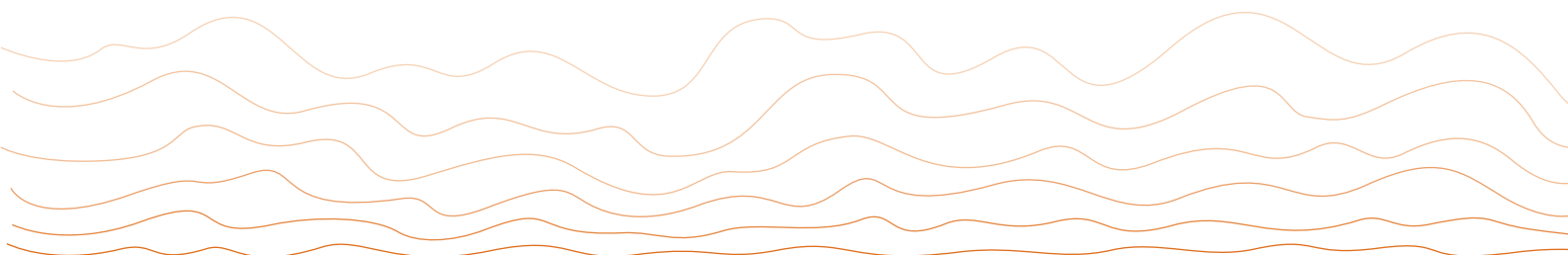




ACHTERGROND EN PERSPECTIEF VAN
EEN AANTAL BENADERINGEN VOOR
ECOLOGISCHE BODEMNORMSTELLING



RAPPORT ACHTERGROND EN PERSPECTIEF VAN EEN AANTAL
BENADERINGEN VOOR ECOLOGISCHE BODEMNORMSTELLING

Samenstelling en redactie: J. Tuinstra en M. ten Hove
namens de TCB werkgroep Bodemnormstelling

TCB R19(2008)

DEN HAAG
december 2008

TCB, Postbus 30947, 2500 GX Den Haag
telefoon 070 3393034; fax 070 3391342; e-mail info@tcbodem.nl

Meerdere exemplaren van dit rapport zijn verkrijgbaar op de website www.tcbodem.nl

VOORWOORD

Dit rapport is het product van de TCB-werkgroep 'Bodemnormstelling'. Deze werkgroep is in 2007 ingesteld door de TCB, met als opdracht om op 'onthechte wijze' een visie op de *ecologische* onderbouwing van bodemnormstelling te ontwikkelen, de stand van kennis omtrent daarbij gehanteerde methoden te beschouwen en eventuele alternatieven en andere invalshoeken naar voren te brengen. De werkgroep is ingesteld in het kader van de advisering door de TCB over het Besluit bodemkwaliteit. De keuze om het accent te leggen op de ecologische onderbouwing is gemaakt omdat ecotoxiciteit in veel gevallen bepalend is voor de hoogte van een bodemnorm.

De leden van de werkgroep en een aantal geraadpleegde externe deskundigen hebben met grote betrokkenheid bijgedragen aan dit rapport. De bevindingen en conclusies van dit rapport kunnen door de TCB worden gebruikt in haar adviezen over bodemnormstelling en risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Daarnaast is het rapport bruikbaar als achtergronddocument voor iedereen die bij bodemnormstelling betrokken is.

Namens de werkgroep,



Prof. dr. W.P. (Pim) de Voogt

TCB-commissielid en voorzitter van
de werkgroep bodemnormstelling

SAMENVATTING

Dit rapport gaat over de ecologische onderbouwing van kwaliteitsnormen voor licht en ernstig verontreinigde bodem. Er worden vier onderwerpen onder de loupe genomen, die beschouwd worden als de belangrijkste bouwstenen voor de ecologische component in de huidige bodemnormen:

- soortgevoeligheidsverdelingen;
- combinatietoxiciteit (met name de ms-PAF-benadering);
- doorvergiftiging;
- beschikbaarheid.

Ook wordt aandacht besteed aan een aantal alternatieve invalshoeken voor de ecologische onderbouwing van bodemnormen.

De centrale vraag hierbij is of op basis van de huidige stand van kennis verbeteringen zijn aan te brengen in de wijze waarop normen worden afgeleid of risicobeoordelingen van bodemverontreiniging worden uitgevoerd. Het gaat hierbij om de volgende praktische kaders:

- grondverzet;
- verspreiden van baggerspecie op land;
- sanering en beheer.

Soortgevoeligheidsverdelingen

De PAF-benadering¹, gebaseerd op soortgevoeligheidsverdelingen voor stoffen in het bodemecosysteem, vormt de belangrijkste basis van de ecologische onderbouwing van generieke bodemnormen voor grondverzet (de maximale waarden) en sanering (interventie-waarden). Met deze benadering zijn de belangrijkste norm-onderbouwende risicogrenzen afgeleid: de HC5² en de HC50. Het blijkt op grond van de beschikbare validatiestudies dat deze risicogrenzen een ruwe indicatie geven van het mogelijk optreden van effecten van een bodemverontreiniging in het veld. Hierbij zijn bij verontreinigingsniveau's onder de HC5 geen veldeffecten te verwachten; bij overschrijding van de HC50 is het aannemelijk dat veldeffecten optreden. Dit is echter ook vaak zo bij concentraties onder de HC50. De PAF-waarden geven bovendien geen inzicht in de aard van de effecten in het ecosysteem. De werkgroep concludeert dat met de PAF-benadering een redelijke balans is gevonden tussen de wetenschappelijke stand van kennis en de praktische eenvoud die nodig is voor toepassing in de normstelling.

¹ PAF = Potentieel Aangetaste Fractie voor soorten

² Hazardous Concentration for 5% of the species in the ecosystem

Beschikbaarheid basisgegevens

Geconstateerd is dat de ecotoxicologische basisgegevens van de huidige normstelling uitgebreid kunnen worden. Een deel van de huidige normen is gebaseerd op een beperkte set toxiciteitsdata. Veel normen voor de bodem zijn bovendien gebaseerd op aquatische toxiciteitsgegevens. In sommige gevallen zijn de toxiciteitsdata wel beschikbaar maar (nog) niet verwerkt in normen. De werkgroep is van mening dat voor de afleiding van bodemnormen in principe (bij voldoende gegevens) uitgegaan dient te worden van toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen, omdat de mate van overeenkomst in gevoeligheid tussen bodem- en waterorganismen te onzeker is. De werkgroep is om bovengenoemde redenen van mening dat een continue investering in de kwaliteit en actualisering van de basis-toxiciteitsgegevens van groot belang is. Ook vindt de werkgroep het van belang dat bij de afleiding of validatie van risicogrenzen gebruik gemaakt wordt van deels nieuwe inzichten in gemeenschappelijke werkingsmechanismen in relatie tot de structuur van stoffen.

Een mogelijkheid om de dataset van chronische toxiciteitsgegevens uit te breiden is het omrekenen van acute- naar chronische toxiciteitsgegevens met een 'acuut-chronisch ratio'. De werkgroep is kritisch over deze omrekening. Gezien de onzekerheden vindt de werkgroep dat hierbij een conservatieve benadering moet worden gevolgd, bijvoorbeeld een ratio van 1/100.

Combinatietoxiciteit

De werkgroep vindt het principieel een goede keuze om in normstelling rekening te houden met combinatietoxiciteit, zo mogelijk zowel in de generieke normstelling als in locatiespecifieke beoordelingen. Combinatietoxiciteit kan aanleiding geven tot een situatie waarin effecten optreden zonder dat individuele stofnormen worden overschreden.

Er zijn verschillende benaderingen om tot normen te komen op basis van combinatietoxiciteit. De belangrijkste, die ook van toepassing kunnen zijn voor bodemnormstelling, zijn:

- Indicatorstof benadering
- TU-benadering
- TEQ-benadering
- ms-PAF-benadering

Deze benaderingen worden in een bijlage van het rapport beschreven. De werkgroep heeft zich met name geconcentreerd op de ms-PAF-benadering, omdat deze recent is geïntroduceerd in de bodemnormstelling.

De term ms-PAF staat voor meer-stoffen-PAF en is een benadering om de gecombineerde toxiciteit van een verontreiniging te bepalen, door de stoffen te groeperen naar werkingsmechanisme. Het is de werkgroep opgevallen dat de methodische verschillen in de beoordelingskaders waarin

momenteel de ms-PAF-benadering wordt gebruikt, groot zijn. Methodische verschillen hebben vooral betrekking op:

- de gebruikte soortgevoeligheidsverdelingen (voor waterorganismen dan wel bodemorganismen);
- het betrokken deel van de verontreinigende stoffen in de beoordeling;
- de aard van de gebruikte toxiciteitsgegevens (chronisch of acuut);
- omrekening van gemeten concentraties (concentraties in bodem of omgerekende concentraties in poriewater).

De praktische toepassingen van de ms-PAF-benadering moeten dus steeds beoordeeld worden in samenhang met het totaal aan methodische keuzes en het doel van de betreffende beoordeling. De werkgroep heeft zich echter niet in detail bezig gehouden met de afzonderlijke methoden.

De werkgroep concludeert dat de geïntroduceerde ms-PAF-methode bij de beoordeling van de verspreiding van bagger op het land weliswaar een maat is voor toxische druk, maar dat geen zicht bestaat op de ecologische betekenis van deze maat. Er heeft nog nauwelijks validatie plaatsgevonden van de relatie tussen de hier gehanteerde ms-PAF-methode en effecten in het veld. De werkgroep acht het van belang dat deze validatie wordt uitgevoerd. De introductie van de methode zal naar verwachting niet leiden tot een significante verandering van de totale hoeveelheid te verspreiden bagger op land ten opzichte van de beoordelingswijze in voorgaande jaren, maar zal in individuele gevallen wel tot andere beoordelingen leiden.

De werkgroep acht de ms-PAF-benadering al wel bruikbaar wanneer, binnen een bepaald concentratiebereik, verontreinigde locaties met elkaar vergeleken worden betreffende de mate van toxische druk. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de beoordeling van de spoedeisendheid van de sanering van ernstig verontreinigde locaties.

Doorvergiftiging

De huidige benadering om rekening te houden met doorvergiftiging waarbij één voedselketen in beschouwing wordt genomen voldoet naar de mening van de werkgroep voor de generieke normstelling. Voor locatiespecifieke risicobeoordeling en bij het vaststellen van lokale risicogrenzen ten behoeve van bijvoorbeeld maximale waarden zijn twee alternatieve benaderingen geschikt, waarbij wordt uitgegaan van het voedselpatroon van de predator en waarbij meerdere voedselketens- of webben in beschouwing genomen kunnen worden. Door toepassing van deze methoden kan worden voorkomen dat lokaal onterecht strenge (worst case) risicogrenzen worden gehanteerd, die voortkomen uit de generieke benadering. De verdere ontwikkeling van de methoden tot praktische toepasbaarheid kan plaatsvinden op de middellange termijn (3 – 10 jaar).

Beschikbaarheid en biobeschikbaarheid

De termen beschikbaarheid en biobeschikbaarheid worden beide vaak verschillend gedefinieerd. De werkgroep heeft daarom de nodige aandacht besteed aan de definities.

Beschikbaarheid heeft betrekking op de fractie van een verontreiniging die door fysisch-chemische desorptieprocessen of door mineraaloplossing binnen een bepaalde tijdspanne beschikbaar kan komen voor opname door organismen. Voor de zeer lange tijdspannes (jaren, langer dan relevant voor opname door organismen) spreekt men voor metalen van geobeschikbaarheid³. Biobeschikbaarheid heeft betrekking op de fractie van de verontreiniging die daadwerkelijk door een organisme wordt opgenomen door passage van het celmembraan. Daarnaast zijn in het rapport nog definities gegeven van de termen toxicologische beschikbaarheid en "*bioaccessible fraction*".

De werkgroep is er voorstander van om beschikbaarheid en biobeschikbaarheid waar dat mogelijk en zinvol is mee te wegen in de beoordeling van bodemverontreinigingen. Dit betekent dan ook dat ook beoordelingskaders ontwikkeld moeten worden waaraan de gemeten beschikbare of biobeschikbare concentraties getoetst kunnen worden. De werkgroep beveelt aan om deze beoordelingskaders te ontwikkelen.

Voor metalen is de werkgroep van mening dat met de huidige stand van kennis terughoudend (selectief) omgegaan moet worden met het inzetten van meting en schatting van beschikbare fracties ter vervanging van totaalgehalten in het generieke beoordelingskader. Poriewatergehalten hebben voor metalen geen algemene betekenis als schatter van de biobeschikbare concentratie. Deze betekenis is beperkt tot specifieke situaties (bepaalde metalen, bepaalde soorten).

Voor apolaire organische verbindingen geeft de concentratie in poriewater wel een goede indicatie van de biobeschikbare concentratie. Met extractiemethoden als Tenax en SPME is deze beschikbare concentratie in poriewater te schatten. Voor deze methoden is ook de relatie tussen de gemeten beschikbare concentratie en de biobeschikbaarheid in verschillende onderzoeken onderbouwd. De werkgroep beveelt aan om deze methoden op korte termijn (binnen circa 3 jaar) te ontwikkelen tot routinematig in te zetten methoden in de locatiespecifieke beoordelingen in bodemonderzoek.

Voor polaire- en ionaire organische verbindingen is thans nog onvoldoende bekend over de relatie tussen totaal- en poriewatergehalten en de biobeschikbaarheid daarvan. Voor het maken van schattingen van poriewatergehalten voor deze categorie stoffen bestaat geen wetenschappelijk gefundeerde basis.

³ Ook wel aangeduid als potentiële beschikbaarheid; het betreft bijvoorbeeld de fractie van een verontreiniging die uit bodem wordt geëxtraheerd met een 0,43 M HNO₃ oplossing.

Ecosysteemdiensten

Ecosysteemdiensten zijn eigenschappen van een ecosysteem, die van nut zijn voor de mens. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan bodemvruchtbaarheid, adaptatie en veerkracht bij verstoring en omzetting naar ander gebruik, en ziekte- en plaagwering. De werkgroep ziet het concept van ecosysteemdiensten als perspectiefrijk om op termijn uitgangspunt te laten zijn bij de kwaliteitsbeoordeling van bodem. Zij pleit er daarom voor om de komende jaren tot een verdere uitwerking te komen van de aan de ecosysteemdiensten gekoppelde indicatoren voor bodemkwaliteit.

Mesocosms

Mesocosm studies ondervangen veel van de kritiek die mogelijk is op de huidige ecologische onderbouwing van de bodemnormen gebaseerd op de PAF-benadering. De ecologische relevantie van mesocosms is groter dan die van laboratorium toxiciteitstesten met één soort. Er ontbreekt echter nog een kwantitatieve methode om de ecologisch relevante effectgrenzen te extrapoleren tot een risicogrens ten behoeve van normstelling. De werkgroep bepleit dat hier nadere studie naar wordt verricht.

Kwetsbaarheidsanalyse

Met behulp van kwetsbaarheidsanalyse kan aanvullend inzicht worden verkregen in welke soorten (bijvoorbeeld in een stadsmilieu of een landbouwgebied) relatief kwetsbaar zijn voor een bepaald verontreinigingstype. De methode kan bijdragen aan een beter begrip van ecologische risico's. De methode is nu vooral uitgewerkt voor fauna doelsoorten uit het natuurbeleid en zou verder uitgewerkt kunnen worden voor bijvoorbeeld soorten in een stedelijke of een agrarische omgeving.

INHOUD

VOORWOORD

SAMENVATTING

1. INLEIDING	1
2. TECHNISCHE WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGRONDEN	5
2.1 Inleiding	5
2.2 PAF-benadering	5
2.3 Combinatietoxiciteit	9
2.4 Doorvergiftiging	11
2.5 Beschikbaarheid	12
2.6 Interne gehalten	19
2.7 Kwetsbaarheidsanalyse	21
2.8 Ecosysteemdiensten	21
2.9 Mesocosm studies	22
2.10 Invoeringstermijnen	23
3. DE TOEPASSINGSPRAKTIJK	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Grondverzet (grond en bagger)	26
3.3 Verspreiden van baggerspecie over aangrenzende percelen	33
3.4 Bodemsanering en beheer in het kader van de Wbb	39
4. CONCLUSIES	43
5. OVERZICHT BIJLAGEN	49
6. LITERATUUR	95

1 INLEIDING

Aanleiding voor een reflectie op een aantal benaderingen in de bodemnormstelling was de adviesaanvraag 'Diverse onderwerpen uitwerking Besluit bodemkwaliteit' die de Technische commissie bodembescherming (TCB) op 21 juli 2006 ontving. De TCB werd gevraagd te adviseren over zeven verschillende onderwerpen in verband met de uitwerking van het Besluit bodemkwaliteit⁴. De onderwerpen varieerden van de definitieve keuzes met betrekking tot de normstelling voor grond en bagger, tot de gebiedsgerichte normen voor de beheersing van landbouwisico's en de nieuwe klassenindeling waterbodems.

De tijd voor het opstellen van het advies was beperkt, waardoor sommige onderwerpen niet diepgaand konden worden beschouwd. De TCB heeft daarom in haar advies van 10 oktober 2006⁵ aangekondigd dat zij voornemens was een werkgroep op te richten om de toepassing van nieuwe benaderingen in het normstellingskader voor bodems en waterbodems te beoordelen. Het ging met name over de nieuwe klassenindeling voor waterbodems en het baseren van normen voor metalen en organische microverontreinigingen op de zogenaamde ms-PAF-benadering⁶.

Vervolgens heeft de TCB de werkgroep Bodemnormstelling ingesteld ten behoeve van de visievorming van de TCB, en dan in het bijzonder ten aanzien van de ecologische onderbouwing van bodemnormen. De keuze om het accent te leggen op de ecologische onderbouwing van de normen komt voort uit het feit dat ecotoxiciteit in veel gevallen bepalend is voor de hoogte van een bodemnorm. Van de in 2002 nieuw voorgestelde interventiewaarden is 73 procent van de bodemnormen en 56 procent van de sedimentnormen gebaseerd op het ernstig risiconiveau voor het ecosysteem (TCB, 2002).

De TCB heeft de werkgroep gevraagd om een 'onthechte' visie op de ecologische onderbouwing van de bodemnormstelling te ontwikkelen en eventuele alternatieven en andere invalshoeken naar voren te brengen, met een doorkijk naar de consequenties van bepaalde keuzes voor het normenbouwhuis en de praktische toepasbaarheid. De visie van de werkgroep zal meewegen in de door de TCB uit te brengen adviezen over Bodemnormstelling.

⁴ Besluit van 22 november 2007, houdende de regels inzake de kwaliteit van de bodem (Besluit bodemkwaliteit). Staatscourant, 3 december 2007.

⁵ Advies Diverse onderwerpen uitwerking Besluit bodemkwaliteit, TCB S53(2006), 10 oktober 2006.

⁶ msPAF staat voor *multiple substances (meer stoffen) Potentieel Aangetaste Fractie*.

De werkgroep Bodemnormstelling bestond uit vijf deskundigen die op persoonlijke titel zijn gevraagd om plaats te nemen in de werkgroep, drie leden van de TCB en de algemeen secretaris van de TCB. De werkgroep werd ondersteund door twee secretarissen van de TCB. Daarnaast zijn bijdragen gevraagd aan enkele deskundigen buiten de werkgroep. De leden van de werkgroep en de geraadpleegde externe deskundigen zijn genoemd in bijlage 1. De werkgroep heeft zich voornamelijk gericht op normen voor de landbodem. Zij heeft een keuze gemaakt voor de volgende onderwerpen, omdat deze beschouwd kunnen worden als de belangrijkste bouwstenen voor de ecologische component in de huidige bodemnormen:

- soortgevoeligheidsverdelingen;
- combinatietoxiciteit (ms-PAF);
- doorvergiftiging;
- beschikbaarheid.

Daarnaast heeft zij aandacht besteed aan een aantal alternatieve invalshoeken voor de ecologische onderbouwing van bodemnormstelling.

Met betrekking tot de toepassingsgebieden heeft de werkgroep zich gericht op de (ecologische) bodemnormstelling in het Besluit bodemkwaliteit en de Circulaire bodemsanering⁷, voorzover het de landbodem betreft. Hierbij gaat het primair om:

- Toepassen van grond of baggerspecie op of in de landbodem (generiek, gebiedsspecifiek) bij grondverzet;
- Verspreiden van baggerspecie over aangrenzende percelen;
- Sanering en beheer van de landbodem in het kader van de Wbb.

De werkgroep heeft zich niet beziggehouden met:

- Grote bodemtoepassingen (zoals bijvoorbeeld dijklichamen);
- Normstelling voor waterbodem.

Leeswijzer

In de inleiding worden de achtergronden en het doel van de werkgroep Bodemnormstelling en van deze rapportage toegelicht. Hoofdstuk 2 behandelt de huidige stand van kennis en beschrijft een aantal onderwerpen (cq. methodieken) die de inhoudelijke basis vormen of kunnen vormen van bodemnormstelling. Gekeken wordt in hoeverre verbeteringen in de huidige methoden (bezien vanuit de stand van kennis) mogelijk zijn. In hoofdstuk 3 staat de toepassingspraktijk centraal. Beschreven wordt hoe bodemnormstelling is opgenomen in het Besluit bodemkwaliteit en de Circulaire bodemsanering uit de Wet bodembescherming en wat de praktische consequenties zijn van introductie van de in hoofdstuk 3 genoemde methodische verbeteringen. In dit hoofdstuk

⁷ Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd op 1 oktober 2008. Staatscourant nr. 131, 10 juli 2008.

wordt ook ingegaan op de vraag of introductie van deze benaderingen tot verbeteringen in de beoordeling zou leiden. Tenslotte worden in hoofdstuk 4 de conclusies geformuleerd.

Er is voor gekozen om achtergrondinformatie over de besproken benaderingen in bijlagen op te nemen, waarnaar in de hoofdttekst wordt verwezen.

2 TECHNISCH WETENSCHAPPELIJKE ACHTERGRONDEN

2.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op de huidige ecologische onderbouwing van de generieke bodemnormen. De PAF-benadering, gebaseerd op soortgevoeligheidsverdelingen voor stoffen in het bodemecosysteem, vormt hierbij de belangrijkste technisch-wetenschappelijke basis. Vervolgens wordt meer in detail ingegaan op de huidige wetenschappelijke kennis over combinatietoxiciteit, doorvergiftiging en beschikbaarheid van verontreinigingen en worden een aantal alternatieve invalshoeken beschreven voor de ecologische beoordeling van bodemverontreiniging.

2.2 PAF-BENADERING

Voor de vertaling van beschermingsniveaus van het bodemecosysteem (via soorten en processen) naar bodemnormen wordt in de huidige bodemnormstelling gebruik gemaakt van soortgevoeligheidsverdelingen (*Species Sensitivity Distributions* of SSDs; Posthuma *et al.*, 2002;). Een SSD is een functie die het verband beschrijft tussen de stofconcentraties in het milieu en de fractie van de soorten in het ecosysteem die als gevolg daarvan wordt aangetast (Potentieel Aangetaste Fractie of PAF). In Nederland en veel andere Europese landen is het gebruikelijk om, indien mogelijk, een SSD op te stellen op basis van NOEC⁸ waarden voor chronische effecten (Van Vlaardingen *et al.*, 2007; EC, 2003). De PAF representeert dan de fractie soorten in het ecosysteem waarvoor de NOEC voor chronische effecten wordt overschreden (zie bijlage 2). Een SSD kan echter ook op basis van acute toxiciteitswaarden worden opgesteld, bijvoorbeeld acute LC₅₀-waarden⁹. In dat geval representeert de PAF het percentage soorten in het ecosysteem¹⁰ waarvoor de acute LC₅₀-waarde wordt overschreden.

In de bestaande normstelling is de SSD gebruikt om concentratiegrenzen af te leiden die corresponderen met het maximaal toelaatbaar risico (MTR). Daarvoor wordt de concentratie bepaald waarbij voor 5 procent van de soorten de chronische NOEC wordt overschreden: de *Hazardous Concentration for 5 percent of the species* ofwel HC5. Ook de HC50 waarden die de

⁸ No Observed Effect Concentration.

⁹ LC₅₀ = Lethal Concentration for 50 percent of the test species.

¹⁰ 100 procent betekent in theorie het totaal aantal aanwezige soorten.

ecologische bouwsteen vormen van de interventiewaarden bodemsanering zijn op basis van SSD bepaald.

Als men een bepaalde concentratie in het milieu heeft gemeten kan de SSD ook worden gebruikt om het corresponderend PAF-niveau vast te stellen; ofwel de fractie soorten waarvoor een bepaalde toxiciteitswaarde (chronische NOEC, acute LC₅₀, etc) door die gemeten concentratie wordt overschreden. Op deze wijze wordt de SSD gebruikt voor *effectbeoordeling*. Daarbij kan een onderscheid worden gemaakt tussen absolute en relatieve effectbeoordeling. Relatieve effectbeoordeling wordt gebruikt om blootstellingssituaties onderling te vergelijken en te prioriteren, terwijl het bij absolute risicobeoordeling gaat om het zo realistisch mogelijk inschatten van (de kans op) ecologische effecten.

De PAF-benadering is door de werkgroep vergeleken met een aantal andere benaderingen (extrapolatiefactoren, mesocosms; zie bijlage 3). Uit deze vergelijking concludeert de werkgroep dat met de PAF-benadering een redelijke balans is gevonden tussen de wetenschappelijke stand van kennis en de praktische eenvoud die nodig is voor toepassing in de normstelling. Ook wordt geconcludeerd dat met deze benadering alléén onvoldoende inzicht wordt verkregen in ecologische risico's ten gevolge van de complexiteit van processen en structuren binnen een ecosysteem.

De PAF-benadering kent beperkingen, zoals:

- Een SSD houdt geen rekening met relaties tussen soorten zoals concurrentie en predatie;
- Sleutelsoorten worden niet apart beschermd;
- SSDs houden geen rekening met accumulatie van stoffen in voedselketens¹¹;
- De biobeschikbaarheid van stoffen kan onder laboratorium- en veldomstandigheden verschillen;
- De blootstellingscondities in het laboratorium kunnen aanzienlijk afwijken van de condities in het veld (temperatuur, stress, luchtvochtigheid, etc.);
- De blootstellingsroutes in het laboratorium hoeven niet overeen te komen met de routes in het veld;
- De invloed van het gedrag van soorten op de blootstelling wordt niet meegenomen.

Deze beperkingen van de SSD-benadering zijn reeds begin jaren '90 onderkend. Ze vormden de aanleiding voor een Nederlandse discussie over de vraag of de HC5-waarde van een chronische SSD, die werd voorgesteld als Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR), voldoende bescherming biedt aan het ecosysteem. In deze discussie heeft de politiek zich steeds op het standpunt gesteld

¹¹ De risico's van doorvergiftiging worden beoordeeld via een aparte procedure, zie paragraaf 2.4

dat het MTR het volledige ecosysteem dient te beschermen en dat de HC5 slechts een methodische grens weerspiegelt die wordt gehanteerd om de concentratie te schatten waarbij het ecosysteem volledig is beschermd (Tweede Kamer 1990-1991).

In verschillende studies in aquatische systemen is aangetoond dat de HC5 voor individuele stoffen een redelijk conservatieve schatter is van de de NOEC uit veldexperimenten en mesocosm studies (Emans *et al.*, 1993, Okkerman *et al.*, 1993, Van den Brink *et al.*, 2002 en 2006, Schroer *et al.*, 2004, Maltby *et al.*, 2005). Voor terrestrische systemen zijn beduidend minder studies uitgevoerd. Hierop wordt in het onderstaande nader ingegaan.

Validatie

De PAF-benadering is voor bodem in beperkte mate gevalideerd door vergelijking met effecten in het veld (zie bijlagen 4 en 5). Een aantal studies suggereert dat de PAF, en dan met name de HC5 en de HC50, wel redelijk maatgevend kan zijn voor de mate van ecologisch effect. Dit betreft echter meestal redelijk gestandaardiseerde omstandigheden in mesocosms of landbouwgebieden (monocultures) (Posthuma *et al.*, 1998; Smit *et al.*, 2002; Jansch *et al.*, 2006). In meer complexe blootstellingssituaties lijkt een PAF nauwelijks indicatief voor het (optreden van) effecten op een bodemecosysteem of -levensgemeenschap (Posthuma en Vijver, 2007).

Op ernstig verontreinigde locaties waarbij sprake is van overschrijding van de interventiewaarde (HC50) is het aannemelijk dat veldeffecten optreden; hiervan kan echter ook sprake zijn bij licht verontreinigde locaties (Rutgers *et al.*, 2006; bijlage 5).

Geconcludeerd kan worden dat PAF-waarden (met name de HC5 en de HC50) alleen een ruwe indicatie geven van het mogelijk optreden van effecten in het veld.

Terrestrische versus aquatische toxiciteitsgegevens

Voor het onderbouwen van bodemnormen wordt vaak gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens van aquatische organismen, die met de evenwichtspartitiemethode worden omgerekend naar bodem, bijvoorbeeld wanneer het aantal beschikbare terrestrische toxiciteitsgegevens te beperkt is (EC, 2003). Ook de ms-PAF-benadering voor de beoordeling van de toxische druk in te verspreiden bagger (zie paragraaf 2.3 en 3.3) maakt gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens, omdat zo de toxiciteit uitgedrukt kan worden als functie van de vrije opgeloste concentratie in (bodem) water. Hierbij wordt impliciet aangenomen dat de gevoeligheid van terrestrische en aquatische organismen vergelijkbaar is. De vraag is of deze aanname terecht is. Om dit te onderzoeken is de spreiding van de SSD (uitgedrukt met het symbool β) vergeleken voor organismen uit bodem en water.

Van Beelen *et al.* (2003) vergeleken voor 8 metalen en 12 organische verbindingen de SSDs gebaseerd op terrestrische toxiciteitsgegevens met de SSDs gebaseerd op aquatische toxiciteitsgegevens die volgens de evenwichtspartitiemethode waren omgerekend naar bodem. Zij vonden duidelijke verschillen. De verschillen tussen de berekende HC5-waarden gebaseerd op de SSD voor aquatische organismen en de waarden gebaseerd op de SSD voor terrestrische organismen lagen in 60 procent van de gevallen tussen een factor 2 en 10. In 5 procent van de gevallen waren de berekende HC5-waarden gebaseerd op de SSD voor aquatische organismen een factor 20 hoger dan de SSD waarden gebaseerd op de terrestrische organismen. Er zit geen duidelijk patroon in de geconstateerde afwijkingen hetgeen een aanwijzing vormt dat de gevoeligheid van aquatische organismen niet systematisch afwijkt van die van terrestrische organismen. Het onderzoek laat echter geen definitieve conclusies toe omdat de resultaten tussen de onderzochte stoffen sterk variëren en de toxiciteitswaarden niet zijn gecorrigeerd voor biobeschikbaarheid. Uit gegevens van Crommentuijn *et al.* (2000) blijkt dat voor zink de spreiding in de SSD voor het effect op bodemorganismen sterk verschillend is van die voor zoetwaterorganismen (resp. $\beta = 0,16$ en $0,56$). Voor cadmium, koper en lood zijn de verschillen in spreiding gering.

Geconcludeerd kan worden dat er geen aanwijzingen zijn dat de gevoeligheid van aquatische en terrestrische soorten systematisch verschilt maar dat het evenmin kan worden uitgesloten. Meer onderzoek op dit punt is noodzakelijk, bijvoorbeeld door toxiciteitsdata uit te drukken als interne concentraties en deze tussen aquatische en terrestrische organismen te vergelijken (Sappington *et al.* in preparation). Een SSD gebaseerd op aquatische toxiciteitsgegevens die met de evenwichtspartitiemethode zijn omgerekend naar grond of sediment geeft slechts een ruwe schatting van de SSD voor terrestrische organismen. De werkgroep is daarom van mening dat voor de afleiding van bodemnormen in principe (bij voldoende gegevens) uitgegaan dient te worden van terrestrische toxiciteitsgegevens.

Chronische versus acute toxiciteitsgegevens

SSDs kunnen in principe ook worden gebaseerd op acute toxiciteitsgegevens, zoals acute LC₅₀- of EC₅₀-waarden. In het Nederlandse beleid is dit vooralsnog niet gebruikelijk, maar in de recente wijziging van de Circulaire bodemsanering¹² wordt in stap twee van het Saneringscriterium¹³ uitgegaan van SSDs op basis van EC₅₀- en LC₅₀-waarden. In deze door het RIVM geadviseerde benadering (Rutgers *et al.*, 2008) wordt de ms-PAF voorgesteld als maat voor de aangetaste fractie soorten in het ecosysteem ten gevolge van de combineerde werking van de vervuilende stoffen (zie

¹² Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd op 1 oktober 2008. Staatscourant nr. 131, 10 juli 2008.

¹³ In stap twee van het Saneringscriterium wordt op basis van een (eenvoudige) risicobeoordeling vastgesteld of een geval van ernstige bodemverontreiniging met spoed gesaneerd moet worden.

paragraaf 2.3 en bijlagen 7, 14 en 15 voor een bespreking van de ms-PAF-benadering). Een ms-PAF berekend op basis van acute toxiciteitsgegevens (EC_{50} of LC_{50}) blijkt een betere voorspelling te geven voor effecten in bioassays en veldwaarnemingen dan een ms-PAF-berekend op basis van NOEC-waarden (Rutgers *et al.*, 2006). Bovendien heeft een SSD op basis van chronische NOEC-waarden voor de beoordeling van de saneringsurgentie van vervuilde gronden slechts een beperkt onderscheidend vermogen (ms-PAF vaak hoger dan 0,99). De keuze voor het gebruik van acute of chronische toxiciteitsgegevens is dus mede afhankelijk van het doel waarvoor de SSD zal worden gebruikt.

Wanneer acute toxiciteitsgegevens 'vertaald' kunnen worden naar chronische toxiciteitsgegevens (of andersom) dan kan daarmee van meer data gebruik worden gemaakt bij de normstelling. Om chronische toxiciteitswaarden af te leiden uit acute toxiciteitswaarden wordt wel gebruik gemaakt van acuut/chronisch-ratios of ACRs (zie bijlage 6). In Europese risicobeoordelingsprocedures (Lepper, 2005) wordt een factor honderd aangehouden om chronische toxiciteitswaarden uit acute waarden af te leiden. Deze factor 100 kan worden gezien als een conservatieve schatting van de werkelijke ACR. Onderzoek laat echter zien dat ACRs sterk kunnen variëren (Roelofs *et al.*, 2002; Ahlers *et al.*, 2006). De werkgroep is van mening dat bij een tekort aan chronische toxiciteitswaarden eigenlijk aanvullende chronische toetsen uitgevoerd zouden moeten worden. Wanneer toch gebruik gemaakt wordt van acute toxiciteitswaarden, dan moet een conservatieve benadering worden gevolgd, bijvoorbeeld de factor 100. Er zou meer onderzoek moeten plaatsvinden naar (patronen in) acuut/chronisch-ratio's om deze in de toekomst nauwkeuriger te kunnen vaststellen.

2.3 COMBINATIETOXICITEIT

Er zijn verschillende benaderingen om tot normen gebaseerd op combinatietoxiciteit te komen. De belangrijkste, die ook van toepassing kunnen zijn voor bodemnormstelling, zijn:

1. Indicatorstof benadering
2. TU-benadering
3. TEQ-benadering
4. ms-PAF-benadering

In bijlage 7 worden deze benaderingen besproken. De werkgroep heeft zich met name geconcentreerd op de ms-PAF-benadering, omdat deze recent is geïntroduceerd in de bodemnormstelling (bij bodemsanering en bij verspreiding van bagger op het land; zie hoofdstuk 3).

De PAF-benadering ligt ten grondslag aan de ecotoxicologische afleiding van bodemnormen voor individuele stoffen en het is dus voor de hand liggend om voor normering van mengsels van stoffen bij deze benadering aan te sluiten. Een manier om rekening te houden met de aanwezigheid

van een mengsel van stoffen is de ms-PAF-benadering of, zoals het RIVM het noemt, 'de totale toxische druk van een stoffenmengsel', waarbij het voorvoegsel ms staat voor *meer stoffen*.

Hoe werkt de ms-PAF methode?

(uit: www.RisicotoolboxBodem.nl, RIVM, 2008):

In deze methode worden de stoffen gegroepeerd naar werkingsmechanisme. Hierdoor ontstaan sub-groepen van overeenkomstig werkende stoffen, en uiteraard mogelijk enkele reststoffen. De toxische druk die door de subgroepen van overeenkomstige stoffen wordt veroorzaakt is de meer-stoffen PAF (ms-PAF) per werkingsmechanisme. Deze ms-PAF per subgroep wordt berekend door toepassing van het toxicologische principe van de Concentratie Additie (CA). Vervolgens wordt de ms-PAF over alle subgroepen (en de reststoffen) geaggregeerd door toepassing van het toxicologische principe van de respons additie (RA). CA wordt in de toxicologie toegepast als stoffen binnen organismen dezelfde toxicologische-moleculaire receptor hebben, zoals bijvoorbeeld twee insecticiden uit dezelfde chemische stofgroep. RA wordt toegepast als stoffen binnen organismen verschillende receptoren hebben. RA is gebaseerd op dezelfde wiskundige formules die universeel worden toegepast om de kans op twee onafhankelijke gebeurtenissen te berekenen.

De ms-PAF-methode zoals voorgesteld door het RIVM (Rutgers *et al.*, 2008) biedt dus de mogelijkheid om concentratie- en responsadditie (zie bijlage 7) met elkaar te combineren. Bovendien heeft de ms-PAF-methode ten opzichte van bijvoorbeeld de TU-benadering als voordeel dat de vorm van de dosisrespons-curve¹⁴ ook in beschouwing wordt genomen. Hierdoor wordt niet alleen (zoals bij de TU-benadering) geconstateerd of een effectgrens wordt overschreden, maar wordt ook een maat verkregen voor de grootte van het effect.

Voor de geschiktheid van de ms-PAF om de werkelijke effecten op soorten en processen in het ecosysteem te voorspellen, geldt in principe dezelfde relativisering als voor de PAF-benadering. De benadering verschaft vooral inzicht in de relatieve verschillen tussen situaties, mits deze ongeveer vergelijkbaar zijn. Er zijn enkele veldvalidaties van ms-PAF beschikbaar (Posthuma en de Zwart, 2006 (visgemeenschappen); Mulder *et al.*, 2004 en Mulder en Breure 2006 (vlinders). Uit deze studies blijkt dat een toename van de toxische druk (ms-PAF) gecorreleerd is met de toename van effecten op ecosysteemniveau.

Voor de ms-PAF-benadering is de validatie met waargenomen effecten in het veld nog zeer beperkt. De werkgroep vindt de ms-PAF-benadering een theoretisch goed concept, maar vindt ook dat eerst meer zicht moet zijn op de relatie tussen de berekende ms-PAF-waarden en effecten in

¹⁴ Strict genomen behoort de term 'dosis-respons curve' alleen te worden gebruikt als het om één soort gaat. Hier wordt de term echter gebruikt voor een curve waarin de verdeling van gevoeligheid over verschillende soorten wordt weergegeven.

veldsituaties, voordat de benadering toegepast kan worden in bodemnormstelling of bij de beoordeling van ecologische risico's.

2.4 DOORVERGIFTIGING

Bij de afleiding van risicogrenzen ten behoeve van het vaststellen van bodemnormen kan rekening worden gehouden met doorvergiftiging. Methoden hiervoor zijn beschreven in het Europees kader voor de risicobeoordeling van bestaande stoffen (Lepper, 2005). In de huidige generieke bodemnormen wordt alleen voor de onderbouwing van de maximale waarden (zie paragraaf 3.2) voor een aantal stoffen bij een aantal gebruiksfuncties rekening gehouden met doorvergiftiging¹⁵. De hierbij gehanteerde methode sluit in het algemeen aan bij de Europese werkwijze. Hierbij is een aparte risicogrens voor doorvergiftiging afgeleid, waarbij één voedselketen in beschouwing wordt genomen: bodem-worm-wormetende vogel/zoogdier. De risicogrens wordt afgeleid op basis van een stofspecifieke no-effect-concentration (NEC) voor vogels/ zoogdieren en een stofspecifieke vaste bio-accumulatie-factor (BAF) van bodem naar worm (De Bruijn *et al.*, 1999). Voordeel van deze werkwijze is dat op eenvoudige wijze doorvergiftiging in de normstelling kan worden verdisconteerd. Nadelen van de benadering zijn:

- Het is niet altijd zeker dat de aangenomen voedselketen de meest kritische is voor wat betreft de stofspecifieke accumulatie;
- Er wordt geen rekening gehouden met verschillen in voedselpatronen;
- Er zijn geen hogere trofische niveaus opgenomen (secundaire- en toppredatoren, bijvoorbeeld roofvogels en roofdieren die op kleine zoogdieren foerageren);
- Door het gebruik van een vaste BAF per stof (geen rekening houdend met de variatie in het bodemecosysteem) is de aanpak voor doorvergiftiging deels niet in lijn met de aanpak voor directe toxiciteit, waarbij zo mogelijk een SSD-benadering wordt toegepast.

Twee alternatieve benaderingen zijn (op basis van de bijdrage van Van den Brink, zie bijlage 8):

- Uitgaan van de Dagelijkse Inname (DI) van de predator (of intermediaire prooi) van prooien met een bekende concentratie van de stof, die vervolgens wordt getoetst aan een toxicologisch Acceptabele Dagelijkse Inname (ADI).
- Het in beschouwing nemen van meerdere voedselketens of -webben. Van deze voedselketens wordt, in analogie met een SSD, een zogenaamde FSD (Foodweb Sensitivity Distribution) opgesteld.

Beide benaderingen worden in meer detail besproken in bijlage 8.

¹⁵ Bij de onderbouwing van de interventiewaarden is geen rekening gehouden met doorvergiftiging.

Voor de volledigheid wordt hier ook een derde benadering genoemd, die vooral meer recht doet aan de spreiding in de (nu als vaste waarden aangenomen) accumulatiefactoren, door het toepassen van Monte-Carlo analyse. Een voorwaarde voor deze benadering is dat voor iedere accumulatiefactor een kansverdeling opgesteld kan worden. Een dergelijke benadering is toegepast door het RIVM ten behoeve van het afleiden van risicogrenzen voor polychloorbifenylen (Van Wezel *et al.*, 1999)¹⁶.

Bij toepassing van de DI-benadering zullen ADIs bepaald moeten worden. Hierbij kunnen bekende NOECs omgerekend worden naar ADIs (op basis van bekende voedselinname van predatoren) of kunnen ADIs experimenteel worden vastgesteld. Voor toepassing zal een validatie nodig zijn. Implementatie zal voor wat betreft de wetenschappelijke ontwikkeling op de middellange termijn kunnen plaatsvinden (5-10 jaar).

De werkgroep is van mening dat met de DI-benadering en met het in beschouwing nemen van meerdere voedselwebben een beter beeld van de werkelijke blootstelling van hogere organismen kan worden verkregen. Het verder ontwikkelen van deze benaderingen is in de ogen van de werkgroep vooral zinvol voor toepassing in de locatiespecifieke risicobeoordeling. Voor het toepassen van de DI-benadering dienen gehalten in prooidieren te worden bepaald. Dit kan deels via modelschattingen. Voor deze modellering zijn nog wel veldvalidaties nodig. Hiertoe zou gebruik gemaakt kunnen worden gemeten gehalten in doodgevonden dieren¹⁷.

2.5 BESCHIKBAARHEID

In de huidige bodemnormen en beoordelingskaders wordt in het algemeen uitgegaan van totaalconcentraties. Voor de meeste verontreinigingssituaties geldt dat er weinig relatie bestaat tussen gemeten totaalgehalten in de bodem en effecten in organismen (Posthuma en Vijver, 2007; Van den Brink *et al.*, 2007). De effectvoorspellende waarde van een gemeten biobeschikbare concentratie is vaak groter. De vraag is daarom of biobeschikbaarheid meegewogen kan worden in de bodemnormstelling en of er geschikte meetmethoden voor het vaststellen van biobeschikbaarheid voorhanden zijn. Metingen van biobeschikbare concentraties hebben thans vooral een betekenis bij de relatieve beoordeling van bodemverontreiniging (voor vergelijking tussen monsters, locaties en dergelijke).

¹⁶ Een ander kenmerk van deze door het RIVM toegepaste methode was dat de stoffen waren gegroepeerd op basis van vergelijkbaar werkingsmechanisme, waardoor de afgeleide risicogrenzen betrekking hadden op stofgroepen in plaats van individuele stoffen (de stofgroep van de planaire PCBs). Het voorstel van het RIVM voor aangepaste risicogrenzen heeft niet geleid tot aangepaste normen voor PCB. Op de rapportage van het RIVM zijn adviezen uitgebracht door de TCB en de Gezondheidsraad (TCB, 2002; Gezondheidsraad 2002). De werkgroep heeft de genoemde benadering niet verder bediscussieerd.

¹⁷ Deze dieren worden momenteel ingevroren bewaard door onder andere Alterra, mond. med. dr. J. H. Faber, Alterra

In de literatuur worden verschillende definities gehanteerd voor biobeschikbaarheid. De term kan betrekking hebben op een gemeten concentratie in een contactmedium (bijvoorbeeld poriewater) die in principe beschikbaar is voor opname in een organisme, maar ook bijvoorbeeld op de interne concentratie die daadwerkelijk het effect bepaalt in het doelorgaan van een organisme.

In dit rapport wordt gebruik gemaakt van definities die gehanteerd worden in een recente ISO standaard met betrekking tot methoden voor het meten van biobeschikbaarheid van verontreinigingen in de bodem (ISO, 2008). Hierin wordt onderscheid gemaakt tussen beschikbaarheid en biobeschikbaarheid. Beschikbaarheid (*environmental availability*) heeft betrekking op de fractie van een verontreiniging die door fysisch-chemische desorptieprocessen of door mineraaloplossing, binnen een bepaalde tijdspanne, potentieel beschikbaar is voor organismen. Voor de zeer lange termijn (jaren, langer dan relevant voor opname door organismen) wordt voor metalen ook wel de term geobeschikbaar gebruikt om de totaal mobiliseerbare fractie van elementen (bijvoorbeeld metalen) in de bodem aan te geven (Smith en Huyck, 1999). Biobeschikbaarheid (*environmental bioavailability*) heeft betrekking op de fractie van de beschikbare verontreiniging die door een organisme wordt opgenomen door fysiologische processen (passage van de celmembraan). Een belangrijke notie hierbij is dat biobeschikbaarheid varieert per organisme. Een plant neemt een andere fractie op dan een regenworm. Dé universele maat voor biobeschikbaarheid bestaat dus niet (Harmsen, 2007; Peijnenburg *et al.*, 2007). Toxicologische biobeschikbaarheid (*toxicological bioavailability*) heeft betrekking op de interne concentratie van een verontreiniging die is geaccumuleerd in een organisme of gerelateerd is aan een toxisch effect¹⁸. Naast de beschikbaarheid vanuit het omringend milieu kan ook gesproken worden over beschikbaarheid na ingestie (bijvoorbeeld van grond of voedsel). Met de *bioaccessible* fractie van een stof wordt dan de fractie van deze stof in grond of voedsel bedoeld die wordt gemobiliseerd in de maagsappen. Dit is met name relevant voor de beoordeling van de beschikbaarheid van metalen.¹⁹ De toepassing van een aantal van deze begrippen is geïllustreerd in een schema opgenomen in bijlage 9 van dit rapport, waarin de verschillende fasen van totaalconcentratie in de bodem tot effectconcentratie zijn weergegeven.

In deze paragraaf wordt met name ingegaan op de vraag of de vrij opgeloste concentratie van een stof in poriewater (het gemeten beschikbare gehalte) een goede maat is voor de biobeschikbare fractie. Toxicologische biobeschikbaarheid, door bepaling van interne gehalten, wordt apart besproken in paragraaf 2.6.

¹⁸ Door sommige auteurs wordt de term alleen gebruikt voor de concentratie die gerelateerd is aan een toxisch effect (Peijnenburg *et al.*, 2007)

¹⁹ De *bioaccessible* fractie is voor metalen afhankelijk van de omstandigheden (met name de pH) in (onderdelen van) het spijsverteringskanaal. Als gevolg daarvan zal de *bioaccessible* fractie van ioniseerbare verontreinigingen en metalen die aanwezig is in de bodem of het sediment in het algemeen groter zijn voor zoogdieren (met name voor zoogdieren met zure omstandigheden in het maagdarmkanaal) dan voor bodemdieren met meestal een neutrale pH in het maagdarmkanaal (Peijnenburg *et al.*, 2007).

Voor een verdere beschouwing van de vrij opgeloste concentratie als maat voor biobeschikbaarheid van verontreinigingen voor bodemorganismen is het zinvol onderscheid te maken tussen metalen, apolaire organische verbindingen en polaire organische verbindingen.

Metalen

De vrij opgeloste concentratie hangt voor metalen af van een complex samenspel van factoren in de bodem waaronder de heersende pH, de aanwezigheid van andere metalen, de hoeveelheid en samenstelling van het aanwezige organisch materiaal en de mineralogische samenstelling (Heerdink en Griffioen, 2007; zie ook bijlage 11). De stelling dat de vrij opgeloste concentratie van metalen in het poriewater van de bodem (gemeten als beschikbaar gehalte) een goede indicatie geeft voor de biobeschikbare concentratie is aannemelijk gemaakt voor een beperkt aantal planten en zachthuidige organismen, zoals regenwormen. Voor hardhuidige organismen (zoals spinnen, insecten en pissebedden) zijn tot nog toe geen duidelijke correlaties aangetoond. Voor sommige hardhuidige organismen is juist eerder een correlatie met de totaalconcentratie gevonden (Posthuma *et al.*, 2002; zie ook bijlage 10)

Het vaststellen van de route van blootstelling is niet altijd eenvoudig, zoals blijkt uit de in het kader 'biobeschikbaarheid en blootstelling' gegeven voorbeelden. Vijver *et al.* (2003) toonden in experimenten met regenwormen, waarvan de mond was dichtgelijmd, aan dat opname van metalen voornamelijk plaatsvindt via de huid. Het is daarom voor regenwormen het meest voor de hand liggend dat poriewater de voornaamste route van opname is. Voor springstaarten bleek het gehalte aan cadmium gemeten in poriewater of in extracten met water of 0,01 M CaCl₂ een relatie te vertonen met de 'effectconcentratie in het organisme'. Het uitdrukken van effectconcentraties op basis van vrije ionconcentraties of ionactiviteiten in poriewater of waterextracten en een correctie voor de pH bleek de verschillen tussen de gebruikte gronden verder te verkleinen (Van Gestel en Koolhaas, 2004). Deze en andere resultaten suggereren dat voor de toxiciteit van metalen voor regenwormen, springstaarten, planten en microorganismen de principes van het Biotic Ligand Model (BLM)²⁰ gelden (Steenbergen *et al.*, 2005; Thakali *et al.*, 2006a; Thakali *et al.*, 2006b; Koster *et al.*, 2006). Het uitdrukken van concentraties op basis van gehalten in poriewater, en rekening houden met chemische speciatie in oplossing en de competitieve effecten van andere kationen, zou derhalve de toxiciteit kunnen verklaren. Tot op heden zijn dit soort bevindingen vooral verkregen voor koper en nikkel, en indirect en in beperkte mate voor cadmium.

²⁰ Biotic Ligand Models (BLMs) beschrijven de metaalopname of toxiciteit van metalen in water of bodem voor een organisme door rekening te houden met speciatie- en competitieeffecten. Met de principes van het BLM wordt hier bedoeld dat de mate waarin vrije metaalionen effect hebben op een bodemorganisme (of eigenlijk: binden aan het doelorgaan van toxiciteit, het biotisch ligand) afhankelijk is van de competitie van het metaal met andere kationen (zoals Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺) en complexatie met abiotische liganden (zoals *dissolved organic matter*, chloride, carbonaten, sulfide).

Biobeschikbaarheid en blootstelling

De route van blootstelling van een organisme is vaak lastig vast te stellen in veldsituaties. In de Biesbosch werd in het kader van het SSEO-programma²¹ bijvoorbeeld gevonden dat hoge gehalten aan metalen in de bodem niet leidden tot hoge gehalten in planten, hetgeen correspondeerde met de lage beschikbaarheid van de metalen in het poriewater. Slakken die zich voedden met de geanalyseerde planten bevatten echter wel sterk verhoogde gehalten (in vergelijking met onbelaste gebieden), hetgeen suggereert dat een andere blootstellingsroute (ingestie van grond) ook een rol van betekenis speelt (Notten *et al.*, 2005). Kleine zoogdieren (muizen) in de Biesbosch bevatten eveneens verhoogde gehalten aan metalen in hun nieren, waarbij een carnivore voedingswijze tot veel hogere blootstelling bleek te leiden dan een herbivore voedselkeuze (Hamers *et al.*, 2006). Dit was geheel in lijn met de lagere gehalten in planten.

Recent onderzoek aan egels liet eveneens zien dat het niet eenvoudig is de blootstelling goed vast te stellen. De onderzochte egels lieten weliswaar een duidelijk verband zien tussen concentraties aan een uiteenlopende reeks van stoffen (metalen, PCBs, organo-chloorverbindingen) in hun weefsels en de mate van verontreiniging in hun leefmilieu. Maar anderzijds vertoonden de gehalten aan contaminanten in de egels een onverklaarbaar grote variatie (D'Havé, 2006), die mogelijk terug te voeren is op onbekendheid met routes en bronnen van blootstelling.

(Bijdrage C.A.M. van Gestel, Vrije Universiteit Amsterdam)

Critici stellen dat het BLM een statisch model is, en feitelijk nog een biologische fundering ontbeert (Hassler *et al.*, 2004; Wilkinson, 2005). Dit lijkt bevestigd te worden door het feit dat gehalten aan metalen in regenwormen vaak een grote variatie vertonen, zowel tussen grondsoorten als in de tijd (zie bijvoorbeeld Vijver *et al.*, 2007), en niet verklaard kunnen worden door gehalten in poriewater of extracten (Hobbelen *et al.*, 2006; Van Vliet *et al.*, 2005). Voor regenwormen bleken in veel gevallen de gehalten in het organisme beter te correleren met totaalgehalten in de bodem dan met beschikbare gehalten in oplossing of in extracten (Hobbelen *et al.*, 2006; Van Vliet *et al.*, 2005). Ook uit een recent overzicht van resultaten uit het SSEO-programma bleek dat de variatie in gehalten aan metalen in verschillende bodemorganismen lang niet altijd verklaard kan worden door beschikbare gehalten in poriewater of extracten met water of 0,01 M CaCl₂ (Van Gestel, 2008).

Geconcludeerd kan worden dat de relatie tussen de vrij opgeloste concentratie in poriewater en biobeschikbaarheid voor metalen slechts voor enkele metalen en enkele organismen is aangetoond. Dit betekent dat poriewatergehalten geen algemene betekenis hebben als schatter van biobeschikbare concentratie van metalen. De betekenis is beperkt tot specifieke situaties (bepaalde metalen, bepaalde soorten). Met name voor gehalten in planten zijn duidelijke relaties gevonden met concentraties in grond en poriewater (zie ook onder het kopje 'schatten en meten').

Ook kan geconcludeerd worden dat de huidige toepasbaarheid van BLMs op terrestrische systemen nog zeer beperkt is. De verwachting is dat dergelijke modellen in de toekomst wel

²¹ Het stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek (1998-2006)

toepasbaar zullen zijn om voor bepaalde metalen en bepaalde groepen organismen de toxicologisch beschikbare concentratie te schatten. De verdere ontwikkeling van BLM vereist een goede analyse van de chemische speciatie van metalen (zie Thakali *et al.*, 2006 a en b) en een beter inzicht in de biologische processen van opname en eliminatie en de vaak soortspecifieke wijze van omgaan met metalen (Janssen *et al.*, 2003; Van Gestel, 2008).

Schatten en meten van beschikbare concentraties: metalen

Voor de (specifieke) situaties waarbij concentraties in poriewater een goede schatter zijn voor de biobeschikbare concentratie, is het van belang deze concentraties te kunnen schatten of meten. Directe metingen in poriewater als vervanging van modelberekeningen lijken, in de standaardbeoordeling van bodemverontreiniging, vooralsnog niet aan de orde. Zeker daar waar het

metingen in de poriewaterfase betreft, is de variatie in gehalten als gevolg van verschillen tussen technieken, voorbehandeling, meettechniek en simpelweg tijdstip van meten (in het jaar) te groot om te komen tot een robuuste uitslag. Temporele variaties in sturende variabelen als zuurgraad en opgeloste hoeveelheden koolstof (DOC), bijvoorbeeld na opbrengen van mest dan wel bagger, zijn van grote invloed op de concentratie in de poriewaterfase. In locatiespecifiek onderzoek kan met neutrale extracties een indicatie worden verkregen van de concentratie in poriewater (ISO, 2008), waarbij het resultaat minder afhankelijk is van seizoensvariatie dan directe meting in poriewater. Met name de 0,01 M CaCl₂ – extractie blijkt een goede indicatie te geven van de biobeschikbare fractie van metalen in poriewater voor planten (Peijnenburg, 2007). Met deze methode is in de onderzoekssfeer reeds veel ervaring opgedaan. Een algemene introductie van de methode als standaard bij locatiespecifiek onderzoek is binnen enkele jaren mogelijk (mond. med. J. Harmsen, Alterra).

Het schatten (vanuit concentraties in grond) van de vrij opgeloste concentratie van metalen in poriewater is goed mogelijk met behulp van mechanistische modellen en (tot op zekere hoogte) met transferfuncties (zie bijlage 11, 12). Een vergelijking van de voorspelling van ionconcentraties op basis van transferfuncties (Pampura *et al.*, 2007) en op basis van mechanistische (adsorptie-speciatie) modellen (Bonten *et al.*, 2008) met gemeten concentraties laat zien dat deze methoden de gemeten concentraties met een vergelijkbare nauwkeurigheid kunnen voorspellen.

De modellen en transferfuncties voor de schatting van de ionconcentraties in poriewater gaan veelal uit van concentraties in grond bepaald met een zogenaamde ‘mild zure extractie’. Dit betreft dan niet de (met destructie verkregen) totaalconcentratie van de metalen, maar de potentieel beschikbare concentratie, bepaald met bijvoorbeeld een 0,43 M HNO₃ extractie. Ook met deze extractiemethode is in bodemonderzoek reeds uitgebreide ervaring opgedaan (zie onder andere Boekhold, 1992; Weng, 2002; Fest, 2007). Een combinatie van een met deze extractie bepaald

totaalgehalte en een model of transferfunctie is op dit moment de meest veelbelovende aanpak om een gehalte in poriewater te bepalen. Ook voor de schatting van gehalten in planten zijn inmiddels voor veel metalen goed bruikbare transferfuncties (gebaseerd op milde zure extractie) opgesteld²².

De genoemde milde zure extractie met 0,43 M HNO₃ is een maat voor de geobeschikbaarheid in aerobe monsters. Resultaten uit onderzoek van Thomas (2007) en Thomas *et al.* (2007) geven aanwijzing dat de methode ook de oxalaat-extractie zou kunnen vervangen, die veel gebruikt wordt bij studies naar fosfaatverzadiging van landbouwgronden. Voor anaerobe monsters is de methode op dit moment minder geschikt, door onvolledige mobilisatie van met name sulfiden en ijzercarbonaten (Roskam *et al.*, 2008). De verwachting is echter dat met een verdere optimalisatie van de methode (bijvoorbeeld aanpassing extractietijden of temperatuur) deze ook geschikt zal zijn voor anaerobe bodems (mond. med. J. Griffioen, TNO).

Geconcludeerd kan worden dat, in het geval van een met metalen verontreinigde bodem, de concentratie van het metaal in poriewater of een benadering van de biobeschikbare concentratie (met name voor planten) indicatief bepaald kan worden met een neutrale extractie van de grond, waarbij vooral veel ervaring is opgedaan met de 0,01 M CaCl₂-extractie. Deze bepaling is vooral geschikt voor de locatiespecifieke beoordeling van verontreinigingen. Voor meer generieke beoordelingsinstrumenten (zoals de Risicotoolbox, zie hoofdstuk 3) is een combinatie van een bepaling van het gehalte in grond met een mild zure extractie (0,43 M HNO₃) en een transferfunctie of model het meest kansrijk (Römken *et al.*, bijlage 11). Deze milde extractie is ook geschikt om het geobeschikbaar gehalte te bepalen, wat een conservatieve maat is voor de beschikbare fractie van metalen.

Apolaire organische verbindingen

Voor apolaire organische microverontreinigingen (zoals PAK, PCB, DDT, drins, chloorbenzenen) zijn er al langer aanwijzingen dat de opgeloste fractie (dus poriewater) bepalend is voor de biobeschikbaarheid en dat alleen voor sterk lipofiele stoffen (log K_{ow} > 5-6) de orale route een rol van betekenis gaat spelen (Van Gestel en Ma, 1988; Belfroid *et al.*, 1995; Jager *et al.*, 2003). De desorptie van deze stoffen uit de matrix (hetzij in de darm, hetzij in de cel) blijft echter een bepalende rol spelen. Als verontreinigingen zodanig vastzitten dat ze op tijdschaal van darmpassage niet desorberen, dan speelt de orale route geen belangrijke rol. Ook voor organische verbindingen speelt de tijdsfactor bij opnameprocessen dus een rol (biodynamica); op dit gebied is echter nog weinig onderzoek gedaan.

²² Deze transferfuncties zijn opgenomen in de Risicotoolbox (zie hoofdstuk 3)

Schatten en meten van beschikbare concentraties: apolaire organische verbindingen

Organische moleculen zijn gesorbeerd in of aan organisch materiaal in sediment of bodemdeeltjes. Voor het schatten van gehalten in poriewater van verontreinigde grond of sediment wordt in de normstelling gebruik gemaakt van de evenwichtspartitietheorie (EC, 2003). De theorie gaat ervan uit dat er in water-sediment en poriewater-bodem systemen evenwicht bestaat tussen sediment en bodemdeeltjes en het poriewater. Deze theorie gaat echter maar ten dele op en is alleen geldig voor de sorptie aan het amorf organisch materiaal. Daarnaast bestaat het organisch materiaal in sediment- of bodemdeeltjes uit roetachtige deeltjes (*black carbon*), waar organische moleculen hechten (Cornelissen *et al.*, 2005). Een belangrijk deel van de organische contaminanten blijkt gebonden aan deze black carbon fractie. Een op basis van evenwichtspartitie berekende concentratie in poriewater uit een totaalconcentratie in grond is daarom in het algemeen een (grote) overschatting van de werkelijke poriewaterconcentratie. Er is daardoor geen relatie tussen totaalgehalten van apolaire organische verbindingen en effecten in het veld (Cuypers, 2001; Harmsen, 2004; NRCNA, 2003). Daarvoor moeten gemeten poriewatergehalten of snel desorbeerbare gehalten in beschouwing worden genomen.

Er zijn verschillende chemische methoden beschikbaar voor het bepalen van de voor bodemorganismen beschikbare concentratie van organische verbindingen in de bodem. Met name methoden die uitgaan van adsorptie aan een vaste fase zoals Tenax-extractie en Solid Phase Micro Extraction (SPME) zijn goed toepasbaar en zouden op vrij korte termijn (1-3 jaar) ook voor routinematige toepassing beschikbaar kunnen zijn. Beide methoden worden aanbevolen in een recente ISO standaard (ISO, 2008). Het probleem dat poriewatergehalten van apolaire organische verbindingen vaak moeilijk te meten zijn vanwege de hoge lipofiliteit en lage concentraties lijkt met SPME te zijn ondervangen (Ter Laak *et al.*, 2006a en 2006b). Interne concentraties in regenwormen blijken goed te schatten op basis van met SPME bepaalde concentraties in poriewater (Van der Wal *et al.*, 2004).

Ook voor de Tenax-extractie geldt dat inmiddels in verschillende studies een duidelijke relatie is aangetoond tussen het gemeten gehalte (in de snel desorbeerbare fractie) en opname in organismen en ecotoxiciteit, zowel voor sediment als voor landbodem (Ten Hulscher, 2003). Voor de beoordeling van de biobeschikbaarheid wordt in de huidige protocollen van nader onderzoek van ernstig verontreinigde waterbodem de 6-uurs Tenax-extractie aanbevolen als methode om de biobeschikbare fractie indicatief te bepalen (Ten Hulscher en Van Noort, 2006). De kosten van deze (verkorte) methode zijn vergelijkbaar met de gangbare totaalgehalte bepaling. De methode is vooral geschikt om verschillen in beschikbare gehalten tussen locaties met vergelijkbare totaalgehalten vast te stellen. Voor een goede indicatie van de biobeschikbare concentratie in een locatiespecifieke risicobeoordeling is echter een volledige desorptiemeting vereist.

Samenvattend kan worden gesteld dat voor apolaire organische verbindingen de concentratie in poriewater een goede indicatie geeft van de biobeschikbare concentratie. Met extractiemethoden als Tenax en SPME is deze beschikbare concentratie in poriewater te schatten. Voor deze methoden is ook de relatie tussen de gemeten beschikbare concentratie en de biobeschikbaarheid in verschillende onderzoeken onderbouwd. Met de 6-uurs Tenax-extractie wordt een vrij ruwe indicatie verkregen van de biobeschikbare concentratie. De meting is vooral bruikbaar om locaties onderling te vergelijken. Voor een risicobeoordeling is SPME of een Tenax-extractie met volledige desorptiemeting nodig. De methoden zijn dusdanig ver ontwikkeld dat zij op korte termijn (1-3 jaar) routinematig toegepast zouden kunnen worden.

Polaire organische verbindingen

Van sorptiemechanismen van polaire organische stoffen (zoals MTBE en ETBE) is veel minder bekend dan van de apolaire organische stoffen (zie bijlage 12). Uit de beschikbare literatuur kan worden geconcludeerd dat sorptie van dergelijke stoffen niet-lineair is, en dat verschillende mechanismen betrokken (kunnen) zijn bij de uiteindelijke verdeling tussen vaste en opgeloste fase. Voor het hanteren van partiticoëfficiënten voor voorspelling van poriewaterconcentraties vanuit totaalconcentraties van polaire organische stoffen in de bodem is geen wetenschappelijke gefundeerde basis. Concentraties in poriewater kunnen dus niet worden geschat op basis van concentraties in grond. Risicobeoordeling lijkt voorlopig gebaseerd te moeten worden op gemeten concentraties in bodemvocht.

2.6 INTERNE GEHALTEN

Het effect van een stof op een organisme wordt uiteindelijk bepaald door de toxicologisch beschikbare concentratie van een stof bij het aangrijpingspunt (*site of toxic action*). Deze concentratie wordt echter zelden bepaald en in veel gevallen is het exacte aangrijpingspunt onbekend (McCarty *et al.*, in prep.). Als benadering van de toxicologisch beschikbare concentratie wordt de interne concentratie in een organisme bepaald. Deze kan betrekking hebben op het hele organisme (*whole body residues*) of op bepaald orgaanweefsel (*tissue residues*). Het belangrijkste voordeel van de bepaling van effecten van verontreinigingen met de zogenaamde *tissue residue approach* op basis van concentraties in orgaanweefsel in plaats van op basis van concentraties in bodem of water is dat hiermee inzicht in het werkingsmechanisme van de stof wordt verkregen. De weefselconcentraties zijn bij toxiciteitsbepalingen bovendien minder variabel dan concentraties in een blootstellingsmedium als water of bodem doordat de variatie als gevolg van opname, omzetting en uitscheiding van een stof is verkleind. Ook worden de invloeden van effecten van verschillende externe factoren uitgesloten en wordt de invloed van inter- en intraspecies verschillen verkleind (Meador, 2006).

Van Straalen betoogt in zijn artikel dat het alleen zinvol is om interne concentraties (*critical body concentrations*) te meten als er ook een grenswaarde aan wordt gekoppeld, waarbij, als deze wordt overschreden, effecten zullen optreden. Afhankelijk van het soort effect wordt gesproken over Letal body concentrations (LBC's) voor letale effecten of over Internal threshold concentration (ITC) voor subletale effecten. Deze begrippen zijn de 'interne tegenhangers' van bijvoorbeeld de LC₅₀ en de EC₅₀.

Letal body concentrations kunnen worden geschat uit experimenten waarin de toename van mortaliteit wordt geobserveerd aan de hand van de blootstellingsduur in relatie tot de concentratie van de stof in de bodem. LBCs voor cadmium zijn geschat voor verschillende vertegenwoordigers van de invertebraten uit de bodem. Uit dit onderzoek bleek dat er grote verschillen in LBC's bestaan tussen verschillende soorten bodemorganismen. Er bleken geen overeenkomsten te zijn tussen taxonomisch overeenkomende soorten (Van Straalen, 1996).

Van Straalen (1996) geeft aan dat het belangrijk is dat er meer data worden verzameld om de LBC voor meer bodemorganismen te kunnen inschatten. Daarnaast stelt hij dat deze benadering verder zou moeten worden ontwikkeld om interne grenswaarden ook voor subletale eindpunten als groei en reproductie te gebruiken, die een hogere ecologische relevantie hebben.

Op basis van inzicht in de interne concentratie – effect relaties is het mogelijk stoffen te groeperen naar werkingsmechanisme. Escher en Hermens (2002) onderscheiden hiertoe 10 belangrijke werkingsmechanismen. Op basis van relaties tussen structuurovereenkomsten van stoffen en overeenkomstige werkingsmechanismen kunnen voorspellingen worden gedaan over de ecotoxiciteit van bijvoorbeeld stoffen waarvoor weinig toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. Voorbeelden van onderzoeken waar dit idee is toegepast zijn Di Toro (2000), Escher en Hermens (2002) en Hendriks (2005). De TCB heeft eerder, in een ander kader, voorgesteld om gebruik te maken van dergelijke classificatiesystemen van werkingsmechanismen²³.

Om de beschikbare informatie over interne gehalten te ontsluiten voor normstellingsdoeleinden is het van belang dat geschikte databases voorhanden zijn. Volgens McCarty *et al.* (in prep.) worden dergelijke databases momenteel ontwikkeld. Een bestaande database is de *Environmental Residue Effects Database, ERED*, <http://el.erd.c.usace.army.mil/ered>. De data hierin betreffen voor een belangrijk deel *whole body residues* gerelateerd aan effecten, vooral met betrekking tot laboratorium studies met individuele stoffen ten aanzien van overleving, sterfte en groei. Echter omdat deze database met een ander doel is opgezet, bevat deze weinig informatie over subletale effecten, veldeffecten en effecten van mengseltoxiciteit. De werkgroep vindt het belangrijk dat dergelijke databases verder worden ontwikkeld en dat de inzichten over de relaties tussen structuur en werkingsmechanisme

²³ TCB, 2007. Advies Combinatietoxicologie voor de mens in Sanscrit. TCB S72(2007).

op basis interne gehalten zoveel als mogelijk worden gebruikt bij de onderbouwing van bodemnormen voor verontreinigingen.

2.7 KWETSBAARHEIDSANALYSE

De methode van de ecologische kwetsbaarheidsanalyse geeft inzicht in het deel van de levensgemeenschap waar effecten te verwachten zijn (Faber *et al.*, 2004; De Lange *et al.*, 2007). Een beschrijving wordt gegeven in bijlage 13. Het is onwaarschijnlijk dat de kwetsbaarheidsanalyse een kwantitatieve rol in de normstelling zal gaan spelen. Wel kan voor een bepaald milieu, bijvoorbeeld een stadsmilieu of een landbouwgebied, aangegeven worden welke van de daarin voorkomende soorten relatief kwetsbaar zijn voor een bepaald type verontreiniging. De methode vergt daarvoor nog wel verdere uitwerking. Op dit moment is de methode vooral uitgewerkt voor de kwetsbaarheid van fauna (doelsoorten) uit het natuurbeleid.

2.8 ECOSYSTEEDIENSTEN

Ecosysteemdiensten zijn eigenschappen of processen binnen het ecosysteem, die van nut zijn voor de mens. Voorbeelden zijn natuurlijke bodemvruchtbaarheid, adaptatie en veerkracht bij verstoring en verandering van landgebruik en ziekte- en plaagwering²⁴.

Elk denkbaar landgebruik maakt wel gebruik van een of meerdere specifieke diensten van het bodemecosysteem. Deze diensten kan de bodem alleen maar leveren wanneer daarvoor relevante fysische, chemische en biologische processen hun beloop krijgen en het daarbij betrokken bodemleven voldoende functioneert. De relevante bodemprocessen en daaraan gerelateerde aspecten van het bodemleven kunnen daarom gezien worden als 'ecologische randvoorwaarden' voor een bepaalde dienst van het bodemecosysteem (Faber, 1997). In principe valt elke dienst te ontleden in zulke randvoorwaarden, die op zich dan weer verder kunnen worden uitgewerkt tot 'indicatoren' ofwel meetbare onderdelen of eigenschappen van het ecosysteem (Faber *et al.*, 2006a en 2006b).

Het is denkbaar om deze benadering door te trekken naar de onderbouwing van normstelling voor chemische aspecten van bodemkwaliteit, waarbij dan het landgebruik leidend is. Daartoe zou ecotoxicologische informatie moeten worden verzameld met betrekking tot de indicatoren van de ecologische randvoorwaarden. Voor zover indicatoren gevoelig zijn voor contaminanten, kan men de betreffende toxicologische gegevens gebruiken voor de afleiding van gebruikgerichte bodemkwaliteitseisen.

²⁴ Ecosysteemdiensten zijn onder andere benoemd in het Advies duurzamer bodemgebruik op ecologische grondslag (TCB, 2003) en de rapportage van de *Millennium Ecosystem Assessment* (2005).

Ecosysteemdiensten zijn ook het uitgangspunt voor de referenties voor biologische bodemkwaliteit die momenteel door het RIVM worden afgeleid (Rutgers *et al.* 2005, 2007). Bij de verdere uitwerking van indicatoren kan de hier opgedane kennis worden gebruikt.

In het kader van het 7^e Kaderprogramma *Integrated Project 'NoMiracle'* is de benadering uitgewerkt voor verschillende ecosysteemdiensten. Per dienst werden ecologische randvoorwaarden geïdentificeerd, en werden bijbehorende indicatoren benoemd (Faber *et al.*, 2006a; Van Wensem & Faber, 2007). Van deze indicatoren werden gegevens verzameld over ecotoxicologische gevoeligheid voor een beperkt aantal stoffen (Faber *et al.*, 2006b). Deze ecotoxiciteitsgegevens kunnen worden geïntegreerd tot kwaliteitsnormen per type landgebruik ter onderbouwing van een gebruiksgerichte normstelling.

De werkgroep vindt het concept van de ecologische diensten perspectiefrijk, het kan op termijn een uitgangspunt zijn bij functiegerichte normstelling. Het concept sluit aan bij het huidige bodembeleid waarbij bodemgebruiksfuncties centraal staan en geeft bovendien de mogelijkheid om de bodemkwaliteit vanuit een bredere invalshoek dan alleen de chemische te benaderen, door ook gebruik te maken van biologische en fysische indicatoren.

2.9 MESOCOSM STUDIES

Mesocosms zijn modelecosystemen, dat wil zeggen experimentele systemen die een deel van het natuurlijk ecosysteem nabootsen. Mesocosm studies ondervangen veel van de kritiek die mogelijk is op de huidige ecologische onderbouwing van de bodemnormen gebaseerd op de PAF-benadering. De ecologische relevantie van mesocosms is groter en het gecombineerde effect van stoffen kan in beschouwing worden genomen. Ook sluiten mesocosm studies potentieel aan bij het concept van ecosysteemdiensten. Er ontbreekt echter nog een kwantitatieve methode om de ecologisch relevante effectgrenzen te extrapoleren tot een risicogrens ten behoeve van normstelling.

Het gebruik van mesocosms heeft in potentie een betere aansluiting met het concept ecosysteemdiensten dan risicobeoordeling op basis van standaard ecotoxiciteitstoetsen met één soort. Voor gebruiksgerichte risicobeoordeling en normstelling liggen hier goede mogelijkheden. In het toelatingsbeleid voor bestrijdingsmiddelen wordt deze benadering bediscussieerd als nieuw onderdeel voor de inschatting van veldeffecten.

2.10 INVOERINGSTERMIJNEN

De in de voorgaande paragrafen besproken methoden en benaderingen zijn deels op korte termijn (≤ 3 jaar) en deels op langere termijn (> 3 jaar) inpasbaar in de beoordelingskaders voor

bodemsanering en bodembeheer. In tabel 1 is een indicatie gegeven voor de termijn van invoeren of verbeteren van de methoden.

Tabel 1. Geschiktheid van een aantal nieuwe benaderingen of verbeteringen voor verschillende soorten van beoordeling en de geschatte termijn waarop deze kunnen worden ingevoerd/toegepast.

Soort beoordeling		Kader	Termijn invoeren methode of verbetering	
			Nu (of ≤ 3 jaar)	3 – 10 jaar
Norm-toetsing	Generieke bodemnormen (bv. maximale waarden, interventiewaarden)	Wbb, Bbk	- Combinatietoxiciteit (TU-benadering bij enkele stofgroepen)	
	Lokale bodemnormen (ook: risicotoolbox)	Bbk	- Combinatietoxiciteit (TU-benadering bij enkele stofgroepen)	- Ecosysteemdiensten
Risico-beoordeling	Standaard risicobeoordeling (bv. Saneringscriterium stap 2)	Wbb	- Combinatietoxiciteit (ms-PAF ten behoeve van prioritering)	- Ecosysteemdiensten
	Locatiespecifieke risicobeoordeling (bv. saneringscriterium stap 3)	Wbb	- Meten biobeschikbare fracties organische verbindingen met Tenax of SPME	- Combinatietoxiciteit (wellicht ms-PAF) - Ecosysteemdiensten - verbetering doorvergiftiging (DI-benadering en FSD benadering op basis van meer voedselketens) - Kwetsbaarheidsanalyse - Interne gehalten - Biotic Ligand Model

3 DE TOEPASSINGSPRAKTIJK

3.1 INLEIDING

In het vorige hoofdstuk zijn verschillende methodische aspecten van de bodemnormstelling behandeld. Hierbij is primair gekeken naar de stand van kennis. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de toepassingspraktijk van ecologisch onderbouwde bodemnormen en ecologische risicobeoordeling en wordt afgewogen wat de praktische consequenties zijn van introductie van een aantal methodische wijzigingen die zijn besproken in hoofdstuk 2. De bespreking richt zich hierbij op de aspecten combinatietoxiciteit en beschikbaarheid. Voor deze aspecten zijn recent nieuwe methoden in de beoordelingskaders voor landbodemonverontreiniging geïntroduceerd of is de wetenschappelijke stand van kennis zodanig dat methoden op korte termijn geïntroduceerd zouden kunnen worden. Voor de andere in hoofdstuk 2 beschreven methoden en invalshoeken is een langere termijn voor mogelijke introductie ingeschat (zie tabel 1). Deze onderwerpen worden in dit hoofdstuk niet verder besproken.

Per toepassingsgebied wordt beschreven hoe het normstellingskader is ingericht en in hoeverre de introductie van methodische aanpassingen ten aanzien van biobeschikbaarheid of combinatietoxiciteit leidt tot een verbetering van de normstelling.

Tabel 2 geeft een overzicht van de bestaande normstellingskaders (generiek, gebiedsspecifiek en locatiespecifiek) per toepassingsgebied. Naast ecologische risico's hebben deze normen en instrumenten ook betrekking op landbouwrisico's, humane risico's en (in het kader van sanering) op het risico van het verspreiden van verontreinigd grondwater.

De technisch-inhoudelijke onderbouwing van deze normen en beoordelingsinstrumenten is beschreven in Dirven-Van Breemen *et al.* (2007), Mesman *et al.* (2007) en Posthuma *et al.* (2006). De beleidsmatige keuzes die zijn gemaakt bij de vaststelling van de normen zijn beschreven in de eindrapportage van de werkgroep Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling (NOBO; Wezenbeek, 2008). De toepassing van de genoemde normen en instrumenten is vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit (en de bijbehorende regeling) en de Circulaire bodemsanering.

Tabel 2. Volledig of gedeeltelijk ecologisch onderbouwde normen en beoordelingsinstrumenten voor landbodemverontreiniging op generiek, gebiedsspecifiek en locatiespecifiek niveau.

Toepassingskader:	Generieke normen	Gebiedsspecifieke normen	Locatiespecifieke beoordeling
Grondverzet en bodemkwaliteitskaarten (§ 3.2)	Generieke maximale waarden	Lokale maximale waarden (Risicotoolbox)	-
Verspreiden van bagger op het land (§ 3.3)	Toetsingswaarde (op basis van toxische druk)	-	-
Saneren en beheer van verontreinigde bodems (§ 3.4)	Sanscrit stap 1 (interventiewaarden)	-	Sanscrit stap 2 (eenvoudig model met oppervlaktecriterium) Sanscrit stap 3 (ecologie: Triade)

3.2. GRONDVERZET (GROND EN BAGGER)

Grondverzet, hoeveelheden

Van de hoeveelheid grond die jaarlijks wordt toegepast als bodem bestaat nog geen goed beeld. Een ruwe schatting ligt in de ordegrootte van 3 miljoen m³²⁵. Hier komt nog circa 0,9 miljoen m³ bagger bij (in-situ, periode 2002 – 2005²⁶). Het gaat hierbij om de directe toepassing als bodem en niet om bijvoorbeeld hergebruiksgrond via grondbanken of toepassing als ophoogmateriaal en in civieltechnische werken (deze hoeveelheden zijn beduidend hoger). Het genoemde getal voor grond kent een grote mate van onzekerheid vanwege de (destijds) niet-verplichte registratie en het deels ontbreken van toezicht.

²⁵ Schatting op basis van gegevens genoemd in het TCB advies bodemkwaliteitskaarten met betrekking tot de secundaire grondstromen exclusief bagger welke niet via grondbanken worden verwerkt; deze stroom wordt geschat op ruim 5 Mton ofwel 3 Mm³ (TCB, 2007); dit getal ligt in dezelfde ordegrootte als een ruwe schatting van de toepassing van hergebruiksgrond via loonwerkers, veelal als bodem in het landelijk gebied, van 5 – 10 Mton (correspondeert met 2,5 – 5 Mm³; zacht getal; bron: M. Gadella, Bodem+).

²⁶ Bagger met bestemming direct toepassen. De hoeveelheid in 2006 was hoger (circa 2,5 Mm³) door aanlegprojecten van vooral Rijkswaterstaat (AKWA, 2008).

Knelpunten en oplossingen

De eerdere regeling voor het toepassen van grond was de Vrijstellingsregeling grondverzet (Staatscourant 1999, nr. 180). Deze regeling werd in het algemeen als te streng ervaren en gaf te weinig afzetruimte voor grond en bagger. Met het nieuwe Besluit bodemkwaliteit is vooral aan dit laatste tegemoet gekomen en aan de behoefte aan meer ruimte voor een gebiedsgerichte invulling. Dit laatste is in lijn met de Beleidsbrief bodem (VROM, 2003) en de decentralisatie van verantwoordelijkheden. De normen uit het nieuwe Besluit bodemkwaliteit sluiten, ook in lijn met de Beleidsbrief, beter aan bij de gebruiksfuncties van de bodem. Het Besluit is voor de landbodem van kracht sinds 1 juli 2008.

Het nieuwe normstellingskader

Generiek

Voor grondverzet zijn in het Besluit bodemkwaliteit normen vastgesteld, de generieke (landelijke) maximale waarden. De maximale waarden geven voor iedere genormeerde stof de bovengrens aan van de kwaliteit die nodig is om de bodem *blijvend* geschikt te houden voor de functie die de bodem heeft. Hierbij is uitgegaan van bescherming van de mens; bescherming van de landbouwproductie en bescherming van het ecosysteem. Als ondergrens geldt de achtergrondwaarde, waaronder vrij grond- en baggerverzet is toegestaan. Met betrekking tot de bescherming van het ecosysteem zijn drie niveaus gehanteerd (Wezenbeek, 2007):

1. Veel/hoge ecologische waarde, hoge bescherming
2. Weinig/lage ecologische waarde, matige bescherming
3. Gemiddelde ecologische waarde, gemiddelde bescherming

Voor de onderbouwing van de generieke maximale waarden is, voor wat betreft de ecologische risico's, per bodemfunctie gekozen voor één van deze drie beschermingsniveaus. Vervolgens zijn de achtergrondwaarde (meest strenge niveau), de HC50 (minst strenge niveau)²⁷ en de middenwaarde (geometrisch gemiddelde waarde van HC5 en HC50) gebruikt voor de afleiding van de normwaarden. Bovendien is per bodemfunctie gekozen voor het al dan niet extra beschermen van het ecosysteem voor de risico's van doorvergiftiging. In tabel 3 is voor een aantal stoffen en stofgroepen de onderbouwing van de maximale waarden samengevat. Voor deze stoffen (het standaardpakket voor bodemonderzoek, SIKB, NEN, Bodem+, 2008) is de bescherming van het

²⁷ De term beschermingsniveau in relatie tot de HC50 is naar de mening van de werkgroep niet passend. De HC50 is immers een risicogrens waarbij theoretisch 50% van de aanwezige soorten schade ondervindt en waarbij effecten in het veld te verwachten zijn. Ook door de TCB is eerder commentaar gegeven op de term beschermingsniveau in relatie tot de HC50 (TCB, 2002).

ecosysteem in de meeste gevallen bepalend voor de hoogte van de norm. De normaafleiding is beschreven in Dirven-Van Breemen (2007). De beleidsmatige keuzes zijn beschreven in Wezenbeek (2008).

Tabel 3. Onderbouwing van de generieke maximale waarden voor de stoffen uit het standaardpakket bodemonderzoek (SIKB, NEN, Bodem+, 2008). Gegevens gebaseerd op Dirven-Van Breemen, 2007 en Wezenbeek, 2008.

Stof of stofgroep	Maximale waarde wonen	Maximale waarde industrie
	Bepalend aspect voor de getalswaarde van de norm: h = humane risico's e = ecologische risico's dv = doorvergiftiging a = achtergrondwaarde (beleidsmatige keuze)	Bepalend aspect voor de getalswaarde van de norm: e = ecosysteem dv = doorvergiftiging s = samenstellingswaarde niet schone grond (SW2) (beleidsmatige keuze)
Barium	e	e
Cadmium	e (dv)	e (dv)
Kobalt	e	e
Koper	e	e *
Kwik anorganisch	e (dv)	e (dv)
Lood	e (dv)	e (dv) **
Molybdeen	e	e
Nikkel	e	e
Zink	e	e *
Som PCB ***	a	s
Som PAK ****	h	e
Minerale olie	a	s

* (oude) interventiewaarde (gebaseerd op Denneman en Van Gestel, 1990); beleidsmatige keuze

** (oude) interventiewaarde (gebaseerd op Denneman en Van Gestel, 1990); beleidsmatige keuze; de oude interventiewaarde komt echter nagenoeg overeen met de nieuw afgeleide HC50 en de HC50-doorvergiftiging

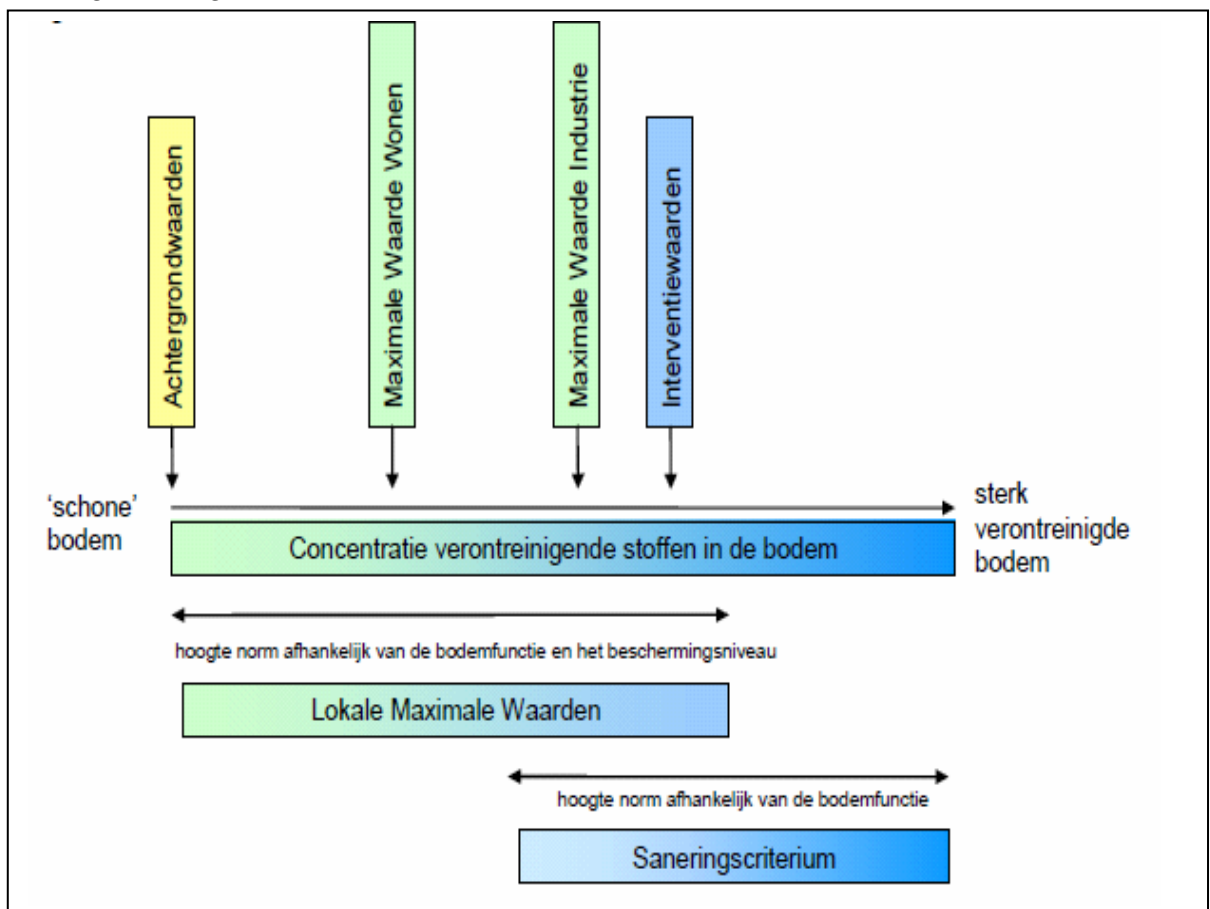
*** Som PCB: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, BCB 138, PCB 153, PCB 180

**** Som PAK: naftaleen, fenantreen, antraceen, fluorantreen, chryseen, benzo(a)antraceen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, benzo(ghi)peryleen

Lokaal

De decentrale overheden, meestal gemeenten, zijn bevoegd om in plaats van de generieke maximale waarden, lokale maximale waarden af te leiden (met de Risicotoolbox). De lokale maximale waarden kunnen strenger of soepeler zijn dan de normen die op grond van het landelijke kader zouden gelden. Het bevoegde gezag (gemeenteraad) mag zelf voor één of meer stoffen normen vaststellen, die beter aansluiten bij de lokaal gewenste bodemkwaliteit en het daadwerkelijke gebruik van de bodem dan de maximale waarden van het generieke kader. De absolute bovengrens van de lokale maximale waarden wordt gevormd door het saneringscriterium (Sanscrit). Dat wil zeggen dat in principe lokale maximale waarden hoger mogen zijn dan de interventiewaarde, mits onderbouwd. Een verdere toelichting op de Risicotoolbox is opgenomen in bijlage 14. De werking van Sanscrit is voor de ecologische risicobeoordeling toegelicht in paragraaf 3.4 (sanering en beheer).

De relatie tussen bodemconcentraties en bodemnormen volgens het Besluit bodemkwaliteit is samengevat in figuur 1.



Figuur 1: Relatie tussen bodemconcentraties en bodemnormen. Overgenomen uit: Wezenbeek, 2007.

Is introductie van beschikbaarheid in de normen een verbetering?

De normen voor het toepassen van grond en bagger in het Besluit bodemkwaliteit hebben betrekking op totaalconcentraties in grond. Bij het vaststellen van lokale maximale waarden wordt in het standaard instrumentarium om deze waarden vast te stellen (de Risicotoolbox) nog geen mogelijkheid gegeven om te corrigeren voor de beschikbaarheid van een stof voor het bodemecosysteem.

Binnen de projectgroep NOBO²⁸ bestaat de uitdrukkelijke wens om voor bodemnormen in de toekomst meer uit te gaan van beschikbare concentraties. Er is echter volgens NOBO binnen de wetenschappelijke wereld nog onvoldoende consensus over hoe de meetresultaten van beschikbare concentraties moeten worden beoordeeld. Bovendien is er op dit moment ook geen overeenstemming over een generiek toepasbare meetmethode voor beschikbaarheid en daarnaast is er discussie over de bruikbaarheid van een norm gebaseerd op het beschikbare gehalte bij wijzigende omstandigheden. Hiermee wordt bedoeld dat onduidelijk is of het beschikbare gehalte verandert bij grondverzet en bij gewijzigd bodembeheer.

De werkgroep sluit zich aan bij de opvatting dat de beschikbaarheid van verontreinigingen voor het bodemecosysteem onder dynamische omstandigheden zoals bij grondverzet voor de lokale omstandigheden te onzeker is om algemene wijzigingen door te voeren in normstelling en meetwijze in het generieke kader en de Risicotoolbox. Wanneer het beoordelingskader in bepaalde praktijksituaties als te streng wordt ervaren en vermoed wordt dat de normen soepeler gesteld zouden mogen worden op grond van een geringe biobeschikbaarheid, dan is voor de onderbouwing hiervan gedetailleerd onderzoek nodig, waarbij processen in de tijd worden gevolgd. Bij dit gedetailleerde onderzoek kunnen de in hoofdstuk 2 genoemde technieken worden ingezet. Wel zou voor metalen bij het vaststellen van lokale maximale waarden uitgegaan kunnen worden van het geobeschikbare gehalte van de metalen in de bodem in plaats van totaalgehalten, waardoor de inerte (ook op de lange termijn niet mobiliseerbare) fractie niet wordt meegewogen.

Is introductie van combinatietoxiciteit in de normen een verbetering?

In het Besluit bodemkwaliteit wordt bij de normstelling voor het toepassen van grond en bagger geen rekening gehouden met combinatietoxiciteit. De argumentatie hiervoor is dat er geen algemeen geaccepteerde methode is voor het beoordelen van risico's. Bovendien is er beleidsmatig bezwaar tegen het uitsluitend baseren van de beoordeling van de kwaliteit op de aanwezige mengsels van stoffen, omdat dit betekent dat er dan geen normen meer per stof kunnen worden vastgesteld. In de Risicotoolbox is een optie verwerkt om voor de lokale bodemkwaliteit inzicht te krijgen in de ecologische risico's van het mengsel waarvoor lokale maximale waarden zijn vastgesteld. De Risicotoolbox maakt hiervoor gebruik van de ms-PAF-benadering (bijlage 15). Deze

²⁸ Projectgroep Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling heeft in 2005 en 2006 gewerkt aan beleidsmatige keuze's voor de risico-onderbouwing van bodemnormen voor het bodembeheer

optie is vooral bedoeld om verschillende sets van lokale maximale waarden met elkaar te vergelijken. In deze methode worden de totaalgehalten in bodem eerst omgerekend in gehalten in poriewater en vervolgens vindt toetsing plaats van de gehalten in poriewater aan SSDs per stof voor aquatische organismen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van dezelfde SSDs als bij de beoordeling van de verspreiding van bagger op het land (zie par. 3.3). Er worden dus meer ‘nieuwe’ elementen in de beoordeling geïntroduceerd dan alleen de bepaling van de combinatietoxiciteit met ms-PAF. Een aantal van deze elementen zijn weergegeven in tabel 4.

Tabel 4. Huidige toepassingen van de ms-PAF-benadering voor combinatietoxiciteit. Verschillen in methodische keuzes.

Toepassingsgebied:	Methodische keuzes per toepassing van ms-PAF		
	Additionele beoordeling bij grondverzet (optie in de risicotoolbox)	Toets verspreiden bagger	Beoordeling spoed sanering (stap 2 in Sanscrit)
Compartiment	bodem	Bagger	bodem
Omrekening van totaalgehalte in bodem naar gehalte in poriewater	Ja*	Ja*	nee
Gebruikte soortgevoelighedsverdelingen	Aquatische organismen	Aquatische organismen	Terrestrische organismen
Aard toxiciteitsgegevens	Chronisch (NOEC)	Chronisch (NOEC)	Acuut (LC50, EC50)
Betrokken deel van verontreinigingen	Alle stoffen	Alle stoffen Aparte beoordeling van metalen en organische verbindingen	Alleen stoffen in concentraties boven de middenwaarde

* voor organische verbindingen op basis van evenwichtspartitie en voor metalen op basis van transferfuncties geldig voor de landbodem

De werkgroep stelt zich op het standpunt dat in normstelling in principe rekening gehouden zou moeten worden met combinatietoxiciteit, zo mogelijk zowel in de generieke normstelling als in locatiespecifieke beoordelingen. Combinatietoxiciteit kan aanleiding geven tot een situatie waarin effectgrenzen worden overschreden zonder dat individuele stofnormen worden overschreden. De ms-PAF-benadering is een manier om rekening te houden met combinatietoxiciteit.

De werkgroep is echter kritisch over de introductie van de ms-PAF-benadering waar het gaat om de inschatting van ecologische risico's en uitspraken in relatie tot het behalen van ecologische beschermdoelen. De benadering is daar nog niet voor geschikt omdat de ecologische betekenis van

de ms-PAF vooralsnog niet is vastgesteld. Wanneer beter zicht bestaat op de relatie tussen ms-PAF en effecten in het veld, zou de ms-PAF-benadering onderdeel kunnen uitmaken van de locatiespecifieke risicobeoordeling en als additionele beoordeling in situaties van grondverzet.

Zicht op de consequenties

De keuzes en de knelpunten die worden ondervonden bij uitvoering van het nieuwe beleid worden gemonitord door Bodem+. Daarmee zal ook duidelijk worden in hoeverre er behoefte bestaat (of in de toekomst zal ontstaan) aan argumentatie voor het vaststellen van normen in het gebiedsspecifieke kader. Naarmate deze behoefte groter is zullen de in dit rapport beschreven methoden naar verwachting ook van groter belang zijn voor de praktijk van het grondverzet.

Het is te verwachten dat in de praktijk regelmatig situaties zullen voorkomen waarbij de lokale achtergrondwaarden in conflict zijn met een voorgenomen functie, als gevolg van een met de Risicotoolbox berekend ecologisch risico. Uit reacties die Bodem+ verneemt van de lokale bevoegde gezagen blijkt dat er weinig draagvlak bestaat om in dergelijke gevallen te kiezen voor aanvullend onderzoek ofwel dat weinig zicht is op wat een eventueel geconstateerd ecologisch risico betekent en hoe hiermee omgegaan zou kunnen worden. De berekende risicoscores worden, vooral in stedelijk gebied, als te streng ervaren en de berekende effecten op het bodemecosysteem worden in het algemeen niet als een relevant probleem gezien ²⁹.

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat inpassing van biobeschikbare concentraties nog niet gewenst is in het generieke beoordelingskader voor grondverzet, vanwege de nog te grote onbekendheid met veranderingen in beschikbaarheid onder dynamische omstandigheden. Wel zou voor de afleiding van lokale maximale waarden rekening gehouden kunnen worden met het geobeschikbare gehalte van metalen. Wanneer het onderzoek zich richt op de locatiespecifieke omstandigheden, dan zijn de in hoofdstuk 2 genoemde methoden voor het meten van beschikbaarheid (als indicatie voor biobeschikbaarheid) goed bruikbaar. De consequenties voor de mogelijkheden van grondverzet door het meewegen van beschikbaarheid en biobeschikbaarheid in aanvullend (locatiespecifiek) onderzoek in het gebiedsgerichte kader zijn nog moeilijk in te schatten, omdat nog geen zicht is op de mate waarin van het gebiedsgerichte kader gebruik zal worden gemaakt.

Het meewegen van combinatietoxiciteit bij de beoordeling van de bodemkwaliteit in grondverzet is in principe een verbetering van de methodiek. De ms-PAF-benadering is echter nog onvoldoende gevalideerd aan veldgegevens om te gebruiken in de beoordeling. Momenteel liggen andere

²⁹ T. Honders, Bodem+, mond. med.; gebaseerd op ervaringen bij het geven van de cursus samenhangend instrumentarium bodembeheer aan vertegenwoordigers van lokale bevoegde gezagen in 2007 en 2008 (RIVM, Bodem+).

methoden (bijvoorbeeld de TU-benadering toegepast op specifieke stofgroepen) meer voor de hand.

3.3 VERSPREIDEN VAN BAGGERSPECIE OVER AANGRENZENDE PERCELEN

Verspreiden van bagger, knelpunten en oplossingen

Er is sprake van een achterstand in de baggerwerkzaamheden, die wordt geraamd op 107 miljoen m³ in-situ waterbodems, waarvan 57 miljoen onderhoudsspecie en 50 miljoen saneringsspecie (peiljaar 2004). De jaarlijkse aanwas bedraagt 9,3 miljoen m³ (AKWA, 2008). Met de gangbare snelheid van baggeren (zoals gemeten over de periode 2002 – 2005)³⁰ wordt de achterstand niet ingehaald. In het kabinetsstandpunt waterbodems (2005) wordt gesteld dat baggeren geen doel op zich is, maar dat wordt gebaggerd omdat het een bijdrage levert aan diverse doelstellingen voor het water- en bodemsysteem (zoals de KRW). Er worden doelstellingen genoemd voor een aanzienlijke verhoging van het baggertempo. De extra opgave heeft een omvang van 3,5 miljoen m³ per jaar, plus een inhaalslag van 100 miljoen m³.

In deze context moet ook de behoefte aan grotere afzetmogelijkheden voor bagger worden gezien. De verwachting is dat de hoeveelheid op land verspreide bagger met de nieuwe regelgeving in het Besluit bodemkwaliteit ongeveer gelijk zal blijven aan de hoeveelheid onder het oude regime. Deze hoeveelheid bedraagt ongeveer 2,5 miljoen m³ per jaar (AKWA, 2008). Wel wordt een toename verwacht van de toepassing van bagger in grote bodemtoepassingen en in gebiedsspecifiek beleid. De regels in het Besluit voor het verspreiden van bagger op het land zijn van kracht sinds 1 juli 2008.

Klassegrenzen en ms-PAF-methode

Sinds begin negentiger jaren van de vorige eeuw is voor de omgang met verontreinigde baggerspecie een classificatiesysteem van toepassing, waarbij 5 kwaliteitsklassen worden onderscheiden. Deze variëren van klasse 0 (schoon, gehalten lager dan de streefwaarde) tot klasse 4 (ernstig verontreinigd, gehalten hoger dan de interventiewaarde). In 1993 is het Besluit Vrijstellingen stortverbod buiten inrichtingen van kracht geworden³¹, waardoor naast de schone klasse 0 onderhoudsspecie ook klasse 1 en klasse 2 specie onder voorwaarden verspreid mogen worden. Klasse 1 specie mag sindsdien op het aangrenzende perceel verspreid worden, klasse 2 op het aangrenzende perceel binnen 20 meter van de watergang. Landeigenaren zijn verplicht baggerspecie uit klasse 0, 1 of 2 op hun land te ontvangen. Klasse 3 en 4 baggerspecie dient te

³⁰ Jaarlijks 8 – 9 miljoen m³ in-situ over de periode 2002 – 2005; ca. 12 miljoen m³ in-situ in 2006 (AKWA, 2008)

³¹ Besluit van 30 september 1999, tot wijziging van het Besluit vrijstellingen stortverbod buiten inrichtingen (Staatsblad nr. 427).

worden afgevoerd voor reiniging of tijdelijke dan wel definitieve opslag (storten in depot). Het betrof een tijdelijke vrijstelling, vanuit de gedachte dat op termijn de kwaliteit van het oppervlaktewater zou verbeteren en de baggerspecie schoner zou worden.

Deze oude klassegrenzen zijn vervallen in het nieuwe beleid. De toetsingswaarde markeerde de grens tussen klasse 2 en klasse 3 specie en gaf daarmee het gehalte van een stof aan waarboven geen verspreiding op het aangrenzend perceel mocht plaatsvinden. De toetsingswaarde was gebaseerd op veel voorkomende gehalten en niet op risico's. Een belangrijke reden om deze toetsingswaarde aan te passen is de behoefte aan een betere risico-onderbouwing.

Ter vervanging van de toetsingswaarde voor het verspreiden van bagger op het land zijn de volgende beleidsmatige randvoorwaarden geformuleerd (Osté *et al.*, 2008):

- De regeling voor verspreiding op het aangrenzende perceel is gekoppeld aan de ontvangstplicht.
- De onderbouwing van het verspreidingsbeleid moet meer op risico's gebaseerd zijn dan nu.
- Landelijk dient tenminste evenveel verspreiding plaats te kunnen vinden als onder het bestaande beleid.
- De consequenties / effecten van een nieuw verspreidingsbeleid moeten vooraf duidelijk zijn.
- Voor verspreiden op het aangrenzende perceel hoeft geen kwaliteitsmeting in de ontvangende bodem plaats te vinden.
- De generieke regeling geldt niet in de omgeving van puntbronnen.
- Oestrogenen, nutriënten en geneesmiddelen worden niet opgenomen in het nieuwe toetsingskader.
- Er moet rekening worden gehouden met processen die van belang zijn bij het op land brengen van bagger, bijvoorbeeld afbraak van verontreinigingen.
- In principe zijn alle (meet)methodieken mogelijk, maar het 'generieke kader' moet uitvoerbaar zijn voor regionale beheerders.
- Afhankelijk van de gekozen systematiek wordt een implementatietraject afgesproken.

De nieuwe grens voor wel/niet verspreidbare specie geldt voor het totaal aan verontreinigingen in de bagger en is gebaseerd op toxische stress (de zgn. ms-PAF-methode, zie par. 2.3 en hierna). In het nieuwe beleid is de 20 meter grens voor verspreiding op het aangrenzende perceel vervallen. De ontvangstplicht blijft bestaan.

De nieuwe grens is op grond van praktische overwegingen vastgesteld, met gebruikmaking van de ms-PAF-methode. Het uitgangspunt hierbij was dat de hoeveelheid verspreidbare specie niet mocht afnemen. Dit is getoetst aan de hand van een landelijk databestand van

waterbodemmonsters³². Het aantal verspreidbare waterbodemmonsters uit dit bestand is bij het hanteren van de nieuwe ms-PAF-grenzen gelijk aan de hoeveelheid verspreidbare monsters volgens de voormalige toetsingswaarde.

De ms-PAF-methode die wordt toegepast bij het verspreiden van bagger op het land verenigt een aantal 'nieuwe' benaderingen. De rekenmethode is in detail beschreven in Osté *et al.* (2008). De beschikbaarheid van de verontreinigingen is verdisconteerd door (met behulp van transferfuncties die zijn afgeleid voor de landbodem) de concentraties in poriewater te berekenen vanuit totaalgehalten in de bagger. De combinatietoxiciteit is verdisconteerd door de ms-PAF te berekenen van deze berekende concentraties in poriewater. Hierbij worden aparte ms-PAF-grenzen voor metalen en organische verbindingen als norm gehanteerd:

- Voor metalen een ms-PAF van 50 procent;
- Voor organische verbindingen een ms-PAF van 20 procent.

De keuze voor twee verschillende ms-PAF-grenzen wordt in Osté *et al.* (2008) gemotiveerd vanuit de verschillende bijdragen van metalen en organische verbindingen aan een voor beide groepen gezamenlijk berekende ms-PAF-waarde. De bijdrage van metalen (met name koper en zink) is veelal het grootste. De bijdrage van organische verbindingen is meestal gering, wat tot gevolg kan hebben dat deze organische verbindingen in hoge concentraties (tot maximaal de interventiewaarde) verspreid zouden mogen worden. Door een lagere ms-PAF-waarde voor organische verbindingen wordt tegemoet gekomen aan de eis van stand-still in het Besluit bodemkwaliteit. Andere genoemde overwegingen zijn het bestaan van onzekerheden rond de risicogrenzen voor organische verbindingen, omdat het aantal beschikbare gegevens soms beperkt is, en het gegeven dat slechts een klein aantal organische contaminanten wordt gemeten terwijl talloze verbindingen bestaan die mede verantwoordelijk kunnen zijn voor effecten.

Deze normstelling wijkt dus methodisch af van de normstelling bij toepassing van grond en bagger en bij sanering en beheer. De methode is een praktische toepassing van combinatietoxiciteit en (berekening van) beschikbaarheid. De werkgroep vindt het discutabel dat gesteld wordt dat de methode een risicobenadering volgt: de ms-PAF-grenzen zijn immers primair gekozen om de hoeveelheid verspreidbare bagger gelijk te houden.

³² Het betreft een databestand van ca. 12000 meetpunten in regionale wateren (Osté *et al.*, 2008).

Is introductie van de beschreven ms-PAF-methode een verbetering?

Zoals eerder aangegeven verenigt deze methode een aantal 'nieuwe' benaderingen, elk met de eigen onzekerheden. De kracht van de methode is gelegen in het verenigen van een aantal algemeen geaccepteerde principes bij de beoordeling van combinatietoxiciteit. Hierop is in hoofdstuk 2 al ingegaan. De onzekerheden betreffen vooral de onbekendheid van de ecologische relevantie van ms-PAF en de onzekerheden die zijn geïntroduceerd door de omrekening naar poriewatergehalten en het gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens. Ook wordt een DOC correctie toegepast en een correctie voor afbraak.

De impliciete keuze die met deze methode is gemaakt is dat men geen *stand-still* principe op stofniveau handhaaft. De gehalten aan individuele stoffen kunnen immers sterk verschillen bij een gelijke ms-PAF-waarde. Hiermee wijkt de beoordelingswijze bij het opbrengen van bagger op het land fundamenteel af van de beoordeling van bodem volgens de andere regelgeving in het Besluit bodemkwaliteit, waarbij wel stofspecifieke normen worden gehanteerd.

De methode lijkt praktisch goed uitvoerbaar, met behulp van een rekeninstrument. De standaard toetsprogramma's waar onder andere de waterschappen mee werken zijn van dit instrument voorzien. De methode is echter minder eenvoudig en dus moeilijker uit te leggen dan de oorspronkelijke methode met concentratie-klassen.

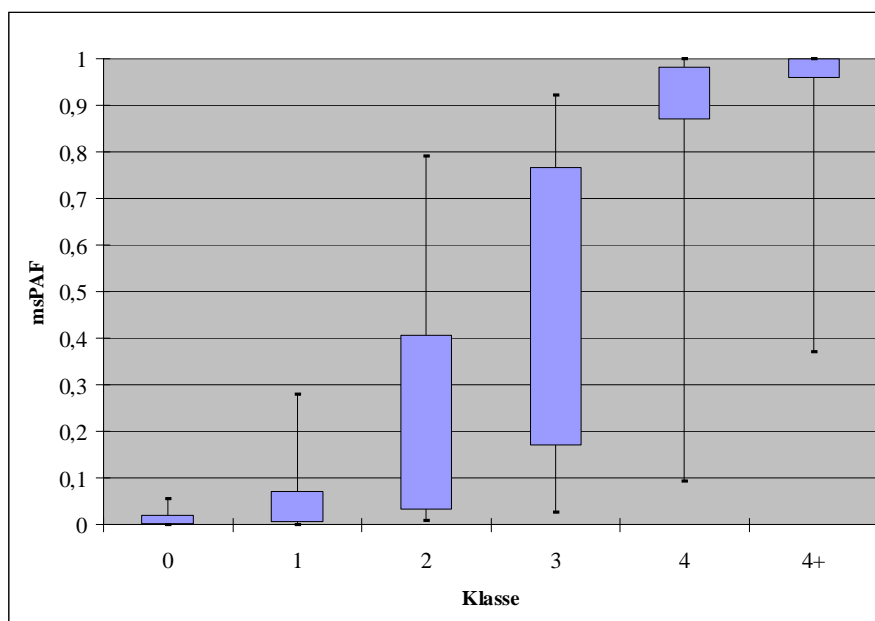
Bezien vanuit de eerdergenoemde eisen waarmee de methode is opgesteld kan deze als een verbetering worden gezien ten opzichte van de oude klassegrenzen. De onzekerheden van de methode zijn echter dusdanig dat het onduidelijk is of ook sprake is van een verbetering vanuit milieuhygiënisch perspectief.

Zicht op de consequenties

Omdat de regeling pas per 1 juli 2008 in werking is getreden zijn er nog geen praktijkervaringen. Op basis van beschikbare data van de waterbodemkwaliteit zijn wel berekeningen uitgevoerd om de consequenties van de nieuwe toetsingsmethode in te schatten.

De ms-PAF-methode is vergeleken met de oude methode (klassegrenzen) voor wat de hoeveelheden te verspreiden baggerspecie betreft. Hierbij moet opgemerkt worden dat de nieuwe 'norm' voor verspreidbaar/ niet verspreidbaar (conform de eerdergenoemde eisen) zodanig is opgesteld, dat eenzelfde hoeveelheid bagger verspreid kon blijven worden. Dat was een beleidsmatige randvoorwaarde. Op dit punt is de vergelijking dus weinig interessant. De vergelijking is echter wel interessant ten aanzien van het oordeel in individuele situaties.

In figuur 2 zijn de resultaten samengevat van een vergelijking waarbij circa 12000 bagger monsters uit regionale wateren zijn beoordeeld met zowel de nieuwe ms-PAF-methode als de oude klassegrenzen (Osté *et al.*, 2008). Uit de resultaten blijkt dat er sprake is van een grote spreiding in de resultaten van ms-PAF binnen de oorspronkelijke klassegrenzen 2 en 3. Dit duidt erop dat in individuele situaties het oordeel ‘verspreidbaar’ of ‘niet verspreidbaar’ in het nieuwe systeem vaak anders zal uitvallen dan in het oude systeem.



Figuur 2. Vergelijking van de beoordeling van de verontreinigingen van baggermonsters uit regionale wateren met twee methoden: de oude klassegrenzen (schaling verontreiniging in klasse 0 tot en met 4) en de ms-PAF-methode (schaling toxische druk van de verontreiniging in ms-PAF van 0 tot 1). Spreiding ms-PAF-resultaten bij een landbodem-pH van 5.5 (bovenkant staafjes = P95 van de gebruikte meetgegevens per klasse, bovenkant box = P75, onderkant box=P25, onderkant staafjes=P5). Aantal beoordeelde monsters: 12000 (figuur overgenomen uit: Osté *et al.*, 2008).

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat de geïntroduceerde ms-PAF-methode bij de beoordeling van de verspreiding van bagger op het land weliswaar een maat is voor toxische druk, maar dat geen zicht bestaat op de ecologische betekenis van deze maat. Er heeft nog nauwelijks validatie plaatsgevonden van de relatie tussen de ms-PAF en effecten in het veld. De werkgroep acht het van belang dat deze validatie wordt uitgevoerd. De introductie van de methode zal naar verwachting niet leiden tot een significante verandering van de totale hoeveelheid te verspreiden bagger op land ten opzichte van de beoordelingswijze in voorgaande jaren, maar kan in individuele gevallen wel tot andere beoordelingen leiden.

Processen in de tijd na opbrengen van bagger

Bij de rijping van bagger vinden er fysische en chemische veranderingen plaats. De bagger droogt in, er ontstaan krimp-scheuren en lucht treedt naar binnen. Aeroob levende bacterien krijgen een kans om zich te ontwikkelen en zullen organische stof afbreken. De bagger in de veenpolders is zeer rijk aan organische stof. Bij deze afbraak kunnen ook organische verontreinigende stoffen mee worden afgebroken, zoals olie (indien aanwezig) en PAKs. Zware metalen zullen door afbraak van organische stof in concentratie toenemen. Sulfide wordt omgezet in sulfaat. Dit gaat gepaard met de productie van zwavelzuur. Dit kan leiden tot een pH daling, tenzij er voldoende zuur-neutraliserende bestanddelen in de bodem aanwezig zijn. In dat geval treedt geen verzuring op, of slechts tijdelijk. Bij rijping van bagger in veenpolders doet zich een verschijnsel voor dat bekend staat als 'zomerhal'. Op de bagger ontstaat na droging een harde korst, die enigszins wit uitslaat. Mogelijk dat de kleur veroorzaakt wordt doordat het gevormde sulfaat als gips uitkristalliseert. Tenslotte kunnen in theorie de verontreinigende stoffen (zware metalen en niet afgebroken organische contaminanten) uitspoelen. Of dit werkelijk gebeurt valt te betwijfelen. In de veenpolders, waar al ca 800 jaar de bagger op de kant wordt gezet en zelfs in de veenpolders waar stadsafval, bagger en mest als toemaakmaterialen eeuwenlaag zijn toegepast, vinden we onder het toemaakdek geen aanrijking van zware metalen en PAKs.

3.4 BODEMSANERING EN BEHEER IN HET KADER VAN DE WBB

In dit hoofdstuk wordt nagegaan wat de consequenties zouden zijn van het doorvoeren van biobeschikbaarheid en combinatietoxiciteit in het beoordelingskader van sanering en beheer. De omvang van de werkvoorraad (het totaal aan verontreinigde locaties) is deels ook afhankelijk van het normstellingskader. Aanpassingen in de normstelling en in de instrumenten voor de risicobeoordeling bijvoorbeeld kunnen van invloed zijn op het aantal spoedlocaties. De in 2006 uitgebrachte Circulaire bodemsanering, waarin de regels voor bodemsanering zijn vastgelegd, is recentelijk op een aantal punten aangepast. Dit betreft onder andere de introductie van de ms-PAF-benadering in het Saneringscriterium. Hierop wordt later in dit hoofdstuk nader ingegaan. De herziene Circulaire is van kracht vanaf 1 oktober 2008.

Hoeveelheden

Het totaalvolume grond van gesaneerde locaties bedraagt jaarlijks ongeveer 2,5 miljoen m³. Het gesaneerde oppervlak ligt tussen de 2 en 3 miljoen m² (gegevens over 2005 en 2006; RIVM, 2007). Geschat wordt dat er nog sprake is van 56000 locaties met risico's bij huidig of toekomstig gebruik waarvan er circa 11000 met spoed gesaneerd dienen te worden. Het beleid is erop gericht om in 2030 de bodem overal geschikt te laten zijn voor de functies die deze ter plekke heeft. In 2015 zouden alle locaties met risico's (spoedlocaties) aangepakt moeten zijn. Dit betekent dat de bodemsaneringsoperatie met hogere snelheid uitgevoerd moet worden dan nu het geval is. De aanleiding om een locatie te saneren is meestal gekoppeld aan maatschappelijke ontwikkelingen. In 2006 was ruimtelijke dynamiek (bouwactiviteiten, herstructurering, revitalisatie en dergelijke) veruit de belangrijkste aanleiding voor het uitvoeren van bodemsaneringen. Circa 10 procent van de bodemsaneringen is uitgevoerd vanuit een risicogerichte aanpak. Dit is ook het beeld voor de toekomst. Humane risico's en verspreidingsrisico's vormen de belangrijkste risico-aanleiding voor een sanering. Ecologische risico's vormen in een beperkt aantal gevallen aanleiding tot saneringsmaatregelen. Geschat wordt dat de spoedeisendheid van een sanering in 18 procent van de gevallen verband houdt met ecologische risico's (RIVM, 2007).

Normstelling

In de procedure van de bodemsanering staat het saneringscriterium centraal³³. Met behulp van het saneringscriterium wordt voor een ernstig verontreinigde locatie vastgesteld of sprake is van een onaanvaardbaar risico, waarbij een spoedige sanering nodig zou zijn. Naast het ecologische risico worden ook het humane risico en het verspreidingsrisico beoordeeld.

De ecologische risicobeoordeling volgens het Saneringscriterium (Sanscrit) vindt stapsgewijs plaats. Nadat is vastgesteld dat sprake is van een ernstige verontreiniging (stap 1), vindt een

³³ Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd op 1 oktober 2008. Staatscourant nr. 131 van 10 juli 2008.

standaardbeoordeling van de ecologische risico's plaats op basis van de beschikbare locatiegegevens en chemische analyses (stap 2) en vervolgens kan met een Triade-onderzoek (chemie, bioassays, veldmetingen; stap 3), eventueel het oordeel van stap 2 worden aangepast.

Stap 2 was tot vóór 1 mei 2006 opgenomen in de zogenaamde Sanerings Urgentie Systematiek (SUS). De ecologische risicobeoordeling in SUS stamt uit 1995 en is met name gebaseerd op een TCB advies uit 1994³⁴. Met de inwerkingtreding van de nieuwe Circulaire bodemsanering per 1 mei 2006 was de benadering in het Saneringscriterium voor stap 2 nagenoeg gelijk aan de voormalige SUS werkwijze. Deze beoordeling van stap 2 is echter, zoals eerder aangegeven in paragraaf 2.2, recent gewijzigd ³⁵. De ms-PAF wordt nu gehanteerd als maat voor de aangetaste fractie soorten in het ecosysteem, waarbij de ms-PAF wordt berekend op basis van acute toxiciteitsgegevens van terrestrische soorten.

De beoordeling in stap 2 is nu gebaseerd op:

- de mate van overschrijding van de norm voor toxische druk (ms-PAF)
- het gebiedstype (natuur, industrie en dergelijken) en
- het oppervlak waarover de overschrijding plaatsvindt, het oppervlakcriterium.

Is introductie van combinatietoxiciteit in de normen een verbetering?

Zoals in hoofdstuk 2 aangegeven vindt de werkgroep de ms-PAF-methode in principe geschikt om locaties onderling te vergelijken ten aanzien van de toxische druk van het mengsel van verontreinigingen. Dit sluit aan bij de doelstelling van het Saneringscriterium, waarin de locaties zodanig gerangordend dienen te worden dat de meest spoedeisende in beeld komen. De werkgroep is van mening dat in deze toepassing de ms-PAF een betere toxicologische onderbouwing biedt dan de (oude) grenzen HC50 en 10 maal HC50.

Een probleem kan ontstaan bij de 'staart' van de gevoeligheidsverdeling. Bij ernstige verontreinigingen kan al gauw sprake zijn van ms-PAF-waarden > 0,99. Het onderscheidend vermogen is dan gering. Dit wordt aanzienlijk verbeterd als wordt uitgegaan van acute toxiciteitswaarden in plaats de (standaard) chronische toxiciteitswaarden. In de huidige uitwerking van het Saneringscriterium wordt daarom gebruik gemaakt van de ms-PAF-benadering gebaseerd op SSDs op basis van EC₅₀- en LC₅₀-waarden (Rutgers *et al.*, 2008). Deze keuze wordt, bij ernstige

³⁴ TCB, 1994. Advies Urgentiebepaling, inwerkingtredingscirculaire saneringsparagraaf Wet Bodembescherming. TCB A08(1994).

³⁵ Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd op 1 oktober 2008. Staatscourant nr. 131, 10 juli 2008.

gevallen van bodemverontreiniging, ondersteund door de werkgroep. Een overweging hierbij is ook dat de relatie van acute toxiciteitswaarden met veldeffecten beter gelegd kan worden dan met chronische toxiciteitswaarden. Hierdoor sluit de uitkomst van de beoordeling in stap 2 beter aan bij het beoordelingskader in stap 3 (de Triade).

Het effect van de introductie van deze methode op het aantal met spoed te saneren locaties is naar verwachting gering. De grenzen voor toxische druk zijn zodanig gekozen, dat de aantallen spoedeisende locaties min of meer gelijk blijven aan de aantallen gebaseerd op de oude risicogrenzen (Rutgers *et al.*, 2008). Ook omdat het ecologisch risico slechts in een beperkt aantal gevallen maatgevend is voor de beoordeling van spoedeisendheid van de sanering, zijn de gevolgen van de introductie van deze methode gering.

Is introductie van biobeschikbaarheid in de normen een verbetering?

In zowel stap 1 (bepaling ernst) als stap 2 (risicobeoordeling) wordt uitgegaan van totaalconcentraties. In stap 3 (de locatiespecifieke risicobeoordeling met de Triade-benadering) kan inzicht in de beschikbare fracties goed ingezet worden. De instrumenten genoemd in hoofdstuk 2 zijn hier reeds toepasbaar.

Wanneer kennis over de beschikbaarheid van verontreinigingen alleen wordt gebruikt in de locatiespecifieke risicobeoordeling, zal dit weinig invloed hebben op de omvang van totale bodemsaneringsoperatie. De winst zit dan vooral in het verbeterde locatiespecifieke oordeel en minder spoedeisende gevallen.

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat de introductie van de ms-PAF-methode in stap 2 van het Saneringscriterium een inhoudelijke verbetering is van de methode voor prioritering van ernstig verontreinigde locaties op basis van risico's. De praktische consequenties van doorvoering van deze methode op het aantal spoedlocaties is naar verwachting gering.

Het meewegen van beschikbaarheid en biobeschikbaarheid is goed mogelijk in de locatiespecifieke risicobeoordeling zoals voorzien is in stap 3 van het Saneringscriterium (volgens de zogenaamde Triade-benadering). Hier zijn de in hoofdstuk 2 genoemde technieken goed toepasbaar.

4 CONCLUSIES

Soortgevoeligheidsverdelingen

Met de PAF-benadering op basis van soortgevoeligheidsverdelingen (SSD) als basis voor de ecologische onderbouwing van de bodemnormen is een redelijke balans gevonden tussen de wetenschappelijke stand van kennis en de praktische eenvoud die nodig is voor toepassing in de normstelling. De benadering heeft ook nadelen, die vooral betrekking hebben op de beperkte ecologische betekenis. PAF-waarden (met name de HC5 en de HC50) geven blijkens de beschikbare validatiestudies een ruwe indicatie van het mogelijk optreden van effecten in het veld. Zij geven geen inzicht in de aard van de effecten in het ecosysteem.

Met betrekking tot de datasets die gebruikt worden voor onderbouwing van de normen concludeert de werkgroep dat een SSD gebaseerd op aquatische toxiciteitsgegevens die met de evenwichtpartitiemethode zijn omgerekend naar grond of sediment slechts een ruwe schatting geeft van de SSD voor terrestrische organismen. De werkgroep is daarom van mening dat voor de afleiding van bodemnormen in principe (bij voldoende gegevens) uitgegaan dient te worden van terrestrische toxiciteitsgegevens.

Bij een tekort aan chronische toxiciteitsgegevens wordt gebruik gemaakt van acute toxiciteitsgegevens die met een 'acuut-chronisch ratio' worden omgerekend naar chronische toxiciteitsgegevens. Vanwege de onzekerheden rond deze ratio's is de werkgroep van mening dat bij een tekort aan chronische toxiciteitswaarden eigenlijk aanvullende chronische toetsen uitgevoerd zouden moeten worden. Wanneer toch gebruik gemaakt wordt van acute toxiciteitswaarden, dan moet een conservatieve benadering worden gevolgd, bijvoorbeeld de factor 100. Er zou meer onderzoek moeten plaatsvinden naar (patronen in) acuut/chronisch-ratio's zodat ze in de toekomst nauwkeuriger kunnen worden vastgesteld en gebruikt.

De werkgroep heeft geconstateerd dat de ecotoxicologische basisgegevens van de huidige normstelling uitgebreid kunnen worden. Een deel van de huidige normen is gebaseerd op een beperkte set toxiciteitsdata. Ook zijn nog veel normen voor de bodem gebaseerd op aquatische toxiciteitsgegevens. In sommige gevallen zijn de toxiciteitsdata wel beschikbaar maar zijn deze (nog) niet verwerkt in normen. De werkgroep is van mening dat een continue investering in de kwaliteit van de basisgegevens van groot belang is.

Combinatietoxiciteit

De werkgroep vindt het principieel een goede keuze om in normstelling rekening te houden met combinatietoxiciteit, zo mogelijk zowel in de generieke normstelling als in locatiespecifieke beoordelingen. Combinatietoxiciteit kan aanleiding geven tot een situatie waarin effectgrenzen worden overschreden zonder dat individuele stofnormen worden overschreden. De ms-PAF-benadering is een manier om rekening te houden met combinatietoxiciteit. De werkgroep is echter kritisch over de introductie van de ms-PAF-benadering waar het gaat om de inschatting van ecologische risico's en uitspraken in relatie tot het behalen van ecologische beschermdoelen, bijvoorbeeld bij grondverzet en bij verspreiden van bagger op het land. De benadering is daar nog niet voor geschikt omdat de ecologische betekenis van de ms-PAF voornamelijk nog niet goed vastgesteld is. Voor de enkelstofs PAF-waarden (de HC5 en HC50, de belangrijkste ijkpunten binnen de huidige ecologische bodemnormstelling) zijn deze veldvalidaties wel beschikbaar. Het blijkt dat deze waarden een ruwe indicatie geven van het mogelijk optreden van effecten in het veld. Wanneer beter zicht bestaat op de relatie tussen ms-PAF en effecten in het veld, kan de ms-PAF-benadering onderdeel uitmaken van de locatiespecifieke risicobeoordeling. De resultaten van het SSEO onderzoek vormen mogelijk een goede basis om deze relatie te onderzoeken.

De ms-PAF-benadering is wel bruikbaar wanneer, binnen een bepaald concentratiebereik, verontreinigde locaties met elkaar vergeleken worden in de mate van toxische druk. Dit is bijvoorbeeld het geval bij de beoordeling van de spoedeisendheid van de sanering van ernstig verontreinigde locaties.

Beschikbaarheid en biobeschikbaarheid

De werkgroep is er voorstander van om beschikbaarheid en biobeschikbaarheid daar waar het mogelijk en zinvol is mee te wegen in de beoordeling van bodemverontreinigingen. Dit betekent dat ook beoordelingskaders ontwikkeld moeten worden die betrekking hebben op beschikbare of biobeschikbare concentraties. De werkgroep beveelt aan om deze beoordelingskaders, daar waar nodig (zie hierna) te ontwikkelen.

Voor metalen is de werkgroep van mening dat met de huidige stand van kennis terughoudend (selectief) omgegaan moet worden met het inzetten van meting en schatting van beschikbare fracties ter vervanging van totaalgehalten in het generieke beoordelingskader. Poriewatergehalten hebben voor metalen geen algemene betekenis als schatter van de biobeschikbare concentratie. Deze betekenis is beperkt tot specifieke situaties (bepaalde metalen, bepaalde soorten). In deze situaties (bijvoorbeeld voor de schatting van de beschikbaarheid voor opname in planten) kunnen de 0,01 M CaCl₂ extractie of een combinatie van een bepaling van het gehalte metaal in grond met een milde zure extractie (0,43 M HNO₃) en een transferfunctie of model worden gebruikt.

De huidige toepasbaarheid van *Biotic Ligand Models* op terrestrische systemen is nog zeer beperkt. De verwachting is echter dat dergelijke modellen in de toekomst wel toepasbaar zullen zijn om voor bepaalde metalen en bepaalde organismen de toxicologisch beschikbare concentratie te schatten. De verdere ontwikkeling van BLM vereist een goede analyse van de chemie van metaalspeciatie en een beter inzicht in de biologische processen van opname en eliminatie en de vaak soortspecifieke wijze van omgaan met metalen.

Als conservatieve maat voor de beschikbare en biobeschikbare concentratie van metalen kan de geobeschikbare concentratie in de bodem worden gekozen. Dit is het gehalte metalen dat op de lange termijn (jaren, langer dan relevant voor opname door organismen) mobiliseerbaar aanwezig is in de bodem. Deze concentratie is voor veel metalen lager dan de totaalconcentratie. Het geobeschikbaar gehalte is goed te bepalen in aerobe bodems met een mild zure extractie (0,43 M HNO₃)³⁶. Voor anaërobe bodems is de bepalingsmethode nog niet geschikt.

Voor apolaire organische verbindingen geeft de concentratie in poriewater een goede indicatie van de biobeschikbare concentratie. Met extractiemethoden als Tenax en SPME is deze beschikbare concentratie in poriewater te schatten. Voor deze methoden is ook de relatie tussen de gemeten beschikbare concentratie en de biobeschikbaarheid in verschillende onderzoeken onderbouwd. Met de 6-uurs Tenax-extractie wordt een vrij ruwe indicatie verkregen van de biobeschikbare concentratie. De meting is vooral bruikbaar om locaties onderling te vergelijken. Voor een risicobeoordeling is SPME of een Tenax-extractie met volledige desorptiemeting nodig. De methoden zijn dusdanig ver ontwikkeld dat zij naar verwachting op korte termijn (binnen 3 jaar) ontwikkeld zouden kunnen worden voor routinematige toepassing.

Op basis van inzicht in de interne concentratie – effect relaties is het mogelijk stoffen te groeperen naar werkingsmechanisme. Op basis van relaties tussen structuurovereenkomsten van stoffen en overeenkomstige werkingsmechanismen kunnen voorspellingen worden gedaan over de ecotoxiciteit van bijvoorbeeld stoffen waarvoor weinig toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. De werkgroep vindt het belangrijk dat de inzichten over de relaties tussen structuur en werkingsmechanisme van stoffen op basis interne gehalten in organismen zoveel als mogelijk worden gebruikt bij de onderbouwing van bodemnormen voor verontreinigingen.

³⁶ Ook aangeduid als potentieel beschikbare concentratie

Ecosysteemdiensten

De werkgroep ziet het concept van ecosysteemdiensten als perspectiefrijk om op termijn uitgangspunt te laten zijn bij de functiegerichte normstelling (zoals bij het vaststellen van lokale maximale waarden). Zij pleit er daarom voor om de komende jaren tot een verdere uitwerking te komen van de aan de ecosysteemdiensten gekoppelde indicatoren voor bodemkwaliteit.

Doorvergiftiging

De huidige benadering om rekening te houden met doorvergiftiging waarbij één voedselketen in beschouwing wordt genomen voldoet voor de generieke normstelling uitgaande van een worst-case benadering. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de keuze van de voedselketen die deze worst-case benadert, per stof dient te worden gemotiveerd. Voor locatiespecifieke risicobeoordeling en bij het vaststellen van lokale maximale waarden zijn de in dit rapport genoemde twee alternatieve benaderingen geschikt, waarbij wordt uitgegaan van het voedselpatroon van de predator en waarbij meerdere voedselketens- of -webben in beschouwing genomen kunnen worden. Door toepassing van deze methoden kan worden voorkomen dat lokaal onterecht strenge (worst case) risicogrenzen worden gehanteerd, die voortkomen uit de generieke benadering.

Mesocosms

Mesocosm studies ondervangen veel van de kritiek die mogelijk is op de huidige ecologische onderbouwing van de bodemnormen gebaseerd op de PAF-benadering. De ecologische relevantie van mesocosms is groter dan die van laboratorium toxiciteitstesten met één soort. Er ontbreekt echter nog een kwantitatieve methode om de ecologisch relevante effectgrenzen te extrapoleren tot een risicogrens ten behoeve van normstelling. De werkgroep bepleit dat hier nadere studie naar wordt verricht.

Kwetsbaarheidsanalyse

Met behulp van kwetsbaarheidsanalyse kan aanvullend inzicht worden verkregen in welke soorten (bijvoorbeeld in een stadsmilieu of een landbouwgebied) relatief kwetsbaar zijn voor een bepaald type verontreiniging. De benadering is geschikt voor aanvullend inzicht en kan bijdragen aan een beter begrip van ecologische risico's. De benadering moet nog verder uitgewerkt worden (is nu vooral uitgewerkt voor fauna doelsoorten uit het natuurbeleid).

Overige aspecten

In het normenbouwhuis ontstaan inhoudelijke afstemmingsproblemen door de introductie van (verschillende varianten van) de ms-PAF-benadering. Zo is het goed mogelijk dat bagger op de kant wordt geaccepteerd door de toets op basis van ms-PAF, terwijl die niet geaccepteerd zou worden voor toepassing in een vergelijkbare situatie elders omdat de lokale maximale waarden

zouden worden overschreden. Of deze inhoudelijke afstemmingsproblemen ook tot problemen in de praktijk zullen leiden moet nog blijken.

Opvallend is het verschil tussen de nadruk die het ecologische aspect in de normstelling heeft (bij 73 procent van de voorstellen voor interventiewaarden is het ecologisch risico maatgevend) en de geringe aandacht die de beoordeling van ecologische risico's krijgt in de uitvoeringspraktijk.

5 OVERZICHT BIJLAGEN

BIJLAGEN

Overzicht bijlagen

1. Samenstelling van de werkgroep bodemnormstelling en externe deskundigen
2. De PAF-benadering
3. Vergelijking PAF met andere benaderingen
4. Beschikbare validaties van ecotoxicologische risicogrenzen/ PAF-niveaus voor landbodems
5. Samenvatting van resultaten van diverse onderzoeken met de Triade-benadering
6. Gebruik van acute versus chronische toxiciteitsgegevens in SSD; acuut-chronisch ratio's
7. Benaderingen voor de beoordeling van mengseltoxiciteit
8. Alternatieve benaderingen voor beoordeling doorvergiftiging
9. Begrippenkader (bio)beschikbaarheid. Van totale concentratie in bodem tot effect.
10. Biobeschikbaarheid van metalen in de bodem
11. Schatten en meten van de beschikbaarheid van metalen in de bodem
12. Over beschikbaarheid in de bodem, de rol van organische (kool)stof en de betrouwbaarheid van transferfuncties
13. Kwetsbaarheidsanalyse
14. Berekening ecologische risico's met de risicotoolbox (www.RisicotoolboxBodem.nl, RIVM 2008)
15. Berekening toxische druk (ms-PAF) met risicotoolbox (www.RisicotoolboxBodem.nl, RIVM 2008)

Bijlage 1 Samenstelling van de werkgroep bodemnormstelling en externe deskundigen

(tussen haakjes is weergegeven waar de personen momenteel werkzaam zijn):

Samenstelling werkgroep:

Dhr. Dr. D. (Dirk) van der Eijk (provincie Zuid-Holland),

Dhr. Dr. J.H. (Jack) Faber (Alterra, Wageningen UR),

Mevr. Dr. T.E.M. (Dorien) ten Hulscher (Rijkswaterstaat),

Dhr. Dr. M.P.M. (Martien) Janssen (RIVM),

Dhr. Dr. A.M.J. (Ad) Ragas (Radboud Universiteit),

Dhr. Prof. Dr. P.C. de Ruiter (TCB-lid, Alterra, Wageningen UR),

Dhr. Prof. Dr. W.P. (Pim) de Voogt (**voorzitter**, TCB-lid, Universiteit van Amsterdam, Kiwa Water Research)

Mevr. Dr. J. (Joke) van Wensem (TCB secretariaat).

Mevr. Dr. A.P. (Annemarie) van Wezel (TCB-lid, Kiwa Water Research)

Secretarissen van de werkgroep:

Mevr. Drs. M. (Marlies) ten Hove (TCB secretariaat)

Dhr. Drs. J. (Jaap) Tuinstra (TCB secretariaat)

Bijdragen van externe deskundigen:

Dhr. Dr. Ir. N.W. (Nico) van den Brink (Alterra, Wageningen UR)

Dhr. Dr. B. (Boris) Jansen (Universiteit van Amsterdam)

Dhr. Dr. Ir. C.A.M. (Kees) van Gestel (Vrije Universiteit)

Dhr. Dr. Ir. P.F.A.M. (Paul) Römken (Alterra, Wageningen UR)

Bijlage 2. De PAF-benadering

(met toestemming overgenomen uit: www.RisicotoolboxBodem.nl, RIVM, 2008)

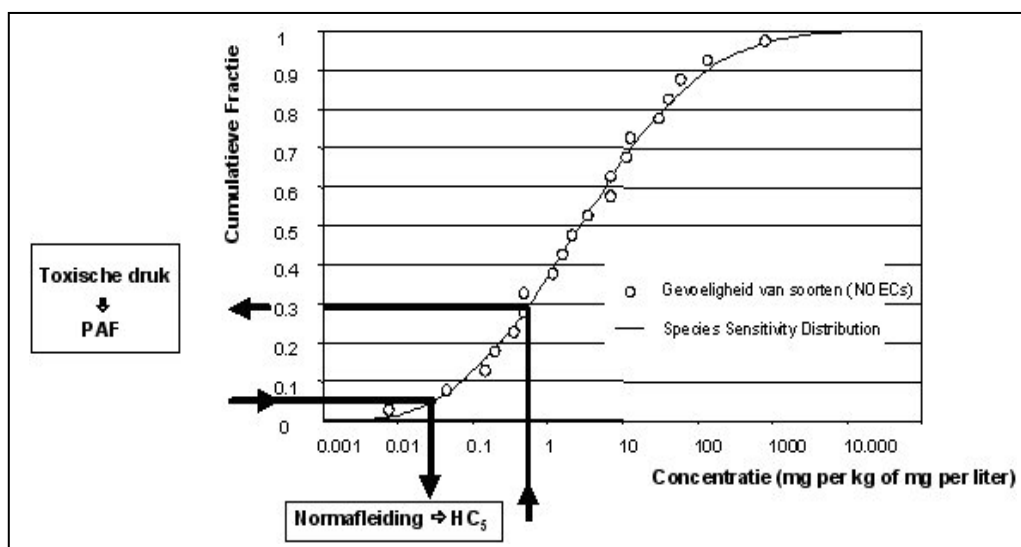
PAF per stof

De methode om de PAF van een stof te berekenen is gebaseerd op de verschillende gevoeligheden van soorten voor een stof. De algemene methodieken daarvoor zijn vastgelegd in een boek (Posthuma *et al.*, 2002), en een groot aantal publikaties in de internationale wetenschappelijke literatuur.

De gevoeligheden van soorten voor een toxische stof worden vastgesteld in laboratorium-toxiciteitsexperimenten. Dit levert een verzameling van NOECs (No-Observed Effect Concentrations, geen-effect niveaus). Die verzameling wordt statistisch beschreven met een SSD-curve (SSD=Species Sensitivity Distribution). Aangenomen wordt, dat die gevoeligheden normaal verdeeld zijn. De normale verdeling wordt gekenmerkt door twee parameters: de geometrisch gemiddelde gevoeligheid (μ) en een maat voor de variatie in gevoeligheden (σ). De normale verdeling van gevoeligheden (de variabele X in onderstaande functie) wordt vastgelegd in de volgende kansdichtheidsfunctie:

$$P(x) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$$

Via de stofspecifieke formules kan bij de (lokale) milieuconcentratie van een stof berekend worden wat de PAF van die stof bij die concentratie is. De methode is buiten de risicotoolboxBodem geoperationaliseerd in de vorm van software en een onderbouwend rapport (Van Vlaardingen *et al.*, 2004). De afkorting PAF betekent: Potentieel Aangetaste Fractie van soorten. De berekening wordt schematisch getoond in onderstaande figuur.



Bijlage 3. Vergelijking PAF met andere benaderingen

Auteur: A.M.J. Ragas

SSDs en de bijbehorende voorspellingsmaten (HC_x- en PAF-waarden) worden gebruikt om een relatie te leggen tussen (bodem)concentraties en het optreden van ecosysteemeffecten. Naast SSDs zijn hiervoor talrijke andere methoden beschikbaar zoals:

- Het gebruik van extrapolatiefactoren om een effectconcentratie voor het ecosysteem af te leiden uit toxiciteitswaarden afkomstig uit enkelsoortstoetsen;
- Het afleiden van grenzen ter bescherming van het ecosysteem op basis van mesocosm studies;
- Het voorspellend gebruik van correlatieve verbanden tussen NOEC-waarden uit enkelsoortstoetsen en toxiciteitswaarden uit mesocosms zoals de methode van Slooff *et al.* (1986);
- Het voorspellen van effectconcentraties op basis van een database met toxiciteitsgegevens en overeenkomsten in stofstructuur, werkingsmechanisme en blootstellingsregime;
- Toepassing van kwantitatieve structuurwerkingsrelaties voor de voorspelling van effecten op ecosysteemniveau (QSAR's).

In de praktijk van het stoffenbeleid wordt met name gebruik gemaakt van extrapolatiefactoren, SSDs en mesocosmstudies. In de onderstaande tabel worden deze drie methoden op een aantal punten met elkaar vergeleken.

	Extrapolatiefactoren	SSDs (ms-PAF)	Mesocosms
Aantal geteste soorten	minimaal 1 soort	minimaal 3 soorten	groot (meestal > 10)
Methodische eenvoud	groot	matig	matig
Vereiste expertise (interpretatie & toepassing)	klein	matig	groot
Kwantificeren betrouwbaarheid	niet mogelijk	deels mogelijk	replica's noodzakelijk
Experimentele kosten	laag	laag	hoog
Ecologische relevantie	laag	beperkt	hoog
Indirecte effecten	nee	nee	ja
Biobeschikbaarheid	afhankelijk van invoerdata	afhankelijk van invoerdata	ja
Toepasbaarheid in relatie tot databeschikbaarheid	groot	redelijk groot	klein

Bijlage 4. Beschikbare validaties van ecotoxicologische risicogrenzen/PAF-niveaus voor landbodems

(Beantwoording van een vraag van de werkgroep door C.A.M. van Gestel).

Gestelde vraag: verschillende niveaus van PAF en ms-PAF worden gebruikt in de normstelling, bijvoorbeeld om een niveau aan te geven waar geen of verwaarloosbare ecologische effecten te verwachten zijn. Validaties op basis van bijvoorbeeld veldwaarnemingen of mesocosm studies zijn er ons inziens niet zo veel, en dan hebben ze meestal betrekking op het aquatische systeem. Wat is de stand van kennis hierbij is voor landbodems?

Antwoord:

De validatie van PAF en ms-PAF lijkt nog nauwelijks te hebben plaatsgevonden voor de landbodem. Hier een overzicht van het beperkt aantal studies dat ik kon vinden. Ik wil hierbij aantekenen dat dit overzicht niet uitputtend is; daarvoor ontbrak de tijd.

In het zogenaamde validatieproject, dat door RIVM, TNO en VU werd uitgevoerd en dat in 1997 werd afgesloten, werd aangetoond dat effecten op soortsniveau in het laboratorium en een mesocosm in het veld redelijk overeenkomen wanneer sprake is van gelijke beschikbaarheid van oftewel blootstelling aan de verontreiniging (Posthuma *et al.*, 1998). Dit bevestigt de bevindingen voor aquatische ecosystemen. Dit onderzoek betrof echter slechts één stof (zink) en een beperkt aantal soorten bodemorganismen (o.a. planten, regenwormen, springstaarten, enchytraeën).

Smit *et al.* (2002) onderzochten de nematoden-gemeenschap in mesocosms die voor het bovengenoemde validatieproject waren ingericht met een gradiënt aan zinkconcentraties. De soortensamenstelling aan nematoden bij de verschillende zinkconcentraties werd gevolgd over een periode van 2 jaar. De resultaten werden geanalyseerd met behulp van de Principal Response Curve (PRC) methode. De hieruit verkregen No-observed Effect Concentratie (NOEC) voor de nematodengemeenschap bleek goed overeen te komen met de HC5-waarde, die was berekend uit een SSD (Species-Sensitivity Distribution) voor de toxiciteit van zink voor verschillende soorten bodemorganismen en gecorrigeerd voor de eigenschappen van de in de mesocosms gebruikte grond (bodemtype-correctie). Bij de uit de SSD afgeleide HC50 bleek inderdaad sprake te zijn van een flinke aantasting van de soortensamenstelling van de nematodengemeenschap. Deze studie suggereert dus dat een PAF voor zink inderdaad geldig is voor de nematodengemeenschap. De auteurs merken echter (terecht) op dat dit enigszins verrassend is, aangezien bijvoorbeeld veroudering (met als gevolg afname van de biologische beschikbaarheid van zink) wel optrad in de mesocosm maar niet in de toxiciteitstoetsen die werden gebruikt voor afleiding van de SSD.

In het onderzoeksprogramma Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek (SSEO) is op verschillende manieren getracht een verband te vinden tussen voorspelde en waargenomen

effecten in diffuus vervuilde gebieden. In alle onderzochte gebieden (Afferdensche en Deestsche Waarden, Biesbosch, Ronde Venen) was sprake van vervuiling met een mengsel aan stoffen. In het eindrapport (Posthuma en Vijver, 2007) wordt geconcludeerd dat effecten varieerden van niet-waarneembaar of zeer gering tot waarneembaar en groot. De grootte van de effecten hing af van de gevoeligheid van de blootgestelde organismen (planten, microorganismen of dieren), het gemeten toxicologische eindpunt, de aanwezige stoffen en hun concentraties, en de eigenschappen van bodem, water of sediment op de onderzochte locatie. Milieucondities bleken voor een belangrijk deel bepalend te zijn voor het optreden van effecten van (mengels van) stoffen. Hierdoor bleek het vrijwel onmogelijk te zijn een relatie te leggen tussen mate van overschrijding van milieukwaliteitscriteria (normen) en het wel of niet optreden van effecten (Posthuma en Vijver, 2007). Validatie van de PAF of ms-PAF bleek dus niet mogelijk.

In een recente literatuurstudie werd voor een aantal bestrijdingsmiddelen een vergelijking gemaakt tussen de effecten gemeten in modelecosysteem- of veldstudies en de HC5 afgeleid op basis van laboratorium-toxiciteitsgegevens (Jansch *et al.*, 2006). In acht van de tien gevallen lagen de effectconcentraties uit de mesocosm- of veldstudie binnen of onder het 90 procent betrouwbaarheidsinterval van de HC5. Een belangrijk probleem bij deze vergelijking was het ontbreken van voldoende informatie over de soortensamenstelling in het veld.

Conclusie: er zijn weinig studies beschikbaar waarin PAF of ms-PAF voor de landbodem zijn gevalideerd. De beschikbare studies suggereren dat de PAF voor enkelvoudige stoffen afgeleid op basis van een SSD voor laboratorium-toxiciteitsgegevens wel redelijk maatgevend kan zijn voor de mate van ecologisch effect. Dit betreft echter meestal redelijk gestandaardiseerde omstandigheden in mesocosms of landbouwgebieden (monocultures). In meer complexe blootstellingssituaties lijkt een PAF (of ms-PAF) nauwelijks indicatief voor de (mate van) effect op een bodemecosysteem of –levensgemeenschap. Meer onderzoek is echter gewenst om deze conclusie te onderbouwen dan wel te weerleggen.

Bijlage 5. Samenvatting van resultaten van diverse onderzoeken met de Triade

(Uit: Rutgers *et al.*, 2006)

Onderstaande tabel geeft een samenvatting van resultaten van diverse onderzoeken met de Triade voor de schatting van ecologische effecten in monsters van verontreinigde locaties en referentielocaties. In de eerste kolom is aangegeven of het gaat om een relatief schoon referentiemonster (ref) of dat bij het monster een verontreiniging is aangetroffen boven de HC50-waarde voor één of meer stoffen (hoger dan de interventiewaarde). De achtergrondkleur geeft het niveau van effect aan: groen < 0,2, rood > 0,5 en geel zit er tussen in (op een schaal van 0 tot 1). Het geïntegreerde risico en de deviatie als maat voor de onzekerheid in de beoordeling zijn in de laatste kolom aangegeven.

NB. De oordelen uit de betreffende RIVM-rapporten voor het chemische spoor van de Triade werden opnieuw berekend op het niveau van een overschrijding van de EC50 of LC50 in plaats van chronische NOEC-waarden om een betere balans in het Triade-onderzoek aan te brengen. Voor de monsters 3, 8 en 11 bijvoorbeeld was de interventiewaarde voor lood overschreden, maar werd het effect met betrekking tot een overschrijding van een acute LC50 op respectievelijk 9, 14 en 19 procent ingeschat. Voor deze herschaling werd de mediaanwaarde voor de gevoeligheden van soorten en processen met een factor 10 verhoogd en werd aangenomen dat de spreiding niet veranderde.

naam monster		oordelen (uit RIVM rapporten)			risico	deviatie
		chemie	bioassays	ecologie		
D7	ref	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
C8	ref	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
28	ref	0.00	0.04	0.00	0.01	0.04
N5	ref	0.00	0.01	0.05	0.02	0.05
WAS224	ref	0.00	0.11	0.03	0.05	0.10
A	ref	0.00	0.14	0.00	0.05	0.14
VGM4	ref	0.00	0.03	0.19	0.08	0.18
WM202	ref	0.00	0.13	0.13	0.09	0.13
WM226	ref	0.02	0.22	0.05	0.10	0.19
N6	ref	0.00	0.24	0.05	0.10	0.22
VGM5		0.05	0.02	0.21	0.10	0.18
N3		0.03	0.36	0.31	0.25	0.31
31		0.00	0.67	0.03	0.32	0.66
C5		0.01	0.18	0.62	0.33	0.55
D5		0.22	0.30	0.47	0.34	0.23
D4		0.19	0.30	0.55	0.37	0.33
C3		0.08	0.44	0.58	0.40	0.45
C1		0.08	0.46	0.63	0.43	0.49
B	>IW	0.25	0.21	0.24	0.23	0.03
N4	>IW	0.33	0.08	0.31	0.25	0.24
N2	>IW	0.28	0.25	0.31	0.28	0.05
D1	>IW	0.38	0.00	0.63	0.39	0.56
3	>IW	0.09	0.79	0.00	0.42	0.76
VGM3	>IW	0.67	0.13	0.52	0.49	0.49
C	>IW	0.63	0.30	0.50	0.49	0.29
8	>IW	0.14	0.81	0.21	0.50	0.64
11	>IW	0.19	0.81	0.28	0.52	0.59
D3	>IW	0.84	0.16	0.52	0.60	0.60
N1	>IW	0.72	0.68	0.31	0.61	0.40
119	>IW	0.27	0.87	0.67	0.68	0.54
VGM1	>IW	0.99	0.23	0.24	0.83	0.77
D11	>IW	0.99	0.31	0.58	0.86	0.60
D9	>IW	0.99	0.42	0.51	0.86	0.54
WAS222	>IW	0.99	0.43	0.83	0.90	0.51
WM222	>IW	0.99	0.87	0.27	0.90	0.68
WM221	>IW	0.99	0.88	0.64	0.93	0.31
VGM2	>IW	0.99	0.92	0.59	0.93	0.38
WAS232	>IW	0.99	0.83	0.88	0.94	0.14

Bijlage 6. Gebruik van acute versus chronische toxiciteitsgegevens in SSD; acuut-chronisch ratio's

Auteur: A.M.J. Ragas

In deze bijlage wordt ingegaan op de overwegingen bij de keuze van acute of chronische toxiciteitsgegevens voor de afleiding van een SSD. Vervolgens wordt ingegaan op de vraag of acute en chronische toxiciteitsgegevens inelkaar kunnen worden omgerekend met behulp van zogenaamde acuut/chronisch-ratio's (ACRs).

In de eerste publicatie over SSDs, werkt Kooijman (1987) met SSDs op basis van chronische LC₅₀-waarden. Een nadeel van het werken met chronische LC₅₀-waarden is echter dat dergelijke waarden slechts voor een beperkt aantal soorten beschikbaar zijn. De meeste databases met ecotoxiciteitsgegevens bevatten acute LC₅₀-waarden en/of chronische NOEC-waarden.

Voortbouwend op het werk van Kooijman (1987), stelt Van Straalen in 1987 voor om SSDs op te stellen op basis van chronische NOEC-waarden. Het belangrijkste argument om NOEC- in plaats van LC₅₀-waarden te gebruiken is het feit dat het eindpunt van een NOEC test (geen schadelijke effecten) beter correspondeert met de nagestreefde volledige bescherming van het ecosysteem. Daarnaast speelt de grotere databeschikbaarheid van NOEC-waarden een rol. Binnen de huidige Nederlandse en Europese normstellingspraktijk wordt vrijwel uitsluitend gewerkt met SSDs op basis van chronische NOEC-waarden bepaald voor eindpunten die voor het voortbestaan van de populatie relevant worden geacht, zoals reproductie en groei (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007; EC, 2003).

SSDs kunnen in principe ook worden opgesteld met acute toxiciteitsgegevens zoals acute LC₅₀- of EC₅₀-waarden. In het Nederlandse beleid is dit vooralsnog niet gebruikelijk, maar in een concept voorstel voor verbeterde uitwerking van stap 2 van het Saneringscriterium wordt gepleit voor het gebruik van SSDs op basis van EC₅₀- en LC₅₀-waarden (Rutgers *et al.* 2007). Voor beoordeling van de saneringsurgentie van vervuilde gronden heeft een SSD op basis van chronische NOEC-waarden slechts een beperkt onderscheidend vermogen (ms-PAF vaak hoger dan 99 procent). Bovendien geeft overschrijding NOEC-waarden slechts beperkt inzicht in de (mate van) effecten op ernstig verontreinigde locaties.

Op dit moment zijn er geen concrete aanwijzingen om te veronderstellen dat een SSD op basis van acute toxiciteitswaarden minder valide is dan een SSD op basis van chronische waarden. Alleen de betekenis van de acute en chronische PAF-waarde verschilt. Een acute PAF indiceert immers de fractie soorten waarvoor een acute toxiciteitsmaat wordt overschreden terwijl een chronische PAF betrekking heeft op overschrijding van een chronische toxiciteitsmaat. In deze zin sluit het gebruik van een acute SSD beter aan bij het voorspellen of normeren van effecten van kortdurende

blootstelling aan ernstige verontreiniging, en een chronische SSD bij het voorspellen of normeren van effecten van langdurige blootstelling aan lichte verontreiniging. In beide gevallen blijft echter de vraag in hoeverre de PAF-waarde voorspellend is voor effecten op ecosysteemniveau.

In principe kunnen acute SSDs ook worden gebruikt om ecosysteemeffecten van langdurige blootstelling aan relatief lage concentraties te normeren of voorspellen. De belangrijkste redenen om dit te doen zijn de volgende:

- Er zijn over het algemeen voor meer soorten acute EC₅₀- en LC₅₀-waarden beschikbaar dan chronische NOEC-waarden. Dit leidt tot een betrouwbaarder schatting van de ligging en vorm van de SSD-curve en bij gevolg ook van de HC_x- en/of PAF-waarde.
- EC₅₀- en LC₅₀-waarden kunnen in toxiciteitstesten betrouwbaarder worden bepaald dan NOEC-waarden, hetgeen eveneens leidt tot een betrouwbaarder schatting van de HC_x- en/of PAF-waarde. Kooijman (1987) stelt dat de betrouwbaarheid van soortspecifieke chronische LC₅₀-waarden slechts een beperkte invloed heeft op de betrouwbaarheid van de geschatte HC_x- of PAF-waarde. Voor SSDs op basis van chronische NOEC-waarden is dit echter nooit systematisch onderzocht.
- Het gebruik van een chronische SSD voor effectvoorspelling van ernstige verontreinigde locaties leidt snel tot PAF-waarden in de range van 99 tot 99,999 procent. Het onderscheidende vermogen van de PAF als effectindicator is in deze gevallen beperkt. Het gebruik van een acute SSD kan in dergelijke gevallen meer onderscheidende PAF-waarden opleveren. Overigens is het beperkte onderscheidende vermogen een inherente eigenschap van alle SSDs; zowel acuut als chronisch. Concentratieveranderingen die zich afspelen in de staarten van de gevoeligheidsverdeling leiden per definitie tot relatief kleine absolute verschillen in de PAF-waarden.

Tegenover deze voordelen staat als nadeel dan het voorspelde eindpunt van een acute SSD (fractie soorten dat een acute toxiciteitsmaat overschrijdt) wat betreft blootstellingsduur en -concentraties minder goed aansluit bij het nagestreefde beschermingsdoel, bijvoorbeeld preventie van schadelijke effecten bij langdurige blootstelling aan relatief lage concentraties. Dit betekent dat de uitkomsten van een acute SSD over een groter traject moeten worden geëxtrapoleerd dan de uitkomsten van een chronische SSD. Bij chronische SSDs gaat het primair om de vraag of de chronische HC_x- of PAF-waarde voorspellend is voor ecosysteemeffecten onder veldomstandigheden, maar bij acute SSDs komt daar als vraag bij of HC_x- of PAF-waarden op basis van kortdurende blootstelling aan relatief hoge blootstellingsconcentraties voorspellend zijn voor HC_x- of PAF-waarden op basis van langdurige blootstelling aan relatief lage blootstellingsconcentraties.

Toepasbaarheid van acuut/chronisch-ratio's

Om chronische toxiciteitswaarden af te leiden uit acute toxiciteitswaarden wordt wel gebruik gemaakt van acuut/chronisch-ratios (ACRs). Een ACR wordt berekend als de ratio tussen een acute toxiciteitsmaat, bijvoorbeeld een $LC_{50-96 \text{ uur}}$ of $EC_{50-96 \text{ uur}}$, en een chronische toxiciteitsmaat, bijvoorbeeld een NOEC of EC_{10} uit een early life-stage (ELS) test van 28 dagen. Meestal worden uitsluitend toxiciteitswaarden van dezelfde soort in een ACR gecombineerd, maar soms worden ook ACRs voor soortgroepen afgeleid door toxiciteitswaarden van verschillende soorten uit dezelfde soortgroep te combineren, bijvoorbeeld algen of vissen (Ahlers *et al.* 2006). Een acute toxiciteitswaarde is in principe altijd hoger dan een chronische toxiciteitswaarde. Als men met literatuurgegevens werkt, wil het wel eens voorkomen dat de gerapporteerde acute toxiciteitswaarde onder de chronische waarde ligt. De reden hiervoor ligt meestal in de experimentele sfeer, bijvoorbeeld genetische verschillen tussen de geteste soorten of verschillen in blootstellingsmedia of andere experimentele omstandigheden. Het reguliere verschil tussen een acute en chronische toxiciteitswaarde kan door meerdere factoren worden bepaald:

- Een chronische toxiciteitstest duurt meestal langer dan een acute toxiciteitstest. Voor vissen duurt een standaard acute toxiciteitstest 96 uur (OECD guideline 203, zie Ahlers *et al.* 2006) en een chronische test minstens 28 dagen (OECD guidelines 215 en 210). Voor watervlooiën bedraagt deze testduur respectievelijk 48 uur en 21 dagen (OECD guidelines 202 en 211). Het ligt anders bij algen en andere micro-organismen. Vanwege de korte regeneratietijd van deze organismen wordt meestal geen onderscheid tussen acute en chronische toxiciteitstesten. De testduur ligt voor deze organismen vaak tussen de 24 en 72 uur.
- De mate van respons verschilt tussen acute en chronische toxiciteitsmaten. Acute toxiciteitsmaten geven de concentratie waarbij 50 procent van de organismen een bepaald effect vertoont en voor chronische toxiciteitsmaten is dit meestal 0 procent (NOEC) of 10 procent (EC_{10}).
- Het type effect dat wordt gemeten kan verschillen. In acute toxiciteitstoetsen gaat het vaak om sterfte, terwijl in chronische toetsen veelal minder ernstige effecten worden gemeten, zoals groei en voortplanting.
- Het werkingsmechanisme van een stof kan bij acute en chronische toxiciteit verschillend zijn. Dit hangt onder andere af van de snelheid van opname- en omzettingsprocessen (toxicokinetiek). In chronische toxiciteitstesten kan als gevolg van de langere proefduur een relatief groter deel van een laag dynamische stof worden opgenomen en omgezet. Dit kan er bijvoorbeeld toe leiden dat in chronische toxiciteitstesten de metabool verantwoordelijk is voor het gemeten schadelijke effect terwijl dat in een acute toxiciteitstest de niet-gemetaboliseerde verbinding is.

ACRs worden in de risicobeoordelingspraktijk gebruikt om een onbekende chronische toxiciteitswaarde van een stof te voorspellen op basis van een gemeten acute waarde voor diezelfde

stof. De ACR die daarbij wordt gebruikt is afgeleid op basis van acute en chronische toxiciteitswaarden voor één of meerdere andere stoffen, maar wel voor dezelfde soorten of soortgroepen. De impliciete aanname daarbij is dat de ACR voor deze andere stoffen een voorspellende waarde heeft voor de ACR van de onderhavige stof. Er is dus sprake van extrapolatie tussen stoffen. Het ligt voor de hand dat ACRs voor stoffen met soortgelijke structuren en werkingsmechanismen meer op elkaar lijken dan ACRs van ongelijksoortige stoffen. De empirische aanwijzingen hiervoor zijn echter beperkt. Roelofs *et al.* (2002) en Ahler *et al.* (2006) laten echter wel zien dat narcotiserende stoffen over het algemeen een relatief lage ACR hebben.

In Europese risicobeoordelingsprocedures (Lepper 2005) wordt een factor honderd aangehouden om chronische toxiciteitswaarden uit acute waarden af te leiden. Deze factor 100 kan worden gezien als een conservatieve schatting van de werkelijke ACR. Onderzoek laat echter zien dat ACRs sterk kunnen variëren. Volgens een studie van Ahler *et al.* (2006) bedraagt de mediane ACR voor algen, watervlooien en vissen respectievelijk 5,4, 7,0 en 10,5. Een aanzienlijk deel van de ACRs ligt echter boven de 100: 3,9 procent voor algen, 6,9 procent voor watervlooien en 12,8 procent voor vissen.

In beginsel zijn er twee manieren om op basis van acute toxiciteitsdata met behulp van ACRs een chronische HC5- of PAF-waarde uit een SSD af te leiden:

1. De acute toxiciteitsdata worden met behulp van ACRs omgerekend naar chronische toxiciteitsdata en vervolgens wordt een chronische SSD opgesteld en de chronische HC5- of PAF-waarde bepaald.
2. Op basis van de acute toxiciteitsdata wordt een acute SSD opgesteld en een acute HC5- of PAF-waarde bepaald. Deze acute HC5- of PAF-waarde wordt met behulp van een ACR omgerekend naar een chronische HC5- of PAF-waarde.

Bij de tweede optie moet een kritische kanttekening worden geplaatst. De huidige soort- of soortgroep-specifieke ACRs (Roelofs *et al.* 2002, Ahlers *et al.*, 2006) kunnen niet zonder meer worden toegepast om een acute HC5- of PAF-waarde om te rekenen naar een chronische HC5- of PAF-waarde. ACRs worden immers afgeleid voor een specifieke soort of soortgroep, terwijl HC5- en PAF-waarde betrekking hebben op een verzameling soort(groep)en. De soorten die het meest gevoelig zijn in een acute SSD hoeven niet noodzakelijkerwijze dezelfde te zijn als in een chronische SSD. In SSD-termen, gaat het om de vraag in hoeverre de ligging en de spreiding van de acute en chronische SSDs verschilt. De ligging van de SSD wordt uitgedrukt in de locatieparameter α en weerspiegelt de gemiddelde gevoeligheid van de soorten of soortgroepen (HC50). Een grote waarde van α betekent dat een relatief hoge concentratie van de stof nodig is om een effect in 50 procent van de soorten te veroorzaken. De spreiding van de SSD wordt uitgedrukt in de spreidingsparameter β en weerspiegelt de gevoeligheidsverschillen tussen de soorten of soortgroepen. Een grote waarde van β betekent dat de toxiciteitswaarden van verschillende soorten of soortgroepen ver uit elkaar liggen.

Het ligt voor de hand dat de ligging/locatie van acute en chronische SSDs – uitgedrukt in de locatieparameter α – verschilt. De Zwart (2002) komt tot een factor 10 verschil tussen de chronische en acute HC50. Dit is vergelijkbaar met de ACRs van algen, watervlooien en vissen (Roelofs *et al.* 2002, Ahlers *et al.* 2006); een aanwijzing dat soortspecifieke ACRs een goede indicator vormen voor verschillen in gemiddelde acute en chronische toxiciteit over een verzameling verschillende soorten. Daarnaast is echter de vraag of acute en chronische SSDs een vergelijkbare variatie in gevoeligheid tussen soorten – uitgedrukt in de spreidingsparameter β – bezitten. In dat geval kunnen acute HC_x- en PAF-waarden op eenvoudige wijze met een vaste factor in elkaar worden omgerekend. Als de spreidingsparameters van acute en chronische SSDs verschillen, wordt het minder eenvoudig om ze aan elkaar te relateren. De Zwart (2002) vindt na orthogonale regressie ongeveer een 1 op 1 verband tussen acute en chronische β -waarden, maar de correlatie is zwak ($r^2 = 0,341$) en uitbijters zijn daarbij weggelaten. Er kan worden geconcludeerd dat meer onderzoek noodzakelijk is om vast te stellen of en in hoeverre soort- of soortgroepspecifieke ACRs kunnen worden toegepast om chronische HC5- en PAF-waarden af te leiden uit acute HC5- en PAF-waarden.

De vraag naar het afleiden van chronische HC5- en PAF-waarden op basis van acute toxiciteitsgegevens kan echter ook worden omzeild. Het hogere doel is immers om een beschermingsgrens voor het ecosysteem af te leiden, zoals een NOEC_{eco}. Voor chronische SSDs is met behulp van empirische gegevens aangetoond dat de HC5 een redelijk conservatieve schatter is van de NOEC_{eco}, en de HC50 een grens is waarbij aantoonbare effecten optreden. Soortgelijke vergelijkende studies kunnen ook voor acute SSDs worden uitgevoerd. Indien een op grond van empirische gegevens een duidelijke relatie kan worden aangetoond tussen een bepaalde afkapgrens in acute SSDs en de chronische NOEC_{eco} (bijvoorbeeld uit mesocosm studies), wordt het afleiden van chronische HC5- en PAF-waarden op basis van acute toxiciteitsgegevens overbodig.

Bijlage 7. Benaderingen voor de beoordeling van mengseltoxiciteit

Auteur: A.M.J. Ragas

Onderstaande tekst handelt over benaderingen die in normstelling kunnen worden gebruikt om rekening te houden met menseltoxiciteit (blootstelling aan combinatie van stoffen).

Het normeren van mengseltoxiciteit vraagt in een aantal opzichten een wat andere benadering dan normering van enkelvoudige stoffen. Het belangrijkste verschil is het feit een mengselnorm meestal niet kan worden uitgedrukt in een enkelvoudige stofconcentratie. Er zijn immers meerdere stoffen in het mengsel aanwezig en de concentratieverhoudingen tussen deze stoffen kunnen variëren. Veel voorkomende mengsels die een min of meer vaste samenstelling bezitten (dat wil zeggen, de concentratieverhoudingen tussen de componenten zijn stabiel) vormen hierop een uitzondering. De toxiciteit van deze stabiele mengsels kan worden gerelateerd aan de concentratie van één van de componenten; de indicatorstof. Zo wordt de concentratie benzo(a)pyreen bijvoorbeeld gebruikt voor de normering van cokeoven emissies. Voor andere mengsels vindt normering niet plaats op het niveau van stofconcentraties, maar op het niveau van effecten. Een voorbeeld hiervan is de PAF-benadering. Daarin worden de stofconcentraties in het mengsel eerst omgerekend naar verwachte effecten en wordt vervolgens nagegaan of de grens tussen acceptabele en onacceptabele effecten niet wordt overschreden. Het is ook mogelijk om het onderhavige mengsel direct aan een toxiciteitstest te onderwerpen om vast te stellen of de effecten acceptabel zijn. In dit geval hoeft de samenstelling van het mengsel niet bekend te zijn. Er kan dus onderscheid worden gemaakt tussen componentgerichte en integrale risicobeoordelingsmethoden voor mengsels.

Voor het voorspellen van mengseleffecten op basis van individuele componenten zijn verschillende methoden en technieken beschikbaar. Deze methoden en technieken zijn over het algemeen gebaseerd op dezelfde uitgangspunten:

- Het werkingsmechanisme van twee stoffen kan gelijk zijn of verschillen;
- Er kan wel of geen interactie tussen twee stoffen optreden.

Indien het werkingsmechanisme van twee stoffen gelijk is kan de toxiciteit van beide stoffen aan elkaar worden gerelateerd. Het effect van beide stoffen is hetzelfde, alleen de potentie van beide stoffen kan verschillen. Men spreekt ook wel van concentratie- of dosisadditie. Indien voor beide stoffen een vergelijkbare toxiciteitsmaat (bijvoorbeeld de NOEC) beschikbaar is, kan het verschil in toxische potentie worden berekend. Voorbeelden hiervan zijn het uitdrukken van de toxiciteit van mengsels in Toxic Units (TU's) of Toxic Equivalents (TEQ's). In de TU-benadering wordt de concentratie van een stof gedeeld door een bepaalde toxiciteitsmaat van dezelfde stof (bijvoorbeeld de NOEC) en wordt deze ratio voor de verschillende stoffen in het mengsel bij elkaar opgeteld. Als de som meer dan 1,0 bedraagt, mag worden verwacht dat de effecten als gevolg van blootstelling aan het mengsel de effectgrens van de corresponderende toxiciteitsmaat overschrijden. In de TEQ-benadering wordt een soortgelijke benadering gevolgd. Er wordt in dit geval een indicatorstof

gekozen; vaak de meest toxische component in het mengsel. Vervolgens wordt voor iedere mengselcomponent de relatieve potentie bepaald door de ratio te nemen tussen de LC_{50} van de betreffende stof en de indicatorstof. In plaats van de LC_{50} kan ook een andere toxiciteitsmaat worden gehanteerd, bijvoorbeeld de NOEC. De relatieve potentie wordt ten slotte gebruikt om de concentratie van de mengselcomponent uit te drukken in een equivalente concentratie van de indicatorstof. Op die manier kan de toxische potentie van het gehele mengsel worden uitgedrukt in een toxisch equivalente concentratie van de indicatorstof. Als een dosis-responsrelatie voor de indicatorstof beschikbaar is, kan vervolgens het verwachte effect worden bepaald. Hier ligt een belangrijk verschil tussen de TU- en de TEQ-benadering. De TU-benadering geeft alleen aan of een bepaalde effectgrens wordt overschreden, maar de intensiteit van het effect blijft onduidelijk. De effecten van een mengsel met een TU-waarde van 2,0 zijn niet noodzakelijkerwijs twee keer groter dan van een mengsel met TU-waarde 1,0. Dit is immers afhankelijk van de vorm van de dosis-responsrelatie.

Indien het werkingsmechanisme van twee stoffen verschilt wordt het effect van beide stoffen onafhankelijk genoemd. Als er geen interactie tussen beide stoffen optreedt, is sprake van responsadditie. De totale respons van de twee stoffen is gelijk aan de fractie die door één stof wordt aangetast, vermeerderd met dat deel van de onaantaste fractie dat door de andere stof wordt aangetast. Als dit voor meerdere stoffen wordt uitgewerkt leidt dit tot de volgende formule:

$$R_{mix} = 1 - \prod_i^n (1 - R_i)$$

waarbij R_i staat voor de aangetaste fractie als gevolg van enkelvoudige blootstelling aan stof i . De toxiciteit van mengsel wordt bij responsadditie dus altijd uitgedrukt in een respons (en niet als een concentratie of in de vorm van toxic units).

Als twee stoffen interacteren kunnen zij elkaars toxische werking versterken of juist verzwakken. In het eerste geval wordt gesproken van synergisme en in het tweede geval van antagonisme. In de wetenschappelijke literatuur zijn verschillende voorbeelden van synergisme (asbest en roken) en antagonisme (spruitjes en PAK's) gerapporteerd, maar over het algemeen wordt aangenomen dat synergisme en antagonisme tamelijk uitzonderlijke fenomenen zijn. Gevalideerde en breed geaccepteerde modellen om antagonisme en synergisme te voorspellen zijn vooralsnog niet beschikbaar. Wel is een aantal modellen beschikbaar die de interacties tussen een aantal specifieke stoffen op mechanistische of statistische basis beschrijven (refs). Daarnaast hebben de US-EPA en de ATSDR in de Verenigde Staten een methode ontwikkeld om kwalitatieve gegevens over interacties in de risicobeoordeling van mengsels te betrekken. In deze BINary Weight Of Evidence (BINWOE) methode worden interactiegegevens uit tests met binaire mengsels meegewogen in de evaluatie. De empirische basis van de methode is echter zwak.

Ten aanzien van de verschillende methoden en technieken voor risicobeoordeling van mengsels die momenteel in de humane en ecologische risicobeoordelingspraktijk worden toegepast kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Voor de meeste mengsels leidt toepassing van het concentratieadditie concept tot vergelijkbare resultaten als het responsadditie concept.
- Het toepassen van het concentratieadditie concept leidt over het algemeen tot een conservatieve schatting van het werkelijke mengselrisico.
- Er zijn op dit moment geen gevalideerde en algemeen geldende technieken beschikbaar om bij risicobeoordeling van mengsels rekening te houden met mogelijke interactie-effecten.
- De PAF-methode zoals voorgesteld door het RIVM biedt de mogelijkheid om concentratie- en responsadditie met elkaar te combineren en heeft ten opzichte van bijvoorbeeld de TU-benadering als voordeel dat de vorm van de dosisrespons curve mee in beschouwing wordt genomen.

Bijlage 8. Alternatieve benaderingen voor de beoordeling van doorvergiftiging

Auteur: N.W. van den Brink

Inleiding

In geval van stoffen waarbij bioaccumulatie kan optreden ($K_{ow} > 3$ persistent) is in het huidige stelsel van normering een afleiding opgenomen waarin doorvergiftiging meegenomen wordt. In deze afleiding worden twee zaken beschouwd, doorvergiftiging en blootstelling, en toxiciteit van de stof. De doorvergiftiging en blootstelling van secundaire predatoren wordt op een relatief eenvoudige manier voor bepaalde voedselketen berekend, en vergeleken met afgeleide toxiciteitsgrenzen op basis van NOECs (de Bruijn *et al.*, 1999). De NEC wordt stochastisch vastgesteld op basis van literatuur gegevens (al dan niet soortgroep specifiek, vogels en zoogdieren) (Romijn *et al.* 1994). Voor de blootstelling wordt een vaste voedselketen aangenomen, en worden de te gebruiken BCFs en/of BAFs stochastisch afgeleid uit de literatuur. Er is hierbij geen zucht op variatie tussen voedselketens, aangenomen wordt dat de geselecteerde voedselketens in alle gevallen een worst-case vertegenwoordigt.

Doorvergiftiging en blootstelling

In het huidige stelsel is de doorvergiftiging en blootstelling opgenomen op basis van biomagnificatie factoren (BMFs) voor bodemorganismen en planten en zonnodig op basis van bioaccumulatie factoren (BAFs) voor secundaire predatoren. In de huidige systematiek wordt voor terrestrische systemen uitgegaan van één voedselketen: bodem → worm → wormetende vogel/zoogdier, voor het aquatische systeem van twee ketens: water → vis → visetende vogel/zoogdier of water → mossel → mosseletende vogel/zoogdier (De Bruijn *et al.* 1999). Dit is een vereenvoudigde aanpak, die met de huidige stand van wetenschap verbeterd kan worden. Voornaamste aandachtspunten zijn:

- Het is niet altijd zeker dat aangenomen voedselketens de meest kritische zijn v.w.b. stof specifieke accumulatie
- Er zijn geen aanvullende trofische niveaus opgenomen (tertiaire predatoren, bijvoorbeeld uilen en andere roofvogels die op kleine zoogdieren foerageren)
- Aanpak doorvergiftiging is in het deel van de voedselketens niet in lijn met de aanpak voor directe toxiciteit, waarbij zo mogelijk een SSD-benadering wordt toegepast.
- Aanpak is minder toepasbaar in terrestrische ketens (zie ook Gezondheidsraad 1993).

Het gebruik van BAFs en BMFs heeft nog specifieke bezwaren:

- Vaststellen van BAF of BMF is niet mogelijk in veldsituaties omdat predatoren verschillende voedselbronnen hebben met verschillende concentraties. Het voedselpakket bepaalt de totale opname van verontreinigingen, en daarmee op de langere termijn de concentraties in de predatoren. Experimentele BCFs en BAFs kunnen een overschatting zijn door dat in experimenten de beschikbaarheid van verontreinigingen in het voedsel hoger is

dan in de veldsituatie (zie bijvoorbeeld Van Wezel *et al.*, 1999). Met deze bezwaren wordt omgegaan door berekeningen op basis van een verdeling van in de literatuur gevonden BAFs uit te voeren (stochastisch). Dit laat onverlet dat er een grote variatie in BCFs, BAFs en BMFs bestaat, waarmee een onzekerheid in de afleiding geïntroduceerd wordt. Zie tabel B8.1 voor een voorbeeld van BCF, BAF en BMF waarden van PCBs.

- Het gebruik van een vaste BAF voor transfer van verontreinigingen van een laag naar hoger trofisch niveau is wetenschappelijk niet fysiologisch onderbouwd. Het gaat uit van “steady state” dus van een vaste relatie tussen concentraties in het voedsel en de consument (zie ook Gezondheidsraad, 2002).

Tabel B8.1. Maximale en minimale BAFs, BCFs en BMF voor PCB153, uit Van Wezel *et al.* 1999.

PCB153	Type	Max	Min	Ratio
Crustacea	BAF, lab-studie ww	4,4*10 ⁵	1,3*10 ⁴	34
Non crustacea	BAF, lab-studie ww	1,5*10 ⁶	5,8*10 ³	259
Mossel & vis	BCF, veld-studie ww	7,1*10 ⁷	6,6*10 ⁶	11
Vis	BMF lab-studies, lw	4,6*10 ¹	9,2*10 ⁰	5
Vis, vogel zoogdier	BMF veld-studie lw	1,8*10 ²	3*10 ⁰	60

Om aan deze bezwaren te kunnen tegemoetkomen zijn enkele alternatieven in de berekeningen van doorvergiftiging en blootstelling mogelijk:

1) Gebruik van Dagelijkse Inname benadering bij berekening blootstelling in de normafleiding

Een alternatieve methode voor de huidige benadering (hierna BAF-benadering genoemd) is de toepassing van de dagelijks opgenomen hoeveelheid verontreiniging door een organisme (Totale Dagelijkse Inname, TDI³⁷), zo nodig in combinatie met een fysio-kinetisch opname model. Hierbij wordt uitgegaan van de hoeveelheid voedsel die een predator of een intermediaire prooi soort eet, zo nodig in een soortspecifieke dieetsamenstelling, en wordt dit vermenigvuldigd met de concentraties in de verschillende prooi soorten. De totale Dagelijkse Inname (DI) van de verontreinigingen is op deze manier eenvoudig te bepalen, en is daarmee relatief makkelijk in de normering op te nemen.

Een deel van de hierboven gestelde nadelen van de BAF-benadering gelden niet, of in mindere mate, voor de DI-benadering:

- Het gebruik van de DI-benadering is fysiologisch te onderbouwen, en vormt daarmee een wetenschappelijk betere benadering van de doorgifte van stoffen in een voedselketen in

³⁷ De hier gehanteerde afkorting TDI komt overeen met de afkorting voor Tolerable Daily Intake, wat een gebruikelijk begrip is in de humaan-toxicologische onderbouwing van bodemnormen. Om verwarring met dit begrip te voorkomen wordt in dit rapport verder de term DI gebruikt voor totale Dagelijkse Inname (red.).

vergelijking tot de BAF-benadering. Hiermee is het mogelijk de onzekerheid in de parameters te verminderen.

- Modelberekeningen kunnen worden uitgevoerd op basis van verschillende samenstellingen van het voedselpakket, of op basis van voedselwebketens, met inbegrip van verschillende trofische niveaus (inclusief tertiaire predatoren). Dit is ecologisch relevanter
- Foerageergedrag in ruimte en tijd is realistischer te modeleren

Het belangrijkste argument is daarmee dat de DI-benadering een realistischer beeld kan geven dan BAF-benadering, en op basis van wetenschappelijke aspecten kan worden ontwikkeld. Dit maakt het mogelijk wetenschappelijk concepten van aanpalende vakgebieden op termijn toe te passen waarmee de modellen verbeterd kunnen worden. Hierbij valt te denken aan fysiologische aspecten voor wat betreft de opname van stoffen uit het maag-darm kanaal, of aan foerageergedrag en dieetkeuze van organismen wat een grote invloed kan hebben op de blootstelling. De huidige aanpak is daarmee niet alleen een relatief eenvoudige aanpak, maar het is moeilijk om deze aanpak op een wetenschappelijke manier door te ontwikkelen om onzekerheden te verminderen.

Als nadeel blijft ook in deze benadering dat de experimentele vaststelling van een ADI (Acceptabele Dagelijkse Inname) op basis van gespiket voedsel kan leiden tot een onderschatting van de ADI, en daarmee tot een te conservatieve risicoafleiding.

Aanvullende benodigde kennis:

- kennis over voedselweb relaties van relevante webben;
- ADI per stof en soort, extrapolatie mogelijkheden van huidige effect concentraties via fysiologisch gebaseerde opname modellen.

2) Meerdere voedselketens of -webben bij berekening blootstelling in de normafleiding

In het huidige normeringstelsel worden op basis van BCFs, BAFs, BMFs en onzekerheidsfactoren normen afgeleid vanuit een enkele voedselketen in geval van terrestrische systemen, en mogelijk twee ketens voor aquatische systemen. Een alternatief hiervoor is om meerdere ecologische relevante voedselketens of -webben te beschrijven, te modelleren en per voedselketen of -web een kritische bodemconcentratie af te leiden. Deze voedselketens kunnen zeer verschillend zijn: voor terrestrische systemen bijvoorbeeld een herbivore keten (bodem → gras → grazer), een carnivore met 2 (bodem → gras → muis → kerkuil) en een vermivore keten met 2 (bodem → worm → mol) of met 3 trofische niveaus (bodem → worm → egel → oehoe), en er zijn natuurlijk omnivore webben mogelijk (bodem → gras/bessen/wormen → das; bodem → worm/woelmuis/spitsmuis /insecten → steenuil). Op basis van de verschillende voedselketens zullen verschillende kritische bodemconcentraties afgeleid worden, die kunnen worden herleid tot een norm met behulp van een zogenaamde 'Foodweb Sensitivity Distribution'. Hiermee is het mogelijk om op basis van de

resultaten van de verschillende voedselketens aan te sluiten bij de SSD benadering uit de systematiek van de afleiding in geval van directe toxiciteit.

Dit kan gebeuren op basis van de TDI-aanpak zoals hiervoor beschreven, en de kennislacunes zijn vergelijkbaar. Echter hiervoor zijn meerdere voedselketen/webben nodig. Het voordeel van deze aanpak is dat het (ecologisch) relevanter is, en het gebruik van niet goed onderbouwde onzekerheidsfactoren verminderd kan worden.

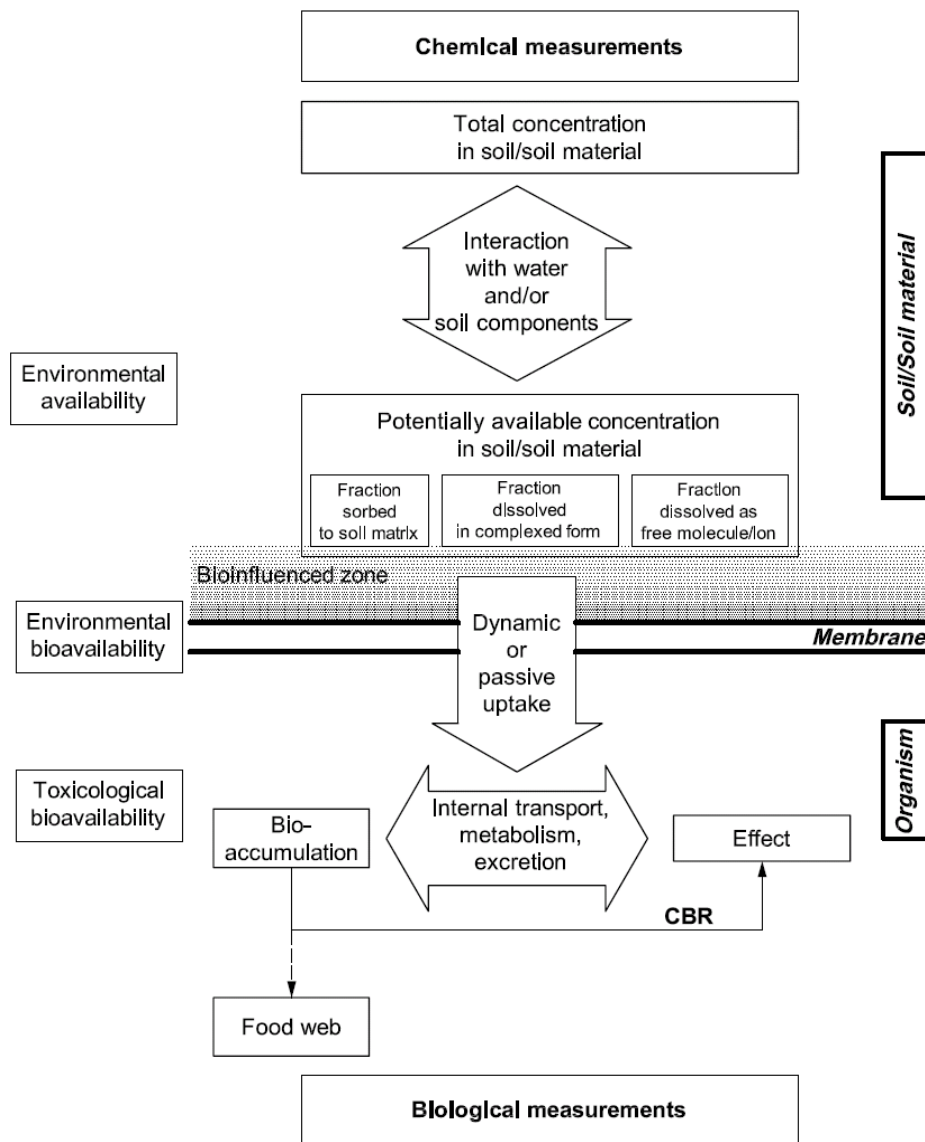
Mogelijkheden voor toepassing in de systematiek van norm-afleiding

De hier gepresenteerde methodes zijn ontwikkeld voor ruimtelijk specifieke risico analyses (zie www.berisp.org) en modellen zijn ontwikkeld om effecten van bodemkarakteristieken op doorvergiftiging van verontreinigingen te kunnen duiden (Van den Brink, *et al.* 2007). Voor toepassing in de normaafleiding is een verdere ontwikkeling van stof specifieke parameters voor de fysio-kinetische modellen nodig. Bij toepassing van de DI-benadering zullen Acceptabele Dagelijkse Innamen bepaald moeten worden. Hierbij kunnen bekende NOECs omgerekend worden naar ADIs (op basis van bekende voedselinnamen van predatoren) of deze kunnen experimenteel vastgesteld worden.

Daarnaast zal voor toepassing een validatie nodig zijn. Implementatie zal v.w.b. wetenschappelijk ontwikkeling op de middellange termijn kunnen plaatsvinden (5-10 jaar).

Bijlage 9. Begrippenkader (bio)beschikbaarheid. Van totale concentratie in bodem tot effect.

(met toestemming overgenomen uit: ISO, 2008)



Bijlage 10. Biobeschikbaarheid van metalen in de bodem

(Beantwoording van enkele vragen van de werkgroep door C.A.M. van Gestel).

Beschikbaarheid van verontreinigingen in de bodem via poriewater vs. andere routes (ingestie van bodemdeeltjes)

Toelichting: één van de discussies rond bodemnormstelling is of de normen niet beter betrekking zouden kunnen hebben op poriewater dan op totaalgehalten. Gehalten in poriewater zouden een goede indicatie zijn van de beschikbare gehalten en dus beter aansluiten bij werkelijk te verwachten effecten. Maar blootstelling van organismen vindt niet alleen plaats via de waterfase. Ook groningestie speelt een rol. Wat is naar jouw inzicht de stand van kennis hierover voor de landbodem (vegetatie, bodemorganismen)? Is de route via groningestie ondergeschikt?

Antwoord:

Vijver *et al.* (2003) toonden in experimenten met regenwormen, waarvan de mond was dichtgelijmd, aan dat opname van metalen voornamelijk plaatsvindt via de huid. Het is derhalve het meest voor liggend dat poriewater de voornaamste route van opname is. Voor springstaarten bleek het relateren van effecten van cadmium aan gehalten in poriewater of in extracten met water of 0.01 M CaCl₂ de verschillen tussen effect-concentraties gemeten in verschillende gronden te verkleinen. Het uitdrukken van effect-concentraties op basis van vrije ion-concentraties of ion-activiteiten in poriewater of water-extracten en correctie voor de pH bleek de verschillen tussen de gebruikte gronden verder te verkleinen (Van Gestel en Koolhaas, 2004). Deze en andere resultaten suggereren dat voor de toxiciteit van metalen voor regenwormen, springstaarten, planten en microorganismen de principes van het Biotic Ligand Model (BLM) gelden (Steenbergen *et al.*, 2005; Thakali *et al.*, 2006a; Thakali *et al.* 2006b; Koster *et al.*, 2006). Uitdrukken van concentraties op basis van gehalten in poriewater, en rekening houden met chemische speciatie in oplossing en de competitieve effecten van andere kationen zou derhalve de toxiciteit kunnen verklaren. Tot op heden zijn dit soort bevindingen vooral verkregen voor koper en nikkel, en indirect en in beperkte mate voor cadmium.

Critici stellen dat het BLM een statisch model is, en feitelijk nog een biologische fundering ontbeert (Hassler *et al.*, 2004). Dit lijkt bevestigd te worden door het feit dat gehalten aan metalen in regenwormen vaak een grote variatie vertonen, zowel tussen gronden als ook in de tijd (zie b.v. Vijver *et al.*, 2007), en niet verklaard kunnen worden door gehalten in poriewater of extracten (Hobbelen *et al.*, 2006; Van Vliet *et al.*, 2005) In een recent overzicht van resultaten uit het SSEO-programma bleek dat deze variatie in gehalten aan metalen in verschillende bodemorganismen lang niet altijd verklaard kan worden door beschikbare gehalten in poriewater of extracten met water of 0.01 M CaCl₂ (Van Gestel, 2008). In veel gevallen bleken gehalten in regenwormen beter te correleren met totaalgehalten in de bodem dan met beschikbare gehalten in oplossing of in extracten (Hobbelen *et al.*, 2006; Van Vliet *et al.*, 2005). Een beter inzicht in de biologische processen

van opname en eliminatie is derhalve gewenst teneinde metaalgehalten in organismen in het veld te kunnen verklaren. In analogie met aquatische ecotoxicologie zou hier ook een biodynamische aanpak gewenst zijn (zie b.v. Louma and Rainbow, 2005).

Voor organische microverontreinigingen zijn reeds langer aanwijzingen verkregen dat de opgeloste fractie (dus poriewater) bepalend is voor opname, en dat alleen voor sterk lipofiele stoffen (log Kow > 5-6) de orale route een rol van betekenis gaat spelen (zie bv. Van Gestel en Ma, 1988; Belfroid *et al.*, 1995; Jager *et al.*, 2003). Grootste probleem was lange tijd dat met name voor de meer lipofiele stoffen nauwkeurige experimentele meting van gehalten in poriewater lastig zo niet onmogelijk is. Met de recent ontwikkelde methode van non-depletion Solid Phase Micro Extraction (nd-SPME) lijkt dit wel mogelijk (Ter Laak *et al.*, 2006a; Ter Laak *et al.*, 2006b) en is bevestiging verkregen voor het feit dat gehalten in oplossing bepalend zijn voor accumulatie van organische microverontreinigingen in bodemdieren (Van der Wal *et al.*, 2004). Maar ook voor organische stoffen kan de biodynamica van opnameprocessen een rol spelen; op dit gebied is nog weinig onderzoek gedaan in het terrestrische milieu.

Geschiktheid BLM (en evt. andere modellen) voor vaststellen/beoordelen beschikbaarheid metalen in terrestrische systemen

Toelichting: dit hangt samen met de voorgaande vraag.

Antwoord:

Terugverwijzend naar voorgaande vraag en het daarop gegeven antwoord kan worden geconcludeerd dat BLMs nog geen geschikt instrument zijn voor het bepalen van de mogelijke risico's van metalen in de bodem.

Een goede analyse van de chemie van metaalspeciatie is een voorwaarde voor de toepassing van een BLM (zie bv. Thakali *et al.*, 2006a en b). Echter zonder aandacht voor de biologische en fysiologische aspecten is het onmogelijk een BLM te ontwikkelen dat recht doet aan de eigenschappen van organismen en hun vaak soort-specifieke wijze van omgaan met metalen (Janssen *et al.*, 2003). Ook het feit dat de biodynamiek van metaalopname niet wordt meegenomen in de huidige BLMs is een beperking. Dit verklaart dat het nog onmogelijk is om op een adequate wijze metaal-gehalten in organismen in het veld te voorspellen op basis van bodemeigenschappen en/of beschikbare gehalten in poriewater of extracten (Van Gestel, 2008)..

Andere modellen, zoals regressiemodellen, waarin metaalgehalten in organismen worden gecorreleerd aan totaalgehalten in de bodem of beschikbare gehalten in poriewater of extracten lijken evenmin te voldoen. Dergelijke regressiemodellen blijken vaak specifiek voor de onderzochte situatie maar niet vertaalbaar naar andere situaties (andere gronden, andere organismen) (Van Gestel, 2008).

Bijlage 11. Schatten en meten van beschikbaarheid van metalen in de bodem

Auteurs: P.F.A.M. Römken, J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, R.P.J.J. Rietra en J. Harmsen

Definitie:

Gemeten (bio)beschikbaarheid benoemen we hier als die analytisch meetbare of modelleerbare fractie waarvan is aangetoond dat die opneembaar is door een of meerdere organismen (nu niet gespecificeerd).

Afbakening:

Terrestrische systemen (afpraak). We beperken ons in dit stuk tot de Chemisch/analytische methoden, bioassays worden niet besproken.

Consequentie:

Beschikbaarheid omvat *meerdere* experimenteel te meten dan wel te modelleren hoeveelheden van een stof in een medium (hier: grond), afhankelijk van het doelorganisme (micro-, macro flora en fauna)

In het navolgende zal op vier aspecten ingegaan worden:

1. Wat is aantoonbaar beschikbaar?
2. Hoe meten dan wel modelleren we dat?
3. welke metingen zijn in een oplossing mogelijk, ervan uit gaand dat 'iets' in oplossing de maat voor de beschikbaarheid is?
4. Beschikbaarheid in normstelling? Zekerheid/onzekerheid? Is dat een beperking voor toepassing?

Ad 1 wat is beschikbaar?

Hoofdindeling van potentieel beschikbare vormen van stoffen in de bodem:

1. hoeveelheid meetbaar in de *vaste* fase: totaal, reactief. Deze fracties zijn van belang voor grotere in de bodem levende organismen (bijv. wormen) maar ook grazers die via inname van grond stoffen binnenkrijgen.
2. hoeveelheid meetbaar in de *vloeibare* fase (in situ bodemvocht dan wel extract): totaal opgelost, organisch gecomplexeerd, anorganisch gecomplexeerd, vrij in oplossing. Deze vormen zijn voornamelijk van belang voor organismen die in de waterfase leven (oa bacteriën) of deze gebruiken voor de vochtvoorziening (inname van water) of verplaatsing

De discussie over wat beschikbaar is, hangt al in sterke mate af van de plek in de keten waar de mate van beschikbaarheid gemeten wordt. Een meting van de totale beschikbare fractie (onder meer via verdund zuur, zie 2) in de bodem is slechts ten dele gecorreleerd aan de beschikbaarheid in dezelfde bodem op het moment dat deze in de darm of maag van een organisme aanwezig is. De

(bio)chemische condities in het organisme zijn dan veel meer bepalend voor de actuele beschikbaarheid. Onderscheid tussen potentieel (oplosbaar in een sterke matrix) of actueel beschikbaar (opneembaar) is daarom cruciaal, maar sterk afhankelijk van de doelsoort die van belang is (bacterie, koe, plant). Een van de grootste problemen is feitelijk het leggen van de link tussen een beschikbare fractie en daadwerkelijke opname (gevolgd door een effect bij te hoge opname). Het meten van effecten op organismen valt hier buiten de scope, een goed overzicht is te vinden in Jensen en Mesman (2006).

De factor tijd speelt ook een belangrijke rol in de hoofdingeling. Bij 2 betreft het niet alleen het deel in de waterfase, maar ook het deel dat kan oplossen in of diffunderen naar de waterfase gedurende de tijd dat het organisme iets kan opnemen vanuit de waterfase.

Ad 2 Hoe meten/modeleren we de beschikbare fractie?

2.1 *Kwantificeren hoeveelheid via extractie en meting van samenstelling daarvan (uit Peijnenburg et al., 2007):*

1. weak extractions: water, water salt solutions, e.g. CaCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, NH_4Ac , Mg-salts, BaCl_2 ;
2. reductive extractants: sodium ascorbate, hydroxylamine-HCl, sodium dithionite (hydrosulphite) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$;
3. weak acids: diluted solutions of especially acetic or citric acid;
4. strong complexing agents (chelating agents). Examples: EDTA, DTPA (sometimes in combination with triethylamine and ascorbic acid), NTA;
5. combined salt-acid extractants: ammonium oxalate/oxalic acid, sodium acetate-acetic acid, $\text{HNO}_3 + \text{NH}_4\text{F} + \text{HAc} + \text{HN}_4\text{NO}_3 + \text{EDTA}$ (Mehlich III), and many others;
6. dilute strong acids: HNO_3 , HCl, "double acid extraction" $\text{HCl} + \text{H}_2\text{SO}_4$, also named Mehlich I;
7. concentrated strong acids: HNO_3 , HCl, $\text{HNO}_3 + \text{HF}$, "aqua regia" (concentrated $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$), Fleischmann acid.

Naast extracties kunnen in situ monsters verkregen worden met cups of 'kunstwortels' van poreus niet adsorberend materiaal.

Behalve enkelvoudige extractie worden vaker sequentiële extracties toegepast waarbij meerdere van de hier genoemde (of andere) extracten op eenzelfde monster in sequentie toegepast worden. De hoeveelheden geëxtraheerd met een of meerdere van deze fracties worden geacht geassocieerd te zijn met bepaalde adsorberende media in de bodem (organische stof, klei, oxide) maar een directe link met beschikbaarheid is vaak niet te leggen (zie ook Peijnenburg *et al.*, 2007 voor een overzicht van beschikbare schema's voor sequentiële extracties).

Voor metalen neemt de hoeveelheid extraheerbaar (sterk) toe gaande van 1 naar 7, waarbij hoeveelheden geëxtraheerd onder 1 representatief geacht worden te zijn voor de werkelijke concentratie als gemeten in poriewater of cups. Dat laatste is overigens lang niet het geval voor alle stoffen omdat de invloed van CaCl₂ op de extraheerbaarheid groot kan zijn (beïnvloeding van pH, samenstelling van DOC en ionsterkte).

Duidelijk is dat een totaalanalyse niet toereikend is, deze bevat in de vaste fase 'opgesloten' metalen die geochemisch niet reactief zijn. Dit verschilt echter per stof, zo kan er voor cadmium een evenwicht bestaan tussen (pseudo) totaalgehalten en de concentratie in oplossing terwijl dat voor sommige organische stoffen en/of metalen (Pb, Cr, PAK) zeker niet geldt. In de meeste gevallen is de totale hoeveelheid geen maat voor de beschikbaarheid. De zoektocht naar "het" extractiemedium voor de bepaling van de beschikbaarheid wordt bemoeilijkt door het feit dat beschikbaarheid varieert per doelorganisme. Een plant neemt een andere fractie op dan een regenworm. Dé universele maat voor beschikbaarheid bestaat dus niet (Harmsen, 2007; Peijnenburg *et al.*, 2007). Correlaties tussen extraheerbaarheid met zwakke extracten en opname door zacht huidige organismen en planten is meermaals aangetoond alhoewel de relaties zowel afhankelijk zijn van stof en doelorganisme. Zo bestaan voor Cd en Zn redelijk tot goede relaties tussen de gehalten in bodem met correctie voor pH, organische stof en textuur en die in planten (Versluijs en Otte, 2001; Rietra en Römken, 2007). Deze concepten worden ook inmiddels in beleidsondersteunende instrumenten (Sanskriet, Risicotoolbox) ingebouwd. Generiek geldige concepten (voor metalen noch organische microverbindingen) bestaan dus niet. Voor planten en enkele zacht huidige organismen zijn correlaties tussen zwakke (CaCl₂), sterkere (NH₄NO₃) en organische (DTPA, Mehlich, EDTA) extracten aangetoond. Voor hardhuidige juist weer niet.

2.2 Kwantificeren via experimentele benadering

Een range van belangrijke meetmethoden voor de directe meting van een beschikbare fractie zijn (in oplopende volgorde van de mate waarin ze gekoppeld kunnen worden aan interne gehalten)

- 1 DMT voor de bepaling van de activiteit in oplossing
- 2 DGT voor de bepaling van de opneembare fractie voor gewassen
- 3 *in vitro* benadering: simulatie maag-darm kanaal middels chemische simulatie van de hoeveelheid opneembare metalen
- 4 *in vivo* benadering: daadwerkelijk opname door proefdieren en effecten op organismen (bio-assays)

Voordeel van de experimentele benadering is dat er een goed effect niveau afgeleid kan worden waarbij er vaak wel weer een verband met een of meerdere fracties (bijv vrije metaal activiteit, of reactieve fractie) aantoonbaar is.

2.3 Modelmatige benadering (zowel chemische beschikbaarheid als opname)

- 1 modelering beschikbaarheid via adsorptie/precipitatie/complexatie modellen-

- 2 modelering beschikbaarheid mbv empirische relaties/overdrachtcoëfficiënten
- 3 modellering beschikbaarheid via chemische modellen in combinatie met een Biotic Ligand Model

Er bestaan modellen voor zowel de schatting van de directe beschikbaarheid (een bepaalde fractie in de bodem) als het uiteindelijk daaraan gecorreleerde effect (gehalten in een organisme, dier of plant). Chemische evenwichtmodellen zijn sterk verbeterd en zijn in staat om in een groot bereik van bodems een redelijke tot goede voorspelling te maken van de verdeling van metalen over vaste en vloeibare fase als ook de verdeling over componenten in de vaste als vloeibare fase (speciatie). Vooral voor de "bekende" metalen (Cd, Cu, Zn, Ni, Pb) zijn deze concepten ver ontwikkeld, voor andere (Cr, As, V, Mo) minder ver.

Interne gehalten in doelorganismen (planten en of dieren) zijn nog beperkt te voorspellen aan de hand van mechanistische modellen, of slechts voor een aantal beperkte soorten en metalen. De variatie aan dier/plant fysiologische processen is groot en sterk stof- en organisme afhankelijk. Veelal worden eenvoudige (lineaire) of non-lineaire (Freundlich) overdracht coëfficiënten toegepast. In deze benadering wordt de meting van de werkelijk beschikbare fractie dus feitelijk overgeslagen door direct een link te leggen tussen het gehalte in de bodem (in combinatie met bodemeigenschappen) en het doelorganisme. Wanneer dergelijke concepten (bijvoorbeeld de nu in de toolbox opgenomen bodem plant relaties) gebaseerd zijn op algemeen beschikbare (bodem)gegevens vergroot dat de toepasbaarheid aanzienlijk. Zeker voor metalen geldt echter dat de berekening van de beschikbaarheid in poriewater (hetzij totaal dan wel activiteit) via mechanistische modellen ook de fase van toepasbaarheid op veldschaal nadert.³⁸

Een vergelijking van de voorspelling van ion concentraties door empirische (Freundlich) modellen (Pampura *et al.* 2007) en die met gekoppelde adsorptie-speciatie modellen (Bonten *et al.*, 2008) met gemeten concentraties laat zien dat momenteel beide methoden de concentratie met een vergelijkbare nauwkeurigheid kunnen voorspellen..

Meer mechanistische modellen voor het voorspellen van effecten op biota in combinatie met chemische speciatie berekeningen zoals het Biotic Ligand Model zijn sterk in ontwikkeling. De huidige toepasbaarheid op terrestrische systeem is echter nog beperkt, maar de verwachting is dat dergelijke modellen in de toekomst toepasbaar zullen zijn op verschillende groepen (maar niet alle) bodemorganismen.

³⁸ Dit geldt niet voor anaerobe, wel voor aerobe bodems (zie Schröder, 2005)

Ad 3. Bepalen samenstelling van extract en vaste fase

- 1 totaalanalyse (ICP, AAS, chromatografie)
- 2 directe speciatie meting (ISE, DMT), hierbij zijn geen modellen nodig voor de berekening van de speciatie uit de metingen.
- 3 indirecte speciatie meting (voltametrie, DGT, DMT), de meting heeft aanvullende modelberekeningen nodig voor het bepalen van de speciatie
- 4 vast: Mineralogische/spectrografische technieken
- 5 modelmatige berekening van speciatie en geadsorbeerde fracties gebruik makend van metingen van parameters die beschikbaarheid bepalen (pH, DOC, zwevende stof, Ca) in specifieke gevallen, zoet/zout ook Cl. Voor de vaste fase ook OM en lutum

Ad 4. Beschikbaarheid in normstelling?

Op dit moment wordt bij de generieke en locatiespecifieke bepaling van de bodemkwaliteit nog niet direct rekening gehouden met biobeschikbaarheid. Het beoogde risicogerichte beleid vraagt hier echter wel om. Wel is het zo dat voor bepaalde risico's (onder andere verspreidingsrisico's en landbouwkundige risico's) modellen in de risicotoolbox opgenomen zijn die via, deels empirische, modellen het totaalgehalte vertalen naar een concentratie in de waterfase dan wel een gehalte in de plant, Waarbij dan rekening gehouden met de invloed van (verschillen in) bodemfactoren op de beschikbaarheid van stoffen.

Het is de verwachting dat de daarin opgenomen modellen op termijn (< 5 jaar) voor een deel van de stoffen vervangen gaan worden door meer mechanistische modellen. Zeker daar waar het de berekening van gehalten in de waterfase betreft, zijn modellen voor metalen sterk verbeterd en kunnen op afzienbare termijn ingezet worden voor de berekening van de verspreidingsrisico's. Voor opname door planten zal het gebruik van mechanistische modellen nog langer duren. Niet alleen is de variatie in de opname door planten veel groter (tussen gewassen), ook spelen meer factoren (weer, beworteling etc) een grote rol die niet eenvoudig door modellen op locatiespecifiek (laat staan generiek) niveau te simuleren zijn. Zoals al is weergegeven is biobeschikbaarheid geen generieke term. Voor normstelling in relatie tot gewasopname is het daarom van belang dat er keuzes worden gemaakt, bijvoorbeeld t.a.v. gewassen. Normstelling kan zich bijvoorbeeld richten op gevoelige gewassen. Bij humane normstelling pakken we immers ook de meest gevoelige, het kind.

Directe metingen als vervanging van modelberekeningen lijken vooralsnog niet aan de orde. Zeker daar waar het metingen in de waterfase betreft is de variatie in gehalten als gevolg van verschillen tussen technieken, voorbehandeling, meettechniek en simpelweg tijdstip van meten (in het jaar) te groot om te komen tot een robuuste uitslag. Temporele variaties in sturende variabelen als zuurgraad en opgeloste hoeveelheden koolstof (DOC) bijvoorbeeld na opbrengen van mest dan wel bagger zijn van enorme invloed op de concentratie/activiteit in de waterfase. Voor metingen van

‘pseudo-totaal’ of reactieve fracties is het aspect van variatie in de tijd minder relevant en kan met een goed bemonsteringsschema (rekening houdend met ruimtelijke variatie) een goede maat verkregen worden van de totale beschikbare fractie.

De combinatie van metingen aan de totale beschikbare fractie en (bij voorkeur mechanistische) modellen voor de berekening van de actuele beschikbare fractie (indien dat gekoppeld is aan de concentratie dan wel activiteit) lijkt op dit moment de meest belovende aanpak.

Belangrijk is echter wel om de veronderstelde relatie tussen de gemeten dan wel gemodelleerde biobeschikbare fracties (oa concentratie, activiteit) en daadwerkelijke interne gehalten en (daarop volgend) effecten experimenteel te bepalen. Dit is op dit moment nog slechts voor een beperkt aantal stoffen en soorten gedaan (oa planten en enkele zachthuidige organismen).

Bijlage 12. Over beschikbaarheid in de bodem, de rol van organische (kool)stof en de betrouwbaarheid van transferfuncties

Auteurs: B. Jansen, W.P. de Voogt

Organische stof in bodems heeft een grote invloed op de mobiliteit en beschikbaarheid van een breed scala aan stoffen, uiteenlopend van essentiële sporenelementen en nutriënten voor planten tot milieubelastende stoffen zoals (zware) metalen, pesticiden en PCB's.

Vooral (zware) metalen met een meervoudige lading in hun kation vorm zoals Cd^{2+} , Cu^{2+} en Al^{3+} kunnen zeer sterk en specifiek aan organische stof binden via multidentate coördinatieve, 'inner-sphere' binding met voornamelijk zuurstof- of stikstofhoudende functionele groepen op de organische stof. Dit houdt in dat één metaalkation via twee of meer bindingen tegelijk gebonden is aan twee of meer specifieke functionele groepen op de organische stof. Deze bindingen hebben daarbij een sterk covalent karakter waardoor ze zo kort zijn dat er geen watermoleculen tussen passen zoals bij normale ionogene binding wel het geval is. Omdat de bindingen erg sterk zijn en elk metaalkation met meerdere bindingen aan de organische stof is gebonden, verlaagt de binding van metalen met organische stof meestal drastisch de beschikbaarheid van het metaal in kwestie voor organismen. Deze zijn doorgaans niet in staat het metaal van de organische stof los te maken. Daarbij maakt het echter wel uit aan wat voor soort organische stof het metaal is gebonden. Zijn dat namelijk hele kleine moleculen, dan zijn organismen soms in staat het metaal inclusief het organische molecuul waar het aan vast zit in zijn geheel op te nemen. Sterker nog, planten gebruiken deze strategie vaak om metalen binnen te halen: ze scheiden bij hun wortels kleine organische zuren uit die metalen aan zich binden en nemen deze complexen vervolgens in zijn geheel op. Naast de grootte van het organische molecuul in kwestie, spelen ook andere factoren een belangrijke rol in het bepalen van de beschikbaarheid van metalen na binding met organische stof. Zo geldt weliswaar dat de binding van metalen aan organische stof manier erg sterk is, maar ook dat deze erg afhankelijk is van ander bodemchemische factoren zoals de aanwezigheid van andere stoffen. De belangrijkste daarvan is de aanwezigheid van H^+ ionen (d.w.z. de zuurgraad of pH). Enerzijds voeren H^+ ionen een competitie met de metaalkationen voor binding aan dezelfde zuurstofhoudende functionele groepen. Anderzijds bepaalt de pH de hoeveelheid aanwezige OH^- ionen die aan het metaal kunnen binden en bijvoorbeeld laten neerslaan. Hierdoor bestaat er een complexe relatie tussen de pH en de binding van de organische stof met metaalkationen. Maar ook de aanwezigheid van andere metalen kan tot competitie leiden waardoor er minder functionele groepen voor het metaal in kwestie beschikbaar zijn om aan te binden.

Samenvattend kun je zeggen dat binding van (zware) metalen aan organische stof een grote invloed heeft op de beschikbaarheid van het metaal voor organismen, maar dat de mate waarop de beschikbaarheid beïnvloed wordt sterk afhangt van een complex samenspel van factoren

waaronder de heersende pH, de aanwezigheid van andere metalen en de samenstelling van de organische stof in kwestie.

Vanwege de grote invloed van organische stof op metaalbeschikbaarheid, zegt de totale hoeveelheid metaal in een bodem of in bodemvocht in veel gevallen niet zo veel over de beschikbaarheid van het metaal voor organismen. Om dit in te schatten moet je eigenlijk de 'vrije', niet aan (grote moleculen) organische stof gebonden fractie kennen. Deze is echter vaak erg lastig te meten. In plaats daarvan worden daarom vaak transferfuncties gebruikt om de beschikbare hoeveelheid van een stof, zoals in ons geval (zware) metalen, in te schatten op basis van veel makkelijker te meten andere factoren. Zo'n transferfunctie kan er bijvoorbeeld zo uitzien (bron: Ma *et al.*, 2005):

$$\text{Log}[\text{Cd}]_{\text{plant}} = 0.17 - 0.12 \text{ pH} - 0.28 \log(\text{OS}) + 0.49 \log[\text{Cd}]_{\text{soil}} \quad [1]$$

Hierbij wordt de concentratie cadmium in gras berekend aan de hand van de bodem-pH, de hoeveelheid organische stof (OS) in de bodem en de totale concentratie cadmium in de bodem.

Meer in zijn algemeenheid kun je een transferfunctie definiëren als:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon \quad [2]$$

Om deze functie te kunnen gebruiken moeten er gemakkelijk meetbare factoren X_1 t/m X_n , zijn die de moeilijk meetbare factor Y bepalen. Het is daarbij van groot belang te weten welke dit zijn. Mis je een belangrijke factor omdat deze niet goed meetbaar is of omdat je kennis van het systeem onvolledig is, dan maakt dat de relatie slechter. Die onvolkomenheid komt in de ruisfactor ε terecht. Deze is gemiddeld nul, maar heeft een grotere of kleinere spreiding naar gelang de grootte van de onvolkomenheid in de relatie.

De volgende stap is de waarden van de coëfficiënten β_0 t/m β_n te bepalen. Hierbij loop je tegen het probleem aan dat je hiervoor bij verschillende waarden van de factoren X_1 t/m X_n , de waarde van Y zult moeten bepalen. Daarbij geldt in de eerste plaats het statistische probleem dat je bij elke meting onzekerheid hebt door de meetfout en door het feit dat je een steekproefgemiddelde gebruikt om een populatiegemiddelde te beschrijven. Hoe meer metingen je doet, hoe kleiner de statistische fout echter zal zijn. Een veel groter probleem is het feit dat Y kennelijk moeilijk rechtstreeks te bepalen is. Bijvoorbeeld omdat de metingen tijdrovend, minder nauwkeurig en/of erg duur zijn. Dat is immers de reden dat je een transferfunctie wilt opstellen. Dit staat echter op gespannen voet met het doen van een groot aantal, nauwkeurige metingen. Hierdoor zul je daarom onherroepelijk een (grote) fout in de relatie introduceren, die wederom in de spreiding van de ruisfactor ε terecht komt bovenop de fout geïntroduceerd door het feit dat je je systeem niet perfect kent.

Tenslotte, is er het probleem dat zelfs als je de relatie perfect omschreven zou hebben, d.w.z. dat je de factoren X_1 t/m X_n perfect gekozen hebt en coëfficiënten β_0 t/m β_n perfect hebt weten te bepalen, je bij toepassing van de transferfunctie opnieuw te maken hebt met meetfouten in de bepaling van de waarden voor de factoren X_1 t/m X_n , die een onzekerheid meegeven aan de uitkomst voor Y . Hoe groter het aantal factoren, hoe groter de cumulatieve onzekerheid zal zijn. Deze fout komt bovenop de eerder geïntroduceerde fouten.

Bij het gebruik van transferfuncties zit je dus met een opeenstapeling van fouten, waarbij een belangrijke bijdrage komt door het dilemma dat je de waarde die je met de functie wilt schatten moet meten om de functie op te kunnen stellen. Als die waarde goed te meten is, is er geen reden om een transferfunctie te gebruiken. Je kunt dan veel beter de waarde gewoon direct meten en daarmee alle overige onnauwkeurigheden waar je bij het gebruik van transferfuncties tegenaan loopt vermijden. Als de waarde slecht te meten is, is het gebruik van een transferfunctie wel zinnig, maar zul je grote problemen hebben deze nauwkeurig op te stellen, omdat je daarvoor nou juist de waarde vaak en nauwkeurig moet meten.

Dit dilemma zie je terug in het geval van transferfuncties die gebruikt worden voor het vaststellen van de beschikbaarheid van metalen in bodems, zoals in het voorbeeld met cadmium. Zoals eerder uitgelegd, is de relatie tussen beschikbaar metaal, pH, organische stof gehalte en totale metaalconcentratie erg complex. Complexer dan bijvoorbeeld in vergelijking [1] weergegeven wordt. Zo wordt in [1] geen rekening gehouden met verschillen in organische stof samenstelling zoals dichtheid van functionele groepen en de grootte van de moleculen. Ook de invloed van competitie met andere metalen blijft buiten beschouwing. Daarnaast zal het nauwkeurig vaststellen van de relatie lastig zijn geweest door de grote spreiding die je doorgaans vindt in rechtstreeks gemeten concentraties in planten ten gevolge van de heterogeniteit van de opname in planten zelf in combinatie met de mogelijke ruimtelijke spreiding van de cadmiumconcentraties in de bodem. Het is daarom niet verwonderlijk dat de gerapporteerde nauwkeurigheid van de transferfunctie laag is ($R^2 = 0.53$).

Vanwege de hierboven omschreven problemen met het gebruik van transferfuncties, is het van belang altijd erg zorgvuldig met het gebruik hiervan om te gaan. Daarbij moet je je altijd afvragen of het niet toch mogelijk is de waarde die je wilt weten direct te meten, of dat er misschien een uitgebreider systeemmodel beschikbaar is dat de gewenste relatie nauwkeuriger beschrijft dan middels een relatief simpele transferfunctie. Voor de vrije beschikbaarheid van metalen bestaat dit bijvoorbeeld in de vorm van het WHAM-Model VI en NICCA-Donnan model. Aan de andere kant kunnen transferfuncties in sommige gevallen een snelle en gemakkelijke schatting van bepaalde waarden geven.

Beschikbaarheid organische stoffen

De beschikbaarheid van organische stoffen in de bodem wordt onder meer bepaald door sorptie aan vaste bodembestanddelen, aard van de stof, bodemsysteemparameters, en de aanwezigheid van opgelost organisch materiaal in het poriewater. De beschikbaarheid van apolaire organische stoffen wordt geacht in zeer belangrijke mate af te hangen van de hoeveelheid en aard van het organisch koolstof in de vaste fase. Om die reden - die empirisch ook is vastgesteld - wordt de evenwichtspartitie van een organische stof tussen bodem (of sediment) en poriewater (of water) genormaliseerd naar de organisch koolstof fractie (partitatiecoëfficiënt, K_{oc}). Voor veel hydrofobe stoffen is aangetoond dat dit concept inderdaad geldt. De laatste jaren is echter duidelijk geworden dat het organisch koolstof in bodem of sediment tenminste twee te onderscheiden typen koolstof omvat (amorf kool en black carbon), die van groot belang zijn voor de mate van beschikbaarheid. Als gevolg daarvan worden in de literatuur aan de vaste fase gebonden fracties van een organische contaminant onderscheiden, die verschillen in snelheid en mate van desorptie en daarmee de werkelijke beschikbaarheid van de contaminant bepalen.

Van de sorptiemechanismen van polaire organische stoffen is veel minder bekend dan van de hydrofobe organische stoffen. Uit de beschikbare literatuur kan geconcludeerd worden dat sorptie van dergelijke stoffen niet-lineair is, en dat verschillende mechanismen betrokken (kunnen) zijn bij de uiteindelijke verdeling tussen vaste en opgeloste fase. Afhankelijk van de chemische samenstelling van de stof spelen zowel hydrofobe als elektrostatische interacties een rol. Omdat de sorptieisothermen niet-lineair zijn is er ook geen discrete partitatiecoëfficiënt. Bovendien is de rol van organisch koolstof in de vaste fase minder eenduidig en is normering op organisch koolstofgehalte vaak niet zinvol, zeker als elektrostatische interacties meer dominant zijn. Dit laatste is het geval bij sterk polaire of gedeeltelijk ionaire verbindingen en bij lage concentraties zoals die welke in het milieu vaak voorkomen. Voor het hanteren van partitatiecoëfficiënten voor voorspelling van poriewaterconcentraties vanuit totaal-concentraties van polaire organische stoffen in de bodem is er derhalve geen wetenschappelijke gefundeerde basis en lijkt risicobeoordeling voorlopig dus op gemeten concentraties in bodemvocht gebaseerd te moeten worden. Schatting kan eigenlijk alleen wanneer specifiek voor de contaminant empirisch afgeleide sorptieisothermen beschikbaar zijn.

Metingen

Er zijn diverse experimentele meetmethoden geschikt voor de bepaling, zowel in experimentele sorptiestudies als in het veld, van de vrij in water beschikbare fractie van een organische contaminant. Op grond van experimenteel vastgestelde beladingscurven van de stof in het sorberend materiaal (ijking) kan de concentratie in het (porie)water waar de vezel gedurende enige tijd (typisch enkele uren) in ondergedompeld/aangebracht is teruggerekend worden. SPME is een van de bekendste en meest succesvolle technieken hiervoor. Hierbij wordt d.m.v. een dun stukje glasvezel dat gecoat is met een geschikt sorberend materiaal (polyacrylaat, polyimide, polydimethylsiloxaan (PDMS), enz.) de vrij in oplossing aanwezige contaminant geëxtraheerd en gekwantificeerd. SPME naalden kunnen direct in de bodem worden toegepast. Daarnaast zijn er diverse andere voorbeelden van instrumenten of materialen, zoals (glazen) staafjes gecoat met een zelfde soort sorberend materiaal of dunne platen van zuiver PDMS die in de bodem kunnen worden geplaatst en zo de in het poriewater vrij opgeloste stof kunnen extraheren. Nog andere technieken behelzen membraandiffusie vanuit poriewater dat door bv. centrifugeren van een bodemmonster is verzameld.

Bijlage 13. Kwetsbaarheidsanalyse

Auteur: J.H. Faber

Methodiek ecologische kwetsbaarheidanalyse

De meeste toxiciteitgegevens zijn gebaseerd op “laboratorium flora en fauna”: goed kweekbare, hanteerbare, etc. soorten die geen doorsnee vormen van de levensgemeenschap *out there*. Van bijv. doelsoorten van het natuurbeleid zijn juist geen toxiciteitsgegevens bekend, maar zijn daarentegen wel veel auto-ecologische data (levensgeschiedenissenmerken, voedselbiologie, verspreiding, en dergelijke). Deze eigenschappen kunnen worden beoordeeld in termen van kwetsbaarheid voor specifieke stoffen. Toxicologische gevoeligheid is dan slechts een van vele eigenschappen die de kwetsbaarheid van een soort in het veld bepaalt. De eigenschappen hebben daarnaast betrekking op externe en interne blootstelling en mechanismen op populatieniveau. Bijdragen van deze eigenschappen aan de ecologische kwetsbaarheid van de soort zijn positief of negatief, en kunnen met expertoordeel van een relatief belang worden voorzien. Met de ook in de MER veel gebruikte techniek van multi-criteria analyse wordt een samenvattend oordeel opgesteld, waarbij soorten worden gerangordend naar relatieve kwetsbaarheid. Desgewenst kunnen soorten weer worden geaggregeerd op het niveau van bijv. natuurdoeltypen of ecotopen, zodat ook deze zijn te ordenen naar relatieve kwetsbaarheid voor specifieke stoffen (Faber *et al.* 2003a, 2004). Onderstaande bevindingen hebben betrekking op diersoorten; voor planten kan op analoge wijze te werk worden gegaan, maar met gebruik van deels andere eigenschappen.

Op basis van hun ecologische eigenschappen kunnen diersoorten goed van elkaar worden onderscheiden. Dit komt bijvoorbeeld tot uitdrukking in een onderscheid tussen algemene soorten (algemeen, talrijk) en doelsoorten van het natuurbeleid (zeldzaam, bedreigd).

Voor een kwetsbaarheidanalyse moet in principe bij elke stof apart een expertoordeel worden doorlopen. Totnogtoe zijn slechts enkele stoffen bestudeerd die wellicht representatief zijn voor verschillende risicoscenario's (tabel B13.1). Extrapolatie naar andere stoffen in vergelijkbare scenario's lijkt vooral afhankelijk van werkingsmechanismen.

Tabel B13.1. Matrix van risico scenario's en keuze van stoffen voor pilot study kwetsbaarheidanalyse (De Lange et al., 2006)

Contaminant type	Exposure site		
	in soil	in water	at soil surface
Essential metal	copper, zinc	copper, zinc	
Non-essential metal	cadmium	cadmium	
Persistent organic pollutant	DDT	DDT	
Degradable organic pollutant	chlorpyrifos, ivermectin	(chlorpyrifos)	chlorpyrifos, ivermectin

De ecologische kwetsbaarheid van een soort is een resultante van zijn eigenschappen. Welke van deze eigenschappen het meest bepalend zijn is afhankelijk van de te beoordelen stof. Omgekeerd kunnen per stof de in het algemeen meest relevante ecologische eigenschappen van soorten herkend worden, die kwetsbaarheid bepalen (tabel B13.2).

Tabel B13.2. Meest indicatieve ecologische karakteristieken. (De Lange et al., 2006)

Chemical	Main characteristic indicative for vulnerability
Copper, Zinc	habitat choice
Cadmium	r-strategy = low vulnerability, K-strategy = high vulnerability; higher trophic level = high vulnerability
DDT	population resilience reduces vulnerability
Chlorpyrifos	habitat choice; r-strategy = high vulnerability, K-strategy = low vulnerability
Ivermectin	population resilience reduces vulnerability

De methodiek voor kwetsbaarheidanalyse kan in principe gebruik maken van ecotoxicologische gegevens. Toxicologische gegevens die direct betrekking hebben op gevoeligheid (NOEC, EC50) ontbreken meestal wanneer het gaat om wilde soorten, al kunnen gegevens voor traditionele testsoorten op hoger taxonomisch niveau worden veralgemeniseerd ten koste van de resolutie binnen de diergroep (vogels, zoogdieren, etc.). Omdat er zo weinig toxicologische gegevens beschikbaar zijn, is ook het onderscheidend vermogen tussen diergroepen beperkt (Luttik *et al.*, 1997; Traas *et al.*, 1998). Ook is op basis van dergelijke toxiciteitsgegevens geen directe vergelijking mogelijk tussen aquatische en terrestrische soorten. Mogelijk zit er voor persistente stoffen enig perspectief in het gebruik van *body burden* gegevens om beide beperkingen te omzeilen.

Op basis van de voor 'laboratorium fauna' beschikbare toxiciteitsgegevens kan de kwetsbaarheidanalyse als het ware worden geïkt. Dit zou inzicht geven in de verhouding tussen gevoeligheid en kwetsbaarheid bij deze soorten. In vergelijking tot de kwetsbaarheid van wilde

soorten ontstaat zo een perspectief voor de interpretatie van ecologische risicobeoordeling met SSD en PAF, dat wil zeggen de vertaalbaarheid naar levensgemeenschappen in het veld (ecologische onderbouwing). Met enige terughoudendheid zou de kwetsbaarheidanalyse zelfs een indicatie kunnen geven van de soortensamenstelling van de potentieel aangetaste fractie.

Er is inmiddels al wel een vergelijking gemaakt tussen kwetsbaarheid van soortengroepen en de gevoeligheid voor stoffen. Hierbij is gekeken hoe de gemiddelde kwetsbaarheid in een groep zich verhoudt tot toxicologische effectgrenzen voor die groep. Voor zover de beschikbaarheid van gegevens deze vergelijking toelaat blijkt dat de relatie tussen kwetsbaarheid en gevoeligheid stofspecifiek is. Voor essentiële metalen lijkt een goede relatie te bestaan, voor Cd, DDT en chloorpyrifos is die er niet. Afwezigheid van zo'n verband suggereert voor deze stoffen een beperkte geldigheid van SSD extrapolatie naar het veld, en onderstreept de behoefte aan aanvullende ecologische onderbouwing.

Een directe vertaling van resultaten van ecologische kwetsbaarheidanalyse in normstelling voor bodemkwaliteit lijkt sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van effectgegevens in relatie tot externe of interne blootstelling. De beschikbaarheid van gegevens lijkt beperkt, maar uitputtend onderzoek van literatuur en databanken heeft nog niet plaats gevonden. De methodiek is vooralsnog te weinig kwantitatief en teveel gericht op rangordening van alternatieven. Wel kan de methode op korte termijn bijdragen aan de ecologische onderbouwing en evaluatie van bestaande normstelling. Er lijkt met name perspectief te zijn voor een ecologische evaluatie van SSD-gebaseerde risicobeoordeling:

- Stofspecifieke vergelijking van relatieve kwetsbaarheid natuurdoeltypen en ecotopen, inclusief vergelijking aquatisch-terrestrisch.
- Tentatieve validatie van ecologische relevantie van SSD (hoe is de relatie gevoeligheid en kwetsbaarheid?).
- Tentatieve identificatie PAF soorten uit SSD (beperkt tot essentiële metalen).

Perspectieven voor middellange tot langere termijn:

- Getalsmatige criteria voor normstelling (afhankelijk van beschikbaarheid gegevens body burden in relatie tot effect(grenz)en).
- Benoemen van kwetsbare regio's en functies (cf. Bodemstrategie).

Tenslotte is de methode nu ook al bruikbaar bij de keuze van relevante (kwetsbare) parameters voor monitoring van natuurdoelen op verontreinigde bodems (Faber et al., 2003b) en wordt deze toegepast in locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling ter vergelijking van risicogroepen en het prioriteren van maatregelen voor risicobeheer. De methode is daarmee breed inzetbaar, en daarmee zou een 'unifying principle' kunnen worden ingebracht tussen generieke normstelling en locatiespecifieke risicobeoordeling.

Bijlage 14. Berekening ecologische risico's met de risico-toolbox

(met toestemming overgenomen uit: www.RisicotoolboxBodem.nl, RIVM, 2008)

De ecologische risico's in de risicotoolbox worden berekend door de concentratie van stoffen in de bodem (gecorrigeerd naar standaardbodem) te toetsen aan een risicogrenswaarde. De risicogrenswaarden komen overeen met de risicogrenswaarden die zijn gebruikt voor de afleiding van de landelijke maximale waarden. De ecologische grenswaarden worden beleidsmatig vastgesteld. Bij de onderbouwing van de grenswaarden wordt gebruik gemaakt van wetenschappelijk onderzoek naar de effecten van stoffen op soorten. In deze onderbouwing kan er voor een aantal stoffen rekening worden gehouden met de effecten van doorvergiftiging.

Risico's en functies

Om na te gaan of er sprake is van risico's voor ecosystemen wordt de blootstelling van ecosystemen aan verontreinigingen in de bodem vergeleken met de ecotoxicologische grenswaarde die beleidsmatig per bodemfunctieklasse en per bodemgebruiksfunctie is vastgesteld. De beleidsmatige concentratiegrenswaarde voor een stof is voor de klasse "Industrie" bijvoorbeeld hoger dan voor de klasse "Wonen met tuin". Indien de bodemconcentratie lager is dan de grenswaarde voor het optreden van onacceptabele ecologische risico's, dan voldoet de bodemkwaliteit aan de beleidsmatig vastgestelde criteria. Is de bodemconcentratie hoger, dan duidt dit op ecologische risico's die hoger zijn dan de landelijke overheid acceptabel acht bij de betreffende vorm van bodemgebruik.

Principe en uitgangspunten

Voor de toetsing van de ecologische blootstelling berekent de RisicotoolboxBodem een [Risico Index](#) voor ecosystemen (RI). De Risico Index voor ecosystemen wordt berekend als de lokale totaalconcentratie van een stof gedeeld door de ecologische grenswaarde voor de bodemfunctieklasse of de bodemfunctie. De grenswaarde is dus afhankelijk van het lokale bodemgebruik. Bij de afleiding van de grenswaarde kan, afhankelijk van de beschermdoelen die horen bij een bodemfunctie, rekening gehouden worden met het risico van doorvergiftiging. In totaal zijn er 5 unieke risicogrenswaarden. De ondergrens is beleidsmatig vastgesteld op het AW2000 niveau. Daarnaast kan er getoetst worden aan de zogenaamde "tussenwaarde" en het HC niveau. In beide gevallen kan er wel of geen rekening worden gehouden met doorvergiftiging. Indien de berekende Risico Index voor een bodemfunctie kleiner is dan 1 voldoet de bodem bij de gegeven mate van verontreiniging aan de kwaliteitseisen behorende bij dat blootstellingsscenario, oftewel bij het huidige of toekomstige bodemgebruik dat daarmee overeenkomt. Indien de Risico Index groter is dan 1 voldoet de bodem niet aan de kwaliteitseisen behorende bij het huidige of toekomstige bodemgebruik. Dit laatste betekent dat er een potentieel probleem is van ecologische aard. In dat geval is bodembeheer wenselijk. Dit betekent in de praktijk: het realiseren van een

veranderde blootstelling van ecosystemen, bijvoorbeeld door verandering van de mate waarin stoffen aan de bodem kunnen binden.

Nabeschuwing

Het Nederlandse beleid voor bodemkwaliteit heeft als beleidsmatig uitgangspunt de risicobenadering, om nadelige effecten van blootstelling aan toxische stoffen te voorkómen of om deze zoveel mogelijk teniet te doen. Deze risicobenadering is gebaseerd op langjarig wetenschappelijke onderzoek uitgevoerd door verschillende Nederlandse en internationale kennisinstututen. De gehanteerde en hier omschreven benaderingen zijn afgeleid, om tegemoet te komen aan het beleidsmatige oogmerk om de aandacht meer dan voorheen op risico's en lokale vormen van bodemgebruik te richten. Anders dan bij de humane risicobeoordeling bestaat de blootstellingsbeoordeling uit één scenario – te weten: blootstelling aan de totale concentratie. Anders dan bij de humane risicobeoordeling bestaat de risicokarakterisatie uit een keuze van verschillende beleidsmatige acceptatiegrenzen voor risico. Bij de humane risicobeoordeling is het beschermingsdoel eenduidig (het voorkómen van nadelige effecten), en is daaraan voor twee typen stoffen een beschermingsniveau afgeleid. Dat beschermingsniveau geldt universeel. Bij de ecologische risicobeoordeling is er sprake van beleidsmatige differentiatie van ecologische beschermingsdoelen, naar de aard van het bodemgebruik. De gehanteerde werkwijze is vastgelegd in verschillende wetenschappelijke rapportages. De randvoorwaarden en de toetscriteria van de ecologische risicobeoordeling zijn bepaald door het beleidsmatige project NoBo.

Toxische druk van mengsels

Het is bekend, dat risico's voor ecosystemen toenemen indien er sprake is van een mengsel van stoffen. Tevens is bekend, dat de toename van risico niet recht evenredig is met de toename van de concentratie. Tenslotte is bekend, dat de mate van toename van ecologisch risico tussen stoffen – bij eenzelfde mate van concentratietoename - kan verschillen. Om deze reden is er de optionele beoordeling via kwantificering van de toxische druk van mengsels toegevoegd aan de ecologische risicobeoordeling in de module "Gevolgen lokale maximale waarden". In deze optionele beoordeling wordt uitgegaan van de theorie van de soortengevoeligheidsverdelingen. Dergelijke verdelingen zijn ook bij de afleiding van de algemene milieukwaliteitsnormen gehanteerd. Door toepassing van deze methode worden de bekende feiten over de relatie tussen blootstelling en ecologische effecten in de risicoberekening verdisconteerd. Voor nadere uitleg zie bijlage 15.

Bijlage 15. Berekening toxische druk (ms-PAF) met de risico-toolbox

(met toestemming overgenomen uit: www.RisicotoolboxBodem.nl, RIVM, 2008)

Berekening toxische druk

De RisicotoolboxBodem kan optioneel ecologische risico's beoordelen via de module "berekening toxische druk (ms-PAF) voor ecosystemen". Deze module berekent de waarde van de toxische druk van afzonderlijke stoffen of mengsels op ecosystemen. Deze risicomaat is aanvullend op de goedgekeurde methode voor ecologische risicobeoordeling in de Risicotoolbox. In die standaardberekening wordt het ecologische risico uitgedrukt als Risico Index, dat wil zeggen: het aantal keren dat de lokale normwaarde voor een stof wordt overschreden, waarbij de normwaarden afhankelijk van het beschermdoel variëren tussen de bodemfunctieklassen (de bodemfunctieklassen industrie heeft laagste beschermingsniveau).

PAF per stof

Zie bijlage 2.

ms-PAF voor stoffenmengsels

Als van alle op een locatie aanwezige stoffen de toxische druk gekwantificeerd is, kan ook de totale toxische druk van het mengsel gekwantificeerd worden. De werkwijzen daarvoor zijn samengevat in een artikel (De Zwart and Posthuma 2006). Naast de SSD-formules, die de PAF per stof leveren, is in dit geval nodig:

- informatie over het werkingsmechanisme van elk van de aanwezige stoffen;
- een methode om de mengselwerking te kwantificeren.

In deze methode worden de stoffen gegroepeerd naar werkingsmechanisme. Hierdoor ontstaan sub-groepen van overeenkomstige stoffen, en uiteraard mogelijk enkele rest-stoffen. De toxische druk die door de subgroepen van overeenkomstige stoffen wordt veroorzaakt is de meer-stoffen PAF (ms-PAF) per werkingsmechanisme. Deze ms-PAF per subgroep wordt berekend door toepassing van het toxicologische principe van de concentratie additie. Vervolgens wordt de ms-PAF over alle subgroepen (en de rest-stoffen) geaggregeerd door toepassing van het toxicologische principe van de respons additie. Concentratie Additie (CA) wordt in de toxicologie toegepast als stoffen binnen organismen dezelfde toxicologische- moleculaire receptor hebben, zoals bijvoorbeeld twee insecticiden uit dezelfde chemische stofgroep. Respons Additie (RA) is gebaseerd op dezelfde wiskundige formules die universeel worden toegepast om de kans op twee onafhankelijke gebeurtenissen te berekenen.

Interpretatie van toxische druk

Door de relatie tussen de afleiding van generieke milieukwaliteitsnormen en de afleiding van lokale toxische druk (van stoffen of van mengsels) kan de berekende toxische druk een rol spelen bij het onderbouwen van lokale maximale waarden. Indien de landelijke risico-overwegingen die ertoe geleid hebben om de Interventiewaarde te koppelen aan de HC50 onverkort worden gehanteerd, kunnen waarden van de ms-PAF boven de 50 procent beleidsmatig geïnterpreteerd worden als indicatie voor een mogelijke ernstige aantasting van de milieukwaliteit, en waarden onder de 5 procent als indicatie voor een situatie waarin het maximaal toelaatbaar risico niet wordt overschreden. De interpretatie van de uitkomsten voor een specifiek geval vindt plaats na en naast de interpretatie van de risico-indices die worden bepaald met de landelijk goedgekeurde methoden. In die methoden wordt de lokale concentratie van een stof gedeeld door de voor de lokale functie geldende normwaarde. Indien er sprake is van risico-indices voor verschillende stoffen met waarden groter dan één in bijvoorbeeld een bodem uit een zone met bodemgebruik 'industrie' kan de ms-PAF oplopen tot waarden ruim boven de 50 procent. Consultatie van een expert kan in dergelijke gevallen nuttig zijn.

Verschillen en overeenkomsten met berekeningswijze nieuwe klasseindeling ("bagger op de kant")

De vernieuwde beoordeling voor de verspreiding van bagger op aangrenzende percelen - ook wel de nieuwe klasseindeling - is eveneens gebaseerd op de berekening van toxische druk. Zowel in de risicotoolbox als voor de nieuwe klasseindeling wordt met dezelfde soortengevoeligheidsgegevens gerekend. Er zijn echter ook verschillen. Bij de beoordeling van bagger op de kant wordt de ontvangende bodem niet in beschouwing wordt genomen. Er wordt daarom gerekend met de gehalten organisch stof en lutum van de baggerspecie. Voor de pH wordt een vaste waarde van 5,5 gehanteerd. Daarnaast worden er in de beoordeling van waterbodems aannames gedaan over de afbraak van PAK in de korte periode na het verspreiden van de bagger. Dit resulteert in het toepassen van een correctiefactor op de concentraties van PAK. Tenslotte worden in de berekening van de nieuwe klasseindeling niet de ms-PAF van het volledige mengsel, maar die van de organische contaminanten en de ms-PAF van de metalen berekend.

Nabeschouwing: waarom een aanvullende methode, en aanvullende informatie

De uitdrukking van lokale verontreiniging op de ms-PAF-maatlat heeft voordelen boven de toepassing van de standaard-beoordeling via Risico-Indices. De conceptuele voordelen zijn:

1. dat de ms-PAF-maatlat eindig is. Dit betekent, dat de hoogste ms-PAF overeenkomt met

100 procent van de soorten. Dit terwijl de Risico Index maatlat in principe oneindig is, en bij hogere waarden (dus) een onduidelijke ecologische betekenis heeft;

2. dat de ms-PAF-maatlat geijkt is op de gevoeligheden van soorten, dat wil zeggen, dat een ms-PAF de interpretatie heeft zoals die hierboven omschreven is, terwijl de Risico Index maatlat deze ecologische interpretatie ontbeert;
3. dat de ms-PAF-maatlat gebaseerd is op het verschijnsel dat de gevoeligheden van soorten niet-lineair gerelateerd zijn aan de milieuconcentratie, terwijl de Risico Index maatlat een lineair verband veronderstelt ;
4. dat de ms-PAF-maatlat verschillen in helling van de SSD tussen stoffen verdisconteert (verschillende helling voor verschillende stoffen), terwijl voor de berekening van risico-indices een gelijke helling veronderstelt.

6 LITERATUUR

- Ahlers J., Riedhammer C., Vogliano M., Ebert R.U., Kuhne R. & G. Schuurman, 2006. Acute to chronic ratios in aquatic toxicity – Variation across trophic levels and relationship with chemical structure. *Environmental toxicology and chemistry* 25 (11): 2937-2945.
- AKWA, 2008: Landelijke waterbodempogave bestandsopname 2007. AKWA rapportnr 07.001. Advies en Kenniscentrum Waterbodems. www.helpdeskwater.nl.
- Belfroid A.C., W. Seinen, C.A.M. van Gestel, J.L.M. Hermens and K.J. van Leeuwen, 1995. Modelling the accumulation of hydrophobic organic chemicals in earthworms. -Application of the equilibrium partitioning theory. *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, 1995. 2: p. 5-15.
- Boekhold A.E., 1992. Field scale behaviour of cadmium in soil. Proefschrift. Landbouwwuniversiteit Wageningen.
- Bonten L.T.C., J.E. Groenenberg, L. Weng and W.H. van Riemsdijk, 2008. Use of speciation and complexation models to estimate heavy metal sorption in soils. *Geoderma* 146 (2008) 1-2, p 303-310.
- Cornelissen G., Ö. Gustafsson, T.D. Bucheli, M.T.O. Jonker, A.A. Koelmans, P.C.M. van Noort, 2005. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: Mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation and biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 6881 -6895.
- Crommentuijn T., Polder, M., Sijm, D., De Bruijn, J. & Van de Plassche, E., 2000, Evaluation of the Dutch environmental risk limits for metals by application of the added risk approach. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 1692-1701.
- Cuyper C. 2001. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and sediments. Prediction of bioavailability and characterization of organic matter domains. Wageningen Universiteit, proefschrift.
- De Bruijn J., Crommentuijn, T., van Leeuwen, K., van der Plassche, E., Sijm, D. & M. van der Weiden, 1999. Environmental risk limits in the Netherlands, part 1 Procedure. VROM report 601640001.
- De Lange H.J., J.J.C. Van der Pol, J. Lahr en J.H. Faber, 2006. Ecological vulnerability in wildlife: a conceptual approach to assess impact of environmental stressors. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1305.
- De Lange H.J., J.J.C. van der Pol en J.H. Faber, 2007. Ecological vulnerability analysis of food chains and ecotopes. Alterra-rapport 1565. Alterra, Wageningen, 88p.

- De Zwart D., 2002. Observed regularities in species sensitivity distributions for aquatic biota. In: Posthuma L., G.W. Suter II en T.P. Traas, Species sensitivity distributions in ecotoxicology, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p133-154.
- De Zwart D. en L. Posthuma, 2006. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2665-2672.
- Denneman C.A.J.en C.A.M. Van Gestel, 1990. Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM rapport 725201001, Bilthoven.
- D'Havé H. 2006. Non-destructive exposure and risk assessment of persistent pollutants in the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). PhD thesis, Universiteit van Antwerpen. p. 229.
- Dirven-Van Breemen E.M., J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, P.L.A. Van Vlaardingen, J. Spijker, E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg, M. Rutgers, 2007. Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM-rapport 711701053, RIVM, Bilthoven.
- Di Toro D.M., J.A. McGrath and D.J. Hansen, 2000. Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. 1. water and tissue. *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (8) p1951-1970.
- EC [European Commission], 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Chemicals Bureau (ECB), Institute for Health and Consumer Protection, European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- Emans H.J.B., E. J. vand de Plassche, J.H. Canton, P.C. Okkerman & P.M. Sparenburg, 1993. Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12 (11), 2139-2154.
- Escher B.I. and J.L.M Hermens, 2002. Modes of action in ecotoxicology: their role in body burdens, species sensitivity, QSARs and mixture effects. *Environ. Sci. Technol.* 36 (20), p4201-4217.
- Faber J.H., 1997. Ecologische risico's van bodemverontreiniging. Ecologische bouwstenen. In opdracht van de Technische commissie bodembescherming. TCB RO7(1997), Den Haag.
- Faber J.H., J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römken, J. Lahr, Y. Wessels, M.A. van de Leemkule, K. Spaan, H.R.G. de Ruiter en J.H. de Jong, 2003a. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem; fase1. Pilotstudie. CUR/SKB project SV-034, Gouda.
- Faber J.H., M.A. van de Leemkule en H.R.G. de Ruiter, 2003b. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems; monitoring natuurdoelen rivierengebied. CUR/SKB project SV-034, Gouda.

- Faber J.H., J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römkens, J. Lahr, Y. Wessels, M.A. van de Leemkule, K. Spaan, H.R.G. de Ruiter en J.H. de Jong, 2004. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems; Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem (een pilot studie). Alterra-rapport 906, Alterra, Wageningen, 87 pp.
- Faber J.H., J.J.C. van der Pol & M. Rutgers, 2006a. Part I – Land use and soil quality: ecological suitability for use. In: A. Pistocchi (Ed.) Database for distributed landscape classification and land use data of selected distributors based on scientific evidence for importance. Deliverable D.1.1.4., Integrated Project 'NOMIRACLE' in EU 6th Framework Programme, project nr 003956, pp. 52-74.
- Faber J.H., J.J.C. van der Pol and M. Thomsen, 2006b. Soil health scenario's. In: Thomsen M., P.B. Sorensen, P. Fauser, J.H. Faber, J. van der Pol, F. Peirano, A. Magnetti Vernai, K. Strebel, U. Schlink, G. Espinosa Porrugas, F. Giralt i Prat, R. Rallo, A. Pistocchi, 2006. Pre-selection of scenario for cumulative risk assessment – Documentation of the first version of selection procedure including initial uncertainty evaluation. Report Deliverable D.1.2.4., Integrated Project 'NOMIRACLE' in EU 6th Framework Programme, project nr 003956, pp. 64-78.
- Gezondheidsraad, 1993. Doorvergiftiging: toxische stoffen in voedselketens. Publicatienummer 1993/04. Gezondheidsraad, Den Haag.
- Gezondheidsraad, 2002. Advieswaarden voor polychloorbifenylen in bodem en sediment ter bescherming van ecosystemen. Beoordeling van een afleidingsmethode door het RIVM. Publicatienummer 2002/17. Gezondheidsraad, Den Haag.
- Fest E.P.M.J., 2007. Proton buffering and metal mobility in Dutch sandy soils - modelling laboratory and field data. Ph.D thesis, Wageningen University, 215 pp.
- Hamers T., J.H.J. Van den Berg, C.A.M. van Gestel, F.J. Van Schooten, A.J. Murk, 2006. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a polluted floodplain (Biesbosch, The Netherlands). *Environ. Pollut.*, 2006. 144: 581-595.
- Harmsen J., 2004. Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. Wageningen Universiteit, proefschrift.
- Harmsen J., 2007. Measuring Bioavailability: From a Scientific Approach to Standard Methods. *J. Environ. Qual.* 36:1420–1428.
- Hassler C.S., V.I. Slaveykova, and K.J. Wilkinson, 2004. Some fundamental (and often overlooked) considerations underlying the free ion activity and biotic ligand models. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2004. 23: 283-291.
- Hendriks J., T.P. Traas en M.A. Huijbregts, 2005. Critical body residues linked to octanol-water partitioning, organism composition, and LC₅₀ QSARs: meta-analysis and model. *Environ. Sci. Technol.* 39 (9), p3226-3236.

- Hobbelen P.H.F., J.E. Koolhaas, and C.A.M. van Gestel, 2006. Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environ. Pollut.*, 2006. 144: p. 639-646.
- ISO, 2008. Soil quality-Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. International standard ISO/FDIS 17402.
- Jager T., R.H. Fleuren, E.A. Hogendoorn, G. De Korte, 2003. Elucidating the routes of exposure for organic chemicals in the earthworm, *Eisenia andrei* (*Oligochaeta*). *Environ. Sci. Technol.*, 2003. 37: p. 3399-3404.
- Jansch S., J.J. Scott-Fordsmand, J. Römbke, and P.J. Van den Brink, 2006. Effects of pesticides on soil invertebrates in model ecosystem and field studies: A review and comparison with laboratory toxicity data. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2006. 25: p. 2490-2501.
- Janssen C.R., D.G. Heijerick, K.A. De Schamphelaere and H.E. Allen, 2003. Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability. *Environ. Intern.*, 2003. 28: p. 793-800.
- Jensen J. en M. Mesman (eds.), 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site-specific investigation. RIVM report 711701047, Bilthoven.
- Klepper O. & D. van der Meent (1997) Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. RIVM report no. 607504001, RIVM, Bilthoven, 93 pp.
- Kooijman S.A.L.M., 1987. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Research* 21 (3), p 269-276.
- Koster M., A. De Groot, M. Vijver, W. Peijnenburg, 2006. Copper in the terrestrial environment: verification of a laboratory-derived terrestrial biotic ligand model to predict earthworm mortality with toxicity observed in field soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2006. 38: p. 1788-1796.
- Lepper P., 2005. Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany.
- Luttik R., T.P. Traas en H. Mensink, 1997. Mapping the potentially affected fraction of avian and mammalian target species in the National Ecological Network. RIVM report 607504002, Bilthoven.
- Louma S.N. and P.S. Rainbow, 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? *Biodynamics as a unifying concept*. *Environ. Sci. Technol.*, 2005 (39) p1921-1931.
- Ma W.C., T.C. Klok, J. Kros, W. de Vries, 2005. Ecetox, een DSS module voor de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1239, pp62.

- Maltby L., N. Blake, T.C.M. Brock and P.J. van den Brink, 2005. Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(2): 379-388.
- McCarty L.S., P.F. Landrum, S.M. Luoma, A.M. Merten, B.K. Shephard en A.P. van Wezel, in prep. A review of tissue residues in environmental toxicology. In: Meador *et al.* (Eds.), SETAC Pellston workshop, 7-12 June 2007, Wenatchee, WA, USA.
- Meador J., 2006. Rationale and procedures for using the tissue-residue approach for toxicity assessment and determination of tissue, water and sediment quality guidelines for aquatic organisms. *Hum. Ecol. Risk Assess.* Vol. 12 no. 6 p1018-1073.
- Mesman M., A.J. Schouten, M. Rutgers, E.M. Dirven-Van Breemen, 2007. Handreiking Triade: locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het saneringscriterium, RIVM-rapport 711701068/2007, RIVM, Bilthoven
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being. Synthesis. Island Press, Washington, DC. www.millenniumassessment.org
- Mulder C., Aldenberg T., De Zwart D., Van Wijnen H.J., Breure A.M., 2004. Evaluating the impact of pollution on plant-Lepidoptera relationships. *Environmetrics* 16:357-373.
- Mulder C. en Breure A., 2006. Impact of heavy metal pollution on plants and leaf-miners. *Environ. Chem. Letters*:DOI 10.1007/s10311-006-0038-1.
- Notten M.J.M., A.J. Oosthoek, J. Rozema, R. Aerts, 2005. Heavy metal concentrations in a soil-plant-snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. *Environ. Pollut.*, 2005. 138: 178-190.
- NRCNA, 2003. Bioavailability of contaminants in soils and sediments. Processes, tools and applications. National Research Council of the National Academies. Committee on bioavailability of contaminants in soils and sediments. National Academic Press, Washington D.C. <http://www.nap.edu/openbook/0309086256/html/R1.html>.
- Okkerman P. C., Van de Plassche, E. J., Emans, H. J. B., and Canton, J. H., 1993. Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 25 (3), 341-359.
- Osté L., Wintersen A., Kate E. ten & L. Posthuma, 2008. Nieuwe normen Waterbodems. Normen voor verspreiden en toepassen op bodem onder oppervlaktewater, RIVM rapport 711701064; RWS Waterdienst rapport nr. 2007.003.
- Pampura T., Groenenberg, J.E., Lofts, S., Pripulina, I., 2007. Validation of transfer functions predicting Cd and Pb free metal ion activity in soil solution on the base of soil characteristics and reactive metal content. *Water, Air, and Soil Pollution* 184: 217-234.
- Peijnenburg W.J.G.M., M. Zablotskaja and M. G. Vijver. 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67: 163-179.

- Posthuma L., Gestel C.A.M. van, Smit C.E., Bakker D.J. & J.W. Vonk, 1998. Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report number 607505004. Netherlands, Bilthoven.
- Posthuma L., G.W. Suter II and T.P. Traas, 2002. Species sensitivity distributions in ecotoxicology, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 133-154.
- Posthuma L. and D. de Zwart, 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, Rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 (4): 1094-1105.
- Posthuma L., Lijzen, J., Otte, P., De Zwart, D., Wintersen, A. Osté, L., Beek, M., Harmsen, J. en B.J. Groenenberg, 2006. Beslissen over bagger op de bodem, Deel 3. Modelleren van risico's na verspreiding bagger, RIVM rapport 711701046, RIZA rapport 2006.006, Alterra rapport 1284.
- Posthuma L. and M.G. Vijver, 2007, Exposure and ecological effects of toxic mixtures at field-relevant concentrations. Model validation and integration of the SSEO programm. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM): Bilthoven. p. 170.
- Rietra R.P.J.J. en P.F.A.M. Römken, 2007. Cadmium en zink in de bodem en landbouwgewassen in de Kempen 2006. Alterra rapport 1422. Alterra-WUR, Wageningen.
- Roelofs W., Huijbregts, M.A.J., Jager, T. and Ragas, A.M.J., 2003. Prediction of ecological no-effect concentrations for initial risk assessment: combining substance-specific data and database information. *Environmental Toxicology & Chemistry* 22 (6): 1387-1393.
- RIVM, 2007. Jaarverslag bodemsanering over 2006. Een rapportage van de bevoegde overheden bodemsanering. RIVM, mei 2007.
- RIVM, 2008. Jaarverslag bodemsanering over 2007. RIVM, VROM, LIB, IPO en VNG Een rapportage van de bevoegde overheden bodemsanering, mei 2008.
- Romijn C.A.F.M., R. Luttik en J.J. Canton, 1994. Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. *Ecotoxicology and environmental safety* 27: p107-127.
- Roskam G. *et al.* (2008). Analytische karakterisering van de geo-beschikbaarheid van Fe en andere metalen in twee Nederlandse geologische afzettingen. Deltares/TNO Bouw en ondergrond, in voorbereiding.
- Rutgers M., Mulder, Ch., Schouten, A.J., Bogte, J.J., Breure, A.M., Bloem, J., Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M., Faber, J.H., Van Eekeren, N., Smeding, F.W., Keidel, H., De Goede, R.G.M., Brussaard, L., 2005. Soil ecosystem profiles - sustainable land-use with references for a healthy soil. Report 607604007, RIVM, Bilthoven (In Dutch, with English summary).

- Rutgers M., Spijker J., Wintersen A. & L. Posthuma, 2006. Ecologische effecten van bodemverontreiniging. Maatschappelijke kosten en batenganalyse bodemsanering. RIVM rapport 607021001, Bilthoven.
- Rutgers M., C. Mulder, A.J. Schouten, J. Bloem, J.J. Bogte, A.M. Breure, L. Brussaard, L.G.M. de Goede, J.H. Faber, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, H. Keidel, G.W. Korthals, F.W. Smeding, C. ten Berg en N. van Eekeren, 2007. Typering van bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. RIVM rapport 607604008, Bilthoven.
- Rutgers M., Tuinstra J., Spijker J., Mesman M., Wintersen A. & L. Posthuma, 2008. Risico's voor het ecosysteem in stap 2 van het saneringscriterium. RIVM rapport 711701072, Bilthoven.
- Sappington K., Bradbury S., Bridges T., Erickson R., Hendriks A.J., Lanno R., Mount D., Salazar M., Spry D., in prep. Application of TRA in ecological risk assessment. In: Meador *et al.* (Eds.), SETAC Pellston workshop, 7-12 June 2007, Wenatchee, WA, USA.
- Schroer A.F.W., J.D.M. Belgers, T.C.M. Brock, A.M. Matser, S.J. Maund & P.J. van den Brink, 2004. Comparison of laboratory single species and field population-level effects of the pyrethroid insecticide λ -cyhalothrin on freshwater vertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 26: 324-335.
- Schröder T.J. (2005). Solid-solution partitioning of heavy metals in floodplain soils of the rivers Rhine and Meuse. Ph.D. Thesis, Wageningen University, 172 pp.
- SIKB, NEN, Bodem+, 2008. Het standaardpakket voor bodemonderzoek.
- Slooff W., J.A.M. Van Oers, D. De Zwart, 1986. Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. *Environ Toxicol Chem* 5:841-852
- Smit C.E., A.J. Schouten, P.J. Van den Brink, M.L. Van Esbroek, L. Posthuma, 2002. Effects of zinc contamination on a natural nematode community in outdoor soil mesocosms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2002. 42: p. 205-216.
- Smith K.S. and H.L.O Huyck, 1999. An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. In 'The environmental geochemistry of mineral deposits. Part A: Processes, techniques, and health issues', eds. G.S. Plumlee & M.J. Logsdon.. *Reviews in Economic Geology*, Volume 6a, Soc. Econ. Geol, Inc., Littleton, CO, USA, p. 29-70.
- Steenbergen N.T.T.M., F. Laccino, M. de Winkel, L. Reijnders en W.J.G.M. Peijnenburg, 2005. Development of a biotic ligand model and a regression model predicting acute copper toxicity to the earthworm *Aporrectodea caliginosa*. *Environ. Sci. Technol.*, 2005. 39: 5694-5702.
- TCB, 2001. Advies project integrale normstelling stoffen: Normen voor PCB's. TCB S01(2001).
- TCB, 2002, Advies wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden. TCB A31(2002).
- TCB, 2003. Advies duurzamer bodemgebruik op ecologische grondslag. TCB A33(2003).

- TCB, 2006. Advies Diverse onderwerpen uitwerking Besluit bodemkwaliteit, TCB S53(2006).
- TCB, 2007. Advies bodemkwaliteitskaarten en grondverzet. TCB A39(2007), Den Haag.
- Ten Hulscher Th.E.M., J. Postma, P.J. den Besten, G.J. Stroomberg, A. Belfroid, J.W. Wegener, J.H. Faber, J.J.C. van der Pol, A.J. Hendriks, P.C.M. van Noort, 2003. Tenax extraction mimics benthic and terrestrial bioavailability of organic compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 2003, 22, 2258-2265.
- Ten Hulscher Th.E.M. en P.C.M. Van Noort, 2006. Gebruik en interpretatie van beschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van waterbodemonverontreiniging. AKWA-rapport 06.002. RIZA-rapport 2006.030. RWS-RIZA, Lelystad.
- Ter Laak T.L., S.O. Ogbo, A. Barendregt and J.L.M. Hermens, 2006. Freely dissolved concentrations of PAHs in soil pore water: Measurements via solid-phase extraction and consequences for soil tests. *Environ. Sci. Technol.*, 2006. 40: p. 1307-1313.
- Ter Laak T.L., A. Barendregt, and J.L.M. Hermens, Freely dissolved pore water concentrations and sorption coefficients of PAHs in spiked aged, and field-contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.*, 2006. 40: p. 2184-2190.
- Thakali S., H.E. Allen, D.M. Di Torro, A.A. Ponizovsky, C.P. Rooney, F-J. Zhao, S.P. Mc Grath, P. Criel, H. Van Eeckhout, C.R. Janssen, K. Oorts, E. Smolders, 2006. Terrestrial biotic ligand model. 2. Application to Ni and Cu toxicities to plants, invertebrates, and microbes in soil. *Environ. Sci. Technol.*, 2006. 40: 7094-7100.
- Thakali S., H.E. Allen, D.M. Di Torro, A.A. Ponizovsky, C.P. Rooney, F-J. Zhao, S.P. Mc Grath, 2006., A Terrestrial Biotic Ligand Model. 1. Development and application to Cu and Ni toxicities to barley root elongation in soils. *Environ. Sci. Technol.*, 2006. 40: 7085-7093.
- Thomas J. (2007). *Karakterisering van waterbodems van de Dommel in Noord-Brabant en de Dinkel in Twente, Overijssel*. TNO Bouw en Ondergrond, stagerapport 2007-U-R1127/A.
- Thomas J., Griffioen, J. & Klaver, G., 2007. *Milieugeochemische karakterisering van de waterbodems van de Dommel en de Dinkel en hun zijbeken*. H2O 24-2007, p. 37-39.
- Traas T.P., R. Luttkik en R. Posthumus, 1998. The potentially affected fraction for target species: additional data and calculations. RIVM report 607504005. Bilthoven.
- Tweede Kamer, 1991-1992. Notitie MILBOWA (Kamerstukken II,1991-1992, 21 990 en 21 250, nr. 3).
- Van Beelen P., Verbruggen E.M.J., Peijnenburg W.J.G.M., 2003. The evaluation of the equilibrium partitioning method using sensitivity distributions of species in water and soil. *Chemosphere* 52 (7): 1153-1162.
- Van den Brink P.J., T.C.M. Brock and L. Posthuma, 2002. The value of the species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (Non-)confirmation of the concept using semifield experiments. In: Posthuma, L., G.W. Suter I.I. and T.P. Traas, *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 155-193.

- Van den Brink P.J., N. Blake, T.C.M. Brock and L. Maltby, 2006. Predictive value of species sensitivity distributions for effects of herbicides in freshwater ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment* **12**: 645-764.
- Van den Brink N., L. Bonten, P. Römken en J. van der Pol, 2007. De invloed van veranderingen in bodemeigenschappen op de blootstelling van hogere organismen aan verontreinigingen. Alterra-rapport 1556, Alterra, Wageningen, 61 pp.
- Van Gestel C.A.M. & J.E. Koolhaas, Water-extractability, free ion activity and pH explain cadmium sorption and toxicity to *Folsomia candida* (Collembola) in seven soil-pH combinations. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2004. **23**: 1822-1833.
- Van Gestel C.A.M. and W. Ma, 1988. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 1988. **15**: 289-297.
- Van Gestel C.A.M., 2008. Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils. *Sci. Total Environ.* 406(3) p385-395.
- Van Straalen N.M., 1987. Stofgehalten in de bodem (geen) effecten op bodemdieren. In : Symposium bodemkwaliteit, Voorlopige Technische Commissie bodembescherming, Leidschendam.
- Van Straalen N.M., 1996. Critical body concentrations: their use in bioindication. In: Van Straalen, N.M. & Krivolutsky, D.A. (Eds.), *Bioindicator systems for soil pollution*. Dordrecht. Kluwer Acad. Publ., pp. 5-16.
- Van Vlaardingen P.L.A. and E.M.J. Verbruggen, 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of the project 'International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands' (INS). Report 601501 031, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- Van Vliet P.C.J., S.E.A.T.M. Van der Zee, and W.-C. Ma, 2005. Heavy metal concentrations in soil and earthworms in a floodplain grassland. *Environ. Pollut.*, 2005. **138**: 506-516.
- Van der Wal L., T. Jager, R.H. Fleuren, A. Barendregt, T.L. Sinnige, C.A. Van Gestel, J.L. Hermens, 2004. Solid-phase microextraction to predict bioavailability and accumulation of organic micropollutants in terrestrial organisms after exposure to a field-contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.*, 2004. **38**: p. 4842-4848.
- Van Wensem J. en J.H. Faber, 2007. Ecosysteembenadering als innoverend concept voor bevordering van duurzame bodemkwaliteit. *Bodem* 17(4) p153-156.
- Van Wezel A.P., Traas T., Polder M., Posthumus R., Vlaardingen P. van, Crommentuijn T., Van de Plassche E.J., 1999. Maximum permissible concentrations for polychlorinated biphenyls. RIVM rapport 601501006. RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Versluijs C.W. en P.F. Otte, 2001. Accumulatie van metalen in planten, een bijdrage aan de evaluatie van interventiewaarden en locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. RIVM rapport 711701024. RIVM, Bilthoven.

- Vijver M.G., *et al.*, Oral sealing using glue: a new method to distinguish between intestinal and dermal uptake of metals in earthworms. *Soil Biol. Biochem.*, 2003. **35**: 125-132.
- Vijver M.G., J.P.M. Vink, C.J.H. Miermans and C.A.M. Van Gestel, 2007. Metal accumulation in earthworms inhabiting floodplain soils. *Environ. Pollut.*, 2007. 148: p. 132-140.
- Weng L.P., 2002. Interactions between metal ions and biogeo-surfaces in soil and water. Basis for quantitative risk assesment. Ph.D thesis, Wageningen University, 193 pp.
- Wezenbeek, 2007. Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk. Rapport in opdracht van Senternovem-Bodem+, Rijkswaterstaat en Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Wezenbeek, 2008. Nobo: normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Uitgave Ministerie van VROM en Grontmij Nederland bv., Houten.
- Wilkinson, K.J., Reflections on the terrestrial BLM: equilibrium or dynamic modeling? SETAC Globe, 2005. november-december: p. 24-25.