

RIVM Report 607220006/2002, RIZA Rapport 2002.003
D Sijm¹, J Lijzen¹, W Peijnenburg¹, E Sneller², T Traas¹ en E Verbruggen¹

Biobeschikbaarheid in beleid ... wat er aan vooraf ging en wat nog komt

Resultaten van een workshop en het beleidsvervolg

¹Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM)

²Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA)



UNIVERSITEIT VAN AMSTERDAM



vrije Universiteit amsterdam



Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Inhoud

ABSTRACT.....	4
SAMENVATTING	5
1. ALGEMENE INTRODUCTIE.....	12
1.1 LEESWIJZER	12
1.2 AANLEIDING.....	12
1.3 RANDVOORWAARDEN.....	14
1.3.1 Teller/noemer	14
1.3.2 Meertraps risicobeoordeling.....	15
1.3.3 Haalbaarheid	15
1.3.4 Fact sheets.....	16
1.3.5 Welke onderwerpen worden niet behandeld.....	16
1.4 HUIDIGE RISICOBEOORDELING.....	17
1.4.1 Afleiding 'normen'	17
1.4.2 1 ^e lijns risicobeoordeling.....	21
1.4.3 2 ^e lijns risicobeoordeling.....	23
1.5 OPNAMEROUTES	25
1.5.1 Opname van organische microverontreinigingen door bodemorganismen	25
1.5.2 Opname van metalen door sedimentbewoners	27
1.5.3 Bepaalde conclusies over opnameroutes voor biologische beschikbaarheid.....	28
1.6 PROCEDURE	28
2. FACT SHEETS BIOLOGISCHE BESCHIKBAARHEID	30
2.1 ALGEMEEN	30
2.1.1 Inleiding	30
2.1.2 Chemisch meten van biologische beschikbaarheid	30
2.2 ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN.....	31
2.2.1 Inleiding	31
2.2.2 Fact sheet O-1-WBS: Passieve bemonstering	33
2.2.3 Fact sheet O-2-S: Tenax-extractie.....	35
2.2.4 Fact sheet O-3-B: Normalisatie op elementair koolstof.....	37
2.2.5 Fact sheet O-4-WBS: Hard en zachthuidigen	39
2.3 METALEN.....	41
2.3.1 Inleiding	41
2.3.2 Droge bodem.....	41
2.3.3 Water en sediment	44
2.3.4 Fact sheet M-1-B: Correctie voor lokaal achtergrondgehalte	46
2.3.5 Fact sheet M-2-B: Actuele risico's en transferfuncties	47
2.3.6 Fact sheet M-3-B: Het 0,43 M HNO ₃ extraheerbare metaalgehalte	48
2.3.7 Fact sheet M-4-B: De 0,01 M CaCl ₂ extraheerbare fractie	49
2.3.8 Fact sheet M-5-WBS: Bepaling biobeschikbare fractie met DGT.....	51
2.3.9 Fact sheet M-6-W: Opgelost of totaal	52
2.3.10 Fact sheet M-7-W: DOC-correctie voor koper in water	54
2.3.11 Fact sheet M-8-S: Opeenvolgende/parallelle extracties.....	56
2.3.12 Fact sheet M-9-S: Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten.....	58
2.4 NIET TE BESPREKEN FACT SHEETS.....	61
2.4.1 Inleiding	61
2.4.2 NB-1: Interne body residues.....	62
2.4.3 NB-2: Correctie voor roet en kool.....	63
2.4.4 NB-3: Bioassays	65
2.4.5 NB-4: Biosensoren	67
3. RESULTATEN WORKSHOP.....	69
3.1 PROCEDUREEL	69
3.2 ALGEMEEN	69
3.3 SAMENVATTING SWOT-ANALYSES FACT SHEETS.....	70

4. SAMENVATTING WORKSHOP EN BELEIDSADVIEZEN	86
4.1 OVERZICHT EINDOORDELEN FACT SHEETS	86
4.2 BELEIDSADVIEZEN OP BASIS VAN EINDOORDELEN FACT SHEETS	88
LITERATUUR.....	91
BIJLAGE 1 ‘HUIDIGE BODEMTYPECORRECTIE VOOR METALEN’	98
BIJLAGE 2. SAMENSTELLING ORGANISATIECOMITÉ EN SUBGROEPEN.....	99
BIJLAGE 3. DEELNEMERS WORKSHOP	100
BIJLAGE 4. SWOT ANALYSES VAN DE TIJDENS DE WORKSHOP BESPROKEN FACT SHEETS	101
BIJLAGE 5. EINDOORDEEL PER FACT SHEET.	116
BIJLAGE 6. VERZENDLIJST.	129

ABSTRACT

Bioavailability of chemicals in the environment has been the topic of scientific research for a number of years. Following up on requests from within the field of risk assessment and standard setting, the Stearing Group 'Integral Standard Setting' (INS) asked for an advice on the future role of biological availability in standard setting and risk assessment. A workshop was organised in response to this request.

In this report the main recommendations of the workshop are given. In addition, a number of policy-related advises are incorporated, including an assessment of the time frames needed. The aim of the report is to review the utility of bioavailability-related research for standard setting and risk assessment and to put the expected applicability of the results of this research in a realistic time frame. It is foreseen that implementation of the topics with potential for future implementation in risk assessment or standard setting, will result in a more realistic risk assessment. The reliability of the present policy on chemical substances will benefit without defecting the environment. An active attitude from regulating bodies is essential for implementing the potentially favourable options and to stimulate researchers to focus their research activities on those topics that are most relevant from a policy making point of make. In addition to these general conclusions, detailed information on all options dealing with bioavailability of metals and organic substances in water, sediment and soil is given in the report.

SAMENVATTING

Al jaren wordt er wetenschappelijk onderzoek gedaan naar de biologische beschikbaarheid van stoffen in het milieu. Vanuit de praktijk van risicobeoordeling is er een sterke wens geuit om na te gaan of biologische beschikbaarheid in de normstelling en risicobeoordeling waar nodig verduidelijkt of geïmplementeerd kan worden. Ten grondslag aan die wens ligt het idee dat de huidige normstelling en met name de toetsing aan de normen een overschatting van de risico's geven. De Stuurgroep INS (Integrale Normstelling Stoffen) heeft die wens vertaald in de vraag om een helder advies over de rol van biologische beschikbaarheid in de normstelling en risicobeoordeling. Het rapport beperkt zich tot de Nederlandse normstelling en de toetsing aan de normen van stoffen in de milieucompartimenten water, sediment en bodem.

Medewerkers van RIVM en RIZA hebben met de hulp van experts uit verschillende Nederlandse onderzoeksinstituten en universiteiten een workshop voorbereid om de vraag van de Stuurgroep INS te kunnen beantwoorden. In dit rapport wordt verslag gedaan van de voorbereidingen en de uitkomsten van de workshop. Op basis van de uitkomsten zijn een aantal beleidsadviezen geformuleerd ter beantwoording van de vraag van de Stuurgroep INS.

We hanteren voor biologische beschikbaarheid van een stof, de volgende werkdefinitie:

'die fractie van een totaal concentratie aan een stof die vanuit de omgeving of het voedsel binnen een bepaalde periode opgenomen (gemaakt) kan worden door (micro-) organismen'.

In veel gevallen wordt in de wetenschappelijke literatuur de nadruk gelegd op een chemische methode voor het beschrijven van de biobeschikbare fractie, waar de resultaten ervan model zouden staan voor de biologische beschikbaarheid. In het huidige rapport is er een expliciet onderscheid tussen de chemische beschikbaarheid en de biologische beschikbaarheid, waarbij de laatste expliciet verwijst naar datgene wat een (micro-)organisme daadwerkelijk op kan nemen.

In de huidige risicobeoordeling met betrekking tot de milieukwaliteit wordt getoetst volgens de volgende systematiek, namelijk de chemisch gemeten concentratie (totaalgehalte) van een stof in het milieu wordt vergeleken met een 'norm', die ook is uitgedrukt als een totaalgehalte. De meting in het milieu valt onder de 1^e lijns risicobeoordeling. Na overschrijding van de 'norm' kan geconcludeerd worden dat de milieukwaliteit onvoldoende is en/of kan verder onderzoek worden ingezet. Dit verder onderzoek valt onder de 2^e lijns risicobeoordeling en kan zowel verder chemisch onderzoek als biologisch onderzoek bevatten. Risicobeoordeling is dus onder te verdelen in een meertraps systeem.

In het rapport wordt ingegaan op de biologische en chemische aspecten van biobeschikbaarheid en op de huidige mogelijkheden om deze aspecten in risicobeoordeling en/of normstelling te verdisconteren. Dit is gedaan door per relevant geacht onderwerp een fact sheet op te stellen. Tabel 0.1 geeft een overzicht van die fact sheets met een indeling in verschillende termijnen van haalbaarheid, met inzicht of de methoden voorstellen de norm te wijzigen dan wel ingezet kunnen worden bij de 1^e of 2^e lijns risicobeoordeling, met inzicht in de haalbaarheid van de methode en met informatie over mogelijke of benodigde vervolgstappen. De meerwaarde van alle voorstellen ten opzichte van de vigerende methodieken binnen normstelling en risicobeoordeling is dat ze leiden tot een onnodige overschatting van de risico's van stoffen.

Er kan geconcludeerd worden dat het concept van chemische beschikbaarheid in het algemeen beter ontwikkeld is dan het concept van biologische beschikbaarheid. Koppeling van chemische beschikbaarheid aan biologische beschikbaarheid (relatie met daadwerkelijke effecten) is niet altijd goed onderzocht. Een aantal voorstellen op basis van sec chemische beschikbaarheid, dat wil zeggen niet of onvoldoende gevalideerd met biologische beschikbaarheid, worden daarom (nog) niet geschikt geacht.

Op basis van de bespreking van de fact sheets tijdens de workshop door experts op de desbetreffende vakgebieden wordt geadviseerd om:

Zo spoedig mogelijk over te gaan tot implementatie van de methodiek voor normalisatie op elementair koolstof en daarvoor RIZA te vragen verdere concrete voorstellen te laten opstellen.

Werkverbanden op te zetten en financieringsmogelijkheden te zoeken voor een zestal methodieken die op een termijn van 1 – 3 jaar implementeerbaar worden geacht. Verdere voorstellen hiervoor zouden door RIVM in samenwerking met RIZA of andere overheidsinstituten uitgewerkt kunnen worden.

Door het RIVM in samenwerking met RIZA of andere overheidsinstituten een clustering van onderwerpen te laten maken, zodat ook de onderwerpen met een langere tijdshorizon verder uitgewerkt worden.

Voor de opties met een tijdshorizon > 3 jaar, inkadering te zoeken bij bredere onderzoekskaders en de aanbevelingen van de workshop te gebruiken als een van de argumenten voor het honoreren van relevante onderzoeksvoorstellen.

Alert te blijven op nieuwe ontwikkelingen op het brede veld van biobeschikbaarheid om daar waar mogelijk de nieuwste inzichten te verwerken in de 2^e lijns risicobeoordeling.

Het huidige rapport tracht overzicht te scheppen in de praktische en beleidsmatige bruikbaarheid, op korte en lange termijn, van het onderzoek naar biologische beschikbaarheid van milieucontaminanten ten behoeve van de normstelling en de risicobeoordeling. Implementatie van de verschillende mogelijkheden (op termijn) zal een meer realistische risicobeoordeling tot gevolg hebben die ten goede zal komen aan de betrouwbaarheid van het stoffenbeleid en de risicobeoordeling van het milieu, zonder het milieu te kort te doen. Een actieve opstelling vanuit het beleid is gewenst om de in deze rapportage gesignaleerde kansrijke ontwikkelingen te helpen implementeren en het juiste klimaat te scheppen waarin zij tot volwassen en geaccepteerde methoden kunnen uitgroeien. Dit helpt het beleid om met de normstelling en risicobeoordeling een stap verder te komen en helpt het reeds lopende (en nieuw te starten) onderzoek op dit gebied te focussen op aspecten die beleidsmatig het meest relevant zijn. De verdere benodigde stappen zullen vanuit de overheid dienen te worden geïnitieerd en gecoördineerd. Met name de Stuurgroep INS is volgens de opstellers van dit rapport hiervoor het juiste forum.

Tabel 0.1 Samenvattend overzicht van de fact sheets, ingedeeld in verschillende termijnen van haalbaarheid. De meerwaarde van alle voorstellen ten opzichte van de vigerende methodieken binnen normstelling en risicobeoordeling is dat ze (zouden kunnen) leiden tot een onnodige overschatting van de risico's van stoffen.

Fact Sheet: Code en titel	Voorstel voor aanpassing norm, of implementatie in 1 ^e of 2 ^e lijns risicobeoordeling ¹	Eendoordeel (Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee) ²	Verdere opmerkingen en mogelijke / benodigde vervolgstappen ³
<i>Tijdstermijn: < 1 jaar</i>			
O-3-BS: Normalisatie op elementair koolstof	Norm en 1 ^e lijnsbeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja. – Het betreft hier een aanscherping van een methodiek voor het meten van organisch koolstof die (i.t.t. de huidige methodiek voor bepaling van het organisch stof gehalte) leidt tot een eenduidige directe meting van het organisch koolstof gehalte van sedimenten of landbodems. De methode is internationaal gezien al in gebruik. – Implementatie van de methodiek leidt tot een verandering van het normenstelsel daar de huidige normen uitgaan van een normalisatie op basis van het gehalte aan organisch materiaal. 	<ul style="list-style-type: none"> – Aanbevolen wordt om over te gaan tot implementatie van de voorgestelde methodiek voor het meten van organisch koolstof in de 1^e -lijns risicobeoordeling. – Gelet op reeds verrichte inspanningen, zou door het RIZA een concreet voorstel worden opgesteld waarin de methodiek verder wordt uitgewerkt en waarin een concreet stappenplan voor implementatie in normstelling wordt aangegeven.

<i>Tijdstermijn: 1-3 jaar</i>			
O-1-WBS: Passieve bemonstering voor hydrofobe organische microverontreinigingen (met log K_{ow} 4-8) in het aquatische milieu	2° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits validatie is uitgevoerd. – 1 – 3 jaar voor hydrofobe organische microverontreinigingen (met log K_{ow} 4-8) in het aquatische milieu. – In alle gevallen: mits link met opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd. 	<ul style="list-style-type: none"> – Dit zestal onderwerpen heeft als gemene deler dat het voornaamste (technische) denkwerk verricht lijkt te zijn, maar verdere onderbouwing en consequenties nog niet te overzien zijn. – Het lijkt zinnig de twee onderwerpen, die betrekking hebben op organische stoffen (O-1-WBS en O-2-S), verder gezamenlijk uit te werken. Voorgesteld wordt om het primaire mandaat voor dit verdere onderzoek bij het RIZA te leggen en o.a. IRAS, NIOZ, Alterra, RIKZ en de UvA bij dit onderzoek te betrekken.
O-2-S: Tenax-extractie	2° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits validatie is uitgevoerd en link opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd. – 1 – 3 jaar. 	<ul style="list-style-type: none"> – Voor M-6-W lijkt een belangrijke rol weggelegd voor de STOWA en RWS, die m.n. waterschappen zouden moeten betrekken bij verdere implementatie. – Ook voor de verdere uitwerking en implementatie van M-7-W zou het mandaat bij RWS gelegd kunnen worden. Belangrijk is dat internationale ontwikkelingen (o.a. in het kader van de Europese risicobeoordelingen) nauwgezet gevolgd worden en dat getracht wordt te komen tot een methodiek die toepasbaar is voor meerdere metalen. Gelet op de aanwezige expertise zouden naast RIZA in ieder geval RIVM, UvA, het European Copper Institute en de Universiteiten van Gent en Antwerpen bij de vervolgacties betrokken kunnen worden.
M-3-B: 0.43 M HNO_3 extraheerbare metaalgehalte	1° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits het met deze methode bepaalde verschil in beschikbaarheid tussen achtergrond en toegevoegd metaal, nader wordt uitgezocht en mits link met opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd. – 1 – 3 jaar. 	<ul style="list-style-type: none"> – De twee onderwerpen m.b.t. metalen (M-3-B en M-4-B) zijn qua aanpak en inhoud sterk aan elkaar gekoppeld en sterk verwant met drie onderwerpen waarvoor een implementatietermijn van >3 jaar haalbaar wordt geacht (M-2-B, M-5-WBS en M-8-S), waarvoor een vervolgonderzoek dan wel een implementatietraject ingezet zou moeten worden onder supervisie van RIVM met betrokkenheid van o.a. VU, RIZA, Alterra, Wageningen Universiteit en TNO. Onderwerp M-8-S dient hierbij vooral als een denkraam te worden gezien waarbinnen alle genoemde onderwerpen een eigen plek zouden kunnen krijgen. Hieraan dient dan een tijdstermijn > 3 jaar te worden gekoppeld daar het gaat om de ontwikkeling van het gehele denkraam.

M-4-B: De 0.01 M CaCl ₂ extraheerbare fractie	2 ^e lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits verdere validatie van de aannames plaatsvindt (testen van de methode voor meerdere typen organismen en typen bodems, bodemeigenschappen en verontreinigingsbronnen. Toepassing in combinatie met andere extractiemethoden (M-8-S). – 1 jaar, indien in combinatie met aquatische toxiciteitsdata, – > 3 jaar indien in combinatie met terrestrische toxiciteitsdata op basis van 0.01 M CaCl₂-extractie. 	
M-6-W: Opgelost of totaal	1 ^e lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, met voorbehoud voor extreem hydrofobe organische micro-verontreinigingen – Technische haalbaarheid: < 1 jaar. – Praktische haalbaarheid 1 – 3 jaar, vanwege benodigde acties om de bedreigingen te onder- vangen. 	
M-7-W: DOC-correctie voor koper in water	2 ^e lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> – Ja.. – 1–3 jaar, afhankelijk van beschikbaar komen van chronische toxiciteitsgegevens. Aanpak kan ook voor andere metalen gebruikt worden. 	

Tijdstermijn: > 3 jaar			
O-1-WBS: Passieve bemonstering voor overige organische micro-verontreinigingen in het aquatische milieu en voor alle stoffen in het bodemcompartiment.		<ul style="list-style-type: none"> - > 3 jaar voor overige stoffen in het aquatische milieu en voor alle stoffen in het bodemcompartiment. - In alle gevallen: mits link met opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd. 	<ul style="list-style-type: none"> - Naast de drie onderwerpen die betrekking hebben op chemische beschikbaarheid van metalen (M-2-B, M-5-WBS en M-8-S) zijn er twee onderwerpen m.b.t. organische stoffen (O-1-WBS en O-4-B) waarvoor een tijdstermijn > 3 jaar noodzakelijk wordt geacht. - Praktisch gezien lijken de mogelijkheden om onderzoek met een termijn van > 3 jaar op te zetten, beperkt te zijn. Aanbevolen wordt dan ook om voor dit onderzoek actief te werken aan insluiting van de prioritair geachte onderwerpen in bredere onderzoekskaders. Hierbij kan gedacht worden aan NWO, EU, etc.
O-4-B: Zacht- en hardhuidigen.	2° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> - Ja, mits nog veel ontwikkelwerk wordt uitgevoerd. - > 3 jaar (zelfs > 5 jaar). 	
M-2-B: Actuele risico's en transferfuncties	2° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> - Ja, mits er een link gelegd kan worden tussen transferfuncties en werkelijk gevonden opname/effecten. Anders toepassing in brede studies waarin bijvoorbeeld prioritering van locaties aan de orde is. - > 3 jaar: er is sowieso nog 1-3 jaar aan ontwikkelwerk nodig voor de transferfuncties. 	
M-5-WBS: Bepaling biobeschikbare fractie met DGT	2° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> - Ja, maar vooralsnog alleen voor water en sediment en mits link met ecotoxicologische effecten duidelijk wordt (is algemeen probleem voor simulatietechnieken van biobeschikbaarheid). - > 3 jaar. 	
M-8-S: Opeenvolgende / parallelle extracties	1° lijns risicobeoordeling	<ul style="list-style-type: none"> - Ja, mits de link met ecotoxicologische effecten wordt versterkt. - > 3 jaar. 	
M-1-B: Alleen correctie voor lokaal achtergrondge-	Norm	<ul style="list-style-type: none"> - Nee, mits er een traject wordt ingezet voor verbetering van biobeschikbaarheid in de 	

halte		normstelling. - (Haalbaarheidstermijn zou in geval van 'ja' < 1 jaar zijn).	
M-9-S: Twee-traps beoor- deling zink in anaërobe sedimenten	2 ^e lijns risicobeoordeling	- Nee, tenzij aanvullend onderzoek wordt uitgevoerd waarmee de meerwaarde van de methodiek kan worden bewezen. Onder andere dient de relatie met de ecotoxiciteit te worden onderbouwd. - > 3 jaar, met name gelet op onderbouwing relatie met ecotoxiciteit.	

¹ In de huidige risicobeoordeling met betrekking tot de milieukwaliteit wordt getoetst volgens de volgende systematiek, namelijk de chemisch gemeten concentratie (totaalgehalte) van een stof in het milieu wordt vergeleken met een 'norm', die ook is uitgedrukt als een totaalgehalte. De meting in het milieu valt onder de f lijns risicobeoordeling. Na overschrijding van de 'norm' kan geconcludeerd worden dat de milieukwaliteit onvoldoende is en/of kan verder onderzoek worden ingezet. Dit verder onderzoek valt onder de 2^e lijns risicobeoordeling en kan zowel verder chemisch onderzoek als biologisch onderzoek bevatten. In deze kolom wordt aangegeven waaronder het betreffende voorstel valt.

² In deze kolom wordt aangegeven op het voorstel (bijna) direct kan worden geïmplementeerd (Ja), of het onder bepaalde voorwaarden kan worden geïmplementeerd (Ja, mits of Nee, tenzij) of dat het voorstel (nog lang) niet haalbaar lijkt. Voor de voorwaarden en de verdere beschrijvingen wordt verwezen naar de individuele fact sheets in het hoofddocument.

³ Deze kolom bevat een kort traject die zou kunnen worden gevolgd om tot implementatie van het betreffende voorstel te komen. Voor een volledige beschrijving wordt verwezen naar de hoofdtekst.

1. Algemene introductie

1.1 Leeswijzer

In hoofdstuk 1 wordt een introductie gegeven van de aanleiding en de aanpak van dit rapport. Sommige gedeelten hebben in de inleiding meer nadruk gekregen dan andere gedeelten, omdat ze verder in het rapport niet of nauwelijks worden besproken. Voorbeelden hiervan zijn het gedeelte over bioassays en biosensoren en het gedeelte over opnameroutes, die relatief sterk worden belicht.

In hoofdstuk 2 wordt voor iedere combinatie 'type stof/compartiment' een overzicht gegeven van de ontwikkelde fact sheets over (potentiële) methoden voor de implementatie van biologische beschikbaarheid in de risicobeoordeling. Daarnaast bevat hoofdstuk 2 een overzicht van methodieken die om verschillende redenen niet verder konden worden uitgewerkt. Het overzicht van alle uitgewerkte fact sheets is besproken tijdens een workshop, maar slechts die fact sheets die op relatief korte termijn implementeerbaar leken, zijn in meer detail besproken tijdens die workshop. De uitkomsten van de workshop staan vermeld in hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4 bevat een korte samenvatting en geeft antwoord op de vraag van de Stuurgroep INS middels een advies welke methodieken op korte termijn ingezet zouden kunnen worden en welk vervolgonderzoek en vervolgstappen worden aanbevolen.

Voor wat betreft de schrijfstijl, dient opgemerkt te worden dat de hoofdstukken die betrekking hebben op de voorbereiding van de workshop meestal in de toekomstige tijd zijn gesteld (hoofdstukken 1 en 2), terwijl de hoofdstukken waarin verslag wordt gedaan van de workshop (hoofdstukken 3 en 4) en de daaruit voortvloeiende adviezen meestal in de verleden tijd zijn gesteld.

1.2 Aanleiding

Al jaren wordt er wetenschappelijk onderzoek gedaan naar de biologische beschikbaarheid van stoffen in het milieu. Of het nu gaat om metalen in het sediment of organische microverontreinigingen in het water, telkens wordt de vraag gesteld of het gehalte aan stoffen dat we meten wel het gehalte is dat relevant is voor opname door organismen en dus ook relevant is voor de toxiciteit en de risicobeoordeling van die stoffen.

Biologische beschikbaarheid is zeer moeilijk in een algemene definitie te vatten, maar kenmerkend is dat het sterk afhankelijk is van chemische-, biologische- en milieuomstandigheden. Voor ieder van die omstandigheden zijn voorbeelden aan te dragen die inzicht geven in verschillen in biologische beschikbaarheid. In sommige gevallen is daar ook een mechanistische verklaring voor te geven. Het ene organisme is bijvoorbeeld in staat om een grotere hoeveelheid PCBs uit het sediment op te nemen dan een ander organisme, door verschillen in vertering van het sediment. Het ene metaal (koper) zal sterker worden gebonden aan opgelost koolstof in het water dan het andere metaal (zink). Afhankelijk van de milieuomstandigheid pH lijken ioniseerbare chloorfenolen in meer of mindere mate toxisch te zijn voor bodemorganismen.

We hanteren voor biologische beschikbaarheid van een stof, de volgende werkdefinitie:

'die fractie van een totaal concentratie aan een stof die vanuit de omgeving of het voedsel binnen een bepaalde periode opgenomen (gemaakt) kan worden door (micro-) organismen'.

Er is veel discussie over welke periode aangehouden dient te worden in relatie tot de beschikbaarheid van een stof in een milieucompartiment. In relatie tot directe effecten op micro-organismen of andere kortlevende organismen is het tijdsaspect anders dan voor langer levende organismen of voor organismen die een aantal jaren in een gebied voor kunnen komen. Hierbij spelen ook factoren zoals veranderingen in macro-chemische parameters, en bijvoorbeeld pH-verschuivingen bij veranderingen van bodemgebruik, etc. In relatie tot normstelling en risicobeoordeling kan het tijdsaspect variëren naar gelang ecosystemen op kortere of langere tijd beschermd dienen te worden. Er is daarom gekozen om de invulling van het tijdsaspect niet concreet op te nemen in de werkdefinitie van biologische beschikbaarheid.

In veel gevallen wordt in de wetenschappelijke literatuur de nadruk gelegd op een chemische methode voor het beschrijven van de biobeschikbare fractie, waar de resultaten ervan model staan voor de biologische beschikbaarheid. In het huidige rapport willen we expliciet noemen dat er een onderscheid is tussen de chemische beschikbaarheid en de biologische beschikbaarheid. Een chemische methode kan pas worden bestempeld als een goede methodiek als het een goede maat is voor de biologische beschikbaarheid. Dit aspect dient dan ook nadrukkelijk te worden onderzocht. Andersom moet een biologisch effect ook daadwerkelijk kunnen worden toegeschreven aan de contaminant. Kennis over chemische beschikbaarheid is dan essentieel.

In de huidige normstelling en risicobeoordeling wordt in een bepaalde mate rekening gehouden met biologische beschikbaarheid. In paragraaf 1.3 zal worden uitgelegd op welke manier dit gebeurt. Echter, in de meeste gevallen steunt de risicobeoordeling sterk op de zogenaamde totaalgehalten (zie paragraaf 1.2.2 en 1.3), waar weinig of geen rekening wordt gehouden met biologische beschikbaarheid.

Er blijkt vanuit verschillende gremia een sterke behoefte aan een evaluatie of biologische beschikbaarheid adequaat en verantwoord wordt meegenomen bij normstelling en risicobeoordeling. Die behoefte komt vanuit waterbeheerders, bodembeheerders, normstellers en risicobeoordelaars en betreft het brede spectrum aan milieukwaliteitsnormen (Interventiewaarde, MTR, Streefwaarde) en is terug te vinden in verschillende kaders.

Vanuit de praktijk van risicobeoordeling van stoffen in het milieu is er een sterke wens geuit om na te gaan of biologische beschikbaarheid in de normstelling en risicobeoordeling waar nodig verduidelijkt of geïmplementeerd kan worden. Die wens is door de Stuurgroep INS (Integrale Normstelling Stoffen) vertaald in de vraag om een helder advies over de rol van biologische beschikbaarheid in de normstelling en risicobeoordeling.

Naar aanleiding van de vraag van de Stuurgroep INS zijn medewerkers van RIVM en RIZA aan de slag gegaan om met hulp van experts uit verschillende Nederlandse onderzoeksinstituten en universiteiten een workshop voor te bereiden om de vraag van de Stuurgroep INS te kunnen beantwoorden. De workshop is in september 2001 gehouden.

In dit rapport wordt verslag gedaan van de voorbereidingen en de uitkomsten van de workshop. Daarnaast worden op basis van de uitkomsten een aantal beleidsadviezen geformuleerd ter beantwoording van de vraag van de Stuurgroep INS. Waar nodig wordt biologische beschikbaarheid in de normstelling en risicobeoordeling verduidelijkt, elders wordt aan het beleid geadviseerd biologische beschikbaarheid in normstelling en risicobeoordeling te implementeren.

1.3 Randvoorwaarden

Bij de eerste besprekingen ter voorbereiding van een antwoord op de vraag van de Stuurgroep INS bleek al snel dat verschillende randvoorwaarden moesten worden opgesteld om te komen tot een efficiënte, heldere en haalbare verduidelijking van huidige aanpakken of een implementatie voor nieuwe aanpakken met betrekking tot biologische beschikbaarheid in de normstelling en risicobeoordeling. Die randvoorwaarden zullen hieronder worden benoemd en uitgelegd.

1.3.1 Teller/noemer

Bij de risicobeoordeling gaat het simplistisch gesteld om het vergelijken van enerzijds de meting van de concentratie in het milieu (teller = veldmeting) of een schatting van de concentratie in het milieu (PEC: Predicted Environmental Concentration) en anderzijds de milieukwaliteitsnorm of een surrogaat voor de norm, zoals een Predicted No-Effect Concentratie (PNEC) of een trigger bij het Bestrijdingsmiddelenbeleid, enzovoorts (noemer = norm):

$$\text{risicobeoordeling} \approx \frac{\text{veldmeting}}{\text{norm}} \quad (1)$$

De ‘norm’ is in de meeste gevallen gebaseerd op (eco)toxiciteitsstudies, die zijn uitgevoerd volgens vaststaande protocollen (zie paragraaf 1.4).

De randvoorwaarde die hier wordt opgelegd is dat de afleiding van de ‘norm’ zelf in principe niet ter discussie zal komen te staan. Dit omdat naar verwachting het ondoenlijk en ongewenst zal zijn om alle (eco)toxiciteitsstudies uit het verleden over te moeten doen, mochten er nieuwe protocollen ontwikkeld worden waarin de biologische beschikbaarheid beter meegenomen zou worden. Uit pragmatische overwegingen kan er ook niet worden verwacht dat er op korte of middellange termijn nieuwe toetsgegevens beschikbaar zullen komen, die op basis van nieuwe protocollen zijn verkregen en waar adequaat rekening is gehouden met biologische beschikbaarheid.

Slechts in die gevallen waarin een nieuw protocol geen nieuwe experimenten zal eisen, kan de ‘norm’ en de rol van biologische beschikbaarheid daarin, ter discussie komen te staan. Daarnaast kan redelijkerwijze worden aangenomen dat in het algemeen in de meeste (eco)toxiciteitsstudies de daadwerkelijke biologische beschikbaarheid hoog zal zijn, doordat stoffen ‘vers’ zijn toegediend en de media relatief vrij zijn van omstandigheden die kunnen leiden tot een vermindering in biologische beschikbaarheid in vergelijking met de omstandigheden in het milieu. Een uitzondering hierop kan bijvoorbeeld zijn het onderzoek naar metalen in bodems in het laboratorium bij relatief hoge pH, die tot een onderschatting van risico’s zou kunnen leiden bij de situatie in het veld, waar de pH van bodems lager zou kunnen zijn.

De randvoorwaarde is dus dat biologische beschikbaarheid met name in de veldmeting (‘teller’) meer aandacht behoeft. Uiteraard impliceert deze randvoorwaarde dat interpretatie van resultaten van veldmetingen alleen mogelijk is voor veldsituaties die ‘lijken’ op laboratoriumsituaties.

1.3.2 Meertraps risicobeoordeling

In de huidige risicobeoordeling met betrekking tot de milieukwaliteit wordt getoetst volgens de systematiek geïllustreerd in vergelijking (1), namelijk de chemisch gemeten concentratie (totaalgehalte) van een stof in het milieu wordt vergeleken met een 'norm'. Ook de 'norm' is uitgedrukt als een totaalgehalte. De meting in het milieu valt onder de 1^e lijns risicobeoordeling. Na overschrijding van de 'norm' kan geconcludeerd worden dat de milieukwaliteit onvoldoende is en/of kan verder onderzoek worden ingezet. Dit verder onderzoek valt onder de 2^e lijns risicobeoordeling en kan zowel verder chemisch onderzoek als biologisch onderzoek bevatten. Risicobeoordeling is dus onder te verdelen in een meertraps systeem.

De randvoorwaarde die hier wordt opgelegd is dat er zo min mogelijk van de meertraps risicobeoordeling wordt afgeweken. Dit betekent dat bij voorstellen om biologische beschikbaarheid een rol te geven bij de risicobeoordeling duidelijk aangegeven dient te worden in welke lijn het thuishoort. Verder wordt er dus uitdrukkelijk niet geopteerd om de 1^e lijnsbeoordeling (bepaling totaalgehalte) over te slaan. Wel zijn er enkele mogelijkheden om al in de 1^e lijn informatie over biologische beschikbaarheid te bepalen, die in hoofdstuk 2 zijn uitgewerkt.

De risicobeoordeling bevat dus de volgende kenmerken:

- De 'norm', hier wordt aan getoetst.
- De 1^e lijnsbeoordeling, die het bepalen van een (totaal)gehalte inhoudt.
- De 2^e lijnsbeoordeling, die een meer actuele risicobeoordeling inhoudt en zowel (andere) chemische meetmethoden als biologische meetmethoden kan inhouden.

1.3.3 Haalbaarheid

De twee eerdergenoemde randvoorwaarden, teller/noemer en meertraps risicobeoordeling geven met name de context waarbinnen opties mogen opereren. Daarnaast zijn er randvoorwaarden gesteld aan de schriftelijke presentatie van iedere optie als zijnde een relevante methodiek (zie paragraaf 1.3.4 over fact sheets).

Apart wordt hier nog de randvoorwaarde haalbaarheid genoemd zodat duidelijk wordt gemaakt wanneer een methodiek geïmplementeerd kan worden en ook indien van toepassing om aan te geven wat er nog nodig is op het terrein van (wetenschappelijk) onderzoek tot beleidsmatige implementatie.

De randvoorwaarde 'haalbaarheid' kan gebruikt worden om voorstellen te prioriteren en om indien nodig verder onderzoek richting te geven.

Gekozen is voor de volgende indeling in haalbaarheid:

- Korte termijn (< 1 jaar): al het denkwerk en onderbouwing is verricht, de praktische uitvoerbaarheid is wellicht nog niet getest en sommige consequenties zijn wellicht nog niet te overzien.
- Middellange termijn (1-3 jaar): het denkwerk lijkt verricht, maar verdere onderbouwing en consequenties zijn nog niet te overzien.
- Lange termijn (> 3 jaar): het denkwerk lijkt veelbelovend, maar dient verder uitgewerkt te worden, evenals de onderbouwing en de consequenties.

1.3.4 Fact sheets

Er is gekozen voor het opstellen van beknopte fact sheets om snel en inzichtelijk een overzicht te krijgen van de meest relevante facetten van een optie als zijnde een relevante methodiek.

In de fact sheet dienen de volgende elementen ingevuld te worden:

- Titel
- Inhoud (korte beschrijving van de optie)
- Kader (aangeven toepassingskader, zoals 1^e- of 2^e lijns risicobeoordeling)
- Aannamen (korte beschrijving van aannamen + toetsing/evaluatie ervan en vergelijk huidige gang van zaken)
- Evaluatie (korte beschrijving voor- en nadelen en vergelijk huidige gang van zaken)
- Beperkingen (korte beschrijving beperkingen en vergelijk huidige gang van zaken)
- Onderbouwing (korte onderbouwing vanuit wetenschap en praktijk en verwijzing naar onderbouwende stukken)
- Consequenties (korte beschrijving van praktisch en beleidsmatige consequenties en vergelijk huidige gang van zaken)
- Haalbaarheid (aangeven termijn van haalbaarheid, aangeven welke stappen verder genomen dienen te worden of reden van niet-haalbaar achten)
- Overige mededelingen

De fact sheets zijn onderverdeeld in verschillende categorieën van de combinatie type stof/compartiment. In eerste instantie is uitgegaan van twee typen stoffen, organische microverontreinigingen en metalen en drie typen compartimenten, water, bodem en sediment. De volgende clustering is gehanteerd:

- (a) organische microverontreinigingen in bodem en sediment
- (b) organische microverontreinigingen in water
- (c) metalen in bodem
- (d) metalen in water en sediment

Bij deze indeling gaat het dus over methodieken die invulling kunnen geven aan het implementeren van de biologische beschikbaarheid in de risicobeoordeling voor een type stof in het(de) betreffende milieucompartiment(en).

1.3.5 Welke onderwerpen worden niet behandeld

Vele onderwerpen raken de biologische beschikbaarheid, normstelling of risicobeoordeling van stoffen. Binnen het bestek van de workshop is het echter niet mogelijk al deze onderwerpen aan bod te laten komen. Om een indruk te geven van de onderwerpen die niet behandeld zullen worden, wordt er in deze paragraaf een kort overzicht met motivatie gegeven.

Bioassays en biosensoren

In plaats van een risico-beoordeling uit te voeren op basis van chemische analyses is het mogelijk een beoordeling uit te voeren op basis van de resultaten van een bioassay. Omdat het in de workshop gaat om *stofgerichte* normstelling, worden bioassays niet behandeld (zie secties 2.4.4 en 2.4.5).

Doorvergiftiging

De workshop richt zich op de directe blootstelling van organismen aan stoffen. Bij doorvergiftiging gaat het om indirecte blootstelling via voedsel en wordt derhalve niet behandeld.

Mens

In eerste instantie is gedacht om de blootstelling van de mens vanuit de verschillende milieucompartimenten mee te nemen. Na verdere discussie bleek dat er reeds enkele gerichte projecten lopen en er minder behoefte aanwezig was dit hier op te pakken.

Fysisch-chemische kenmerken

Voor het compartiment water zijn de volgende kenmerken wel relevant geacht voor de biologische beschikbaarheid van metalen, maar niet altijd expliciet uitgewerkt in fact sheets: pH, hardheid, zuurstofconcentratie, sulfiden, redoxpotentiaal en zout. Voor de compartimenten bodem en sediment zijn de volgende kenmerken wel relevant geacht voor de biologische beschikbaarheid van metalen, maar niet verder uitgewerkt in fact sheets: ageing, zout en ijzerhydroxiden. Ook ageing van organische stoffen is, alhoewel van belang, niet verder uitgewerkt.

1.4 Huidige risicobeoordeling

Zoals in paragraaf 1.3.2 summier is gesteld, bevat de huidige risicobeoordeling de volgende elementen: het afleiden van een 'norm', de 1^e lijnsbeoordeling, die het bepalen van een totaalgehalte in een milieucompartiment inhoudt en de 2^e lijnsbeoordeling, die een meer actuele risicobeoordeling inhoudt en zowel (andere) chemische meetmethoden als biologische meetmethoden kan bevatten.

Na een korte beschrijving hoe de norm wordt afgeleid zal ingegaan worden op de huidige 1^e en 2^e lijns risicobeoordelingen. Dit zal per type stof en per milieucompartiment worden gedaan.

Hoewel er metingen worden verricht aan grondwater ten behoeve van o.a. de milieukwaliteit, krijgt het compartiment grondwater geen aparte aandacht. De normen voor grondwater zijn namelijk afgeleid ofwel uit die van oppervlaktewater ofwel uit die van de bodem, middels een evenwichtspartitie concept. Dit omdat er weinig of geen ecotoxicologische data zijn voor grondwater. De discussie over biologische beschikbaarheid in grondwater *sec* kan dus onvoldoende gefundeerd gevoerd worden en hiervoor dient aansluiting gezocht te worden bij de discussies voor bodem en oppervlaktewater.

1.4.1 Afleiding 'normen'

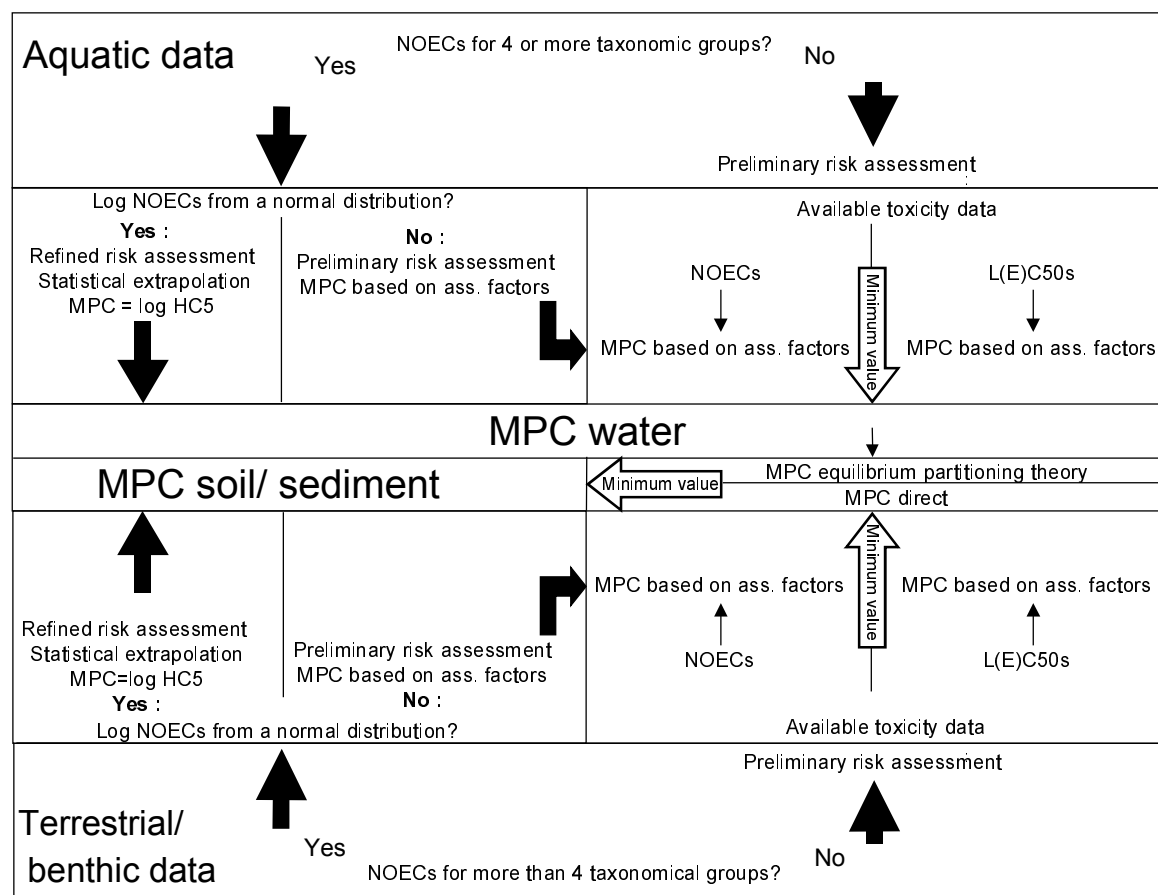
De afleiding van de 'normen' in de verschillende milieucompartimenten wordt eerst beknopt weergegeven, waarbij de algemene methodiek van afleiding wordt gegeven. Daarna worden de meest relevante karakteristieken van de norm met betrekking tot biologische beschikbaarheid gegeven, respectievelijk voor de milieucompartimenten water, bodem en sediment.

Algemeen

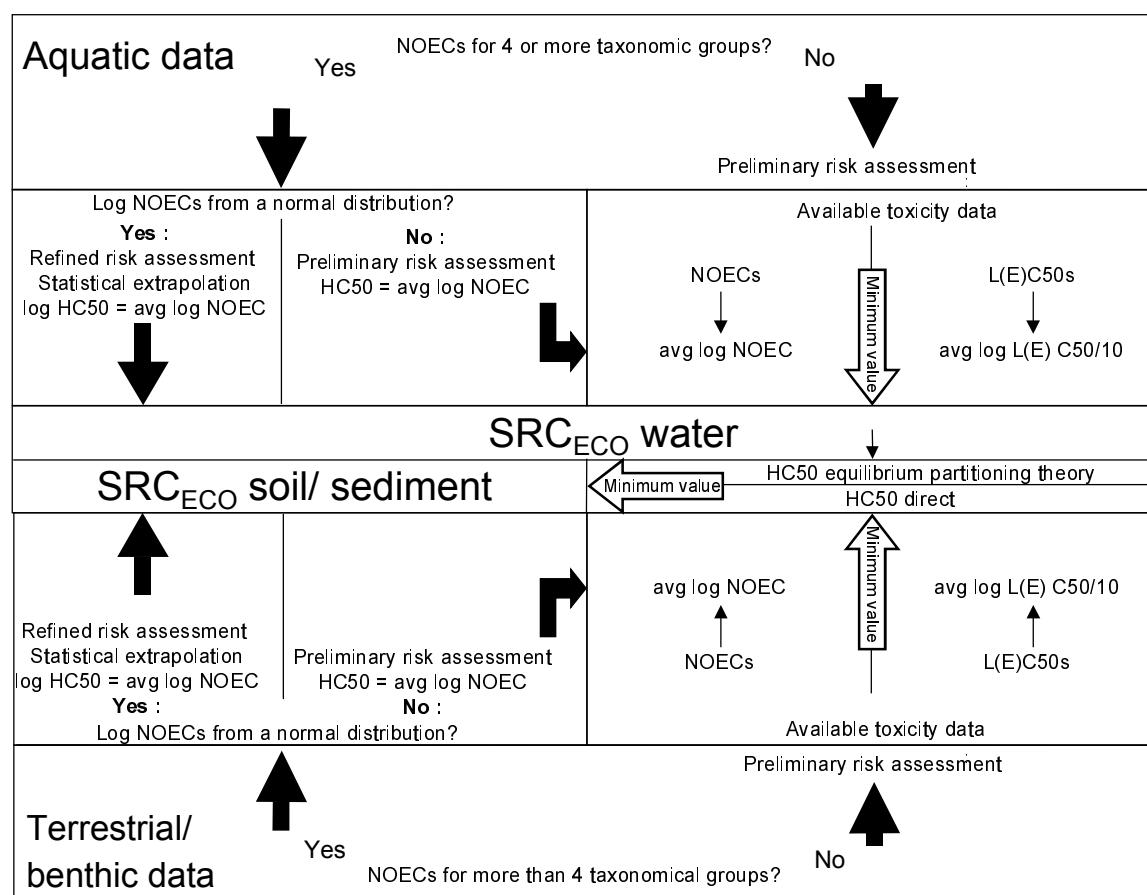
Kort gezegd zijn de normen gebaseerd op (eco)toxiciteitsstudies. Normen worden per stof afgeleid. Als eerste wordt in de literatuur nagegaan welke studies er zijn. In bepaalde gevallen

wordt er bijvoorbeeld door de industrie een dossier aangeleverd met verschillende toxiciteitsstudies. De studies worden kritisch geëvalueerd aan de hand van vooraf opgestelde criteria. Op basis van de verschillende relevante studies kan op verschillende manieren een 'norm' worden afgeleid. Eén methode is dat het laagste toxiciteitsgetal wordt gedeeld door een veiligheidsfactor, die dan de 'norm' vormt. Een andere methode is dat als er een voldoende aantal toxiciteitsgetallen zijn voor verschillende soorten organismen, er een zogenaamde statistische extrapolatie plaatsvindt en de 'norm' wordt gevormd op basis van bijvoorbeeld het 5^e-percentiel (HC5, zie Figuur 1) van de reeks aan gegevens.

Ter illustratie geven de volgende figuren (Figuur 1 en 2) aan wanneer gebruik wordt gemaakt van veiligheidsfactoren en wanneer van een statistische extrapolatiemethode bij de afleiding en harmonisatie van milieukwaliteitsnormen voor water, bodem en sediment.



Figuur 1. Schema van afleiding en harmonisatie van de maximaal toelaatbaar risiconiveau (MPC, uit: Traas, 2001).



Figuur 2. Schema van afleiding en harmonisatie van het ernstig risiconiveau (SRC_{ECO}), die gebruikt wordt bij de afleiding van de interventiewaarde (Traas, 2001).

Veelal zijn er met name voor de milieucompartimenten bodem en sediment niet altijd ecotoxiciteitstudies voorhanden. In dat geval is de 'norm' afgeleid met behulp van de zogenaamde Evenwichtspartitiemethode (EqP-methode). Hierbij is de 'norm' voor bodem of sediment afgeleid uit de 'norm' voor water. Die afleiding is dan door vermenigvuldiging van de 'norm' voor water met de bodem/water of sediment/water partitiecoëfficiënt (K_p -waarden).

Een uitgebreidere beschrijving van de methodieken die zijn gebruikt voor de afleiding van milieukwaliteitsnormen van stoffen en bestrijdingsmiddelen staat bijvoorbeeld beschreven in Crommentuijn et al. (2000a), Crommentuijn et al. (2000b) en Traas (2001).

Water

Voor de onderbouwing van normen wordt er van uitgegaan dat de gerapporteerde (gemeten) concentratie in de ecotoxiciteitstest volledig biologische beschikbaar is. Deze concentratie wordt de 'opgeloste concentratie' genoemd. Naast het baseren van de norm van een stof voor water op basis van de 'opgeloste concentratie' wordt de norm ook omgerekend naar een 'totale concentratie'. Hierbij wordt rekening gehouden met het feit dat er in oppervlaktewater zwevende stof voorkomt waar de stof zich aan kan gaan hechten. Bij het afleiden van de norm op basis van de 'totale concentratie' wordt uitgegaan van een generieke situatie, waarbij de concentratie aan zwevend stof 30 mg/L is, terwijl het zwevend stof een samenstelling kent van 20% organisch stof en 40% klei. De omrekening van 'opgeloste concentratie' naar 'totale concentratie' is verder mogelijk als de zwevend stof/water partitiecoëfficiënt bekend is.

Bodem

Voor de onderbouwing van normen worden de gerapporteerde totaalgehalten in de bodem in ecotoxiciteitstesten omgerekend naar een standaardbodem (10% organisch stof, 25% klei). Hierbij is de omrekening verschillend voor organische microverontreinigingen (genormaliseerd naar alleen organisch stof) en metalen (normalisatie naar zowel organisch stof als klei). Als uitgangspunt wordt verondersteld dat de stoffen in een andere bodem dan de standaardbodem een andere biologische beschikbaarheid hebben. De vergelijkingen (1) en (2) geven voor respectievelijk metalen en organische microverontreinigingen aan hoe die omrekening dient te geschieden.

Omrekening naar standaardbodem voor metalen:

$$ECx_{(soil)} = ECx_{(exp)} \frac{R_{(soil)}}{R_{(exp)}} \quad (1)$$

waar:

$ECx_{(soil)}$ = Effect Concentratie, de genormaliseerde NOEC of LC50 voor een standaard bodem of sediment in mg/kg drooggewicht

$ECx_{(exp)}$ = Effect Concentratie, de NOEC of LC50 voor een bodem (of sediment), zoals afgeleid in de studie in mg/kg drooggewicht

$R_{(soil)}$ = Referentiewaarde voor standaard bodem of standaard sediment met een organisch stofgehalte (H) van 10% en een kleigehalte (L) van 25% in mg/kg drooggewicht (zie bijlage 1)

$R_{(exp)}$ = Referentiewaarde voor de bodem of het sediment, zoals gebruikt in de studie met een organisch stofgehalte van $H = y\%$ en een kleigehalte van $L = z\%$ in mg/kg drooggewicht.

De referentiewaarden voor metalen staan gedocumenteerd in bijvoorbeeld de INS klapper (1999) of in Traas (2001).

Voor metalen wordt gebruik gemaakt van de 'Edelman correctie', die is gebaseerd op het vóór-komen van metalen in relatief onbelaste gebieden in Nederland en de correlatie van totaalgehalten met het gehalte aan klei en organisch stof. Er wordt impliciet verondersteld dat deze omgerekende concentratie volledig beschikbaar is. Bij deze afgeleide risicogrens wordt het generieke achtergrondgehalte opgeteld. De normalisatie op basis van organisch stof en klei voor metalen is dus in feite geen biobeschikbaarheidscorrectie (maar een correctie van achtergrondgehalten op basis van organisch stof en klei), maar werkt voor biobeschikbaarheid tot op zekere hoogte in de goede richting.

Omrekening naar standaardbodem voor organische microverontreinigingen:

$$ECx_{(soil)} = ECx_{(exp)} \frac{H_{(soil)}}{H_{(exp)}} \quad (2)$$

waar:

$ECx_{(soil)}$ = Effect Concentratie, de genormaliseerde NOEC of LC50 voor een standaard bodem of sediment in mg/kg drooggewicht

$ECx_{(exp)}$ = Effect Concentratie: de NOEC of LC50 voor een bodem of sediment, zoals afgeleid in de studie in mg/kg drooggewicht

$H_{(soil)} =$ Organisch stofgehalte (H) van 10% van standaard bodem of sediment in mg/kg drooggewicht
 $H_{(exp)} =$ Organisch stofgehalte ($H = y \%$) van de bodem of het sediment, zoals gebruikt in de studie, in mg/kg drooggewicht.

Voor organische microverontreinigingen zijn de normen vaak omgerekend uit de toxiciteitsgegevens voor oppervlaktewater met behulp van evenwichtspartitie. Voor directe toxiciteitsgegevens wordt verondersteld dat de biologische beschikbaarheid omgekeerd evenredig is met het percentage organisch koolstof in de bodem.

Sediment

Tot nu toe zijn de meeste normen voor sediment gebaseerd op de toxiciteitsgegevens voor oppervlaktewater, waarna met behulp van evenwichtspartitie de risicogrenzen voor waterbodem is vastgesteld.

De interventiewaarde voor sediment is gelijkgesteld aan de interventiewaarde voor bodem, mede op basis van het beleidsmatig argument dat waterbodem zonder problemen in landbodem moet kunnen overgaan, zoals bijvoorbeeld bij het op de kant zetten van bagger. Momenteel worden de interventiewaarden herzien en worden aparte voorstellen gedaan voor droge bodem en sediment.

Grondwater

De streefwaarden voor metalen in grondwater komen in feite neer op achtergrondgehalten. De interventiewaarden voor grondwater worden ofwel met behulp van evenwichtspartitie uit de norm voor bodem berekend, waarbij gebruik gemaakt wordt van een verdunningsfactor, ofwel zijn gebaseerd op humane risico's bij directe consumptie van grondwater. De normen voor grondwater zijn niet afhankelijk van de bodemsamenstelling of beschikbaarheid. Bij de normen voor metalen is onderscheid gemaakt in diep en ondiep grondwater (< 10 meter beneden maaiveld).

Bij de herziening van de interventie grondwater zijn voorstellen gedaan om ze mede te baseren op toxiciteitsdata voor oppervlaktewater.

1.4.2 1^e lijns risicobeoordeling

Algemeen

De 1^e lijnsbeoordeling betreft het bepalen van een 'totaalgehalte' van een stof in een milieucompartiment. Hierbij wordt dus niet gepoogd om een biologisch beschikbare fractie te meten. Indien de resultaten worden vergeleken met normen, die doorgaans zijn afgeleid onder condities van volledige beschikbaarheid (zie par. 1.3.1), kan er sprake zijn van overschatting van het feitelijke (actuele) risico. Om deze reden wordt de toetsing volgens de 1^e lijnsbeoordeling ook wel gezien als een bepaling van het *potentiële risico*.

Water

Toetsing van de waterkwaliteit aan normen is vooral relevant voor zware metalen en de polaire tot matig hydrofobe organische verbindingen. Sterk hydrofobe organische microverontreinigingen, zoals bijvoorbeeld PCBs en PAKs, worden doorgaans niet in het water zelf gemeten, maar in het zwevende stof, althans in de Rijkswateren.

Watermonsters uit de regionale wateren worden zelden of nooit gefiltreerd; in de Rijkswateren wordt alleen gefiltreerd op de zogenaamde 'hoofdmeetpunten', zoals Lobith en Eijsden. Dat betekent dat de resultaten vaak moeten worden omgerekend naar totaal water met 30 mg/l zwevend stof. Deze omrekening is mogelijk als de zwevend stof concentratie én de partitie-coëfficiënt (K_p) bekend zijn. De zwevend stof concentratie is meestal wel bekend maar de (systeem-eigen) K_p bijna nooit. In dat geval kan gebruik worden gemaakt van generieke waarden voor de K_p , die zijn vermeld in het CIW rapport 'Normen voor het waterbeheer' (2000), p. 137-140. De omrekening van de meetresultaten naar standaard water is eveneens beschreven in dit rapport (p. 143).

Wanneer de resultaten van totaal wateranalyses zijn omgerekend naar standaard water, worden deze vergeleken met de normen voor standaard water (MTR en SW). In de praktijk vindt deze omrekening meestal niet plaats voor de regionale wateren. Blijkbaar is de methodiek nog onvoldoende verinnerlijkt door regionale waterbeheerders.

Indien de watermonsters wel zijn gefiltreerd (0.45 μm filter), mogen de resultaten direct worden vergeleken met de normen voor opgeloste concentraties. De filtratie is vooral van belang voor zware metalen, PAKs, en organochloorverbindingen. Voor de meeste 'moderne' bestrijdingsmiddelen is de filtratie niet nodig, omdat deze stoffen vrijwel volledig opgelost zijn. De MTR-opgelost en MTR-totaal waarden voor deze stoffen zijn gelijk.

Bodem

Voor de risicobeoordeling wordt het totaalgehalte in de bodem gemeten en getoetst aan de norm, die is omgerekend van standaardbodem naar de locatie-specifieke klei en organisch stof gehalten. Daarbij wordt er impliciet vanuit gegaan dat de beschikbaarheid in de bodem gelijk is aan die van de norm.

In bijlage 1 zijn de metaal-specifieke referentiewaarden gegeven. Voor PAK wordt bij een organisch stof gehalte van beneden de 10% geen bodemtypecorrectie toegepast.

Bij de gemeten concentraties wordt géén rekening gehouden met pH (die van invloed kan zijn op bijvoorbeeld zwakke organische zuren of basen) of andere karakteristieken, die van invloed kunnen zijn op de biologische beschikbaarheid.

De totaalgehalten aan metalen in bodems worden gemeten na destructie met een sterk zuur (meestal koningswater) bij hoge temperatuur en druk. Hoewel deze destructie wel vergaand maar niet volledig is (behalve wanneer HF wordt gebruikt), spreekt men toch van een totaal metaalgehalte. Het totaalgehalte aan organische verontreinigingen wordt bepaald na extractie met organische oplosmiddelen. Ook hierbij is geen garantie dat al de verontreinigingen worden vrijgemaakt.

Om de aldus bepaalde 'totaalgehalten' te toetsen aan normen dienen de resultaten te worden omgerekend naar standaard bodem, bestaande uit 10% organisch stof en 25% klei (zie vergelijkingen 1 en 2: 10% organisch stof komt overeen met een organisch koolstofgehalte van 5.88%). Deze correctie is gebaseerd op de aanname dat verontreinigingen zich vooral hechten aan de klei- en organisch stof-fractie van de bodem. Overigens is de correctie voor organisch stof alleen geldig voor gehalten tussen 2% en 30% organisch stof (voor meer details: Normen voor het waterbeheer, pagina's 141-142).

De normalisatie op basis van organisch stof en klei voor metalen is in feite geen biobeschikbaarheidscorrectie (maar een correctie van achtergrondgehalten op basis van organisch stof en klei), maar werkt voor biobeschikbaarheid tot op zekere hoogte in de goede richting.

Sediment

Iets anders dan bij bodem wordt het gemeten totaalgehalte in sediment omgerekend naar een standaardbodem (zie het verschil tussen organische microverontreinigingen en metalen) en vervolgens getoetst aan de norm. Hierbij wordt er impliciet vanuit gegaan dat deze omgerekende concentratie volledig beschikbaar is.

Bij de gemeten concentraties wordt géén rekening gehouden met pH (die van invloed kan zijn op bijvoorbeeld zwakke organische zuren of basen) of andere karakteristieken, die van invloed kunnen zijn op de biologische beschikbaarheid.

De totaalgehalten aan metalen in sedimenten worden gemeten na destructie met een sterk zuur (meestal koningswater) bij hoge temperatuur en druk. Hoewel deze destructie wel vergaand maar niet volledig is (behalve wanneer HF wordt gebruikt), spreekt men toch van een totaal metaalgehalte. Het totaalgehalte aan organische verontreinigingen wordt bepaald na extractie met organische oplosmiddelen. Ook hierbij is geen garantie dat al de verontreinigingen worden vrijgemaakt.

Om de aldus bepaalde 'totaalgehalten' te toetsen aan normen dienen de resultaten te worden omgerekend naar standaard sediment, bestaande uit 10% organisch stof en 25% klei (zie vergelijkingen 1 en 2). Deze correctie is gebaseerd op de aanname dat verontreinigingen zich vooral hechten aan de klei- en organisch stof fractie van het sediment. Overigens is de correctie voor organisch stof alleen geldig voor gehalten tussen 2% en 30% organisch stof (voor meer details: Normen voor het waterbeheer, p. 141-142).

Grondwater

Voor de toetsing aan de norm wordt het totaalgehalte in het bovenste grondwater bepaald na filtratie over een 0.45 µm filter. Dit gehalte worden direct, zonder correctie, getoetst aan de streef- en interventiewaarden voor grondwater.

1.4.3 2^e lijns risicobeoordeling

Algemeen

Zoals hiervoor al is uiteengezet, wordt in de 1^e lijnsbeoordeling impliciet verondersteld dat het (omgerekende) gehalte met uitzondering van het achtergrondgehalte volledig beschikbaar is. In de 2^e lijnsbeoordeling is ruimte voor een actuele risicobeoordeling, die recht kan doen aan de specifieke condities van het betreffende milieucompartiment en aan de voortschrijdende kennis op het gebied van biologische beschikbaarheid en ecotoxicologische risico's.

De 2^e lijnsbeoordeling kan dus worden gezien als een bepaling van het *feitelijke (actuele) risico*. Omdat de 2^e lijnsbeoordeling mede gebruik maakt van gebiedseigen milieucondities (pH, DOC, redox etc.), is deze methode bij uitstek locatie-specifiek. De 2^e lijnsbeoordeling kan zowel chemische meetmethoden als biologische meetmethoden omvatten.

Water

De biologische beschikbaarheid van verontreinigingen in de waterfase hangt af van de feitelijke bindingsvorm (speciatie). Vooral de vrij opgeloste fractie wordt geacht opneembaar

te zijn en (dus) effecten te veroorzaken. Dit geldt zowel voor zware metalen als voor organische microverontreinigingen.

Voor metalen wordt de vrij opgeloste concentratie bepaald door de concentratie aan humus- en fulvozuren, alkaliteit, pH en hardheid. Opgemerkt moet worden dat pH, alkaliteit en hardheid gekoppeld zijn. Om de vrij opgeloste metaalconcentratie te bepalen kunnen twee verschillende benaderingen worden gevolgd. De vrij opgeloste metaalconcentratie kan worden bepaald uit de opgeloste metaalconcentratie, na filtratie, met behulp van speciatiemodellen (zoals bijvoorbeeld het Windermere Humic Acid Model (WHAM) - Tipping, 1994) en de hiervoor omschreven macrochemie.

Een tweede manier is om de vrij opgeloste metaalconcentratie direct te meten, maar deze metingen bepalen meestal een operationele fractie, zoals bijvoorbeeld met behulp van DGT (Diffusive Gradient in Thin films), ofwel zijn niet gevoelig genoeg (ion-selectieve electrodes). De echte uitdaging is overigens niet zozeer om de vrije metaalfractie (of aanverwant) te meten, maar vooral om kwantitatieve relaties te leggen tussen de macrochemie van het water en de toxiciteit van zware metalen, waarbij de uitwisseling tussen de niet- en wel beschikbare fracties ook wordt meegenomen.

De speciatie van organische microverontreinigingen wordt ook bepaald door de macrochemie. De speciatie en dus de toxiciteit van zwakke organische zuren, zoals bijvoorbeeld chloorfenolen, en basen wordt bepaald door de pH. Voor hydrofobe organische microverontreinigingen is vooral complexatie met DOC van belang; bekend is dat dit proces de toxiciteit wezenlijk kan beïnvloeden. Ook hier geldt dat de uitdaging vooral ligt in het vaststellen van kwantitatieve relaties tussen de DOC concentratie (of de pH), de mogelijke seizoensvariaties, etc. en de toxiciteit van organische microverontreinigingen.

Bodem

In de tweede lijnsbeoordeling worden in gevallen van bodemverontreiniging meer monsters genomen om de omvang en ernst beter te kunnen bepalen. Er wordt niet anders omgegaan met de (bio)beschikbaarheid van verontreiniging dan in de eerstelijns beoordeling. In de sanerings urgentiesystematiek worden gevallen wat betreft ecotoxicologie alleen beoordeeld op basis van mate van HC50 (SRC_{ECO}) overschrijding en omvang van de verontreiniging. Wel kan aanvullend onderzoek worden gedaan waarin biobeschikbaarheid een rol kan spelen bij het nemen van beslissingen.

Al geruime tijd wordt onderkend dat kennis van totaalgehalten in (water)bodems weinig informatie geeft over daadwerkelijk chemisch en biologisch beschikbare fracties en derhalve weinig directe relevantie heeft voor de beoordeling van acute risico's en effecten op het milieu. Wel zou relevantie kunnen bestaan voor het potentiële risico op langere termijn, maar dit is feitelijk moeilijk aantoonbaar.

Om een indruk te krijgen van de (in-situ) beschikbaarheid van contaminanten is het van belang om in de te hanteren bepalingsmethode de (meest relevante) omgevingskarakteristieken te verdisconteren. De pH is bijvoorbeeld een karakteristiek die voor metalen relevantie vertoont. Voor droge bodems zijn empirisch afgeleide rekenregels voorgesteld (Otte et al., 2000) die op basis van relevante omgevingskarakteristieken zoals pH, klei- en organisch stof gehalte de beschikbare fracties afleiden uit totaalgehalten.

Sediment

Zoals eerder gesteld zijn sedimentnormen doorgaans gebaseerd op normen voor de waterfase, die door middel van een partitievoëfficiënt zijn omgerekend naar de vaste fase. Zo'n aanpak kan leiden tot overschatting van het actuele risico. Evenals voor metalen en organische stoffen in landbodems, kan de beschikbaarheid van organische microverontreinigingen (én van metalen) afnemen naarmate het sediment ouder wordt (ageing). Voor veel zware metalen geldt dat de feitelijk beschikbaarheid in anaërobe sedimenten sterk kan worden bepaald door de vorming, c.q. afbraak, van sulfide-neerslagen.

1.5 Opnameroutes

Bij veel van de aannamen van normstelling en risicobeoordeling geldt dat de opname van stoffen voornamelijk plaatsvindt via een water(ige) fase. Zo wordt vaak impliciet of expliciet aangenomen dat aquatische organismen de stoffen opnemen voornamelijk via hun ademhalingsorganen, zoals celmembranen, huid en kieuwen. Daarom is ook voor het compartiment water een onderscheid gemaakt in milieukwaliteitsnormen, uitgedrukt als 'opgelost' en 'totaal'. Bij de 'totaal' normen wordt er van uitgegaan dat een gedeelte van de stof in het water aan het zwevend stof kan sorberen en dat die fractie niet beschikbaar is voor opname en derhalve niet voor de risicobeoordeling.

Voor bodemdieren of sedimentbewoners wordt vaak aangenomen dat opname van de stoffen voornamelijk via het poriewater plaatsvindt. De omrekening naar een standaard bodem of standaard sediment (zie vergelijkingen 1 en 2) houdt ook impliciet in dat de sorberende fracties zoals klei en organisch stof voor metalen en organisch stof voor organische verbindingen, de concentratie in het poriewater beïnvloeden en daarmee de 'opneembaarheid' en de risico's van de stof bepalen.

Een aantal voorstellen voor de beschrijving van biologische beschikbaarheid berusten op de aanname dat stoffen voornamelijk via de water(ige) fase door organismen worden opgenomen. In deze sectie wordt enige discussie gewijd of die aanname inderdaad juist is middels een tweetal voorbeelden: opname van organische verbindingen door bodemorganismen en opname van metalen door sedimentbewoners. De sectie eindigt met beperkte conclusies voor de rol van biologische beschikbaarheid in relatie tot opnameroutes.

1.5.1 Opname van organische microverontreinigingen door bodemorganismen

Bij de opname van organische microverontreinigingen door bodemorganismen wordt veelal uitgegaan van Evenwichtspartitie (EqP). Dit is een algemeen toegepast concept om onder andere de lichaamsconcentraties van organische microverontreinigingen in bodemorganismen te voorspellen. Hierbij wordt aangenomen dat bioaccumulatie niet meer is dan een thermodynamisch evenwicht tussen poriewater en het vet in het organisme dat zich instelt door passieve diffusie. Voor 'zachthuidige' organismen zoals regenwormen, lijkt dit concept prima in staat om de accumulatie in labsituaties te verklaren (Van Gestel en Ma, 1988; Jager, 1998). Bij de algemene toepasbaarheid van evenwichtspartitie zijn echter vraagtekens te plaatsen (zie ook het uitgebreide review van Belfroid et al., 1996). Enkele van de belangrijkste zijn:

1. EqP houdt geen rekening met opname via voedsel.
2. EqP is regelmatig getoetst voor 'zachthuidige' organismen (met name regenwormen) maar zelden voor 'hardhuidigen' (bijvoorbeeld insecten).

3. Beschikbaarheid van contaminanten kan per locatie verschillen en verschilt zeker tussen lab en veld: in veldsituaties zijn contaminanten vaak minder beschikbaar dan voorspeld op basis van labstudies.
4. EqP veronderstelt dat er ook daadwerkelijk evenwicht optreedt in de veldsituatie.

Ad 1: Opname van stoffen in het maag-darmkanaal kan leiden tot een additionele blootstellingsroute voor organismen. Het mechanisme van opname van organische microverontreinigingen via de darm wordt verondersteld ook door passieve diffusie te gebeuren, net als opname via de huid (Gobas et al., 1993a; Gobas et al., 1993b). De reden dat dit proces kan leiden tot hogere lichaamsconcentraties dan EqP komt doordat de biobeschikbaarheid van de stof verhoogd kan worden door darmassage: vertering van sorptieplaatsen (vetten en organisch materiaal) en verkleining van het volume (door voedselabsorptie). Of deze processen daadwerkelijk leiden tot afwijkingen van EqP hangt af van de mate van biobeschikbaarheidsverhoging en de grootte van de eliminatiesnelheid via de faeces in vergelijking tot de grootte van andere eliminatieroutes. Voor regenwormen is volumeverkleining gedurende darm passage waarschijnlijk te verwaarlozen (Bolton en Phillipson, 1976; Pearce, 1972) en varieert de verteringsefficiëntie tussen 2% (Bolton en Phillipson, 1976) en 40% (Morgan en Morgan, 1992), afhankelijk van de wormensoort en het type voedsel. Dit kan maximaal leiden tot een afwijking van EqP van een factor 1.5, hoewel een kleinere afwijking waarschijnlijker is.

Voor andere diersoorten zal moeten worden gekeken naar de concentraties in hun voedsel (bijvoorbeeld strooisel) en de efficiëntie van de vertering. Grote afwijkingen van EqP lijken echter niet te verwachten maar voedselopname kan wel leiden tot snellere instelling van het evenwicht en het beschikbaar maken van 'bound residues' (Verma en Pillai, 1991).

Ad 2: Er is weinig studie verricht naar de toepasbaarheid van EqP voor hardhuidige organismen (bijvoorbeeld insecten, pissebedden). Uit enkele vergelijkende studies bleek dat regenwormen in het algemeen meer organische microverontreinigingen accumuleren dan arthropoden op vetbasis (Van Brummelen et al., 1996; Pathirana et al., 1994). De studies moeten echter voorzichtig worden geïnterpreteerd omdat gekeken is naar PAKs die slecht worden gemetaboliseerd door regenwormen. In een vergelijkende studie met organochloorverbindingen bleken wormen 3-4 keer minder te accumuleren dan keverlarven en naaktslakken (Gish, 1970). Deze data waren echter niet genormaliseerd op vetgehalte. Nadere studies zijn hier wenselijk.

Ad 3: In veldsituaties zijn stoffen vaak minder beschikbaar dan voorspeld. Er kan sprake zijn van een afnemende beschikbaarheid in de tijd ('ageing', zie o.a. (Kelsey en Alexander, 1997)) en voor PAKs is gepostuleerd dat een deel van de totale concentratie niet beschikbaar is voor EqP (McGroddy et al., 1996), of sterk is gebonden aan roetdeeltjes (Gustafsson et al., 1997). Deze afwijkingen van EqP zijn echter moeilijk te voorspellen op basis van stof- of bodemeigenschappen.

Ad 4: Zelfs in het laboratorium zijn de bioconcentratie factoren van regenwormen vaak lager dan voorspeld op basis van EqP (Jager, 1998; Peijnenburg et al., 2000). Het lijkt erop dat in veel situaties diffusie of andere verschijnselen van massatransport het bereiken van evenwicht verhinderen (Lord et al., 1980; Briggs en Lord, 1983). Voor micro-organismen is dat in uitgebreide mate onderzocht (o.a. (Mulder et al., 2001; Volkerink et al., 1992)).

Vooralsnog lijkt EqP een geschikte methode voor de eerste inschatting van bioaccumulatie van organische microverontreinigingen vanuit bodem. Er blijven echter vraagtekens bestaan over de toepasbaarheid voor andere soorten dan regenwormen. De belangrijkste afwijkingen van EqP ('ageing' en gebrek aan evenwicht) leiden tot een overschatting van de risico's. EqP kan dus, met enkele slagen om de arm, worden beschouwd als een worst-case schatting voor bijvoorbeeld regenwormen. Verfijning van de risicoschatting is mogelijk door een experimentele bepaling van de poriewaterconcentratie (en de snelheid van nalevering door de bodem) of door het uitvoeren van accumulatie-experimenten. Voor andere bodemorganismen zou EqP tot een mogelijke onderschatting van de risico's kunnen leiden.

1.5.2 Opname van metalen door sedimentbewoners

Zoals al eerder is genoemd, geldt ook voor metalen de aanname dat stoffen voornamelijk via de waterige fase door sedimentorganismen worden opgenomen. Hierbij zouden de stoffen dan opgenomen worden, voornamelijk via passieve diffusie door de huid of in het maag-darm kanaal.

De rol van de spijsvertering bij de opname van metalen door sediment organismen blijft tot op heden echter sterk onderbelicht. De nadruk ligt sterk op een chemische evenwichtspartitie, waarbij de opgeloste fractie een belangrijke rol speelt. De invloed van de spijsvertering zou dus minder lijken te zijn dan de variatie die zich binnen evenwichtsmodellen voordoet, zodat spijsvertering relatief onbelangrijk wordt geacht.

Echter, met evenveel recht zou gesteld kunnen worden dat de evenwichtsmodellen niet voldoen. Uit onderzoek bij mariene evertetraten blijkt dat veel metalen grotendeels via het voedsel worden opgenomen en nauwelijks direct uit het water. Chemische partitie beschrijft misschien redelijk de uitkomst, maar niet het proces.

Daarnaast komt de invloed van spijsvertering ten opzichte van evenwichtsverdelingen niet goed uit de verf, mogelijk door een verouderingseffect. Spijsvertering en veroudering hebben een tegengesteld effect op de beschikbaarheid van contaminanten. Veroudering houdt in dat metalen sterker binden aan de sedimentdeeltjes. Bij de spijsvertering wordt juist het sediment 'bewerkt', zodat de bindingscapaciteit voor metalen afneemt.

Er zijn verschillende mechanismen waardoor de beschikbaarheid van metalen tijdens het spijsverteringsproces verandert. In eerste instantie speelt de zuurgraad in het maag-darmkanaal een rol. Bij veel borstelwormen (polychaeten) bedraagt de pH van het maag-darmkanaal ongeveer 6. Bij tweekleppigen is de pH ongeveer 5 in de maag, maar in de digestive gland, waar de intensieve intracellulaire vertering plaatsvindt, komt een pH van 3 voor. Dit laatste verklaart de invloed van voedselkwaliteit en voedselkwantiteit en de daarmee samenhangende duur van het verteringsproces op de opname van metalen. Bij voldoende voedsel van goede kwaliteit is de vertering vaak oppervlakkig en snel, zodat maar weinig metalen vrij gemaakt worden. Als er daarentegen maar weinig voedsel is en ook als de voedingswaarde gering is, verloopt de vertering efficiënter, waardoor ook meer metalen worden vrijgemaakt en kunnen worden opgenomen. Door de zeer intensieve intracellulaire vertering bij bivalven, speelt dit juist bij deze dieren een grote rol. Onderzoek naar de extractie-efficiëntie van spijsverteringsvloeistoffen van wormen en zeekomkommers heeft uitgewezen dat complexatie van metalen aan aminozuren ook een belangrijke rol speelt.

Voor relevante literatuur wordt verwezen naar Chen et al., (2000), Decho en Luoma (1991), Harkey et al. (1994), Mayer et al. (1996), Simkiss (1995), Wang en Fisher (1999), Wang et al. (1995) en Window et al. (1982).

Er is dus alle reden om serieus naar de spijsvertering als blootstellingsroute te kijken. Dit moet wel via een directe vergelijking gebeuren en niet in grootschalige correlaties, zoals die gebruikt zijn om vuistregels voor de evenwichtspartitie uit af te leiden. Het effect van spijsvertering is locatiespecifiek en hangt zowel van het organisme als het metaal af, en waarschijnlijk ook van locatiespecifieke karakteristieken waaronder de kwaliteit van het voedsel.

1.5.3 Beperkte conclusies over opnameroutes voor biologische beschikbaarheid

Resumerend, er zijn in principe verschillende routes waarlangs stoffen opgenomen kunnen worden door organismen:

1. een waterige fase
2. een vaste fase zoals bodem of sediment
3. voedsel.

Aan de laatste route besteden we in dit document geen aandacht. Binnen de normstelling en risicobeoordeling is het uitgangspunt dat organismen beschermd zouden moeten worden ongeacht langs welke route ze worden blootgesteld.

1.6 Procedure

Na het signaleren van de behoefte aan aandacht om invulling te geven aan biologische beschikbaarheid in de normstelling en de risicobeoordeling hebben zich een aantal fasen afgespeeld. De Stuurgroep INS heeft het fiat gegeven, waarna er een organisatiecomité is opgericht, met afvaardiging vanuit RIVM en RIZA (zie Bijlage 2). Het organisatiecomité heeft na een explorerende fase besloten om sommige onderwerpen (milieucompartiment gekoppeld aan een stofgroep) met betrekking tot biologische beschikbaarheid verder te gaan invullen. Zo zijn er vier subgroepen gevormd, waarbij een of meer leden van het organisatiecomité de hulp hebben ingeroepen van verschillende experts uit Nederlandse instituten, universiteiten en de industrie (zie Bijlage 2). Die vier subgroepen hebben het grootste deel van de workshop voorbereid middels het schrijven van achtergronddocumenten en fact sheets. Het organisatiecomité heeft een verdere redactionele slag gemaakt en de stukken ter voorbereiding van de workshop afgerond.

Tijdens de workshop was er ruimte voor algemeen commentaar op de aanpak van het organisatiecomité. De hoofdmoot van de workshop werd gevormd door een bespreking van enkele door het organisatiecomité geselecteerde fact sheets. Bij deze bespreking werden de uitgangspunten van de fact sheets nagelopen en werd getracht om daar waar nodig verdere acties te benoemen. Hierbij kon gedacht worden aan het verder uitontwikkelen van ideeën, die uiteen konden lopen van fundamenteel onderzoek tot op implementatie gerichte voorstellen.

Deelnemers aan de workshop waren naast de leden van het organisatiecomité en de leden van de subgroepen een aantal afgevaardigden uit het beleid, de onderzoekswereld en de praktijk (zoals ingenieursbureaus): zie bijlage 3 voor de volledige deelnemerslijst.

Het verslag van de workshop vormt een onderdeel van dit rapport. Vanuit het beleid werd aangegeven dat inbouwen van meer aspecten van biologische beschikbaarheid in de 1^e lijns

beoordeling alleen wenselijk is in het geval van een hoog percentage normoverschrijdingen. In de 2^e lijns beoordeling is het sowieso wenselijk om meer aan biologische beschikbaarheid mee te nemen.

De beleidsvragen die op dit gebied leven zijn:

- Wat zijn kansrijke methoden om rekening te houden met beschikbaarheid?
- Zijn de methoden operationeel/toepasbaar (te maken op korte termijn)?
- Wat is het toepassingsgebied/-bereik?
- In bijzonder geschikt voor 1^e lijns- of 2^e lijns beoordeling?

Het resultaat van de bespreking van de fact sheets wordt in dit rapport weergegeven en er wordt op basis hiervan een advies gegeven aan de stuurgroep INS. De breed gedragen voorstellen voor het implementeren van biologische beschikbaarheid vormen de basis voor dit advies. Tevens wordt aangegeven wat er nog nodig is om kansrijke mogelijkheden te kunnen implementeren, en op welke termijn dit naar verwachting mogelijk is.

De resultaten van de workshop en het beleidsadvies zullen daarnaast op een aantal nationale en internationale fora (tijdschriften, symposia, workshops) worden gepresenteerd. Dit enerzijds omdat de ontwikkelingen op het gebied van biologische beschikbaarheid in normstelling en risicobeoordeling een zo'n breed mogelijk draagvlak behoeven, anderzijds omdat de Nederlandse aanpak in een aantal opzichten vooruit loopt op de internationale ontwikkelingen (met name voor wat betreft de Europese risicobeoordeling).

2. Fact sheets biologische beschikbaarheid

2.1 Algemeen

2.1.1 Inleiding

Er is gekozen om de voorstellen voor biologische beschikbaarheid zoals opgenomen in fact sheets te rubriceren onder organische microverontreinigingen en metalen. Voor ieder van de stofgroepen zal een korte inleiding worden opgenomen. In die inleiding wordt kort besproken welk type aanpak gekozen kan worden om biologische beschikbaarheid mee te nemen in normstelling en/of risicobeoordeling. Vervolgens zullen één of meer fact sheets worden beschreven. In de inleiding zal tevens worden opgenomen welke onderdelen van de fact sheet onderwerp van discussie zouden moeten zijn tijdens de workshop.

2.1.2 Chemisch meten van biologische beschikbaarheid

Hoewel het besef daar is dat biologische beschikbaarheid door fysisch-chemische én biologische factoren wordt beïnvloed, is er toch een sterke stroming om met behulp van chemische methoden de biologische beschikbaarheid te willen bepalen. Dit zal niet eenvoudig zijn vanwege de veelheid aan biologische factoren die zo'n chemische meting zou moeten verdisconteren.

Bij een chemische meting van de biologische beschikbaarheid kan onderscheid worden gemaakt in de volgende methoden (Alexander et al., 2000):

- Op water gebaseerde extracties. Dit sluit aan op de aanname dat organismen met name via een water(ige) fase worden blootgesteld aan stoffen. Een chemische meting kan dan op verschillende manieren plaatsvinden:
 - Directe meting van het (porie)water. Een hoeveelheid (porie)water wordt daartoe gemonsterd of verzameld en geanalyseerd op het gehalte aan bijvoorbeeld zware metalen en bestrijdingsmiddelen.
 - Extractie vanuit de waterfase met behulp van een adsorberende fase. Hiertoe wordt een hoeveelheid (porie)water gemonsterd of verzameld, waarna het bijvoorbeeld wordt geleid over een adsorberende fase (Solid Phase Extraction), waarin de stoffen worden geanalyseerd. Ook kan een adsorberende fase in de hoeveelheid (porie)water worden 'gedompeld' en na een korte of langere tijd worden geanalyseerd, zoals bijvoorbeeld Tenax (zie O-2-S, sectie 2.2.4) of SPME (zie O-1-WBS, sectie 2.2.3).
- Op oplosmiddel gebaseerde extracties. Het gaat hierbij om een empirische benadering waarbij gemeten concentraties worden gecorreleerd aan opname door een organisme of aan effecten op het organisme.
 - Meting met behulp van een milder oplosmiddel. Te gebruiken voor organische contaminanten door te extraheren met een watermengbaar oplosmiddel dat minder apolair is gemaakt door toevoeging van water.
 - Korter extraheren of bij een lagere energie-input dan bij een totaalextractie.
 - Extractie met mild zuur of complexvormers, te gebruiken voor zware metalen.

Voor al de methodieken geldt dat er een relatie moet zijn met werkelijk gemeten biologische opname.

De chemisch gemeten biologische beschikbaarheid wordt tot nu toe voornamelijk gebruikt in de wetenschappelijke wereld. Er kunnen verschijnselen mee worden verklaard of beter begrepen. De onderbouwing lijkt op dit moment in bepaalde gevallen voldoende om te laten

zien dat de chemische metingen een betere verklaring kunnen geven voor waargenomen effecten dan totaalgehalten. Er is hiervoor echter nog onvoldoende keiharde bewijsvoering.

2.2 Organische microverontreinigingen

2.2.1 Inleiding

In paragraaf 1.4 is beschreven hoe de huidige 1^e- en 2^e lijns risicobeoordeling voor organische verbindingen in water, bodem en sediment wordt uitgevoerd. In dit hoofdstuk wordt een aantal mogelijkheden gegeven om de biologische beschikbaarheid van organische microverontreinigingen in water, bodem en sediment bij de risicobeoordeling mee te nemen.

De volgende onderwerpen komen aan bod in de fact sheets:

1^e lijns risicobeoordeling bodem en sediment.

Huidige gang van zaken: meting concentraties, omrekening naar concentraties in standaard bodem of sediment, toetsing aan normen voor bodem of sediment.

De standaardomrekening naar organisch stof heeft zowel theoretische als praktische bezwaren. Daarom is de fact sheet 'Normalisatie op elementair koolstof' opgenomen (O-3-BS, sectie 2.2.5).

2^e lijns risicobeoordeling water, bodem en sediment.

Huidige gang van zaken: meting concentraties, omrekening naar opgelost en totaal water, naar standaard bodem of naar standaard sediment. Vervolgens toetsing aan de normen voor water, bodem of sediment. Deze gang van zaken houdt geen rekening met de verschillende blootstellingsroutes (via de waterige fase en via de vaste fase, i.c. bodem of sediment). De fact sheet 'Passieve bemonstering' (O-1-WBS, sectie 2.2.3) beschrijft op welke manier organische microverontreinigingen in water ('opgeloste' fractie in water) of in poriewater kunnen worden bepaald.

2^e lijns risicobeoordeling sediment.

Huidige gang van zaken: meting concentraties, omrekening naar concentraties in standaard sediment, toetsing aan normen voor sediment. Deze gang van zaken houdt noch rekening met de verschillende blootstellingsroutes (via de waterige fase en via de vaste fase, i.c. sediment), noch met verminderde biologische beschikbaarheid. De fact sheet 'Tenax-extractie' (O-2-S, sectie 2.2.4) beschrijft op welke manier de 'relatief snel-uitwisselbare' fractie van organische microverontreinigingen in het sediment kan worden bepaald.

2^e lijns risicobeoordeling van PAKs in bodem en sediment.

Huidige gang van zaken: meting concentraties, omrekening naar standaard bodem of standaard sediment. Vervolgens toetsing aan de normen voor bodem of sediment. Deze gang van zaken houdt noch rekening met de verschillende blootstellingsroutes (via de waterige fase en via de vaste fase, i.c. bodem of sediment), noch rekening met de verminderde biologische beschikbaarheid van PAKs in roet- of kooldeeltjes. De fact sheet 'Correctie voor roet en kool' (NB-2, sectie 2.4.3) beschrijft op welke manier de bijdrage van PAKs in roet- of kooldeeltjes aan het totaalgehalte van PAKs kan worden bepaald. De fact sheet wordt niet besproken tijdens de workshop vanwege de geringe 'winst'.

2^e lijns risicobeoordeling van organische microverontreinigingen en metalen.

Hierbij kan nog gedacht worden aan accumulatieonderzoek, als maat voor biologische beschikbaarheid en aan bioassays. Voor de 'teller' (zie sectie 1.3.1) kan dan het resultaat van een accumulatie test of bioassay worden ingevuld en voor de 'noemer' de

(experimenteel) bepaalde waarde waarboven in accumulatie studies of bioassays effecten zijn te verwachten of zichtbaar worden. De koppeling van interne body residues aan effecten en de toepassing in normstelling wordt beschreven in de fact sheet 'Interne body residues' (NB-1, sectie 2.4.2). De fact sheet wordt niet besproken tijdens de workshop vanwege de geringe haalbaarheid op korte of lange termijn.

2^e lijns risicobeoordeling van organische microverontreinigingen en metalen.

Hierbij kan nog worden gedacht worden aan het splitsen van toxiciteitsdata voor '(porie)water blootgesteld' en 'totaalgehalte blootgesteld'. Indien toxiciteitsdata van organismen gesorteerd kunnen worden naar de belangrijkste blootstellingsroute (hier ligt tevens het probleem), kunnen twee risicogrenzen worden afgeleid: voor '(porie)water blootgesteld' (genormaliseerd op basis concentratie in poriewater) en 'totaalgehalte blootgesteld' (geen correctie nodig), hetgeen wordt beschreven in de fact sheet 'Hard en zacht-huidigen' (O-4-WBS, sectie 2.2.6). De toetsing aan normen, ontwikkeld binnen een dergelijk systeem is ook nog niet duidelijk.

In de onderstaande tabel is kort weergegeven welke onderdelen van de fact sheet onderwerp van discussie zouden moeten zijn tijdens de workshop. De fact sheets worden in de secties 2.2.2 tot 2.2.5 besproken.

Fact sheet	Te bespreken onderdelen / Motivatie om niet te bespreken tijdens de workshop
<i>Wel te bespreken tijdens de workshop</i>	
Passieve bemonstering (O-1-WBS)	<ul style="list-style-type: none"> – Algemene aanname dat opname via water(ige) fase plaatsvindt: voorstellen voor onderzoekstraject. – Specifieke voorstellen voor uitwerken gepresenteerde technieken.
Tenax-extractie (O-2-S)	<ul style="list-style-type: none"> – Algemene aanname dat opname via water(ige) fase plaatsvindt: voorstellen voor onderzoekstraject. – Specifieke voorstellen voor uitwerken gepresenteerde techniek.
Normalisatie op elementair koolstof (O-3-BS)	<ul style="list-style-type: none"> – Kan deze methode direct worden geïmplementeerd? – Wat is hier eventueel nog voor nodig?
Zacht- en hardhuidigen (O-4-WBS)	<ul style="list-style-type: none"> – Wat is hier nog voor nodig? – Is dit een methodiek die tot andere normstelling leidt?
<i>Niet te bespreken tijdens de workshop</i>	
Interne body residues (NB-1)	<ul style="list-style-type: none"> – Wordt niet besproken, omdat benodigd onderbouwend onderzoek heel veel behelst.
Correctie voor roet en kool (NB-2)	<ul style="list-style-type: none"> – Wordt niet besproken, omdat 'winst' te gering is.

2.2.2 Fact sheet O-1-WBS: Passieve bemonstering

Titel
Gehaltebepaling organische contaminanten in (porie)water met passieve bemonstering.
Inhoud
<p>De traditionele filtratie/extractie technieken voor gehaltebepalingen in de waterfase zijn vaak niet zo geschikt vanwege problematische blanco waarden (lage gehalten), adsorptie aan bemonsteringsapparatuur (vaten, slangen, filters) en onvolledige fasenscheiding tussen opgeloste en deeltjesgebonden stoffen (colloïden). Deze problemen doen zich met name voor bij hoog-hydrofobe stoffen. Een bijkomend nadeel van filtratie/extractie methoden is dat het moeilijk is een (in tijd en ruimte) representatief monster te nemen, vanwege de snelle dynamiek van organische microverontreinigingen in de waterfase (planktonbloei, temperatuurschommelingen, atmosfeer-water uitwisseling).</p> <p>Passieve bemonsteringstechnieken hebben de afgelopen 10 jaar een enorme vlucht genomen: Semipermeable Membrane Devices (SPMDs), Solid Phase Extraction Disks (met name Empore™ disks), Solid Phase Microextraction (SPME), Stirr Bar Sorptive Extraction (SBSE). Het werkingsprincipe maakt het mogelijk dat alleen de opgeloste fractie wordt gemeten. Deze technieken zijn eenvoudig uit te voeren en goedkoop. De metingen zijn goed interpreteerbaar. Passieve bemonstering staat nog in de kinderschoenen voorzover het kwaliteitscontrole betreft: inter-laboratorium studies zijn (nog) niet uitgevoerd of nog niet gepubliceerd.</p>
Kader
2 ^e lijns beoordeling voor organische microverontreinigingen in water, bodem en sediment
Aannamen
<ul style="list-style-type: none"> • Deeltjesgebonden contaminanten worden niet geabsorbeerd en niet geadsorbeerd door de samplers. Door het gebruik van organische polymeren is absorptie van zelfs de kleinste deeltjes niet aan de orde. Voor SPMDs wordt het polymeer Low Density Polyethylene gebruikt. Bij Empore disks is dit octadecyl (C₁₈). Bij SPME is dit Polydimethylsiloxaan (PDMS), polyacrylaat en polyimide, en bij SBSE ook PDMS. Aanklevende deeltjes kunnen in het algemeen goed worden afgespoeld of afgeveegd. • Soms wordt aangenomen dat tijdens de incubatie evenwicht wordt bereikt. Indien geen evenwicht wordt bereikt (lineaire opname fase) moet de effectieve bemonsteringssnelheid (geëxtraheerd watervolume per tijdseenheid) bekend zijn, c.q. gemeten worden. • De sampler extraheert een zodanig kleine hoeveelheid dat de waterfase niet merkbaar wordt uitgeput ('snuffelen'). Omdat passieve samplers in het veld aan een haast oneindig grote watermassa worden blootgesteld is deze aanname wel terecht. Bij SBSE wordt op het ogenblik vooral kwantitatieve extractie van kleine watervolumes gepropageerd, maar er is in principe geen beletsel ook deze techniek in de snuffelmodus toe te passen. <p>In de huidige praktijk van normstelling voor water wordt aangenomen dat een operationele definitie van de opgeloste fractie een voldoende nauwkeurig gedefiniëerde parameter is. In de huidige praktijk voor sediment en bodem wordt aangenomen dat de concentratie van opgeloste contaminanten kan worden berekend uit het gehalte in het sediment of bodem en de sediment- of bodemkarakteristieken.</p>
Evaluatie
<p>SPME en SBSE vinden hun breedste toepassing in de levensmiddelenchemie, en in laboratorium experimenten met betrekkelijk hoge concentraties aan contaminanten in betrekkelijk schone matrices. De geschiedenis van deze technieken voor milieuanalyse is (nog) niet erg uitgebreid. Een punt van zorg hier is dat deze bemonsteringssystemen na blootstelling direct in de gaschromatograaf worden gebracht, waar de contaminanten én (een deel van) de co-extracten thermisch worden gedesorbeerd. Het is onbekend wat het effect van co-extracten is op de stabiliteit van de analyse.</p> <p>De geschiktheid voor milieuanalyse is voor SPME slechts spaarzaam onderzocht en voor SBSE in het geheel niet. Een voordeel van deze methoden is echter wel dat het monstervolume benodigd voor een niet uitputtende extractie zeer gering is wat de monsternamen en de uitvoering in een laboratorium aanzienlijk vergemakkelijkt.</p>

SPMDs en Empore™ disks zijn vooral ontwikkeld voor milieuanalyse. SPMD monsters worden aan een traditionele monsteropwerking onderworpen (extractie, clean-up, vloeistof injectie). Biofouling, de aangroei van algen op de meetinstrumenten, is soms een probleem bij incubatie in de waterkolom. Empore™ disks worden na blootstelling met een organisch oplosmiddel geëxtraheerd.

Het meenemen van de verschillen in biobeschikbaarheid tussen verschillende stoffen in een niet uitputtende extractie (biomimetische extractie) vergemakkelijkt de beoordeling van mengsels. Sterk accumulerende stoffen worden er op deze manier uitgelicht. Verder heeft de methode als voordeel dat de accumulatie van een stof door een organisme direct kan worden geschat uit de geëxtraheerde hoeveelheid.

Beperkingen

Beperkingen van passieve monsternamen:

- De contaminanten moeten voldoende affiniteit hebben voor de polymeerfase. Voor laag-hydrofobe stoffen zijn de detectielimieten omgekeerd evenredig met de polymeer-water verdelingscoëfficiënten. Uit de combinatie van norm en verdelingscoëfficiënt moet blijken of een techniek bruikbaar is voor een gegeven stof. Vergroten van de sorptiecapaciteit kan in de regel uitkomst bieden (bijv. de toepassing van dikwandige siliconenslang i.p.v. SPMDs). Ook de keuze van de sorptie matrix kan het polariteitsgebied vergroten (bijv. de Polar Organic Chemical Integrative Sampler (POCIS) met een polyethersulfon membraan en een mengsel van SPE sorbentia).
- Voor SPME en SBSE kan het ontbreken van een clean-up stap in combinatie met lage gehalten en een vuile matrix problemen opleveren bij de stabiliteit van de analyse.
- Evenwichtstijden voor passieve bemonstering m.b.v. SPMD en Empore™ disks zijn i.h.a. vrij lang (enkele weken). Dit nadeel is soms een voordeel, vanwege het tijdgeïntegreerde karakter van de metingen. SPME en SBSE zijn technieken, die snel uitgevoerd kunnen worden.
- Kwaliteitscontrole, standaardisering en het gebruik van gecertificeerde referentiematerialen zijn nog onvoldoende ontwikkeld.

Beperkingen van de huidige praktijk: gehalten in sediment zijn makkelijk te meten, maar moeilijk te interpreteren.

Onderbouwing

Referenties waarin de technieken worden beschreven en/of op milieumonsters worden toegepast:

SPMD: Huckins et al. (1990); Booij et al. (1998); Booij et al. (2000) en Hoedemaker (2000).

SPME: Arthur en Pawliszyn (1990); Mayer et al. (2000); Urrestarazu Ramos et al. (1998); Poerschmann et al. (1997) en Verbruggen et al. (2000).

SBSE: Baltussen et al. (1999).

Extraction disks: Verhaar et al. (1995); Van Loon et al. (1996); Van Loon et al. (1997); Freidig et al. (1998) en Verbruggen et al. (1999).

Consequenties

De met behulp van de beschreven technieken bepaalde gehalten van de vrij-opgeloste contaminanten kunnen direct met de normen voor water (opgelost) worden vergeleken.

Haalbaarheid

De methoden gaan alle uit van opname van stoffen door organismen vanuit de water(ige) fase, waarbij de opgeloste concentratie maatgevend is voor de risicobeoordeling. Die aanname dient verder onderzocht te worden en zal op lange termijn resultaten opleveren.

Als de hiervoor beschreven aanname geaccepteerd is, kunnen de beschreven methodes op een termijn van 1-3 jaar worden toegepast voor normstelling. Het denkwerk is verricht, maar er zijn nog verdere inspanningen nodig op het vlak van

- Kwaliteitscontrole: binnen-lab variatie, tussen-lab variatie, standaardisering.
- Relatie met toxiciteitstesten.
- Sampler keuze in relatie tot specifieke behoefte. Hoewel het toepassingsbereik vrij groot is, moet nog wel per stof worden nagegaan of de gevoeligheid voldoende is.

2.2.3 Fact sheet O-2-S: Tenax-extractie

<p>Titel</p> <p>Gehaltebepaling van beschikbare organische contaminanten in sediment en bodem met behulp van Tenax-extractie</p>
<p>Inhoud</p> <p>Uit onderzoek van de laatste ca. 10 jaar is het zeer aannemelijk geworden dat gesorbeerde verontreinigingen niet volledig beschikbaar zijn voor opname door organismen. Een betere maat voor de opneembare (biobeschikbare?) fractie is het lineair gesorbeerde gehalte dat relatief snel uitwisselt met (porie)water. Dit lineair gesorbeerde gehalte is relatief eenvoudig te meten middels een Tenax extractie. Deze methode berust op een vergelijkbaar principe als de methoden die in de fact sheet 'passieve bemonstering' worden uitgewerkt. Het met Tenax extractie gemeten gehalte is een betere voorspeller van de biodegradatie van PAKs, en van de opname van chloorbenzenen, PCBs en PAKs door oligochaeten dan het totaalgehalte in sediment. Bovendien is aangetoond dat de lineair gesorbeerde fractie bepalend is voor het gehalte in poriewater. Behalve een meer-punts meting van lineair en niet-lineair gesorbeerde fracties is een vereenvoudigde één-punts Tenax extractie beschikbaar om de lineair gesorbeerde fractie te bepalen.</p> <p>De één punts meting is qua kosten vergelijkbaar met een totaal extractie van sediment. De methode wordt voor diverse doeleinden al toegepast (o.a. Leereffecten Sanering Ketelmeer, Bepaling van lineair gesorbeerde gehalten in sedimenten uit het stroomgebied van de Rijn). Hierbij worden milieumonsters zonder extra toevoegingen gebruikt. De methode is bijzonder gevoelig, en er kan met kleine hoeveelheden sediment gewerkt worden (enkele grammen). De methode is onder andere operationeel bij RIZA, IVM, Alterra, TNO en RITOX.</p> <p>Met een 6-uurs Tenax extractie wordt ca. de helft van de (aangenomen) biobeschikbare concentratie in sediment gemeten. Deze biobeschikbare concentratie kan dus als volgt berekend worden: beschikbaar = $2 (\pm 1) \times$ Tenax extraheerbare concentratie.</p> <p>Deze concentratie dient dan met de huidige normen voor sediment beoordeeld te worden. De normen voor het sediment zijn gebaseerd op EqP, waar de aanname is dat de concentratie in het sediment volledig beschikbaar is. Deze aanname geldt in vergelijkbare mate voor de met Tenax extractie gemeten concentratie.</p>
<p>Kader</p> <p>2^e lijns beoordeling voor organische microverontreinigingen in sediment en bodem</p>
<p>Aannamen</p> <p>De belangrijkste aanname is dat het met een één punts Tenax extractie gemeten lineair gesorbeerde gehalte alleen opneembaar is door organismen, en dat de niet-lineair gesorbeerde gehalten (die traag of zeer traag desorberen) niet opneembaar zijn. Deze aannamen zijn vrij behoorlijk onderbouwd, maar er is nog maar weinig direct bewijs namelijk: de relatie met afbraak van PAKs (proefschrift Cornelissen, RIZA en werk Harmsen, Alterra), de door Kraaij (RITOX) gevonden relatie met beschikbaarheid voor oligochaeten, en de in een grootschalige veldstudie in het Ketelmeer gevonden relatie met beschikbaarheid voor oligochaeten (Ten Hulscher en Wilkens, 2001).</p> <p>Een duidelijk verschil met de methoden die worden beschreven in de over bepaling van organische contaminanten in (porie)water (sectie 2.2.2) is dat de hier beschreven methode gehalten in sediment bepaalt, die dus op basis van normen in sediment beoordeeld moeten worden.</p>
<p>Evaluatie</p> <p>De methode vindt zijn toepassing al in een aantal concrete veldstudies (o.a. door het RIZA voor het Ketelmeer en door het IVM voor monsters uit de Biesbosch).</p> <p>Binnen het RIZA is een beperkte kwaliteitscontrole uitgevoerd door twee analisten met dezelfde monsters een Tenax extractie te laten uitvoeren.</p>
<p>Beperkingen</p> <p>Door het meten van alleen de lineair gesorbeerde gehalten wordt geen rekening gehouden met veranderingen in milieuomstandigheden die van invloed kunnen zijn op dit gehalte (zowel</p>

verhoging als verlaging). De methode is daarom vooral geschikt voor de bepaling van een actueel risico.

De methode is niet geschikt om toe te passen voor veenbodems, en met voorzorgen voor zandige monsters.

Er wordt geen rekening gehouden met blootstelling via voedsel of met 'hardhuidigen', noch andere type sedimentbewoners dan die organismen die via passieve opname de contaminanten opnemen.

Onderbouwing

G. Cornelissen (proefschrift februari 1999, UvA/RIZA)

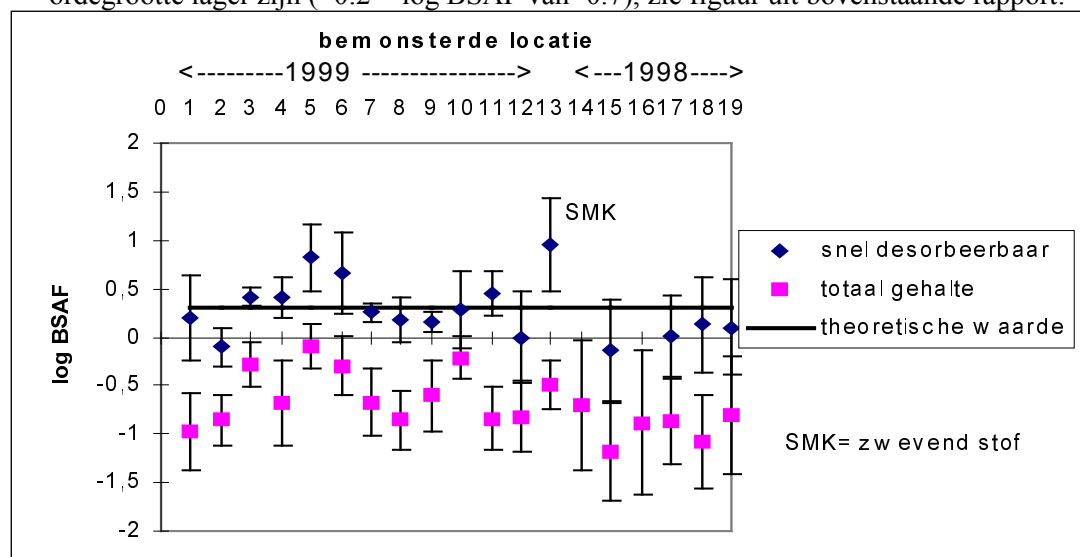
- vindt duidelijke relatie tussen waargenomen afbraak van PAKs en de lineair gesorbeerde fractie.

R. Kraaij (proefschrift juni 2001, RITOX)

- vindt een duidelijke relatie tussen de hoeveelheid verontreiniging in de lineair gesorbeerde fractie, en de opname door oligochaeten.

Ten Hulscher en Wilkens (2001):

- vinden een betere correlatie tussen de in oligochaeten geaccumuleerde gehalten en met Tenax na 6 uur geëxtraheerde gehalten in sediment, dan met totaalgehalten in sediment (met name voor PAKs). Bovendien liggen de BSAF waarden die worden gebaseerd op lineair gesorbeerde gehalten behoorlijk in de buurt van de theoretisch verwachte waarde van ~ 2 ($= \log \text{BSAF}$ van 0.3), terwijl de BSAF waarden op basis van totaalgehalten een ordegrrootte lager zijn ($\sim -0.2 = \log \text{BSAF}$ van -0.7), zie figuur uit bovenstaande rapport:



Consequenties

Met het meten van een biobeschikbaar gehalte is het relateren van gemeten gehalten aan sedimentkarakteristieken zoals organisch koolstof of korrelgrootte niet meer nodig.

Haalbaarheid

De methode gaat uit van opname van stoffen door organismen vanuit de water(ige) fase, waarbij de opgeloste concentratie maatgevend is voor de risicobeoordeling. Die aanname dient verder onderzocht te worden en zal op lange termijn resultaten opleveren.

- Als de hiervoor beschreven aanname geaccepteerd is, kan deze op korte termijn gerealiseerd worden (1-3 jaar).
- De methode is relatief eenvoudig en wordt al voor diverse locaties toegepast; er is nog geen uitgebreid protocol beschikbaar, maar dit kan op korte termijn (~ 1 jaar) gerealiseerd worden. Bij het verder toepassen van deze methode moeten nog inter-laboratorium studies worden uitgevoerd.
- De methode is vergelijkbaar in kosten met de nu gangbare totaal-gehalte bepaling.

2.2.4 Fact sheet O-3-BS: Normalisatie op elementair koolstof

Titel
Organisch stof bepaling op basis van normalisatie op elementair C
Inhoud
Meting van elementair koolstof en omrekening naar organisch stof in plaats van berekening organisch stof uit gloeirestbepaling, ten behoeve van normalisatie van gemeten gehalten in (water)bodems (omrekening naar standaard bodem, sediment, zwevend stof).
Kader
1 ^e lijns beoordeling voor organische microverontreinigingen en metalen in bodem en sediment.
Aannamen
Meting van organisch koolstof middels elementair C bepaling geeft een betrouwbaardere uitkomst voor een breed scala aan (water) bodems (zoet, zout en brak) dan de berekening van het organisch stof gehalte uit een gloeirest bepaling. Meting van organisch koolstof is een directe methode, waarbij wordt aangenomen dat organisch koolstof van anorganisch koolstof onderscheiden kan worden. Omrekening van organisch koolstof naar organisch stof maakt gebruik van een vaste omrekeningsfactor Berekening van organisch koolstof (via organisch stof) uit gloeirest is een indirecte methode met in ieder geval twee aannamen (=omrekeningsfactoren) (OC-OS omrekening en OS-gloeiverlies omrekening). Er is in ieder geval één zeer recente meetreeks (een twintigtal monsters uit het Ketelmeer) beschikbaar die aantoont dat het via gloeirest berekende OC-gehalte niet direct te vergelijken valt met een gemeten OC-gehalte (Ten Hulscher en Wilkens, 2001).
Evaluatie
Voordeel: elementair koolstofmethode is eenduidig; het bepaalt elementair organisch koolstof. Een tweede voordeel is dat het gloeiverlies per watergebied of bodemsoort kan worden geaccepteerd als maat voor het aldaar relevante organisch koolstofgehalte. Nadeel: vooraf dienen carbonaten uit het monster verwijderd te worden. Dit is bewerkelijk en gecompliceerd. Hiervoor verdient verwijderen met behulp van fosforzuur de voorkeur. Huidige gang van zaken (gloeiverlies): zeer eenvoudig, maar methode is met name voor zoute en brakke sedimenten ongeschikt.
Beperkingen
Belangrijkste beperking is het maken van onderscheid tussen organisch en anorganisch koolstof. Dit probleem is vergelijkbaar met problemen bij de huidige gang van zaken (gloeiverliesmeting) waarbij gloeiverlies ook veroorzaakt kan worden door ontwijken van water (aan de matrix gebonden, of kristalwater), en ontwijken of ontleden van zouten. De huidige normen voor organische microverontreinigingen voor bodem en sediment zijn gebaseerd op een normalisatie op organische stof. Implementatie van de methode om normen te baseren op organisch koolstof houdt in dat de huidige normen voor organische microverontreinigingen voor bodem en sediment omgerekend dienen te worden. Deze omrekening kan echter vrij eenvoudig worden gedaan door te stellen dat de huidige standaardbodem of standaard sediment met 10% organische stof overeenkomt met 5% organisch koolstof (Leijten, 2001).
Onderbouwing
Frintrop (2000) en Leijten (2001) refereren ook naar eerdere publicaties en NL-studies op dit gebied. De bovenbeschreven conclusies zijn afkomstig uit deze notities. Recente praktijkmeting: Th.E.M. ten Hulscher en M. Wilkens (2001). Belangrijkste conclusies: toepassing van beide meetmethoden op een reeks van monsters laat geen 1 op 1 relatie zien tussen OC berekend uit gloeirest, en OC gemeten met elementair C. Met elementair C worden hogere OC-gehalten bepaald (tot een factor 1,5). Bij hogere OC-gehalten is de afwijking groter.
Consequenties
Voor zoute sedimenten kan toepassing van de elementair C meting tot gevolg hebben dat

lagere OC gehalten gemeten worden dan met de gloeiverliesmethode. Dat betekent dat de gehalten na omrekening voor standaardbodem hoger zullen worden.

Voor zoete sedimenten lijkt het erop dat het via elementair C bepaalde OC-gehalte hoger wordt. Dit heeft een (relatief kleine) verlaging van de voor een standaard sediment berekende gehalten tot gevolg. [In het Ketelmeer: tot max een factor 2,5].

Haalbaarheid

Voor de methode is een NEN voorschrift uit 1995 beschikbaar en er zijn waarschijnlijk al inter-laboratorium metingen uitgevoerd.

2.2.5 Fact sheet O-4-WBS: Hard en zachthuidigen

Titel
Opsplitsen van te beoordelen organismen op basis van blootstellingsroute
Inhoud
Organismen kunnen in potentie op verschillende manieren metalen en organische microverontreinigingen opnemen. De belangrijkste opnameroutes zijn de (porie)waterfase, de vaste fase (ingestie van vaste bodem- of sedimentdeeltjes) en het voedsel. Het is overigens in een groot aantal gevallen nauwelijks of niet mogelijk om een duidelijk onderscheid te maken tussen ingestie van vaste deeltjes en opname via voedsel. Momenteel wordt zowel bij de uitvoering van toxiciteitstoetsen, alsook bij de risicobeoordeling geen rekening gehouden met verschillen in opnameroutes. Voor organismen die stoffen voornamelijk via het poriewater opnemen, zouden opname en toxiciteit (en dus ook de risicobeoordeling) ofwel direct gerelateerd moeten worden aan de (vrije) concentraties van de stoffen in het poriewater danwel, in het geval dat nalevering vanuit de vaste fase een rol speelt, aan extraheerbare gehalten. Voor organismen die stoffen voornamelijk via de vaste fase opnemen, zou de risicobeoordeling dienen te geschieden op basis van totaalgehalten in de vaste fase.
Kader
2 ^e lijns beoordeling voor metalen en organische microverontreinigingen in bodem en sediment. NB Toepassing is in principe ook mogelijk in de 1 ^e lijns beoordeling, zij het dat niet te verwachten valt dat binnen een termijn van 3-5 jaar voldoende data beschikbaar zullen komen om die toepassing mogelijk te maken!
Aannamen
<ul style="list-style-type: none"> • Metalen en organische microverontreinigingen kunnen op verschillende manieren door organismen worden opgenomen, waarbij in zijn algemeenheid een onderscheid kan worden gemaakt tussen opname via de (porie)waterfase en opname via de vaste fase. • In zijn algemeenheid kan gezegd worden dat zachthuidige organismen stoffen voornamelijk via de (porie)waterfase opnemen, terwijl dit voor (semi-)hardhuidigen voornamelijk via de vaste fase zal gebeuren. • Interne contaminantgehalten zijn maatgevend voor de optredende effecten. • Op basis van kennis van de partitie van stoffen kunnen de risico's voor zowel (porie)water blootgestelde organismen als voor organismen die via de vaste fase worden blootgesteld, worden uitgedrukt op hetzij (porie)watergehalten, danwel gehalten in de vaste fase. Dit betekent dat normstelling gebaseerd zou kunnen blijven op gehalten in de vaste fase.
Evaluatie
Risicobeoordeling en normstelling zijn momenteel gebaseerd op totaalgehalten in de vaste fase. Alhoewel al langer duidelijk is dat opname via een waterige fase voor veel organismen een belangrijke route is, wordt met dit aspect slechts op een indirecte wijze rekening gehouden. Daarnaast wordt in toenemende mate duidelijk dat ook de opname van vast materiaal een belangrijke opnameroute kan zijn voor met name semi-hardhuidige terrestrische en bentische organismen, en dat het noodzakelijk is dat beide opnameroutes afzonderlijk van elkaar geëvalueerd worden. Momenteel is de bijdrage van elke route voor groepen van organismen echter nog niet goed in kaart gebracht en is slechts voor een beperkt aantal organismen kwantitatieve informatie beschikbaar omtrent de relatie tussen interne gehalten en externe (porie)watergehalten c.q. biobeschikbare gehalten in de vaste fase. Tevens is nog onvoldoende duidelijk in hoeverre interne gehalten maatgevend zijn voor daadwerkelijk optredende effecten, waarbij vaak gepostuleerd wordt dat in feite gekeken zou moeten worden naar interne gehalten op de receptoren voor toxiciteit.
Beperkingen
<ul style="list-style-type: none"> • Momenteel is de bijdrage van de verschillende opnameroutes slechts voor een beperkt aantal organismen gekwantificeerd. • Ook over de invloed van de bodem- danwel sedimentsamenstelling op de relatieve

bijdrage van de verschillende routes, is slechts voor een beperkt aantal organismen kwantitatieve informatie beschikbaar. Oftewel: er is slechts voor een beperkt aantal organismen informatie over de invloed van bodem- en sediment-gerelateerde factoren op de relatie tussen interne gehalten en externe gehalten.

- Onduidelijk is in hoeverre interne gehalten maatgevend zijn voor optredende effecten en met name voor essentiële metalen valt te verwachten dat een dergelijke relatie ontbreekt.
- Toxiciteitsgegevens worden momenteel uitgedrukt in contaminantgehalten in de vaste fase. Voor organismen die voornamelijk via het (porie)water worden blootgesteld zou dit dienen te gebeuren in termen van (porie)watergehalten, danwel het dient mogelijk te zijn om toxiciteitsdata op basis van gehalten in de vaste fase om te rekenen in (porie)watergehalten. In de praktijk blijkt dit vanwege onvoldoende documentatie van de factoren die de partitie van stoffen in bodems en sedimenten bepalen, lang niet altijd mogelijk te zijn.

Onderbouwing

Door Peijnenburg et al. (2001) zijn voor een beperkt aantal zachthuidige en (semi-) hardhuidige bodemorganismen, relaties afgeleid tussen interne en externe gehalten. Voor enkele sediment-bewoners zijn dergelijke relaties ook voorhanden (Lee et al., 2000; Griscom et al., 2000). Verder is in verschillende studies het belang van de verschillende opnameroutes is aangetoond.

Consequenties

Resultaten van opname- en toxiciteits-experimenten in bodem en sediment dienen voortaan uitgedrukt te worden in hetzij gehalten in de vaste fase (in geval van blootstelling via de vaste fase), danwel in (porie)watergehalten, danwel de gerapporteerde data dienen het mogelijk te maken om op eenduidige wijze een van beide gehalten te berekenen.

Normstelling c.q. risicobeoordeling zou in eerste instantie voor (porie)water-blootgestelde organismen dienen te geschieden op basis van gehalten in het (porie)water, voor organismen die via de vaste fase worden blootgesteld zou dit dienen te geschieden op basis van gehalten in de vaste fase. Dit houdt impliciet in dat voldoende toxiciteitsgegevens voor beide groepen van organismen beschikbaar dienen te zijn voor normstelling c.q. risicobeoordeling. Door gebruik te maken van partitierelaties kan risicobeoordeling van een specifieke bodem of sediment echter blijven geschieden op basis van gehalten in de vaste fase.

Haalbaarheid

Rekening houdend met de huidige inzichten, de momenteel beschikbare (toxiciteits- en accumulatie)gegevens, de kwaliteit van de momenteel beschikbare (toxiciteits- en accumulatie)gegevens in termen van mogelijkheden om vaste fase-gehalten en poriewatergehalten in elkaar om te rekenen, de momenteel beschikbare partitierelaties en de snelheid waarmee naar verwachting de benodigde organisme-specifieke en bodemspecifieke data gegenereerd kunnen worden, valt te verwachten dat implementatie niet binnen een termijn van 5 jaar mogelijk zal zijn.

2.3 Metalen

2.3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een aantal mogelijkheden gegeven om de biologische beschikbaarheid van metalen in droge bodem, water en sediment bij de risicobeoordeling mee te nemen. Dit wordt gedaan aan de hand van fact sheets waarin de mogelijkheden met betrekking tot het meenemen van een specifiek aspect van biologische beschikbaarheid in de normstelling, de 1^e- of 2^e lijns risicobeoordeling kort worden beschreven. Uiteraard zijn er meer aspecten van biologische beschikbaarheid die meegenomen zouden kunnen worden. In paragraaf 1.3.6. is uitgelegd waarom daarover geen fact sheets worden gepresenteerd. In paragraaf 2.2.1 is aandacht besteed aan de fact sheets 'Interne body residues' (NB-1, sectie 2.4.2) en 'Hard en zacht huidigen' (O-4-WBS, sectie 2.2.6). Deze fact sheets hebben betrekking op zowel organische microverontreinigingen als op metalen. Fact sheet O-4-WBS zal hieronder niet opnieuw besproken worden.

Om de positie van de verschillende fact sheets aan te geven zijn enkele opties voor introductie van biologische beschikbaarheid in normstelling beschreven. Tevens is aangegeven welke onderdelen van de fact sheets met name tijdens de workshop discussie behoeven.

2.3.2 Droge bodem

Huidige methode

Afleiden norm (noemer, zie paragraaf 1.4.1). Corrigeren van toxiciteitsdata voor bodemtype op basis van klei- en organisch-stof gehalte volgens 'Edelman correctie' (voórkomen van metalen in relatief onbelaste gebieden in NL en correlatie van totaalgehalten met klei en organisch stof) naar 'standaardbodem' (10% organisch stof en 25% klei), waarna de risicogrens (Streefwaarde of Interventiewaarde) wordt afgeleid. Bij de afgeleide risicogrens wordt het generieke achtergrondgehalte opgeteld. Impliciet is aangenomen dat dit gehalte niet relevant is voor risico's.

Meting (teller, zie paragraaf 1.4.2 en 1.4.3). Meten van totaalgehalte (koningswater) en toetsen aan gecorrigeerde norm op basis van 'Edelman correctie' (zie algemene inleiding).

Opties eerstelijns risicobeoordeling droge bodem

A. Voor afleiden norm toxiciteitsdata (als totaalgehalte met koningswater) niet corrigeren en deze risicogrens optellen bij een gecorrigeerd 'achtergrondgehalte' (via 'Edelman' correctie).

Noemer: niet meer corrigeren van toxiciteitsdata voor bodemtype op basis van klei en organisch stof (reden: huidige correctie is niet juist en kan, bij gebrek aan beter, beter geheel achterwege worden gelaten), wel locatiespecifieke achtergrondgehalte erbij optellen (op basis van 90- of 50-percentiel referentielijnen). Er wordt impliciet van uitgegaan dat dit gehalte niet relevant is voor risico.

Teller: meten totaalgehalte (koningswater) en toetsen aan noemer. Fact sheet 'Correctie voor lokaal achtergrond gehalte' (M-1-B, sectie 2.3.4).

B. Voor afleiden norm toxiciteitsdata (totaalgehalte met koningswater) corrigeren met nieuwe beschikbaarheidscorrectie, en deze risicogrens optellen bij een gecorrigeerd 'achtergrondgehalte' (via 'Edelman' correctie).

Noemer: Corrigeren van toxiciteitsdata voor bodemtype op basis van pH, klei en organisch stof, maar met een andere transferfuncties dan de huidige correctie (randvoorwaarde: de benodigde omrekendata moeten ook in de toxiciteits experimenten gerapporteerd zijn). Een gecorrigeerde achtergrond hierbij optellen (als bij A).

Teller: meten totaalgehalte (koningswater) en toetsen aan noemer.
Fact sheet 'Actuele risico's en transferfuncties' (M-2-B, sectie 2.3.5)

C. Extractie met 0.43 M HNO₃ en gehalte toetsen aan de norm zoals bij A en B. Eventueel kan additioneel met transferfuncties het effect van pH, H en L op de beschikbaarheid worden meegenomen.

Noemer: niet meer corrigeren van toxiciteitsdata. De aanname is dat in toxiciteitstoetsen, omdat metaal wordt toegevoegd, metingen met koningswater en 0.43 M HNO₃ tot (vrijwel) dezelfde concentraties leiden. Er wordt geen generiek achtergrondgehalte bij opgeteld.

Teller: meten gehalte via 0.43 M HNO₃ en toetsen aan noemer (het lokale achtergrondgehalte wordt (vrijwel) niet gemeten met deze extractie).

Fact sheets 'Het 0.43 M HNO₃ extraheerbaar metaalgehalte' (M-3-B, sectie 2.3.6) en 'Actuele risico's en transferfuncties' (M-2-B, sectie 2.3.5).

Opties tweedelijns risicobeoordeling droge bodem

D. Extractie met CaCl₂ of DGT meting en toetsen aan toxiciteitsgegevens voor oppervlakte water

Noemer: Toxiciteitsdata voor oppervlaktewater (in µg/l)

Teller: Extractie met CaCl₂ volgens gestandaardiseerde methode (vaste mengverhouding) en toetsen extract aan noemer.

Fact sheets 'De 0.01 M CaCl₂ extraheerbare fractie' (M-4-B, sectie 2.3.7) en 'Bepaling biobeschikbare fractie met DGT' (M-5-B, sectie 2.3.8).

E. Extractie met CaCl₂ en toetsen aan resultaten toxiciteitstoetsen gebaseerd op CaCl₂ (grotendeels nog uit te voeren) of op transferfuncties voor CaCl₂ op basis van 0.43 M HNO₃ meting

Noemer: toxiciteitsdata verkregen uit toxiciteitsstudies waarbij (gestandaardiseerde) CaCl₂ extracties zijn uitgevoerd en NOEC uitgedrukt is in µg per liter CaCl₂ extract. Deze data zijn momenteel nog schaars.

Teller: Extractie met CaCl₂ volgens gestandaardiseerde methode (vaste mengverhouding) en toetsen extract aan noemer.

Fact sheet 'De 0.01 M CaCl₂ extraheerbare fractie' (M-4-B, sectie 2.3.7).

F. Onderscheid 'poriewater' en 'vaste fase' blootgesteld

Zie fact sheet 'Hard en zachthuidigen' (O-4-WBS, sectie 2.2.6).

Voor de tweedelijns risicobeoordeling kan ook nog gedacht worden aan:

- Accumulatieonderzoek (als maat voor biologische beschikbaarheid) en bioassays (2^e lijns risicobeoordeling).

Noemer: bepaalde waarde waarboven in accumulatie studies of bioassays effecten zijn te verwachten of zichtbaar worden.

Teller: resultaat van accumulatie test of bioassays

Fact sheet 'Interne body residues' (NB-1, sectie 2.4.2).

Te bespreken fact sheets en onderdelen die ter discussie moeten komen te staan:

Te bespreken onderdelen / Motivatie om niet te bespreken tijdens de workshop	
<i>Wel te bespreken tijdens de workshop</i>	
Correctie voor lokaal achtergrond gehalte (M-1-B) Optie A	- Wenselijkheid vereenvoudiging/verheldering
Actuele risico's en transferfuncties (M-2-B) Opties B en C	- Geschikte transferfuncties beschikbaar voor alle metalen (koningswater en/of 0.43 HNO ₃)? - Correctie biobeschikbaarheid toxiciteitsdata uit lab-studies
Het 0.43 M HNO ₃ extraheerbare metaalgehalte (M-3-B) Optie C	- Verschil meting met koningswater en met 0.43 M HNO ₃ in het veld - Verschil koningswater en 0.43 M HNO ₃ in bodem met toegevoegd metaal (in lab-studies)
De 0,01 M CaCl ₂ extraheerbare fractie (M-4-B) Opties D en E	- Relatie CaCl ₂ -extractie met toxicologische effecten op organismen - Voor/nadelen CaCl ₂ ten opzichte van andere technieken - Referentie/waaraan meting toetsen
Bepaling biobeschikbare fractie met DGT (M-5-WBS) Optie D	- Relatie DGT-extractie met toxicologische effecten op organismen - Voor/nadelen DGT ten opzichte van andere technieken - Referentie/waaraan meting toetsen
<i>Niet te bespreken tijdens de workshop</i>	
Interne body residues (NB-1)	- Wordt niet besproken, omdat benodigd onderbouwend onderzoek heel veel behelst.

2.3.3 Water en sediment

Huidige methode

Voor de compartimenten water en sediment worden geen voorstellen gedaan om de wijze waarop de normen (zoals beschreven in paragraaf 1.4.1) worden afgeleid te wijzigen. In paragraaf 1.4.2 en 1.4.3. is beschreven hoe de huidige respectievelijk 1^e- en 2^e lijns risicobeoordeling voor metalen in water en sediment wordt uitgevoerd.

Opties eerstelijns risicobeoordeling water en sediment

1^e lijns risicobeoordeling water. Huidige gang van zaken: meting metaal concentraties, omrekening naar totaalconcentraties in standaard water (teller), toetsing aan normen voor totaalconcentraties in water (noemer). Deze omrekening heeft zowel theoretische als praktische bezwaren. Bovendien worden organismen blootgesteld via de waterfase (opgelost metaal). Daarom richt de fact sheet '*Opgelost of totaal meten*' (M-6-W, sectie 2.3.9) zich op het bepalen van het gehalte aan opgelost metaal.

1^e lijns risicobeoordeling sediment. Huidige gang van zaken: meting metaal-concentraties na destructie in koningswater, omrekening naar standaard sediment (teller), toetsing aan normen voor sediment (noemer). Deze gang van zaken houdt eveneens geen rekening met de verschillende blootstellingsroutes (via de waterige fase en via de vaste fase, i.c. het sediment). De fact sheet '*Opeenvolgende / parallelle extracties*' (M-7-S, sectie 2.3.11) beschrijft op welke manier beide blootstellingsroutes verdisconteerd kunnen worden in de 1^e lijns risicobeoordeling van sedimenten.

Opties tweedelijns risicobeoordeling water en sediment

2^e lijns risicobeoordeling water. Huidige gang van zaken: voorspellen van vrije metaal-concentraties (modelberekeningen) of metingen van bepaalde metaalspecies (allen teller). Probleem hierbij is dat de link met de ecotoxicologische effecten van de metaalspecies niet altijd duidelijk is. In de fact sheet '*DOC-correctie voor koper in water*' (M-8-W, sectie 2.3.10) wordt een voorbeeld aangedragen van een metaalspecies waarbij de relatie met de ecotoxiciteit voor de watervlo Daphnia duidelijk is.

2^e lijns risicobeoordeling sediment. Huidige gang van zaken: eenvoudige toetsing en uitgebreidere risicobeoordeling (paragraaf 1.4.3). Onder anaërobe condities kan de biologische beschikbaarheid van metalen verlaagd zijn door de precipitatie van metaalsulfiden (teller). In de fact sheet '*Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten*' (M-9-S, sectie 2.3.12) is dit uitgangspunt verder praktisch uitgewerkt.

In de onderstaande tabel is kort weergegeven welke onderdelen van de fact sheets onderwerp van discussie zouden moeten zijn tijdens de workshop.

	Te bespreken onderdelen
Opgelost of totaal (M-6-W)	<ul style="list-style-type: none"> – Kan de methode direct geïmplementeerd worden? – Wat is hier eventueel nog voor nodig?
DOC-correctie voor koper in water (M-7-S)	<ul style="list-style-type: none"> – Zijn de aannames voldoende onderbouwd? – Zo nee, wat is hier dan nog voor nodig? – Wat zijn de consequenties voor andere metalen?
Opeenvolgende / parallelle extracties (M-8-S)	<ul style="list-style-type: none"> – Zijn de aannames voldoende onderbouwd? – Doet de methode recht aan de verschillende opnameroutes? – Op welke zure extractie zou toekomstig onderzoek zich moeten richten? – Kan de methode direct geïmplementeerd worden? – Zo nee, wat is hier dan nog voor nodig?
Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten (M-9-S)	<ul style="list-style-type: none"> – Zijn de algemene aannames voldoende onderbouwd? – Zijn de ‘grenswaarden’ voldoende onderbouwd? – Kan de methode direct geïmplementeerd worden?

2.3.4 Fact sheet M-1-B: Correctie voor lokaal achtergrondgehalte.

Titel
Alleen correctie voor lokaal achtergrondgehalte.
Inhoud
Voor afleiden van norm de toxiciteitsdata (als totaalgehalte met koningswater) niet corrigeren en deze risicogrens optellen bij een gecorrigeerd 'achtergrondgehalte' (via 'Edelman' correctie).
<i>Noemer:</i> niet meer corrigeren van toxiciteitsdata voor bodemtype op basis van klei en organisch stof (reden: huidige correctie is niet juist en kan, bij gebrek aan beter, beter geheel achterwege worden gelaten), wel locatiespecifieke achtergrondgehalte erbij optellen (op basis van 90 th - of 50 th -percentiel referentielijnen erbij optellen. Er wordt impliciet van uitgegaan dat dit gehalte niet (weinig) beschikbaar is.
<i>Teller:</i> meten totaalgehalte (koningswater) en toetsen aan noemer.
Kader
Afleiding normen voor metalen in bodem.
Aannamen
Aanname is dat de huidige correctie van een toxiciteitsgegeven op basis van het organisch stof- en kleigehalte in de toets niets bijdraagt aan het meenemen van de biologische beschikbaarheid in een norm. Omdat voorgesteld wordt de correctie voor het achtergrondgehalte te behouden, wordt ook impliciet aangenomen dat het achtergrondgehalte van weinig belang is voor de risico's (of evenmin relevant als de achtergrondconcentratie in de toxiciteitstest is voor de risico's).
Evaluatie
Voordeel is dat niet gesuggereerd wordt dat biologische beschikbaarheid meegenomen wordt. Nadeel is dat expliciet gemaakt wordt dat in algemene zin (nog) niets gedaan kan worden met biologische beschikbaarheid.
Beperkingen
Dit kan direct uitgevoerd worden, alleen moeten de huidige (wel) voor organisch stof en klei gecorrigeerde data bewerkt worden, zodat ongecorrigeerde HC5 en HC50 waarden afgeleid kunnen worden. Voor de 8 relevante metalen betekent dit dat alle toxiciteitsdata herberekend zouden moeten worden en normen opnieuw afgeleid moeten worden.
Onderbouwing
Onderbouwing is dat de huidige bodemtypecorrectie geen biologische beschikbaarheids-correctie is en dus daar ook niet voor gebruikt moet worden. Ook in twee concept EU documenten wordt voor cadmium en zink voor het compartiment bodem geen normalisatie naar pH toegepast, noch een andere bodemtypecorrectie:
<ul style="list-style-type: none"> • Risk assessment report Cadmium oxide (CAS-No.: 1306-19-0, EINECS-No.: 215-146-2), Draft version of May, 2001. • Risk assessment report Zinc metal (CAS-No.: 7440-66-6, EINECS-No.: 231-175-3), Draft version of 29 June 2001.
Consequenties
Consequentie is dat de normen herberekend moeten worden en overal waar nu een bodemtype correctie wordt gebruikt een aanpassing gedaan zal moeten worden. Deze is beter, maar met biologische beschikbaarheid wordt nog steeds niet meer rekening gehouden dan voorheen. Onduidelijk is of dit tot een strengere of minder strenge beoordeling zou leiden.
Haalbaarheid
Technisch is dit binnen 1 jaar haalbaar.

2.3.5 Fact sheet M-2-B: Actuele risico's en transferfuncties

Titel
Het relateren van actuele risico's (effecten) met behulp van transferfuncties
Inhoud
Met behulp van transferfuncties kunnen metaal concentraties (totaal of vrij ion) in poriewater en 0.01 M CaCl_2 –extracten gerelateerd worden aan het reactieve metaalgehalte (0.43 M HNO_3), bodemeigenschappen en pH.
Kader
2 ^e lijns beoordeling van metalen in bodem
Aannamen
De aanname is dat blootstelling van bodemorganismen en opname van metalen door planten voornamelijk via de waterfase van de bodem plaatsvindt. Uitspoeling is vanzelfsprekend direct gerelateerd aan de concentratie in oplossing. Verder wordt aangenomen dat de concentratie in oplossing in evenwicht is met de chemisch reactieve fractie metalen (= 0.43 M HNO_3) en verder wordt bepaald door bodemeigenschappen en pH.
Evaluatie
Voor de metalen Cd, Zn en Cu zijn goede relaties afgeleid tussen de chemisch reactieve fractie, bodemeigenschappen, pH en de concentratie metaal in oplossing. Het voordeel van het gebruik van transferfuncties in plaats van of naast zwakke extracten als bijvoorbeeld CaCl_2 is dat rekening gehouden kan worden met eventuele veranderingen in bodemeigenschappen zoals bijvoorbeeld de pH bij landgebruiksverandering.
Beperkingen
Goede transferfuncties zijn afgeleid voor een beperkt aantal metalen. Voor Pb is nog geen bevredigende transferfunctie afgeleid. Voor andere metalen moet nog begonnen worden. Verwacht wordt dat voor bepaalde organismen ook de beschikbare fractie metaal in de vaste fase van belang is. Daarom is gebruik van transferfuncties in combinatie met 0.43 M HNO_3 een goede optie.
Onderbouwing
Zie Reinds et al. (1995) en Römken et al. (in preparation).
Consequenties
Gebruik van deze methode vereist een aanpassing in het normstelsel met name voor normstelling gebaseerd op ecotoxicologie. Hiervoor zullen normen ontwikkeld moeten worden gebaseerd op concentraties in poriewater en/of zwakke extracten (0.01 M CaCl_2).
Haalbaarheid
Er is veel informatie aanwezig, er hangt veel af van de haalbaarheid van het vaststellen van ecotoxicologische normen op basis van metaalconcentraties in poriewater. Verwacht wordt dat voor bepaalde organismen ook de beschikbare fractie metaal in de vaste fase van belang is.

2.3.6 Fact sheet M-3-B: Het 0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte

Titel	Gebruik van de potentieel beschikbare fractie zware metalen, gedefinieerd als het 0.43 M HNO ₃ extraheerbare metaalgehalte in toetsing aan normen
Inhoud	De chemisch potentieel beschikbare fractie heeft een duidelijkere relatie met effecten (ecotoxicologisch, uitspoeling) dan een totaalgehalte zware metalen. Hiervan is een deel inert en niet beschikbaar voor uitspoeling en voor opname door planten en dieren.
Kader	1 ^e lijns beoordeling voor metalen in (water)bodem
Aannamen	De aanname is dat de 0.43 M HNO ₃ -extractie een goede maat is voor de chemisch reactieve fractie van het metaal. Verder wordt aangenomen dat deze fractie in evenwicht is met de bodemoplossing en dus beschikbaar is voor uitspoeling, en via het bodemvocht voor opname door planten en dieren. Metalen die niet beschikbaar zijn omdat ze ingebouwd zijn in het rooster van kleimineralen en (hydr)oxides worden nauwelijks geëxtraheerd.
Evaluatie	Momenteel zijn normen gebaseerd op totaalgehalten van metalen. Hierbij wordt geen rekening gehouden met het feit dat een gedeelte van de metalen niet beschikbaar zijn voor opname en uitspoeling. Met behulp van 0.43 M HNO ₃ -extractie kan een betere maat worden verkregen voor de metaalfractie die in potentie beschikbaar is voor zowel opname door organismen, alsook voor uitspoeling naar het grondwater. Bovendien is een belangrijk voordeel van het meenemen van de chemisch beschikbare metaalfractie, dat deze fractie in evenwicht is met het bodemvocht en met zwakke extracties zoals de 0.01 M CaCl ₂ -extractie. Omdat alleen de chemisch beschikbare fractie gebruikt wordt, wordt overschatting van risico's zoals bij het gebruik van totaalgehalten vermeden.
Beperkingen	De chemisch beschikbare fractie is alleen een maat voor het potentiële risico. Het actuele risico (blootstelling) wordt daarnaast bepaald door bodemeigenschappen (organisch stofgehalte, kleigehalte en pH) én door de opnamekarakteristieken van de blootgestelde organismen en planten. In een uiteindelijke risicobeoordeling (2 ^e lijn) zal daarom uiteindelijk ook naar de actueel beschikbare fractie gekeken moeten worden.
Onderbouwing	Zie De Rooij et al. (1999).
Consequenties	Overstappen op het gebruik van de chemisch beschikbare fractie vereist geen fundamentele verandering in het normstelsel. Wanneer er vanuit gegaan wordt dat toxiciteitsdata, zoals afgeleid in het laboratorium, gerelateerd zijn aan een beschikbare fractie vereist dit verder geen aanpassingen.
Haalbaarheid	Er is redelijk veel informatie aanwezig. Het ten behoeve van normstelling overstappen van totaal gehalten naar 0.43 M HNO ₃ -extraheerbare metaalgehalten kan op middellange termijn uitgevoerd worden (1 – 3 jaar), waarbij met name de aanname dat er voldoende toxiciteitsdata zijn op basis van 0.43 M HNO ₃ -extraheerbare metaalgehalten nader uitgewerkt dient te worden.
Overige mededelingen	Voor het gebruik van het inschatten van actuele risico's kan het 0.43 M HNO ₃ –extraheerbare gehalte gebruikt worden in combinatie met transferfuncties welke concentraties in bodemvocht relateren aan het beschikbare metaalgehalte, bodemeigenschappen en pH. Deze transferfuncties kunnen correlatief van aard zijn of op Freundlichisothermen berusten. Dergelijke functies zijn ontwikkeld voor een beperkt aantal metalen, maar behoeven verdere validatie.

2.3.7 Fact sheet M-4-B: De 0,01 M CaCl₂ extraheerbare fractie

Titel
Bepalen actuele risico bodemverontreiniging met metalen op basis van de 0.01 M CaCl ₂ extraheerbare fractie.
Inhoud
De 0.01 M CaCl ₂ -extraheerbare fractie geeft vaak een betere voorspelling van de toxiciteit van metalen voor of bioaccumulatie in micro-organismen, bodemdieren en planten dan totaalgehalten. Deze fractie zou derhalve in de normstelling naast totaalgehalten kunnen worden gebruikt.
Kader
2 ^e lijns-beoordeling voor de beoordeling van actuele risico's van metalen in bodem
Aannamen
De eerste aanname is, dat voor veel bodemorganismen blootstelling voornamelijk via de waterfase verloopt. Ook bij dieren die vooral via hun voedsel worden blootgesteld zal dit het geval zijn, maar kan de concentratie in de waterfase actief worden beïnvloed tijdens het verteringsproces in het maag-darm-kanaal (bv. door selectieve vertering van organisch stof-fracties). Een tweede aanname is dat het thermodynamisch bepaalde fysisch-chemische evenwicht in een verouderde bodem, maatgevend is voor de verdeling van het metaal over de verschillende bodem-componenten (poriewater, organisch stof, CEC-plaatsen en occlusieminerale), en daarmee voor de ecotoxicologische effecten van het metaal.
Evaluatie
Voordelen van de methode zijn dat: <ol style="list-style-type: none"> 1. risico's direct worden gebaseerd op beschikbare gehalten en niet op totaalgehalten. Overschatting van risico's wordt daarmee vermeden. Onderzocht moet worden of de methode voldoende in staat is lange-termijn risico's in te schatten. 2. de methode inpasbaar is in een stapsgewijze benadering, waarbij op basis van totaalgehalten een eerste evaluatie plaatsvindt, gevolgd door een extractiemethode die de potentiële beschikbaarheid aangeeft. Deze methode kan vervolgens worden gebruikt voor de bepaling van de actuele beschikbaarheid (zie ook Vink et al., 1999). 3. de methode impliciet de pH van het systeem aanneemt (is ongebufferd). 4. de methode directe afleiding van veld-Kd waarden mogelijk maakt, waarbij in aanmerking genomen dient te worden dat deze uitsluitend het korte-termijn evenwicht tussen oplossing en vaste stof van de bodem beschrijft. 5. de verkregen resultaten (gehalten in de extraheerbare fractie) direct vergeleken kunnen worden met beschikbare gegevens over de toxiciteit van metalen voor waterorganismen of (normen voor) gehalten in het grondwater en nagegaan kan worden of deze toxiciteitsgegevens ook relevant zijn voor de bodemorganismen. 6. De gemeten extraheerbare fractie minder aan seizoensvariatie onderhevig zal zijn dan poriewater-gehalten. Bovendien zijn 0.01 M CaCl₂-extraheerbare gehalten beter reproduceerbaar en minder variabel dan wateroplosbare gehalten.
Beperkingen
Een nadeel van de methode is dat deze soortspecifiek is. Uit het onderzoek van Posthuma et al. (1998) en Smit (1997) blijkt dat wateroplosbare gehalten voor de ene soort de beste voorspelling van de toxiciteit te geven, terwijl voor de andere soort dit geldt voor CaCl ₂ -extraheerbare gehalten. Verder is onduidelijk of de veronderstelde evenwichtsituatie van een bodem uitsluitend bepalend is voor de ecotoxiciteit en of de biologische component van biobeschikbaarheid daardoor te zeer wordt verwaarloosd. Nagegaan moet worden wat de consequenties hiervan kunnen zijn.
Onderbouwing
Uit onderzoek van o.a. Smit (1997) en Posthuma et al. (1998) is gebleken dat voor springstaarten resp. regenwormen de toxiciteit van zink goed gecorreleerd was met het wateroplosbare resp. het 0.01 M CaCl ₂ extraheerbare gehalte in de bodem. Deze bevinding is in ieder geval deels bevestigd door Peijnenburg et al. (1999) voor regenwormen en enchytraën, maar niet voor springstaarten en keverlarven. Uit het onderzoek van Posthuma et al. (1998) bleek dat ook voor planten de toxiciteit van zink correleert met de CaCl ₂ -extraheerbare fracties. Dit wordt bevestigd door onderzoek van

onder andere Novozamsky et al. (1993) en Houba et al. (1996), hoewel deze studies ook aantonen dat de voorspellende waarde van deze methode per metaal kan verschillen. Laatstgenoemde groep heeft ook duidelijk laten zien dat er goede correlaties zijn tussen de CaCl_2 -extraheerbare hoeveelheid en opname door gewassen, zowel voor metalen als voor nutriënten. Voor meerjarige vegetaties is dit minder duidelijk

Analyse van de meetresultaten van de 'RIVM-bodems' laat zien dat er verschil in 'typische' poriewaterconcentraties is tussen schone bodem en verontreinigde bodems (voor Cd, Cu, Ni, Cr, Pb, Zn). Voor een groot aantal verontreinigde bodems liggen de poriewaterconcentraties binnen de range die wordt gemeten in schone bodems; mogelijk heeft veroudering voor een stabilisatie van de concentratie in poriewater gezorgd. Op verontreinigde gronden waar de poriewaterconcentratie veel hoger is, kan dit waarschijnlijk worden toegeschreven aan onvoldoende veroudering of overschrijding van de bodem-opnamecapaciteit. Bodems gespiked met oplosbare metaalzouten, en dus helemaal niet verouderd, vertonen extreem hoge poriewaterconcentraties die slechts vergelijkbaar zijn met die van excessief vervuilde bodems zoals Maatheide (een voormalige zinksmelterij in Noord-België). In een geëquilibreerde, niet extreem vervuilde, bodem (waarin de opslagcapaciteit voor zware metalen niet is overschreden) blijkt het niveau van de poriewaterconcentraties niet of nauwelijks afhankelijk te zijn van de totaal-metaalconcentratie in die bodem (dus geen bodemtypecorrectie nodig). De opslagcapaciteit wordt echter wél door de bodemsamenstelling bepaald (Van Tilborg, 1998).

Consequenties

Overstappen op deze benadering vereist aanpassing van het huidige normstelling cq. de ontwikkeling van een nieuw normstelsel gebaseerd op 0.01 M CaCl_2 -extraheerbare metaalgehalten in de bodem. Dit vereist bovendien een vergaande standaardisatie van de extractiemethode (bv. vastleggen van verhouding oplossing/grond, schudtijd, methode van scheiding vaste en vloeibare fase, etc.).

Deze methode vervangt een gemakkelijk meetbare grootte (totaalgehalte), die volgens de huidige inzichten niet representatief is voor ecotoxiciteit van een bodem. Er is dus beleidsmatig wel winst mee te boeken. Toepassing van CaCl_2 -extractie zou een bodemtypecorrectie overbodig maken.

Haalbaarheid

Er is reeds de nodig informatie aanwezig; desalniettemin zal goede uitwerking en onderbouwing van een dergelijk nieuw normstelsel zeker 5 jaar vergen. Hiertoe moeten de volgende activiteiten worden ondernomen:

1. relateren van 0.01 M CaCl_2 -extraheerbare fractie aan toxiciteit (validatie; middels bioassays etc.)
2. vaststellen van kritische grenzen
3. uitwerken voor zoveel mogelijk verschillende typen bodems en groepen/soorten organismen.

2.3.8 Fact sheet M-5-WBS: Bepaling biobeschikbare fractie met DGT

Titel
Bepaling biobeschikbare fractie aan zware metalen in water, bodem en sediment met behulp van DGT
Inhoud
Bepaling van de concentratie aan zware metalen met DGT (diffusive gradients in thin-films) is gebaseerd op vastlegging van zware metalen in een Chelex gel na diffusie door een hydrogel. Met behulp van DGT wordt een effectieve poriewaterconcentratie aan zware metalen bepaald. Dit is de concentratie aan zware metalen, waaraan een organisme (effectief) bloot wordt gesteld. Deze concentratie kan direct worden gerelateerd aan ecotoxicologische risicogrenzen.
Kader
2 ^e lijnsbeoordeling van metalen in bodem en sediment
Aannamen
De belangrijkste aanname bij de toepassing van DGT in risicobeoordeling is dat opname van zware metalen plaatsvindt via het poriewater. Daarnaast is er de aanname dat de DGT hetzelfde werkt als opname door organismen, waarbij impliciet wordt aangenomen dat een organisme in het geheel geen invloed kan uitoefenen op de opname/excretie van (niet-essentiële) metalen.
Evaluatie
DGT bepaalt een 'realistische' worst-case poriewaterconcentratie aan zware metalen. Er wordt rekening gehouden met nalevering van zware metalen vanuit de vaste fase naar het poriewater. Deze 'realistische' poriewaterconcentratie is dus veelal groter dan de gemeten poriewaterconcentratie aan zware metalen. Het voordeel van de DGT methodiek is dat deze toepasbaar is onder veldomstandigheden en daardoor gebruikt kan worden voor de inschatting van de daadwerkelijke risico's in het veld.
Beperkingen
Door bepaling van een worst-case poriewaterconcentratie wordt de opname van zware metalen alleen kwantitatief in beeld gebracht voor organismen die snel metalen opnemen en vastleggen. De methode lijkt niet geschikt voor essentiële metalen, omdat opname hiervan wordt gereguleerd door het organisme.
Onderbouwing
De toepassing van DGT voor kwantitatieve bepaling van zware metalen is voor het eerst gepresenteerd in Nature (Davison en Zhang, 1994) en uitgebreid beschreven in onder andere (Zhang en Davison, 1995; Zhang et al., 1995; Zhang et al., 1998). De biologische toepasbaarheid is recent aangetoond in (Hooda et al., 1999). De methode is eenvoudig toepasbaar voor een grote range aan bodems en sedimenten met verschillende metaalgehalten en pH's. De DGT metingen zijn vergeleken en gekalibreerd met traditionele technieken en tonen een zeer goede correlatie met opname door planten (Zhang et al., 2001).
Consequenties
DGT is inpasbaar binnen de huidige normstelling en risicobeoordeling, omdat een 'effectieve' concentratie wordt bepaald, waaraan een organisme wordt blootgesteld. Deze concentraties zijn direct vergelijkbaar met (aquatische) risicogrenzen.
Haalbaarheid
Toepassing van DGT in Nederland voor prioriteringsdoeleinden lijkt haalbaar binnen een termijn van 3 jaar, een langere termijn zal nodig zijn voor toepassing in de algehele beoordeling van bodems of sedimenten. De methodiek en de producten zijn gepatenteerd en commercieel verkrijgbaar (DGT Research Ltd in de UK). Op dit moment loopt in verschillende landen (o.a. Australië) onderzoek om de implementatie van DGT bij risicobeoordeling in beeld te brengen. Standaardisatie van de methode voor toepassing in het Nederlandse waterbeheer is nodig.
Overige mededelingen
De toepasbaarheid van DGT in risicobeoordeling is onlangs besproken op een workshop. De algemene conclusie was dat de methode geschikt lijkt voor toepassing in het Nederlandse waterbeheer.

2.3.9 Fact sheet M-6-W: Opgelost of totaal

<p>Titel Bepaling van zware metalen in water: opgelost of totaal meten?</p>
<p>Inhoud Waterbeheerders volgen routinematig de waterkwaliteit in hun beheersgebied. De gehalten aan zware metalen worden vrijwel altijd bepaald in ongefiltreerd water; alleen in MWTL verband wordt op enkele locaties (bijv. Lobith, Eijsden) ook in gefiltreerd water gemeten. Om de gehalten te kunnen toetsen aan normen moeten de analyseresultaten in ongefiltreerd water worden omgerekend naar 'standaard water' met 30 mg/l zwevend stof (Normen voor het Waterbeheer, p. 141). Hiertoe dient zowel de zwevend-stof concentratie als de partitie-coëfficiënt voor het metaal bekend zijn. Aan deze omrekening kleven zowel inhoudelijke als praktische bezwaren. Een alternatief is om de opgeloste concentratie te meten (filtratie over 0.45 µm filter), in combinatie met bepaling van de zwevend stof kwaliteit.</p>
<p>Kader 1^e lijns beoordeling van metalen in water en zwevend stof</p>
<p>Aannamen Omrekening van resultaten voor ongefiltreerde monsters (C_{tot}) naar standaard water (C_{st}) vindt plaats m.b.v. de volgende formule (Normen voor het waterbeheer, p. 143):</p> $C_{\text{st}} = C_{\text{tot}} * [1 + K * 30 / 1000] / [1 + K * ZS / 1000]$ <p>De metaalconcentratie in standaard water geldt bij een zwevend stof concentratie van 30 mg/l en kan rechtstreeks aan de normen worden getoetst. De zwevend-stof concentratie (ZS) wordt bijna altijd gemeten, maar de metaal-specifieke partitie-coëfficiënt (K) is nagenoeg nooit bekend in het betreffende water(-systeem). Daarom wordt gebruik gemaakt van een generieke K, gebaseerd op een inventarisatie van K-waarden in Nederlandse Rijkswateren in 1983-1986 (Van der Kooij et al., 1991, Water Research 25: 697-705). De partitie-coëfficiënt is echter afhankelijk van gebiedseigen variabelen, zoals pH, hardheid, DOC en samenstelling van het zwevende stof. De aanname van een generieke partitie-coëfficiënt is weliswaar praktisch maar tevens een grove versimpeling van de werkelijkheid.</p>
<p>Evaluatie <u>Voordeel huidige gang van zaken:</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Monsternamen is relatief eenvoudig omdat filtratie achterwege kan blijven. 2. De omrekening naar standaard water is eenvoudig uit te voeren. <p><u>Nadeel huidige gang van zaken:</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Aanname m.b.t. partitie-coëfficiënt doet geen recht aan gebiedseigen karakter. 2. Zwevend stof moet worden bepaald vanwege de omrekening naar standaard water. 3. De omrekening naar standaard water is niet bij alle waterbeheerders gangbaar. Een reden om de omrekening achterwege te laten is dat deze vaak leidt tot 'extra' problemen in een watersysteem (wanneer de zwevend stof concentratie (veel) lager is dan 30 mg/l). <p>Een alternatief voor de huidige gang van zaken is om metalen niet meer te meten in totaal (ongefiltreerd) water, maar in gefiltreerd water en in het zwevende stof. Voor beide milieu-compartimenten zijn normen ontwikkeld. De opgeloste concentraties kunnen direct worden vergeleken met MTR en SW; gehalten in het zwevende stof dienen te worden omgerekend naar standaard zwevend stof of standaard waterbodem (correctie voor klei en organisch stof).</p> <p><u>Voordeel van dit alternatief:</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Omrekening voor de waterfase vervalt; metingen worden direct getoetst aan normen. 2. Analyse van zwevend stof is de basis voor risico-evaluatie van chronische toxiciteit. 3. Analyse van zwevend stof geeft direct een indruk van de toekomstige kwaliteit van de toplaag van de waterbodem. <p><u>Nadeel van dit alternatief:</u></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Filtratie vergt analytische voorzorgsmaatregelen (voorkomen contaminatie).

2. Monsternamen van zwevend stof in (kleine) wateren kan d.m.v. een mobiele centrifuge, echter kosten apparatuur zijn hoog (ca. 100 kF).
3. Elke verandering op het gebied van normstelling ontmoet weerstand bij waterbeheerders.

Beperkingen

Zie evaluatie.

Onderbouwing

Gebiedseigen karakter van K-waarden: Van der Kooij et al. (1991). Daar komt nog bij dat de generieke K-waarden die voor de omrekening naar standaard water worden gebruikt gedateerd zijn (periode 1983-1986) en bovendien indirect bepaald (geadsorbeerde gehalte is geschat als totaal minus opgelost metaal, gedeeld door zwevend stof concentratie). Wanneer de huidige, direct bepaalde, K-waarden voor de Rijn worden vergeleken met die uit 1983-1986 vallen grote verschillen op voor Cd, Hg, Ni en Zn: de huidige K-waarden voor deze metalen zijn 1.5 tot drie maal hoger (Van den Berg en Zwolsman, 2000).

Consequenties

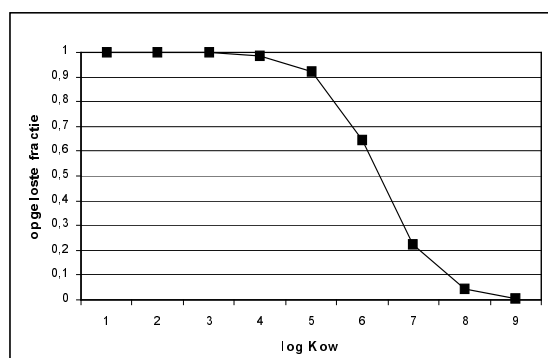
Meer transparante toetsing van de waterkwaliteit m.b.t. zware metalen aan de normen en een betere afstemming tussen waterbeleid en waterbodembeleid. Aanpassingen in monsternamen en analytische infrastructuur (clean-room condities) zijn nodig.

Haalbaarheid

Op zich haalbaar binnen 1 jaar, echter landelijke aansturing zal nodig zijn (bijv. vanuit CIW werkgroep VII: monitoring).

Overige mededelingen

In principe kan de voorgestelde benadering ook worden toegepast voor organische microverontreinigingen, zij het niet voor alle stoffen. Veel hydrofobe microverontreinigingen (bijvoorbeeld PCBs) zijn niet aantoonbaar in de waterfase, alleen in het zwevend stof en daar is de monitoring dan ook op gericht. Andersom is er ook een groep van water-oplosbare microverontreinigingen die alleen in de waterfase worden gemeten, zoals veel bestrijdingsmiddelen. Maar ook moet worden geconcludeerd dat in het log K_{ow} gebied 5.1 tot 7.5 er altijd een deel in beide fasen zit, bij log K_{ow} 6.3 zelfs 50% (zie onderstaande figuur). Dit zou ervoor pleiten de voorgestelde methodiek voor zware metalen ook toe te passen op organische microverontreinigingen die zich in dit gebied bevinden.



Toch zijn er wel praktische bezwaren: in tegenstelling tot zware metalen (tenminste in de Rijkswateren) is een dergelijke monsternamen methodiek niet ingeburgerd voor organische microverontreinigingen. Dat betekent dat de methodiek eerst ontwikkeld moet worden, hetgeen zeker enige jaren in beslag zal nemen (ivm voorkomen van contaminatie, adsorptie aan materialen, afbraak tijdens opslag).

2.3.10 Fact sheet M-7-W: DOC-correctie voor koper in water

<p>Titel Corrigeren voor verminderde koper-beschikbaarheid als gevolg van binding aan DOC</p>
<p>Inhoud De normen (MTR, streefwaarden) voor metalen in oppervlaktewater worden afgeleid van laboratoriumtoetsen waarbij de metalen in de vorm van zouten zijn toegevoegd en maximaal beschikbaar zijn door het (veelal) ontbreken van opgelost organisch koolstof (DOC) in het testmedium. De hiervan afgeleide normen voor 'opgelost' hebben daarmee betrekking op de biologisch beschikbare fractie. De normen voor 'opgelost' en 'totaal' houden geen rekening met een eventuele aan DOC-gebonden metaalfractie. Voor tenminste koper is duidelijk dat binding aan DOC aanwezig in oppervlaktewater relevant is (ook voor 'opgelost', d.w.z. bij filtratie over 0,45 µm) en de beschikbaarheid en daarmee toxiciteit aanzienlijk doet afnemen. Voor metalen waarvoor de binding aan DOC relevant en in kwantitatieve termen bekend is, wordt voorgesteld om:</p> <ul style="list-style-type: none"> • met betrekking tot de normen voor <u>oppervlaktewater-opgelost</u> hetzij (1) de meetgegevens eerst te corrigeren voor de aan DOC-gebonden metaalfractie alvorens tot normtoetsing aan de huidige normen over te gaan, danwel (2) de huidige normen aan te passen door deze mede afhankelijk te laten zijn van het DOC-gehalte in het oppervlaktewater. • met betrekking tot de normen voor <u>oppervlaktewater-totaal</u> de huidige normen aan te passen door deze mede afhankelijk te laten zijn van het DOC-gehalte in het oppervlaktewater.
<p>Kader 2^e lijns beoordeling van koper in oppervlaktewater</p>
<p>Aannamen</p> <ul style="list-style-type: none"> • De opname van koper verloopt via de waterfase, de biologische beschikbaarheid van de aan DOC gebonden metaalfractie is voor alle aquatische organismen verwaarloosbaar klein. • De binding van metalen aan DOC is onafhankelijk van andere waterparameters (zoals pH, alkaliniteit). Zonodig wordt een range aangegeven van pH en alkaliniteit-waarden waarbinnen de voorgestelde correctie toepasbaar is (en onafhankelijk is van pH en alkaliniteit). Wellicht kan het momenteel door de US-EPA ontwikkelde Biotic Ligand Model hiervoor gebruikt gaan worden. • De (gemiddelde) complexconstante K (waarbij 'gemiddelde' is toegevoegd omdat we met vele Cu-complexen te maken hebben) voor binding van Cu aan DOC is constant over het jaar, en onafhankelijk van de samenstelling van het DOC.
<p>Evaluatie Het MTR voor koper (en zink) wordt stelselmatig overschreden in het rijks- en regionale oppervlaktewater. In veel gevallen gaat het om een overschrijding met een factor van maximaal 3. Binding aan DOC lijkt tenminste voor koper relevant. Indien voor de binding van koper aan DOC wordt gecorrigeerd is de verwachting dat (vrijwel) overal aan tenminste het MTR wordt voldaan (een eerste schatting is dat het MTR voor Rijn en Maas (met 3 mg DOC/l) komt te liggen op ca. 3,2 µg/l in plaats van de huidige generieke norm van 1,5 µg/l (huidig MTR)).</p>
<p>Beperkingen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Het gehalte aan DOC wordt nog niet overal standaard bepaald. • Niet voor alle metalen lijkt de binding aan DOC relevant. • De metaal-specifieke (gemiddelde) complexconstante K aan DOC is voor de meeste metalen nog onbekend. Enkel voor koper is er informatie beschikbaar op grond van empirisch veldonderzoek. • De afhankelijkheid van de metaal-specifieke (gemiddelde) complexconstante K aan DOC met andere omgevingsparameters zoals pH en alkaliniteit is mogelijk een beperkende factor.

- De afhankelijkheid van de toxiciteit van koper is alleen tijdens acute toxiciteitsexperimenten met Daphnia aangetoond.
- Sterk afhankelijk van de aanname dat koper alleen via de waterfase plaatsvindt.
- Deze op grond van empirisch-veldonderzoek afgeleide kwantitatieve relatie geldt niet voor 'zure' oppervlaktewateren ($\text{pH} < 6$), waarbij aangetekend dat het onderzochte 'zure' oppervlaktewater ook een lage alkaliniteit had.

Onderbouwing

Studie Kopertox, fase 1 en 2 zijn afgerond (Kramer et al., 2001). Met deze studie is voor koper duidelijk geworden dat de binding aan DOC aanwezig in Nederlands oppervlaktewater uitermate relevant is: de chemische speciatie wordt sterk beïnvloed en de beschikbaarheid en toxiciteit van koper voor Daphnia neemt fors af in aanwezigheid van DOC. De studie geeft aan de binding relatief onafhankelijk is van het seizoen en daarmee met de samenstelling van het DOC. Op grond van fase 1 en 2 is de volgende formule afgeleid:

$$\text{EC}_{50} \text{ Daphnia (beweeglijkheid)} = 30.2 (\mu\text{g Cu/L}) + 17.2 \times \text{DOC (mg/L)} \quad (R^2 = 0.80, n = 21)$$

Consequenties

Zie evaluatie

Haalbaarheid

Rekening houden met de binding aan DOC lijkt voor koper zeker haalbaar. Momenteel (=fase 3) wordt onderzocht of de kwantitatieve relatie zoals afgeleid voor Daphnia ook opgaat voor andere organismen, waarbij onderzoek gedaan wordt naar alg en vis (ELS-toets). Resultaten hiervan worden eind 2001 verwacht. Implementatie zal waarschijnlijk 1-3 jaar in beslag nemen. Voor de overige metalen is nog onvoldoende kwantitatieve informatie beschikbaar.

2.3.11 Fact sheet M-8-S: Opeenvolgende/parallelle extracties

Titel																	
Opeenvolgende/parallelle extracties van sediment voor het schatten van risico's van zware metalen																	
Inhoud																	
<p>Door in één analysestap gebruik te maken van twee of meerdere extractiemiddelen kan aan een sedimentmonster zowel de actuele als de potentiële chemische beschikbaarheid simultaan worden gemeten. Praktisch gezien houdt dit in, dat een monster wordt onderworpen aan een extractie, waarna het eluaat wordt gedecanteerd en geanalyseerd, waarna hetzelfde sedimentmonster wordt geëxtraheerd met een ander middel (opeenvolgende extracties). Ook kunnen de verschillende bepalingen aan submonsters van hetzelfde monster worden uitgevoerd (parallelle extracties).</p> <p>Blootstelling aan en opname van metalen door bodembewonende organismen vindt zowel via de waterfase (dermale opname en ingestie) als via het sediment (ingestie) plaats. De concentraties in de waterfase worden door de lokale omstandigheden gedictieerd (lokatie-eigen pH speelt hierbij een prominente rol) en bepalen in hoge mate de <i>in situ</i> beschikbaarheid en het acute risico (o.a. Dean, 1974; Belfroid en Van Gestel, 1999). De bijdrage van sediment gebonden metalen, vaak een langere termijn risico i.v.m. nalevering of mobilisatie (potentiële beschikbaarheid), zou apart moeten worden bepaald.</p> <p>Om een indruk te krijgen van de concentraties in de waterfase kan een ongebufferde, zwakke extractie op het sediment worden uitgevoerd. Met een extract van 0,01M CaCl₂ (calciumchloride) zijn hiervoor goede overeenkomsten gevonden met poriewaterconcentraties en interne concentraties in organismen. De bijdrage van het sediment via de vaste fase (ingestie) kan worden geschat met een gebufferd extractiemiddel met een lage pH. Deze laatste methode wordt thans veelvuldig toegepast in de vorm van een aqua-regia destructie. Nadeel van deze methode is dat ook de metalen worden gedestruëerd die niet daadwerkelijk beschikbaar zijn voor organismen, ook niet na ingestie (de zogenaamde inerte fractie metalen). De pH waarbij de destructie plaatsvindt is daarvoor veel te laag en overschat in feite het risico, waardoor het als signaalfunctie tekort schiet. Het zou beter zijn om voor deze tweede stap een gebufferd extractiemiddel te gebruiken dat veldreële pH waarden benadert. Hierbij kan gedacht worden aan een pH die overeenkomt met die van het maag-darmkanaal van nader te benoemen ecologische kensoorten (pH 3-5).</p>																	
<table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="3">Extracties</th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Meet:</td><td><i>Risico waterfase</i></td><td><i>Risico vaste fase</i></td></tr> <tr> <td>Omstandigheden:</td><td>Heersende pH</td><td>Opgelegde pH (bij voorkeur 3 tot 5)</td></tr> <tr> <td>Wat:</td><td>Poriewater concentraties</td><td>Sediment gebonden metalen</td></tr> <tr> <td>Hoe:</td><td>Zwakke extractie</td><td>Zure extractie (thans koningswater, pH 0)</td></tr> </tbody> </table>			Extracties			Meet:	<i>Risico waterfase</i>	<i>Risico vaste fase</i>	Omstandigheden:	Heersende pH	Opgelegde pH (bij voorkeur 3 tot 5)	Wat:	Poriewater concentraties	Sediment gebonden metalen	Hoe:	Zwakke extractie	Zure extractie (thans koningswater, pH 0)
Extracties																	
Meet:	<i>Risico waterfase</i>	<i>Risico vaste fase</i>															
Omstandigheden:	Heersende pH	Opgelegde pH (bij voorkeur 3 tot 5)															
Wat:	Poriewater concentraties	Sediment gebonden metalen															
Hoe:	Zwakke extractie	Zure extractie (thans koningswater, pH 0)															
Voorgesteld wordt om elk sedimentmonster te onderwerpen aan beide typen extractie.																	
Kader																	
1 ^e lijns risicobeoordeling van metalen in sediment.																	
Aannamen																	
<p>Extractie via koningswater ontsluit nagenoeg alle metalen die in het sediment aanwezig zijn, inclusief de inerte fractie. Van de zwakke extractie wordt aangenomen dat deze de chemisch gemakkelijk beschikbare fractie benadert. Dit is de opgeloste fractie en eventueel een snel naleverbare fractie. Er wordt aangenomen dat de opgeloste fractie een rol speelt in bioaccumulatie van metalen door organismen.</p> <p>Bij het toepassen van opeenvolgende/parallelle extracties wordt aangenomen dat metalen via verschillende opnameroutes het organisme kunnen bereiken, te weten de opgeloste fractie en de sediment-gebonden fractie.</p>																	
Evaluatie																	
<p>De gemeten concentraties aan zware metalen na zwakke extractie kunnen een belangrijk aanvullend inzicht opleveren in het actuele ecotoxicologisch risico, zeker ten opzichte van analyse na aqua-regia destructie. De ongebufferde methode verdisconteert impliciet de sediment-eigen karakteristieken, waaronder sorptiecapaciteit en pH. Concentraties kunnen rechtstreeks worden getoetst aan normen voor oppervlaktewater (Conder en Lanno, 2000).</p>																	

De uitkomsten van de zwakke extractie kunnen onder meer worden gebruikt om te prioriteren binnen sedimenten die overeenkomstig worden geklasseerd. Deze klassering op totaalgehalte via koningswater volgt uit de toetsing aan normen voor sediment (SW, MTR, IW). De opgeloste fractie die bepaald is via zwakke extractie ($\mu\text{g/l}$) wordt getoetst aan de normen voor oppervlaktewater. Op basis hiervan kunnen sedimenten worden 'gedeklasseerd' of een lagere sanerings-prioriteit toegewezen krijgen.

Er kan worden overwogen om toetsing van de sedimentkwaliteit uit te voeren op aëroob sediment. Reden hiervan is dat de directe leefomgeving van sedimentbewonende organismen als geoxideerd moet worden beschouwd (o.a. Matisoff et al., 1999). Blootstelling aan metaalconcentraties zal dus plaatsvinden onder omstandigheden waarbij (metaal)sulfides zijn geoxideerd.

Beperkingen

- Opeenvolgende of parallelle extracties bepalen de chemische beschikbaarheid van contaminanten. Opname door organismen wordt echter ook door andere variabelen bepaald (bijv.: vitaliteit, substraat-samenstelling, nutriëntbeschikbaarheid, DOC-binding).
- De 0.01 M CaCl_2 extractie is niet feilloos, d.w.z. de correlaties met geaccumuleerde metalen in organismen zijn niet altijd goed. Hetzelfde probleem doet zich ook voor met poriewater-concentraties. De reden is onder meer gelegen in het feit dat totaal-opgeloste concentraties nog geen inzicht geven in de vrije ion-activiteiten waaraan (een groot deel van) accumulatie vaak wordt toegeschreven (Hare, 1996; Allen, 1993; Campbell, 1995; Minnich en McBride, 1987; Knight en McGrath, 1995; Sauvé et al., 1996 en Sauvé et al., 1999).
- Er dient overeenstemming te komen voor een representatieve, veldreële pH waarbij een gebufferde, zure extractie moet plaatsvinden. Deze extractie dient de aqua-regia destructie te vervangen. Een voorbeeld van een bufferoplossing met pH 4 is 0,2M NaAc + 0,8M azijnzuur.
- De methode is nog niet geïmplementeerd, er liggen wel voorstellen daartoe.

Onderbouwing

Uit een groot aantal onderzoeken is gebleken dat de concentraties verkregen met de zwakke extractie methode goede verbanden vertonen met poriewaterconcentraties (o.a. Maiz et al., 2000 en Otte et al., 2000) en de opname en bioconcentratie van metalen door flora (o.a. Otte et al., 1993; Lorenz et al., 1997; Brun et al., 1998; Novozamsky et al., 1993 en Houba et al., 1996) en fauna (o.a. Tessier en Turner, 1995; Janssen et al., 1997; Weltje, 1998 en Tessier et al., 1984), en kan derhalve dienen als maat voor het risico van blootstelling via de waterfase.

Een voorstel voor implementatie in de risicobeoordeling van de zwakke extractie, naast het uitvoeren van een koningswaterdestructie, wordt gegeven door Vink et al. (1999). Ook door Peijnenburg et al. (2001) wordt, op basis van verschillen in opnameroute, gescheiden risicobeoordelingen voor opgeloste en sedimentgebonden metalen bepleit.

Consequenties

- Het gecombineerde gebruik van een zure extractie / aqua-regia destructie én een zwakke extractie verdisconteert de verschillende opnameroutes van metalen. Bovendien geven de resultaten inzicht in de lokale (veld)verdelingscoëfficiënt van metalen.
- Analyses van zwakke extracten van veldmonsters zijn in de regel reproduceerbaarder dan poriewater-analyses.
- De methode kan het missen van de zogenaamde 'vals-negatieven' (foutief verworpen monsters) zoals in de huidige praktijk (enkele aqua-regia destructie) veelvuldig voorkomt, ondervangen.

Haalbaarheid

De zwakke extractiemethode is operationeel voor zowel de droge bodem als voor waterbodemsediment. Voor de zure extractie (pH 3-5) geldt, dat de causaliteit met exotocicologische effecten nader dient te worden onderbouwd. De meerkosten van een opeenvolgende/parallelle extractie ten opzichte van een enkele koningswater destructie zijn gering.

2.3.12 Fact sheet M-9-S: Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten

<p>Titel Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten</p>
<p>Inhoud Voorstel voor een twee-traps benadering bij de beoordeling van Zn-risico's in anaërobe sedimenten, waarbij als de gemeten gehalten de norm overschrijden, omrekening van deze gehalten op basis van AVS (Acid Volatile Sulfide) en organisch koolstof (f_{oc}) kan worden toegepast, volgens EU-risk assessment voor zink. De twee-traps beoordeling ziet er als volgt uit:</p> <pre> graph TD A[meet totaalgehalte Zn, vergelijk met norm] --> B{meting/norm < 1?} A --> C{meting/norm > 1?} B --> D[geen actueel risico] C --> E{gehalte < 1.100 mg Zn/kg?} C --> F{gehalte > 1.100 mg Zn/kg?} E --> G[meet AVS en organisch C gehalte] F --> H[actueel risico] G --> I{([SEM]-[AVS])/foc < 100 µmol/goc?} G --> J{([SEM]-[AVS])/foc > 100 µmol/goc?} I --> K[geen actueel risico] J --> L[actueel risico] </pre>
<p>Kader 2^e lijns beoordeling van metalen in anaërobe sedimenten. Niet geschikt voor beoordeling van verspreidingsrisico's van baggerspecie op land, omdat het sediment dan aëroob wordt.</p>
<p>Aannamen De risico's van zinkverontreiniging worden overschat als voor de risicobeoordeling het totaalgehalte met de norm vergeleken wordt, want onder anaërobe omstandigheden kan de beschikbaarheid van metalen sterk beperkt worden door de aanwezigheid van sulfiden, dat met de metalen kan precipiteren. Hierdoor zijn ze minder beschikbaar voor in het sediment aanwezige organismen. Deze sulfiden worden bepaald als AVS (Acid Volatile Sulfide, zuur labiel sulfide), waarbij tegelijkertijd bivalente kationen geëxtraheerd worden (m.n. Zn^{2+}, Cd^{2+}, Cu^{2+}, Ni^{2+} en Pb^{2+}). Deze metaalpool wordt SEM (Simultaneously Extracted Metals, simultaan geëxtraheerde metalen) genoemd. Als er niet voldoende sulfide aanwezig is om alle metaalionen kwantitatief te kunnen binden, zullen de niet-gebonden metalen zich verdelen over het poriewater en evt. andere aanwezige liganden, waarvan organisch koolstof de belangrijkste is.</p>
<p>Evaluatie <i>Voordelen</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Neemt beter de verminderde beschikbaarheid van Zn in de anaërobe waterbodem mee. • Verklaart waarom er in sommige gevallen bij hoge metaalconcentraties geen effecten worden waargenomen. • kan redelijk goed voorspellen in welke concentratiegebieden wel effecten te verwachten zijn. • geeft een duidelijke ondergrens aan waarbeneden geen effecten te verwachten zijn.

- heeft de smalste bandbreedte met 'mogelijk wel/geen' onzekerheid.

Nadelen

- slechts empirisch onderbouwd: causale verbanden nog onduidelijk, geen duidelijke dosis-effect relaties voorhanden.
- Representativiteit van de gebruikte studies: er is één studie bekend met SEM-AVS < 0, waarbij toch effecten optraden, die bovendien de grens van 100 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ niet steunt (Hansen et al, 1996). Hierdoor zou wellicht 57 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ beter gekozen kunnen worden als ondergrens waarbeneden geen toxische effecten optreden. Daarnaast zijn er studies bekend waarbij het metaalgehalte in de testorganismen beter correleerde met SEM dan met SEM-AVS (Lee et al., 2000, Griscom et al., 2000). Deze studies zetten vraagtekens bij de aanname dat alleen het vrije metaal opneembaar is (zie onderstaande tabel).
- als AVS=0 betekent dit dat de toxiciteit voor alle metalen gelijk is. Dit beperkt de mogelijkheid het AVS-concept voor alle metalen in te zetten, met name als SEM>AVS.
- we spreken hier alleen over zink en niet over SEM, hoewel Zn veelal 80 – 90 % van het SEM bepaalt.
- het is nog onduidelijk hoe om moet worden gegaan met combinaties van metalen, met name bij monitoring; hoe om te gaan met (natuurlijke) achtergrondconcentraties binnen de SEM-pool, en met seizoensinvloeden op concentraties van SEM, AVS en f_{oc} .
- Omdat AVS concentraties variëren met de diepte van het sediment is een protocol voor monsternamen gewenst (hoe diep, hoe vaak etc.)

De waarde van 1.100 mg Zn/kg dw als bovengrens waarboven zeker risico's te verwachten zijn, is gebaseerd op de aanname dat boven 3400 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ altijd effecten gevonden worden. Teruggerekend voor Zn (molgewicht 65,38 g/mol) naar sediment met een organisch stofgehalte van 5%, maar zonder AVS komt dit, na het toepassen van een veiligheidsfactor van 10 voor de vertaling van acute naar chronische toxiciteit, neer op een bovengrens van 1.100 mg/kg Zn.

Beperkingen

Alleen geschikt voor beoordeling van sediment onder anaërobe condities.

Andere bindingsvormen van Zn dan sulfiden en organisch koolstof worden niet expliciet meegenomen. Impliciet wel, omdat er een relatie is tussen de concentraties organisch koolstof en de bindingsvormen met Fe (hydroxiden) en Al (kleimineralen).

Onderbouwing

De onderbouwing van de voorgestelde methodiek is verwoord in DiToro et al. (2001), zie tabel. Voornaamste reden om deze methodiek voor te stellen is dat het de minste kans op fout-positieve en fout-negatieve beoordelingen heeft (onzeker), af te lezen in de tabel als het percentage van de observaties waarbij de methode juist voorspelt (toxisch/niet toxisch).

Methodologie	Niet-toxische ^b range [percentage]	Onzekere range [percentage]	Toxische range [percentage]
ERM R ^c	<0.1 [11.7%]	0.1-180 [84.5%]	>180 [3.8%]
SEM	<1 $\mu\text{mol/g}$ [24.8%]	1-140 $\mu\text{mol/g}$ [69.6%]	>140 $\mu\text{mol/g}$ [5.6%]
SEM/ f_{oc}	<250 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ [34.2%]	250-4500 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ [50.6%]	>4500 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ [15.2%]
SEM/AVS	<2 [63.7]	2-40 [27.1%]	>40 [9.2%]
SEM-AVS	<1.7 $\mu\text{mol/g}$ [59.9%]	1.7-180 $\mu\text{mol/g}$ [36.7%]	>180 $\mu\text{mol/g}$ [3.4%]
(SEM-AVS)/ f_{oc}	<150 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ [58.8%]	150-3400 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ [25.5%]	>3400 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ [15.7%]

^b niet toxisch: ≤ 24 % mortaliteit

^c ERM R is de effect range mediaan ratio, gedefinieerd als het gemiddelde van de ratio van de metaal concentratie

en de ERM voor elk individueel metaal in het sediment. De ERM is de mediane effect range concentratie, dwz het 50-percentiel van een biologische effect waarde uit een sediment-database, gebaseerd op totaalconcentraties. Voor zink is de ERM 410 mg/kg dw.

Consequenties

In de eerste lijns beoordeling van Zn zal getoetst blijven worden met totaalgehalten in sediment. In de tweede lijn kan de ernst van de verontreiniging geëvalueerd worden, mits voldaan wordt aan de randvoorwaarden (te hanteren onder- en bovengrens van 100 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$ resp. 1.100 mg Zn/kg drooggewicht), door de voorgestelde omrekening op basis van AVS en OC. Hierdoor zullen meer sedimenten juist beoordeeld worden.

Haalbaarheid

Mits de getalsmatige invulling van de randvoorwaarden (ondergrens van 100 $\mu\text{mol/g}_{\text{oc}}$, bovengrens van 1.100 mg Zn/kg drooggewicht) voldoende onderbouwd wordt geacht, kan de voorgestelde wijziging binnen 1 jaar ingevoerd worden. Echter, ook aan de andere genoemde nadelen onder 'evaluatie' zal tegemoet moeten worden gekomen. Dit zal aanzienlijk meer tijd vergen (> 3 jaar).

Overige mededelingen

Doorwerking voor andere metalen dient nog uitgezocht te worden, evenals een studie naar de verschuivingen van hoeveelheden te baggeren specie.

2.4 Niet te bespreken fact sheets

2.4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk zijn een aantal fact sheets opgenomen, die relevant zijn voor het onderwerp om biologische beschikbaarheid mee te nemen bij de risicobeoordeling of normstelling. Om redenen aangegeven in onderstaande tabel zullen deze fact sheets niet worden besproken tijdens de workshop.

Fact sheet	Motivatie om niet te bespreken tijdens de workshop
Interne body residues (NB-1)	– Wordt niet besproken, omdat benodigd onderbouwend onderzoek nog zeer beperkt is en het veel tijd zal kosten om het onderzoek zo compleet te krijgen dat het bruikbaar is voor toepassing voor meerdere stoffen.
Correctie voor roet en kool (NB-2)	– Wordt niet besproken, omdat ‘winst’ te gering is.
Bioassays (NB-3)	– Omdat het in de workshop gaat om <i>stofgerichte</i> normstelling, worden bioassays niet behandeld.
Biosensoren (NB-4)	– Omdat het in de workshop gaat om <i>stofgerichte</i> normstelling, worden biosensoren niet behandeld.

2.4.2 NB-1: *Interne body residues*

Titel
Koppeling van interne body residues aan effecten en de toepassing in normstelling
Inhoud
Uitgangspunt is de basisaanname dat biobeschikbaarheid van een stof niet uitsluitend in bodem-chemische termen kan worden gevat, maar dat hierin de opneembaarheid voor organismen moet worden meegenomen. Het overschrijden van een soortsafhankelijke kritische interne concentratiedrempel (internal threshold concentration, ITC) is bepalend voor de mate waarin er in het organisme toxische effecten zullen optreden. In principe zou het mogelijk zijn om effectgerichte bodemkwaliteitscriteria te ontwikkelen op basis van de kans op overschrijding van de genoemde ITC niveaus in specifieke indicatororganismen.
Kader
2 ^e lijns beoordeling voor zware metalen en organische microverontreinigingen in biota.
Aannamen
De basisaanname van de methode is dat de variatie in de wijze van blootstelling in het veld in principe niet van belang is, maar dat effecten altijd optreden bij overschrijding van een gemiddeld constante interne drempelwaarde. De snelheid waarmee de drempelwaarde wordt bereikt wordt bepaald door de hoeveelheid en chemische beschikbaarheid en de toxicokinetiek van de stof en is specifiek voor een bepaalde soort of groep van soorten. Voor de essentiële zware metalen zal echter moeten blijken in hoeverre er kritische interne gehalteniveaus in (soortsgroepen van) planten en dieren kunnen worden gedefinieerd.
Evaluatie
Biobeschikbaarheid wordt niet uitsluitend bepaald door bodemchemische factoren. De route van blootstelling en de soort-specifieke eigenschappen van het organisme zijn hiervoor mede bepalend. Voordeel van de methode is dat er altijd bij hetzelfde interne gehalteniveau effecten optreden, ongeacht de variatie in de route of wijze van blootstelling. Alleen het resultaat telt dat wordt gevormd door een integratie van alle factoren die inwerken op de blootstelling en beschikbaarheid van de stof in het milieu en de biologische eigenschappen van het organisme. De meting kan zowel plaatsvinden in het lab (als onderdeel van bioassays) als in veldmonitoring. Toepassing van concentratiefactoren kan de kennis over maximaal toelaatbare belastingsniveaus in planten of dieren in principe toepasbaar maken voor de vertaling naar kritische niveaus in het veld voor de locatiespecifieke beoordeling van verontreiniging.
Beperkingen
Hoewel er momenteel in de literatuur steeds vaker wordt gerapporteerd over interne gehalten in organismen en hun relatie met waargenomen effecten zijn er in dit opzicht nog relatief weinig data beschikbaar. Dit geldt met name voor terrestrische organismen. Afhankelijk van specifieke fysiologische eigenschappen zullen niet alle soorten voor het doel even geschikt zijn, zodat een selectie van geschikte indicatorsoorten nodig zal zijn. Op aquatisch gebied is men in dit opzicht verder gevorderd en is de methode in feite operationeel voor narcotisch werkende stoffen. Voor metalen in het terrestrisch milieu is de huidige kennis over ITC's en concentratiefactoren nog vrij beperkt, hoewel er op het gebied van zoogdieren en terrestrische macrofauna wel vorderingen zijn gemaakt. Ook dient de achterliggende theorie van het concept voor metalen nog nader te worden uitgewerkt, met name met betrekking tot de intraspecifieke variatie en de onderliggende toxicokinetische processen. De methode vereist ook een rigoureuze standaardisatie van het monstermateriaal. Verder kan een probleem zijn dat voor essentiële metalen de relaties minder duidelijk zijn dan voor niet-essentiële metalen.
Onderbouwing
Zie o.a. Beyer en Heinz (1996); Sijm en Hermens (1999) en Van Wensem en Van Straalen (1994).
Consequenties
De methode kan leiden tot een methodiek voor de effectgerichte risicobeoordeling van bodemkwaliteit.
Haalbaarheid
De nodige basisinformatie over kritische interne gehalteniveaus van metalen en concentratiefactoren in terrestrische organismen is nog onvolledig. Naar schatting zal de uitwerking en onderbouwing niet binnen enkele jaren haalbaar zijn.

2.4.3 NB-2: Correctie voor roet en kool

<p>Titel Correctie voor PAKs uit roet en kooldeeltjes.</p>
<p>Inhoud De relatief stevige binding van PAKs aan roet en kooldeeltjes leidt tot verminderde biobeschikbaarheid in (water)bodems. In uiterwaardengrond kunnen zich veel kooldeeltjes bevinden. De herkomst van de kooldeeltjes is de (Duitse) mijnbouw. Kolen werden gewassen en het slib met veel kooldeeltjes is afgevoerd via de Rijn. In ongestoorde profielen is de start van de mijnbouw in de 19e eeuw goed herkenbaar. De hoeveelheid kooldeeltjes in de uiterwaardenbodem heeft een piek bij sediment afgezet in de jaren vijftig en zestig. Door correctie van het totaalgehalte aan PAKs voor de fractie aan roet en kooldeeltjes wordt een realistischer maat gegeven voor de voor risicobeoordeling van belang zijnde concentratie aan PAKs in (water)bodems. Aanpak: totaalmeting veranderen als in onderstaande vergelijking: $[\text{PAK}]_{(\text{water})\text{bodem}} = [\text{PAK}]_{\text{totaal}} - 0,97 \cdot [\text{PAK}]_{\text{roet/kool}}$ $[\text{PAK}]_{(\text{water})\text{bodem}} = \text{voor risicobeoordeling relevant gehalte aan PAKs in de (water)bodem}$ <math display="block">[\text{PAK}]_{\text{totaal}} = \text{totaalgehalte aan PAKs in de (water)bodem (1^e lijnsbeoordeling)}</math> $[\text{PAK}]_{\text{roet/kool}} = \text{hoeveelheid PAKs in roet of koolfractie}$ Aanwezigheid van kool- of roetdeeltjes duidt op verminderde biobeschikbaarheid. Meting van de biobeschikbaarheid geeft de mogelijkheid een voorspelling te doen van de effecten. De meting van de biobeschikbaarheid maakt geen onderscheid in hetgeen niet beschikbaar is. Dit kan de hoeveelheid in kool of roet zijn, maar ook de hoeveelheid aanwezig in de humus. $[\text{PAK}]_{\text{effect}} = \text{gemeten biobeschikbaarheid.}$</p>
<p>Kader 2^e lijns beoordeling van PAKs in bodem en sediment.</p>
<p>Aannamen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biobeschikbaarheid is gekoppeld aan opname via het poriewater en daarom aan de grootte van de sorptiecoëfficiënt (K_{oc}) óf PAKs uit roet zijn niet biobeschikbaar. • De biobeschikbaarheid van PAKs in roet en kooldeeltjes is even laag. • 1/35e deel van de PAKs in roet en kool is biobeschikbaar en 34/35e (0,97) deel is niet beschikbaar en dient van de totaal concentratie PAKs afgetrokken te worden. <p>Toetsing:</p> <ul style="list-style-type: none"> • K_{oc}-waarden van PAKs in roet zijn factor 35-250 hoger dan PAKs in bodem (Bucheli en Gustafsson, 2001). <p>Evaluatie:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ongeveer 25% van de in de uiterwaardenbodem aanwezige PAK bevindt zich in het kolengruis. De absolute concentraties verschillen aanzienlijk. In de onderzochte monsters bevatte de originele bodem 10,2 mg/kg d.s., de kool bevatte 307 mg/kg d.s. en de grond zonder kool bevatte 7,7 mg/kg d.s. Echter: de gecorrigeerde totaalconcentratie geeft geen verder inzicht in de biobeschikbare fractie! <p>Huidige gang van zaken:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aangenomen wordt dat alle PAKs in de bodem via normalisatie aan organisch stofgehalte biobeschikbaar zijn. <p>Evaluatie huidige gang van zaken:</p> <ul style="list-style-type: none"> • In de praktijk blijkt biobeschikbaarheid vaak minder te zijn dan op basis van normalisatie aan organisch stofgehalte.
<p>Evaluatie Voordelen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Correctie voor PAK die vrijwel zeker niet beschikbaar is • Potentieel minder risico problemen • Beoordelen op data met aangetoonde relatie met effecten <p>Nadelen:</p>

<ul style="list-style-type: none"> • Nieuwe aanpak vereist veranderingen in meetprotocollen (meten van PAK in roet en kool) • Nieuwe aanpak is duurder door meting van roet en kooldeeltjes, want het behoort nog niet tot het standaard analysepakket. • Meer onderbouwing nodig voor daadwerkelijke biologische beschikbaarheid, bijvoorbeeld bij direct opname vanuit de (water)bodem en anders dan via poriewater. <p>Vergelijk huidige gang van zaken:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Momenteel waarschijnlijk teveel overschatting van de risico's en teveel onterechte klasseringen van vervuilde (water)bodems.
<p>Beperkingen</p> <p>Beschikbaarheid kan totaalgehalte niet volledig vervangen, wat doen we bijvoorbeeld met totaal = 1000 en beschikbaar is 1?</p>
<p>Onderbouwing</p> <p>Meting roet in: Gustafsson et al. (1997).</p> <p>Onderbouwing hogere Koc-waarden: Bucheli en Gustafsson (2000).</p>
<p>Consequenties</p> <p>In de praktijk zal roet en kool meegenomen dienen te worden bij een 2^e lijnsbeoordeling, hetgeen met enige meerkosten gepaard gaat. Beleidsmatig dient besloten te worden dat PAKs uit roet en kool geen risico's vormen. Tenslotte, dient een bovengrens overwogen te worden: welk totaalgehalte (1^e lijnsbeoordeling) vindt het beleid niet acceptabel en is deze 2^e lijnsbeoordeling niet geschikt?</p>
<p>Haalbaarheid</p> <p>Haalbaarheid wordt gezien op de middellange termijn (1-3 jaar). Er dient nog enige kwaliteitscontrole plaats te vinden evenals enkele andere vragen beantwoord te worden (bovengrens totaalgehalte, verdere bewijsvoering dat PAKs uit roet en kool niet biobeschikbaar zijn).</p> <p>Correctie voor roet is nog beperkt onderbouwd. Onderbouwing op basis van beschikbaarheid vindt nu plaats.</p> <p>Conclusie: methode is niet geschikt om biobeschikbaarheid te meten.</p>

2.4.4. NB-3: Bioassays

Titel
Effectgerichte beoordeling met behulp van bioassays
Inhoud
In plaats van het uitvoeren van een risico-beoordeling op basis van chemische analyse van potentieel verontreinigde bodems is het ook mogelijk een beoordeling uit te voeren op basis van de resultaten van een bioassay. Dit heeft als voordeel dat een integrale beoordeling van de verontreiniging kan worden gemaakt. De bioassay kan de mengseleffecten van de mix van verontreinigde stoffen zichtbaar maken. De keuze van extractiemethode en mogelijke verschillen in biobeschikbaarheid van de diverse verontreinigingen worden met een bioassay omzeild.
Kader
2 ^e lijnsbeoordeling voor organische stoffen en/of metalen in water, bodem of sediment.
Aannamen
Een aanname die moet worden gedaan in een bioassay is de veldrelevantie van de uitkomsten van de toets. Het risico onder laboratorium omstandigheden wordt representatief geacht voor de veldsituatie. De bioassay zou derhalve ook in het veld uitgevoerd kunnen worden. Daarnaast moet echter worden aangenomen dat ook de referentie representatief is voor de bodem in de verontreinigde situatie. Tenslotte worden bioassays in het algemeen uitgevoerd indien een beoordeling op basis van chemische analyse daar aanleiding toe geeft. Het is echter evenwel mogelijk dat een locatie die chemisch gezien niet 'verdacht' is, in een bioassay toch leidt tot effecten. Worden bioassays veelal uitgevoerd om vals positief uit te sluiten, het is dus goed mogelijk de bioassay tevens uit te voeren om vals negatief uit te sluiten. Dit zou pleiten voor implementatie in zowel eerste als tweede lijns beoordeling.
Evaluatie
Een probleem bij het eventueel implementeren van bioassays is de keuze van het testorganisme. Verder kan de ecologische relevantie in twijfel worden getrokken vanwege het beperkte aantal soorten waarmee de bioassay uitgevoerd kan worden. De integrale beoordeling van de totale verontreiniging en het overbodig worden van het inschatten van de biobeschikbare fractie pleiten voor het gebruik van bioassays. In de beoordeling van (potentieel) verontreinigd havenslib zijn bioassays reeds in gebruik voor de tweede lijns beoordeling (Zeeklit en Slijkgarnaal, resp. <i>Echinocardium cordatum</i> en <i>Corophium sp.</i>). Een ander probleem is de keuze van een geschikte referentie; om een bioassay respons te kunnen toeschrijven aan een verontreiniging moet de referentiegrond exact dezelfde samenstelling en eigenschappen hebben als de vervuilde grond, met uitzondering van de verontreiniging(en).
Beperkingen
In de praktijk wordt veelal gebruik gemaakt van bioassays die effecten van kortdurende blootstelling aangeven en maken voornamelijk gebruik van lagere organismen. Chronische effecten en effecten op hogere organismen worden dus veelal niet meegenomen. Een bioassay geeft als resultaat slechts het effect van de totale blootstelling op een indicatorsoort. Alhoewel de integrale beoordeling zijn voordelen heeft is een belangrijke beperking dat geen informatie wordt verkregen over de belangrijkste veroorzakers van het effect. Er is derhalve geen informatie beschikbaar om een sanering op te ontwikkelen of om de bron van de verontreiniging te identificeren. Hiertoe zouden aanvullende methodieken toegepast kunnen worden zoals TIE (Toxicity Identification Evaluation). Deze aanpak, een combinatie van bioassays en chemische extractie technieken, wordt in afvalwaterbeoordeling reeds succesvol toegepast. Voor de bodem is echter nog nauwelijks ervaring opgedaan met deze benaderingen.
Onderbouwing
Zie aannamen, evaluatie en beperkingen.
Consequenties
Wanneer prioriteringen worden gebaseerd op bioassays in plaats van chemische analyses

betekent dat factoren als biologische beschikbaarheid inherent worden meegenomen, en geen aparte correctie meer nodig is. Wanneer bioassays in de eerste lijnsbeoordeling zou worden geïmplementeerd brengt dit echter een grote hoeveelheid toetsen met zich mee die de beoordeling zowel duur als tijdrovend maken. Voor een tweede lijnsbeoordeling zal dit geen bezwaar zijn. Beleidsmatig zal de bioassay eenvoudig in te passen zijn, daar het beoordelingsbeleid na reductie aan de bron ruimte geeft aan beoordeling op actuele milieubezwaarlijkheid.

Haalbaarheid

De bioassay wordt reeds toegepast in de beoordeling van (potentieel) verontreinigd havenslib. Ook voor toepassing op landbodems lijkt de bioassay derhalve haalbaar. Alvorens tot implementatie over te gaan dient een goede set van bioassays vastgesteld te worden en worden uitgetest en geïnterpreteerd. Een implementatieperiode van minimaal 2 jaar is derhalve noodzakelijk.

2.4.5 NB-4: Biosensoren

Titel	Gebruik van biosensoren voor het bepalen van het actuele risico van verontreinigingen in bodem en water.
Inhoud	<p>Voor de 2^e lijns beoordeling van de blootstelling aan of actuele risico's van verontreinigingen in water, bodem en sediment kan gebruik worden gemaakt van biologische testmethoden, zoals bioassays. De toegenomen kennis op het gebied van de moleculaire biologie en biochemie heeft geleid tot de ontwikkeling van eenvoudig toe te passen biosensoren. In dergelijke biosensoren wordt gebruik gemaakt van genetische gemanipuleerde (micro)organismen, die bij blootstelling aan watermonsters of (waterige) extracten van een bodem of sediment een respons geven. De gevoeligheid van biosensoren lijkt nog wel een punt van zorg, ze reageren vaak pas bij hoge concentraties, hetgeen hun inzetbaarheid vermindert.</p> <p>Het gebruik van biosensoren is, net als dat van bioassays, goed inpasbaar in een stapsgewijze benadering, waarbij op basis van totaalgehalten een eerste evaluatie plaatsvindt. De methode is goedkoop en er kan snel resultaat mee worden verkregen. Daarmee heeft het gebruik van biosensoren voordelen boven het gebruik van bioassays.</p>
Kader	2 ^e lijns beoordeling voor metalen en organische microverontreinigingen in water, bodem en sediment.
Aannamen	<p>De voornaamste aanname is, dat voor organismen, zowel in water als in (water)bodem en zowel voor de testorganismen in de biosensor-testen als de organismen in het veld, blootstelling voornamelijk via de waterfase verloopt. De meeste biosensoren maken immers gebruik van watermonsters of van extracten van te onderzoeken bodems. Het extract ten behoeve van een biosensor-test kan op verschillende manieren worden verkregen; in principe is een biosensor dus ook toe te passen op een extract verkregen na totaal-extractie, zoals bijvoorbeeld Soxhlet-extractie in het geval van organische microverontreinigingen.</p> <p>Een tweede aanname is, dat de respons van een biosensor indicatief is voor het optreden van blootstelling. Omdat een biosensor in de regel gebaseerd is op een cellulaire respons, is het de vraag in hoeverre hiermee ook de blootstelling van meercellige organismen voldoende kan worden voorspeld.</p>
Evaluatie	<p>Voordelen van het gebruik van biosensoren zijn dat blootstelling en eventuele risico's daarvan direct worden gebaseerd op beschikbare gehalten zoals gemeten door een biologische receptor en niet op totaalgehalten gemeten met een chemische techniek. Overschatting van blootstelling of risico's lijkt daarmee vermeden, tenzij de biosensor structureel een grotere biobeschikbare fractie ziet. Het is nog de vraag of biosensoren voldoende in staat zijn lange-termijn risico's in te schatten, dat wil zeggen zowel wat betreft de chronische belasting van organismen aan (relatief lage) concentraties als wat betreft het over lange termijn vrijkomen van een relatief 'vastgelegde' fractie. Verder is de vraag in welke mate biosensoren indicatief kunnen zijn voor de blootstelling van hogere organismen.</p> <p>De ontwikkelingen op het gebied van de moleculaire biologie en de voordelen van biosensoren ten opzichte van bioassays werken stimulerend op het gebruik van deze technieken. Gelet op de internationale belangstelling voor dit onderwerp, zullen binnen enkele jaren dan ook zeker meer geschikte methoden beschikbaar komen.</p> <p>Bioassays en biosensoren kunnen worden ingezet als biologische methode om biologische beschikbaarheid te bepalen en kunnen derhalve worden gezien als een invulling van de 2^e lijns risico-beoordeling. Het onderwerp bioassays is zeer breed en valt onder de aandacht in andere kaders, zoals onder de aandacht van de Commissie Integraal Waterbeheer, CIW). Als randvoorwaarde is gesteld dat bij de huidige discussies over biologische beschikbaarheid geen bioassay-methodieken zullen worden gepresenteerd en bediscussieerd.</p>
Beperkingen	<p>Nadeel van het gebruik van biosensoren voor de risico-beoordeling is dat er nog weinig ervaring mee is. De meeste biosensoren zijn thans ontwikkeld voor de beoordeling van oppervlakte- of afvalwater. Daarnaast bestaat er ruime ervaring in de sfeer van de volksgezondheid en industriële toepassingen.</p>

Onderbouwing

Het gebruik van een biosensor voor de beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging wordt o.a. aanbevolen door Fairbrother et al. (1999), in aanvulling op een aantal andere microbiologische methoden. Er bestaat reeds de nodige ervaring met zogenaamde lux-based biosensoren. Dit zijn micro-organismen waarbij het lux-gen uit het vuurvliegje is ingebouwd, gekoppeld aan het gen dat codeert voor de receptor voor een bepaalde stof of stofgroep, waardoor ze licht kunnen gaan uitzenden na blootstelling aan de betreffende verontreinigende stof of stofgroep. Voorbeelden van mogelijke biosensoren al dan niet gekoppeld aan een lux-gen, zijn o.a. bacteriën (*Pseudomonas fluorescens*, *Escherichia coli*, *Burkholderia sp.*, *Rhizobium leguminosarum* biovar. *trifolii*) (Paton et al., 1995; Reid et al., 1998; Preston et al., 2000; Beaton et al., 1999; Shaw, et al., 2000; Farre et al., 2001), viskieuw-epitheel (Birge et al., 2000), geïmmobiliseerde gistcellen (Palmqvist et al., 1994), en acetylcholine-esterase (Ivnitskii en Rishpon, 1994). Voor de bacteriële methoden geldt dat er reeds enige ervaring bestaat met toepassing op poriewater, zowel voor metalen als voor organische microverontreinigingen. Tenslotte kan gebruik worden gemaakt van een immuunrespons, door materiaal te coaten met polyclonale antilichamen; deze methode is te vinden in een techniek waarbij een kwartsfiber is gecoat met polyclonale anti-PCB antilichamen om PCBs selectief te detecteren (Zhao et al., 1995). Voor een overzicht van technieken kan worden verwezen naar Osbild et al. (1995).

Consequenties

Met biosensoren komt een extra instrument beschikbaar voor het bepalen van de beschikbaarheid en mogelijke actuele risico's van verontreinigingen in oppervlaktewater, sedimenten en bodems

Haalbaarheid

Verschillende biosensoren worden al met succes toegepast voor de risicobeoordeling van oppervlaktewater of effluenten. Enkele biosensoren, met name die met lux-gemodificeerde bodembacteriën, zijn ook reeds toegepast op stoffen in de bodem (o.a. metalen en chloorfenolen), met name op poriewater of waterige extracten van de bodem. Voornaamste vraag is in welke mate biosensoren indicatief kunnen zijn voor de blootstelling van hogere organismen. De ontwikkelingen op het gebied van de moleculaire biologie en de voordelen van biosensoren t.o.v. bioassays werken stimulerend op het gebruik van deze technieken. Gelet op de internationale belangstelling voor dit onderwerp, zullen binnen enkele jaren dan ook zeker meer geschikte methoden beschikbaar komen.

3. Resultaten workshop

3.1 Procedureel

Tijdens de workshop lag de nadruk op het bespreken van de geselecteerde fact sheets. In totaal waren dat 13 fact sheets, onderverdeeld in vier fact sheets die betrekking hadden op organische microverontreinigingen en negen fact sheets die metalen als onderwerp hadden. De vier fact sheets over organische microverontreinigingen zijn allen in twee afzonderlijke subgroepen besproken, de negen metalen fact sheets zijn opgesplitst in sets van vier en vijf waarna elke set binnen één subgroep is besproken. Vervolgens zijn alle ‘metalen’ fact sheets besproken tijdens een gecombineerde sessie van beide ‘metalen’ subgroepen, terwijl alle ‘organische’ fact sheets in een gecombineerde sessie van de twee ‘organische’ subgroepen zijn doorgeleefd. Tijdens een plenaire sessie is vanuit elke subgroep verslag gedaan van de besprekingen in de subgroepen en is plenair van elke fact sheet een SWOT-analyse opgesteld die de instemming had van de deelnemers van de workshop. Tevens is tijdens de plenaire sessie kort geïnventariseerd binnen welke instituten er expertise aanwezig is om bij te dragen aan de uitwerking van de aanbevelingen van elke fact sheet zoals vastgelegd in de SWOT-analyses.

3.2 Algemeen

Vooraf: alle genoemde methoden zijn door de deelnemers aan de workshop systematisch beoordeeld op hun sterke en zwakke punten, maar voor een ‘eerlijk’ vergelijk zou een zelfde sterkte-zwakke analyse ook moeten worden uitgevoerd voor de nu in gebruik zijnde methoden. Er bestaat nu sterk de neiging om methoden af te wijzen terwijl dat mogelijk onterecht is daar ze een duidelijke verbetering zouden kunnen betekenen ten opzichte van de methodieken die op dit moment de basis vormen voor de Nederlandse normstelling.

Tijdens de plenaire bespreking van de fact sheets viel op dat uit een aantal metalen fact sheets duidelijk werd dat de link met de ecotoxicologie zwak was. Deze fact sheets zijn om deze reden allen gekwalificeerd als zijnde implementeerbaar op minimaal een middellange termijn (> 3 jaar). Verder bleek dat de link met de ecotoxicologie niet is meegewogen bij het beoordelen van de fact sheets over organische microverontreinigingen. Hieruit werd geconcludeerd dat de metalen fact sheets ‘strenger’ zijn beoordeeld dan de fact sheets over organische microverontreinigingen. Hierdoor bestaat de mogelijkheid dat de tijdstermijnen die gekoppeld zijn aan de implementatie van de fact sheets in het geval van organische microverontreinigingen relatief optimistisch zijn ingeschat.

Verder werd waargenomen dat een aantal metalen fact sheets betrekking had op (extractie)methodieken voor het meten van biobeschikbare fracties. Aanbevolen werd om de verschillende methodieken meer geïntegreerd te benaderen en een vergelijkende studie uit te voeren naar de verschillen tussen de methodieken en de meerwaarde van elke methodiek voor risicobeoordeling/normstelling.

Met betrekking tot opnameroutes werd opgemerkt dat het nodig is om binnen de ecotoxicologie een serieuze stap voorwaarts te maken om hier meer inzicht in te krijgen. Kennis vanuit vakgebieden als farmacologie, humane toxicologie, veterinaire wetenschappen, etc. zou hierbij gebruikt kunnen worden. Geconstateerd werd dat ecotoxicologen blijkbaar een drempel hebben om kennis uit aanpalende vakgebieden te halen. Daarnaast is voor het

verbeteren van het inzicht in opnameroutes meer kennis van de ecologie van belang. Aanbevolen werd om een aparte workshop te organiseren over het integreren van kennis voor het ontrafelen van opnameroutes.

Door de deelnemers aan de workshop werden onderwerpen geïdentificeerd die tijdens de workshop niet aan bod zijn gekomen, maar die op termijn wel degelijk toepasbaar zouden kunnen zijn om biobeschikbaarheid beter te verdisconteren in risicobeoordeling/normstelling. Dit betrof de volgende onderwerpen:

- Biobeschikbaarheid van mengsels van stoffen, bijvoorbeeld minerale olie.
- Verbetering van de kleibepaling.
- Bepaling van PAKs op basis van persulfaatoxidatie.
- Pollution Induced Community Tolerance (PICT).
- Binding van organische microverontreinigingen aan DOC: wat is gesorbeerd en wat is vrij beschikbaar? Dit met behulp van nieuwe extractietechnieken zoals bijvoorbeeld C18-fractionering van aan DOC gebonden organische microverontreinigingen.
- Beschikbaarheid bij doorvergiftiging
- Beschikbaarheid voor de mens
- Bepaling fysisch-chemische eigenschappen

Deze onderwerpen zouden meegenomen kunnen worden bij een vervolg op de workshop.

3.3 Samenvatting SWOT-analyses fact sheets

De gedetailleerde SWOT analyses staan weergegeven in bijlage 4, de eindoordelen zijn opgenomen in bijlage 5. Hieronder wordt per fact sheet een samenvatting gegeven van de SWOT analyses.

SAMENVATTING FACT SHEET O-1-WBS: Passieve bemonstering

1. Sterkte

Met deze methode kan de opgeloste concentratie en/of fractie van (sterk) hydrofobe stoffen direct gemeten worden zonder tussenkomst van filtratie of een terugrekenstap. Deze concentratie kan direct vergeleken worden met de norm voor water (opgeloste concentratie). Vrijwel alle normen voor sediment zijn gebaseerd op de norm voor water en afgeleid met behulp van evenwichtspartitie. Een vergelijking van deze methode met de norm voor water is daarom meer direct dan een vergelijking van de totaalconcentratie in sediment met de norm voor sediment. Behalve het meten van de opgeloste concentratie, kan ook de accumulatie in vetweefsel geschat worden op de geëxtraheerde hoeveelheid van een stof. Door de opzet van de methode spelen sorptie aan analytische instrumenten of aan glaswerk geen rol. De gevoeligheid van de methode is hoog ten opzichte van de gebruikelijke wateranalyses. Passieve extractie in het veld heeft ook een tijdsgéïntegreerd karakter in tegenstelling tot de standaard wateranalyses waarbij een monster op een bepaald tijdstip wordt genomen.

2. Zwakte

Inter-lab vergelijkingen zijn nog niet uitgevoerd of in ieder geval nog niet gepubliceerd. De onzekerheden in de vertaalslagen (omrekening van geëxtraheerde hoeveelheid naar poriewater en naar vetweefsel) zullen moeten worden gekwantificeerd en gepubliceerd voor zover dit nog niet gedaan is. De methode is niet voor alle extractiemiddelen goed getest voor bemonstering in het veld. Of de methode ook geschikt is voor bodem (bevat ook nog lucht-compartiment) zal nog getoetst moeten worden.

De methode is voor hydrofiele stoffen wellicht minder geschikt, omdat deze stoffen minder affiniteit hebben voor het overwegend hydrofobe sorptiemateriaal. Daarom zal het toepasbaarheidsbereik ($\log K_{ow}$) goed gedefinieerd moeten worden.

De effectieve bemonsteringstijd is eveneens afhankelijk van deze stofeigenschap. Voor zeer hydrofobe stoffen zal er voor gezorgd moeten worden dat:

- 1) de dimensies van het systeem zodanig zijn dat geen uitputting van de waterfase optreedt
- 2) de bemonsteringstijd lang genoeg is om evenwicht te bereiken.

Behalve stofafhankelijk zijn deze processen ook afhankelijk van het gebruikte extractiemiddel (SPME snelle kinetiek en klein volume in vergelijking met SPMD en Empore disk) en van het medium (water snelle kinetiek maar groot volume nodig in vergelijking met sediment). Voor verschillende organismen zouden verschillende extractiemiddelen de kinetiek van opname het best kunnen simuleren.

Wanneer de methode wordt gebruikt om het gehalte in vetweefsel te bepalen, bestaat de kans dat dit overschat wordt, omdat geen rekening wordt gehouden met biodegradatie of biotransformatie. Opname via maag-darm kanaal zou echter tot een onderschatting van de concentratie in vetweefsel kunnen leiden. Over de exacte bijdrage van deze processen is weinig bekend. Voor de bepaling van vrij opgeloste waterconcentraties speelt dit probleem niet.

3. Kansen

De normstelling en risicobeoordeling kunnen worden gebaseerd op daadwerkelijk vrij opgeloste, en daarmee beschikbare, gehalten. Voor hydrofobe stoffen in het aquatische milieu heeft de methode dan ook potentie om ingezet te worden in de 1^e lijn. Een bijkomend voordeel van het schatten van interne concentraties is dat het gebruik van dierproeven beperkt kan worden.

4. Bedreigingen

Er is nog veel ontwikkelwerk nodig met betrekking tot kwaliteitsborging en validatie, met name voor bodem. Validatie en kwaliteitsborging voor het aquatische milieu zijn wel beperkt aanwezig.

5. Eindoordeel

De implementatie van de methode voor hydrofobe organische microverontreinigingen in het aquatische milieu werd beoordeeld als haalbaar op een termijn van minder dan 3 jaar, mits validatie wordt uitgevoerd. Voor andere stoffen en voor het bodemcompartiment moet verder onderzoek gedaan worden en kan de methode niet binnen 3 jaar geïmplementeerd worden. De kosten van de passieve extractie zijn niet hoog en op termijn vergelijkbaar met totaal analyse. Uiteindelijk geeft de methode meer inzicht in de beschikbare fraktie en zou tot minder dierproeven kunnen leiden.

SAMENVATTING FACT SHEET O-2-S: Tenax extractie

Voor een meer algemeen beeld van passieve bemonstering, waarvan de Tenax-extractie deel uitmaakt, wordt verwezen naar de samenvatting van fact sheet O-1-WBS: Passieve bemonstering.

1. Sterkte

Met deze methode wordt alleen de snel beschikbare fractie (volledig) geëxtraheerd. De inerte fractie wordt niet geëxtraheerd. De methode is redelijk eenvoudig uitvoerbaar en kan ook voor bodem gebruikt worden.

2. Zwakte

De aanwezige kwaliteitscontrole en validatie zijn gering en beperken zich tot PCBs en PAKs. Ook hier geldt de aanname dat passieve opname domineert bij sediment en bodembewoners en dat opname via ingestie verwaarloosbaar is. De methode is niet geschikt voor veenbodems, omdat in dat geval scheiding van de Tenax-korrels problemen oplevert.

De fractie die beschikbaar is verschilt voor verschillende organismen. De hoeveelheid geëxtraheerd materiaal is afhankelijk van de extractietijd. Meer onderzoek zou daarom gedaan moeten worden naar de extractietijd in relatie tot de beschikbaarheid voor verschillende organismen.

3. Kansen

Met het meten van de beschikbare fractie in plaats van de totale concentratie kan een betere risicobeoordeling worden uitgevoerd.

4. Bedreigingen

Als de aanname 'passieve opname domineert bij sedimentbewoners' onvoldoende wordt gesteund, zal methode slechts beperkt inzetbaar zijn

5. Eindoordeel

De methode kan binnen een termijn van drie jaar geïmplementeerd worden mits verdere validatie wordt uitgevoerd. De kosten van een dergelijke extractie zijn niet hoog. De methode geeft inzicht in de snel beschikbare fractie van een stof in tegenstelling tot de nu gebruikte totaal extracties van zowel beschikbaar als inerte fractie.

SAMENVATTING FACT SHEET O-3-BS: Normalisatie op elementair koolstof**1. Sterkte**

De methode geeft een eenduidige, directe meting van het organisch koolstof (OC). Verder is deze methode internationaal gezien meer gebruikt dan de in Nederland gebruikte gloeirestmethode voor de bepaling van het organisch stof (OM).

2. Zwakte

De huidige normalisatie is op basis van organisch stof (OM). Omrekening van organisch koolstof (OC) blijft dus nodig. De analytische procedure van deze methode is gecompliceerder dan van de gloeirestbepaling.

3. Kansen

De gloeirestmethode is met name voor zoute en brakke wateren ongeschikt. Juist voor deze monsters zal de nieuwe methode de bepaling van organisch stof en koolstof (OM/OC) aanzienlijk kunnen verbeteren.

4. Bedreigingen

De kosten van de bepaling zijn aanzienlijk hoger dan die van de gloeirestmethode. De gegevens verkregen met deze methode zijn slecht vergelijkbaar met die van de gloeirestmethode. Indien genormeerd wordt op organisch koolstof (OC) in plaats van organisch stof (OM) moeten normen herzien worden: 1^e lijns beoordeling verandert. De veranderingen in de praktijk van het bodemonderzoek zijn ingrijpend.

5. Eindoordeel

De methode is al beschikbaar en kan direct geïmplementeerd worden. Met name de organisch stofbepaling voor zout en brak water zal verbeteren door invoering van deze methode. De kosten zijn echter hoger dan die van de gloeirestmethode.

SAMENVATTING FACT SHEET O-4- WBS: Hard en zachthuidigen

1. Sterkte

In tegenstelling tot de huidige methodieken geeft dit voorstel aan rekening te houden met de verschillen in opnameroutes tussen hard- en zachthuidigen. Op deze manier wordt beschikbaarheid direct en op de juiste wijze geïmplementeerd. Risico's kunnen worden uitgedrukt in ofwel poriewatergehaltes, danwel totaal gehaltes naar gelang de opname route. Hiermee komt ook de ecologische normstelling dichterbij de humane normstelling

2. Zwakte

De opnameroutes zijn slechts voor weinig organismen en weinig stoffen in kaart gebracht én gekwantificeerd. Daarnaast is de invloed van bodem- of sediment eigenschappen op de relatieve bijdrage van de opnameroutes grotendeels onbekend.

Het principe van critical body burdens (kritische interne concentraties ten gevolge van opname via meerdere routes) is mogelijk onvoldoende breed toepasbaar, bijvoorbeeld niet bij gereguleerde elementen (sommige metalen): zie ook fact sheet *NB-1: 'Interne body residues', sectie 2.4.2*. Voor de normstelling op basis van zowel poriewater- als totaalgehalten is het meestal niet mogelijk om poriewatergehalten in uitgevoerde testen te achterhalen of te modelleren in verband met onvoldoende documentatie. Daarnaast zijn verschillende normen voor hard- en zachthuidigen op zichzelf al een zwakte.

3. Kansen

De normstelling/risicobeoordeling kan gebaseerd worden op daadwerkelijk beschikbare gehalten via meerdere opnameroutes. Hierbij kan de kennis uit andere gebieden worden ontsloten, zoals bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelenontwikkeling en farmacie.

De normstelling kan in plaats van op soorten worden gebaseerd op opnameroutes (huid, inhalatie, ingestie).

4. Bedreigingen

Dit voorstel is niet op korte termijn implementeerbaar: er zijn nog veel onzekerheden en er is nog veel ontwikkelwerk nodig. Verder zou differentiatie van normen een bedreiging kunnen vormen voor het normenstelsel en is onduidelijk waaraan getoetst zou moeten worden.

5. Eindoordeel

Het voorstel is zeker niet op afzienbare termijn (minder dan 5 jaar) implementeerbaar. De kosten voor met name het vele ontwikkelingswerk wat er nog voor gedaan moet worden (kennisleemtes), zijn hoog. Het concept is echter breed toepasbaar en zal met name voor landbodems zeker van belang zijn om een betere schatting van de blootstelling te krijgen en daarmee een vollediger en realistischere bescherming te bieden.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-1-B: Alleen correctie voor lokaal achtergrondgehalte**1. Sterkte**

De bodemtype-correctie wordt niet langer als biobeschikbaarheids-correctie van de toxiciteitsdata gebruikt, wat gezien wordt als sterkte omdat hier in het verleden vaak kritiek op is geuit. Een ander voordeel is dat bij gebruik van afwijkende bodems, zoals kunstmatige bodems (zoals OECD grond) of vreemde substraten, geen oneigenlijk gebruik gemaakt wordt van de zogenaamde Edelman correctie. Een groot voordeel is dat de toxiciteitsdata zonder bodemeigenschappen ook gebruikt kunnen worden bij het afleiden van normen (meer data). Deze voorgestelde verandering is direct uit te voeren.

2. Zwakte

De belangrijkste zwakte van dit voorstel is dat dit voorstel niet leidt tot implementatie van biobeschikbaarheid in de normstelling. Het verschil tussen bodems onderling en tussen lab en veld wordt hiermee niet meer gecorrigeerd. Daarnaast kunnen bepaalde typen bodems overge-representeerd worden: als er bijvoorbeeld relatief veel gronden in de dataset zitten die rijk zijn aan organisch materiaal, dan zal dit waarschijnlijk leiden tot relatief hoge risicogrenzen door de relatief lage beschikbaarheid van stoffen in organisch materiaal-rijke gronden. De consequenties hiervan zijn moeilijk te overzien.

3. Kansen

Als belangrijke kans werd gezien dat dit voorstel de belemmering wegneemt voor het beter invullen van biobeschikbaarheid in de normstelling. Het verlaten van de oude weg baant een weg voor een betere implementatie van biobeschikbaarheid. Zo zouden andere, relevante bodemfactoren, bijv. pH, kunnen worden toegevoegd.

De bodemtypecorrectie wordt alleen gebruikt zoals ze bedoeld is, namelijk alleen voor de natuurlijke achtergrond.

4. Bedreigingen

Een vereenvoudiging zoals hier voorgesteld is weinig motiverend om uit voeren, en de praktijk zal moeten wennen aan nieuwe methode.

5. Eindoordeel

Dit voorstel werd in principe verworpen, op voorwaarde dat er een traject wordt ingezet voor verbetering van biobeschikbaarheid in de normstelling (Nee, mits). De algemene mening is dat er meer factoren zijn die moeten worden meegenomen en dit voorstel leidt tot minder factoren. De baten van dit voorstel zijn beperkt, en alleen als je het ziet als 'het wegnemen van een blokkade'.

Daarnaast is het onduidelijk wat de kosten/baten verhouding van deze maatregel is.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-2-B: Actuele risico's en transfer-functies**1. Sterkte**

Met dit voorstel kan rekening gehouden worden met het effect van eventuele verandering van bodemeigenschappen op de beschikbaarheid. Hiervoor is geen CaCl_2 -meting nodig, alleen de reactieve fractie (0.43M HNO_3). Daarnaast biedt deze methode de mogelijkheid om meer typen chemische beschikbaarheid te berekenen/meten (speciatie).

2. Zwakte

Een belangrijke beperking van deze methode is dat het toepassingsbereik van de transfer-functie afhankelijk is van de testset. De onzekerheid die hiervan het gevolg is, is in principe wel kwantificeerbaar. Een ander nadeel is dat deze functies niet voor alle metalen zijn opgesteld. Daarnaast moet de uitwerking naar normstelling nog plaats vinden.

3. Kansen

Deze methode biedt de mogelijkheid om actuele risico's te schatten op basis van bodemeigenschappen en de chemisch reactieve fractie (0.43M HNO_3).

4. Bedreigingen

Een belangrijk probleem is het ontbreken van een onderbouwde relatie tussen de reactieve fractie (0.43 M HNO_3) en enerzijds toxiciteit (voor verschillende groepen organismen) en anderzijds CaCl_2 -extractie.

5. Eindoordeel

Dit voorstel werd beoordeeld als haalbaar, mits er een link gelegd kan worden tussen transfer-functies en werkelijk gevonden effecten. Zolang deze link nog niet gelegd is, ziet men de toepassing van transferfuncties vooral in brede studies waarin bijvoorbeeld prioritering van locaties aan de orde is. Deze functies zijn nog niet opgesteld voor alle metalen, dit vergt nog meer dan 3 jaar onderzoek. De baten worden gezien in het vergroten van het inzicht in factoren die de (chemische) beschikbaarheid bepalen. Al met al was het eindoordeel dat dit voorstel zeker op korte termijn niet haalbaar voorstel is, omdat verder onderzoek nog veel tijd gaat kosten en het zelfs nog niet duidelijk is of dit wel een bruikbare methodiek is voor meerdere stoffen.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-3-B: Het 0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte**1. Sterkte**

Deze extractie methodiek bepaalt alleen metalen die potentieel beschikbaar zijn; vooral bij lagere concentraties. Metalen in het kristalrooster worden niet geëxtraheerd. Het 0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte kan gebruikt worden als maat voor opname in organismen en uitspoeling. Deze metingen zijn direct te koppelen aan bestaande toxiciteitsdata (uit lab-experimenten). De bestaande toxiciteitsdata zijn veelal gebaseerd op koningswaterdestructie van de grond om de metalen te bepalen. Toxiciteitsexperimenten worden veelal uitgevoerd door metaalzouten aan grond toe te voegen. Koningswaterdestructie en 0.43 M HNO₃-extractie leveren naar verwachting in een dergelijke situatie slechts beperkte verschillen in de gemeten gehalten (dit in tegenstelling tot metaalanalyses van veldbodems). Een bijkomend voordeel kan zijn dat er geen gegevens over achtergrondgehalten meer nodig zijn, alhoewel hierover discussie is.

2. Zwakte

Een probleem is dat een deel van de achtergrond nog steeds geëxtraheerd wordt, de grootte hiervan is slecht voorspelbaar. In bepaalde gevallen is het verschil met totaal ontsluiting klein (vooral bij verontreinigde bodems).

Deze extractie zegt niets over biologisch beschikbare fractie voor opname en uitspoeling. Organismen verschillen namelijk qua opname route, er is dan ook geen universele extractie. Deze extractie is geen index voor actuele beschikbaarheid.

Onderzoek is nodig naar welk deel van de achtergrond meekomt en of dit vermeden kan worden, bijvoorbeeld door een minder zure extractie of een andere extractie. De relatie met toxiciteit voor meerdere groepen organismen vereist aandacht.

3. Kansen

De voorgestelde methode kan een alternatief zijn voor totaalgehalte bepaling, en dit geeft de mogelijkheid niet-beschikbare metalen buiten de beoordeling te laten.

4. Bedreigingen

Als het verschil met het totaalgehalte klein is, lijkt de meerwaarde van deze methode beperkt. Daarnaast kan men zich afvragen of 0.43 M HNO₃ wel de beste milde extractiemethode is. (zie onder 'zwaktes'). De methode is niet goed toepasbaar als de toxiciteitsdata betrekking hebben op het aquatische milieu, iets dat veel voorkomt in de normafleiding.

5. Eindoordeel

Dit voorstel is geschikt als beschrijver van de potentiële chemische beschikbaarheid, als alternatief voor het totaalgehalte. Echter, de biologische beschikbaarheid moet nog nader gedefinieerd worden. De aanname dat de achtergrond niet wordt geëxtraheerd blijkt niet houdbaar. De mate waarin dit optreedt moet nader worden uitgezocht.

Het voorstel is op redelijke termijn te implementeren (3 jaar), breed toepasbaar en de analyse-methode is goedkoper en veiliger voor de uitvoerders van de analyse.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-4-B: De 0.01 M CaCl₂-extraheerbare fractie**1. Sterkte**

Deze methode is makkelijk uitvoerbaar, reproduceerbaar en goedkoop. Voor veel organismen en planten (vooral 1-jarige gewassen) is CaCl₂-extractie een goede maat voor opname en effecten van metalen. Risico's zijn hiermee uit te drukken op basis van het poriewater of het CaCl₂-extraheerbare gehalte in toxiciteitstoetsen. CaCl₂-metingen hebben minder seizoensinvloed dan in het geval van direct meten van poriewater.

De methode is inpasbaar in een stapsgewijze aanpak (potentieel en actueel risico in kaart brengen). Hiermee kan de relatie lab-veld verbeterd worden, en kunnen transferfuncties voor specifieke organismen worden afgeleid.

2. Zwakte

De CaCl₂-extractie is voor mogelijk net zoveel organismen en planten géén goede maat voor opname en effecten van metalen. Daarnaast zijn CaCl₂-extraheerbare gehalten in toxiciteitstoetsen veelal niet bekend. De methodiek gaat uit van evenwichtsinstelling in bodem of sediment. De vraag is in hoeverre dit terecht is. Een verdere standaardisatie van de methodiek is vereist. Zo is nog niet duidelijk of en hoe de concentratie in poriewater berekend moet worden in geval van toetsing aan aquatische toxiciteitsdata.

De methode moet nog gevalideerd worden met veldgegevens

3. Kansen

De methode biedt, mits gevalideerd, uitzicht op een eenvoudige wijze van beoordeling van risico's op basis van beschikbare gehalten. De toepassing wordt vooral gezien in de 2^e lijns beoordeling.

4. Bedreigingen

De CaCl₂-extractie kan voor een groot aantal organismen en planten onder- of overschatting van risico's geven.

5. Eindoordeel

Dit voorstel wordt positief beoordeeld en breed toepasbaar, mits verdere validatie van de aannames plaatsvindt. Validatie heeft betrekking op het testen van de methode voor meerdere typen organismen en typen bodems, bodemeigenschappen en verontreinigingsbronnen. De toepassing wordt gedacht in combinatie met andere extractiemethoden (voor de 'andere' organismen).

De toepassing van deze methode lijkt pas op een korte termijn van > 3 jaar haalbaar, mede in verband met de vrij hoge kosten voor het validatieonderzoek. De daadwerkelijke toepassing van de methode is relatief goedkoop.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-5-WBS: Bepaling biobeschikbare fractie met DGT

1. Sterkte

Het betreft een eenvoudig uit te voeren methode die commercieel verkrijgbaar is. DGT is toepasbaar in het veld of met in het veld verzameld materiaal. In beide gevallen blijven *dein situ* omstandigheden gehandhaafd. De DGT-methode geeft een tijdsgeïntegreerd beeld van de invloed van fysische of fysisch-chemische veranderingen op de beschikbaarheid van metalen in het systeem. Indirect houdt de methode rekening met speciatie in de water- c.q. poriewaterfase en met de kinetiek van nalevering vanuit de vaste fase. Met behulp van de methode kan een 'realistische worst case' biobeschikbare fractie aan zware metalen worden bepaald voor planten en biota die via het poriewater worden blootgesteld (voor 1 plant is een goede correlatie aangetoond tussen de opname van koper en de met behulp van DGT bepaalde 'effectieve concentratie', waarbij aangetekend dient te worden dat zeker voor planten opname en effecten niet zonder meer aan elkaar gekoppeld zijn).

2. Zwakte

De methodiek levert een empirisch getal dat niet gelinkt is aan kennis van de chemie van het systeem. Speciatie en naleveringskinetiek worden niet expliciet meegenomen. Ook wordt de dynamica als gevolg van biotische invloeden niet meegenomen. Met de methode wordt, in tegenstelling tot de momenteel gangbare technieken voor het simuleren van biobeschikbare fracties, een metalen-flux gemeten en geen concentratie: op dit moment is nog onduidelijk of biobeschikbaarheid wordt bepaald door de (labiele) metaalconcentratie of door een flux. De methode is nog onvoldoende getest voor de beoordeling van biobeschikbare metaalfracties in waterbodems. Onbekend is of de methode geschikt is voor het simuleren van metaalopname door organismen die voedsel via bodemdeeltjes binnen krijgen. Een zwakte is verder dat de methode niet toepasbaar is in (droge) landbodems en dat er geen referentiesysteem voor toetsing bestaat.

3. Kansen

De methode is robuust en kan in principe worden toegepast in routinematige monitoring van oppervlaktewater. Ook kan de methode worden gecombineerd met andere meettechnieken. Daarnaast kan de DGT-methodiek worden toegepast bij het prioriteren van potentiële saneringslocaties. Tenslotte werd als kans gezien dat er momenteel veel internationaal onderzoek wordt verricht naar het in kaart brengen van de potenties van de DGT-methodiek, de methodiek is inmiddels uitgebreid in de literatuur beschreven en er komen in de (nabije) toekomst relatief veel nieuwe gegevens beschikbaar.

4. Bedreigingen

De belangrijkste bedreigingen zijn te vinden in het feit dat de methodiek nog weinig toegepast is, er is nog weinig of geen praktijkervaring en de methodiek heeft zichzelf ook nog onvoldoende bewezen. Verdere expertise-ontwikkeling is nodig. De achterliggende theorie (kinetiek, fluxen) is lastig en de methodiek is niet zonder meer in te passen binnen de huidige methodiek van risicobeoordeling.

5. Eindoordeel

De DGT-techniek is een relatief jonge methodiek die nog volop in ontwikkeling is. Wetenschappelijk gezien is het op dit moment niet mogelijk om de aannames die aan de methode te grondslag liggen, hard te maken. Een substantiële beperking is het ontbreken van relaties tussen met behulp van DGT bepaalde metaalfracties en ecotoxicologische effecten. De

methodiek lijkt alleen toepasbaar voor water en sediment en niet voor droge landbodems. Hier staat tegenover dat de kosten relatief laag zijn, er zijn geen speciale faciliteiten nodig en uiteindelijk wordt mogelijk een meer realistische schatting van daadwerkelijke risico's verkregen.

De termijn waarop de methodiek geïmplementeerd zou kunnen worden, werd ingeschat als > 3 jaar. Met name dient aandacht besteed te worden aan link met de ecotoxicologie, waarbij aangetekend werd dat dit niet alleen voor DGT een beperking is, maar een algemeen probleem voor technieken voor het simuleren van biobeschikbare fracties.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-6-W: Opgelost of totaal meten**1. Sterkte**

Het sterkste aspect van dit voorstel is dat het meten van opgeloste gehalten er voor zorgt dat er voortaan geen ingewikkelde omrekening van totaalgehalten naar opgeloste gehalten nodig is: generieke Kd-waarden hoeven niet meer gebruikt te worden. In plaats daarvan kan er direct en op een heldere wijze getoetst worden met toepassing van de huidige stand van de techniek. De methodiek is toepasbaar voor gebiedsgerichte normstelling en biedt de mogelijkheid om inzicht te krijgen in de kwaliteit van de toekomstige waterbodem. Door het meten van opgeloste gehalten is op eenvoudige wijze een relatie te leggen met resultaten van toxiciteitsproeven. In geval van water met een 'laag' gehalte aan zwevend stof ('laag' nader te kwantificeren) zou het gehalte aan zwevend stof kunnen worden verwaarloosd (totaal is dan opgelost en een bepaling van ofwel het totaalgehalte danwel het opgeloste gehalten zou kunnen volstaan). Voor stagnante wateren kan volstaan worden met een bepaling van het opgeloste metaalgehalte. Het zwevend stof is in dergelijke wateren ter plekke opgewoeld sediment en zal dus geen informatie geven over de toekomstige waterkwaliteit.

Tenslotte is een sterk aspect van het voorstel dat eenzelfde aanpak gevolgd zou kunnen worden voor metalen en voor organische microverontreinigingen (mits niet extreem hydrofoob).

2. Zwakte

De enige zwakte die gezien werd betrof het feit dat bij toepassing van de methodiek meer analyses nodig zijn: veelal dient zowel het opgeloste gehalte als het totaalgehalte gemeten te worden.

3. Kansen

De methode is gebiedsgericht, operationeel en een heldere toetsing van de waterkwaliteit wordt mogelijk. Bovendien wordt de ecotoxicologisch relevante pool aan metalen en organische microverontreinigingen gemeten.

4. Bedreigingen

Kosten van monsternamen en analyse zullen stijgen. De praktijk zal moeten wennen aan de nieuwe methode daar een aanpassing van de monsternamen aan de stand van de techniek nodig is. Om deze bedreigingen te ondervangen zullen:

- 1) waterbeheerders nieuwe apparatuur (mobiele centrifuge) aan dienen te schaffen
- 2) dient een haalbaarheidsstudie te worden uitgevoerd naar de technische en financiële haalbaarheid
- 3) dient de kwaliteitsborging zeker te worden gesteld.

5. Eindoordeel

Dit voorstel werd aanbevolen voor implementatie. De technische haalbaarheid werd gezien op een termijn van minder dan 1 jaar. De praktische haalbaarheid werd echter, gelet op de benodigde acties om de bedreigingen te ondervangen, ingeschat op 1 – 3 jaar.

Ruw geschat verdubbelen de kosten van het meten van gehalten van metalen en/of organische microverontreinigingen na invoering van de methodiek. Maar daar staat tegenover dat beter interpreteerbare gegevens in termen van zowel de ecotoxiciteit van watermonsters als van de toekomstige waterbodemkwaliteit worden verkregen. Het enige voorbehoud dat werd gemaakt betrof de toepassing voor extreem hydrofobe stoffen. Voor deze stoffen dient de huidige werkwijze gehandhaafd te blijven.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-7-W: DOC-correctie voor koper in water

1. Sterkte

In het STOWA-RIZA-VROM KOPERTOX-project is aangetoond dat er in een aantal sterk van elkaar verschillende Nederlandse oppervlaktewateren een duidelijke relatie is tussen de Cu-speciatie, de DOC-concentratie en de opname en toxiciteit van Cu (zowel acuut als chronisch). De relatie bleek onafhankelijk van het type DOC en het seizoen en is dus breed toepasbaar. Hiermee is het een echte biobeschikbaarheidsmeting. In dit project is het naar verwachting meest gevoelige organisme, *Daphnia magna*, meegenomen.

Daarnaast wordt in opdracht van het European Copper Institute een Biotic Ligand Model voor de acute en chronische toxiciteit van koper in *Daphnia magna* ontwikkeld.

2. Zwakte

Omdat er nog maar voor één soort chronische toxiciteitsgegevens zijn verzameld, is de relatie tussen de DOC-concentratie en de Cu-toxiciteit nog niet algemeen geldend bewezen. De resultaten van de twee bovengenoemde onderzoeken moeten nog aan elkaar gekoppeld worden om de relatie tussen koperbeschikbaarheid en effecten te kwantificeren voor Nederlandse oppervlaktewateren. In zure oppervlaktewateren is de relatie met de toxiciteit niet aangetoond. De methodiek voor het meten van DOC is niet standaard, wellicht kan worden volstaan met een eenvoudige UV-absorptiemeting. Uitbreiding van het onderzoek richting andere metalen waarvoor DOC-binding relevant is, lijkt zinvol en mogelijk (Pb, Ni, Hg).

3. Kansen

Als belangrijke kans werd gezien dat voor dit voorstel eenvoudig draagvlak te creëren is, omdat hiermee het aantal normoverschrijdingen van Cu sterk verlaagd wordt. Ook de simpele toetsing draagt daartoe bij. Bovendien geeft het voorstel invulling aan de in de Vierde Nota Waterhuishouding toegezegde gebiedsgerichte normstelling.

4. Bedreigingen

De belangrijkste bedreigingen zijn te vinden in het feit dat men niet voor elke stof een andere meet- en toetsingsmethode zal willen. Daarom is uitbreiding naar andere metalen aanbevolen (voor zink en zilver worden momenteel belangrijke vorderingen gemaakt met de ontwikkeling van een biotisch ligand model).

De praktijk zal moeten wennen aan een nieuwe meetmethode (DOC). Als laatste werd de mogelijkheid genoemd dat er wellicht geen relatie gevonden zal worden tussen DOC en chronische toxiciteit.

5. Eindoordeel

Dit voorstel werd aanbevolen voor implementatie in de 2^e lijns risicobeoordeling. Door de sterke relatie met de opname en toxiciteit kreeg het de Biobeschikbaarheidsbokaal. De aannames werden als reëel gezien, of indien ze niet reëel waren, waren ze niet relevant. De beperkingen waren niet substantieel. De relevantie was groot, voor vrijwel alle Nederlandse oppervlaktewateren kon de methodiek ingezet worden. De kosten lagen vooral in het feit dat overall DOC gemeten zou moeten gaan worden, de baten lagen erin dat er mogelijk nergens meer een overschrijding van de Cu-norm te verwachten is. Bovendien wordt met de methode het optreden van vals-positieve oordelen over de waterkwaliteit met betrekking tot Cu, voorkomen. De termijn waarop een en ander geïmplementeerd zou kunnen worden hangt met name af van het beschikbaar komen van chronische toxiciteitsgegevens, en werd ingeschat als 1-3 jaar.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-8-S: Opeenvolgende/parallelle extracties

1. Sterkte

Het toepassen van meerdere extracties levert inzicht in actuele risico's en is aanvullend op de bepaling van totaalgehalten. De methodiek verdisconsteert impliciet de invloed van bodem- en sedimentkarakteristieken die beschikbaarheid modificeren. Verder is de methodiek reproduceerbaar en komen vals-negatieven naar verwachting niet voor. Toetsing van gehalten die in opeenvolgende extracties worden bepaald zou kunnen geschieden aan normen voor oppervlaktewater (worst-case), alhoewel gestreefd dient te worden naar toetsing aan ecotoxicologische gegevens waarbij beschikbare gehalten met dezelfde extracties zijn bepaald. Door middel van opeenvolgende/parallelle extracties kunnen zowel de water(ige) opnameroute als opname via de vaste fase worden beoordeeld.

2. Zwakte

Extracties nemen alleen chemische beschikbaarheid mee, terwijl de invloed van de overige variabelen die de biobeschikbaarheid beïnvloeden (zoals bijvoorbeeld DOC en nutriënt-beschikbaarheid) niet wordt meegenomen. De methode is uiteraard nog niet in de praktijk geïmplementeerd. De belangrijkste zwakte is echter dat de koppeling met opname/effecten door een breed scala van organismen/planten nog niet gemaakt is, waardoor er geen referentiekader voor het inschatten van risico's aanwezig is (deze zwakte is overigens niet beperkt tot de hier voorgestelde methodiek). Voor het interpreteren van de relatie tussen resultaten van extracties en opname van metalen door organismen/planten gaat de methodiek uit van het critical body burden concept. Dit concept is nog onvoldoende breed toepasbaar.

3. Kansen

De methode kan geïmplementeerd worden in een methodiek van risicobeoordeling die maatgevend kan zijn voor actuele en potentiële risico's. Het gecombineerde gebruik van een zure extractie / koningswaterdestructie én een zwakke extractie verdisconteert de verschillende opnameroutes van metalen. Bovendien geven de resultaten inzicht in de lokale (veld)verdelingscoëfficiënt van metalen.

4. Bedreigingen

De belangrijkste bedreiging die gezien werd betrof het gegeven dat resultaten van extracties vaak slecht gecorreleerd zijn aan opname/effecten. Alhoewel door een combinatie van extracties kan worden voorkomen dat risico's worden onderschat, dient het verband tussen extracties en opname/effecten verder uitgezocht te worden.

5. Eindoordeel

Dit voorstel werd aanbevolen voor implementatie, mits de link met ecotoxicologische effecten wordt verstevigd. De haalbaarheid wordt dan ook gezien op een periode van > 3 jaar. De toepasbaarheid is in principe breed, implementatie van de methodiek zou er voor zorgen dat er, aanvullend op de momenteel gangbare koningswaterdestructies, meer bepalingen uitgevoerd dienen te worden. Ondanks de bedreigingen zijn de potentiële baten groot daar het gebruik van meerdere extracties het optreden van vals-negatieven zou voorkomen.

SAMENVATTING SWOT TABLE FACTSHEET M-9-S: Twee-traps beoordeling zink in anaerobe sedimenten**1. Sterkte**

Inhoudelijk sterk aan dit voorstel is dat de geochemie van AVS goed bekend is. Vooral de duidelijk omschreven methodiek, met beslisboom, wordt als krachtig gezien.

2. Zwakte

De risicobeoordeling via de Zn-AVS methodiek kan alleen toegepast worden op liggende, dat wil zeggen anaërobe, waterbodem. Bovendien houdt de methodiek geen rekening met het feit dat de AVS concentratie niet constant is met de diepte. De onderbouwing van de grenswaarden, zoals aangegeven in de beslisboom, werd als onvoldoende beschouwd. De methodiek is gebaseerd op empirische gegevens, de causaliteit is nog onbekend. Bovendien is de relatie met de ecotoxiciteit zwak. Die zou eerst beter onderbouwd moeten worden. De toepasbaarheid voor Europa is niet duidelijk, omdat de AVS concentraties nog niet bekend zijn.

3. Kansen

Door de toepassing van de twee-traps beoordeling blijft de 1^e lijns beoordeling ongewijzigd. Daarnaast werd genoemd dat het Zn-AVS concept invulling geeft aan het gebiedsgerichte normstellingsbeleid, zoals toegezegd in de Vierde Nota Waterhuishouding.

4. Bedreigingen

De monsternamen luistert nogal nauw, als het monster per ongeluk belucht wordt, valt een deel van het Zn-AVS uit elkaar, wat een juiste beoordeling in de weg staat. Ook de consequenties van een dergelijk voorstel (in volumes baggerspecie) zijn nog onvoldoende in beeld gebracht.

5. Eindoordeel

Dit voorstel werd afgewezen voor implementatie, tenzij de relatie met de ecotoxiciteit voldoende onderbouwd wordt. Mede hierdoor is de termijn voor implementatie op > 3 jaar gezet. De toepasbaarheid is zowel smal (alleen zink voor anaërobe sedimenten) als breed te zien (want er zijn nogal wat anaërobe sedimenten). De kosten zijn relatief hoog, AVS is momenteel niet routinematig te meten. De baten zijn eveneens hoog, omdat zowel in het preventief als het curatief milieubeleid Zn minder als een probleemstof gezien zal worden.

4. Samenvatting workshop en beleidsadviezen

4.1 Overzicht eindoordelen fact sheets

Uit de eindoordelen kan geconcludeerd worden dat het concept van chemische beschikbaarheid in het algemeen beter ontwikkeld is dan het concept van biologische beschikbaarheid. Koppeling van chemische beschikbaarheid aan biologische beschikbaarheid (relatie met daadwerkelijke effecten) is een belangrijk knelpunt voor de implementatie van chemische beschikbaarheid. Gelet op dit knelpunt in relatie tot de eisen die aan validatie van methodieken voor de 1^e lijnsbeoordeling worden gesteld, lijkt op dit moment de potentie voor implementatie van biobeschikbaarheid in 1^e lijnsbeoordeling in het algemeen gering te zijn. Dit betekent in algemene zin dat het 'vangnet' van de 1^e lijnsbeoordeling voldoende effectief dient te zijn om ook in geval van een hoge beschikbaarheid het optreden van vals-negatieven te voorkomen. De potentie voor implementatie van biobeschikbaarheid in normstelling/risico-beoordeling ligt voornamelijk in de 2^e lijn.

In de onderstaande tabel is per fact sheet het eindoordeel en de daaraan gekoppelde tijds-termijn weergegeven. Tevens is aangegeven of het onderwerp geschikt is voor implementatie in de 1^e lijns, danwel in de 2^e lijns risicobeoordeling. De 1^e lijns beoordeling betreft het bepalen van een 'totaalgehalte' van een stof in een milieucompartiment en kan worden gezien als een bepaling van het *potentiële risico*. De 2^e lijns beoordeling kan worden gezien als een bepaling van het *feitelijke (actuele) risico*. Omdat bij deze beoordeling gebruik wordt gemaakt van gebiedseigen milieucondities (pH, DOC, redox etc.), is deze methode bij uitstek locatie-specifiek.

Fact sheet	Eindoordeel (Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee) en daaraan gekoppelde tijdstermijn
Passieve be-monstering (O-1-WBS)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits validatie is uitgevoerd. – 1 – 3 jaar voor hydrofobe organische microverontreinigingen in het aquatische milieu met log K_{ow} 4-8. – > 3 jaar voor overige stoffen in het aquatische milieu en voor alle stoffen in het bodemcompartiment. – In alle gevallen: mits link met opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd. – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling.
Tenax-extractie (O-2-S)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits validatie is uitgevoerd en mits link met opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd.. – 1 – 3 jaar. – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling.
Normalisatie op elementair C (O-3-BS)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja. – < 1 jaar. – Geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
Zacht- en hard-huidigen (O-4-BS)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits nog veel ontwikkelwerk wordt uitgevoerd. – > 3 jaar (zelfs > 5 jaar). – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling, mits voldoende data beschikbaar dan geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
Alleen correctie voor lokaal achtergrondgehalte (M-1-B)	<ul style="list-style-type: none"> – Nee, mits er een traject wordt ingezet voor verbetering van biobeschikbaarheid in de normstelling. – (Haalbaarheidstermijn zou in geval van 'ja' < 1 jaar zijn).

	<ul style="list-style-type: none"> – Geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
Actuele risico's en transferfuncties (M-2-B)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits er een link gelegd kan worden tussen transferfuncties en werkelijk gevonden opname/effecten. Anders toepassing in brede studies waarin bijvoorbeeld prioritering van locaties aan de orde is. – > 3 jaar: er is sowieso nog 1 – 3 jaar aan ontwikkelwerk nodig voor de transferfuncties. Op dit moment is niet duidelijk of dit wel een bruikbare methodiek is voor meerdere stoffen. – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling.
0.43 M HNO ₃ extraheerbare metaalgehalte (M-3-B)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits het met deze methode bepaalde verschil in beschikbaarheid tussen achtergrond en toegevoegd metaal, nader wordt uitgezocht en mits link met opname en ecotoxicologische effecten wordt gelegd. – 1 – 3 jaar. – Geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
De 0.01 M CaCl ₂ extraheerbare fractie (M-4-B)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits verdere validatie van de aannames plaatsvindt (testen van de methode voor meerdere typen organismen en typen bodems, bodemeigenschappen en verontreinigingsbronnen. Toepassing in combinatie met andere extractiemethoden (M-8-S). – 1 jaar indien in combinatie met aquatische toxiciteitsdata, > 3 jaar indien in combinatie met terrestrische toxiciteitsdata op basis van 0.01 M CaCl₂-extractie. – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling.
Bepaling biobeschikbare fractie met DGT (M-5-WBS)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, maar vooralsnog alleen voor water en sediment en mits link met ecotoxicologische effecten duidelijk wordt (is algemeen probleem voor simulatietechnieken van biobeschikbaarheid). – > 3 jaar. – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling.
Opgelost of totaal (M-6-W)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, met voorbehoud voor extreem hydrofobe organische microverontreinigingen – Technische haalbaarheid: < 1 jaar. Praktische haalbaarheid 1 – 3 jaar vanwege benodigde acties om de bedreigingen te onder- vangen. – Geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
DOC-correctie voor koper in water (M-7-W)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, implementatie in de 2^e lijns risicobeoordeling. – 1 – 3 jaar, afhankelijk van beschikbaar komen van chronische toxiciteitsgegevens. Aanpak kan ook voor andere metalen gebruikt worden. – Geschikt voor 2^e lijns beoordeling.
Opeenvolgende / parallelle extracties (M-8-S)	<ul style="list-style-type: none"> – Ja, mits de link met ecotoxicologische effecten wordt verstevigd. – > 3 jaar. – Geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten (M-9-	<ul style="list-style-type: none"> – Nee, tenzij aanvullend onderzoek wordt uitgevoerd waarmee de meerwaarde van de methodiek kan worden bewezen. Onder andere dient de relatie met de ecotoxiciteit te worden onderbouwd.

S)	<ul style="list-style-type: none"> – > 3 jaar, met name gelet op onderbouwing relatie met ecotoxiciteit. – Geschikt voor 1^e lijns beoordeling.
----	--

Door de aanbevolen tijdstermijnen als uitgangspunt te nemen van de fact sheets die als ‘ja’, ‘ja mits’ of ‘nee tenzij’ zijn ingeschaald, kan de volgende onderverdeling worden gemaakt:

TIJDSTERMIJN	FACT SHEET
< 1 jaar	<ul style="list-style-type: none"> - Normalisatie op elementair koolstof (O-3-BS) - Alleen correctie voor lokaal achtergrondgehalte (M-1-B)
1 – 3 jaar	<ul style="list-style-type: none"> - Passieve bemonstering (O-1-WBS) voor hydrofobe organische microverontreinigingen in het aquatische milieu met $\log K_{ow}$ 4 – 8. - Tenax-extractie (O-2-S) - 0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte (M-3-B) - De 0.01 M CaCl₂ extraheerbare fractie (M-4-B) - Opgelost of totaal (M-6-W): technische haalbaar binnen 1 jaar, praktisch haalbaar 1 – 3 jaar - DOC-correctie voor koper in water (M-7-W)
> 3 jaar	<ul style="list-style-type: none"> - Passieve bemonstering (O-1-WBS) voor overige organische microverontreinigingen in het aquatische milieu en voor alle stoffen in het bodemcompartiment. - Zacht- en hard-huidigen (O-4-BS): mogelijk zelfs > 5 jaar. - Actuele risico's en transferfuncties (M-2-B) - Bepaling biobeschikbare fractie met DGT (M-5-WBS) - Opeenvolgende / parallelle extracties (M-8-S) - Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten (M-9-S)

4.2 Beleidsadviezen op basis van eindoordelen fact sheets

1. Uit bovenstaande tabel blijkt dat er twee methodieken zijn die op korte termijn geïmplementeerd zouden kunnen worden (normalisatie op basis van elementair koolstof en correctie voor lokaal achtergrondgehalte). In het eerste geval betreft het hier een aanscherping van een methodiek voor het meten van organisch koolstof die (in tegenstelling tot de huidige methodiek voor bepaling van het organisch stof gehalte) leidt tot een eenduidige directe meting van het organisch koolstof gehalte van sedimenten of landbodems. De methode is internationaal gezien al in gebruik. Implementatie van de methodiek in 1^e en 2^e lijns normstelling leidt tot een verandering van het normstelsel daar de huidige normen uitgaan van een normalisatie op basis van het gehalte aan al het organisch materiaal in het monster. Aanbevolen wordt om over te gaan tot implementatie van de voorgestelde methodiek voor het meten van organisch koolstof in de 1^e lijns risicobeoordeling. Gelet op reeds verrichte inspanningen, zou door het RIZA een concreet voorstel kunnen worden opgesteld waarin de methodiek verder wordt uitgewerkt en waarin een concreet stappenplan voor implementatie in normstelling wordt aangegeven. Het doorvoeren van een correctie voor het lokaal achtergrondgehalte zou, als tussenoplossing, op korte termijn geïmplementeerd kunnen worden onder voorwaarde dat een traject voor verbetering van biobeschikbaarheid in normstelling wordt ingezet.

2. Een zestal onderwerpen is ingedeeld in categorie 1-3 jaar, hetgeen betekent dat het denkwerk verricht lijkt, maar verdere onderbouwing en wetenschappelijke, praktische, en beleidsmatige consequenties zijn nog niet te overzien. Twee van de onderwerpen hebben betrekking op organische microverontreinigingen en gelet op de inhoud van de methodiek lijkt het voor de hand te liggen om de verdere uitwerking van deze twee methodieken gezamenlijk aan te pakken. Verder onderzoek is nodig om de methodieken verder te onderbouwen om te komen tot een concreet voorstel voor implementatie. Voorgesteld wordt om het primaire mandaat voor dit verdere onderzoek bij het RIZA te leggen en onder andere IRAS, NIOZ, Alterra, RIKZ en de Universiteit van Amsterdam bij dit onderzoek te betrekken. Een van de activiteiten zou een ringonderzoek binnen de betrokken instellingen kunnen zijn.

Voor het aanpassen en implementeren van de meetmethode voor opgeloste danwel totaalgehalten van contaminanten (M-6-W) lijkt een belangrijke rol weggelegd voor de STOWA. Om met name de beleidsmedewerkers van waterschappen te overtuigen van de praktische uitvoerbaarheid en de praktische relevantie, zou een pilot studie kunnen worden uitgevoerd bij 1 of 2 waterschappen onder verantwoordelijkheid van Rijkswaterstaat met medefinanciering vanuit de STOWA.

Ook voor de verdere uitwerking en implementatie van de DOC-correctie voor koper in water (M-7-W) zou het mandaat bij RWS gelegd kunnen worden. Belangrijk is dat de internationale ontwikkelingen (onder andere in het kader van de Europese risicobeoordelingen) nauwgezet gevolgd worden en dat getracht wordt om voor zover als mogelijk te komen tot een methodiek die toepasbaar is voor meerdere metalen. Gelet op de aanwezige expertise zouden naast RIZA in ieder geval RIVM, Universiteit van Amsterdam, het European Copper Institute en de Universiteiten van Gent en Antwerpen bij de vervolgacties betrokken kunnen worden. De eerste concrete actie zou zijn het verzamelen van alle relevante data en het op basis daarvan opstellen van een concreet implementatieplan voor de 2^e lijnsbeoordeling. Hier moet aan worden toegevoegd dat momenteel reeds in opdracht van RIZA het 'Kopertox'-project wordt uitgevoerd. In dit project wordt getracht om een link te leggen tussen koperspeciatie in Nederlands oppervlaktewater en effecten op waterorganismen. Een vergelijkbaar project op Europees niveau wordt op dit moment afgerond in opdracht van het European Copper Institute. Naar verwachting kunnen de resultaten van deze projecten relatief snel worden geïmplementeerd in de (2^e lijns) risicobeoordeling.

Tenslotte zijn er twee onderwerpen (0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte: M-3-B, 0.01 M CaCl₂ extraheerbare fractie: M-4-B, mits op basis van aquatische toxiciteitsgegevens) die qua aanpak en inhoud sterk aan elkaar zijn gekoppeld, en aan een drietal onderwerpen waarvoor een implementatietermijn van > 3 jaar haalbaar wordt geacht (Actuele risico's en transferfuncties: M-2-B, Bepaling biobeschikbare fractie met DGT: M-5-WBS, Opeenvolgende / parallelle extracties: M-8-S). Zeker voor de laatste drie genoemde onderwerpen is het opzetten van vervolgonderzoek noodzakelijk, terwijl aanbevolen wordt om voor de onderwerpen die op een termijn van 1 – 3 jaar toepasbaar geacht worden, een implementatietraject in te zetten onder supervisie van RIVM met betrokkenheid van VU, RIZA, Alterra, Wageningen Universiteit, TNO. Hierbij dient opgemerkt te worden dat vervolgonderzoek gericht op implementatie van DGT reeds is ingezet. In opdracht van de EU is een project (BIOSPEC) gestart dat tot doel heeft om methodieken te ontwikkelen waarmee in routinematige projecten voorspellingen kunnen worden gedaan van de biobeschikbaarheid van metalen in oppervlaktewater (inclusief sediment). DGT is een van de methodieken die centraal staan. RIVM en RIZA hebben binnen dit project de rol van eindgebruiker. Fact sheet M-8-S 'Opeenvolgende / parallelle extracties' dient hierbij vooral als een denkraam te worden gezien waarbinnen alle

genoemde onderwerpen een eigen plek zouden kunnen krijgen. Hieraan dient dan een tijdstermijn > 3 jaar te worden gekoppeld daar het gaat om de ontwikkeling van het gehele denkraam.

3. Naast de drie genoemde onderwerpen die betrekking hadden op chemische beschikbaarheid van metalen zijn er drie onderwerpen (passieve bemonstering voor overige organische microverontreinigingen in het aquatische milieu en voor alle stoffen in het bodemcompartiment: O-1-WBS, zacht- en hardhuidigen: O-4-BB, Twee-traps beoordeling zink in anaërobe sedimenten: M-9-S) waarvoor een tijdstermijn > 3 jaar noodzakelijk wordt geacht. Praktisch gezien lijken de mogelijkheden om onderzoek met een termijn van > 3 jaar op te zetten, beperkt te zijn. Aanbevolen wordt dan ook om voor dit onderzoek actief te werken aan insluiting van de prioritair geachte onderwerpen in bredere onderzoekskaders. Hierbij kan gedacht worden aan NWO, EU, etc.
4. Tenslotte wordt aanbevolen om alert te blijven met betrekking tot onderwerpen die op dit moment om uiteenlopende redenen niet implementeerbaar worden geacht, alsmede (nieuwe) onderwerpen waarvan momenteel nog niet voorzien kan worden dat ze een rol kunnen spelen als biobeschikbaarheid modulerende factor.

Samenvattend luidt het advies om:

1. Over te gaan tot implementatie van de methodiek voor normalisatie op elementair koolstof.
2. Werkverbanden op te zetten en financieringsmogelijkheden te zoeken voor een zestal methodieken die op een termijn van 1 – 3 jaar implementeerbaar worden geacht.
3. Hierbij een clustering van onderwerpen te maken, zodat ook de onderwerpen met een langere tijdshorizon verder uitgewerkt worden en er per cluster vervolgoverleg kan worden gefaciliteerd.
4. Voor de opties met een tijdshorizon > 3 jaar, inkadering te zoeken bij bredere onderzoekskaders en de aanbevelingen van de workshop te gebruiken als een van de argumenten voor het honoreren van relevante onderzoeksvoorstellen en om afstemming van het onderzoek te krijgen.
5. Alert te blijven op nieuwe ontwikkelingen op het brede veld van biobeschikbaarheid om daar waar mogelijk de nieuwste inzichten te verwerken in de 2^e lijns risicobeoordeling.

Een actieve opstelling vanuit het beleid is gewenst om de in deze rapportage gesignaleerde kansrijke ontwikkelingen te helpen implementeren en het juiste klimaat te scheppen waarin zij tot volwassen en geaccepteerde methoden kunnen uitgroeien. Dit helpt het beleid om met de normstelling en risicobeoordeling een stap verder te komen en helpt het reeds lopende (en nieuw te starten) onderzoek op dit gebied te focussen op aspecten die beleidsmatig het meest relevant zijn. Implementatie van de verschillende mogelijkheden (op termijn) zal een meer realistische risicobeoordeling tot gevolg hebben die ten goede komt aan de betrouwbaarheid van het stoffenbeleid en de risicobeoordeling van het milieu, zonder het milieu te kort te doen. De verdere benodigde stappen zullen vanuit de overheid dienen te worden geïnitieerd en gecoördineerd. Met name de Stuurgroep INS en, in geval van bodemnormstelling, de werkgroep UI zijn hiervoor naar het oordeel van de opstellers van dit rapport, het juiste forum. Alvorens de uit deze workshop voortvloeiende adviezen geïmplementeerd kunnen worden zal er ook nog een praktische toets moeten plaatsvinden met betrekking tot uitvoerbaarheid en hanteerbaarheid van de voorgestelde wijzigingen.

Literatuur

- Allen, H.E. (1993). The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *Sci. Tot. Environ.* 134 (Suppl. Part 1), 23-45.
- Arthur, C.L. and J. Pawliszyn (1990). Solid Phase Microextraction with thermal desorption using fused silica optical fibers. *Anal. Chem.* 62, 2145-2148.
- Baltussen, E., P. Sandra, F. David and C. Cramers (1999). Stirr Bar Sorptive Extraction (SBSE), a novel extraction technique for aqueous samples: theory and principles. *J. Microcolumn Separations* 11, 737-747.
- Beaton, Y., L. J. Shaw, L.A. Glover, A.A. Meharg and K. Killham (1999). Biosensing 2,4-dichlorophenol during biodegradation by *Burkholderia* sp. RASC c2 in soil. *Environ. Sci. Technol.* 33: 4086-4091.
- Belfroid A.C., en C.A.M. Van Gestel (1999). Blootstellingsroutes van toxische stoffen voor terrestrische invertebraten. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam. Rapport no. E-99-06.
- Belfroid, A.C., D.T.H.M. Sijm and C.A.M. Van Gestel (1996). Bioavailability and toxicokinetics of hydrophobic aromatic compounds in benthic and terrestrial invertebrates. *Environ. Rev.* 4: 276-299.
- Beyer, N. and G. Heinz (eds.) (1996). *Environmental Contaminants in Wildlife – Interpreting Pollutant Levels in Animals*. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Birge, W.J., D.J. Price, J.R. Shaw, J.A. Spromberg, A.J. Wigginton and C. Hogstrand (2000). Metal body burden and biological sensor as ecological indicators. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1199-1212.
- Bolton, P.J. and J. Phillipson (1976). Burrowing, feeding, egestion and energy budgets of *Allolobophora rosea* (Savigny) (Lumbricidae). *Oecologia* 23, 225-245.
- Booij, K., E.M. van Weerlee, C.V. Fischer and J.R. Hoedemaker (2000). Passive sampling of organic contaminants in the water phase. NIOZ report 2000-5, Texel: Netherlands Institute for Sea Research, p. 1-16.
- Booij, K., H.M. Sleiderink and F. Smedes (1998). Calibrating the uptake kinetics of semi-permeable membrane devices using exposure standards. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 1236-1245.
- Briggs, G.G. and K.A. Lord (1983). The distribution of aldicarb and its metabolites between *Lumbricus terrestris*, water and soil. *Pest. Sci.* 14, 412-416.
- Brun, L.A., J. Maillet, J. Richarte, P. Herrmann and J.C. Remy (1998). Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environ. Poll.* 102, 151-161.
- Bucheli, T.D. and Ö. Gustafsson (2000). Quantification of the soot-water distribution coefficient of PAHs provides mechanistic basis for enhanced sorption observations. *Environ. Sci. Technol.* 34, 5144-5151.
- Campbell, P.G.C. (1995). Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. *IUPAC Ser. Anal. Phys. Chem. Environ. Syst.*, 3: Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems, 45-102.
- Chen Z., L.M. Mayer, C. Quétel, O.F.X. Donard, R.F.L. Self, P.A. Jumars and D.P. Weston (2000). High concentrations of complexed metals in the guts of deposit feeders. *Limnol. Oceanogr.* 45:1358-1367.
- Conder, J.M. and R.P. Lanno (2000). Evaluation of surrogate measures of cadmium, lead, and zinc bioavailability to *Eisenia fetida*. *Chemosphere*, 41, 1659-1668.
- Cornelissen, G. (1999). Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments. Ph.D. Thesis, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.

- Crommentuijn, T., D. Sijm, J. de Bruijn, K. van Leeuwen and E. van de Plassche (2000a). Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *J. Environ. Manag.* 58: 297-312.
- Crommentuijn, T., D. Sijm, J. de Bruijn, M. van den Hoop, K. van Leeuwen and E. van de Plassche (2000b). Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations, *J. Environ. Manag.* 60: 121-143.
- Davison, W. and H. Zhang (1994). In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. *Nature* 367, 546-548.
- Dean, J.M. (1974). The accumulation of ⁶⁵Zn and other radionuclides by tubificid worms. *Hydrobiologica* 45/1, 33-38.
- Decho A.W. and S.N. Luoma (1991). Time-courses in the retention of food material in the bivalves *Potamocorbula amurensis* and *Macoma balthica*: Significance to the absorption of carbon and chromium. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 78:303-314.
- De Rooij, N.M., R.A.J. Smallegange, J.G.C. Smits, E.J.M. Temminghoff, A.C.C. Plette en J. Bril (1999). Methodology for determination of heavy metal standards for soil. Research Report WL/Delt Hydraulics, T2261.00.
- DiToro, D. D. Hansen, J. McGrath and W.J. Berry (2001). Predicting the toxicity of metals in sediments using organic carbon normalized SEM and AVS. Draft manuscript. HydroQual, Inc., Mahwah, New Jersey.
- Fairbrother, A., P.W. Glazebrook, N. van Straalen and J. Tarazona (1999). Test methods for hazard determination of metals and sparingly soluble metal compounds in soils: summary of a SETAC Pellston workshop. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. San Lorenzo de El Escorial, Spain; Pensacola.
- Farre, M., O. Pasini, M.C. Alonso, C. Montserrat and D. Barcelo (2001). Toxicity assessment of organic pollution in wastewaters using a bacterial biosensor. *Anal. Chim. Acta* 426, 155-165.
- Freidig, A.P., E.A. Garicano, F.J.M. Busser and J.L.M. Hermens (1998). Estimating impact of humic acid on bioavailability and bioaccumulation of hydrophobic chemicals in guppies using kinetic solid-phase extraction. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 998-1004.
- Frintrop, P. (2000). De bepaling van het gehalte aan organische stof in waterbodems, stand van zaken per april 2000. RIZA Notitie: 2000-04-19.
- Gish, C.D. (1970). Pesticides in soil. Organochlorine insecticide residues in soils and soil invertebrates from agricultural lands. *Pest. Monit. J.* 3, 241-253.
- Gobas, F.A.P.C., J.R. McCorquodale and G.D. Haffner (1993a). Intestinal absorption and biomagnification of organochlorines. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 567-576.
- Gobas, F.A.P.C., X. Zhang and R. Wells (1993b). Gastrointestinal magnification: The mechanisms of biomagnification and food chain accumulation of organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 27, 2855-2863.
- Griscom, S.B., N.S. Fischer en S.N. Luoma (2000). Geochemical influences on assimilation of sediment-bound metals in clams and mussels, *Environ. Sci. Technol.* 34, 91-99.
- Gustafsson, Ö., F. Haghseta, C. Chan, J. MacFarlane and P.M. Gschwend (1997). Quantification of the dilute sedimentary soot phase: implications for PAH speciation and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* 31, 203-209.
- Hansen, D.J., J. Mahony, W. J. Berry, S. Benyi, J. Corbin, S. Pratt, D. M. Di Toro and M. Able (1996). Chronic effect of cadmium in sediments on colonization by benthic marine organisms: an evaluation of the role of interstitial cadmium and Acid Volatile Sulfide in biological availability. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 2126-2137.
- Hare, L. (1996). Predicting animal cadmium concentrations in lakes. *Nature* 380, 430-432.

- Harkey G.A., P.F. Landrum and S.J. Klaine (1994). Preliminary studies on the effect of feeding during whole sediment bioassays using *Chironomus riparius* larvae. *Chemosphere* 28, 597-606.
- Hoedemaker, J. R. (2000). De opnamekinetiek van contaminanten door LDPE membranen in sedimenten. Texel: Netherlands Institute for Sea Research, Department MBT p1-28.
- Hooda, P.S., H. Zhang, W. Davison and A.C. Edwards (1999). Measuring bioavailable trace metals by diffusive gradients in thin films (DGT): soil moisture effects on its performance in soils. *Eur. J. Soil . Sci.* 50, 285-294.
- Houba, V.G.J., T.M. Lexmond, I. Novozamsky and J.J. van der Lee (1996). State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. *Sci. Total Environ.* 178, 21-28.
- Huckins, J.N., M.W. Tubergen and G.K. Manuweera (1990). Semipermeable membrane devices containing model lipid: a new approach to monitoring the bioavailability of lipophylic contaminants and estimating their bioconcentration potential. *Chemosphere* 20, 533-552.
- Ivnitskii, D.M. and J. Rishpon (1994). A potentiometric biosensor for pesticides based on the thiocholine hexacyanoferrate (III) reaction. *Biosensors and Bioelectronics* 9, 569-576.
- Jager, T. (1998). Mechanistic approach for estimating bioconcentration of organic chemicals in earthworms (Oligochaeta). *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 2080-2090.
- Janssen R., L. Posthuma, R. Baerselman, H. den Hollander, R. van Veen and W. Peijnenburg (1997). Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch soils. II. Prediction of metal accumulation in earthworms. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16, 2479-2488.
- Kelsey, J.W. and M. Alexander (1997). Declining bioavailability and inappropriate estimation of risk of persistent compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 582-585.
- Knight, B. and S.P. McGrath (1995). A method to buffer the concentrations of free Zn and Cd ions using a cation exchange resin in bacterial toxicity studies. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 2033-2039.
- Kraaij, R. (2001). Sequestration and bioavailability of hydrophobic chemicals in sediment. Proefschrift, Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Kramer, K.J.M., R.G. Jak, B. van Hattum en R.N. Hooftman (2001). Koper in de Nederlandse oppervlaktewateren: Toxiciteit in relatie tot organisch materiaal. STOWA/RIZA rapport 2001/06, STOWA, Utrecht, pp. 127.
- Lee, B.-G., S.B. Griscom, J.-S. Lee, H.J. Choi, C.-H. Koh, S.N. Luoma and N.S. Fisher (2000). Influences of dietary uptake and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments. *Science* 287, 282-284.
- Leijten, P.C.J. (2001). ANVM-Project 215. Standaardisering/classificatie van waterbodem - een bureaustudie. Rapportnummer G990259.060.
- Lord, K.A., G.G. Briggs, M.C. Neale and R. Manlove (1980). Uptake of pesticides from water and soil by earthworms. *Pest. Sci.* 11, 401-408.
- Lorenz, S.E, R.E. Hamon, P.E. Holm, H.C. Domingues, E.M. Sequeira, T.H. Christensen and S.P. McGrath (1997). Cadmium and zinc in plants and soil solution from contaminated soils. *Plant and Soil* 189/1, 21-31.
- Maiz, I., I. Arambarri, R. Garcia and E. Millan (2000). Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environ. Poll.* 110, 3-9.
- Matisoff, G., X. Wang and P.L. McCall (1999). Biological redistribution of lake sediments by tubificid oligochaetes: *Branchiura sowerbyi* and *Limnodrilus hoffmeisteri*/Tubifex tubifex. *J. Great Lakes Res.* 25/1, 205-219.

- Mayer L.M., Z. Chen, R.H. Findlay, J. Fang, S. Sampson, R.F.L. Self, P.A. Jumars, C. Quetel and O.F.X. Donard (1996). Bioavailability of sedimentary contaminants subject to deposit-feeder digestion. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2641-2645.
- Mayer, P., W.H.J. Vaes, F. Wijnker, K.C.H.M. Legierse, R. Kraaij, J. Tolls and J.L.M. Hermens (2000). Sensing dissolved sediment pore water concentrations of persistent and bioaccumulative pollutants using disposable solid-phase microextraction fibres. *Environ. Sci. Technol.* 34, 5177-5183.
- McGroddy, S.E., J.W. Farrington and P.M. Gschwend (1996). Comparison of the in situ and desorption sediment-water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 30, 172-177.
- Minnich, M.M. and M.B. McBride (1987). Copper activity in soil solution; measurement by ion selective electrode and Donnan dialysis. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 51/3, 568-572.
- Morgan, J.E. and A.J. Morgan (1992). Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologically different earthworm species. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1691-1697.
- Mulder, H., A.M. Breure and W.H. Rulkens (2001). Prediction of complete bioremediation periods for PAH soil pollutants in different physical states by mechanistic models. *Chemosphere* 43, 1085-1094.
- Normen voor het Waterbeheer (2000). Commissie Integraal Waterbeheer, Den Haag.
- Novozamsky, I., T.M. Lexmond and V.J.G. Houba (1993). A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 51, 47-58.
- Osbuild, D, M. Babut and P. Vasseur (1995). State of the art: biosensors for environmental monitoring and water control. *Revue de Sci. de L'Eau* 8, 505-538.
- Otte, M.L., M.S. Haarsma, R.A. Broekman and J. Rozema (1993). Relation between heavy metal concentrations in salt marsh plants and soils. *Environ. Poll.* 82, 13-22.
- Otte, J.G., P.F.A.M. Römkens, A. Tiktak en W. de Vries (2000). Partitierelaties voor zware metalen voor diffuus verontreinigde Nederlandse bodems. PGBO rapport 30, Wageningen.
- Palmqvist, E., et al. (1996). Development of a simple detector for microbial metabolism, based on a polypyrrole dc resistometric device. *Biosensors and Bioelectronics* 9, 551-556.
- Pathirana, S., D.W. Connell and P.D. Vowles (1994). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an urban roadway system. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28, 256-269.
- Paton, G.I., C.D. Campbell, L.A. Glover and K. Killham (1995). Assessment of bioavailability of heavy metals using lux-modified constructs of *Pseudomonas fluorescens*. *Lett. Appl. Microbiol.* 20, 52-56.
- Peijnenburg, W., R. Franken, A. De Groot, E. Hogendoorn, D.T. Jager, L. Posthuma, en R. Ritsema (2000). Ecotoxicologische risico's van de verspreiding van baggerspecie uit regionale wateren op land: vervolgonderzoek naar de ecologische betekenis van normoverschrijding. RIVM rapport 733007 007, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Peijnenburg, W.J.G.M., Baerselman, R., De Groot, A.C., Jager, T., Posthuma, L. and R.P.M. Van Veen (1999). Relating environmental availability to bioavailability: soil-type-dependent metal accumulation in the oligochaete *Eisenia andrei*. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 44, 294-310.
- Peijnenburg, W.J.G.M., D.T. Jager, L. Posthuma, en D.T.H.M. Sijm (2001). Huidige mogelijkheden en inzichten voor implementatie van metaalbiobeschikbaarheid in de risico-beoordeling van landbodems. RIVM rapport 607220 004, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.

- Peijnenburg, W.J.G.M., L. Posthuma, P.G.P.C. Zweers, R. Baerselman, A.C. De Groot, R.P.M. Van Veen and T. Jager (1999). Prediction of metal bioavailability in Dutch field soils for the oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 43, 170-186.
- Pearce, T.G. (1972). The calcium relations of selected Lumbricidae. *J. Anim. Ecol.* 41, 167-188.
- Poerschmann, J., F.D. Kopinke and J. Pawliszyn (1997). Solid phase microextraction to study the sorption of organotin compounds onto particulate and dissolved humic organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 31, 3629-3636.
- Posthuma, L., C.A.M. Van Gestel, C.E. Smit, D.J. Bakker and J.W. Vonk (1998). Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. RIVM rapport 607505 004, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Preston, S., N. Coad, J. Townend, K. Killham and G.I. Paton (2000). Biosensing the acute toxicity of metal interactions: are they additive, synergistic or antagonistic? *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 775-780.
- Reid, B.J., K.T. Semple, C.J. Macleod, H.J. Weitz and G.I. Paton (1998). Feasibility of using prokaryote biosensors to assess acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons. *FEMS Microbiol. Lett.* 169, 227-233.
- Reinds, G.J., J. Bril, W. de Vries, J.E. Groenenberg and A. Breeuwsma (1995). Critical loads and excess loads of cadmium, copper and lead for European forest soils. SC-DLO Report 96. Wageningen.
- Römkens, P., J. Bril, B.J. Groenenberg, A. Tiktak en W. de Vries (In preparation). Rapport transferfuncties voor Cd, Cu, Pb en Zn.
- Sauvé, S., N. Cook, W.H. Hendershot and M.B. McBride (1996) Linking plant tissue concentration and soil copper pools in urban contaminated soils. *Environ Pollut* 94: 154-157.
- Sauvé, S., A. Dumestre, M. McBride, J. Gillett, J. Berthelin, W. Hendershot (1999) Nitrification potential in field-collected soils contaminated with Pb and Cu. *Appl Soil Ecol* 12: 29-39.
- Shaw, L.J., Y. Beaton, L.A. Glover, K. Killham, D. Osborn and A.A. Meharg (2000). Bioavailability of 2,4-dichlorophenol associated with soil water-soluble humic material. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4721-4726.
- Sijm, D.T.H.M. and J.L.M. Hermens (1999). Internal effect concentrations: link between bioaccumulation and ecotoxicity for organic chemicals. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Editor: B. Beek, Volume 2-J. Bioaccumulation. New aspects and developments, pp. 167-199.
- Simkiss K. (1995). The application of controlled release and QSAR technology to sediment toxicity. *Mar. Pollut. Bull.* 31, 28-31.
- Smit, E. (1997). Field relevance of the *Folsomia candida* soil toxicity test. Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Ten Hulscher, Th.E.M. en M. Wilkens: Monitoring sanering Ketelmeer-Oost T0 situatie: aanvullende metingen. Deelrapport milieuchemie van organische microverontreinigingen. RIZA werkdokument 2000.142X (april 2001)
- Tessier, A. and D.R. Turner (1995). Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley, New York.
- Tessier, A., P.G.C. Campbell, J.C. Auclair and M. Bisson (1984). Relationships between the partitioning of trace metals in sediments and their accumulation in the tissues of the freshwater mollusc *Elliptio complanata* in a mining area. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1463-1471.

- Tipping, E. (1994). WHAM – A computer equilibrium model and computer code for waters, sediments and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comput. Geosci.* 20, 973-1023.
- Traas, T. (2001). Guidance document on deriving environmental risk limits. RIVM rapport 601501 012, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Urrestarazu Ramos, E., S.N. Meijer, W.H.J. Vaes, H.J.M. Verhaar and J.L.M. Hermens (1998). Using solid-phase microextraction to determine partition coefficients to humic acids and bioavailable concentrations of hydrophobic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3430-3435.
- Van Brummelen, T.C., R.A. Verweij, S.A. Wedzinga and C.A.M. Van Gestel (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons in earthworms and isopods from contaminated forest soils. *Chemosphere* 32, 315-341.
- Van den Berg, G.A. and J.J.G. Zwolsman (2000). RIZA werkdocument 99.200X.
- Van der Kooij, L.A., D. van de Meent, C.J. van Leeuwen and W.A. Bruggeman (1991). Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partitioning method. *Water Res.* 25, 697-705.
- Van Gestel, C.A.M. and W.C. Ma (1988). Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15, 289-297.
- Van Loon, W.M.G.M., F.G. Wijnker, M.E. Verwoerd and J.L.M. Hermens (1996). Quantitative determination of total molar concentrations of bioaccumulatable organic micropollutants in water using C-18 empore disk and molar detection techniques. *Anal. Chem.* 68, 2916-2926.
- Van Loon, W.M.G.M., M.E. Verwoerd, F.G. Wijnker, C.J. van Leeuwen, P. van Duyn, C. van de Guchte and J.L.M. Hermens (1997). Estimating total body residues and baseline toxicity of complex organic mixtures in effluents and surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 1358-1365.
- Van Tilborg, W.J.M. (1998). Fate of Metals in Soils: Geochemical Transformation and Bioavailability of Metals- The Time Factor, Proceedings of the Workshop on the Atmospheric Transport and Fate of Metals in the Environment, (ICME/EU DG XII) Antwerp, Belgium, September 10-11, 1998, page 171-188
- Van Wensem, J., J.J. Vegter and N.M. Van Straalen (1994). Soil quality criteria derived from critical body concentrations of metals in soil invertebrates. *Applied Soil Ecology* 1, 185-191.
- Verbruggen, E.M.J., W.H.J. Vaes, T.F. Parkerton and J.M.L. Hermens (2000). Polyacrylate coated SPME fibers as a tool to simulate body residues and target concentrations of complex organic mixtures for estimation of baseline toxicity. *Environ. Sci. Technol.* 34, 324-331.
- Verbruggen, E.M.J., W.M.G.M. van Loon, M. Tonkes, P. van Duijn, W. Seinen and J.L.M. Hermens (1999). Biomimetic extraction as a tool to identify chemicals with high bioconcentration potential: An illustration by two fragrances in sewage treatment plant effluents and surface waters. *Environ. Sci. Technol.* 33, 801-806.
- Verhaar, H.J.M., F.J.M. Busser and J.L.M. Hermens (1995). Surrogate parameter for the baseline toxicity content of contaminated water: Simulating the bioconcentration of mixtures of pollutants and counting molecules. *Environ. Sci. Technol.* 29, 726-734.
- Verma, A. and M.K.K. Pillai (1991). Bioavailability of soil-bound residues of DDT and HCH to earthworms. *Curr. Sci.* 16, 840-843.
- Vink, J.P.M., C. Van de Guchte, J.J.G. Zwolsman, L.M. Van der Heijdt, J.M. Van Steenwijk en J. Tuinstra (1999). Naar een nieuwe beoordeling van zware metalen in sediment. AKWA rapport 99.007, RIZA document 99.111X. Lelystad: AKWA/RIZA.

- Volkerling, F., A.M. Breure, A. Sterkenburg and J.G. Van Andel (1992). Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons: effect of substrate availability on bacterial growth kinetics. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 36, 548-552.
- VROM (2000). Circulaire streef- en interventiewaarden Bodemsanering, Referentie DBO/1999226863.
- Wang W.X. and N.S. Fisher (1999). Assimilation efficiencies of chemical contaminants in aquatic invertebrates: A synthesis. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2034-2045.
- Wang W.-X., N.S. Fisher and S.N. Luoma (1995). Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: Effect of algal food abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129, 165-176.
- Weltje, L. (1998). Mixture toxicity and tissue interactions of Cd, Cu, Pb and Zn in earthworms (oligochaeta) in laboratory and field soils: a critical evaluation of data. *Chemosphere* 36, 2643-2660.
- Windom H.L., K.T. Tenore and D.L. Rice (1982). Metal accumulation by the polychaete *Capitella capitata*: Influences of metal content and nutritional quality of detritus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, 191-196.
- Zhang, H. and W. Davison (1995). Performance characteristics of diffusion gradients in thin films for the in situ measurement of trace metals in aqueous solution. *Anal. Chem.* 67, 3391-3400.
- Zhang, H., W. Davison, B. Knight and S. McGrath (1998). In situ measurements of solution concentrations and fluxes of trace metals in soils using DGT. *Environ. Sci. Technol.* 32, 704-710.
- Zhang, H., F.-J. Zhao, B. Sun, W. Davison and S.P. McGrath (2001). A new method to measure effective soil solution concentration predicts copper availability to plants. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2602-2607.
- Zhang, H., W. Davison, S. Miller and W. Tych (1995). In situ high resolution measurements of fluxes of Ni, Cu, Fe, and Mn and concentrations of Zn and Cd in porewaters by DGT. *Geochim. Cosmochim. Acta*; 59, 4181-92.
- Zhao, C.Q., N.A., Anis, K.R. Rogers, R.H. Kline, Jr., J. Wright, A.T. Eldefrawi and M.E. Eldefrawi (1995). Fiber optic immunosensor for polychlorinated biphenyls. *J. Agric. Food Chem.* 43, 2308-2315.

Bijlage 1 ‘Huidige bodemtypecorrectie voor metalen’

Voor metalen zijn de correcties naar ‘standaard bodem’ gebaseerd op empirische relaties in concentratie in relatief onbelaste gebieden tot het OM (organisch stof) en kleigehalte (VROM, 2000):

$$C_{soil} = C_{standaardbodem} \frac{a + b \cdot \%lutum + c \cdot \%OM}{a + b \cdot 25 + c \cdot 10}$$

De waarden voor a , b and c staan in de tabel hieronder. Tevens zijn de streefwaarden voor deze metalen en de minimale en maximale waarden gegeven voor de meest uiteenlopende klei- en organisch stofgehalten in Nederland.

Voorbeeld van bodemtypecorrecties voor metalen op het niveau van de streefwaarden (VROM, 2000)

Metaal	a	b	c	Streefwaarde(SW) in standaard- bodem, mg/kg d.s. (OM=10, klei=25)	SW minimum zand	SW maximum klei/veen	SW minimum (fractie van SW)	SW maximum (fractie van SW)
Arseen	15	0.4	0.4	29	15	47	0.53	1.62
Antimoon	1	0	0	3			1	1
Barium	30	5	0	160	34	186	0.21	1.16
Beryllium	8	0.9	0	1.1	0.30	1.3	0.28	1.15
Cadmium	0.4	0.007	0.21	0.8	0.15	3.3	0.19	4.15
Chroom	50	2	0	100	51	110	0.51	1.10
Kobalt	2	0.28	0	9	2	10	0.24	1.16
Koper	15	0.6	0.6	36	16	63	0.43	1.75
Kwik	0.2	0.0034	0.0017	0.3	0.20	0.38	0.67	1.28
Lood	50	1	1	85	51	130	0.60	1.53
Molybdeen	1	0	0	3			1	1
Nikkel	10	1	0	35	11	40	0.30	1.14
Seleen	1	0	0	0.7			1	1
Thallium	1	0	0	1			1	1
Tin	4	0.6	0	19	4	22	0.23	1.16
Vanadium	12	1.2	0	42	13	48	0.30	1.14
Zink	50	3	1.5	140	52	215	0.37	1.54

Bijlage 2. Samenstelling organisatiecomité en subgroepen

Samenstelling organisatiecomité

J. Lijzen (RIVM)
W. Peijnenburg (RIVM)
D. Sijm (RIVM)
E. Sneller (RIZA)
T. Traas (RIVM)
E. Verbruggen (RIVM)

Samenstelling subgroepen

Metalen in bodem

K. van Gestel (VU)
B.-J. Groenenberg (Alterra)
C. Karman (TNO)
J. Lijzen (RIVM)
W. Ma (Alterra)
W. Peijnenburg (RIVM)
W. van Tilborg (VTBC)
J. Vink (RIZA)
S. van der Zee (WU)

Metalen in water en sediment

W. Admiraal (UvA)
J. Brils (TNO)
D. Jonkers (VROM)
R. Laane (RIKZ)
E. Sneller (RIZA)
J. Vink (RIZA)
G. Zwolsman (RIZA)

Organische microverontreinigingen in bodem en sediment

K. Booij (NIOZ)
W. Dulfer (RIKZ)
K. van Gestel (VU)
J. Harmsen (Alterra)
J. Hendriks (RIZA)
D. ten Hulscher (RIZA)
D. Sijm (RIVM)

Organische microverontreinigingen in water

K. Booij (NIOZ)
J. Hendriks (RIZA)
T. Traas (RIVM)
E. Verbruggen (RIVM)

Bijlage 3. Deelnemers workshop

Dagvoorzitter: Jan Hendriks (RIZA)

Discussie-groep	O-1	O-2	M-1	M-2
	<u>Voorzitter</u> Joke van Wensem (TCB) <u>Notulist</u> Eric Verbruggen (RIVM) <u>Leden</u> Wil ten Berge (DSM) Joop Harmsen (Alterra) Marc Koene (SNM) John Parsons (UvA) Janny Pijnenburg (RIKZ) Erik van de Plassche (Haskoning) Jaap Postma (Aquasense) Joke Wezenbeek (Grontmij)	<u>Voorzitter</u> Dick Sijm (RIVM) <u>Notulist</u> Dorien ten Hulscher (RIZA) <u>Leden</u> Froukje Balk (Haskoning) Kees Booij (NIOZ) Jan Dolfing (Alterra) Wiegert Dulfer (RIKZ) Tim Grotenhuis (WUR) Klaas den Haan (Shell) Bert van Hattum (IvM) Mari Marinussen (CTB) Johannes Tolls (IRAS) Jaap Tuinstra (IWACO)	<u>Voorzitter</u> Johannes Lijzen (RIVM) <u>Notulist</u> Theo Traas (RIVM) <u>Leden</u> Wim Admiraal (UvA) Frank van Assche (IZA-Europe) Trudie Crommentuijn (VROM) Colin Janssen (Universiteit Gent) Chris Karman (TNO) Paul Römkens (Alterra) Nico de Rooij (WL) Erik Smolders (KU Leuven) Frank Swartjes (RIVM) Jos Vink (RIZA) Martine van der Weiden (VROM) Sjoerd van der Zee (WUR)	<u>Voorzitter</u> Else Sneller (RIZA) <u>Notulist</u> Willie Peijnenburg (RIVM) <u>Leden</u> Patrick van Beelen (RIVM) Gerard van den Berg (RIZA) Sandra Boekhold (VROM) Katrien Delbeke (ICA) Kees van Gestel (VU) Bert-Jan Groenenberg (Alterra) Klaas Kaag (TNO) Bart Koelmans (WUR) Kees Kramer (Mermayde) Willem van Riemsdijk (WUR) Wim van Tilborg (VTBC) Gert-Jan Zwolsman (RIZA)

Bijlage 4. SWOT analyses van de tijdens de workshop besproken fact sheets

SWOT TABEL FACT SHEET 0-1-WBS: Passieve bemonstering

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
1. Direct meten van de opgeloste fractie voor (sterk) hydrofobe stoffen. 2. Geen problemen met sorptie aan analytische instrumenten/glaswerk, hoge gevoeligheid ten opzicht van wateranalyses 3. Accumulatie in vetweefsel kan geschat worden op basis van extractie van de 'drager'. 4. Direct vergelijk met waternorm in plaats van omrekening gehalten in sediment of bodem met EP 5. Meting kan tijdsgeïntegreerd zijn	1. Mee eens (bodem?) mits evenwicht wordt bereikt of goede kinetische beschrijving 2. Mee eens 3. Verschillende soorten/ verschillende materialen 4. Rol andere blootstellingsroutes -> literatuur
ZWAKTE	
6. Kwaliteitsborging: inter-lab vergelijking niet gepubliceerd 7. Effectieve bemonsteringstijd afhankelijk van stofeigenschappen. 8. Extractiemethoden niet voor alle 'dragers' goed getest voor milieubemonstering 9. Voor hydrofiele stoffen wellicht minder geschikt 10. Tijd tot evenwicht voor SMPD/Empore is lang 11. Methode meet niet altijd evenwicht 12. Methode kan gehalte in vetweefsel overschatten 13. Onzekerheid in terugrekenen naar poriewater concentratie 14. Opname via maag-darm kanaal niet goed geschat 15. Dimensies van het systeem zodanig dat geen uitputting van bron (sediment) optreedt 16. Methode nog niet geschikt voor bodem (bevat ook nog luchtcompartiment) 17. Kinetiek opname/desorptie bodem / sediment: materiaalafhankelijk 18. Geen biodegradatie 19. Heterogeniteit sediment	1. Kwantificeren van onzekerheden en vertaalslagen (van methode naar poriewater en van methode naar vetweefsel) 2. Goed definiëren van toepasbaarheidsbereik (K_{ow}) 3. Hoeveel soorten gaan actief met sediment om? 4. Methode toetsen voor bodem (inclusief lucht compartiment) 5. Uitvoeren en aanwezige resultaten publiceren
KANSEN	
20. Normstelling/risicobeoordeling baseren op daadwerkelijk beschikbare gehalten. 21. Kan het gebruik van dierproeven beperken. 22. Voor aquatisch systeem potentie voor 1 ^e lijn.	1. Vooral geschikt voor hydrofobe stoffen ($\log K_{ow} > 4$) 2. Alleen voor aquatisch milieu 3. Normen zouden moeten worden geëvalueerd op actuele concentratie
BEDREIGINGEN	

23. Er is nog veel ontwikkelwerk nodig m.b.t. kwaliteitsborging en validatie
5. Ja, met name voor bodem. Validatie en kwaliteitsborging voor aquatisch zijn beperkt aanwezig.
-

SWOT TABEL FACT SHEET O-2-S: Tenax extractie

STERKTE		BENODIGDE ACTIE	
1.	Redelijk eenvoudige meting	1.	Ja
2.	Voorbeelden van verificatie beschikbaar	2.	Beperkt
3.	Analytische kwaliteitscontrole is positief gebleken	3.	Beperkt
ZWAKTE			
4.	Aanname dat passieve opname domineert bij sedimentbewoners niet voldoende gesteund	4.	Zie O-1-S
5.	Slechts voor sediment geschikt		
6.	Niet geschikt voor veenbodems	5.	Ook voor bodem (excl. aanname opnameroute)
		6.	Scheiden van Tenax??
KANSEN			
7.	Betere risicobeoordeling		Ja, mits de aannamen van niet beschikbaar deel valide zijn. Belangrijk bij schiften (relatief)
BEDREIGINGEN			
8.	Als de aanname passieve opname domineert bij sedimentbewoners onvoldoende wordt gesteund, zal methode slechts beperkt inzetbaar zijn		

SWOT TABEL FACTSHEET O-3-BS: Normalisatie op elementair koolstof

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
1. Eenduidige directe meting van organisch koolstof. 2. Aansluiting bij internationale praktijk	1.
ZWAKTE	
3. Huidige normalisatie is op basis van organisch stof. Omrekening blijft nodig.	2. Is correctie van oc op contaminant gehalten nodig (met name sterk verontreinigde
4. Methode is gecompliceerder dan gloeirestbepaling.	locaties)
5. Moeilijk onderscheid tussen organisch en anorganisch koolstof (geldt ook voor gloeirestmethode).	
6. Contaminant gehalte kan bijdragen aan gemeten oc gehalte (bijvoorbeeld olie in zand?), dit geldt ook voor de oude methode.	
KANSEN	
7. Betere oc en os bepaling voor brakke en zoute sedimenten.	3.
BEDREIGINGEN	
8. Hoge kosten	4.
9. Gegevens met nieuwe methode zijn niet vergelijkbaar met oude methode.	
10. Voor normalisatie op organisch koolstof moeten normen herzien worden: 1 ^e lijns beoordeling verandert.	
11. Ingrijpende verandering in praktijk van bodemonderzoek	

SWOT TABEL FACTSHEET O-4-WBS: Hard en zachthuidigen

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
<ol style="list-style-type: none"> 1. In tegenstelling tot huidige methodieken, rekening houden met opnameroutes. 2. Aldus beschikbaarheid direct en op juiste wijze geïmplementeerd. 3. Risico's worden uitgedrukt in ofwel poriewatergehaltes, danwel totaalgehaltes op basis van partitie van stoffen. Deze opm. vraagt om verduidelijking! 4. Ecologische normstelling komt dichterbij de humane normstelling 	
ZWAKTE	
<ol style="list-style-type: none"> 5. Voor weinig organismen en weinig stoffen opnameroutes in kaart gebracht én gekwantificeerd. 6. Invloed van bodem- of sedimenteigenschappen op relatieve bijdrage opnameroutes grotendeels onbekend. 7. Principe van critical body burdens mogelijk onvoldoende breed toepasbaar. 8. Niet toepasbaar voor gereguleerde elementen. 9. Praktisch gezien: in verband met onvoldoende documentatie meestal niet mogelijk om b.v. poriewatergehaltes in uitgevoerde testen te achterhalen of te modelleren. 10. Verschillende normen voor hard en zachthuidigen is een zwakte 	
KANSEN	
<ol style="list-style-type: none"> 11. Normstelling/risicobeoordeling baseren op daadwerkelijk beschikbare gehalten. 12. Kennis vanuit ontwikkeling bestrijdingsmiddelen en farmacie gebruiken 	<p>Kennis uit andere gebieden ontsluiten Niet beperken tot genoemde soort-typen maar tot opnameroutes (huid, inhalatie, ingestie)</p>
BEDREIGINGEN	
<ol style="list-style-type: none"> 13. Niet op korte termijn implementeerbaar: nog veel onzekerheden en er is nog veel ontwikkelwerk nodig. 14. Differentiatie normen is bedreiging voor normen stelsel 	

SWOT TABEL FACTSHEET M-1-B: Alleen correctie voor lokaal achtergrondgehalte

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
<ol style="list-style-type: none"> 1. Bodemtype-correctie wordt niet als biobeschikbaarheids-correctie gebruikt 2. Waarschijnlijk meer toxiciteitsdata beschikbaar (ook zonder bodemeigenschappen) 3. Direct uit te voeren 4. Geen problemen met correctie van 'vreemde bodems'(zoals OECD) of vreemde substraten. 	<p>Toevoegen van andere, relevante bodemfactoren (e.g. pH)? Meer iets in andere factsheets</p>
ZWAKTE	
<ol style="list-style-type: none"> 5. Geen implementatie van biobeschikbaarheid in beoordeling 6. Overrepresentatie van bepaalde typen bodem: consequenties hiervoor niet te overzien? 7. Verschil lab/veld niet verdisconteerd, of tussen bodems 	
KANSEN	
<ol style="list-style-type: none"> 8. Werken met bodemtypecorrectie zoals ze bedoeld zijn, 9. Wegnemen van belemmering voor het beter invullen van de BB in normstelling 	
BEDREIGINGEN	
<ol style="list-style-type: none"> 10. Vereenvoudiging is weinig motiverend om uit voeren 11. Praktijk zal moeten wennen aan nieuwe methode 	

SWOT TABEL FACTSHEET M-2-B: Actuele risico's en transferfuncties

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
1. rekening kunnen houden met eventuele verandering bodemeigenschappen 2. geen CaCl ₂ -meting nodig, alleen reactieve fractie (0.43M HNO ₃) 3. Meer typen chemische beschikbaarheid te berekenen/meten (speciatie)	
ZWAKTE	
4. Toepassingsbereik afh. van 'testset', onzekerheid in principe wel kwantificeerbaar 5. Niet voor alle metalen 6. relatie met normstelling moet nog uitgewerkt worden	
KANSEN	
7. schatten actuele risico's op basis van bodemeigenschappen en chemisch reactieve fractie	
BEDREIGINGEN	
8. ontbreken van onderbouwde relatie tussen toxiciteit en CaCl ₂ -extract	

SWOT TABEL FACTSHEET M-3-B: Het 0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
<ol style="list-style-type: none"> 1. Alleen metalen die potentieel beschikbaar zijn worden geëxtraheerd (vooral bij lagere concentraties) 2. Kan gebruikt worden als maat voor opname in organismen en uitspoeling 3. Direct te koppelen aan bestaande toxiciteitsdata (uit labexperimenten) 4. Geen gegevens over achtergrondgehalten meer nodig 	
ZWAKTE	
<ol style="list-style-type: none"> 5. Deel van de achtergrond wordt nog steeds geëxtraheerd 6. Extractie zegt niets over werkelijk beschikbare fractie voor opname en uitspoeling 7. Verschil met totaal ontsluiting is in bepaalde gevallen klein (bij verontreinigingen) 8. Extractie is te zuur? 9. Organismen verschillen qua opname route, geen universele extractie 10. Glijdende schaal (niet universeel) 11. Geen index voor actuele beschikbaarheid 	<p>Onderzoek naar welk deel van de achtergrond meekomt en kan dit vermeden worden?</p> <p>Uitzoeken of andere extracties ‘beter’ zijn, of andere concentratie.</p> <p>Onderzoek naar relatie met toxiciteit.</p>
KANSEN	
<ol style="list-style-type: none"> 12. Kan alternatief zijn voor totaalgehalte bepaling 13. Geeft mogelijkheid niet beschikbare metalen buiten de beoordeling te laten 	<ol style="list-style-type: none"> 3. Breder bevestigen voor meerdere organismen
BEDREIGINGEN	
<ol style="list-style-type: none"> 14. Als het verschil met het totaalgehalte klein is, is de meerwaarde beperkt 15. Is 0.43 M HNO₃ wel de beste milde extractiemethode 16. Niet goed toepasbaar als de toxiciteitsdata niet op bodem betrekking hebben 	

SWOT TABEL FACTSHEET M-4-B: De 0.01 M CaCl₂ extraheerbare fractie

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
1. Makkelijk uitvoerbaar, reproduceerbaar, niet duur.	Afleiden van transferfuncties voor specifieke organismen
2. CaCl ₂ -extractie voor veel organismen en planten een goede maat voor opname en effecten van metalen (vooral 1-jarige gewassen)	
3. Voor deze organismen en planten kunnen risico's daadwerkelijk worden gebaseerd op beschikbare gehalten.	
4. Methode inpasbaar in stapsgewijze aanpak (potentieel en actueel risico in kaart brengen).	
5. Minder seizoensinvloed dan in geval van poriewater.	
6. Risico's uit te drukken o.b.v. poriewatergehalten of CaCl ₂ -extraheerbare gehalten in tox.toetsen	
7. Relatie lab-veld verbeterd	
ZWAKTE	
8. CaCl ₂ -extractie voor veel organismen en planten geen goede maat voor opname en effecten van metalen.	Validatie van methode met veldgegevens; correlatie met toxiciteit van metalen
9. Poriewatergehalten of CaCl ₂ -extraheerbare gehalten in tox.toetsen veelal niet bekend.	
10. Methodiek gaat uit van evenwichtsinstelling in bodem/sediment. Vraag is in hoeverre dit terecht is.	
11. Verdere standaardisatie van de methodiek vereist.	
12. Methodiek gaat impliciet uit van critical body burdens concept. Mogelijk is het principe van critical body burdens onvoldoende breed toepasbaar.	
13. Concentratie in poriewater moet nog berekend worden	
KANSEN	
14. Op eenvoudige wijze risico's beoordelen op basis van beschikbare gehalten	
15. Toepasbaar 2 ^e lijns beoordeling	
BEDREIGINGEN	
16. CaCl ₂ -extractie kan voor groot aantal organismen en planten onder- of overschatting van risico's geven: CaCl ₂ -extractie is soortspecifiek	

SWOT TABEL FACTSHEET M-5-WBS: Bepaling biobeschikbare fractie met DGT

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
<ol style="list-style-type: none"> 1. Methode houdt indirect rekening met speciatie in de waterfase en kinetiek van nalevering vanuit de vaste fase (in het geval van een bodem of sediment) 2. Methode bepaalt een realistische worst case biobeschikbare fractie aan zware metalen voor planten/biota die via het poriewater worden blootgesteld (er zijn zeer goede correlaties aangetoond voor opname van koper door 1 plant en de zogenaamde Effectieve concentratie) 3. Methode is toepasbaar in het veld of met in het veld verzameld materiaal, waardoor de in situ omstandigheden gehandhaafd blijven 4. Commercieel beschikbaar. 5. Methode levert tijdsgeïntegreerd beeld van (fysische of fysische-chemische) veranderingen van het systeem. 	
ZWAKTE	
<ol style="list-style-type: none"> 6. Speciatie en naleveringskinetiek worden niet expliciet meegenomen – methode levert empirisch getal, dat niet gelinkt is aan kennis van de chemie van het systeem. 7. Methode is nog onvoldoende getest voor beoordeling biobeschikbare fracties aan metalen in waterbodems 8. Onbekend is of de methode geschikt is voor simulatie van opname door organismen die voedsel via bodemdeeltjes verkrijgen 9. Methode neemt dynamica als gevolg van biotische invloeden niet mee. 10. (Nog) geen referentiesysteem voor toetsing beschikbaar. 11. Methode niet toepasbaar in (droge) landbodems. 	
KANSEN	
<ol style="list-style-type: none"> 12. Methode is uitgebreid beschreven in de literatuur en wordt internationaal onderzocht, waardoor veel gegevens beschikbaar gaan komen. 13. Methode kan worden toegepast bij prioriteren van potentiële saneringslocaties 14. Methode is robuust en kan worden toegepast in routinematige monitoring van oppervlaktewater 15. Methode kan eenvoudig worden gecombineerd met andere meettechnieken 	<ol style="list-style-type: none"> 1 - Meer onderzoek/kennis nodig over relaties tussen DGT-opname en effecten voor breder scala aan planten, aquatische, bodem- en sedimentorganismen: empirisch als 1^e stap en vervolgens meer fundamenteel. 2 – Standaardisatie en validatie v.d. methodiek nodig.

BEDREIGINGEN

16. Nog slechts weinig toegepast, weinig praktijkervaring, methodiek heeft zichzelf nog onvoldoende bewezen – expertise-ontwikkeling nodig.
 17. Achterliggende theorie (kinetiek, fluxen) is lastig en past niet meteen binnen huidige methodiek van risico-beoordeling
-

SWOT TABEL FACTSHEET M-6-W: Opgelost of totaal meten

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
1. Geen moeilijke omrekening meer nodig; 1. directe toetsing 2. Gebiedsgerichte normstelling 3. Inzicht in kwaliteit toekomstige waterbodem 4. Wég met generieke Kd-waarden 5. Levert realistisch beeld van beschikbare fractie 6. Huidige stand van techniek wordt gebruikt 7. Relatie met resultaten tox.proeven eenvoudig te leggen 8. In geval van water met laag zwevend stof gehalte ('laag' nader te bepalen) zou gehalte zwevend stof kunnen worden verwaarloosd 9. Zelfde aanpak zou gevolgd kunnen worden voor organische micro's (mits niet extreem hydrofoob)	
ZWAKTE	
10. Meer analyses nodig (water én zwevend 2. stof).	
KANSEN	
11. Heldere toetsing 12. Methode is operationeel 13. Gebiedsgericht, zoals toegezegd in NW4	3.
BEDREIGINGEN	
14. Kosten van monsternamen en analyse 15. Praktijk zal moeten wennen aan nieuwe methode: aanpassing monsternamen aan stand van techniek nodig	1 - Bewerken waterbeheerders: dienen nieuwe apparatuur aan te schaffen. 2 – Feasibility study naar technische en financiële haalbaarheid. 3 - Kwaliteitsborging dient zeker gesteld te worden

SWOT TABEL FACTSHEET M-7-W: DOC-Cu

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
<ol style="list-style-type: none"> 1. Speciatie beïnvloed door DOC, relatie met acute toxiciteit is voor drie soorten aangetoond (2 acuut, 1 chronisch) 2. Het naar verwachting meest gevoelige organisme is getest (Daphnia) 3. BLM ontwikkeld dat toepasbaar is voor de meeste Europese wateren dat fundamentele kennis in zich heeft over invloed metaal-speciatie en competitie op toxiciteit 4. Breed scala NL opp.wateren, 1 afwijkend systeem (grondwaterbeek met afwijkende watersamenstelling) 5. Onafhankelijk van seizoen (samenstelling DOC) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. De in het kader van meerdere onderzoeken verzamelde gegevens samenvoegen, interpreteren en concrete voorstellen v.w.b. beleidsmatige aspecten doen
ZWAKTE	
<ol style="list-style-type: none"> 6. Relatie met chronische toxiciteit? 7. Andere soorten/metalen? 8. Niet alle NL opp.wateren 9. Aanname dat de opname alleen via de waterfase gaat 10. Relaties geldig voor grote dwarsdoorsnede Nederlandse opp.wateren, nog niet voor <u>alle</u> wateren 11. Meer en nieuwe metingen nodig (o.a. alkaliniteit) die niet standaard zijn 	<ol style="list-style-type: none"> 2. Uitbreiding voor meer soorten en meer metalen waar DOC-complexatie relevant is (b.v. Pb, Ni, Hg) 3. Verdere veralgemenisering richting Nederl. opp.wateren nodig 4. Verdere methodiekontwikkeling DOC-meting (vereenvoudiging/standaardisatie) voor praktische toepassing door beheerders nodig
KANSEN	
<ol style="list-style-type: none"> 12. Draagvlak (Cu vaak boven norm) 13. Toetsing simpel 14. Gebiedsgericht, zoals toegezegd in NW4 	<ol style="list-style-type: none"> 3.
BEDREIGINGEN	
<ol style="list-style-type: none"> 15. Relevantie voor andere metalen 16. Praktijk zal moeten wennen aan nieuwe methode (standaard DOC meten) 17. Mogelijk geen relatie bij chronische blootstelling, of bij andere organismen 	<ol style="list-style-type: none"> 4.

SWOT TABEL FACTSHEET M-8-S: Opeenvolgende/ parallelle extracties

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
<ol style="list-style-type: none"> 1. Levert inzicht in actuele risico's en is aanvullend op totaalgehaltenes. 2. Methodiek verdisconteert impliciet bodem- en sedimentkarakteristieken die beschikbaarheid modifieren. 3. Concentraties zouden rechtstreeks getoetst kunnen worden aan normen voor oppervlaktewater. 4. Reproduceerbaar 5. Geen vals-negatieven 6. Het gecombineerde gebruik van een zure extractie / aqua-regia destructie én een zwakke extractie verdisconteert de verschillende opnameroutes van metalen. 7. De resultaten geven inzicht in de lokale (veld)verdelingscoëfficiënt van metalen. 	
ZWAKTE	
<ol style="list-style-type: none"> 8. Extracties nemen alleen chemische beschikbaarheid mee, overige variabelen die beschikbaarheid beïnvloeden (DOC, nutriëntbeschikbaarheid, etc.) niet meegenomen. 9. Methode nog niet in praktijk geïmplementeerd. 10. Koppeling met opname/effecten door breed scala van organismen/planten nog niet gemaakt. 11. Methodiek gaat impliciet uit van critical body burden concept. Mogelijk is het principe van critical body burdens onvoldoende breed toepasbaar. 	
KANSEN	
<ol style="list-style-type: none"> 12. Implementeren van eenvoudige methodiek in risicobeoordeling, die bovendien maatgevend kan zijn voor actuele en potentiële risico's 	
BEDREIGINGEN	
<ol style="list-style-type: none"> 13. Correlatie zwakke extracties en opname vaak slecht 	

SWOT TABEL FACTSHEET M-9-S: Zn-AVS

STERKTE	BENODIGDE ACTIE
1. Duidelijke methoden, met grenswaarden.	1.
2. Geochemie AVS goed bekend.	
ZWAKTE	
3. Alleen voor liggende waterbodem, niet voor b.v., baggerspecie	2. Relatie met Europese AVS-gehalten uitzoeken ten einde toepasbaarheid voor
4. Houdt geen rekening met feit dat AVS niet constant met de diepte stabiel is (profiel stelt zich in) – denk aan b.v. seizoensafhankelijkheid	Europa te verifiëren. 3. Link met sedimentecotox dient verder uitgezocht onder veldcondities.
5. Houdt geen rekening met gegeven dat waterbodem (ooit) landbodem kan worden	
6. Onderbouwing grenswaarden	
7. Slechts empirisch, causaliteit?	
8. Relatie met beschikbaarheid sedimenteters niet meegenomen, of algemener: relatie met ecotox te zwak	
9. Te magere onderliggende dataset	
KANSEN	
10. 1 ^e lijns beoordeling blijft gelijk	3.
11. Uitgewerkt beslisschema	
12. Gebiedsgericht, zoals toegezegd in NW4	
BEDREIGINGEN	
13. Monsternamen luistert nauw	4.
14. Doorwerking (volumes bagger) moet nog onderzocht worden	

Bijlage 5. Eindoordeel per fact sheet.

EINDOORDEEL FACT SHEET O-1-WBS: Passieve bemonstering

WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING

Zijn de aannames reëel?	Ja: voor beperkt stofbereik en beperkt aantal organismen Nee: voor overige, en ook niet voor bodem incl. lucht
Zijn de beperkingen substantieel?	Opname waterfase? Ja: als beperkingen gelden voor organismen in 1 compartiment Nee voor die stoffen waarvan de norm via EP is afgeleid, (omdat je gehalten in water meet) Voor (droge water)bodem zeker. Ja, ook voor droge bodem gelden beperkingen, vanwege laag watergehalte.

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja
Op welke termijn?	Korte termijn voor log K_{ow} 4-8 (binnen 3 jr), lange termijn voor overige stoffen

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Nee vanwege beperkingen Toetsen gevoeligheidsverdeling aquatische organismen en bodemorganismen is onvoldoende gevalideerd (= oneigenlijk argument) Ja, aquatisch (TIE, mengsels, etc. = oneigenlijk argument)
Wat zijn de kosten?	Op termijn vergelijkbaar met totaal analyse. Laag.
Wat zijn de baten?	Een realistischere schatting van beschikbaarheid. Meer inzicht in beschikbare fractie, minder dierproeven

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Ja mits validatie is uitgevoerd.

Ja, mits.

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

EINDOORDEEL FACT SHEET O-2-S: Tenax extractie**WETENSCHAPPELIJKE****ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	Ja, (extractie tijden i.r.t. beschikbaarheid voor verschillende organismen??)
Zijn de beperkingen substantieel?	Tot nu toe OK PAKs en PCBs

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja
Op welke termijn?	Kort

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Ja
Wat zijn de kosten?	Niet hoog
Wat zijn de baten?	Geeft goed inzicht in de snel beschikbare fractie

EINDOORDEEL

Ja mits

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

EINDOORDEEL FACT SHEET O-3-BS: Normalisatie op elementair koolstof**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?

Ja

Zijn de beperkingen substantieel?

Nee

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?

Ja

Op welke termijn?

Methode is al beschikbaar

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?

Ja

Wat zijn de kosten?

Iets hoger

Wat zijn de baten?

Iets hoger

Gering, we weten het nut niet, beleidsrelevantie gering (vnl. Gebaseerd op onvolledige kennis van de verschillen tussen oude en nieuwe methode!)

EINDOORDEEL

Ja

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Ja mits voor brak/zout

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

EINDOORDEEL FACT SHEET O-4-WBS: Hard en zachthuidigen**WETENSCHAPPELIJKE
ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel? Ja (opnameroutes)

Zijn de beperkingen substantieel? Ja (kennisleemtes)

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar? Ja

Op welke termijn? Lange termijn (>5 jr)

RELEVANTIEIs het breed toepasbaar? Ja (concept van meerdere opnameroutes).
Noodzaak voor landbodems mogelijk hoger.

Wat zijn de kosten? Hoog, vooral ontwikkelkosten

Wat zijn de baten? Betere schatting van blootstelling en
vollediger, realistischer bescherming**EINDOORDEEL** Ja mits

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs Zie boven
naar vorige tabel)

EINDOORDEEL FACT SHEET M-1-B: Alleen correctie voor lokaal achtergrondgehalte**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	Ja, maar er zijn meer factoren die moeten worden meegenomen. Geen unanimititeit
Zijn de beperkingen substantieel?	Nee

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja
Op welke termijn?	Kort < 1jr

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Ja
Wat zijn de kosten?	Papieren maatregel (geen onderzoek) maar bodembeleid kosten niet duidelijk
Wat zijn de baten?	Beperkt? Wetenschappelijk alleen als je het ziet als 'wegnemen blokkade'

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Nee, mits

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)	Traject inzetten voor verbetering van BB in toxiciteitstesten
--	---

EINDOORDEEL FACT SHEET M-2- B: Actuele risico's en transferfuncties**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	Ja (afgezien van biol. Aspecten)
Zijn de beperkingen substantieel?	Nee

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja
Op welke termijn?	1-3 jr v.w.b. betreft het ontwikkelen van de relaties

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Ja
Wat zijn de kosten?	Voor een aantal probleemstoffen (b.v. Pb): onderzoekskosten
Wat zijn de baten?	Meer inzicht in beschikbaarheid in termen van chemie.

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Ja, mits

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)	Link tussen transferfuncties en empirie, Transferfuncties voor brede studies; prioritering van locaties
--	---

EINDOORDEEL FACT SHEET M-3-B: Het 0.43 M HNO₃ extraheerbare metaalgehalte**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	Nee wat betreft het niet extraheren van de achtergrond
Zijn de beperkingen substantieel?	Niet echt als deel vd achtergrond ook beschikbaar is?

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja, als verbetering van totaalgehalte
Op welke termijn?	3 jaar

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Ja
Wat zijn de kosten?	Geen extra kosten
Wat zijn de baten?	-Sneller/goedkoper/ veiliger. -Je krijgt een veel relevanter getal.

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Ja, mits

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)	Dit is potentiële chemische beschikbaarheid, biologische beschikbaarheid moet nog nader gedefinieerd worden
--	---

EINDOORDEEL FACT SHEET M-4-B: De 0.01 M CaCl₂ extraheerbare fractie**WETENSCHAPPELIJKE
ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?

Deels

Zijn de beperkingen substantieel?

Niet volledig

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?

Technisch wel, qua beleid (nog) niet

Op welke termijn?

Waterbodem: >3 jaar; Bodem >3

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?

Ja (bodem en sediment: meerdere metalen), voor bepaalde organismen, niet voor zoute onderwaterbodems

Wat zijn de kosten?

Gering, maar vrij veel R en D nodig

Wat zijn de baten?

Benadert beschikbaarheid beter

EINDOORDEEL

Ja, mits

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

Verdere validatie (meerdere organismen en typen bodems/ bodemeigenschappen/verontreinigingsbronnen)
In combinatie met andere methoden (voor de 'andere' organismen).

EINDOORDEEL FACT SHEET M-5-WBS: Bepaling biobeschikbare fractie met DGT**WETENSCHAPPELIJKE
ONDERBOUWING**

<i>Zijn de aannames reëel?</i>	Nee – niet alle aannames zijn op dit moment hard te maken
<i>Zijn de beperkingen substantieel?</i>	Ja: relatie met ecotoxicologie is nog niet gemaakt

IMPLEMENTATIE

<i>Is het haalbaar?</i>	Mogelijk, eerst dient link ecotoxicologie duidelijk te worden.
<i>Op welke termijn?</i>	> 3 jaar

RELEVANTIE

<i>Is het breed toepasbaar?</i>	Alleen water/sediment, niet (droge) bodem
<i>Wat zijn de kosten?</i>	Relatief laag – geen speciale faciliteiten nodig
<i>Wat zijn de baten?</i>	Mogelijk meer realistische schatting risico's

EINDOORDEEL (Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)	Bodem: nee (methode niet in veld geschikt, in lab zou het wel kunnen) Water en sediment: ja mits
--	---

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

Kernprobleem: link met ecotox. Dit probleem is niet alleen een beperking voor deze methodiek, maar geldt meer algemeen.

EINDOORDEEL FACT SHEET M-6-W: Opgelost of totaal meten**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?

Ja

Zijn de beperkingen substantieel?

Nee

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?

Ja

Op welke termijn?

Technisch gezien: < 1 jaar, praktisch gezien: 1-3 jaar

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?

Ja

Wat zijn de kosten?

Ruw geschat: twee maal de huidige kosten per monsterpunt

Wat zijn de baten?

Veel beter interpreteerbare gegevens in termen van zowel ecotox. Als voor toekomstige waterbodempkwaliteit

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Ja, met voorbehoud voor extreem hydrofobe organische microverontreinigingen

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

EINDOORDEEL FACT SHEET M-7-W: DOC-Cu**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	1 ^e aanname; Ja – uitgebreid in literatuur beschreven 2 ^e aanname is niet reëel, maar is niet relevant voor de ontwikkeling BLM Vervangende aanname is dat DOC de belangrijkste factor is die biobeschikbaarheid Cu bepaalt 3 ^e aanname: niet correct, maar blijkbaar is het niet relevant
Zijn de beperkingen substantieel?	Routinematig DOC bepalen is momenteel niet eenvoudig: zou met nieuwe methodieken ondervangen kunnen worden. Meer chronische tox.gegevens nodig: is alleen praktisch bezwaar geen methodisch probleem

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja
Op welke termijn?	1-3 jaar

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	In principe voor alle NL opp.wateren, (vooralsnog) alleen voor koper
Wat zijn de kosten?	Extra DOC-bepaling nodig, eventueel hardheid
Wat zijn de baten?	Mogelijk nergens overschrijding normen – enorme kostenbesparing maatschappij

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)

Ja

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

Voorstel sluit aan op vorige fact sheet.

EINDOORDEEL FACT SHEET M-8-S: opeenvolgende/ parallelle extracties**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	Ja
Zijn de beperkingen substantieel?	Ja, koppeling met effecten nog niet vastgelegd

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja
Op welke termijn?	> 3 jaar

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Ja, in principe voor alle sedimenten en landbodems
Wat zijn de kosten?	Relatief hoog voor wat betreft uitvoering in praktijk: extra extracties nodig
Wat zijn de baten?	Verdisconteert de verschillende opnameroutes van metalen, geeft inzicht in de lokale (veld)verdelingscoëfficiënt van metalen en voorkomt 'vals-negatieven'.

EINDOORDEEL

(Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)	Ja, mits koppeling met ecotox duidelijk wordt
Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)	

EINDOORDEEL FACT SHEET M-9-S: Zn-AVS**WETENSCHAPPELIJKE
ONDERBOUWING**

Zijn de aannames reëel?	Ja, v.w.b. het AVS-concept als zijnde AVS een biobeschikbaarheid modificerende factor. Nee v.w.b. poriewateropnameroute, nee v.w.b. relatie met ecotox.
Zijn de beperkingen substantieel?	Ja, vooralsnog wel: nader onderzoek nodig.

IMPLEMENTATIE

Is het haalbaar?	Ja, mits aan aannames voldoende onderbouwing wordt gegeven.
Op welke termijn?	>5 jaar

RELEVANTIE

Is het breed toepasbaar?	Alleen anaërobe sedimenten.
Wat zijn de kosten?	Hoog, AVS momenteel niet routinematig te meten.
Wat zijn de baten?	Hoog, beleidsmatig en maatschappelijk in zowel preventief als curatief beleid.

EINDOORDEEL (Ja, Ja mits, Nee tenzij, Nee)	Nee tenzij: aanvullend onderzoek nodig, methodiek moet zich bewijzen.
--	---

Specificeer mits/tenzij bepalingen (verwijs naar vorige tabel)

Bijlage 6. Verzendlijst.

1. Y. de Boer, (Plv.) Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM
2. Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
3. Dr. J.M. Roels, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
4. Drs. J.A. Suurland, Directeur Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
5. Dr. M. van der Weiden, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
6. Dr. D.W.G. Jung, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
7. Dr. S. Boekhold, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
8. Dr. C.J.M. van de Bogaard, Directoraat-Generaal Milieubeheer, IMH, Den Haag
9. Dr. T. Crommentuijn, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
10. Drs. B. Haring, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
11. Mr. A.B. Holtkamp, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
12. Drs. D. Jonkers, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
13. Ir. J. van der Kolk, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
14. Dr. K.R. Krijgsheld, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Lucht en Energie, Den Haag
15. Drs. I. Maas, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
16. Drs. N.H.S.M. de Wit, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied
17. Dr. J.A. van Zorge, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen, Straling
18. Prof. Dr. W. Admiraal, UvA, Amsterdam
19. J. Appelman, CTB, Wageningen
20. Dr. F. van Assche, ILZRO, Brussel
21. Ir. F. Balk, HASKONING, Nijmegen
22. Dhr. M. Beekman, Greenpeace, Amsterdam
23. Dr. G.A. van den Berg, RIZA, Dordrecht
24. Dr. W. F. ten Berge, DSM, Heerlen
25. Dr. P.J. den Besten, RIZA/WSC, Lelystad
26. Prof. Dr. R.J.P. Blust, Universiteit van Antwerpen, Antwerpen
27. Dr. K. Booij, NIOZ, Den Burg
28. Ir. A. Boshoven, IWACO b.v., Rotterdam
29. Dr. B. Bosveld, Alterra, Wageningen
30. Drs. J. Brils, TNO, Den Helder
31. Dr. C. van den Brink, Royal Haskoning, Groningen
32. Dr. T. Brock, Alterra, Wageningen
33. Bureau informail, H. Ansink, DXC
34. Dhr. M. Cerutti, Ministerie V&W, Den Haag
35. Dr. K. Delbeke, European Copper Institute, Brussel

36. Dr. J. Deneer, Alterra, Wageningen
37. Drs. S. Dogger, Gezondheidsraad, Den Haag
38. Dr. J. Dolfing, Alterra, Wageningen
39. Dhr. R. van Doorn, GGD Rotterdam, Rotterdam
40. A.J. Dop, Ministerie LNV/VVM, Den Haag
41. Dr. W. Dulfer, RIKZ, Den Haag
42. Prof. Dr. H. Eijssackers, Alterra, Wageningen
43. Drs. M. van Elswijk, Royal Haskoning, Den Bosch
44. Dr. J.H. Faber, Alterra, Wageningen
45. Ir. T. Fast, Utrecht
46. Dr.Ir. C.A.M. van Gestel, Vrije Universiteit, Amsterdam
47. Dhr. M. Geurts, VNO/NCW-BMRO, p.a. AKZO NOBEL, Arnhem
48. Prof. Dr. H. Govers, Universiteit van Amsterdam, Amsterdam
49. Dhr. Dr. B.J. Groenenberg, Alterra, Wageningen
50. Dr. T. Grotenhuis, Wageningen Universiteit, Wageningen
51. Dr. K. H. den Haan, Shell, Amsterdam
52. Drs. J. Harmsen, Alterra, Wageningen
53. Dr. B. van Hattum, IvM, Amsterdam
54. Dr.Ir. A.J. Hendriks, RIZA/WSC, Lelystad
55. Dr. J. Hermens, ARISE, Universiteit Utrecht, Utrecht
56. Drs. D.E.M. ten Hulscher, RIZA/WSC, Lelystad
57. IPO/ABO, via dhr. F. Kok, Prov. Zuid-Holland, Den Haag
58. Dr. R.J.J. Jansen, Ministerie EZ/DGID/Eenheid Chemie, Den Haag
59. Prof. Dr. C. R. Janssen, Universiteit van Gent, Gent
60. Dr. K. Kaag, TNO-MEP, Den Helder
61. Dr.Ir. G.E. Kamerling, AKWA/WAU, Utrecht
62. Dr. C. Karman, TNO-MEP, Den Helder
63. Dr. A.A. Koelmans, Wageningen Universiteit, Wageningen
64. Drs. M. Koene, Stichting Natuur en Milieu, Utrecht
65. Dr. K.J.M. Kramer, MERMAYDE, Bergen
66. Prof. Dr. R. Laane, RIKZ, Den Haag
67. Dr. F. Lamé, TNO-MEP, Apeldoorn
68. Dr. K. Legierse, RIKZ, Kamperland
69. Dr. W. Ma, Alterra, Wageningen
70. Ministerie Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, AMINAL - afdeling Bos en Groen, Brussel, België
71. NARIP, via Dr. H. Leenaers, NITG-TNO, Delft
72. Dr. P.C.M. van Noort, RIZA/WSC, Lelystad
73. R.Onland, Pijnacker
74. ONRI-werkgroep bodem, via Drs. M.F.X. Veul, Witteveen en Bos, Deventer
75. A.M.C.M. Pijnenburg, RIKZ, Den Haag
76. Drs. E. van de Plassche, HASKONING, Nijmegen
77. Dr. J. Postma, Aquasense, Amsterdam
78. Prof. Dr. W.L. van Riemsdijk, Wageningen Universiteit, Wageningen
79. Ir. A.B. Roeloffzen, Gemeentewerken Rotterdam, Rotterdam
80. Dr. P. Römken, Alterra, Wageningen
81. Ir. N. de Rooij, WL | Delft Hydraulics, Delft
82. Drs. M.C.Th. Scholten, TNO-MEP, Den Helder
83. Ing. P.J. Smit, Van Hall Instituut, Groningen
84. Dr. E. Smolders, Katholieke Universiteit Leuven, Leuven

85. Prof. Dr. N.M. van Straalen, VU, Amsterdam
86. Dr. W.J.M. van Tilborg, VTBV, Rozendaal
87. Dr. J. Tolls, ARISE, Universiteit Utrecht, Utrecht
88. Dhr. J. Tuinstra, IWACO, Amsterdam
89. Dr. W. Veerkamp, Shell, Amsterdam
90. Dr. J. Vegter, TCB, Den Haag
91. Dhr. J. Verburg, VNG, Den Haag
92. Dr. P. Vertegaal, Stichting Waterpakt, Harlingen
93. Dr.Ir. J.P.M. Vink, RIZA/WSC, Lelystad
94. Dr. ir. P.W. van Vliet, Gezondheidsraad, Den Haag
95. Dr. W. de Vries, Alterra, Wageningen
96. Dr. H. Waeterschoot, Union Munière, Brussel
97. Dr. B. van der Wal, STOWA, Utrecht
98. Dhr. D.H.J. van de Weerd, GGD Regio IJssel-Vecht, Zwolle
99. Dr. J. van Wensem, TCB, Den Haag
100. Dr. J. Wezenbeek, Grontmij, Houten
101. Dr. D. van Wijk, Akzo Nobel, Arnhem
102. Prof. Dr. S. van der Zee, Wageningen Universiteit, Wageningen
103. Dr. G. Zwolsman, RIZA, Dordrecht
104. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
105. Wageningen UR, Bibliotheek, Wageningen
106. Bibliotheek TU DELFT, afd. CI/Grijze literatuur, Delft
107. Technische Universiteit Delft, Faculteit der Civiele Techniek, Vakgroep
Gezondheidstechniek en Waterbeheersing, Delft
108. Bibliotheek 'De Haaff' / Hydrotheek, WAGENINGEN
109. Direct Dutch, Den Haag
110. Instituut voor Natuurbehoud, Bibliotheek, België
111. Library of Congress, European and Latin American Acquisitions Division, Northern
European Aquisition Section, Washington, USA
112. Vlaamse Milieu Maatschappij, Erembodegem, België
113. Uitgeverij Spectator, Amsterdam
114. RIZA, Hoofddirectie van de Waterstaat, Hoofdafdeling water (A), Den Haag
115. Archief RIZA
116. RIZA, Hoofdafdeling WS
117. RIZA, Hoofdafdeling IM
118. RIZA, Hoofdafdeling EM
119. RIZA, Stafafdeling CX
120. RIZA, Hoofdafdeling IH
121. RIZA, Meetstation Bimmen-Lobith, Duitsland
122. RIZA, Meetstation Eijsden
123. Directie RIVM
124. Directeur Milieu, Prof.ir. N.D.van Egmond
125. Directeur sector 3/4, Dr.Ir. G. de Mik
126. Directeur sector 5, Ir. F. Langeweg
127. Hoofd Laboratorium CSR, Dr. H. Könemann
128. Hoofd Laboratorium ECO, Drs. J.H. Canton
129. Hoofd Laboratorium LBG, Ir. R. van den Berg
130. Hoofd Laboratorium IEM, Ir. J.J.G. Kliet
131. Hoofd Laboratorium LWD, Ir. A.H.M. Bresser
132. Hoofd Laboratorium LEO, Dr. A. Opperhuizen

133. Dr. A.J. Baars, RIVM/CSR
134. Dr. P. van Beelen, RIVM/ECO
135. Dr. J.J.B. Bronswijk, RIVM/LBG
136. Drs. B.J. de Haan, RIVM/LBG
137. Dr. Ir. D. van de Meent, RIVM/ECO
138. Dr. L. Posthuma, RIVM/ECO
139. Dr. C.J.M. Rompelberg, RIVM/LBM
140. Dr. W. Slooff, RIVM/CSR
141. Dr. J. Struijs, RIVM/ECO
142. Dr.ir. F.A Swartjes, RIVM/ECO
143. Dr. A. Tiktak, RIVM/LBG
144. Drs. T.G. Vermeire, RIVM/CSR
145. Dr. A. van Wezel, RIVM/LBG
146. SBD/Voorlichting & Public Relations
147. Bureau Rapportenregistratie
148. Bibliotheek RIVM
- 149– 158. Bureau Rapportenbeheer
- 159 – 162. RIZA, t.a.v. bibliotheek, Dordrecht
- 163 – 178. RIZA, t.a.v. bibliotheek, Arnhem
- 179 – 193. RIZA, t.a.v. bibliotheek, Lelystad
- 194 – 199 Auteurs
200. Reserve exemplaar