bagger naar putten is ook de waterbodem bij de ingang van de Amerikahaven sterk vervuild. De sterke vervuiling rond de ingang van de Amerikahaven duidt erop dat de verspreiding van dioxines nog steeds door gaat en de bron daarmee langzaamaan steeds diffuser wordt. In Figuur 2 is een overzicht gegeven van de gestandaardiseerde metingen aan dioxines in het Noordzeekanaal.

De waterbodem rond het Jan van Riebeeckhavengebied en in het westelijk deel van het Noordzeekanaal overschrijdt de voorlopige interventiewaarde van 105 ng/kg dioxine-TEQ. Ook de KRW-biotanorm (6.5 ng/kg som TEQ) en de voedselveiligheidsnorm (10 ng/kg som TEQ) worden in aal zeer regelmatig overschreden. De som-TEQ bestaat uit dioxine-TEQ en dioxineachtige-PCB-TEQ. Deze voedselveiligheidsnorm wordt ook in de grote rivieren in aal overschreden, daarom is sinds 1 april 2011 de vangst van aal in de grote rivieren en in het Noordzeekanaal, verboden. De dioxine-concentratie in aal afkomstig van de Jan van Riebeeckhaven overschrijdt de voedselveiligheidsnorm voor dioxine –TEQ (4 ng/kg). De oorzaak van de normoverschrijdingen is vooral gelegen in de verontreinigde waterbodem van het Noordzeekanaal zelf. Dit blijkt uit het zeer specifieke congeneerpatroon van dioxine en PCB's in wolhandkrab, aal en zwevend stof, dat duidelijk anders is dan het patroon in de rest van Nederland. De verschillende relevante normen die gehanteerd worden voor dioxines zijn opgenomen in Tabel 1.

Tabel 1 Overzicht van de verschillende relevante dioxinenormen met de bijbehorende grenswaarden.

Norm	Grenswaarde
Voorlopige interventiewaarde waterbodem	105 ng/kg dioxine-TEQ
KRW-biotanorm	6.5 ng/kg som TEQ
Voedselveiligheidsnorm (in biota)	10 ng/kg som TEQ, 4 ng/kg dioxine-TEQ



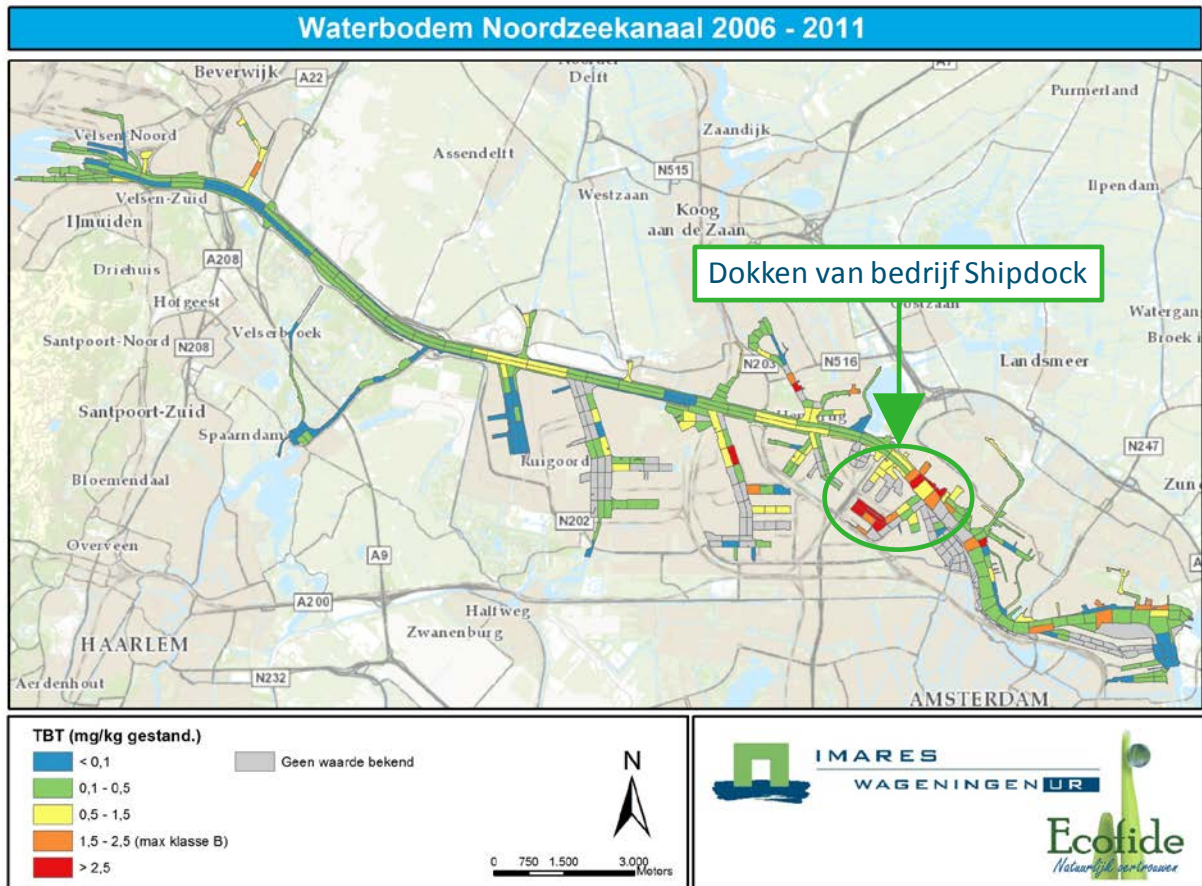
Figuur 2 Overzicht van de gestandaardiseerde gehalten aan dioxines in het Noordzeekanaal. De hotspots van de dioxine verontreiniging zijn in het groen aangegeven. Overgenomen uit Postma et al., 2013.

Een ingreep in de waterbodemb zal tot een verlaging van de concentraties dioxine-TEQ en ook de som-TEQ in vis leiden. Het areaal van de waterbodemb met verhoogde dioxine-concentraties is echter relatief groot en daarom zal een ingreep kostbaar zijn. Het gericht ingrijpen in de 'hot spots' in het Noordzeekanaal in de Jan van Riebeeckhaven en bij de insteek van de Amerikahaven zal effectief en efficiënt zijn omdat daar de concentraties 7 keer hoger zijn dan in de rest van het Noordzeekanaal. Voor kleinere vis (inclusief aal) zullen de concentraties dioxine-TEQ door het nemen van voldoende maatregelen sterk dalen en zal de som-TEQ onder de norm komen. De concentraties som-TEQ in grote aal zal langzamer dalen en of die op termijn ook onder de norm blijven is onzeker. De herverontreiniging uit het Amsterdam-Rijnkanaal, door aanvoer van zwevend slib, kan significant zijn, met name voor dioxine-achtige PCB's. Uit de bodemprofielen blijkt dat de bodemb van het Noordzeekanaal wat PCBs betreft relatief schoon is, allen ten westen van de Jan van Riebeeckhaven is het sediment plaatselijk sterker vervuild met PCBs.

2.2.2 TBT

In de westelijke delen van het IJ zijn in het sediment zeer sterk verhoogde TBT-gehalten aangetroffen, waarbij de interventiewaarde (>2,5 mg/kg) met meer dan een factor 5-10 wordt overschreden. Opwerveling van dit sediment zal lokaal tot een ernstige normoverschrijding in het oppervlaktewater

leiden. Een significant effect van deze lokale bron op het TBT-gehalte in het waterlichaam als geheel kon niet worden aangetoond, maar lijkt waarschijnlijk. Naast het gebied in het IJ is ook een probleemgebied in de Vlothaven geconstateerd, alsmede een incidentele interventiewaarde overschrijding in de Westhaven en Zijkanaal G. De overschrijdingen in het Westelijke deel van het IJ hangen samen met de aanwezigheid van een nabijgelegen bron, de dokken van bedrijf Shipdock waar decennialang zeeschepen zijn onderhouden en schoongemaakt (Figuur 3).



Figuur 3 Overzicht van de gestandaardiseerde gehalten aan TBT in het Noordzeekanaal. De hotspot van de TBT-verontreiniging is in het rood aangegeven. Overgenomen uit Postma *et al.*, 2013.

De TBT-gehalten in zwevende stof moeten een factor 10 dalen om de KRW-doelstelling te realiseren. Om dit proces te versnellen zou zoveel mogelijk TBT uit het kanaal verwijderd moeten worden. Een gerichte ingreep in het westelijk deel van het IJ (vakken IJ01-03 en IN01-02) wordt daarbij als kansrijke maatregel gezien (Postma *et al.*, 2013). Tevens is aanbevolen om TBT op te nemen bij de vergunningverlening voor baggerstorten in het kader van Bbk (hergebruik).

2.2.3 Aanbevelingen

Naast de bovengenoemde antwoorden op de onderzoeksvragen van het rapport uit 2013, is ook een aantal aanbevelingen voor een vervolg gedaan. Specifiek voor dioxines en TBT zijn deze:

Dioxines

- In het rapport is een analyse gemaakt van de verontreinigingstoestand. Hoewel het Noordzeekanaal geen sterke dynamiek kent, laat de verspreiding van dioxine zien dat de belasting van verder gelegen delen van het Noordzeekanaal-systeem met dioxines nog steeds doorgaat. Hierdoor nemen de verwerkingskosten van bagger bij nautisch onderhoud onevenredig toe. Het kan kosteneffectief zijn om juist vanuit het belang van het nautische beheer (en dus niet alleen vanuit de KRW- en voedselveiligheidsdoelstellingen) een ingreep in de vervuilde waterbodemplaan te doen. Kosten-baten analyses van verschillende maatregel-scenario's kunnen een zinvolle bijdrage leveren aan de besluitvorming.
- Verdere verspreiding van dioxines in het Noordzeekanaal geschiedt door opwerveling van de waterbodemplaan door stroming en scheepvaart, maar ook door baggeren en slibstort. De laatstgenoemde activiteiten kunnen het dioxineprobleem in stand houden en vergroten. Een nadere analyse (modelberekeningen met tijd-geïntegreerde zwevend stof analyses) kan dit potentiële probleem kwantificeren (in samenhang met het hierboven genoemde aspect over de beheerskosten van nautisch bagger).
- Het continueren van het waterbodemplaanonderzoek met als doel meer zicht te krijgen op de omvang, mobiliteit en de risico's van de aanwezige verontreinigingen is niet zinvol, omdat daar reeds voldoende kennis over is vergaard. De huidige inzichten zijn voldoende om verdere besluitvorming te ondersteunen. Een toestand- en trendmonitoring in het kanaal wordt wel zinvol geacht en zal bijdragen aan de kennis over de effectiviteit van maatregelen en het autonome beleid (zonder specifieke ingrepen).
- Voor toestand- en trendmonitoring is in het Noordzeekanaal op dit moment geen geschikt meetpunt gedefinieerd voor het volgen van de trend van gehalten in biota. Gegeven de gebiedspecifieke problematiek van dioxines en de KRW-doelstellingen wordt dit door IMARES en Ecofide als gemis gezien. Aanbevolen wordt om jaarlijks één locatie in de vaargeul van het Noordzeekanaal te bemonsteren op aal en door te meten op PCB's en dioxines.

Daarnaast zijn enkele aanbevelingen van meer lokale aard:

- Voor de dioxine-hotspots verdient het aanbeveling meer te meten rond de hotspot bij de insteek van de Amerikahaven. Door de statistische techniek van interpoleren in combinatie met het lage aantal meetpunten kan niet met zekerheid worden vastgesteld wat de omvang is van dit probleem. Het verdient de aanbeveling op deze locatielocatie zowel zwevend stof (tijd-geïntegreerd), bodem als biota te meten.
- Dat geldt ook voor specieput 1 en 2, die niet opvallen als hotspots maar die na extra meten wellicht wel aanleiding geven voor een andere afweging voor een ingreep. Het verdient aanbeveling om op deze locaties zowel zwevend stof (tijd-geïntegreerd), bodem als biota te meten.
- De Amerikahaven en Australiëhaven zijn stortlocaties waar, onder voorwaarden, ook bagger met hoge gehalten dioxine-TEQ en som-TEQ mag worden gestort. Het verdient aanbeveling in de havens dioxines en dioxineachtige PCB's zowel in zwevend stof (tijd-geïntegreerd), waterbodemplaan als biota te meten.

TBT

- Binnen de westelijke IJ-vakken IJ01 t/m IJ03 bestaat waarschijnlijk een groot verschil in TBT-gehalte tussen de noord- en zuidzijde. Het analyseren van één mengmonster per waterbodenvak is dan niet toegestaan ("uitmengen van een >1¹⁹") en ook niet aan te raden. Beter zou het zijn om met steekmonsters de lokale bron ('hot spot') verder te karteren.
- Ook werd aanbevolen om de parameter TBT in de vergunningsprocedures in het kader van het Bbk op te nemen. Bij vergunningverlening in het kader van de Bbk dient men het parameterpakket uit te breiden met die stoffen waarvoor voldoende aanwijzingen bestaan dat ze probleemstoffen zijn (wat in dit geval geldt voor TBT).

3 Inventarisatie saneringstechnieken

Voor de literatuurstudie naar immobilisatietechnieken voor verontreinigingen van dioxines en TBT en de beschrijving daarvan is gebruik gemaakt van de digitale bibliotheek van Wageningen UR. Op basis van beschikbare openbare en gepeer-reviewede literatuur is de stand van zaken beschreven. De studie heeft zich gericht op het beantwoorden van de hieronder genoemde onderdelen:

1. Beschrijving van relevante chemisch-fysische aspecten van dioxines en TBT.
2. Beschrijving van saneringsmogelijkheden voor de immobilisatie van dioxines en TBT.
3. Beschrijving van ervaringen van deze technieken waarbij focus gelegd wordt op gebruik bij sediment uit havengebieden.
4. Het geven van een indicatie van de kosten van de relevante saneringstechnieken.
5. Beschrijving van de ecologische risico's van relevante saneringstechnieken.

Definitie immobilisatie: immobilisatie of stabilisatie heeft tot doel het voorkómen van verspreiding van de verontreinigende stof in het milieu door fixatie. Doel van immobilisatie is ervoor zorgen dat de verontreinigende stof op zo'n wijze is vastgelegd dat wanneer werveling/omwoeling of uitspoeling plaatsvindt, de verontreinigende stof gefixeerd blijft en niet biologisch beschikbaar is.

3.1 Saneringstechnieken

De volgende zoektermen zijn afzonderlijk en/of in verschillende combinaties gebruikt (in Engels):

- Dioxin(s)
- TBT, organotin(s), tributyltin
- Remediate/Remediation
- Immobilize/Immobilization
- Contaminated/Contamination, Polluted/Pollution
- Sediments
- Marine
- Field study/Case study
- Harbour(s)
- Debutylation
- (mass) Stabilization
- Cleaning
- Adsorption
- Capping
- Solidification
- Destruction
- Biodegradation/Degradation, Bio-remediation, Fytoremediation
- Chemical/Electrochemical oxidation
- Silt curtain/ Turbidity barrier
- Costs
- Environmental dredging/remediation

3.1.1 Chemisch-fysische aspecten

Dioxine

Dioxine is een verzamelnaam voor een groep van organische verbindingen welke onder te verdelen valt in twee klassen, de polygechloreerde dibenzo-p-dioxinen (PCDD) en polygechloreerde dibenzofuranen (PCDF). In totaal vallen ongeveer 210 dioxinen en furanen (waarvan 17 sterk giftig) onder de aanduiding dioxine. Ook is er een 12-tal polygechloreerde bifenylen met een vergelijkbare toxiciteit. Dioxines worden voornamelijk geproduceerd als ongewenst bijproduct bij verbranding van organisch materiaal en kunnen zich ophopen in plantaardige en dierlijke vetten. Dioxines zijn zeer persistent. PCDD/Fs met chloor op de 2,3,7 of 8 posities zijn zeer slecht afbreekbaar door microben of dieren. Ook afbraak door middel van UV licht gaat zeer moeizaam bij deze componenten. De oplosbaarheid in water is zeer laag en deze stoffen binden goed aan organisch materiaal. Het sorptiegedrag is vergelijkbaar met dat van PCBs waardoor veel literatuur over sorptie en verwijdering van PCBs ook relevant kan zijn voor dioxines.

Tributyltin

Tributyltin (TBT) is een verzamelnaam voor een groep stoffen waarin een $(C_4H_9)_3Sn$ groep aanwezig is. TBT bestaat in zeewater veelal uit een mengsel van een chloride, een hydroxide en een carbonaat complex welke in equilibrium zijn. TBT heeft een relatief hoge dampdruk gecombineerd met een relatief laag kookpunt van 170°C.

TBT en afgeleiden gedragen zich in het milieu als niet-polaire organische stoffen. TBT heeft een lipofiel karakter, accumuleert in het organisch weefsel van aquatische organismen en adsorbeert bij sediment zowel aan de anorganische fractie (klei, silt, enz.) als ook aan de organische fractie (Furdek *et al.*, 2016). Doordat TBT snel geadsorbeerd wordt door fijne deeltjes als silt, klei en aminozuren worden hoge concentraties aan TBT gevonden in zwevend stof en sediment. Dit bevindt zich vooral onder in de waterkolom. In oppervlaktewater worden daarom ook geen relevante (opgeloste) TBT-concentraties verwacht. De mate van sorptie aan sediment is afhankelijk van saliniteit, zuurgraad, temperatuur, concentratie organisch stof, aanwezige mineralen en black carbon (Fang *et al.*, 2017). TBT kan vanuit sediment direct worden opgenomen door benthische organismen (Graceli *et al.*, 2013).

In water opgelost TBT breekt binnen een paar dagen af onder invloed van UV licht, eenmaal gebonden aan sediment loopt de halfwaardetijd op tot meerdere jaren. De binding van TBT aan sediment is echter omkeerbaar en daardoor verdwijnen de risico's van TBT niet na binding aan sediment. Desorptie vanuit het sediment naar de waterfase wordt onder andere gestimuleerd door beweging van het sediment, bijvoorbeeld onder invloed van vissen of scheepvaart.

3.1.2 Saneringsmogelijkheden

Saneringsmogelijkheden zijn simpelweg op te delen in een viertal groepen gebaseerd op de gebruikte techniek, namelijk baggeren, extractie, immobilisatie en destructie. De focus van deze literatuurstudie is het onderzoeken of met behulp van verschillende mogelijke immobilisatietechnieken de verontreiniging met dioxines en/of TBT in het Noordzeekanaal op efficiënte wijze (kosten/baten) tot een gewenst minimaal niveau kan worden teruggebracht. Bij saneringen wordt echter vaak gebruik gemaakt van een combinatie van technieken waaronder ook destructie, extractie en/of verwijdering, daarom zullen ook deze opties meegenomen worden in het onderzoek. Deze paragraaf bevat korte beschrijvingen van de technieken die geschikt lijken voor verontreinigingen met dioxines en/of TBT.

3.1.2.1 Baggeren

Baggeren is het actief weghalen van de verontreiniging samen met de matrix waarin de verontreiniging zich bevindt. Baggeren kan simpelweg in twee hoofdgroepen worden ingedeeld, namelijk mechanisch en hydraulisch baggeren. Mechanisch baggeren vindt plaats met behulp van een grijper of een emmer om het materiaal los te maken en naar de oppervlakte te brengen. Het belangrijkste kenmerk van hydraulisch baggeren is dat losgemaakt materiaal wordt opgezogen via een pijpsysteem dat is aangesloten op een pomp. Afhankelijk van het materiaal kan alleen zuigkracht volstaan, maar soms is aanvullend gebruik van waterstralen, lucht of extra mechanische methoden nodig. Hydraulisch baggeren is het meest efficiënt bij het werken met fijne materialen (<https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/vlasblom1-introduction-to-dredging-equipment.pdf>).

In theorie worden met baggeren alle soorten risico's volledig geëlimineerd, in de praktijk is volledige verwijdering vaak niet haalbaar. Oorzaken zijn de haalbare meet- en maaknauwkeurigheid, morsen tijdens het baggeren en de eventueel aanwezige infrastructuur die een fysieke belemmering kan vormen voor de bereikbaarheid van een deel van de verontreinigde bodem. Vooral in havens is hiervan over het algemeen sprake omdat direct langs infrastructurele werken zoals dijken en kades niet of minder diep gebaggerd kan worden dan nodig vanwege stabiliteitsrisico's (<https://www.bodemrichtlijn.nl/Tools/keuze-saneringstechnieken/selectie-saneringstechnieke24022>).

In voorkomende gevallen wordt baggeren als eerste stap gebruikt, waarna een vervolgbehandeling plaats kan vinden zoals onder andere verbranden, fractioneren en fyto-remediatie. Ook is het mogelijk dat de verontreiniging in het geheel verplaatst naar een meer geschikte plek zonder verdere behandeling van de verontreiniging, oftewel storten.

3.1.2.2 Extractie

Extractie is het verwijderen van de verontreinigende stof uit de betreffende matrix. Doel van extractie kan zijn het concentreren van de verontreinigende stof of veranderen van de matrix zodat een hoge efficiëntie van een saneringsmethode behaald kan worden. Dit kan bij verontreinigingen in sediment waarbij de contaminatie in een bepaalde fractie zit worden uitgevoerd door scheiding op deeltjesgrootte bijvoorbeeld met behulp van hydrocycloons, maar ook door gebruik te maken van een oplosmiddel (apolair of polair) eventueel onder invloed van aanpassingen van de zuurgraad en/of roeren, schudden en ultrasone golven.

Fractioneren

Dioxines binden zich goed aan de organische fractie van het sediment welke vaak uit de kleinste deeltjes bestaan. TBT bindt zich bij voorkeur aan de fijne fractie als silt, klei en aminozuren. Door het sediment te fractioneren, bijvoorbeeld door gebruik te maken van de hydrocycloontechniek, kan de verontreiniging worden geconcentreerd. Het volume gecontamineerd sediment kan op deze wijze tot 60-70% worden gereduceerd (Reed *et al.*, 2001). Voorwaarde voor gebruik van deze techniek is wel dat de verontreiniging in bepaalde sedimentgrootte fractie is geconcentreerd. Fractioneren van de verontreiniging is als techniek zeer geschikt als voorbehandeling en is relatief goedkoop. De techniek kan aan boord van een schip worden toegepast. Deze techniek werd echter als niet effectief beoordeeld voor een saneringsonderzoek in de haven van Antwerpen omdat in die situatie de verontreiniging te veel verdeeld was over de verschillende fracties (Goethals & Pieters, 2005).

Stoomdestillatie

Bij stoomdestillatie worden componenten veelal zonder decompositie van het sediment gescheiden door blootstelling aan stoom. Door gebruik van magnetron stoomdestillatie kunnen verschillende afvalstromen worden gescheiden zodat niet alle soorten componenten bij elkaar belanden. Bij een

laboratoriumtest werd 95% van 2,7-dichlorodibenzo-p-dioxine verwijderd na een behandeling van slechts 20 minuten (Mino and Moriyama *et al.*, 2001). Een pilot scale studie uitgevoerd door Eschenbach *et al.*, 2001 met verontreinigd sediment leverde volgens de auteurs een effectiviteit op van >98% TBT-verwijdering. Er zijn echter geen vervolgonderzoeken gevonden naar toepassing van deze techniek en de publicatie van Eschenbach betreft geen peer reviewed artikel.

Solvent extractie

Bij solvent extractie wordt het sediment als het ware gewassen met een organisch oplosmiddel waarna er uiteindelijk een relatief schoon sediment overblijft. Meerdere extractiecyclussen kunnen na elkaar worden uitgevoerd. Bij een pilotstudie van de US EPA werd voor PCBs een efficiëntie bereikt van 91.4 – 99.4% (Meckes *et al.*, 1997). Echter, in dit geval bleef nog altijd een pcb-concentratie van 19 – 1.8 mg/kg droge stof over in de behandelde grond.

Extractie met alkalisch water

Het vrijkomen van TBT uit verontreinigd sediment is onderzocht in het TBT Clean project voor de haven van Antwerpen. In dit onderzoek werd de pH verhoogd naar 12 door toevoeging van kalk waardoor TBT naar de waterfase verplaatst werd. Door vervolgens actief kool toe te voegen werd een reductie van 30% gerealiseerd. Vanwege de lage effectiviteit van deze methode is besloten dit niet verder te onderzoeken voor de haven van Antwerpen (Goethals & Pieters, 2005).

Subkritisch waterbehandeling

Door water onder druk tot een temperatuur boven de 100°C te verwarmen krijgt het eigenschappen vergelijkbaar met die van een organisch oplosmiddel. In de literatuur zijn beschrijvingen te vinden van experimenten waarbij in 30 minuten tijd bij een temperatuur van 350 °C >99% van de dioxines werden geëxtraheerd (Kulkarni *et al.*, 2008). Bij gebruik van een nul valent ijzer met subkritisch water werd in gecontamineerde grond PCDD omgezet tot verbindingen met <4 chlooratomen welke weer makkelijker biologisch afbreekbaar zijn.

3.1.2.3 Destructie

Destructie is het afbreken van de verontreinigende stof naar een niet toxische vorm. Dioxines worden afgebroken middels dehalogenatie waarbij de eigenschap van de stof tot ophopen in weefsel en sediment steeds lager wordt. Tributyltin kan worden afgebroken via stapsgewijze debutylatie waarbij TBT wordt afgebroken naar inorganisch tin via dibutyltin (DBT) en monobutyltin (MBT). De meest toxische vorm is TBT en naarmate de debutylatie vordert neemt de toxiciteit af. Destructie van TBT en dioxines kan worden uitgevoerd door verhitting, biologische afbraak of chemische oxidatie.

Thermische behandeling

De destructie van dioxines vindt plaats door verbranding bij zeer hoge temperatuur in de aanwezigheid van zuurstof (870-1200 °C) (Rahuman *et al.*, 2000). Een manier om dit uit te voeren is bijvoorbeeld met een cementoven waarmee een efficiëntie van >99.0% bereikt kan worden (Benestad, 1989). Weber *et al.*, 2002 geven een beschrijving van een proces waarbij in de aanwezigheid van verschillende metaaloxides een verhitting tot 340°C tot een afbraak van dioxines en furanen kan leiden. Dit onderzoek ging echter om vliegias.

TBT heeft een relatief hoge dampdruk gecombineerd met een relatief laag kookpunt van 170°C. Bij een thermische behandeling wordt het verontreinigd sediment verhit waardoor de TBT verdampt waarna deze via een oxidator afgebroken kan worden. Verbranding van TBT onder druk kan de afbraak versnellen doordat debutylatie plaatsvindt. Afhankelijk van de gewenste effectiviteit en de specifieke verontreinigingssituatie wordt een verhittingsplan ontworpen. Hoe hoger de gebruikte temperatuur, des te meer TBT wordt afgebroken. Deze methode is zeer effectief, maar ook zeer

kostbaar en is daardoor uitsluitend geschikt voor zwaar verontreinigd sediment (>10 mg/kg TBT). Deze behandeling is duur vanwege ontwateren van het sediment en de hoge temperatuur die bij het proces noodzakelijk is. De effectiviteit van de methode is hoog (>99% TBT-verwijdering). Bijkomend nadeel van deze techniek is dat het metallisch tin achterblijft in het sediment (Mostofizadeh, 2001; Anonymous, 2003).

Biodegradatie

Bij biodegradatie wordt gebruik gemaakt van bacteriën, schimmels of microalgen om de dioxines of TBT versneld af te breken. Dit kan zowel onder aerobe als anaerobe omstandigheden. Biodegradatie van deze stoffen heeft echter veel tijd nodig. Voor dioxines gaat het om afbraak via dechloratie waarbij de halfwaardetijd veelal meerdere jaren bedraagt (Field and Sierra-Alvarez, 2008). TBT wordt met debutylatie afgebroken naar de minder toxische vormen dibutyltin (DBT), monobutyltin (MBT) en uiteindelijk inorganisch tin. Onder anaerobe omstandigheden is de halfwaardetijd van TBT in sediment tientallen jaren. Du en collega's geven aan dat in verschillende onderzoeken de halfwaardetijd verlaagd kon worden naar dagen waarbij de beste resultaten behaald werden na het creëren van ideale omstandigheden met betrekking tot zuurstof, temperatuur, zuurgraad en nutriënten (Du *et al.*, 2014). Tegelijkertijd werd aangegeven dat het de methodiek met name geschikt is voor verontreinigingen met relatief lage TBT-concentraties (<100 µg/kg).

Fytoremediatie

Voor dioxines werden geen onderzoeken gevonden waarbij de techniek fyto-remediatie gebruikt is. Sommige planten kunnen TBT opnemen en omzetten naar ongevaarlijke koolstofverbindingen en tin. Du en collega's geven aan dat er succesvolle onderzoeken zijn waarbij TBT-concentraties gereduceerd worden (Du *et al.*, 2014). Sediment verontreinigd met TBT wordt na baggeren verspreid in bekkens waarna beplant met zouttolerante gewassen. De effectiviteit voor verschillende zouttolerante planten zijn onderzocht op met TBT verontreinigd slib uit de haven van Antwerpen. Uit dit onderzoek kwam naar voren dat van voedingsgewassen, gerst de meest geschikte plant is vanwege een snelle groei ondanks het zoutgehalte, versnelde afbraak van TBT in het sediment en het ontbreken van meetbare organotin concentraties in het geogoste product (Novak and Trapp, 2005).

Chemische/Elektrochemische oxidatie

Door middel van een oxidatiereactie met een Fentons reagens kunnen dioxines worden omgezet in meer biodegradeerbare componenten. Bijproducten hierbij zijn onder andere chloorphenolen en chloorbenzenen welke daarna in een bioreactor onder aerobe omstandigheden kunnen moeten worden afgebroken. Bij een laboratoriumstudie werd hiermee een efficiëntie van 99% bereikt (Kao *et al.*, 2000). In een studie met verschillende reagentia veroorzaakte met hitte geactiveerd persulfate (PSF) de meest significante afbraak van dioxines en furanen in gecontamineerd sediment (dioxine TEQ-reductie van 65%) (Hrabak *et al.*, 2016).

Het afbreken van TBT naar minder toxische verbindingen is mogelijk door oxidatie door bijvoorbeeld toevoeging van kaliumpermagnaat, of via elektrolyse. Du en collega's beschrijven een aantal onderzoeken waarbij kaliumpermagnaat werd toegepast op verontreinigd afvalwater en elektrochemische oxidatie van slib (Du *et al.*, 2014). Hoge concentraties aan TBT konden met beide methodes behandeld worden. In 2009 beschreef Kotrikla dezelfde technieken en concludeerde dat beide technieken onvoldoende bruikbaar zijn voor gebruik op grote schaal, onder andere door veiligheidsaspecten en een relatief grote hoeveelheid aan resterend sediment dat niet hergebruikt kan worden (Kotrikla, 2009).

Heterogene fotocatalyse

Onder bepaalde omstandigheden kunnen dioxines en TBT onder invloed van UV afbreken. Dioxines breken (door dehalogenatie) af naar lagere gechloreerde verbindingen welke dan weer makkelijker

afgebroken kunnen worden middels biodegradatie (Urbaniak *et al.*, 2013). Om dit te kunnen toepassen op grond of sediment moeten de dioxines eerst worden losgemaakt met een oplosmiddel waarna ze vervolgens onder invloed van UV kunnen degraderen.

Bij TBT wordt onder invloed van UV de afbraak (door dehydrochlorinering) versneld. Een van de methoden waarbij dit actief gebeurt is heterogene fotocatalyse (Brosillon *et al.*, 2014). Verontreinigd sediment werd gedurende twee uur blootgesteld aan UV-straling met toevoeging van TiO₂ als oxidant waarna een degradatie van 32-37% voor TBT werd behaald. Verwacht wordt dat langere blootstelling aan de straling een hogere effectiviteit oplevert. De techniek is tot dusver uitsluitend op laboratoriumschaal toegepast, waarbij wel al gekeken is naar de effectiviteit voor verschillende relevante sedimenten uit havens.

Radiologische degradatie

Het gebruik van ioniserende straling zoals hoog energie elektron straling of gammastraling is een niet thermische destructie techniek waarvan is aangetoond dat deze effectief is bij de afbraak van dioxines in organische oplosmiddelen en afvalwater (Kulkarni *et al.*, 2008). Hierbij moet echter wel eerst de dioxine losgemaakt worden van het sediment (geëxtraheerd) voordat deze kan worden afgebroken. Er is geen informatie gevonden over gebruik van deze techniek bij TBT-verontreinigingen.

3.1.2.4 Immobilisatie

Doel van immobilisatie is ervoor zorgen dat de verontreinigende stof op zo'n wijze wordt vastgelegd dat de verontreinigende stof niet biobeschikbaar is. Immobilisatie kan door het toepassen van een deklaag middels capping of door adsorptie aan hulpstoffen. De methode kan zowel *in situ* als *ex situ* worden toegepast.

Afdekken

Bij afdekken (capping) worden verontreinigingen opgesloten door een schone afsluitende laag bovenop het vervuilde sediment te plaatsen en kan zowel voor dioxines en TBT verontreinigen worden toegepast. Het afdekken als techniek kan zowel *in situ* als *ex situ* worden uitgevoerd. Bij het plaatsen van een laag over de verontreiniging dient rekening gehouden te worden met de dikte van de laag die nodig is voor chemische/fysische/biologische isolatie van de verontreiniging (erosiebescherming, bescherming tegen bioturbatie, consolidatie en eventuele operationele overwegingen zoals onjuistheden van plaatsing (Palermo, 1998)). Het plaatsen van een isolatielaag kan een verhoogde resuspensie van de verontreinigende stof veroorzaken. Dit risico kan worden geminimaliseerd door het in lagen aanbrengen van de isolatielaag, waarbij de eerste laag waarmee de verontreiniging bedekt wordt, geplaatst wordt door gebruik te maken van technieken die sedimentverstoringen minimaliseren. Volgende lagen kunnen dan meer "agressief" (i.e. sneller) geplaatst worden (Lyons *et al.*, 2006).

Adsorptie

Bij adsorptie wordt een stof toegevoegd waaraan de verontreiniging zich kan binden. Deze binding is onder de in het veld aanwezige omstandigheden zo sterk dat de verontreinigende stof niet langer biologisch beschikbaar is. De verontreiniging is dus vastgelegd, maar nog wel steeds aanwezig.

Voor verontreinigende stoffen geldt dat adsorptie aan fijne sedimentdeeltjes en zwevend stof vaak al automatisch in bepaalde mate plaatsvindt. Er ontstaat een evenwicht tussen concentratie in water en in sediment, waarbij over het algemeen de concentratie in water gelimiteerd is door de lage oplosbaarheid van de stof. Het adsorberen van de verontreiniging aan sedimentdeeltjes en zwevend stof betekent echter niet dat de ecologische en humane risico's geweken zijn. Integendeel, zolang een verontreinigende stof in het sediment vastgelegd is kan nalevering plaatsvinden richting de

waterkolom. In veel gevallen breekt de vastgelegde stof veel lastiger af dan wanneer deze opgelost zou zijn. Omgevingsfactoren zoals zuurgraad, temperatuur, saliniteit en de aanwezigheid van onder andere aminozuren, mineralen en kool beïnvloeden de mate van adsorptie en desorptie van stoffen zoals TBT (Fang *et al.*, 2017).

Voor dioxines geldt dat deze een als PCBs vergelijkbaar gedrag hebben en dus slecht oplosbaar zijn in water, maar daarentegen wel goed hechten aan sediment en zwevend stof. Hierbij geldt dat de hoeveelheid aanwezig organisch koolstof van belang is voor de mate van sorptie. Hoe hoger het gehalte organisch koolstof is, des te hoger de concentratie van dioxines in het sediment. Verschillende studies laten zien dat er een goede binding aan actieve kool (Patmont *et al.*, 2014., Kupryianchyk *et al.*, 2012., Chai *et al.*, 2011) plaatsvindt. Door deze binding neemt de biologisch beschikbare hoeveelheid, en daarmee het ecologische risico, af. Actieve kool kan zorgen voor een verlaging van de concentratie contaminanten in poriewater, waarbij actief kool in poedervorm het meest efficiënt lijkt te zijn (Kupryianchyk *et al.*, 2012, Josefsson *et al.*, 2012). Mogelijk verloopt het sorptie proces aan de granulaire vorm langzamer. Voordeel van de granulaire actieve kool is dat de korrels na verloop van tijd eventueel verwijderd zouden kunnen worden.

In de literatuur zijn verschillende artikelen gevonden waarin TBT door middel van adsorptie wordt vastgelegd aan bijvoorbeeld actief kool of klei. Dit betreft voornamelijk studies waarbij water verontreinigd met TBT werd behandeld ((Du *et al.*, 2014, Kotrikla, 2009)). In Noorwegen is een studie uitgevoerd, waarbij op laboratoriumschaal gekeken is naar het potentieel van actief kool voor sanering van TBT in mariene sedimenten (Brandli *et al.*, 2009). Actief kool in poedervorm kon de TBT binden, waarbij een reductie van 70% werd behaald. Granulair kool werd als ongeschikte methode beoordeeld. De adsorptie van TBT aan actief koolpoeder was wel minder sterk dan voor PAK's en PCB's. Xiao heeft laboratoriumonderzoek gedaan naar de adsorptie en desorptie van TBT aan natuurlijk sediment en aan sediment gespiked met actief kool (range 0.2 tot 1%) (Xiao *et al.*, 2011). Uit dit onderzoek blijkt dat de desorptie van TBT sterk verminderd was bij het sediment gespiked met kool. De techniek werd hierdoor als potentiële geschikte techniek beoordeeld om TBT te immobiliseren in sediment. Gkenakou heeft laboratoriumonderzoek gedaan naar de mogelijkheden om met behulp van koolstofproducten, klei (zuiver en organisch gemodificeerd), nulvalent ijzer, vliegias en cement uitloging van TBT te voorkomen. Actief kool in poedervorm, gemengd met cement werd hierbij beoordeeld als de beste methode (Gkenakou, 2008). Laatstgenoemde is een combinatie van een adsorptie techniek en solidificatie techniek.

Nanotechnologie

Een relatief nieuwe techniek is het gebruik van nanotechnologie bij saneringen. Nanodeeltjes worden geïnjecteerd in de verontreinigde matrix en de verontreinigende stof wordt aan het nanodeeltje geadsorbeerd. De nanodeeltjes kunnen heel specifiek een verontreiniging immobiliseren. Nadeel van de techniek is dat condities die specifiek zijn voor de locatie zoals geologie, concentraties van de verontreiniging en type verontreiniging de effectiviteit negatief kunnen beïnvloeden. Parameters als pH, opgelost zuurstof, ORP, gehalten aan nitraat, nitriet en sulfaat beïnvloeden de mobiliteit van de nanodeeltjes, maar ook kan agglomeratie van de deeltjes optreden. De techniek wordt voornamelijk gebruikt voor behandeling van verontreinigd grondwater en bodems (<https://clu-in.org/remediation/>). Ten aanzien van toepassing bij verontreinigde waterbodemsedimenten staat de techniek nog in de kinderschoenen. Een studie waarbij dioxine of TBT werd behandeld met nanodeeltjes is niet gevonden.

Solidificatie

Bij solidificatie wordt de verontreinigende stof vastgelegd in het sediment door hier een additief doorheen te mengen. Bij solidificatie verandert de fysieke staat van de verontreiniging (van bijv. een vloeistof naar een vaste stof) door toevoeging van additieven, zonder dat de chemische eigenschappen van de verontreiniging worden veranderd. Door de faseverandering van de matrix

wordt de toegang naar de verontreiniging verminderd zonder dat daarbij noodzakelijkerwijs chemische interactie plaatsvindt tussen verontreinigingen en de stabilisator optreedt. Een mogelijk additief is cement. Cement wordt al vaker gebruikt als additief in slib om het slib beter hanteerbaar te maken. Het eindproduct kan vervolgens elders in constructies worden gebruikt als bouw materiaal voor aanleggen van sporen, wegen, parkeerterreinen en dergelijke. Deze techniek is ook te combineren met een andere stabilisatietechniek zoals adsorptie, waardoor de verontreiniging fysiek en chemisch gestabiliseerd worden. Hierdoor worden de risico's van de verontreinigende stof op twee manieren gereduceerd. De techniek kan zowel *in situ* als *ex situ* worden uitgevoerd en is geschikt voor dioxines en TBT-verontreinigingen.

3.2 Saneringsonderzoeken van dioxines en TBT in sediment

Deze paragraaf bevat beschrijvingen van saneringsonderzoeken zoals uitgevoerd voor dioxines en TBT. Er is specifiek gezocht naar saneringsonderzoeken waarbij mariene sedimenten werden behandeld, bij voorkeur in een havengebied. De gebruikte (combinaties van) technieken en resultaten met betrekking tot effectiviteit worden benoemd.

Grenlandfjords, Noorwegen

In Grenlandfjords, Noorwegen is een grootschalig onderzoek uitgevoerd met *in situ* capping van marien PCDD/F gecontamineerd sediment (Cornelissen *et al.*, 2012). Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van een actieve laag van 2,5 cm dikte gemaakt van een mengsel van actief kool in poedervorm, gemengd met gebaggerde schone klei. Een reductie van 60% sediment-water fluxen voor PCDD/F werd gemeten in het water boven de gebieden waar een actieve laag was toegepast ten opzichte van een niet behandeld referentiegebied. Het actieve kool was wel minder effectief dan eerder was gemeten in het laboratorium, mogelijk kwam dit door de langzame sediment-actief kool overdracht en veldfactoren als integriteit van de laag, nieuwe depositie en bioturbatie. Bij dit onderzoek is aanvullend op bepaalde plekken een niet actieve laag geplaatst van 5 cm dik, gemaakt van klei (zonder actieve kool) of van vermalen kalksteen. Een reductie van 50-70% werd behaald voor de kleilaag en 50-90% reductie voor de gebieden met kalksteen.

Canal Creek, Maryland, Verenigde Staten

In Canal Creek is een veldstudie uitgevoerd waarbij gebruik is gemaakt van SediMite. Dit zijn korrels met actieve kool welke in het water uit elkaar vallen zodat de actieve kool geleidelijk wordt verspreid. De korrels worden vanaf de oppervlakte direct in het gebied gestrooid en zakken vervolgens op de bodem. Na 10 maanden was de poriewater concentratie van PCB's met 92% afgenomen. De toepassing van SediMite is vooral gericht op gebruik bij zacht slib en moerasachtige bodem (ESTCP 2016).

Hunters Point Californië, Verenigde Staten

In 2006 is een veldstudie uitgevoerd bij Hunters Point in Californië waarbij sediment werd gemengd met granulaire actieve kool. Na 18 maanden werd hier een reductie van 60% gevonden in PCB-gehalten (in passieve samplers). Na 30 maanden was de gevonden reductie opgelopen tot 80% (Oen *et al.*, 2012).

Grass River, New York, Verenigde Staten

In Grass River is in 2006 een veldstudie uitgevoerd waarbij sediment gemixt werd met granulair actieve kool. Hierbij werd gebruik gemaakt van een Rototiller en een 'tine sled'. Tijdens deze studie werd een reductie van 95% in PCB-opname gevonden voor wormen en mosselen. (Greenberg, 2012).

Mylor Harbour, Cornwall, Verenigd Koninkrijk

Begin 2001 is een sanering gereedgekomen in de jachthaven van Mylor bij Cornwall, (Verenigd Koninkrijk) waarbij ongeveer 2.300 m³ met TBT verontreinigd sediment is behandeld.

Waterbodemmonsters uit de haven bevatten 0.44 tot 0.68 mg/kg aan TBT. De saneringsnoodzaak was ontstaan doordat men de jachthaven wilde herontwikkelen. De gekozen behandelingsmethode werd op de locatie, *ex situ* toegepast. Verontreinigd sediment werd bij laag water gebaggerd en naar de speciale "treatment zone" gebracht. De treatment zone bestond uit een mengtank van 15 m³, een opslagtank van 120 m³ en een slibmengunit. In de slibmengunit werden porties van het verontreinigd slib vermengd met een mengsel van E-clay en OPC (cement) zodat een chemisch en fysisch stabiele situatie gecreëerd werd. Na immobilisatie van de TBT werd het slib op de locatie hergebruikt als vulmateriaal (<http://www.envirotreat.com/wp-content/uploads/2011/06/MylorHarbour.pdf>).

Haven van Antwerpen, België

Tussen 2002 en 2004 is een uitgebreid onderzoek gedaan naar saneringsmogelijkheden voor sedimentverontreinigingen van TBT in de Antwerpse haven, genaamd TBT Clean. Als voornaamste bron van de verontreiniging in de Antwerpse haven werden verfstoffen aangemerkt. Voor de verontreiniging in de Antwerpse haven is in eerste instantie een screening uitgevoerd naar mogelijke remediatietechnieken. Voor de beoordeling van geschiktheid van remediatietechnieken was de karakterisering van de verontreiniging van belang. Als voorbehandeling werd gekeken naar het concentreren en scheiden van de TBT-verontreiniging via hydrocyclonen. Deze scheidingstechniektechniek werd voor de haven van Antwerpen als niet effectief beoordeeld, doordat de verontreiniging van TBT verdeeld zat over de zandfracties. Als voornaamste oorzaak werd hiervoor de oorsprong in verfsnippers aangedragen. Voor sanering van het sediment werd gekeken naar verwijdering, thermische behandeling via verdamping en via thermolyse onder druk, electro-chemische oxidatie, bioremediatie en fytoremediatie. Een thermische behandeling voor zwaar verontreinigd sediment (>10 mg/kg TBT) werd als meest effectief beoordeeld en voor verontreinigingen 1-10 mg/kg TBT werd bioremediatie als methode aangemerkt. Andere opties werden in dit onderzoek als technisch of economisch niet haalbaar beoordeeld.

Laboratoriumtesten bevestigden dat debutylatie naar inorganisch tin plaatsvond bij zwaar verontreinigd sediment onder invloed van hoge temperaturen en dat bioremediatie voldoende succesvol was voor het medium verontreinigd sediment. In juni 2004 werd een full-scale thermische behandeling uitgevoerd waarbij verontreinigd sediment met concentratie tot 72 mg/kg TBT in een semi-mobiele unit behandeld werd bij verschillende temperaturen i.e. 300, 350, 400 en 450°C. Bij 450°C werd een effectiviteit van 99,5% behaald (Pieters *et al.*, 2005).

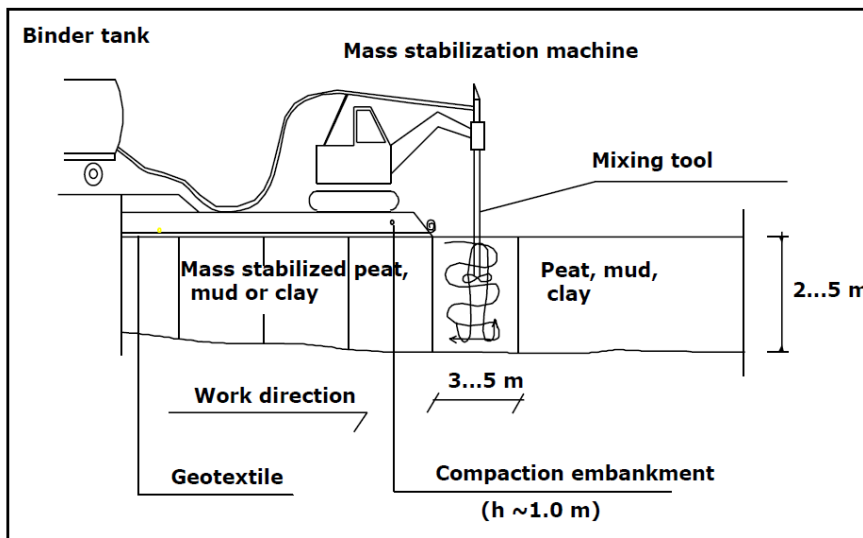
Tyne estuary, Verenigd Koninkrijk

Voor met TBT verontreinigd sediment uit de rivier de Tyne is in een pilotstudie gekozen voor het isoleren van de verontreiniging door gebruik te maken van een laag fijn sediment, waar bovenop een laag zand (ter voorkomen van erosie) was geplaatst (Wilson, 2007). Uiteindelijk is 60.000 m³ met TBT verontreinigd slib werd opgebaggerd, en verplaatst naar een locatie op de Noordzee. Daar is een kap over het verontreinigde slib geplaatst (EnviroCentre, 2004a). Bij de sanering, uitgevoerd in 2005 werd gebruik gemaakt van een afgesloten grijper zodat de verontreiniging zoveel mogelijk onverstoord gedregd kon worden. Het slib is vervolgens verzameld in een split hopper barge en afgezet op de dumplocatie op zee waarbij door het openen van de barge het materiaal in vrij verval afdaalde naar de zeebodem. Door middel van sedimentatie-experimenten was voorafgaand aan de uitvoering vastgesteld dat deze methode geschikt was (EnviroCentre, 2004b). De kap bestond uit 1 meter niet verontreinigd slib als bufferzone en een erosiolaag van 0.5 m zand. In de opvolgende jaren heeft monitoring van de sanering plaatsgevonden, waarbij onder andere gekeken is naar de kapdikte (EnviroCentre, 2007)

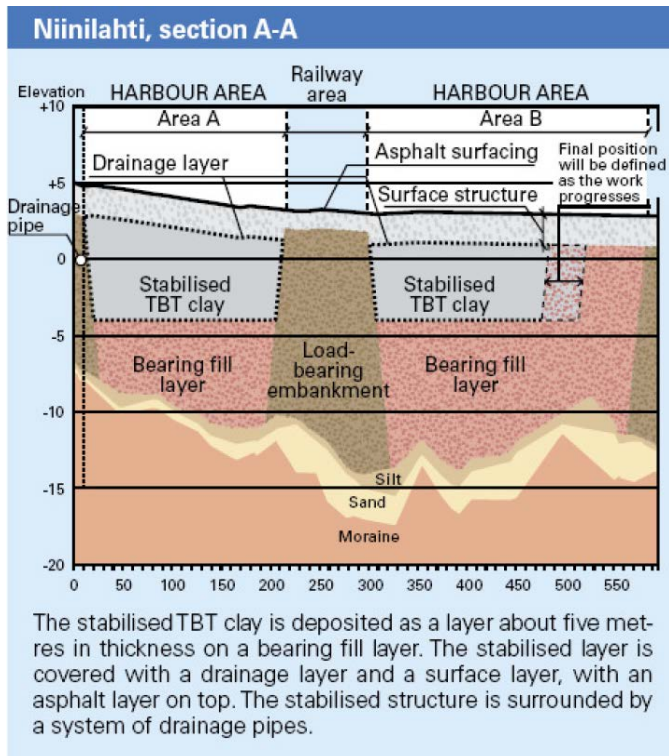
Vuosaari haven, Helsinki, Finland

In delen van de haven van Helsinki, Finland is een gecombineerde solidificatie/stabilisatie techniek, genaamd massa stabilisatie toegepast (<http://projektit.ramboll.fi/massastabilointi/index.html>) om met TBT verontreinigd havenslib *ex situ* vast te leggen in cement (CEM II/A-M (S-LL) 42.5 N). Zo'n 500.000 m³ verontreinigd sediment met ongeveer 96.5 kg aan TBT (98.8% van de totale verontreiniging) is gebaggerd. Het is vervolgens verplaatst naar een ander deel van de haven, waar het werd vermengd met ongeveer 130 kg/m³ cement voor stabilisatie en het sediment werd daarna afgedekt met een drainagelaag, een oppervlaktelaag en een laag asfalt. Dit materiaal is hergebruikt als vulling en voor de fundamenteën van de nieuwe haven (Lahtinen & Niutanen 2009; Leppänen & Havukainen 2007). In Figuur 4 en Figuur 5 is een schematisch overzicht gegeven van de massastabilisatietechniek zoals deze is toegepast voor de Vuosaari haven.

Volgens Lahtinen & Niutanen (2009) is het mogelijk dat gedurende het saneringsproces een deel van de verontreinigde fijne sedimentdeeltjes uit de lagune is ontsnapt en terug in zee is terechtgekomen. Zij hebben onderzoek gedaan naar een verbeterde variant van massastabilisatie, waarbij gebruik gemaakt werd van een onderdompelingstechniek waardoor de fijne deeltjes niet meer terug in zee konden komen. De resultaten van dit in 2009 afgeronde Life-STABLE onderzoek zagen er veelbelovend uit. Het valt te verwachten dat de techniek ondertussen nog verder verfijnd is. De techniek is reeds meerdere malen in havens en maritieme structuren, waaronder Valencia, Spanje (2005-2006), Port of Kokkola, Finland (2011) en Poole, UK (2013), toegepast. Een massastabilisatie handboek is ondertussen gepubliceerd (en wordt in 2017 geüpdatet). Hierin worden de techniek en de verschillende fasen in een saneringsproject besproken (http://projektit.ramboll.fi/massastabilointi/materials/mass_stabilization_manual_2015.pdf).



Figuur 4 Het massa stabilisatiesysteem. Overgenomen uit http://www.danskgteotekniskforening.dk/sites/default/files/pdf/pdf2007/Session_A1.pdf.



Figuur 5 Structuur van het gestabiliseerde gedregde met TBT verontreinigde sediment in Vuosaari haven, Finland. Figuur overgenomen uit <https://clu-in.org/download/techfocus/stabilization/ramboll-mixing-head-stabilizationRap-001-Id-01-SoA-01.pdf>.

Blair Waterway, Tacoma, USA

De haven van Tacoma wil uitbreiden en heeft daarom in 2015 besloten om een TBT-verontreiniging in een stuk van de haven te saneren. De gekozen methode bestaat uit baggeren, ontwateren en afvoeren naar een geschikte dumplocatie. Er is voor de verontreiniging met TBT specifiek gekozen voor baggeren en afvoeren in plaats van lokaal hergebruik in bermen zoals de haven van Tacoma in de recente jaren vaker heeft toegepast (<http://washingtonports.org/issue-areas/environment/223-2/>). Het baggeren werd uitsluitend uitgevoerd na 1 augustus om zo minimale impact te hebben op uitgaande migrerende jonge zalm. Het verontreinigde gebied had een omvang van ruim 30.000 m³ en de kosten van verwijderen van in totaal 38.000 m³ werd geschat op 19.3 miljoen US\$. (<https://yosemite.epa.gov/r10/cleanup.nsf/21091e7ff2f6b524882577c100742dd5/f7eb50edd154d8aa88256d4100528b4c!opendocument>).

3.3 Kosten van technieken

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van kosten van verschillende technieken zoals beschreven in literatuur en gevonden op internet. Belangrijk is te vermelden dat deze kosten beschreven zijn voor TBT, maar naar verwachting ook illustratief zijn voor de kosten van dioxine sanering. De kosten zijn sterk indicatief, omdat elke saneringslocatie zeer specifiek is, de bedragen vaak niet recent zijn en het niet altijd duidelijk is of alle onkosten zijn meegenomen.

Verschillende bronnen beoordelen thermische verbranding als een methode waaraan hoge kosten verbonden zijn. Echter, bij het TBT Clean project werden de kosten voor een thermische behandeling niet heel hoog ingeschat. Het is niet duidelijk of dit slechts de pilot opstelling betrof of dat de kosten

voor een full-scale installatie zijn geraamd. Anderzijds is het natuurlijk mogelijk dat door technische ontwikkelingen de kosten voor thermische behandeling in de loop van de jaren lager zijn geworden.

Tabel 2 Overzicht van kosten van diverse saneringstechnieken.

Groep	Beschrijving van de techniek	€/m ³	Referentie
Destructie	Biologische/microbiologische degradatie	34-158	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Destructie	Thermische desorptie	62-226	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Destructie	Thermische behandeling (verbranding)	1130-2260	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Destructie	Thermische behandeling	8-10	TBT Clean; Mostofizadeh
Destructie	Thermische behandeling	High	Gkenakou, 2008
Destructie	Bioremediatie	Low	Gkenakou, 2008
Baggeren & Destructie	Lagooning & Bioremediatie	53	TBT Clean
Baggeren & Destructie	Mechanische ontwatering & thermische behandeling	120	TBT Clean
Baggeren & Immobilisatie	Baggeren, massa stabilisatie en hergebruik	21	Vuosaari haven, Helsinki
Extractie	Separatie	6-40	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Extractie	Sediment wassen	28	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Extractie	Extractie	34-237	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Extractie	Electrochemische oxidatie	10-13	TBT Clean; Stichnothe, 2003; Gkenakou, 2008
Extractie	Oxidatie	High	Gkenakou, 2008
Extractie	Extractie	High	Gkenakou, 2008
Extractie & Destructie	Hydrocycloon & mechanisch wassen & thermische behandeling	93	TBT Clean
Immobilisatie	Immobilisatie	34-141	https://www.dredging.org/documents/ceda/downloads/ceda-uk-2007-09-24-_waldock.pdf
Immobilisatie	Actief kool	High	Gkenakou, 2008
Immobilisatie	Organophylic klei	High	Gkenakou, 2008
Immobilisatie	Cement	Low	Gkenakou, 2008
Immobilisatie	Capping op zee	Low	Gkenakou, 2008
Immobilisatie	Actief Kool (SediMite)	38	ESTCP, 2016

3.4 Ecologische risico's van saneren

Bij het saneren van waterbodems bestaat de kans dat door de verstoring van het sediment verontreinigingen tijdelijk versneld vrijkomen uit het sediment en in de waterkolom terecht komen. Tegelijkertijd is het van belang dat met het gekozen materiaal en de methode de verontreiniging zo volledig mogelijk kan worden verwijderd/geïmmobiliseerd. De keuze van materialen is dan ook van groot belang voor het reduceren van de ecologische risico's tijdens de saneringsactie.

Conventionele technieken die meestal worden gebruikt bij baggerwerkzaamheden voor nautische doeleinden zijn in principe minder geschikt voor de sanering van verontreinigingen. Deze technieken zijn meestal uitgekozen op basis van efficiëntie en kostenbesparing, waarbij het minder van belang is dat het gebied minutieus wordt gebaggerd om de verontreiniging zo compleet mogelijk te verwijderen. Voor saneringen zijn meer gespecialiseerde baggertechnieken ontwikkeld. Dit zijn zogenaamde "environmental dredging-" of milieuvriendelijke baggertechnieken. Door gebruik te maken van deze technieken vindt minder verstoring van het sediment plaats waardoor verspreiding van de verontreiniging geminimaliseerd wordt. Tegelijkertijd wordt contact met de verontreiniging door de saneerders bij toepassing van deze technieken geminimaliseerd, doordat vaak grotendeels gesloten baggersystemen worden gebruikt (<https://www.iadc-dredging.com/ul/cms/fck-uploaded/documents/PDF%20Facts%20About/facts-about-environmental-equipment.pdf>).

Om verspreiding van verontreinigd zwevend stof te beperken, bestaan er mogelijkheden om het saneringsgebied tijdelijk te sluiten door bijvoorbeeld gebruik te maken van speciale schermen zoals een zoutgordijn of turbiditeitsbarrière (Figuur 6). De schermen worden verticaal in de waterkolom geplaatst, met drijvers aan het wateroppervlak en verzwaringen aan de onderkant. Zij zijn gemaakt van permeabel of niet-permeabel materiaal afhankelijk van de verontreiniging. Bij het gebruik van zo'n barrière is het van belang om deze zo dicht mogelijk bij de activiteiten te plaatsen en rekening te houden met seizoenfluctuaties of getijde (Ogilvie *et al.*, 2012).



Figuur 6 Gebruik van een scherm tijdens het baggeren van verontreinigd sediment in de Vuosaari haven, Helsinki. Foto overgenomen uit http://www.iccl.ch/download/meeting_helsinki_09/C_Pajukallio.pdf.

Het seizoen bepaalt in sterke mate de biologische activiteit in het watersysteem, en daarmee ook de gevoeligheid. Het kan daarom van belang zijn om de geschikte tijdperiode te selecteren voor de sanering, waardoor ecologische schade zoveel mogelijk beperkt blijft. Een voorbeeld is het besluit te baggeren na 1 augustus in de Blair Waterway om zo minimale impact te hebben op uitgaande migrerende jonge zalm. In periodes met relatief hoge temperaturen is de biologische activiteit hoger. Daardoor is de opname van veel verontreinigende stoffen ook groter waardoor een hoger acuut effect van de sanering op het ecosysteem verwacht kan worden. Sanering aan het einde van de winterperiode of in het hele vroege voorjaar, voordat de biologische activiteit start, zou theoretisch een lager risico kunnen opleveren doordat het acute effect van de sanering lager is en het herstel daarna snel kan inzetten.

Bij chemische oxidatie technieken is het belangrijk dat onderzoek wordt gedaan naar bijproducten die ontstaan tijdens de behandeling. Door het toevoegen van chemicaliën kunnen, naast de gewenste reacties ook minder gewenste reacties ontstaan, waaruit bijproducten kunnen voortkomen. Bij het gebruik van elektrolyse als techniek ontstaan bij de productie van de actieve stof tegelijkertijd diverse andere verbindingen. Deze verbindingen kunnen negatieve effecten hebben op het ecosysteem.

4 Toepasbaarheid voor het Noordzeekanaal

In dit hoofdstuk wordt besproken of de eerdergenoemde saneringstechnieken succesvol kunnen worden toegepast voor de dioxine- en TBT-vervuiling in het Noordzeekanaal. Randvoorwaarden voor een succesvolle toepassing van de sanering, waarvan nog niet bekend is of daaraan kan worden voldaan, worden ook in dit hoofdstuk benoemd.

Hierna volgt een korte beschrijving van mogelijke oplossingsroutes. Deze variëren van zeer robuuste en bekende methoden zoals de vervuiling wegbaggeren, tot behandeling van de vervuiling ter plaatse; immobilisatie van de verontreiniging is mogelijk op verschillende manieren. Het kan zijn dat sommige randvoorwaarden (opgelegd door de specifieke situatie op het Noordzeekanaal) een combinatie van meerdere technieken vereist.

De beschreven oplossingsroute moeten ertoe leiden dat de KRW-doelstellingen worden gehaald. Zowel in theorie, als uit de praktijkvoorbeelden lijkt dit goed haalbaar. De toe te passen technieken worden per stofgroep behandeld, omdat de chemische eigenschappen van dioxines en TBT te sterk verschillen voor één uniforme techniek. Naast de chemische eigenschappen van de verontreiniging zijn ook de fysische omstandigheden ter plaatse en overige gebruiksfuncties van het systeem. De financiële aspecten van de sanering zijn uiteraard ook belangrijk in de keuze voor een saneringstechniek. Een selectie van de best beschikbare saneringstechnieken voor de situatie in het Noordzeekanaal met betrekking tot dioxines en TBT wordt vervolgens uitgevoerd door gebruik te maken van de multi-criteria analyse methodiek.

Resultaten van deze analyse worden besproken, gevolgd door een onzekerheidsanalyse waarin ontbrekende informatie die van belang is voor een goed onderbouwde keuze wordt behandeld. De kennisleemtes worden hier beschreven.

4.1 Selectie saneringstechnieken voor het Noordzeekanaal

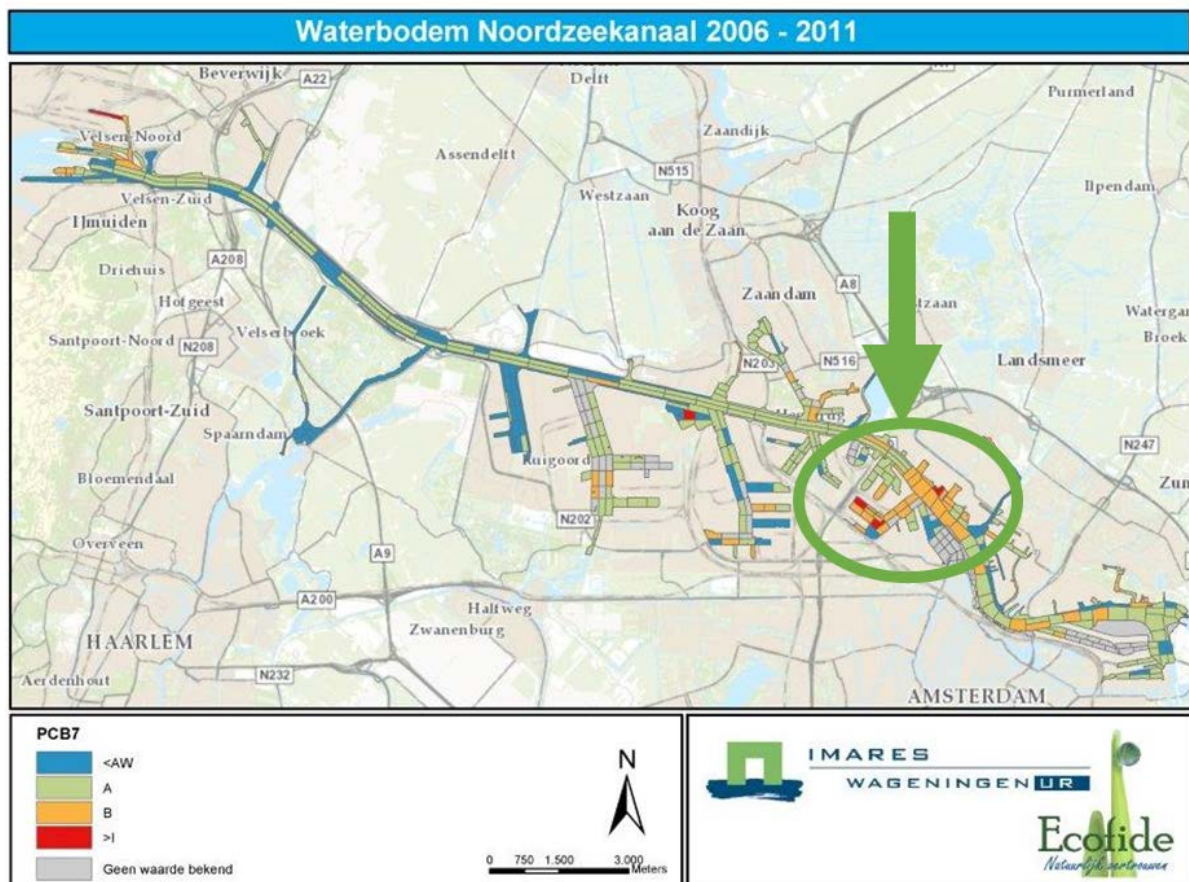
In het voorgaande hoofdstuk staan de methoden beschreven die gebruikt kunnen worden om een dioxine of TBT-vervuiling in slib aan te pakken. Deze methoden kunnen grofweg in twee varianten worden verdeeld; de ene variant verwijdert fysiek de verontreiniging uit het Noordzeekanaal, de andere variant zorgt dat de verontreiniging ter plaatse, dus in het kanaal zelf, onschadelijk wordt gemaakt.

De fysieke verwijdering van de verontreiniging komt neer op het wegbaggeren van de vervuilde sedimenten. Hoe meer vervuild sediment wordt verwijderd hoe effectiever het proces voor het waterlichaam, maar ook hoe duurder. Het gebaggerde slib moet worden verwerkt en dat kan een grote kostenpost zijn. Met deze manier van saneren is grote ervaring in Nederland en de resultaten zijn, indien goed uitgevoerd, goed.

Het onschadelijk maken van de verontreiniging kan op meerdere manieren worden toegepast. De belangrijkste methoden berusten op het principe van immobilisatie; de verontreiniging wordt in het

sediment zodanig "opgesloten" dat deze stoffen niet biologisch actief zijn in het milieu. De mogelijke (eco)toxicologische effecten treden dus na behandeling niet meer op. De immobilisatie kan worden bereikt door sterke adsorptie aan bijvoorbeeld actieve kool, door binding in een vaste stof (cementing) of door het afscheiden van de verontreinigde laag van de rest van het ecosysteem door een afdeklaag. Daarnaast kunnen sommige stoffen ook afgebroken worden. Het bevorderen van microbiologische activiteit kan de endogene afbraak soms sterk versnellen, maar ook met chemische middelen kan (een deel van) de afbraak worden bespoedigd. Het onschadelijk maken van de verontreiniging kan vaak zowel *in situ* als *ex situ* (na baggeren) worden uitgevoerd.

Een voorwaarde voor een succesvolle sanering is dat de bronnen van de verontreiniging bekend zijn en dat geen snelle herverontreiniging zal optreden door bijvoorbeeld zwevend stof van elders. Wat betreft de dioxinevervuiling is de oorspronkelijke bron exact bekend (Van Riebeeckhaven). Ook de verplaatsing van vervuild slib uit de Van Riebeeckhaven is bekend. Het onderzoek laat zien dat naast deze hotspots geen andere bronnen van dioxines aanwezig zijn in het Noordzeekanaal (Postma *et al.*, 2013). Het Noordzeekanaal zal, net als de rest van Nederlandse wateren, wel een achtergrondbelasting hebben van dioxines (onder andere door atmosferische depositie) maar die leidt slechts tot lage dioxinegehalten in biota (Van Leeuwen *et al.*, 2013). Het saneren van de bekende met dioxine vervuilde locaties zal leiden tot een aanzienlijke afname van de dioxinegehalten in biota van het Noordzeekanaal. Hierbij moet worden opgemerkt dat een deel van de som-TEQ (waarvoor de KRW biotanorm geldt) bestaat uit dioxineachtige PCB's. Deze zullen bij sanering hetzelfde gedrag vertonen als de dioxines, en dus zullen ook deze gehalten in biota lager worden na sanering. De som dioxineachtige PCB's in aal uit de Riebeeckhaven was in 2015 net boven de norm (6.7 pg/g TEQ, rapport Dioxines en PCB's in aal, 2016), deze toetswaarde zal lager worden na sanering. Hoeveel lager hangt af van de mate van PCB-vervuiling in de rest van het Noordzeekanaal, en van de mate van hervervuiling met dioxine-achtige PCB's van elders. Uit het IMARES-rapport (Postma *et al.*, 2013) blijkt dat de waterbodem van het Noordzeekanaal niet sterk vervuild is met PCB's, met uitzondering van het gebied rond de Riebeeckhaven en het Westelijk IJ (gedeeltelijk samenvallend met de TBT-vervuiling). Dit gebied wordt gekenmerkt door relatief hoge PCB gehalte in sediment (zie Figuur 7). Sanering van deze gebieden voor dioxines en/of TBT zal daarmee ook een gunstig effect hebben op de PCB-vervuiling, en daarmee de som-TEQ in biota. In 2017 zijn monsters aal uit het Noordzeekanaal genomen richting IJmuiden, de analysegegevens hiervan (som-TEQ en som-PCB) zijn ten tijde van deze rapportage nog niet bekend.



Figuur 7 Overzicht van de gehalten aan PCB7 in het Noordzeekanaal. Overgenomen uit Postma et al., 2013.

Voor de TBT-verontreiniging is de bron minder goed gedefinieerd, maar de locatie waar de TBT-gehalten sterk verhoogd zijn, is bekend. Er kan in theorie nog steeds een geringe flux van zeeschepen, die nog TBT-verf bevatten, komen, maar die flux vindt ook nu al plaats en leidt niet tot problemen op andere locaties in het kanaal. Significante herverontreiniging met TBT na sanering is dus niet waarschijnlijk.

4.1.1 Fysieke verwijdering van de verontreiniging

Als de vervuilde sedimentlaag wordt weggebaggerd, moet worden voorkomen dat plaatselijk sediment met hoge gehalten achter blijft, wat het saneringseffect sterk kan verminderen. Ook het weghalen van te veel, laag-verontreinigd slib moet worden voorkomen. Dit is van groot belang, want verwerking van dit vervuilde slib is doorgaans kostbaar. Er zijn vele opties, variërend van storten in een geschikt depot of verbranding, tot hergebruik na behandeling.

Een voorbehandeling van het slib waarbij een kleinere fractie (lager volume) wordt verkregen met daarin het merendeel van de verontreiniging maakt de verwerking verder in de keten goedkoper. Een goede kennis over de aard van de verontreiniging (aan welke fractie gebonden) is hiervoor erg belangrijk.

Voor de dioxine verontreiniging kan het slib worden verbrand waarbij het dioxine wordt afgebroken. Een andere optie is dat het verontreinigd materiaal wordt, opgeslagen in een depot. De eerste optie rekent definitief af met de vervuiling, maar is erg duur. De dioxines zijn doorgaans gebonden aan de organische fractie van het slib. Scheiding van het slib in een sterk vervuilde organische fractie en een relatief schone fijne minerale fractie kan het te verwerken volume slib sterk verminderen en daarmee ook de bijgaande verwerkingskosten. Biologische afbraak van dioxines is nagenoeg nihil en afbraak door andere middelen zoals UV licht is weinig effectief in slib.

Ook voor de TBT-vervuiling geldt dat vooral het verbranden van het baggerslib duur is. Een voorbewerking van het slib - wat resulteert in een kleiner volume sterk verontreinigd slib - kan de verwerkingskosten drukken. Bevordering van biologische afbraak is beschreven, deze extensieve verwerking van het slib is minder duur dan verbranden. Ook hergebruik van het verontreinigd slib als bijvoorbeeld bouw materiaal kan de kosten aanzienlijk drukken.

4.1.2 *In situ* onschadelijk maken verontreiniging

Immobilisatie

De verontreiniging wordt in het slib immobiel gemaakt, zodat de verontreiniging geen negatieve effecten op het omringende milieu meer heeft. Dit kan worden bereikt op verschillende manieren.

Adsorptie

Stoffen met een zeer sterk adsorptievermogen voor de verontreiniging worden toegevoegd aan het slib. Door de zeer sterke binding van de verontreiniging ligt het evenwicht tussen opgelost in water en gebonden aan vaste stof zo sterk naar de gebonden fase dat er in de water fase geen of nauwelijks nog verontreiniging zit. Dus nalevering van het slib aan het bovenstaande "schone" water (al dan niet via poriewater) treedt niet meer op. Ook bij inname van de verontreiniging, gebonden aan het adsorptiemiddel, door bijvoorbeeld bodemdieren wordt de verontreiniging veel minder opgenomen. Dus ofschoon de stof wel aanwezig is, is deze biologisch niet meer beschikbaar. De KRW-norm voor dioxines in biota kan hiermee worden bereikt. De norm van TBT in water (zwevend stof) wordt hiermee echter niet bereikt; chemisch gezien is de concentratie van TBT niet verlaagd. Daarnaast is de binding van TBT met adsorbens als actieve kool minder sterk, waardoor de biologische beschikbaarheid van TBT niet zo sterk wordt verlaagd als die van de dioxines.

Solidificatie

Een andere vorm van immobilisatie is solidificatie; hierbij wordt het slib veranderd tot een vaste laag. Deze methode wordt vaak toegepast in combinatie met baggeren, waarbij solidificatie een methode is om het slib te verwerken voor hergebruik.

Afdekken

De vervuiling wordt afgeschermd van de rest van het milieu door een afdekkende laag. Als deze dik genoeg is om bioturbatie (omwoeling, mixen van de bodemlaag door bijvoorbeeld bodemvissen) tot in de vervuilde laag te voorkomen is de biologische beschikbaarheid sterk verlaagd. Nalevering via poriewater (diffusie vanuit de sliblaag naar het bovenstaande water) wordt sterk beperkt door de afdeklaag. Deze diffusie kan nog lager worden gemaakt door de afdeklaag óf water ondoordringbaar te maken óf ook in deze laag een sterk adsorptiemiddel toe te voegen.

Afbraak verontreiniging *in situ*

In tegenstelling tot de hierboven genoemde methoden, waarbij de biologische beschikbaarheid tot een minimum wordt beperkt, betekent afbraak de omzetting van de verontreiniging in een stof die niet meer giftig is.

De biologische afbreekbaarheid van dioxines is zodanig laag dat dit niet als een haalbare toepassing wordt beschouwd. De afbraak van TBT door microbiële activiteit is een stuk sneller (zie §3.1.2.3). Bevordering van de optimale condities, waaronder aerobe omstandigheden, kan de afbraak sterk versnellen. In situ zal het creëren van aerobe omstandigheden door aeratie van een waterbodem tot enorme opwerveling leiden, effectief wordt al het sediment tot zwevend stof gemaakt. Daarbij zou dan de diffuse slib gebonden TBT relatief snel worden afgebroken, maar als de bron van de TBT-vervuiling verfsnippers zijn zal deze TBT niet snel worden afgebroken. Door nalevering van TBT vanuit deze snippers naar het slib is microbiologische afbraak geen goede optie.

Andere methoden tot afbraak, zoals chemische oxidatie, lijken ongeschikt voor diep gelegen, zout slib. Dit wordt mede ingegeven door het feit dat het toepassen van chemische oxidatie-methoden ook een grondige studie naar neveneffecten vereist, zoals de vorming van andere, ongewenste stoffen door de oxidatieve reacties.

4.2 Selectie van best beschikbare technieken

Bij het selecteren van best beschikbare technieken voor een sanering spelen veel factoren een rol; de impact op het milieu, de effectiviteit van een techniek voor de doelstof, de technische en maatschappelijke aspecten zoals onder andere een 'proof of principle' van een techniek en het financiële plaatje. Het kan zijn dat door sommige randvoorwaarden (opgelegd door de specifieke situatie op het Noordzeekanaal) een bepaalde saneringstechniek minder goed toepasbaar is. Zo kan, als de diepte van het kanaal ter plaatse van de verontreiniging al minimaal is voor de scheepvaart, niet een dikke afdeklaag worden aangebracht. Dit kan alleen als de afdeklaag zorgt voor inklinking van het slib eronder, waardoor de bodemstijging teniet wordt gedaan. Of als een combinatie van methoden wordt toegepast; een minimale hoeveelheid bagger kan worden weggebaggerd zodat er ruimte is voor de afdeklaag. De activiteiten zelf, nodig voor de sanering, kunnen ook een negatief effect hebben bijvoorbeeld op de scheepvaart. Dit kan zijn een fysieke beperking vanwege materieel op het water, maar ook snelheid/diepgang beperkende maatregelen om opwerveling van slib tijdens de werkzaamheden zo veel mogelijk te beperken.

Daarom wordt voor het toetsen van de verschillende saneringstechnieken gebruik gemaakt van een Multi-Criteria Analyse (MCA) op basis van gewogen somming. De eerste stap in een MCA is het formuleren en groeperen van criteria. Deze stap is in overleg met de opdrachtgever vormgegeven, waarbij tevens, op basis van expert judgement, de gewichten per criterium zijn toegekend. De volgende stap van een MCA is het bepalen van de scores per criterium gevolgd door de standaardisatie. Voor deze MCA is gekozen voor het toekennen van scores met vijf verschillende niveaus per criterium welke vervolgens werden uitgezet op een 0 tot 1 schaal, waarbij een hoge score betekent dat de techniek beter is dan een techniek met een lage score. Indien geen inschatting kon worden gemaakt werd 0 punten toegekend.

4.2.1 Impact op milieu

Impact op het leefmilieu omvat effecten naar de omgeving toe (effectiviteit, duurzaamheid en ecologische bijeffecten), zowel op de korte als de lange termijn. Er wordt ook aandacht gegeven aan schadelijke effecten op het ecosysteem als gevolg van een verandering in de toestand van het waterlichaam tijdens en na de sanering.

Effectiviteit

Wat is het niveau van de doelstellingen die behaald kunnen worden, oftewel wat is de effectiviteit van de saneringstechniek? Onderscheid wordt gemaakt tussen de criteria waarbij gekeken wordt naar de fysieke reductie van de verontreiniging en naar de gebruiksbepalingen die na de sanering mogelijk nog gelden.

Reductie verontreiniging

Een verontreiniging kan actief verwijderd worden of ter plekke geïmmobiliseerd, waardoor er geen acute risico's van de verontreiniging meer zijn. Combinaties van beiden is ook mogelijk, waarbij de mate van aanwezige risico's na de sanering, vooral als de verontreiniging niet geheel wordt verwijderd, richtinggevend zijn voor de uiteindelijke score. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	De verontreiniging en/of risico's zijn na sanering nog geheel aanwezig, of het is niet bekend.
0,25	(Een deel van) de verontreiniging is nog aanwezig en hieraan zijn nog risico's verbonden.
0,5	De verontreiniging wordt niet verwijderd, wel zijn de risico's voor de mens, het ecosysteem en voor verspreiding naar het oppervlaktewater verdwenen.
0,75	De verontreiniging wordt deels verwijderd, en de risico's voor de mens, het ecosysteem, voor verspreiding naar het oppervlaktewater en verspreiding naar grondwater zijn verdwenen.
1	De verontreiniging kan geheel (>95%) verwijderd worden.

Beperkingen

Gebruiksbeperkingen worden gegeven als de verontreiniging nog een risico vormt en het algemeen belang geschaad is. Bij gebruiksbeperkingen is informatieplicht en opvolging noodzakelijk. Een vaarbepaling wordt voor deze voorname gebruiksfunctie van het Noordzeekanaal als minst gewenst beoordeeld en scoort daarmee de laagste punten. Naast gebruiksbeperkingen is het ook mogelijk dat gebruiksadviezen worden gegeven als de aanwezige verontreiniging nog wel een risico vormt, maar waarbij het algemeen belang niet geschaad wordt. Een voorbeeld van een gebruiksadvies is het niet gebruiken van het gebied voor aquacultuur. De hoogste score wordt gegeven aan een saneringstechniek waarbij vrij gebruik van de ondergrond mogelijk is. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Na de sanering geldt een vaarbepaling, hieronder genoemde beperkingen, of gebruiksadviezen zijn tevens ook mogelijk.
0,25	Na de sanering geldt een algemeen verbod op vissen, hieronder genoemde beperkingen, of gebruiksadviezen zijn tevens ook mogelijk.
0,5	Na de sanering geldt een beperking op graafwerken, hieronder genoemde beperkingen, of gebruiksadviezen zijn tevens ook mogelijk.
0,75	Na de sanering gelden geen beperkingen, maar wel specifieke gebruiksadviezen van de ondergrond.
1	Na de sanering gelden geen beperkingen en ook geen specifieke gebruiksadviezen.

Duurzaamheid

De hoeveelheid aan gebruikte chemicaliën bij een saneringstechniek en hoeveelheid aan niet-herbruikbaar afval zijn aspecten die de duurzaamheid van een saneringstechniek in kaart brengen.

Een saneringstechniek dat zo min mogelijk chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen gebruikt en daarnaast ook zo weinig mogelijk niet-herbruikbaar afval produceert wordt gezien als meest duurzame oplossing. Afval wat hergebruikt kan worden, wordt in dit geval dan ook niet beschouwd als afval.

Gebruik chemicaliën

Wat is het verbruik van chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen tijdens de sanering met een bepaalde saneringstechniek ten opzichte van elkaar. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Er worden heel veel chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen gebruikt, of het is niet bekend.
0,25	Er worden relatief veel chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen gebruikt.
0,5	Er wordt gemiddeld gebruik gemaakt van chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen.
0,75	Er wordt relatief weinig gebruik gemaakt van chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen.
1	Er wordt geen gebruik gemaakt van chemicaliën, grondstoffen en/of gerecycleerde materialen.

Productie van niet-herbruikbaar afval

Wat is de productie van niet-herbruikbaar afval na de sanering relatief ten opzichte van elkaar. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Er wordt veel niet-herbruikbaar afval geproduceerd, of productie en/of herbruikbaarheid is niet bekend.
0,25	Er wordt een gemiddelde hoeveelheid aan niet-herbruikbaar afval geproduceerd.
0,5	Er wordt weinig afval geproduceerd dat niet-herbruikbaar is.
0,75	Het afval dat wordt geproduceerd kan volledig worden hergebruikt.
1	Er wordt geen afval geproduceerd.

Ecologische bijeffecten

Door het saneren van een gebied zullen de effecten van de verontreinigende stoffen op het ecosysteem verdwijnen, waardoor verwacht kan worden dat de situatie na saneren ecologisch verbeterd is. Toch zal ook elke ingreep in de waterbodem van het Noordzeekanaal ecologische effecten hebben.

Baggeren zal een groot direct effect hebben op de flora en vooral fauna van de waterbodem; deze wordt voor een groot deel verwijderd. De baggerlaag die overblijft, dan wel de zandbodem die na verloop van tijd door precipitatie weer een dun laagje slib zal hebben, kan redelijk snel worden geherkoloniseerd door fauna uit de niet-gebaggerde omgeving. Met de bagger verdwijnen ook nutriënten, waardoor de biologische productie wat lager kan zijn.

Immobilisatie door middel van actieve kool verwijdert niet direct nutriënten of fauna, maar heeft wel een effect op de bodemfauna en eventueel ook op de beschikbaarheid van bepaalde nutriënten (adsorptie aan de kool). Uit studies blijkt dat deze fauna na verloop van tijd weer herstelt. Hoe snel dit plaatsvindt op grotere diepte is onbekend.

Afdekken heeft ook een direct, groot effect op de bodemfauna; de bodem wordt afgedekt met een ander soort sediment. Deze is waarschijnlijk minder voedselrijk en zal na verloop van tijd door precipitatie weer een dun laagje slib krijgen. Kolonisatie zal plaatsvinden, maar zowel de

soortensamenstelling als de dichtheid van bodemfauna blijft wellicht een langere tijd veranderd ten opzichte van de oude situatie.

Microbiologische afbraak als gevolg van verandering van condities in het sediment zal ook andere microbiële activiteit stimuleren. Hierdoor kan een hogere en andere biologische activiteit in het sediment ontstaan. Zodra de condities weer terugkeren naar de oude situatie (slechts zeer dunne aerobe bovenlaag sediment) zal ook de biologische activiteit naar de oude staat terugkeren.

Chemische methoden om afbraak/omzetting te stimuleren zullen een direct negatief effect hebben op de fauna. Na de behandeling zal de oude situatie waarschijnlijk langzaam terugkeren.

De mate van bodemverstoring en de duur van herstel zijn maat voor de negatieve effecten van een gebruikte saneringstechniek. Alle activiteiten zullen resulteren in een meer of mindere mate van tijdelijke resuspendering van slib.

Bodemverstoring

De mate van verstoring van de bodem wordt relatief ten opzichte van elkaar ingeschat. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Er is zoveel bodemverstoring dat de bodem geen ecologische waarde meer heeft, of het is niet bekend
0,25	Er is veel bodemverstoring door de gebruikte techniek.
0,5	Er is een gemiddelde bodemverstoring.
0,75	Er is weinig bodemverstoring.
1	Er is geen bodemverstoring.

Herstelperiode

Ecologische herstelperiode voor het gesaneerde gebied na afronden van de sanering. Hier wordt enkel rekening gehouden met de locatie die gesaneerd is en niet met het verontreinigde materiaal.

Technieken die *ex situ* worden toegepast worden gelijk beoordeeld met baggeren. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Er is geen herstel verwacht, of het is niet bekend.
0,25	>5 jaar
0,5	2-5 jaar
0,75	1-2 jaar
1	<1 jaar

4.2.2 Technische en maatschappelijke aspecten

Technische aspecten

Bewezen techniek

Hoever is de ontwikkeling van de techniek getest en bewezen effectief? Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Techniek betreft een concept op basis van theorie, of het is niet bekend.
0,25	Techniek is enkel op het laboratorium getest voor de betreffende verontreinigende stof(fen).
0,5	Techniek is getest in een pilotstelling voor de verontreinigende stof(fen) waarbij ook relevant veldmateriaal is gebruikt.
0,75	Techniek is al op grote schaal toegepast, er is ervaring met deze techniek bij saneringen in sediment voor de desbetreffende verontreinigende stof(fen).
1	Techniek is al op grote schaal toegepast onder vergelijkbare omstandigheden met betrekking tot omgevingsfactoren, matrix en de desbetreffende verontreinigende stof(fen).

Ruimtegebruik

De sanering kan *in situ* of *ex situ* worden uitgevoerd. Sommige technieken lenen zich enkel voor *in situ* gebruik, terwijl andere technieken zowel *in situ* als *ex situ* zouden kunnen worden gebruikt. In het laatste geval is gekozen om de techniek dan wel *ex situ*, maar dan on-site uit te voeren. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Het is niet bekend.
0,25	De saneringstechniek wordt enkel <i>ex situ</i> en off-site toegepast.
0,5	De saneringstechniek wordt <i>ex situ</i> toegepast en kan on-site worden uitgevoerd.
0,75	De techniek wordt <i>in situ</i> toegepast en dient in een keer volledig te worden uitgevoerd.
1	De techniek wordt <i>in situ</i> toegepast en kan gefaseerd worden uitgevoerd.

Hierbij wordt opgemerkt dat de keuze voor *in situ* behandeling tevens gemaakt kan worden indien de verontreiniging zich bevindt op plaatsen waar niet of zeer moeilijk kan worden gebaggerd. *In situ* behandeling vereist doorgaans een voldoende, maar niet volledig toegankelijke sedimentbodem, zodat de verontreiniging op horizontaal vlak overal bereikt kan worden en het achterblijven van restverontreiniging kan worden beperkt.

Een on-site behandeling vraagt meestal een grote behandelingsoppervlakte die niet altijd ter plaatse of in de onmiddellijke omgeving beschikbaar is. De plaatsing van een mobiele installatie op de saneringslocatie rendeert pas vanaf een bepaald te behandelen volume. Kleinere volumes worden na uitgraving bij voorkeur afgevoerd naar een grote vaste installatie. De transportkosten wegen niet op tegen de kosten verbonden aan de tijdelijke opbouw van een behandelingsinstallatie ter plaatse.

Saneringsduur

Bij de saneringsduur is uitgegaan dat de sanering ononderbroken wordt uitgevoerd, hierdoor kan in de praktijk de uiteindelijke saneringsduur afwijken. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	De sanering duurt langer dan vijf jaar, of het is onbekend (>5 jaar).
0,25	De sanering duurt langer dan een jaar, maar korter dan vijf jaar (1-5 jaar).
0,5	De sanering zal ongeveer een jaar duren (<12 maanden).
0,75	De sanering duurt enkele maanden (<6 maanden).
1	De sanering duurt enkele weken (<1 maand).

Maatschappelijke aspecten

Maatschappelijke acceptatie

Een inschatting wordt gemaakt van de maatschappelijke acceptatie van technieken, waarbij klassieke technieken die bij bodemsaneringen veel gebruikt worden als geaccepteerd worden beschouwd. Technieken die gebruik maken van chemicaliën worden als niet geaccepteerd beschouwd, waarbij opgemerkt dient te worden dat actief kool niet als gevaarlijke chemische stof wordt gezien en daarom wel geaccepteerd is. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Er is geen sociale acceptatie, men kent de techniek nog niet, de techniek wordt als niet geschikt beoordeeld, of dit is onbekend.
0,25	De acceptatie van de techniek is laag, men heeft twijfels over de techniek en/of de gebruikte hulpstoffen dan wel reactieproducten worden als gevaarlijk ingeschat.
0,5	Er is een gemiddelde acceptatie, men kan de techniek begrijpen en/of de gebruikte hulpstoffen dan wel reactieproducten worden als noodzakelijk ingeschat.
0,75	Er is een bovengemiddelde acceptatie, men is bekend met de techniek en/of de gebruikte hulpstoffen dan wel reactieproducten worden algemeen geaccepteerd.
1	Er is wel sociale acceptatie, men is vertrouwd saneringstechniek en de hulpstoffen of reactieproducten worden algemeen beschouwd als ongevaarlijk.

4.2.3 Toepasbaarheid

Voor de toepasbaarheid van een saneringstechniek wordt er in eerste instantie van uitgegaan dat elke techniek veilig wordt uitgevoerd, zowel voor personeel als ook veilig naar de omgeving toe. Bij het gebruik van een saneringstechniek in het Noordzeekanaal bestaat wel de kans dat er specifieke hinder en overlast is, eventueel als gevolg van veiligheidsvoorschriften.

Hinder

De belangrijkste hinder voor het Noordzeekanaal is verkeershinder, waarbij belemmeringen in het verkeer economische verliezen voor het bedrijfsleven kunnen veroorzaken.

Verkeershinder

De werkzaamheden zelf zullen een effect hebben op de gebruiksfunctie; de scheepvaart kan hinder ondervinden. Omgedraaid kan de sanering last ondervinden van de scheepvaart; bij de processen van bijvoorbeeld afdekken en immobilisatie met actieve kool kan stroming, veroorzaakt door scheepsschroeven, het proces verstoren. Het plaatsen van onderwaterschermen kan in bepaalde situaties een deel van deze negatieve interacties ondervangen. De mate en duur van de overlast voor de scheepvaart varieert per saneringswijze. Er kan hinder worden veroorzaakt door het afsluiten van vaarwegen, maar ook een beperkte doorvoer van schepen veroorzaakt in enige mate hinder. Afsluiting

van een hoofdroute wordt als ernstige belemmering gezien. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Er is ernstige hinder: Er is langdurig hinder door afsluiten van vaarwegen gedurende de gehele saneringsperiode (>1 week voor zijroutes en >1 dag voor de hoofdroute).
0,25	Er is zware hinder: Vaarwegen worden tijdelijk afgesloten tijdens de saneringsperiode om zo werkzaamheden veilig uit te kunnen voeren (<1 week voor zijroutes en >2 uur voor de hoofdroute).
0,5	Er is hinder: Vaarwegen worden heel kort afgesloten (<1 dag voor zijroutes en <2 uur voor de hoofdroute) en/of de doorstroming is gedurende langere tijd beperkt.
0,75	Er is matige hinder: Vaarwegen worden niet afgesloten, de doorstroming is wel enigszins beperkt.
1	Er is geen enkele hinder: vaarwegen worden niet afgesloten en de doorstroming is onbelemmerd.

4.2.4 Financieel

Kosten sanering

Kosten van de sanering zijn inclusief bijkomende kosten voor de verwerking van de restverontreiniging, heraanleg, exploitatieverlies en gebruiksbependingen, zoals sluiten van vaarroutes. Bij restverontreiniging wordt onderscheid gemaakt tussen kosten die bij ontgraving worden gemaakt om restverontreiniging af te voeren en te reinigen of storten en kosten voor restverontreiniging die niet moet worden afgevoerd, maar die nog wel ter plaatse kan worden hergebruikt, of voldoet aan de normen voor bouwstof. Een restverontreiniging die zich dieper dan 2 m onder de waterbodem bevindt, mag minder zwaar worden doorgerekend, omdat het onwaarschijnlijk is dat deze ooit nog ontgraven gaat worden. Over het algemeen zijn *in situ* technieken goedkoper, mits correct uitgevoerd en de saneringsdoelstelling realistisch is. Onderscheid wordt gemaakt in de volgende gradaties:

Score	Gradaties
0	Zeer hoge kosten (duurste optie), of dit is niet bekend.
0,25	Relatief hoge kosten.
0,5	Gemiddelde kosten.
0,75	Relatief lage kosten.
1	Zeer lage kosten (goedkoopste optie).

4.3 Resultaten van best beschikbare technieken

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de scores zoals deze zijn toegekend voor elk criterium voor de sanering van dioxines in sediment en TBT in sediment. De tabellen en figuren in deze paragraaf zijn tevens bijgeleverd in een apart Excel bestand. Indien een kolom leeg gelaten is, betekent dit dat deze techniek niet beschreven is voor de desbetreffende stof. Zo is er geen informatie gevonden betreffende alkalische water extractie voor verontreinigingen met dioxines. Vervolgens zijn de scores vermenigvuldigd met de weegfactoren en gesommeerd. Hieruit volgt een ranking van de best beschikbare technieken.

4.3.1 Dioxines

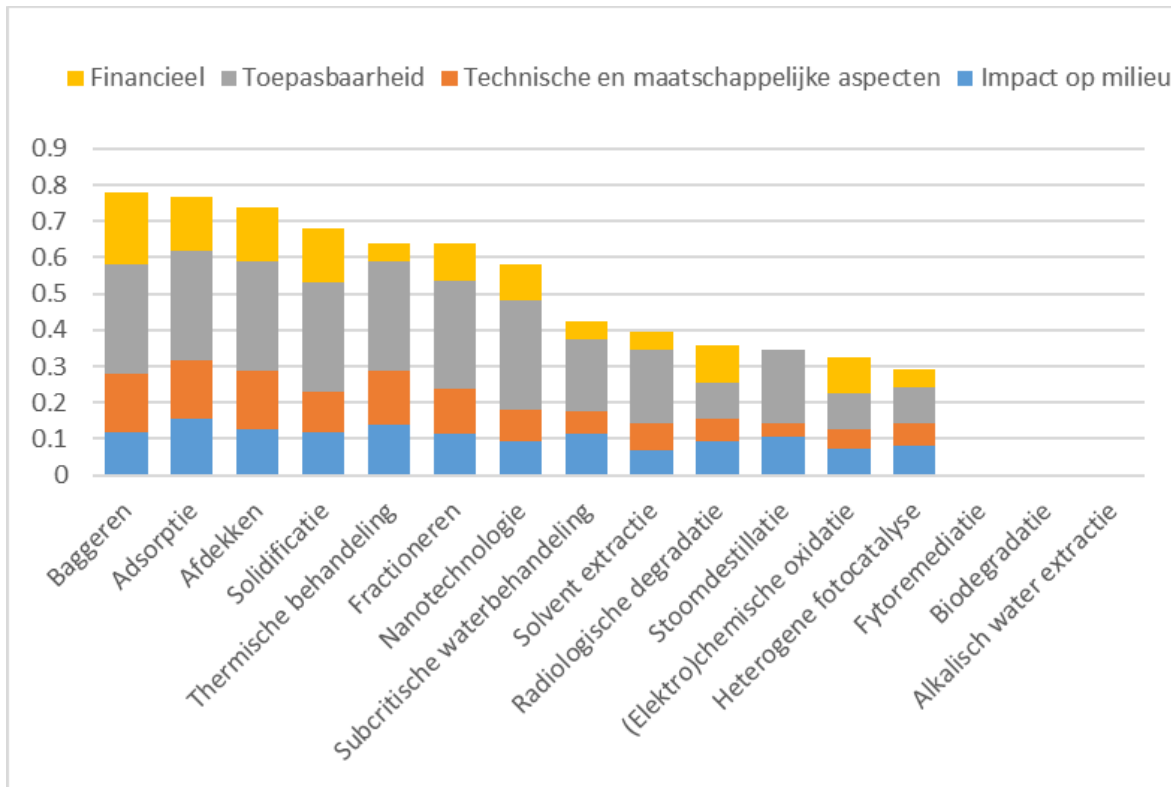
Alle beschreven technieken zijn beoordeeld, behalve de technieken "Alkalisch waterextractie", "Biodegradatie" en "Fytoremediatie". Deze konden niet worden beoordeeld voor dioxines, omdat de technieken niet beschreven zijn in de literatuur voor sanering van dioxines (of PCB's vanwege vergelijkbare eigenschappen).

De invulling van de analyse voor de dioxine verontreiniging staat in Tabel 5 (op pagina 44). De scores zijn toegekend op basis van ervaringen in de literatuur. Bij afwezigheid van duidelijke referenties is er op basis van expert judgement gescoord.

In Tabel 3 staat de ranking van de technieken op basis van de scores. Hieruit komt als best scorende techniek "Baggeren" gevolgd door "Adsorptie" en "Afdekken". Uit de analyse blijkt dat naast het sediment fysiek verwijderen uit het kanaal door te baggeren, ook andere methoden mogelijk zijn. Vastleggen van de dioxinevervuiling met actieve kool, of afdekken lijken goede opties te zijn. Wel dient opgemerkt te worden dat indien de diepgang ter plaatse al minimaal is voor de scheepvaart mogelijk een gemengde aanpak nodig is, waarbij een deel wordt gebaggerd, zodat er voldoende diepgang ontstaat voor vastlegging met kool én afdichting met een afdeklaag.

Tabel 3 *Ranking van de saneringstechnieken op basis van scores voor de sanering van dioxines in sediment.*

Rank	Techniek	Score
1	Baggeren	0.78
2	Adsorptie	0.77
3	Afdekken	0.74
4	Solidificatie	0.68
5	Thermische behandeling	0.64
6	Fractioneren	0.64
7	Nanotechnologie	0.58
8	Subcritische waterbehandeling	0.43
9	Solvent extractie	0.39
10	Radiologische degradatie	0.36
11	Stoomdestillatie	0.34
12	(Elektro)chemische oxidatie	0.33
13	Heterogene fotocatalyse	0.29
14	Fytoremediatie	0.00
14	Biodegradatie	0.00
14	Alkalisch water extractie	0.00



Figuur 8 Weergave van de verdeling van de scores voor de dioxine verontreiniging op basis van de afzonderlijke criteria impact op milieu, technische en maatschappelijk aspecten, toepasbaarheid en financiën.

4.3.2 Tributyltin

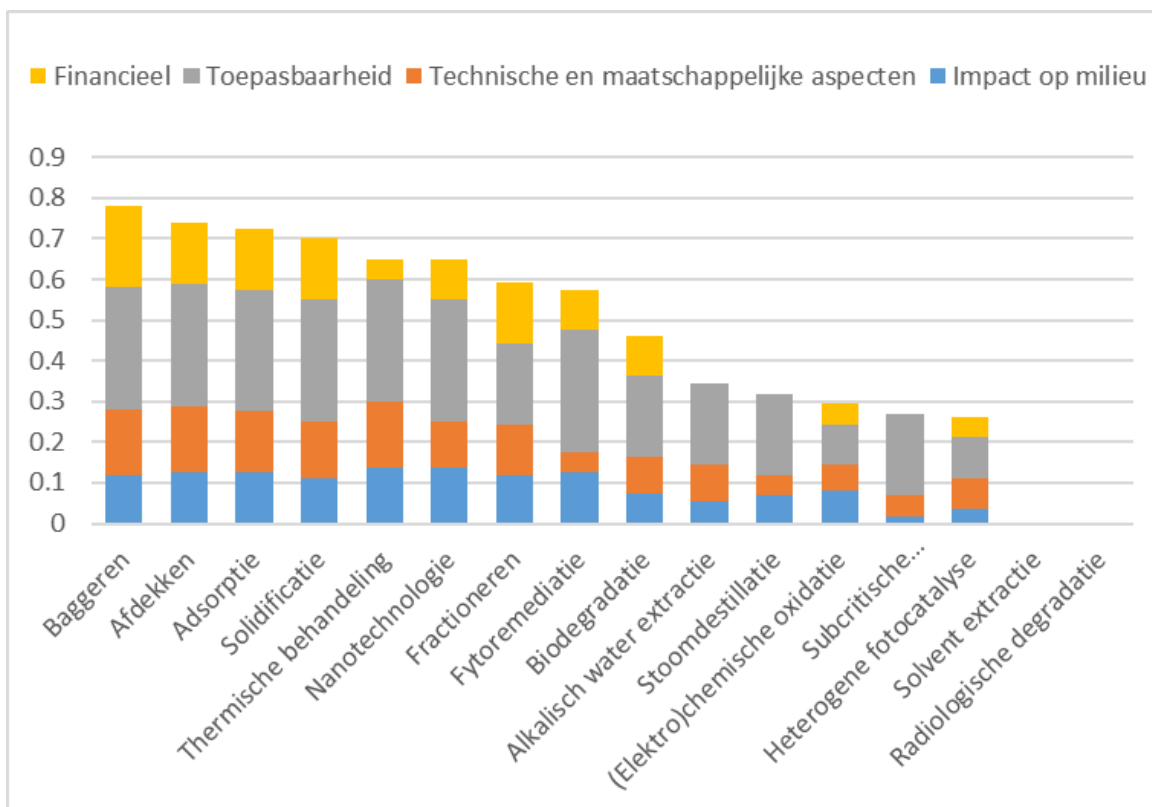
Alle beschreven technieken zijn beoordeeld, behalve de technieken “Solvent extractie” en “Radiologische degradatie”. Deze zijn niet beoordeeld voor TBT, omdat deze technieken niet zijn beschreven in de literatuur voor sanering van TBT.

De invulling van de analyse voor de TBT verontreiniging staat in Tabel 6 (op pagina 45). De scores zijn toegekend op basis van ervaringen in de literatuur. Bij afwezigheid van duidelijke referenties is er op basis van expert judgement gescoord.

In Tabel 4 staat de ranking van de technieken op basis van de scores. Hieruit komt als best scorende techniek “Baggeren” gevolgd door “Adsorptie” en “Afdekken”. De aanpak van TBT vereist mogelijk evengoed nog een andere aanpak. Volledige verwijdering van het vervuilde slib zal zeker het probleem aanpakken, andere, minder invasieve methoden zijn wellicht minder effectief dan bij de dioxine vervuiling. Naast dat de binding van TBT aan matrices als kool en of klei minder sterk lijken, verandert deze binding de chemische concentratie in het water niet. Het KRW-doel; TBT-concentratie in totaal water (inclusief zwevend stof) wordt hiermee niet bereikt. Een afdeklaag, het afsluiten van het vervuilde sediment van het bovenstaande water, lijkt hier een noodzakelijkheid. Een afdeklaag zal de opwerveling van TBT verontreinigd sediment sterk verminderen en daarmee bijdragen aan de KRW-norm. Uitwisseling van TBT in adsorbens naar het oppervlaktewater kan echter nog steeds een ecologisch risico vormen. De combinatie van adsorptie en een afdeklaag kan, als de remming van diffusie door een zand afdeklaag niet afdoende is, wél afdoende zijn. Zowel de opwerveling van TBT verontreinigd sediment als de diffusie door de afdeklaag naar het oppervlaktewater worden dan beperkt.

Tabel 4 Ranking van de saneringstechnieken op basis van scores voor de sanering van TBT in sediment.

Rank	Techniek	Score
1	Baggeren	0.78
2	Adsorptie	0.74
3	Afdekken	0.73
4	Solidificatie	0.70
5	Thermische behandeling	0.65
6	Nanotechnologie	0.65
7	Fractioneren	0.59
8	Fytoremediatie	0.58
9	Biodegradatie	0.46
10	Alkalisch water extractie	0.34
11	Stoomdestillatie	0.32
12	(Elektro)chemische oxidatie	0.29
13	Subcritische waterbehandeling	0.27
14	Heterogene fotocatalyse	0.26
15	Solvent extractie	0.00
15	Radiologische degradatie	0.00



Figuur 9 Weergave van de verdeling van de scores voor de TBT verontreiniging op basis van de afzonderlijke criteria impact op milieu, technische en maatschappelijk aspecten, toepasbaarheid en financiën.

Tabel 5 Resultaat van de selectie van best beschikbare saneringstechniek voor de sanering van dioxines in sediment.

criterium (weegfactor)	criterium (weegfactor)	Subcriterium (weegfactor)	Aandeel	Baggeren	Fractioneren	Stoomdestillatie	Solvent extractie	Alkalisch water extractie	Subcritische waterbehandeling	Thermische behandeling	Biodegradatie	Fytoremediatie	(Elektro)chemische oxidatie	Heterogene fotocatalyse	Radiologische degradatie	Afdekken	Adsorptie	Nanotechnologie	Solidificatie	
Impact op milieu (0.2)	Effectiviteit (0.5)	Reductie verontreiniging (0.5)	5%	0.5	0.5	0.5	0.5		0.5	0.75			0	0.25	0.25	0.5	0.75	0	0.5	
		Beperkingen (0.5)	5%	1	0.25	0.75	0		1	1			1	1	1	0.5	0.75	0.75	1	
	Duurzaamheid (0.25)	Gebruik chemicalien (0.5)	3%	1	1	0.75	0.5		0.5	0.5			0.25	0.25	0.25	0.75	0.75	0.75	0.5	0.5
		Productie van niet-herbruikbaar afval (0.5)	3%	0	0.5	0	0.25		0.25	0.75			0.25	0	0.25	1	1	0.25	1	
	Ecologische bijeffecten (0.25)	Bodemverstoring (0.5)	3%	0.25	0.5	0.5	0.5		0.25	0.25			0.25	0.25	0.25	0.75	0.75	0.75	0.75	0.25
		Herstelperiode (0.5)	3%	0.5	1	0.5	0.5		0.5	0.5			0.25	0.25	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0
Technische en maatschappelijke aspecten (0.2)	Technische aspecten (0.75)	Bewezen techniek (0.33)	5%	1	0.75	0.25	0.25		0.25	0.75			0.25	0.25	0.25	0.75	1	0	0.75	
		Ruimtegebruik (0.33)	5%	0.25	0.5	0	0.25		0	0.5			0.25	0.25	0.25	1	1	1	0.5	
		Saneringsduur (0.33)	5%	1	0.75	0.5	0.5		0.75	0.75			0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.5	
	Maatschappelijke aspecten (0.25)	Maatschappelijke acceptatie (1)	5%	1	0.5	0	0.5		0.25	1			0	0.25	0.25	0.75	0.5	0	0.5	
Toepasbaarheid (0.4)	Hinder (1)	Verkeershinder (1)	40%	0.75	0.75	0.5	0.5		0.5	0.75			0.25	0.25	0.25	0.75	0.75	0.75	0.75	
Financieel (0.2)	Kosten sanering (1)		20%	1	0.5	0	0.25		0.25	0.25			0.5	0.25	0.5	0.75	0.75	0.5	0.75	
Totaal				0.78	0.64	0.34	0.39		0.43	0.64			0.33	0.29	0.36	0.74	0.77	0.58	0.68	

Tabel 6 Resultaat van de selectie van best beschikbare saneringstechniek voor de sanering van TBT in sediment.

Criteriaam (weegfactor)	Criteriaam (weegfactor)	Subcriteriaam (weegfactor)	Aandeel	Baggeren	Fractioneren	Stoomdestillatie	Solvent extractie	Alkalisch water extractie	Subcritische waterbehandeling	Thermische behandeling	Biodegradatie	Fytoremediatie	(Elektro)chemische oxidatie	Heterogene fotocatalyse	Radiologische degradatie	Afvalstoffen	Adsorptie	Nanotechnologie	Solidificatie
Impact op milieu (0.2)	Effectiviteit (0.5)	Reductie verontreiniging (0.5)	5%	0.5	0	0.25		0.25	0	0.75	0.5	0.75	0.25	0.25		0.75	0.5	0.75	0.5
		Beperkingen (0.5)	5%	1	1	0.25		0.25	0	1	0.25	1	0.25	0.25		0.5	0.75	0.75	1
	Duurzaamheid (0.25)	Gebbruik chemicalien (0.5)	3%	1	1	0.75		0.25	0.25	0.5	0.25	0.25	0.5	0		0.25	0.25	0.25	0.25
		Productie van niet-herbruikbaar afval (0.5)	3%	0	0.25	0		0.5	0	0.75	0.75	0.75	0.25	0		1	0.75	0.75	1
	Ecologische bijeffecten (0.25)	Bodemverstoring (0.5)	3%	0.25	0.5	0.5		0.5	0.5	0.25	0.25	0.25	0.5	0.5		0.75	0.75	0.75	0.25
		Herstelperiode (0.5)	3%	0.5	1	0.5		0	0	0.5	0.25	0.25	1	0		0.5	0.75	0.75	0
Technische en maatschappelijke aspecten (0.2)	Technische aspecten (0.75)	Bewezen techniek (0.33)	5%	1	0.75	0.5		0.25	0	1	0.25	0.75	0.25	0.25		0.75	0.75	0.25	0.75
		Ruimtegebruik (0.33)	5%	0.25	0.5	0		0.75	0	0.5	1	0	0.5	0.5		1	1	1	1
		Saneringsduur (0.33)	5%	1	0.75	0.5		0.5	0.75	0.75	0.25	0	0.5	0.5		0.75	0.75	0.75	0.5
	Maatschappelijke aspecten (0.25)	Maatschappelijke acceptatie (1)	5%	1	0.5	0		0.25	0.25	1	0.25	0.25	0	0.25		0.75	0.5	0.25	0.5
Toepasbaarheid (0.4)	Hinder (1)	Verkeershinder (1)	40%	0.75	0.5	0.5		0.5	0.5	0.75	0.5	0.75	0.25	0.25		0.75	0.75	0.75	0.75
Financieel (0.2)	Kosten sanering (1)		20%	1	0.75	0		0	0	0.25	0.5	0.5	0.25	0.25		0.75	0.75	0.5	0.75
Totaal				0.78	0.59	0.32		0.34	0.27	0.65	0.46	0.58	0.29	0.26		0.74	0.73	0.65	0.70

4.3.3 Onzekerheidsanalyse

Beter inzicht in de kennisleemtes oftewel minder onzekerheden, kan de score in de MCA sterk beïnvloeden en daarmee de keuze voor een bepaalde saneringsstrategie. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de verschillende kennisleemtes waarbij zowel algemene als specifieke technische kennisleemtes worden benoemd. Hierbij wordt gefocust op technische kennisleemtes voor de best beschikbare saneringstechnieken namelijk "Baggeren", "Afdekken" en "Adsorptie".

Effectiviteit sanering

Er zijn verschillende factoren die de effectiviteit van een sanering beïnvloeden, waaronder dimensionering van de sanering en de eigenschappen van het sediment.

Dimensionering van de sanering

Voor beide stoffen geldt dat de mate van vrijkomen van verontreiniging die nog niet resulteert in het overschrijden van de KRW-normen bekend moet zijn. Zo wordt voorkomen dat de sanering wordt óver- of ondergedimensioneerd. Ervan uitgaande dat nalevering uit het slib de enige bron van verontreiniging is kan worden aangenomen dat, bij een gelijke voedselketen, een vermindering van nalevering van 90% ook ongeveer zal leiden tot een afname van 90% in biota. De sanering zal echter niet alle bronnen van verontreiniging dekken. Bronnen met lage gehalten waarvan sanering relatief duur is ten opzichte van het te verwachten effect worden niet gesaneerd, maar ook worden mogelijk niet alle bronnen effectief aangepakt omdat kleine bronnen mogelijk niet allemaal geïdentificeerd zijn en er ook een randeffect kan optreden. Een zekere mate van overdimensionering, ook voor het geval de sanering minder effectief blijkt dan berekend, blijft wel op zijn plaats. De mate van overdimensionering kan grote effecten hebben op de uiteindelijke toepasbaarheid van de saneringstechniek.

Eigenschappen van het sediment

- Wat is de samenstelling en de consistentie. Heeft het sediment voldoende draagkracht voor een afdeklaag, van een bepaalde dikte en soort.
- Wat is de uitzaksnelheid. Als die erg laag is zal het mixen met bijvoorbeeld actieve kool een proces zijn wat erg langzaam en voorzichtig moet worden uitgevoerd. Ook de scheepvaart beperkende maatregelen (niet of zeer langzaam varen) zullen uitgebreider en of langduriger zijn.
- Is een adsorbens goed te mengen met het sediment.

Financiën

De financiële aspecten zijn bijzonder moeilijk in kaart te brengen. Deze zijn zo sterk schaal en omstandigheid (zie hierboven) afhankelijk dat alleen maar ordes van grootte aangegeven kunnen worden (zie Hoofdstuk 3).

Technische aspecten

Er zijn ook een groot aantal technische aspecten die de score in de MCA, en het uiteindelijke saneringsresultaat, kunnen beïnvloeden:

Baggeren

- Is er bekend volgens welke contouren er moet worden gebaggerd? Dit bepaalt in sterke mate de effectiviteit en efficiëntie van het proces. Te veel baggeren resulteert in hogere slibverwerkingskosten. Te weinig baggeren levert niet het gewenste saneringsresultaat.
- Wat is de samenstelling van het slib (organische stof, zand)?
- Waar zit de vervuiling en in welke vorm (TBT in verf-flinters)?
- Kan het slib worden gefractioneerd in een schone en vuile fractie?

-
- Zijn de volumes zodanig dat dit proceseconomisch gunstig is?
 - Is het slib geschikt om te worden gebruikt voor cementing en mag dat worden toegepast in Nederland?
 - Is er ruimte voor een extensieve TBT-slib verwerking, dat wil zeggen biodegradatie op open land? Is het dan schoon genoeg voor verder gebruik?

Afdekken

- Zijn de dieptes van de te saneren locaties net aan voldoende voor de scheepvaart of is er diepte "over" voor bijvoorbeeld een afdeklaag?
- Welke techniek kan worden toegepast om een afdeklaag op grote diepte aan te brengen.
- Welke dikte van welk materiaal voor de afdeklaag is robuust en slijtvast op de locatie van toepassing (welke afschuifkrachten treden er ter plaatse op door scheepsbewegingen)

Bovenstaande vragen zijn zeer relevant maar zodanig technisch van aard dat ze niet verder uitgewerkt worden in Hoofdstuk 5.

Adsorptie

In geval van immobilisatie door adsorptie moet de effectiviteit van het absorptiemiddel in het Noordzeekanaal sediment bepaald worden. Dit is afhankelijk van de hoeveelheid en soort adsorbens.

Voor dioxines lijkt actieve kool het meest geschikt, maar bestaan er nog onduidelijkheden over het meest geschikte type en welke hoeveelheid moet worden toegevoegd om een afdoende binding van dioxines te verkrijgen. Een grotere dosis kool toevoegen zal resulteren in hogere kosten en een overdosis van actieve kool kan ook nog ecologische schade opleveren.

Voor TBT is minder informatie beschikbaar in de literatuur waaruit kan worden afgeleid wat het beste absorptiemiddel is voor gebruik met Noordzeekanaal sediment. Voor deze verontreiniging is ook onderzoek naar de soort adsorbens gewenst. Daarnaast is het van groot belang te beseffen dat door het gebruik van adsorbens het doel van de KRW; totaal gehalte TBT in water, niet snel zal worden bereikt. Het ecologisch risico van TBT kan door vastlegging wel sterk worden beperkt (en evenzo het risico van PCB- en dioxine-vervuiling ter plaatse (zie §4.1)). Een afdeklaag zal de opwerveling van TBT verontreinigd sediment sterk verminderen en daarmee bijdragen aan de KRW-norm. Uitwisseling van TBT in adsorbens naar het oppervlaktewater kan echter nog steeds een ecologisch risico vormen. De combinatie van adsorptie en een afdeklaag kan, als de remming van diffusie door een zand afdeklaag niet afdoende is, wél afdoende zijn. Zowel de opwerveling van TBT verontreinigd sediment als de diffusie door de afdeklaag naar het oppervlaktewater worden dan beperkt.

In het volgende hoofdstuk wordt een advies uitgewerkt voor een tweede fase waarbij laboratoriumtesten worden voorgesteld om de kennisleemtes voor "Adsorptie" verder te onderzoeken.

5 Advies voor een tweede fase

Het onderzoek beschreven in de voorgaande hoofdstukken zal in dit hoofdstuk worden verwerkt tot een advies voor vervolgonderzoek. Hierbij wordt aangevangen met een korte beschrijving van de vervolgstappen voor de sanering binnen het kader van de tranches van de KRW, gevolgd door het algemeen benoemen van de kennisleemtes die in eerdere Hoofdstukken naar voren zijn gekomen en geëindigd met de invulling voor het vervolgonderzoek.

5.1 Vervolgstappen sanering Noordzeekanaal

De mogelijke sanering van het Noordzeekanaal wordt gezien in de drie tranches van de KRW. Momenteel bevindt de KRW zich in de tweede tranche (2016-2021). Het huidige rapport (fase 1) is onderdeel van een maatregel in de tweede tranche. Rijkswaterstaat heeft gevraagd aan WMR om een voorstel voor vervolgonderzoek te doen voor de nog resterende tijd (2018-2021) en voor het resterende budget. In dit hoofdstuk wordt dit voorstel beschreven. Het vervolgonderzoek (fase 2) dient om inhoudelijke redenen in achtereenvolgende stappen uitgevoerd te worden. Het vervolgonderzoek bestaat uit testen op laboratoriumschaal, die moeten aangeven of en hoe de gekozen technieken (zie voorgaand hoofdstuk) kunnen worden toegepast in het Noordzeekanaal. Ook moeten kennisleemtes worden opgelost, zodat de technieken goed kunnen worden toegepast in het Noordzeekanaal. Het uiteindelijke doel van het fase 2-onderzoek is dat op basis van de resultaten, in de derde tranche 2022-2027 de uitvoering van de sanering van het Noordzeekanaal verder kan worden voorbereid.

5.2 Advies voor vervolgonderzoek fase 2 “proof of principle”

Op basis van de MCA wordt alleen voor de best scorende en dus meest kansrijke opties vervolgonderzoek besproken. Voor “Baggeren”, een techniek die goed scoort voor zowel de dioxine- als ook de TBT-verontreiniging, hoeven geen testen te worden uitgevoerd om aan te tonen dat deze techniek ook werkt in het Noordzeekanaal. Met deze techniek is voldoende ervaring opgedaan. De techniek die vervolgens als beste scoort is “Adsorptie”. Voordat deze techniek daadwerkelijk gebruikt kan worden in het Noordzeekanaal zijn nog wel testen in het laboratorium voorzien. Deze testen worden in deze paragraaf dan ook in meer detail besproken.

Voor dioxines en TBT wordt immobilisatie m.b.v. actieve kool als kansrijk gezien. Met de voorgestelde experimenten wordt onderzocht of resultaten uit de literatuur, uitgevoerd onder vergelijkbare maar niet identieke omstandigheden, te reproduceren zijn onder Noordzeekanaal condities.

Deze testen bestaan uit het onderzoeken van de beste additief (adsorbens), de dosis, de vorm (korrelgrootte, menging met co-additief), maar ook het effect van het type sediment wat wordt gebruikt. Welke toepassing resulteert in de beste vastlegging van de verontreiniging en is het toepasbaar in verschillende sedimenttypen met verschillende contaminant gehalten. De initiële keuzes worden afgeleid van de resultaten uit de literatuur. De vastlegging (de immobilisatie) wordt

gemonitord met behulp van passieve samplers (maat voor water opgeloste hoeveelheid dioxines) en met ophoping van contaminant in organismen (zeepieren of schelpdieren namelijk *Rangia cuneata*).

De basis testopzet bestaat uit een mix van sediment en water uit het Noordzeekanaal. De keuze van het sediment wordt in gezamenlijk overleg bepaald en het sediment wordt vervolgens door de opdrachtgever aan WMR aangeleverd. Na toevoeging van het adsorptiemateriaal worden passieve samplers in het water gehangen of biota toegevoegd. De opname van de verontreinigende stoffen (dioxines of TBT) door de samplers of in de biota is een maat voor de immobilisatie van deze stoffen door het adsorptiemiddel. Een experiment met passieve samplers is relatief eenvoudig op te zetten en uit te voeren en heeft de voorkeur ten opzichte van de meer complexe testen met biota. Testen met biota zijn daarentegen meer realistisch door de effecten van bioturbatie en spijsvertering (slib-eters).

Er zijn in totaal vijf verschillende soorten testen voorzien welke zowel voor de verontreiniging met dioxine als TBT gebruikt kunnen worden. De eerste voorgestelde test is gericht op het vaststellen van de experimentduur voor de testen waarin passieve samplers worden gebruikt. Vervolgens wordt in de tweede test onderzocht welk adsorbens, of welke mix aan adsorbens het meest effectief is in verwijderen van dioxines of TBT. In de derde test wordt het meest effectieve adsorbens in meer detail onderzocht, waardoor een goed beeld ontstaat van de benodigde effectieve concentratie. Een validatie op basis van passieve samplers wordt in de vierde test voorgesteld. Pas na een goed aangetoond 'proof of principle', worden dan testen voorgesteld met organismen, zodat het effect op biota kan worden gemeten. Deze biologische testen hebben een vergelijkbare opzet, maar de toevoeging van organismen vereist dat zowel de zuurstofgehalten, als ook het aanbod van voedsel, gereguleerd moet worden. Deze testen worden daarom alleen uitgevoerd onder de condities die in de abiotische testen het beste resultaat (minimale adsorptie van de stoffen in de passieve sampler) teweegbrengen.

Dioxine

Bij alle testen waarbij gekeken wordt naar de dioxine verontreiniging geldt dat de analyse van alleen PCB's als maat voor de gehalten aan dioxines het snelst en goedkoopst is. Het gedrag van PCB's laat zich goed vertalen naar het gedrag van de dioxines. Daarom worden alleen bij de laatste abiotische experimenten en bij de biotische experimenten de dioxines ook geanalyseerd.

TBT

Bij alle testen waarbij gekeken wordt naar de TBT-verontreiniging geldt dat de analyse van alleen organotins het snelst en goedkoopst is.

Verder dient nogmaals voor de TBT-verontreiniging het volgende opgemerkt te worden: Door het gebruik van adsorbens zal het doel van de KRW; totaal gehalte TBT in water, niet snel worden bereikt. Echter, het ecologisch risico van TBT kan door vastlegging wel sterk worden beperkt. Een combinatie met een andere techniek zal nodig zijn waarbij het afdekken van de geadsorbeerde verontreiniging zeer effectief kan zijn.

5.2.1 Vaststellen experimentduur voor abiotische testen

Doel van deze test is het vaststellen van de opnamesnelheid van de passieve samplers en daarmee de experimentduur voor de overige abiotische testen. De test wordt uitgevoerd met verontreinigd sediment uit het Noordzeekanaal en van dit uitgangsmateriaal wordt het vochtgehalte, organisch stof, korrelgrootte <math><63\mu\text{m}</math> en het gehalte aan PCB's of organotin geanalyseerd. Vervolgens wordt een mix gemaakt van dit sediment met water uit het Noordzeekanaal zonder toevoeging van adsorbens. Hierin worden meerdere passieve samplers gehangen welke na verschillende blootstellingsduren uit het

systeem verwijderd worden en geanalyseerd op gehalte aan PCB's of organotin. De opname van PCB's of organotin door de samplers is een maat voor de immobilisatie van deze stoffen door het adsorptiemiddel waarbij het gedrag van PCB's laat zich goed vertalen naar het gedrag van de dioxines.

Er wordt voor de begroting uitgegaan van het analyseren van vier samplers. Afhankelijk van de daadwerkelijke opnamesnelheid kunnen dit er meer of minder worden. Deze test wordt begroot op €4.000,- voor de dioxine verontreiniging en op €6.000,- voor de TBT-verontreiniging.

5.2.2 Check "Proof of principle" en range finding

Doel van deze test is checken van de effectiviteit van verschillende soorten en concentraties aan adsorbens. De test wordt uitgevoerd met relevant veldmateriaal. Het veldmateriaal wordt voorafgaand aan de test geanalyseerd op vochtgehalte, organisch stof, korrelgrootte <63µm en PCB's/organotin (typering sediment).

De testopzet bestaat uit een mix van sediment en water uit het Noordzeekanaal. Vervolgens worden er verschillende concentraties (range finding) en verschillende soorten adsorbens (proof of principle) toegevoegd. Dan worden passieve samplers in de testcontainer gehangen en onder continue menging weggezet. Na de blootstellingsduur zoals vastgesteld in Test 1 wordt de test afgebroken en de samplers geanalyseerd op gehalte aan PCB's en/of organotin.

In deze test is gekozen voor repliceren in concentraties met daarbij een brede range om zo een eerste indicatie te krijgen van de meest geschikte adsorbens en concentratie. De opzet van de test is samengevat in Tabel 7. Hierin wordt uitgegaan van het testen van drie verschillende soorten adsorbens. Deze test wordt begroot op €12.750,- voor de dioxine verontreiniging en op €16.250,- voor de TBT-verontreiniging.

Tabel 7 Samenvatting van de testopzet voor check "Proof of principle" en range finding.

Concentratie	Typering sediment	Adsorbens 1	Adsorbens 2	Adsorbens 3
0	x			
1		x	x	x
2		x	x	x
3		x	x	x
4		x	x	x
5		x	x	x
Sampler blanco		x		
Aantal analyses	1	6	5	5

5.2.3 Vaststellen effectieve dosering "beste" adsorbens

Doel van deze test is het vaststellen van de meest effectieve dosering van een adsorbens op basis van verschillende veldrelevante sedimenten met verschillende concentraties aan verontreiniging en typering. De test wordt uitgevoerd met relevant veldmateriaal wat voorafgaand aan de test geanalyseerd wordt op vochtgehalte, organisch stof, korrelgrootte <63µm en PCB's/organotin (typering sediment).

De testopzet bestaat uit een mix van sediment en water uit het Noordzeekanaal. Vervolgens worden er verschillende concentraties van een soort adsorbens toegevoegd. De keuze van het adsorbens en de concentratiereeks wordt afgeleid van de resultaten van Test 2. Dan worden passieve samplers in de pot gehangen en onder continue menging weggezet. Na de blootstellingsduur zoals vastgesteld in Test 1 wordt de test afgebroken en de samplers geanalyseerd op gehalte aan PCB's/organotin.

In deze test is gekozen voor repliceren in concentraties met daarbij een ingezoomde range om zo een beter beeld te krijgen van de meest geschikte concentratie van een adsorbens, getest op verschillende veldrelevante sedimenten. De opzet van de test is samengevat in Tabel 8. Hierin wordt uitgegaan van het testen van drie verschillende soorten sediment. Deze test wordt begroot op €14.000,- voor de dioxine verontreiniging en op €18.000,- voor de TBT-verontreiniging.

Tabel 8 Samenvatting van de testopzet voor vaststellen effectieve dosering "beste" adsorbens.

Concentratie	Sediment 1	Sediment 2	Sediment 3
0	x	x	x
1	x	x	x
2	x	x	x
3	x	x	x
4	x	x	x
5	x	x	x
Sampler blanco	x		
Aantal analyses	7	6	6

5.2.4 Validatie abiotische testen

Doel van deze test is het valideren van de abiotische testresultaten met de beste concentratie van het adsorbens voor verschillende veldrelevante sedimenten, uitgevoerd in meervoud. De test wordt uitgevoerd met relevant veldmateriaal wat voorafgaand aan de test geanalyseerd wordt op vochtgehalte, organisch stof, korrelgrootte <63µm en PCB's + dioxines of organotins (typering sediment). Deze test wordt alleen uitgevoerd nadat bovengenoemde testen positief zijn afgerond en dus een geschikt adsorbens en concentratie is vastgesteld.

De testopzet bestaat uit een mix van sediment en water uit het Noordzeekanaal. Vervolgens wordt aan een partij sediment de concentratie van het adsorbens toegevoegd. De keuze van het adsorbens en de concentratie wordt afgeleid van de resultaten van bovengenoemde testen. Een tweede partij sediment ontvangt geen adsorbens en fungeert als negatieve controle. De partijen sediment worden vervolgens verdeeld over elk drie testcontainers en dan worden passieve samplers in elke container gehangen en onder continue menging weggezet. Na de blootstellingsduur zoals eerder vastgesteld wordt de test afgebroken en de samplers geanalyseerd op gehalte aan PCB's + dioxines of organotin. Deze test wordt begroot op €21.000,- voor de dioxine verontreiniging en op €19.000,- voor de TBT-verontreiniging.

Tabel 9 Samenvatting van de testopzet voor validatie abiotische testen.

Concentratie	Sediment 1	Sediment 2	Sediment 3
Controle	xxx	xxx	xxx
Y (resultaat van Test 2)	xxx	xxx	xxx
Sampler blanco	x		
Aantal analyses	7	6	6

5.2.5 Bioaccumulatie testen

Doel van deze test is het valideren van abiotische testresultaten met behulp van bioaccumulatie testen met biota. De test wordt uitgevoerd met relevant veldmateriaal wat voorafgaand aan de test geanalyseerd wordt op vochtgehalte, organisch stof, korrelgrootte <63µm, PCB's + dioxines of organotin (typering sediment). Deze test wordt alleen uitgevoerd nadat bovengenoemde testen positief zijn afgerond en dus een geschikt adsorbens en concentratie is vastgesteld.

De testopzet voor de bioaccumulatie testen hebben een vergelijkbare opzet, maar de toevoeging van organismen vereist dat zowel de zuurstofgehalten, als ook het aanbod van voedsel gereguleerd moet worden. De test bestaat uit een mix van sediment en water uit het Noordzeekanaal. Voor deze test is gekozen om één type sediment te testen. Aan een partij van dit sediment wordt de eerder vastgestelde concentratie en soort adsorbens toegevoegd. Een tweede partij ontvangt geen adsorbens en fungeert als negatieve controle. Een derde partij bevat referentiesediment afkomstig van een schone locatie en waarvan geen accumulatie aan PCB's + dioxines en organotin verwacht wordt (positieve controle). De sedimenten worden verdeeld over verschillende testsystemen waaraan vervolgens de biota wordt toegevoegd. Na de blootstellingsduur wordt de test afgebroken, de organismen verzameld en geanalyseerd op gehalte aan PCB's +dioxines of organotin. Tevens wordt het vetgehalte van de organismen vastgesteld voor en na blootstelling. Benodigde aantal replica's, volumes, type systeem en testduur is afhankelijk van de gekozen soort. Voorgesteld wordt om de accumulatie testen met zeepieren (*Arenicola marina*) en met de brakwaterstrandschelp (*Rangia cuneata*) uit te voeren.

De zeepier is specifiek gekozen, omdat dit een soort is die in het sediment leeft en daar actief sediment eet waardoor de blootstelling aan de verontreinigende stoffen het hoogst is. Voor deze soort bestaan tevens standaard protocollen en de resultaten zijn daardoor vergelijkbaar. Deze soort is ook al eerder gebruikt in onderzoek naar de dioxineverontreiniging in het Noordzeekanaal. Nadeel van deze soort is dat deze een enigszins zandig substraat nodig heeft en van nature dan ook niet voorkomt in het Noordzeekanaal. De kans bestaat dat de zeepier een test in slibbig materiaal niet overleeft en dus geen accumulatie gemeten kan worden. Als alternatief zou dan gekozen kunnen worden voor een accumulatie test met de zager (*Nereis virens*). Dit is een jagende soort die via huidcontact en matig via voedsel stoffen kan accumuleren, maar ook een uitgebreid gangenstelsel graaft en dus bioturbatie veroorzaakt. Uit eerder onderzoek is gebleken dat ze zeepier in zandig sediment duidelijk sterker accumuleert dan de zager, maar dat accumulatie uit meer slibbig sediment vergelijkbaar is. De zager soort komt wel voor in de huidige situatie van het Noordzeekanaal. Deze test wordt begroot op €16.500,- voor de dioxine verontreiniging en ook voor de TBT-verontreiniging.

De brakwaterstrandschelp is gekozen omdat dit een soort is die lokaal voorkomt. De testopzet voor deze soort is nog niet gestandaardiseerd. Wel zijn vaker bioaccumulatie testen uitgevoerd met andere soorten schelpdieren. Verwacht kan worden dat deze methodieken ook toepasbaar zullen zijn voor de

brakwaterstrandschelp. Indien blijkt dat er onvoldoende brakwaterstrandschelpen beschikbaar zijn voor een experiment wordt voorgesteld het experiment uit te voeren met nonnetjes (*Macoma bathica*). Deze soort is vaker gebruikt in bioaccumulatie testen en komt algemeen voor. De test met brakwaterstrandschelpen wordt begroot op €21.000,- voor de dioxine verontreiniging en ook voor de TBT-verontreiniging.

6 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 187378-2015-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 september 2018. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V.

Het chemisch laboratorium te IJmuiden beschikt over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 1 april 2021 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie. Het chemisch laboratorium heeft hierdoor aangetoond in staat te zijn op technisch bekwame wijze valide resultaten te leveren en te werken volgens de ISO17025 norm. De scope (L097) met de geaccrediteerde analysemethoden is te vinden op de website van de Raad voor Accreditatie (www.rva.nl).

Literatuur

- Anonymous, 2003. Screening of technologies. In: Anonymous, Ed., Development of an Integrated Approach for the Removal of Tributyltin, TBT from Waterways and Harbours: Prevention, Treatment and Reuse of TBT Contaminated Sediments, LIFE02 ENV/B/000341.
- Benestad C., 1989. Incineration of hazardous waste in cement kilns. *Waste Management & Research* 7, 351-361.
- Brandli R.C., Breedveld G.D., Cornelissen G., 2009. Tributyltin sorption to marine sedimentary black carbon and to amended activated carbon. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 503-508.
- Brosillon S., Bancon-Montigny C., Mendret J., 2014. Study of photocatalytic degradation of tributyltin, dibutyltin and monobutyltin in water and marine sediments. *Chemosphere* 109, 173-179.
- Chai Y., Currie R.J., Davis J.W., Wilken M., Martin G.D., Fishman V.N., Ghosh U., 2011. Effectiveness of Activated Carbon and Biochar in reducing the availability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans in soils. *Environ Sci Technol* 46, 1035-1043
- Cornelissen G., Amstaetter K., Hauge A., Schaanning M., Beylich B., Gunnarsson J.S., Breedveld G.D., Oen A.M.P., Eek E., 2012. Large-Scale Field Study on Thin-Layer Capping of Marine PCDD/F-Contaminated Sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical Effects. *Environmental Science & Technology* 46, 12030-12037.
- Du J.H., Chadalavada S., Chen Z.L., Naidu R., 2014. Environmental remediation techniques of tributyltin contamination in soil and water: A review. *Chemical Engineering Journal* 235, 141-150.
- EnviroCentre, 2004a. Work plan for sea disposal trials of contaminated Tyne estuary sediment. Glasgow, United Kingdom. Report No 1613. August 2004.
- EnviroCentre, 2004b. Sea disposal trials of contaminated Tyne estuary sediment. Part I: Assessment of characteristics of contaminated sediments and capping materials. Part II: Modelling of disposal operations. Part III: Sedimentation experiment. Glasgow, United Kingdom. Report No. 1740. June 2004.
- EnviroCentre, 2007. Sea disposal trials of contaminated Tyne estuary sediment. Required Cap Thickness. Glasgow, United Kingdom. Report No 3040. February 2007.
- Eschenbach A., Höhne J., Söding Z., Luther G., 2001. The Steam Stripping Process: A Remediation Technique for TBT- and PAH-Contaminated Dredged Sediments and Soils. In: Proceedings of 2001 International Containment and Remediation Technology Conference and Exhibition, Orlando, FL, 2001, p.3.
- ESTCP, 2016, A Low-Impact Delivery System for In Situ Treatment of Sediments Contaminated with Methyl Mercury and other Hydrophobic Chemicals: Cost and Performance Report, 2016, ER200835
- Fang L.P., Xu C.H., Li J., Borggaard O.K., Wang D.S., 2017. The importance of environmental factors and matrices in the adsorption, desorption, and toxicity of butyltins: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 9159-9173.
- Field J. A., Sierra-Alvarez R., 2008. Microbial degradation of chlorinated dioxins. *Chemosphere* 71, 1005-1018
- Furdek M., Mikac N., Bueno M., Tessier E., Cavalheiro J., Monperrus M., 2016. Organotin persistence in contaminated marine sediments and porewaters: In situ degradation study using species-specific stable isotopic tracers. *Journal of Hazardous Materials* 307, 263-273.
- Gkenakou E.V., 2008. The remediation of tributyltin-contaminated dredging's and waters. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy. University of Southampton. December 2008.
- Goethals L., Pieters A., 2005. TBT Clean, LIFE02 ENV/B/000341: Task 3550: Remediation of sediments. Treatment of the solid phase. Envisan, Belgium, 2005. In: Anonymous, Ed., Development of an Integrated Approach for the Removal of Tributyltin, TBT from Waterways and

-
- Harbours: Prevention, Treatment and Reuse of TBT Contaminated Sediments, LIFE02 ENV/B/000341.
- Graceli J.B., Sena G.C., Lopes P.F.I., Zamprogno G.C., Da Costa M.B., Godoi A.F.L., Dos Santos D.M., De Marchi M.R.R., Dos Santos Fernandez M.A., 2013. Organotins: A review of their reproductive toxicity, biochemistry, and environmental fate. *Reproductive Toxicology* 36, 40-52.
- Greenberg M.S., 2012. <https://semspub.epa.gov/work/01/552475.pdf>.
- Hauge A., Konieczny R.M., Halvorsen P.Ø., Eikum A., 1998. Remediation of contaminated sediments in Oslo Harbour, Norway. *Water Science and Technology* 37, 299-305.
- Hrabak P., Homolkova M., Waclawek S., Cernik M., 2016. Chemical degradation of PCDD/F in contaminated sediment. *Ecol. Chem. Eng. S.* 23, 3. 473-482.
- Josefsson S., Schanning M., Samuelsson G.S., Gunnarsson J.S., Olofsson I., Eek E., Wiberg K., 2012. Capping Efficiency of various carbonaceous and mineral materials for in situ remediation of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran contaminated marine sediments: sediment-to-water fluxes and bioaccumulation in boxcosm tests. *Environ Sci Technol* 46, 3343-3351.
- Kotrikla A., 2009. Environmental management aspects for TBT antifouling wastes from the shipyards. *Journal of Environmental Management* 90, Supplement 1, S77-S85.
- Kulkarni P.S., Crespo J.G., Afonso C.A.M., 2008. Dioxins sources and current remediation technologies – A review. *Environment International* 34, 139-153.
- Kupryianchyk D., Peters E., Rakowska M., Reichman E., Grotenhuis J., Koelmans A., 2012. Long-term recovery of benthic communities in sediments amended with activated carbon. *Environ. Sci. Technol.* 46, 10735-10742.
- Lahtinen P., Niutanen V., 2009. Development of In-Situ Mass Stabilization Technique in Finland. <http://projektit.ramboll.fi/life/stable/images/Okinawa-2009.pdf>
- Leppänen M., Havukainen J., 2007. http://www.danskgeotekniskforening.dk/sites/default/files/pdf/pdf2007/Session_A1.pdf.
- Lyons T., Ickes J.A., Magar V.S., Albro C.S., Cumming L., Bachman B., Fredette T., Myers T., Keegan M., Marcy K., Guza O., 2006. Evaluation of contaminant resuspension potential during cap placement at two dissimilar sites. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 132, 505-514.
- Meckes M.C., Tillman J., Drees L., Saylor E., 1997. Removal of PCBs from a contaminated soil using CF-systems, R solvent extraction process. *J. Air Waste Manage Assoc.* 47. 1119-1124.
- Mino Y., Moriyama Y., 2001. Possible remediation of dioxin-polluted soil by steam distillation. *Chem. Pharm. Bull.* 49, 1050-1051.
- Mostofizadeh Ch., 2001. Elimination of TBT compounds from dredged material by means of pressure thermolysis. Institute of Energy and Process Technology, IEV, Bremerhaven, 2001.
- Novak J., Trapp S., 2005. Growth of plants on TBT-contaminated harbour sludge and effect on TBT removal. *Environmental Science and Pollution Research* 12, 332-341.
- Oen A.M.P., Janssen E.M.L., Cornelissen G., Breedveld G.D., Eek E., Luthy R.G., 2012. <http://nordrocs.org/wp-content/uploads/2012/09/Session-I-3-Amy-Oen-presentation.pdf>.
- Ogilvie J.C., Middlemiss D., Lee M.W., Crossouars N., Feates N., 2012. Silt curtains – a review of their role in dredging projects. Published in the proceedings of CEDA Dredging Days 2012, 12-13 December, Abu Dhabi, United Arab Emirates.
- Palermo M.R., 1998. Design considerations for in-situ capping of contaminated sediments. *Water Science and Technology* 37, 315-321.
- Patmont C.R., Ghosh U., LaRosa P., Menzie C.A., Luthy R.G., Greenberg M.S., Cornelissen G., Eek E., Collins J., Hull J., Hjartland T., Glaza E., Blieler J., Quadrini J., 2014. In Situ sediment treatment using activated carbon: a demonstrated sediment cleanup technology. *Integrated Environmental Assessment and Management* 11, 195-207.
- Pieters A., Goethals L.M.J.G., Pynaert K., 2005. Full scale thermal treatment of highly tri-butyltin, TBT contaminated sediments. Presented during: CEDA Dredging Days 2005 - Dredging: The Extremes, Rotterdam

-
- Postma J., Rozemeijer M.J.C., Schobben J.H.M., 2013. De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteitsdoelen van het Noordzeekanaal. Met specifieke aandacht voor de dioxine-problematiek. Rapport C092/13. IMARES Wageningen UR.
- Rahuman M., Pistone L., Trifiro F., Miertus S., 2000. "Destruction Technologies for Polychlorinated Biphenyls (PCBs)," International Center for Science and High Technology, United Nations Industrial Development Organization, Pure and Applied Chemistry, Trieste, Italy.
- Samuelsson G.S., Raymond C., Agrenius S., Schaanning M., Cornelissen G., Gunnarsson J.S. , 2017 Response of marine benthic fauna to thin-layer capping with activated carbon in a large-scale field experiment in the Grenland fjords Norway. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 14218-14233.
- Starrfelt J., Saloranta T.M., 2015. Simulating the uncertain effect of activated capping of a dioxin-polluted Norwegian Fjord. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 11, 481-489.
- Urbaniak M., 2013. Biodegradation of PCDD/PCDF and dl- PCB. In: Chamy R, Rosenkran F (eds) *Biodegradation—engineering and technology*. INTECH Publisher. p. 73–100.
- Van Gestel G., 2013. Code van goede praktijk BATNEEC-afweging van bodemsaneringsprojecten met CO2-calculator. Werkgroep richtlijnen sanering. Danny Wille, OVAM, België, 2013, p.37.
- Van Leeuwen S.P.J., Hoek-van Nieuwenhuizen M., van der Lee M.K., Hoogenboom L., 2013. Dioxines en PCB's in rode aal uit Nederlandse binnenwateren; Resultaten tussen 2006 en 2012. Rapport RIKILT/IMARES Wageningen UR 2013-010.
- Weber R., Nagiq K., Nishino J., Shiraishi H., Ishida M., Takasuga T., Konndo K., Hiraoka M., 2002. "Effects of Selected Metal Oxides on the Dechlorination and Destruction of PCDD and PCDF," *Chemosphere* 46 (9-10), 1247-1253.
- Wilson J., 2007. Tyne capping trial, in TBT's treatment and disposal. CEDA, London.
- Xiao X.Y., Sheng G.D., Qiu Y.P., 2011. Improved understanding of tributyltin sorption on natural and biochar-amended sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 2682-2687.

Verantwoording

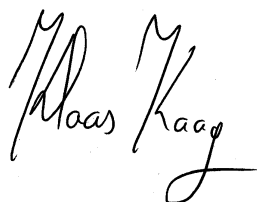
Rapport C096/17

Projectnummer: 4316100111

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Dr. N.H.B.M. Kaag
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 30 november 2017

Akkoord: Dr. Ir. T.P. Bult
Director

Handtekening:



Datum: 30 november 2017

Wageningen Marine Research
T: +31 (0)317 48 09 00
E: marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Visitors address

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden

Wageningen Marine Research is the Netherlands research institute established to provide the scientific support that is essential for developing policies and innovation in respect of the marine environment, fishery activities, aquaculture and the maritime sector.

Wageningen University & Research is specialised in the domain of healthy food and living environment.

The Wageningen Marine Research vision:

‘To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.’

The Wageningen Marine Research mission

- To conduct research with the aim of acquiring knowledge and offering advice on the sustainable management and use of marine and coastal areas.
- Wageningen Marine Research is an independent, leading scientific research institute.

Wageningen Marine Research is part of the international knowledge organisation Wageningen UR (University & Research centre). Within Wageningen UR, nine specialised research institutes of Stichting Wageningen Research (a Foundation) have joined forces with Wageningen University to help answer the most important questions in the domain of healthy food and living environment.

