

ADVIES WETENSCHAPPELIJKE
EVALUATIE
INTERVENTIEWAARDEN

ADVIES WETENSCHAPPELIJKE EVALUATIE INTERVENTIEWAARDEN

Dit advies is vastgesteld op de vergadering 12 juni 2002.

Namens de commissie,

De secretaris,



Dr. J.J. Vegter.

De voorzitter,



Ir. L.E. Stolker-Nanninga.

INHOUD

SAMENVATTING, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	I-XII
1. INLEIDING	1
2. DE POSITIE VAN INTERVENTIEWAARDEN IN HET BODEMBELEID	7
3. UITGANGSPUNTEN VOOR HET ADVIES	13
4. RISICO'S VOOR ECOSYSTEMEN	25
5. RISICO'S VOOR DE MENS	39
6. MILIEUCHEMISCHE ASPECTEN	53
7. VOORSTELLEN VOOR NIEUWE INTERVENTIEWAARDEN	69
8. REFERENTIES	89
BIJLAGE 1: ADVIESAANVRAAG	95
BIJLAGE 2: ANTWOORD OP DE VRAGEN	99
BIJLAGE 3: VERKLARENDE WOORDENLIJST EN AFKORTINGEN	109

LEESWIJZER

- Het advies begint met een uitgebreide samenvatting, waarin de belangrijkste conclusies en aanbevelingen zijn opgenomen.
- Hoofdstuk 1 bevat de inleiding.
- De rol van de interventiewaarden in het (water)bodembeleid wordt beschreven in hoofdstuk 2.
- In hoofdstuk 3 komen de uitgangspunten van de commissie ten aanzien van de advisering over de interventiewaarden aan de orde.
- In hoofdstuk 4 wordt de risico-evaluatie voor ecosystemen besproken.
- In hoofdstuk 5 komt de risico-evaluatie voor de mens aan de orde. De invloed van het gedrag en de fysiologie van de mens staat hierbij centraal.
- In hoofdstuk 6 komt invloed van het gedrag van de stof in het milieu op de blootstelling van de mens en ecosysteem aan de orde.
- In hoofdstuk 7 komen aan de orde: de geïntegreerde ernstige risico's en de criteria op basis waarvan kan worden beslist om deze waarden als vervangers van de huidige interventiewaarden te gaan gebruiken.
- Hoofdstuk 8 bevat de geraadpleegde literatuur. De referenties staan genummerd tussen haakjes in de tekst.
- Bijlage 1 bevat de adviesaanvraag.
- In bijlage 2 worden de antwoorden op gedetailleerde vragen van DGM/ BWL en de werkgroep 'Urgentie en Interventiewaarden' gegeven.
- Bijlage 3 bevat een verklarende woorden- en afkortingenlijst.

SAMENVATTING, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

BETEKENIS VAN DE VOORSTELLEN VOOR NIEUWE INTERVENTIE- WAARDEN TEN OPZICHTE VAN DE HUIDIGE INTERVENTIEWAARDEN

In de eerste hoofdstukken van haar advies constateerde de commissie dat het bodemsaneringsbeleid is vernieuwd. Naast saneren, het verwijderen of isoleren van de verontreiniging, is er ook sprake van bodembeheer, waarbij in het algemeen gedurende langere tijd met minder ingrijpende maatregelen wordt geprobeerd de kwaliteit van de bodem te verbeteren. Saneren en beheren zijn thans duidelijker gericht op het geschikt maken/ zijn voor maatschappelijk gebruik van de bodem, op grondwaterbescherming en op het zo mogelijk vermijden van nazorg voor toekomstige generaties. De interventiewaarden hebben hun klassieke rol met betrekking tot het beoordelen van bodemverontreiniging behouden, maar hebben daarnaast een betekenis gekregen als grenswaarde voor grondverzet. Omdat er bij het beoordelen van bodemverontreiniging na het overschrijden van een interventiewaarde altijd een locatiespecifieke beoordeling volgt, behoeft een aanscherping van een interventiewaarde nog geen grote maatschappelijke gevolgen te hebben. Bij het beoordelen van grondverzet is er echter geen sprake van een aanvullende situatiespecifieke beoordeling en kan een strengere interventiewaarde wellicht disproportionele maatschappelijke gevolgen hebben, mede gezien de onzekerheden die inherent zijn aan het toepassen van een generieke norm in specifieke situaties. De commissie heeft vernomen dat verschillende aspecten van het beleid ten aanzien van het verzet van verontreinigde grond momenteel ter discussie staan. Zij beveelt aan om de gevolgen van eventuele aanpassingen van interventiewaarden daarbij te betrekken.

Het is de vraag of aan elk nieuw voorstel voor een interventiewaarde op basis van de wetenschappelijke onderbouwing dezelfde betekenis moet worden gegeven. Als een voorstel als betrouwbaar wordt beoordeeld en aanzienlijk verschilt van de huidige interventiewaarde, ligt het wetenschappelijk gezien in de rede om de huidige interventiewaarde aan te passen (behoudens stofspecifieke aanbevelingen). Andere voorstellen voor wijzigingen die weliswaar aanzienlijk van de huidige interventiewaarden verschillen, maar slechts met een gemiddelde of lage betrouwbaarheid kunnen worden afgeleid, zouden eerst op een hoog betrouwbaarheidsniveau moeten worden gebracht, door het verzamelen van aanvullende gegevens. Daarbij zou prioriteit gegeven moeten worden aan die voorstellen die sterk afwijken van de

huidige interventiewaarden en waarvan de afleiding een gemiddelde betrouwbaarheid heeft.

Bij voorstellen die slechts in geringe mate afwijken van de huidige interventiewaarden ziet de commissie geen wetenschappelijke argumenten die voor een verandering of voor het behoud van de huidige waarde pleiten.

Veranderen is weliswaar consistent met de nieuwe manier van afleiden, maar aan de andere kant suggereren kleine aanpassingen van interventiewaarden een nauwkeurigheid in het beoordelen van de bodemkwaliteit die niet kan worden waargemaakt. Wat dit laatste betreft had de commissie graag gezien dat er naast de evaluatie van de afleiding van interventiewaarden een evaluatie had plaatsgevonden van de bodemonderzoeksprotocollen die bij de toetsing aan interventiewaarden worden gebruikt. De kwaliteit van de bodembeoordeling wordt immers bepaald door de zwakste schakel in de keten. Inzicht in de betrouwbaarheid waarmee de kwaliteit van de bodem kan worden vastgesteld, zou kunnen helpen om enig idee te krijgen welk verschil tussen normwaarden nog reëel kan worden vastgesteld. Bovendien zijn er ook grenzen aan de betrouwbaarheid van de toxicologische basisgegevens waarop de voorstellen voor interventiewaarden gebaseerd zijn. Kleine verschillen tussen normwaarden kunnen ook toxicologisch gezien niet zoveel betekenen.

Het RIVM heeft in opdracht van het Ministerie van VROM de voornaamste oorzaken van verschillen van meer dan een factor 2 tussen de voorstellen en de huidige interventiewaarden aangegeven. In navolging hiervan hanteert de commissie een factor 2 als pragmatische grens tussen 'aanzienlijke verandering' en 'geringe verandering', bij gebrek aan informatie over het onderscheidend vermogen van het bodemonderzoek en van de toxicologische basisgegevens.

Inzicht in het onderscheidend vermogen van de verschillende stappen in de risicobeoordeling is ook van belang om het rendement van aanvullend onderzoek ten behoeve van de normstelling te bepalen. Zit de grootste winst in kwaliteit in het intensiveren van de bodembemonstering, in het perfectioneren van de bodemanalyses, in het verbeteren van blootstellingsmodellen of in het aanvullen van toxicologische basisgegevens? Een dergelijke analyse zou richting kunnen geven aan verder onderzoek.

Volgens de commissie valt er met name voor die stoffen waarbij het voorstel voor een interventiewaarde een lage of gemiddelde betrouwbaarheidsscore krijgt met aanvullend onderzoek veel te verbeteren. Aan de andere kant zullen er altijd onzekerheden blijven, en zal men bij het afleiden van interventiewaarden en het

toepassen daarvan in de praktijk aan de veilige kant moeten blijven. De vraag wordt dan relevant in hoeverre investeren in verdere reductie van onzekerheden in de beoordeling nog rendeert, gezien vanuit het bredere perspectief van de kosten-effectiviteit van bodemsanering en bodembeheer. Indien methoden voor risicoreductie en risicobeheersing door een extra onderzoeksinspanning veel goedkoper kunnen worden, is het wellicht beter in dat onderzoek te investeren dan om tegen hoge kosten relatief minder belangrijke onzekerheden in de bodemnormstelling te verkleinen.

Het RIVM heeft voor de eerste maal aparte interventiewaarden voor sediment voorgesteld. Hoewel dit wetenschappelijk gezien te verdedigen valt, voorziet de commissie aanzienlijke uitvoeringsproblemen als deze waarden zullen worden gehanteerd naast interventiewaarden voor droge bodem. Zij pleit er dan ook voor om voor de droge bodem en sediment dezelfde interventiewaarden te gebruiken.

TECHNISCHE BEOORDELING VAN DE AFLEIDING VAN DE VOORSTELLEN

De afleiding van voorstellen voor interventiewaarden is in het algemeen sterk verbeterd en ook beter beschreven. De beschrijving in het Engels maakt internationale uitwisseling van basisgegevens en afleidingsmethoden mogelijk. Dit is van belang omdat ook in andere landen bodemsanering en bodembeheer tot ontwikkeling komen. Internationale samenwerking op dit gebied kan het wetenschappelijke draagvlak voor de normstelling verbreden en ideeën voor nieuwe en betere methoden kunnen worden uitgewisseld, onder meer in internationale netwerken zoals Common Forum, CARACAS en CLARINET. In dit opzicht heeft de evaluatie de kwaliteit van de onderbouwing van interventiewaarden verbeterd.

Variabiliteit, onzekerheid en validatie

Standaardscenario en veilige keuzes

Het belangrijkste uitgangspunt dat bij de beoordeling is gehanteerd, is dat de onderbouwing van de interventiewaarden aantoonbaar moet zijn verbeterd ten opzichte van de onderbouwing van huidige interventiewaarden. Bij de onderbouwing moet worden uitgegaan van:

- op bescherming gerichte grenswaarden;
- een veel voorkomend blootstellingsscenario.

De keuze voor een standaard blootstellingsscenario vereenvoudigt de keuze voor parameterwaarden, hetgeen de onderbouwing van de interventiewaarden ten goede

komt. Deze keuze doet echter geen recht aan de grote variabiliteit in situaties die zich in de praktijk voordoen. Het nadere onderzoek dat volgt op toetsing aan de interventiewaarden moet hier duidelijk rekening mee houden. Een aanvullende eis is dat situaties waarin de interventiewaarde systematisch de risico's onderschat (dus niet streng genoeg is), identificeerbaar moeten zijn. Bekende situaties zijn: volkstuinen in verband met consumptie van gewas en blootstelling aan vluchtige verbindingen via binnenlucht. Als nieuwe situatie identificeert de commissie grootschalige diffuse verontreiniging in verband met doorvergiftiging. In deze gevallen zou ook al bij bodemverontreiniging met gehalten onder de interventiewaarden de vraag moeten worden gesteld of er sprake is van ernstige risico's voor het ecosysteem.

Bij de evaluatie van de interventiewaarden kiest het RIVM voor parameterwaarden waarvan wordt verondersteld dat zij representatief zijn voor gemiddelde situaties. Omdat de variabiliteit van veel factoren groot is en kritische afwijkingen niet direct zichtbaar zijn, ligt het kiezen voor relatief veilige waarden volgens de commissie echter meer voor de hand.

Variabiliteit en onzekerheid

De commissie heeft bij haar beoordeling onderscheid gemaakt tussen variabiliteit en onzekerheid, die samen bijdragen aan de (on)betrouwbaarheid van de afgeleide waarden. Variabiliteit slaat op het verschijnsel dat veel (parameter)waarden (grote) variatie vertonen, hetgeen de keuze voor één waarde voor de modelberekeningen bemoeilijkt. Met betrekking tot het omgaan met variabiliteit beveelt de commissie aan om bij de modellering meer gebruik te maken van technieken waarbij rekening wordt gehouden met de variabiliteit. Het RIVM heeft voor 4 modelstoffen reeds laten zien dat hier mogelijkheden liggen.

Onzekerheid heeft betrekking op het verschijnsel dat de onderzoeker niet zeker weet of de mate van variabiliteit goed is ingeschat, de onderzoeksresultaten representatief zijn en of de formules in een model de werkelijke processen goed beschrijven. Het RIVM heeft bij de evaluatie getracht de onzekerheden terug te brengen, onder andere door meer kennis te verzamelen over de variatie rond de invoergegevens en door het blootstellingsmodel CSOIL te vergelijken met andere internationale blootstellingsmodellen. Hiermee is veel meer helderheid verkregen ten aanzien van de keuzes die uiteindelijk door het RIVM worden gemaakt. Desalniettemin komt de commissie, met het RIVM, tot de conclusie dat onderdelen van het modelinstrumentarium onzeker blijven.

Validatie

Onzekerheid over het modelinstrumentarium kan alleen worden gereduceerd door de resultaten van de modellen te valideren¹. In het kader van de evaluatie heeft er geen validatie plaats gevonden. Het valideren van de uitkomsten van modellen zoals CSOIL, SEDISOIL en de Species Sensitivity Distribution in zijn geheel is vrijwel onmogelijk. Dit heeft enerzijds te maken met de grote hoeveelheid keuzes die worden gemaakt binnen de modellen en anderzijds met het feit dat de interventiewaarden zijn afgeleid voor een gestandaardiseerde situatie waarin alle blootstellingsroutes meedoen. In werkelijkheid zal deze situatie zich zelden of nooit voordoen.

Onderdelen van de modellen kunnen echter wel gevalideerd worden met behulp van veldonderzoek. Hierbij zou voorrang kunnen worden gegeven aan de onderdelen die als het meest onzeker worden beschouwd. Deze vorm van validatie wordt sterk gemist in de evaluatie. Tevens is er grote behoefte aan betrouwbare en op de situatie toegesneden meetgegevens. In de voorafgaande hoofdstukken zijn verschillende elementen geïdentificeerd die voor validatie in aanmerking komen. Vooral kunnen genoemd worden:

- de relatie tussen de HC50 en de aard en mate van het nadelige effect op ecosystemen;
- de blootstellingsroute via inhalatie van binnenlucht voor vluchtige verbindingen;
- de blootstellingsroute via consumptie van gewas, zowel opname van stoffen door gewas als de consumptie van (verontreinigd) gewas;
- de biobeschikbaarheid van stoffen, met name metalen, uit grond en voedsel voor de mens;
- de compartimentalisering in het model SEDISOIL, waarbij de vraag is welke compartimenten van belang zijn voor de blootstelling;
- de blootstellingsroute via consumptie van vis, zowel de opname van stoffen door vis als de consumptie van (verontreinigde) vis;
- de invloed van tijdafhankelijke processen, zoals omzetting, afbraak en de mate van sorptie van stoffen.

¹ Letterlijk betekent dit: de geldigheid van de modellen voor de werkelijkheid vast stellen. Een hypothese zoals 'dit model beschrijft de daadwerkelijke situatie' kan echter slechts gefalsifieerd of geconfirmeerd worden onder bepaalde toetsomstandigheden. Een hypothese die onder diverse toetsomstandigheden geconfirmeerd wordt, heeft een groter geldigheid dan een hypothese die slecht onder een bepaalde toetsomstandigheid is vastgesteld.

Het belang en de urgentie van de validatie is niet voor alle elementen even groot. De elementen die een belangrijke bijdrage leveren in het tot stand komen van de uiteindelijke interventiewaarde verdienen voorrang. Dit kan per stof(groep) verschillen. Het heeft bijvoorbeeld weinig zin om de blootstellingsroute via consumptie van gewas voor metalen te valideren als de interventiewaarde voor metalen wordt bepaald door potentiële risico's voor ecosystemen.

Het modelinstrumentarium wordt echter ook gebruikt bij de vaststelling van de saneringsurgentie. Het belang van validatie van meer en andere elementen kan hierbij groter zijn. De commissie is echter géén voorstander van deze toepassing van het modelinstrumentarium. Zij vindt dat vaststelling van de saneringsurgentie veel meer gebaseerd zou moeten worden op veldmetingen en waarnemingen. Juist deze meetgegevens zouden meer inzicht kunnen geven in de validiteit van de afgeleide interventiewaarden.

Met betrekking tot de aannahme van evenwicht tussen de verschillende milieucompartimenten (tussen bijvoorbeeld poriewater en bodem, oppervlaktewater en sediment) is ook zonder validatie duidelijk dat dit in veel gevallen geen goede afspiegeling is van de werkelijkheid, omdat tijdafhankelijke aspecten worden genegeerd. De commissie beveelt uit te gaan van dynamische modellen (steady state) die wel rekening houden met tijdafhankelijkheid.

Risico's voor het ecosysteem en de mens

Afleiding risiconiveaus voor het ecosysteem

De commissie is bij haar beoordeling ingegaan op het kritische effectniveau dat voor ecosystemen wordt gebruikt ter afleiding van de SRCeco². Met de beleidsmatige keuze voor de HC50³ als kritisch effectniveau is afstand geschapen ten opzichte van het MTR⁴ en de streefwaarde. De HC50 kan niet worden opgevat als beschermingsniveau, maar moet worden gezien als maat waarbij schade ontstaat. Het is niet te voorspellen hoe erg de schade zal zijn en of er herstel in het ecosysteem kan optreden. De relatie tussen de HC50 en de daadwerkelijke schade in het ecosysteem verdient nader onderzoek.

2 SRCeco = Serious Risk Concentration ecosystem.

3 HC50 = Hazardous Concentration 50%, het gehalte in het milieu waarbij 50% van het theoretisch aanwezige aantal soorten of microbiële processen te maken heeft met overschrijding van het geen-effect-niveau.

4 MTR = Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau, hier een waarde die gebaseerd is op ecotoxicologische gegevens en een rol speelt in het handhaven van de algemene milieukwaliteit.

Ten aanzien van de afleiding van de HC50 zouden de ecotoxicologische gegevens ten aanzien van microbiëel-ecologische parameters uitgebreid moeten worden met gegevens die van direct belang zijn voor het functioneren van de bodem.

De commissie gaat akkoord met het gebruik van de toegevoegd risicomethode, uitgaande van de basisgegevens die het RIVM gebruikt. De waarden die worden gebruikt als indicatie voor natuurlijke achtergrondgehalten van metalen in Nederland dienen echter te worden herzien. Het project AchtergrondWaarden 2000 kan tot een betere schatting van natuurlijke achtergrondgehalten leiden. De huidige interventiewaarden voor metalen in de bodem, die zijn gebaseerd op de SRCeco, zouden voorlopig gehandhaafd kunnen blijven totdat er consensus is over de hoogte van natuurlijke achtergrondgehalten. Met betrekking tot essentiële metalen (koper en zink) wordt aanbevolen om de huidige interventiewaarden, voor alle compartimenten en voor zover die zijn gebaseerd op de SRCeco, te handhaven totdat er uitsluitend is over een verbeterde normstellingmethodiek voor essentiële metalen.

Er is geen vordering gemaakt met de blootstellingsmodellering bij het afleiden van de SRCeco. Verschillen in blootstellingsroutes, de invloed van gedrag van organismen, en de invloed van de biobeschikbaarheid van stoffen blijven onderbelichte aspecten. Met doorvergiftiging wordt bij de afleiding van de SRCeco geen rekening gehouden. Het risico van doorvergiftiging is echter wel relevant bij grote oppervlakken van (water)bodemverontreiniging. Aanbevolen wordt om bij bodemonderzoek het (geschatte) oppervlak van de verontreiniging met stoffen met doorvergiftigingspotentieel, ook beneden de interventiewaarden, indicierend te laten zijn voor de kans op doorvergiftiging. Met betrekking tot biobeschikbaarheid sluit de commissie aan bij de mening dat het nog te vroeg is voor implementatie in normstelling. Bij locatiespecifiek onderzoek naar bodemverontreiniging moet echter terdege rekening worden gehouden met de biobeschikbaarheid van stoffen.

Het baseren van de SRCeco voor grondwater op ecotoxicologische gegevens voor oppervlaktewater is het beste alternatief bij gebrek aan deze gegevens voor het grondwater zelf. Ten aanzien van de SRCeco voor sediment zal de systeembeschrijving verbeterd moeten worden om tot een realistischer beeld van de ecotoxicologische gevolgen van waterbodemverontreiniging te komen. Met het gebruik van de partiticoëfficiënten bij de afleiding van de SRCeco voor metalen in sediment wordt grote onbetrouwbaarheid geïntroduceerd. De afleiding van de SRCeco voor organische stoffen is onbetrouwbaar door het gebruik van partiticoëfficiënten die zijn afgeleid voor de droge bodem.

Afleiding risiconiveau voor de mens

De commissie concludeert ten aanzien van de afleiding van de SRChumaan⁵ dat de verlaging van de geschatte dagelijkse grondinname van kinderen van 150 mg/ dag naar 100 mg/ dag gebaseerd is op een andere keuze van een waarde uit de reeds bekende literatuur. Ten gevolge van deze verlaging neemt het aantal kinderen dat onvoldoende beschermd wordt toe, maar niet bekend is in welke mate. De commissie is voorstander van relatief veilige waarden en ziet geen aanleiding om van de waarde van 150 mg/ dag af te stappen. De keuze voor 150 mg/ dag biedt daarnaast meer ruimte voor een incidentele hogere grondinname door kinderen. Naar aanleiding van een oriënterende studie is de commissie het met het RIVM eens dat de risico's van incidentele inname van grotere hoeveelheden grond door kinderen, in verband met acute effecten, nader onderzocht moeten worden. Dit geldt ook voor de effecten van incidentele ingestie van grotere hoeveelheden sediment.

Op basis van de nu bekende gegevens ziet de commissie geen aanleiding om de relatieve absorptiefactor voor lood van 1 naar 0,6 te wijzigen.

Ten aanzien van de gegevens die worden gebruikt om aannames in de blootstellingsmodellen CSOIL en SEDISOIL te onderbouwen, wordt geconcludeerd dat de gegevens over consumptie van groenten uit eigen tuin nader onderzoek verdienen, evenals de aannames die zijn gedaan ten aanzien van de visconsumptie door sportvissers.

De commissie kan instemmen met de wijze waarop de SRChumaan voor grondwater wordt afgeleid, behalve voor metalen omdat in dat geval de SRChumaan wordt berekend met behulp van partiticoëfficiënten voor metalen die zeer onzeker zijn. De commissie heeft al eerder ingestemd met het beleidsmatige standpunt dat consumptie van grondwater door de mens mede bepalend is voor de interventiewaarde voor grondwater. Ingestemd wordt met de wijze waarop het RIVM dit heeft ingevuld.

Milieuchemische aspecten

Evenwicht en tijdafhankelijkheid

Vanuit milieuchemisch oogpunt zijn de voorgestelde nieuwe interventiewaarden in het algemeen een verbetering ten opzichte van de oude waarden, omdat er is uitgegaan van verbeterde berekeningen en van nieuwe inzichten in de wetenschap. Bij het beoordelen van de milieuchemische aspecten heeft de commissie zich hoofdzakelijk gericht op processen en parameters die een rol spelen in de blootstellingsmodellen

5 SRChumaan = Serious Risk Concentration humaan

CSOIL en SEDISOIL. Beide modellen gaan uit van evenwicht tussen de verschillende compartimenten in de modellen, hetgeen de werkelijkheid (soms) geweld aan doet. Bij de modellering zou moeten worden uitgegaan van steady state, waarbij de gehalten in de verschillende compartimenten weliswaar ook min of meer constant zijn, maar er wel sprake is van uitwisseling tussen de compartimenten. De mate van uitwisseling bepaalt de uiteindelijke steady state. Met dergelijke modellen kan ook beter worden ingespeeld op tijdafhankelijke processen zoals sorptie en desorptie en biodegradatie van stoffen.

Met betrekking tot tijdafhankelijke processen beveelt de commissie aan om het compartiment sediment in SEDISOIL op te splitsen in twee afzonderlijke compartimenten; een waarin snelle desorptie plaats vindt en een waarin langzame desorptie plaats vindt. Alleen zo kan een realistischere schatting van de verdeling van gehalten van een stof in water en sediment worden gemaakt. Een derde 'vast' compartiment zou aan SEDISOIL kunnen worden toegevoegd voor stoffen die zeer hydrofoob zijn en daardoor sterk aan opgelost organisch koolstof binden.

Er zou rekening moeten worden gehouden met biodegradatie van stoffen die in het ene compartiment veel sneller afbreken dan in het andere, zoals bijvoorbeeld vinylchloride. Dit verschijnsel kan de verdeling van dergelijke stoffen over de verschillende compartimenten en daarmee de blootstelling in belangrijke mate beïnvloeden.

Bioconcentratiefactoren

De bepaling van de BCF tussen poriewater en planten, voor organische verbindingen, is verbeterd. Voor metalen is voor het bepalen van de BCF uitgegaan van een correlatieve benadering tussen een groot aantal bodemparameters en het plantgehalte. De commissie heeft moeite met deze benadering vanwege de aard van de gebruikte datasets en het feit dat een correlatieve benadering geen voorspellende waarde heeft, in de zin dat deze benadering een voorspelling zou kunnen opleveren van de BCF. De commissie pleit voor een meer mechanistische benadering voor de afleiding van deze BCF's, waarbij gesteund kan worden op onderzoek naar een mechanistische verklaring voor poriewatergehalten van metalen in de bodem. De commissie vindt de gewasroute voor metalen onzeker en vindt dat in voorkomende gevallen bij voorkeur in gewassen moet worden gemeten.

Binnenlucht

De commissie vindt de uitkomsten van de CSOIL-module 'inhalatie van binnenlucht' te onbetrouwbaar om de SRChumaan op te baseren. De interventiewaarden voor deze

stoffen zouden kunnen worden gebaseerd op de SRCeco en het maximum in drinkwater. Bij verontreiniging met vluchtige verbindingen in aanwezigheid van bebouwing en op relevante diepte dient dan altijd locatiespecifiek onderzoek, dat wil zeggen metingen, naar de risico's te worden uitgevoerd, ook bij gehalten in het grondwater (ver) onder de interventiewaarden. Hierbij moet rekening worden gehouden met de invloed van wisselende weersomstandigheden. Op basis van praktijkervaring zal gaandeweg duidelijk worden bij welke gehalten en onder welke omstandigheden risico's op inhalatie van verontreinigde binnenlucht kunnen worden uitgesloten.

Partiticoëfficiënten

Partiticoëfficiënten voor metalen zouden op mechanistisch onderzoek moeten worden gebaseerd. Voor de verdeling tussen de vaste fase in de bodem en het poriewater, is dit onderzoek voor een aantal metalen al ver gevorderd. Partiticoëfficiënten zijn onder andere afhankelijk van het concentratieniveau waarbij ze zijn vastgesteld. De set van partiticoëfficiënten voor de verdeling van metalen tussen sediment en oppervlaktewater, passen qua verontreinigingniveau waarbij ze zijn gemeten redelijk bij de de hoogte van de voorstellen voor interventiewaarden voor sediment. Toch leidt het gebruik van deze partiticoëfficiënten voor metalen vanwege andere bronnen van variatie thans tot een veel te grote onbetrouwbaarheid van de SRC's, hetgeen ook door het RIVM onderkend wordt.

De commissie vindt de gebruikte set van partiticoëfficiënten voor organische verbindingen (Koc's) consistent, beter traceerbaar en nauwkeuriger dan de set die voor de afleiding van de huidige interventiewaarden is gebruikt. Zij acht het niet juist om Koc's voor de verdeling van organische verbindingen tussen organisch koolstof in de bodem en poriewater, ook te gebruiken voor de verdeling tussen organisch koolstof in sediment en oppervlaktewater, met name omdat organische stof in bodem en sediment sterk kan verschillen in bindingscapaciteit.

Betrouwbaarheidsscore en somnormen

De commissie stemt in met de gebruikte criteria voor de betrouwbaarheidsscore. De nieuwe beoordeling van betrouwbaarheid van de SRChumaan is minder inzichtelijk, maar is wel een meer inhoudelijke beoordeling geworden; de werkelijk belangrijke punten zijn meegenomen. Er is echter weinig onderscheidend vermogen tussen de betrouwbaarheidsscores low en medium voor de SRChumaan. Daarnaast is de commissie van mening dat de criteria voor het afleiden van een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging ook moeten worden toegepast op de voorstellen voor nieuwe interventiewaarden.

De commissie is het eens met het RIVM dat somnormen voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen vermeden dienen te worden. Toch pleit de commissie voor het zoveel mogelijk afleiden van somnormen voor stoffen die altijd gezamenlijk voorkomen in het milieu, onder meer omdat dit de mogelijkheid biedt de onderliggende ecotoxicologische gegevens samen te voegen en de betrouwbaarheid te verhogen. Het criterium dat somnormen alleen kunnen worden afgeleid voor stoffen met dezelfde fysisch-chemische eigenschappen vindt de commissie te streng, vooral voor de SRCeco, omdat daar tot nu toe in het geheel geen blootstellingsmodellering aan te pas komt.

TOT SLOT

Tot slot concludeert de commissie dat de afleidingsmethodiek voor interventiewaarden op onderdelen en voor sommige stoffen zeker is verbeterd. Ook de gewijzigde afleiding van een interventiewaarde voor grondwater ziet de commissie als een duidelijke verbetering.

De resultaten blijven echter sterk afhankelijk van vaak onzekere invoerdata. De winst die in de toekomst valt te behalen bij het verbeteren van de interventiewaarden moet ten aanzien van risico's voor ecosystemen vooral worden gezocht in de microbiologie en de blootstellingsmodellering. Ten aanzien van de risico's voor de mens moet verbetering ook met name in de blootstellingsmodellering worden gezocht. Aanbevolen wordt onderdelen van de modellen met behulp van veldgegevens te valideren. Voorts pleit de commissie ervoor om verbetering van de interventiewaarden af te wegen tegen andere onzekerheden in de gehele keten van bodemkwaliteitsbeoordeling. Ook op het gebied van bodemonderzoek (monstername en analyse) valt nog veel te verbeteren.

Op basis van de door de commissie aangelegde criteria voor het al dan niet vervangen van de huidige interventiewaarde door een voorgestelde nieuwe waarde, stelt de commissie voor om in ieder geval:

- voor de bodem de huidige interventiewaarden te handhaven. Uitzondering hierop is het voorstel voor kwik dat volgens de commissie overgenomen kan worden als nieuwe interventiewaarde.
- voor grondwater de interventiewaarden voor kwik, nikkel, ethylbenzeen, tetrachloormethaan, tetrachlooretheen, trichloormethaan, pentachloorfenol, aldrin+dielrin, aldrin, dielrin, endrin, α -HCH, atrazin en cyclohexanon aan te passen.

- voor sediment om uitvoeringstechnische redenen geen aparte interventiewaarde vast te stellen. De voorstellen voor sediment zijn te onbetrouwbaar om een huidige interventiewaarde voor bodem te vervangen; wel kunnen deze waarden gebruikt worden om na te gaan of de interventiewaarden voor de bodem streng genoeg zijn om mensen en ecosystemen te beschermen tegen ernstige risico's ten gevolge van waterboderverontreiniging.

Voor alle compartimenten wordt voor een aantal stoffen voorgesteld aanvullend onderzoek uit te voeren alvorens een huidige interventiewaarde te vervangen en/ of een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging af te leiden.

Gebleken is dat de periode tussen het vaststellen van de huidige interventiewaarden en de evaluatie te kort is om tot wezenlijk nieuwe wetenschappelijke inzichten te komen. De commissie pleit er dan ook voor om in het vervolg integrale wetenschappelijke evaluaties te laten plaatsvinden als resultaten van wetenschappelijk onderzoek daar aanleiding toe zijn, of als er sprake is van een wijziging in de beleidsmatige uitgangspunten. Dit laat onverlet dat incidentele aanpassingen van individuele interventiewaarden mogelijk moeten blijven als daar aanleiding toe is.

1 INLEIDING

In 1994 zijn de interventiewaarden bodemsanering voor de eerste tranche van circa 70 stoffen en stofgroepen vastgesteld, in het kader van de Wet bodembescherming. In de beleidsnotitie *Interventiewaarden bodemsanering (1)* stelt de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM):

‘In de nabije toekomst mag worden verwacht dat wetenschappelijk onderzoek relevante gegevens zal opleveren voor verdere verbetering van de (systematiek voor de afleiding van) interventiewaarden. Herziening van de thans reeds opgenomen of in de toekomst op te nemen interventiewaarden ligt dan in de rede. Verwacht mag worden dat dergelijke gegevens met tussenpozen van enkele jaren beschikbaar komen. Deze gegevens zullen achtereenvolgens door het RIVM⁶ en de TCB⁷ op hun merites worden beoordeeld alvorens tot wijziging van de interventiewaarden vanuit het Ministerie van VROM zal worden overgegaan’.

In 1996 sprak de Minister het voornemen uit om ongeveer 5 jaar na de inwerking treding van de oorspronkelijke interventiewaarden in 1994 een algemene evaluatie uit te voeren, in verband met een aantal gesignaleerde onzekerheden met betrekking tot de bepaling van de risico's van bodemverontreiniging (2). Nadien zijn er in drie aanvullende tranches meer interventiewaarden vastgesteld. In de *Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (3)* wordt een overzicht gegeven van alle thans beschikbare interventiewaarden.

Het RIVM heeft in 2001 de wetenschappelijke evaluatie van de interventiewaarden eerste tranche afgerond. De interventiewaarde is gebaseerd op een humaan-toxicologische en ecotoxicologische risicobeoordeling. Voor de evaluatie zijn de interventiewaarden voor de betreffende stoffen opnieuw afgeleid met een op onderdelen herziene methode met, voor zover beschikbaar, geactualiseerde invoergegevens. In grote lijnen is de methodiek echter hetzelfde gebleven. De resultaten en onderbouwing van de evaluatie zijn vastgelegd in een aantal rapporten. Hieruit blijkt dat het RIVM op een zeer gedetailleerde en systematische wijze te werk is gegaan. Er is zeer veel werk verzet. De commissie heeft hier waardering voor.

6 Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

7 Technische commissie bodembescherming.

Per brief met kenmerk BWL/ 2001029677, dd. 27 april 2001 vraagt de Minister van VROM de TCB om advies over het wetenschappelijke deel van de evaluatie van de interventiewaarden eerste tranche (zie bijlage 1). De Minister stelt vragen over :

- de beleidsmatige keuzes voor de onderbouwing van de interventiewaarden;
- de humaan-toxicologische risico-evaluatie;
- de ecotoxicologische risico-evaluatie;
- de bodemchemische aspecten;
- de robuustheid van de resultaten, met daarbij specifieke aandacht voor de voorstellen voor zink, koper, chroom, nikkel, kwik en vinylchloride omdat de voorstellen nogal afwijken van de momenteel gehanteerde waarden;
- de voorstellen voor cyanide en minerale olie.

Mede op verzoek van de werkgroep Urgentiesystematiek en Interventiewaarden (UI) heeft de directie Bodem, Water, Landelijk Gebied (DGM/ BWL) in aanvulling op de adviesaanvraag een lijst met gedetailleerde vragen aan de TCB doen toekomen (zie bijlage 2).

De interventiewaarde is een instrument om de ernst van een bodemverontreiniging te beoordelen, en vormt de grens tussen niet ernstige en ernstige bodemverontreiniging. Bij het afleiden van een interventiewaarde, en ook het toetsen aan een interventiewaarde, zijn een aantal elementen te onderscheiden.

Ten eerste dienen de beschermingsdoelen gedefinieerd te worden. Dit zijn de mens en (het functioneren van) het ecosysteem. De tweede stap bij het afleiden van de interventiewaarde wordt gevormd door de keuze voor het kritische effectniveau dat bij de beschermingsdoelen bereikt moet worden voordat er sprake is van ernstige bodemverontreiniging. Voor de mens ligt het kritische effectniveau bij ernstige bodemverontreiniging op het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR). In de notitie 'Omgaan met risico's' (4) is dit niveau voor stoffen met een drempelwaarde⁸ bepaald op de toxicologisch toelaatbare dagelijkse inname⁹. Voor de TDI heeft de Acceptable Daily Intake (ADI) model gestaan, die door de World Health Organisation wordt afgeleid. In 'Omgaan met risico's' is het MTR voor genotoxische carcinogene stoffen¹⁰ bepaald op een waarde van een acceptabel extra kankerrisico van 1 op de 10.000 bij levenslange blootstelling. Voor ecosystemen is als maat voor het kritisch effectniveau gekozen voor de HC50. Deze waarde wordt uitgedrukt als een

⁸ Er wordt aangenomen dat er voor deze stoffen een drempelwaarde bestaat waar beneden geen schadelijke effecten zullen optreden.

⁹ TDI= tolerable daily intake.

¹⁰ Er wordt van deze stoffen aangenomen dat er geen dosering of concentratie is vast te stellen waar beneden geen risico bestaat voor schadelijke effecten (stoffen zonder drempelwaarde).

concentratie van een stof in het milieu waarbij 50% van het in theorie aanwezige aantal soorten, of microbiële processen, in een ecosysteem in meer of mindere mate een als negatief te waarden effect van die stof ondervindt. De HC50 wordt op basis van resultaten van laboratoriumexperimenten vastgesteld.

De keuze van de beschermingsdoelen en de hoogte van het kritische effectniveau zijn politieke keuzes. De minister van VROM gaf bij de behandeling van de huidige eerste tranche interventiewaarden in de Tweede Kamer aan dat effecten van bodemverontreiniging op de gezondheid van een individuele mens algemeen niet maatschappelijk verantwoord worden geacht. Het is daarbij niet van belang of herstel van een ziekte als gevolg van bodemverontreiniging mogelijk is (5).

Effecten op ecosystemen worden, zolang deze niet onherstelbaar zijn, mede gezien de consequenties van bodemsaneringsoperaties minder snel onverantwoord geacht. De overheid tracht ecosystemen te beschermen door zich op soorten te richten en niet op individuele planten of dieren. Effecten op soorten worden toegestaan, zolang herstel op termijn mogelijk is (5).

De derde stap bestaat uit het vertalen van het kritische effectniveau naar het kritische bodem-, grondwater- en sedimentgehalte. Deze kritische gehalten worden in de RIVM-rapporten aangeduid als Serious Risk Concentrations (SRC), en vormen de basis van de interventiewaarden. Bij de vertaling spelen drie elementen een belangrijke rol:

- het gedrag van de stof (fate en transport) in het milieu;
- het gedrag van het blootgestelde object;
- de fysiologie van het blootgestelde object.

Met betrekking tot ecosystemen is de kennis over deze elementen gebrekkig en wordt het kritische effectniveau rechtstreeks vertaald in het kritische bodem- en grondwatergehalte, met andere woorden, de HC50 is gelijk aan de SRC. Voor de mens worden deze elementen gemodelleerd met behulp van de modellen CSOIL (bodem en grondwater), en SEDISOIL (sediment).

De vierde stap is de keuze voor de SRC die de geïntegreerde SRC (= voorstel nieuwe interventiewaarde) gaat bepalen, de humane of de ecotoxicologische SRC. In principe bepaalt de laagste van de twee de geïntegreerde waarde, tenzij de andere waarde veel betrouwbaarder is.

De hierboven beschreven route wordt gevolgd bij het afleiden van de interventiewaarden. Bij het toetsen aan de interventiewaarden moet in feite de omgekeerde

route worden bewandeld. Bij overschrijding van de interventiewaarden wordt de daadwerkelijke blootstelling onderzocht en moet er rekening worden gehouden met het gedrag van de stof, het gedrag van het blootgestelde object en de fysiologie van het blootgestelde object, zoals die zich voordoen in de lokale verontreinigingssituatie.

Figuur 1.1 Verschillende onderdelen van een risicobeoordeling (6).

De hierboven beschreven stappen zijn in hoofdlijnen gebaseerd op beleidsmatige beslissingen maar vragen, naarmate de route verder wordt afgelopen, steeds meer wetenschappelijke onderbouwing.

De commissie heeft bij haar advisering de volgende hoofdonderwerpen vastgesteld¹¹:

- positie interventiewaarden in het bodembeleid;
- uitgangspunten voor advies;
- risico-evaluatie ecosysteem;
- risico-evaluatie mens;
- milieuchemische aspecten blootstellingsmodellering;
- integratie van de SRC's.

¹¹ De bespreking van een aantal onderwerpen is voorbereid in werkgroepen bestaande uit commissieleden. De werkgroep ecotoxicologie bestond uit prof.dr. P.C. De Ruiter en dr. J.G.M. Roelofs, secretaris dr. J. van Wensem. De werkgroep humane toxicologie bestond uit dr. J.H. van Wijnen en dr. A.W. Jongmans, secretaris drs. M. ten Hove. De werkgroep milieuchemische aspecten bestond uit prof.dr. H.A.J. Govers, prof.dr.ir. F.A.M. de Haan en prof.dr.ir. O. Oenema, secretaris dr. M.L. Kloosterboer-van Hoeve.

De commissie heeft zich in de volgorde van de bespreking van deze onderwerpen laten leiden door de hierboven beschreven route van afleiding. Dit leidde tot de volgende opzet van het advies.

- De discussie over de interventiewaarden kan niet los worden gezien van de rol die deze waarden spelen in het (water)bodembeleid. Deze rol wordt beschreven in hoofdstuk 2.
- In hoofdstuk 3 komen de uitgangspunten van de commissie ten aanzien van de advisering over de interventiewaarden aan de orde. Dit hoofdstuk vormt een raamwerk voor de volgende hoofdstukken.
- Bij de risico-evaluatie voor ecosystemen is er nog veel discussie over de eerste twee stappen in bovenstaande route, het beschermingsdoel en het kritische effectniveau. Reden om deze afleiding eerst te bespreken (hoofdstuk 4).
- Bij de risico-evaluatie voor de mens staat het kritische effectniveau niet ter discussie. Omdat de onderbouwing van de kritische blootstelling ook voor advies is voorgelegd aan de Gezondheidsraad, concentreert de commissie zich op de vertaling van de kritische blootstelling naar kritische gehalten in bodem, grondwater en sediment. De invloed van het gedrag en de fysiologie van de mens staat in hoofdstuk 5 centraal.
- In hoofdstuk 6 komt de invloed van het gedrag van de stof in het milieu op de blootstelling van de mens aan de orde. In hoofdstuk 6 zal ook kort worden ingegaan op het gedrag van de stof in relatie tot de afleiding van de SRC voor ecosystemen.
- In hoofdstuk 7 komt stap 5 aan de orde, de integratie tussen de SRC's. De criteria voor de keuze om een voorstel voor een nieuwe interventiewaarde te accepteren als vervanger van de huidige interventiewaarde worden daar besproken.
- Hoofdstuk 8 bevat de geraadpleegde literatuur. De referenties staan genummerd tussen haakjes in de tekst.
- Bijlage 1 bevat de adviesaanvraag.
- Los van de adviesaanvraag heeft het Ministerie van VROM, mede namens de werkgroep 'Urgentie en Interventiewaarden' (UI), een lijst van gedetailleerde vragen aan de commissie voorgelegd. De antwoorden op de gedetailleerde vragen van DGM/ BWL en de werkgroep UI staan grotendeels verspreid in voorliggend advies. In bijlage 2 worden de vragen één voor één beantwoord, waarbij waar mogelijk wordt terugverwezen naar de hoofdtekst van het advies.
- Bijlage 3 bevat een verklarende woorden- en afkortingenlijst.

Voor een aantal stoffen is extra aandacht besteed aan de mogelijkheden tot het doen van voorstellen voor nieuwe interventiewaarden. Dit betreft minerale olie (7), cyaniden (8), lood (9) en chroom (10). De bevindingen van de commissie over deze

stoffen staan deels in de hoofdstukken; het volledige antwoord bevindt zich in bijlage 2.

De commissie heeft in 1992 geadviseerd over de eerste tranche interventiewaarden (11), die thans wordt geëvalueerd. In 1995 werd geadviseerd over de aanpassing van de interventiewaarde voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen (12). In 1997 werd geadviseerd over de afleiding van de 2e en 3e tranche interventiewaarden (13), en in 1998 over de 4e tranche interventiewaarden (14), in 1999 over de herziene interventiewaarde voor lood en over het 'plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden' (15, 16). Ook heeft de commissie geadviseerd over de afleiding van maximaal toelaatbare en verwaarloosbare risiconiveaus (MTR's en VR's) op basis van ecotoxicologische gegevens (17, 18, 19, 20).

2 DE POSITIE VAN INTERVENTIEWAARDEN IN HET BODEMBELEID

INLEIDING

Dit hoofdstuk bevat een beschrijving van de verschillende bodembeleidssterreinen waarin interventiewaarden een rol spelen. Relatief kleine wetenschappelijke verbeteringen van interventiewaarden kunnen voor de praktijk al verstrekkende gevolgen hebben, afhankelijk van de beleidsmatige context waarin ze worden toegepast. Het gaat naast bodemsanering en -beheer van land- en waterbodems om het Bouwstoffenbesluit en het beleid ten aanzien van het verzet van verontreinigde grond en baggerspecie. Tevens zal op hoofdlijnen worden aangegeven wat mogelijke gevolgen kunnen zijn van verhogingen of verlagingen van interventiewaarden. Er zal uiteindelijk een beleidsmatige afweging moeten worden gemaakt tussen de mate waarin de norm als graadmeter voor risico's voor mens en milieu in wetenschappelijk opzicht is verbeterd en de mogelijke problemen die een wijziging van de norm in beleidsuitvoering kunnen veroorzaken. Voorliggend advies beoogt argumenten voor deze afweging op te leveren. Voor de TCB is beoordeling van de evaluatie en de nieuwe voorstellen voor interventiewaarden primair een beoordeling van wetenschappelijke aard. Omdat de TCB op grond van de Wet bodembescherming adviseert of beleidsvoorstellen in het belang van de bescherming van de bodem zijn, moet er oog zijn voor het ontstaan van uitvoeringsproblemen. Deze zijn per definitie niet in het belang van de bescherming van de bodem.

BODEMSANERING

De bodemsanering kent sinds 1982 een Leidraad voor de uitvoering en heeft eerst de Interimwet bodemsanering als wettelijke basis gehad. De Interimwet is in 1994 ingebouwd in de Wet bodembescherming, die (zonder saneringsparagraaf) in 1987 van kracht werd. Deze wettelijke mijlpalen markeren ook een aantal veranderingen in aanpak van de bodemverontreiniging en het hanteren van bodemsaneringsnormen in de praktijk.

Het eerste criterium om tot sanering te besluiten was op grond van de Interimwet bodemsanering: 'ernstig gevaar voor volksgezondheid en milieu'. Dit kon met behulp van de Leidraad bodemsanering worden vastgesteld. Deze Leidraad bevatte de

bekende lijst met ABC-waarden, toetsingswaarden die aangaven welk type onderzoek er al naar gelang de mate van bodemverontreiniging plaats diende te vinden. Hoewel ze vaak als zodanig gebruikt zijn, waren deze waarden niet bedoeld als bodemkwaliteitsnormen. Bij beoordeling van de bodem in verband met sanering moest ook de geohydrologische situatie die bepalend is voor de verspreiding van de verontreiniging, en het bodemgebruik dat bepalend is voor de blootstelling, in beschouwing worden genomen. Pas als aan alle criteria werd voldaan kon worden gesproken van 'ernstig gevaar' en werd saneren van de bodem noodzakelijk geacht. Het kwantitatieve karakter van de ABC-waarden leidde er echter toe dat het de belangrijkste instrumenten werden voor de beoordeling van de bodem. De andere criteria konden alleen aan de hand van een locatiespecifieke risicobeoordeling worden vastgesteld, iets waar men toen nog weinig ervaring mee had.

Bij de inbouw van de IBS in de Wbb in 1994 is ook de beoordeling van gevallen van bodemverontreiniging veranderd. De voormalige C-waarden uit de ABC-tabel werden van een beter wetenschappelijk fundament voorzien. Ze kregen een nieuwe naam: interventiewaarden bodemsanering. Deze interventiewaarden geven een potentieel risiconiveau aan voor de mens en voor ecosystemen. Bij overschrijding van interventiewaarden is bepaling van het daadwerkelijke situatiespecifieke risico (actueel risico) nodig, waarmee de urgentie van de sanering kan worden vastgesteld. Het oordeel 'niet urgent te saneren geval van ernstige bodemverontreiniging' kan veranderen in 'wel urgent te saneren geval van ernstige bodemverontreiniging' wanneer het bodemgebruik door een bestemmingswijziging verandert in een gevoeliger gebruik (bijvoorbeeld van industrie naar wonen). Voor het vaststellen van de urgentie bestaan richtlijnen, de zogenoemde SaneringsUrgentieSystematiek (SUS).

Ten opzichte van de IBS-periode zijn er dus twee aspecten veranderd:

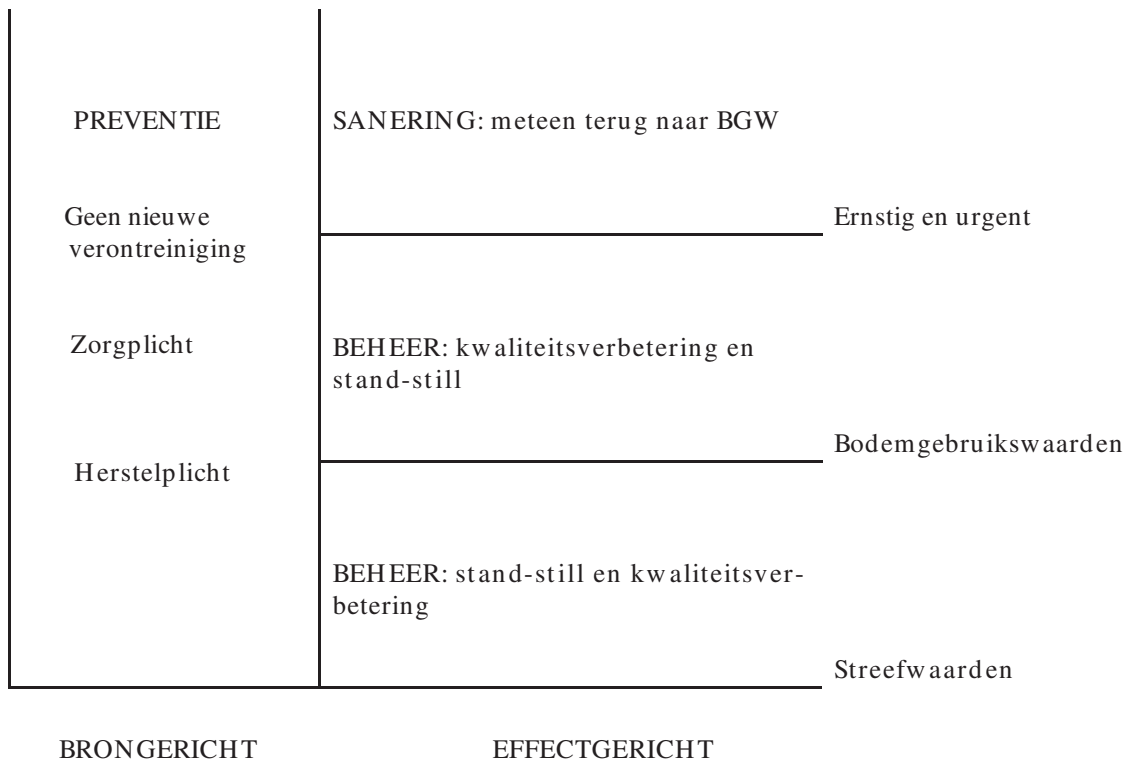
- De interventiewaarden zijn een maatstaf voor 'ernstige bodemverontreiniging'. Ze hebben een duidelijker betekenis dan hun voorgangers, de C-toetsingswaarden. Er ontstaat met de interventiewaarden een onderscheid tussen potentiële en actuele risico's. Daarnaast geven interventiewaarden een duidelijke juridische grens aan tussen bodemverontreiniging waarbij de saneringsregeling van de Wbb van toepassing is en bodemverontreiniging waarbij dat niet het geval is.
- De locatiespecifieke actuele risicobeoordeling is geformaliseerd in SUS. Deze beoordeling wordt gebruikt om de milieuhygiënische prioriteit van de sanering vast te stellen.

Op grond van een kabinetsstandpunt uit 1997 is het bodemsaneringsbeleid herzien. Deze herziening betrof vooral de saneringsdoelstelling. Op grond van het kabinets-

standpunt uit 1997 moet bodemverontreiniging niet alleen als milieuprobleem worden gezien. Het is een maatschappelijk probleem. Er moet naast saneringen op grond van aanwezige milieurisico's meer aandacht zijn voor saneringen die nodig zijn om de bodem geschikt te maken voor nieuwe vormen van bodemgebruik (maatschappelijke urgentie). Het in het kader van ruimtelijke ordeningsbeleid geven van nieuwe bestemmingen aan verontreinigde bodems kent een eigen dynamiek en eigen prioriteiten. De prioriteitstelling bij beoordeling van gevallen van bodemverontreiniging zou daarom moeten worden herzien, omdat tot nu toe alleen milieugezondheidsoverwegingen in SUS zijn opgenomen.

Tevens moet worden geconstateerd dat een risicobeoordeling die antwoord moet geven op de vraag in hoeverre de kwaliteit van een locatie een toekomstig ander gebruik in de weg staat, veronderstelt dat de toekomstige risico's goed kunnen worden voorspeld. Dit stelt hogere eisen aan modellen voor risicobeoordeling dan bij een beoordeling van de gevolgen van bodemverontreiniging voor het huidige bodemgebruik. Bij een risicobeoordeling gericht op het huidige gebruik kunnen modelmatige uitspraken met metingen worden gevalideerd. Bij het beoordelen van toekomstige situaties moet men echter vertrouwen op modelmatige prognoses.

De wijziging van de saneringsdoelstelling van 'multifunctionaliteit of daarvan afwijken als locatiespecifieke omstandigheden dat noodzakelijk maken' naar 'functiegericht saneren' kan in de praktijk ook gevolgen hebben voor het beoordelen van bodemverontreiniging. Er ontstaat behoefte aan een kader waarmee de geschiktheid van de bodem voor een bepaald gebruik kan worden beoordeeld. De zogenoemde bodemgebruikswaarden (BGW), die sinds de beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) voor de sanering van de bovengrond maatgevend zijn, geven tevens aan of een bodem voor een bepaald gebruik geschikt is. Als bodems ongeschikt zijn voor een bepaald gebruik, dat wil zeggen de BGW wordt overschreden, dan zal de kwaliteit op enig moment verbeterd moeten worden of het gebruik moeten worden aangepast (zie ook fig 2.1 en het Kabinetsstandpunt beleidvernieuwing bodemsanering van januari 2002 (21)). Omdat sanering deel uit gaat maken van een algemeen beleid voor het omgaan met bodemverontreiniging, één van de aspecten van bodembeheer, krijgt de interventiewaarde het karakter van een grens waarboven tenminste registratie van ernstige verontreiniging noodzakelijk is, monitoren en het treffen van gebruiksbepalingen situationeel worden gedimensioneerd en transport van verontreinigde grond aan relatief strenge regels is gebonden. Sanering van het hele 'geval van bodemverontreiniging' is dan één van de opties voor de beheerder.



Figuur 2.1 Schema van de relatie tussen het preventieve beleid, het saneringsbeleid en het bodembeheer, alsmede de plek van de BGW's in de beleidsvelden sanering en beheer. De interventiewaarden bevinden zich tussen de niveaus 'Bodemgebruikswaarden' en 'Ernstig en urgent'. Bron: Kabinetsstandpunt beleidsvernieuwing bodemsanering 2002 (21).

WATERBODEMS

Bij waterbodems is er vaak sprake van het voorkomen van ernstige bodemverontreiniging zonder dat op grond van de urgentiesystematiek een tijdstip van sanering bepaald hoeft te worden. Baggeren van ernstig verontreinigde bagger is evenals verplaatsing of verwijdering van ernstig verontreinigde grond aan relatief strenge regels gebonden. Het baggeren om waterhuishoudkundige redenen wordt uitgesteld, omdat verwijdering duur is en er weinig verwerkingstechnieken zijn. Zolang de onderwaterbodem onder water blijft is er immers geen groot risico, althans dat is de perceptie van de waterbodembeheerder. Er gaan dan ook stemmen op om specifieke interventiewaarden voor de waterbodem te ontwikkelen die voor een aantal stoffen hoger (minder stringent) zijn dan de (landbodem)interventiewaarden. Gezien de risico's is dit te rechtvaardigen zolang de bodem onder water blijft, maar veel verontreinigde waterbodems vallen in de zomer droog (uiterwaarden) en worden dan landbodem, met een nogal gevoelige bestemming zoals natuur, begrazingsgebied voor runderen en schapen, of recreatie. Een onderscheid in de beoordeling van land en

waterbodem kan dus slechts op locatiespecifieke gronden worden gemaakt en niet door verschillen aan te brengen in generieke normen zoals interventiewaarden. Daarbij komt nog dat veel gevallen van bodemverontreiniging, bijvoorbeeld Steendijkpolder te Maasluis, ontstaan zijn uit ophogingen van polders met verontreinigde waterbodems. Tenslotte is het van belang een en ander te bezien in het kader van de implementatie van de EU Kaderrichtlijn Water. Daarin wordt de band tussen milieubeleid voor grond, grondwater, sediment en oppervlaktewater versterkt. Een te specifieke benadering voor waterbodems, los van de landbodem ligt met name in Nederland gezien deze beleidsontwikkelingen minder in de rede.

BOUWSTOFFENBESLUIT

Interventiewaarden voor een aantal stoffen zijn in het Bouwstoffenbesluit gebruikt als samenstellingswaarden. Dit zijn grenswaarden waaraan bouwstoffen moeten voldoen om op en in de bodem te mogen worden toegepast. De beoordeling van bouwstoffen is in eerste instantie gebaseerd op de uitloogbaarheid van stoffen. Omdat voor organische stoffen nog geen gevalideerde uitloogtests voorhanden zijn maakt het Bouwstoffenbesluit voor deze stoffen gebruik van samenstellingswaarden. Voor een deel hebben deze waarden een eigen onderbouwing en heeft er ook een economische afweging plaats gevonden. Voor stoffen waarbij dat niet mogelijk was heeft men de interventiewaarde overgenomen. Het hanteren van interventiewaarden als samenstellingswaarden in het Bouwstoffenbesluit is voor de bouwstof 'grond' een logische bovengrens, en goed te verdedigen vanuit het beleid dat geen ernstige bodemverontreiniging in het maatschappelijk verkeer dient te worden gebracht. Hierop wordt in de volgende paragraaf nader ingegaan. Voor andere bouwstoffen dan grond is het hanteren van interventiewaarden als samenstellingswaarden echter 'bij gebrek aan beter'. Wetenschappelijke verbeteringen in de interventiewaarden leiden daardoor niet tot een verbetering van het beoordelingskader voor andere bouwstoffen dan grond. Dit kan een overweging zijn om veranderingen in interventiewaarden niet door te voeren in de desbetreffende samenstellingswaarden.

GRONDSTROMEN EN ACTIEF BODEMBEHEER

Toepassen van grond als bouwstof valt onder het Bouwstoffenbesluit. Grond die aan streefwaarden voldoet mag overal als bouwstof worden toegepast. Toepassingen van grond waarin interventiewaarden worden overschreden, zijn niet toegelaten, tenzij het om herschikken van grond op een locatie gaat in het kader van de uitvoering van een saneringsplan. Grond met verontreinigingsniveaus tussen streef- en interventiewaarden mag onder specifieke voorwaarden worden toegepast.

Aangezien de interventiewaarde een harde bovengrens stelt aan het verplaatsen en toepassen van verontreinigde grond heeft een verandering in de hoogte van deze waarde directe gevolgen voor het grondverzet. In tegenstelling tot bij de beoordeling van verontreinigde bodems, waar naast de toetsing aan een generieke interventiewaarde een nadere beoordeling van de situatiespecifieke (actuele) risico's wordt uitgevoerd, kent de beoordeling van grond deze situatiespecifieke beoordeling niet. Het hanteren van situatiespecifieke beoordelingen bij grondverzet is echter lastig zolang er nog geen duidelijk overkoepelend kader bestaat voor het bodembeheer, waarin het omgaan met verontreinigde bodems en met verontreinigde grondstromen een plaats kunnen krijgen.

De commissie hoopt dat de beleidsvernieuwing bodemsanering, waarbij de aanpak van verontreinigde bodems in een maatschappelijke context is geplaatst, uiteindelijk leidt tot een brede strategie voor bodembeheer, waarin bodemsanering, bodembescherming en grondstromenbeleid een plaats krijgen in samenhang met ruimtelijke ordening en waterbeheer. Dit is overigens een beleidsmatige ontwikkeling die niet alleen in Nederland plaatsvindt. Het EU-brede CLARINET (Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies), een netwerk van specialisten en beleidsmakers op het gebied van verontreinigde bodems, publiceert binnenkort haar eindrapport, waarin onder de titel 'Risk Based Land Management' een brede strategie voor bodembeheer wordt beschreven waarover in de Europese Unie consensus bestaat. Van belang is ook de verdere ontwikkeling rond de 'Thematic strategy for soil protection' dat door de Europese Commissie wordt uitgebracht.

CONCLUSIE

Het bovenstaande geeft aan dat de interventiewaarden een belangrijke rol spelen in het bodembeleid en dat dit beleidsterrein nogal in beweging is. Het verdient aanbeveling om bij het beoordelen van veranderingen in de hoogte van interventiewaarden rekening te houden met de verschuivingen in de beleidsmatige context waarin de interventiewaarden worden toegepast. Daarnaast is het van belang om in verband met de transparantie in de besluitvorming het onderscheid tussen generieke en situatiespecifieke beoordelingen van bodem en grond consequent te blijven maken. Voor waterbodems betekent dit dat het verschil met landbodems tot uiting komt in de situatiespecifieke beoordeling, en niet door verschillende interventiewaarden te hanteren. Voor grondstromen, waar interventiewaarden de bovengrens vormen van grond die in het maatschappelijk verkeer mag worden gebracht, is geen situatiespecifieke beoordeling. Indien deze beleidsmatig gewenst is, pleit de commissie ervoor die in het kader van het bodembeheer tot ontwikkeling te brengen.

3 UITGANGSPUNTEN VOOR HET ADVIES

INLEIDING

In dit hoofdstuk beschouwt de commissie de belangrijkste elementen die ten grondslag liggen aan haar beoordeling van de evaluatie van de interventiewaarden. Eerst zal worden ingegaan op de scenario's die worden gebruikt om interventiewaarden af te leiden. Vervolgens zullen de gevolgen besproken worden van de keuze voor de interventiewaarde als generieke norm. Daarna komt aan de orde hoe de commissie heeft beoordeeld of een interventiewaarde verbeterd is of niet. Tot slot zal er aandacht besteed worden aan het onderwerp communicatie.

BELEIDSMATIGE KEUZEN: DE SCENARIO'S

Bij de afleiding van interventiewaarden moeten belangrijke beleidsmatige keuzen worden gemaakt. Dit betreft niet alleen de kritische effectniveaus voor de mens en het ecosysteem, maar ook het bodemgebruik dat model staat bij de afleiding (het scenario) en de mate van veiligheid in de schatting van blootstelling.

Risico's voor de mens

Bij de mens wordt uitgegaan van het maximaal toelaatbare risiconiveau als grens voor ernstige bodemverontreiniging. De bijbehorende blootstellingsniveaus voor de mens zijn gebaseerd op bescherming en liggen ver onder de niveaus waar als negatief te waarden effecten mogen worden verwacht. Het NOEC¹²-niveau dat in experimenten met proefdieren is vastgesteld, wordt meestal door een veiligheidsfactor 10 gedeeld in de risicobeoordeling voor de mens om rekening te houden met een verschil in gevoeligheid tussen de mens en het proefdier. Daarnaast wordt nog een factor 10 toegepast om ook aan gevoelige groepen binnen de menselijke populatie bescherming te bieden. De toxicologische grenswaarde ligt bij de mens dus in het algemeen (soms worden er andere veiligheidsfactoren gehanteerd) een factor 100 lager dan de NOEC van proefdieren. Tevens kan worden geconstateerd dat de beide veiligheidsfactoren 10 een verschillende betekenis hebben. De eerste factor beoogt rekening te houden met de onzekerheid over de representativiteit van het proefdier voor de mens, de tweede factor beoogt rekening te houden met de variabiliteit in gevoeligheid tussen mensen.

¹² NOEC: No Observed Effect Concentration. De hoogste concentratie in een experiment waarbij geen effect werd waargenomen.

De keuze van de mate van veiligheid in de afleiding van risicogrenswaarden zoals interventiewaarden is het resultaat van een afweging. Veel risicobeoordelingsprocedures zijn gefaseerd, waarbij men in de eerste fase gebruikt maakt van stringente algemene normen. Toetsing daaraan is eenvoudig en als aan deze normen is voldaan dan kan elk risico worden uitgesloten. Wordt niet aan de norm voldaan dan worden steeds uitgebreidere locatiespecifieke risicobeoordelingen uitgevoerd. Deze brengen veel kosten met zich mee, maar leveren een beter beeld op van de risico's. Als instrument in een gefaseerde risicobeoordeling zouden de interventiewaarden veilig en dus aan de strenge kant moeten zijn. Maar omdat aan de overschrijding van interventiewaarden ook een juridisch etiket hangt, namelijk 'ernstige bodemverontreiniging', is verdedigbaar om interventiewaarden maatgevend te laten zijn voor situaties waar ook daadwerkelijk een interventie moet worden gepleegd om risico's op een acceptabel niveau te brengen. Deze overweging leidt tot benaderingen met kleinere veiligheidsfactoren of tot de keuze van een algemeen voorkomend, minder gevoelig blootstellingsscenario.

Het blootstellingsscenario dat sinds 1991 model staat voor de afleiding van het ernstig risiconiveau voor de mens, in de bodem, is een huis met tuin, waarbij niet meer dan 10% van de groenteconsumptie van de bewoners afkomstig is uit de tuin. Het is niet het meest gevoelige scenario met betrekking tot risico's voor de mens. Voor toxische stoffen die goed door planten worden opgenomen, zoals zware metalen, leidt een scenario waarbij de tuin volledig voor de groentevoorziening van de bewoners wordt gebruikt tot de strengste ernstige risiconiveaus. De keuze voor dit scenario kan echter tot gevolg hebben¹³ dat veel gevallen van bodemverontreiniging als ernstig worden geclassificeerd. Bij een locatiespecifieke risicobeoordeling wordt dan vervolgens vaak vastgesteld dat sanering vooralsnog niet nodig is, omdat het geen volkstuin betreft. Een scenario dat vaak voorkomt (huis met tuin, met niet meer dan 10% van de groenteconsumptie uit eigen tuin) kent dit bezwaar in veel mindere mate. Omdat volkstuinten en daarmee vergelijkbare tuinen zeer goed zijn te identificeren, is de kans dat bodemverontreiniging in die situaties aan de aandacht ontsnapt, gering. De overwegingen die tot de keuze van het huis met tuinscenario hebben geleid illustreren dat een systeem van algemene uitspraken met duidelijk te beschrijven uitzonderingen een goede oplossing kan zijn om met eenvoudige generieke normen sterk variërende situaties te beoordelen. In het algemeen geldt: hoe generieker de norm, hoe meer men met variabiliteit in lokale omstandigheden te maken krijgt.

¹³ De uiteindelijke interventiewaarde is gebaseerd op de laagste van het ernstig risiconiveau voor de mens en het ecosysteem. Veranderingen in het blootstellingsscenario van de mens zijn hierdoor niet rechtstreeks te vertalen in veranderingen in interventiewaarden.

Door de norm te baseren op een specifiek blootstellingsscenario heeft men alleen met de variabiliteit binnen dat scenario te maken.

Op grond van bovenstaande overwegingen mag men bij de onderbouwing van interventiewaarden de volgende keuzen verwachten:

- op bescherming gerichte toxicologische grenswaarden vergelijkbaar met ADI en preventieve risicogrenzen voor carcinogene stoffen (er bestaan geen andere);
- een veelvoorkomend blootstellingsscenario, waarbij gevoeligere situaties gemakkelijk en goed te karakteriseren vallen;
- binnen het scenario wordt rekening gehouden met variabiliteit in bodemeigenschappen, overdrachtsfactoren en menselijk gedrag. Omdat de variabiliteit in deze factoren groot is en kritische afwijkingen niet direct zichtbaar zijn, ligt het kiezen van relatief veilige waarden voor de hand.

Bij de afleiding van de huidige interventiewaarden is het RIVM uitgegaan van parameterwaarden bij de blootstellingsmodellering die in het midden van de range liggen, en van gemiddelde situaties (22). Uit het feit dat deze keuze bij het afleiden van de nieuwe voorstellen voor interventiewaarden niet gewijzigd is, leidt de commissie af dat het RIVM ervan uitgaat dat deze keuze veilig genoeg is.

Risico's voor het ecosysteem

Met betrekking tot risico's voor het ecosysteem ontbreekt de wetenschappelijke kennis om deze discussie goed te kunnen voeren. Als kritisch effectniveau voor ecosystemen is gekozen voor de HC50¹⁴, een waarde die gebaseerd is op het geometrisch gemiddelde van de in de literatuur aangetroffen NOEC-waarden (geen effect niveau) voor elke te normeren stof. In theorie ligt deze waarde op een niveau waarbij de helft van de soorten organismen of ecologische processen nadelige effecten van een stof kan ondervinden. De HC50 is niet erg specifiek. Hoe sterk de als negatief te waarden effecten zijn op echte ecosystemen bij een bodemverontreiniging die met de HC50 overeenkomt, zal afhangen van het bodemgebruik en andere locatiespecifieke aspecten. Voor een uitgebreidere beschouwing van de HC50 wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

14 Refined risk assessment: de HC50 wordt afgeleid met behulp van een verdelingscurve die de relatie tussen gehalten van stoffen en NOEC's van soorten of microbiële processen beschrijft. Om de vorm van deze curve te kunnen bepalen zijn volgens de procedure minimaal 4 NOEC's voor verschillende taxonomische groepen of microbiële processen nodig (23).

GENERIEKE INTERVENTIEWAARDEN

De interventiewaarden zijn generieke waarden, dat wil zeggen dat ze geldig zijn voor heel Nederland. De interventiewaarden gelden voor een standaard bodem met 10% organische stof, 25% lutum en pH 6. Vanuit het oogpunt van regelgeving heeft het hanteren van één vaste interventiewaarde per stof de voorkeur. Toch leidt deze keuze tot een aantal lastige vragen, zoals:

- is het wetenschappelijk gezien mogelijk om een generieke interventiewaarde af te leiden?
- wat te doen met variabiliteit en onzekerheden?

Deze vragen zijn niet nieuw, en gelden voor zowel de huidige interventiewaarden als de voorstellen voor nieuwe interventiewaarden.

Is generiek mogelijk?

In voorgaande adviezen over interventiewaarden heeft de commissie niet getwijfeld over de wenselijkheid en de mogelijkheid om een generieke, dat wil zeggen voor heel Nederland en in alle situaties geldende interventiewaarde af te leiden. In de discussies die ten grondslag liggen aan voorliggend advies is echter, met name in de werkgroep Milieuchemische aspecten, veel aandacht besteed aan de vraag of het wel mogelijk is om een generieke interventiewaarde af te leiden, mede omdat de inzichten in de variatie van sterk beïnvloedende parameters en processen is toegenomen. De vraag dient zich dan aan of het wel zinvol is om gemiddelde scenario's te modelleren en gemiddelde parameterwaarden te selecteren.

Tot nu toe is gesteld dat zo'n keuze mogelijk en verantwoord is zolang duidelijk blijft dat de interventiewaarden in feite alleen geldig zijn bij het scenario waarvoor ze zijn afgeleid. Betere communicatie over (de omgang met) de beperkingen van generieke interventiewaarden zou veel van de aarzelingen van de commissieleden ten aanzien van de generieke interventiewaarde kunnen wegnemen.

Daarnaast beseft de commissie dat de interventiewaarden betrekking hebben op een potentieel ernstig risiconiveau, en er middels onderzoek altijd aanvullende informatie wordt verzameld om het actuele risico te beoordelen. Bij deze actuele risicobeoordeling kan worden uitgegaan van de locatiespecifieke omstandigheden. Hiermee wordt tegemoet gekomen aan het besef dat interventiewaarden gebaseerd op een gemiddelde situatie, zeker milieuchemisch gezien, niet vaak een nauwkeurige risicobeoordeling van een specifieke locatie zullen opleveren.

Toch is de commissie van mening dat bepaalde situaties slechts met een situatie specifieke risicobeoordeling aan de hand van gemeten waarden van kritische parameters kunnen worden beoordeeld. Het gebruik van generieke interventiewaarden als een eerste stap in zo'n beoordeling zou in die gevallen onverantwoord zijn, omdat de situatie te afwijkend is van het scenario voor de blootstelling dat voor de afleiding van de interventiewaarden wordt gebruikt of omdat er zich zoveel onzekerheden voordoen bij de blootstellingsmodellering dat de resulterende SRC geen realiteitswaarde heeft. Deze situaties moeten zoveel mogelijk beschreven worden, zeker als dit leidt tot ernstige risico's beneden het niveau van de interventiewaarden.

Wat te doen met variabiliteit en onzekerheid?

Bij het afleiden van interventiewaarden spelen variabiliteit en onzekerheid een grote rol. Vrijwel alle invoergegevens die voor de afleiding worden gebruikt, vertonen van nature variatie. Welk gegeven dient dan gekozen te worden voor de afleiding? Daarnaast bestaat er in meer of mindere mate onzekerheid over de aannames die worden gedaan. De begrippen variabiliteit en onzekerheid dragen beiden bij aan de (on)betrouwbaarheid van de resultaten. In het kader worden deze begrippen nader toegelicht (zie ook referentie 6).

De genoemde onzekerheden en variatie zijn inherent aan het afleiden van een interventiewaarde per stof. Het is met behulp van statistische technieken mogelijk om een deel van de onzekerheid/ variatie rond de interventiewaarden te laten zien, door de spreiding rond de uiteindelijke waarde weer te geven. Gezien het grote aantal parameters dat is betrokken bij de afleiding van met name de SRC_{humanaan}, leidt dit naar verwachting tot grote intervallen waartussen de 'echte' interventiewaarde zich zal bevinden.

In het RIVM-rapport 'Achtergronden bij de herziene risicogrenzen voor bodem, sediment en grondwater' in het kader van de 'Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering' (24) wordt voor 4 modelstoffen een onzekerheidsanalyse voor de humane risicogrens uitgevoerd met betrekking tot stofgerelateerde gegevens. Het betrof de stoffen lood, tolueen, vinylchloride en aldrin. Voor lood werd een kansverdeling aangenomen ten aanzien van de bioconcentratiefactor tussen plant en bodem, hoeveelheid grondingestie door kinderen en de relatieve biobeschikbaarheid van lood in grond. Voor de organische stoffen werd een kansverdeling aangenomen voor de oplosbaarheid, dampdruk, octanol-water partiticoëfficiënt en de partiticoëfficiënt tussen organisch stof (K_{ow}) en poriewater in de bodem (K_{oc}). In tabel 3.1 zijn

de deterministisch afgeleide SRC's humaan, en de 10- en 90-percentielen van de kansverdelingen van de SRC's humaan gegeven.

Kader: variabiliteit en onzekerheid

In discussies over betrouwbaarheid en mate van veiligheid van modelvoorspellingen is het van belang om onderscheid te maken tussen twee belangrijke aspecten: variabiliteit en onzekerheid. Variabiliteit is een natuurlijke eigenschap van de objecten die men bestudeert, modelleert of beoordeelt. Bijvoorbeeld het gehalte van een stof in de bodem kan variëren, de temperatuur varieert, afbraaksnelheden variëren en de gevoeligheid van mensen voor toxische stoffen varieert. Variabiliteit is niet door onderzoek te reduceren. Wel krijgt men met meer onderzoek een nauwkeuriger beeld van de variatie. Onzekerheid daarentegen is een eigenschap van de onderzoeker, de modelbouwer, de normsteller of de risicobeoordelaar. Hij of zij verkeert in onzekerheid of de mate van variabiliteit goed is ingeschat, de onderzoeksresultaten representatief zijn en de formules in een model de werkelijke processen goed beschrijven. Met onderzoek is het mogelijk om onzekerheden te verkleinen. Dit kan echter alleen maar in een validatieonderzoek worden vastgesteld. Zonder lokaal verkregen empirische gegevens is het immers niet vast te stellen of een model de feitelijke blootstelling overschat en dus aan de veilige kant zit, of dat de blootstelling wordt onderschat. Variabiliteit en onzekerheid dragen samen bij aan de betrouwbaarheid van de resultaten.

Variabiliteit en onzekerheid leveren ook belangrijke aanknopingspunten voor een beoordeling van de mate waarin nieuwe voorstellen voor interventiewaarden in wetenschappelijk opzicht een verbetering mogen worden genoemd. Leiden de nieuwe interventiewaarden tot minder onzekerheden in de besluitvorming en kan bij toepassing van de waarden beter worden omgegaan met variabiliteit zijn de vragen die in het kader van zo'n beoordeling het zwaarst moeten wegen. Minder belangrijke wetenschappelijke verbeteringen zijn in dit verband wijzigingen in de afleiding op grond van betere traceerbaarheid van gegevens in de literatuur of aansluiting bij internationaal gangbare modellen. De wetenschappelijke elegantie van de afleiding neemt toe maar de bijdrage aan de reductie van onzekerheden of het omgaan met variabiliteit blijft onbekend.

Op basis van de onzekerheidsanalyse vindt het RIVM een SRC_{humaan} betrouwbaar met betrekking tot stofspecifieke data als de verhouding tussen het 10- en 90-percentiel kleiner is dan 10. Dit geldt voor lood, toluen en vinylchloride. De grote spreiding bij aldrin wordt met name veroorzaakt door de grote variatie rond de Koc. De

SRChumaan voor vinylchloride ligt onder het 10-percentiel van de kansverdeling. Dit komt volgens het RIVM door de aanname van een uniforme verdeling voor de oplosbaarheid van vinylchloride bij het berekenen van de kansverdeling voor SRChumaan (alle waarden binnen een bepaalde range hebben even grote kans van voorkomen). Bij het afleiden van de SRChumaan is uitgegaan van het geometrisch gemiddelde van de gegevens voor de oplosbaarheid.

Tabel 3.1 Deterministisch bepaalde SRChumaan, 10- en 90-percentiel van kansverdeling van SRChumaan (24).

	SRChumaan (mg/ kg)	10-percentiel (mg/ kg)	90-percentiel (mg/ kg)
Lood	622	395	1380
Tolueen	32	12	90
Vinylchloride	0,002	0,003	0,028
Aldrin	0,32	0,003	24,2

De door het RIVM uitgevoerde analyse geeft inzicht in (een deel van) de bandbreedte waartussen de waarde van de SRChumaan zich bevindt. Daarnaast kan beter worden begrepen welke parameters het meest bijdragen aan de variatie in de uitkomsten. Dergelijke analyses kunnen de uiteindelijke keuze voor een vaste waarde van de SRChumaan inzichtelijker maken.

De commissie acht het laten zien van de spreiding rond de SRC's een goede manier om inzicht te geven. Toch zal uiteindelijk een keuze moeten worden gemaakt voor een getal, omdat intervallen voor regelgeving niet hanteerbaar zijn. Daarnaast wordt een aanzienlijk deel van de onbetrouwbaarheid (ten gevolge van onzekerheden over de modelaannames) niet op deze wijze in kaart gebracht. In de hoofdstukken 5 en 6 over de humane risicobeoordeling en de milieuchemische aspecten zal hier verder op worden ingegaan.

Tijdafhankelijkheid

Behalve dat er sprake is van onzekerheid en variatie rond het afleiden van de interventiewaarden, is er ook nog sprake van tijdafhankelijkheid. Door allerlei processen die optreden in het milieu kan het gehalte in een bepaald milieucompartiment in de tijd variëren. Voorbeelden van deze processen zijn sorptie van een stof, waardoor er meer of minder van een stof wordt vastgelegd in een bepaald milieucompartiment, hetgeen consequenties heeft voor de blootstellingsconcentraties, of afbraak of omzetting van een stof, waardoor zwakker of sterker toxische verbindingen kunnen ontstaan. Een tijdafhankelijke interventiewaarde is als beleidsinstrument echter lastig te hanteren.

De commissie constateert dat bij de afleiding van de interventiewaarden de tijd-aspecten zijn weggelaten. Dit gebeurt bijvoorbeeld door:

- de hoeveelheid stof die door de mens per dag wordt opgenomen, te vergelijken met de hoeveelheid, die toxicologisch gezien, eveneens per dag, mag worden opgenomen;
- bij stofparameters als de bioconcentratiefactor (BCF) ervan uit te gaan dat de opname van de stof door bijvoorbeeld een vis per tijdseenheid altijd wordt gecompenseerd door processen als uitscheiding, afbraak en groei, zodat een constante BCF ontstaat;
- parameters rigoreus als evenwichtsparameters op te vatten zonder verdere analyse van de tijdafhankelijke kinetiek. Een voorbeeld hiervan is het hanteren van sorptieconstanten als geldend voor een gesloten systeem, waaraan geen stof meer wordt toegevoegd en ook geen stof wordt onttrokken en concentraties in water en sediment hun evenwichtswaarde hebben bereikt.

Volgens de commissie zou het beter zijn om consequent uit te gaan van een dynamische benadering met steady state condities, niet alleen voor een afzonderlijk proces als bioconcentratie, maar vooral voor de combinatie van verschillende processen die gelijktijdig plaats vinden. In het geval van steady state is de aanvoer (hoeveelheid per tijd, bijvoorbeeld ten gevolge van emissie) van een stof naar een compartiment gelijk aan de afvoer (hoeveelheid per tijd, bijvoorbeeld ten gevolge van afbraak of transport). Het gehalte in het compartiment blijft dan gelijk, terwijl er wel sprake is van aanvoer en afvoer. Door uit te gaan van steady state moet de aan- en afvoer van een stof gemodelleerd worden, waardoor beter rekening gehouden kan worden met wijzigingen daarin. Hiermee kan een realistischer beeld worden geschetst van de gehalten in de verschillende milieucompartimenten. De constante concentraties die in een evenwichtsmodel berekend worden, kunnen immers afwijken van de constante concentraties, die in een dynamisch (steady state) model worden bereikt.

IS ANDERS OOK BETER?

Bij de wetenschappelijke evaluatie van de interventiewaarden is het van belang om te weten wat deze waarden voorstellen. De interventiewaarden geven een potentieel risiconiveau aan voor de mens en voor ecosystemen. Bij overschrijding van dit risiconiveau is er volgens afspraak sprake van 'ernstige bodemverontreiniging'. Het betreffende risiconiveau wordt hier conform de terminologie van het RIVM het 'ernstig risiconiveau' genoemd. De interventiewaarden komen tot stand op basis van afspraken die wetenschappelijk en/ of beleidsmatig gefundeerd zijn. De interventie-

waarden zijn normen. De interventiewaarden zijn geen fysisch-chemische constanten waarvan de waarde, als er maar lang en goed genoeg naar gezocht wordt, met een grote mate van zekerheid kan worden vastgesteld. Er wordt bij het afleiden van de interventiewaarden gestreefd naar het wetenschappelijk gezien zo goed mogelijk vorm geven aan de gemaakte afspraken.

De huidige interventiewaarden kunnen gewijzigd gaan worden op basis van de voorliggende evaluatie. Als een interventiewaarde hoger wordt (er mag meer van de verontreinigende stof in de bodem zitten voordat er sprake is van ernstige bodemverontreiniging), is er in het verleden in een aantal gevallen gesaneerd terwijl dat volgens de nieuwe inzichten niet nodig is. Als een interventiewaarde lager wordt, zijn ernstige risico's ten onrechte genegeerd, en ontstaat er een nieuwe categorie probleembezitters, omdat de wetenschappelijke inzichten zijn veranderd. Het wijzigen van een interventiewaarde kan in sommige gevallen onevenredige maatschappelijke gevolgen met zich meebrengen. De commissie is van mening dat een evaluatie een aantoonbare verbetering van de onderbouwing zou moeten opleveren voordat tot wijziging kan worden overgegaan. De vraag is echter hoe geconstateerd moet worden dat er sprake is van een verbetering.

Bij het afleiden van de interventiewaarden zijn er twee soorten fouten te maken:

- de interventiewaarde is niet streng genoeg, waardoor ernstige risico's voor mens en/ of ecosysteem ten onrechte niet worden onderkend;
- de interventiewaarde is te streng, waardoor er ten onrechte besloten wordt om de urgentie van de sanering vast te stellen of gebruiksbepalingen ontstaan.

Beide fouten zijn ongewenst, maar een interventiewaarde die niet streng genoeg is, lijkt erger omdat deze fout moeilijker is op te sporen. Een foute, te strenge interventiewaarde zou gesignaleerd kunnen worden als de aanvullende actuele risicobeoordeling opvallend vaak tot het predikaat niet-urgent leidt. Een goede interventiewaarde ligt zo dicht mogelijk bij het daadwerkelijke ernstige risiconiveau voor mens of ecosysteem. De vraag is dus of de evaluatie voorstellen voor interventiewaarden heeft opgeleverd waarvan aannemelijk is dat ze een betere schatting geven van het daadwerkelijke ernstige risiconiveau voor mens of ecosysteem.

Er is geen inzicht in de mate waarin de huidige interventiewaarden leiden tot 'foute' beslissingen, dat wil zeggen dat er ten onrechte wordt aangenomen dat er wel of juist geen sprake is van een potentieel ernstig risico. Dit komt omdat de stelling 'bij overschrijding van de interventiewaarden is er sprake van een potentieel ernstig

risico' meer wordt gezien als afspraak en een wetenschappelijk vrijwel onbewijsbare hypothese is. Dit laatste komt onder andere omdat:

- er nooit een situatie kan worden aangetroffen die precies voldoet aan het scenario waarop de afleiding van het humaan-toxicologische deel van de interventiewaarden is gebaseerd;
- zich in de meetbare praktijk alleen actuele risico's voordoen;
- niet kan worden vastgesteld of de HC50 daadwerkelijk leidt tot nadelige effecten bij 50% van de soorten in het ecosysteem, al is het alleen maar omdat we niet weten welke soorten bij de 100% behoren.

Omdat we niet weten hoe goed of slecht de huidige interventiewaarden zijn, kunnen we ook niet concluderen hoeveel beter de voorstellen voor nieuwe interventiewaarden zijn. Het enige dat we weten is dat de voorstellen zijn gebaseerd op betere methoden en actuelere gegevens.

Absoluut gezien is het dus niet mogelijk om de kwaliteit van de huidige interventiewaarden en de voorstellen voor nieuwe interventiewaarden te beoordelen. Wel kunnen de huidige interventiewaarden en voorstellen voor nieuwe interventiewaarden vergeleken worden op basis van de wijze waarop ze zijn onderbouwd. Als we aannemen dat een betere onderbouwing tot een betere interventiewaarde leidt, dan ontstaat daarmee een relatief beoordelingskader. De vraag die daarbij ontstaat is wanneer er sprake is van een betere onderbouwing.

Niet elke verandering is een verbetering. Zo leidt bijvoorbeeld het actualiseren van parameterwaarden niet tot een verbetering, als het gebruik van de parameter per definitie tot grote onbetrouwbaarheid leidt, zoals partiticoëfficiënten voor metalen. Het RIVM onderkent dit ook door SRC's die zijn afgeleid op basis van dergelijke parameters met een lage betrouwbaarheidsscore te waarderen. De commissie richt haar aandacht dan ook vooral op daadwerkelijke verbeteringen van de methodiek voor afleiding van de interventiewaarden, zo mogelijk ten opzichte van die van de huidige interventiewaarden.

Een tweede manier om te beoordelen of de evaluatie tot een verbeterde onderbouwing heeft geleid, is vergelijking van de betrouwbaarheidsscore. Het RIVM beoordeelt de betrouwbaarheid van de afleiding van de SRC's met een scoringssysteem. Deze betrouwbaarheidsscore wordt bij de evaluatie uitsluitend als hulpmiddel gebruikt bij de keuze voor de SRC die het voorstel voor de interventiewaarde gaat bepalen. De commissie is van mening dat deze score ook een hulpmiddel kan zijn bij de beslissing of een huidige interventiewaarde vervangen kan worden door een thans voorgestelde nieuwe waarde. Omdat verandering van de interventiewaarden tot oneven-

redige maatschappelijke gevolgen kan leiden, vindt de commissie dat de afleiding van een voorstel voor een nieuwe interventiewaarde in principe een relatief hoge betrouwbaarheid moet hebben.

COMMUNICATIE

De achtergronden en context van interventiewaarden in het bodemsaneringsbeleid zijn complex. Die complexiteit stelt eisen aan de communicatie over interventiewaarden, maar ook over de urgentiesystematiek en het bodemsaneringbeleid in het algemeen. Deze communicatie laat volgens de commissie te wensen over. Begrippen worden niet altijd eenduidig en helder gebruikt, terwijl het een bijzonder complexe materie betreft. Een goede communicatie vereist dat deskundigen de discipline opbrengen een ondubbelzinnig begrippenkader te hanteren.

De communicatie naar de 'gebruikers' van bodemsaneringsbeleid moet in ieder geval inspelen op de meest voor de hand liggende kritiek van de leek/ gebruiker. Ingegaan moet worden op de complexiteit van bodemsaneringvragen, de criteria, de zorgvuldigheid waarmee is omgegaan met onzekerheden, de afweging tussen saneringsdoelen en de daarvoor benodigde financiële middelen. Een goede voorlichting maakt weerbaarder tegen simplificaties voor eigen doelen.

Communicatie moet gaan over het vastgestelde beleid (informatie), de toelichting hoe daartoe is gekomen (motivering) en hoe men meer informatie kan krijgen. De informatie en toelichting moet voor iedereen begrijpelijk zijn. De onderbouwing op het niveau van deskundigenrapport/ -advies moet beschikbaar zijn voor controle.

De commissie meent dat communicatie en kennisoverdacht toegangspoorten zijn tot effectief bodem(sanerings)beleid. Het uitbrengen van een officiële publicatie over het vastgestelde beleid of de nieuwe normen is daarbij niet voldoende. De commissie beveelt aan om naar aanleiding van de beleidsvernieuwing bodemsanering, de evaluatie van de interventiewaarden en de voorgenomen evaluatie van de saneringsurgentiesystematiek veel meer aandacht en middelen te besteden aan de wijze waarop het nieuwe beleid gecommuniceerd en overgedragen wordt.

4 RISICO'S VOOR ECOSYSTEMEN

INLEIDING

Bij de ecotoxicologische risicobeoordeling is gekozen voor de HC50¹⁵ als maat voor het ernstig risiconiveau voor een ecosysteem (zie hoofdstuk 1). In tegenstelling tot de afleiding van de SRChumaan, is er bij het afleiden van de SRCeco geen sprake van blootstellingsmodellering. Zoals reeds vermeld in hoofdstuk 1 wordt de SRCeco direct gelijk gesteld aan de HC50. De evaluatie bestond uit het herzien van de HC50 op basis van geactualiseerde gegevens en enkele methodologische aanpassingen in de afleiding van de HC50 (25). Zo is bijvoorbeeld bij metalen de toegevoegd risico methode toegepast, waarbij de SRCeco bestaat uit de som van het achtergrondgehalte en de HC50 van het metaal. Nieuw is dat er ook SRC's eco voor sediment zijn afgeleid en dat de SRCeco voor grondwater gelijk is gesteld aan die voor oppervlaktewater.

De 'HC' in HC50 staat voor Hazardous Concentration, en het getal van 50 geeft aan dat de concentratie wordt bepaald waarbij een stof bij 50% van het in theorie aanwezige aantal soorten of microbiële processen¹⁶ in een ecosysteem in meer of mindere mate een nadelig effect veroorzaakt. Ter bepaling van de HC50 zijn ecotoxicologische gegevens nodig, bijvoorbeeld in de vorm van geen-effect-concentraties (NOEC's). Deze ecotoxicologische gegevens worden bepaald in meer of minder gestandaardiseerde laboratoriumtesten met proeforganismen of microbiële processen. Het aantal beschikbare gestandaardiseerde laboratoriumtesten voor zowel individuele soorten als microbiële processen is beperkt. Het RIVM voert deze testen niet zelf uit, maar verzamelt met behulp van een aantal selectiecriteria resultaten van testen uit de literatuur (23).

De kennis over de rol van bodemmicrobiologie in het functioneren van de bodem is aanzienlijk toegenomen. Uitbouw van de ecotoxicologische gegevens met betrekking tot een breed spectrum van microbiële ecologische parameters die van directe betekenis zijn voor de bodembiodiversiteit, -functionaliteit (zoals de verwijdering van het broeikasgas methaan) en hygiëne is in de nabije toekomst te verwachten.

15 Het gehalte in het milieu waarbij 50% van het theoretisch aanwezige aantal soorten of microbiële processen te maken heeft met overschrijding van het geen-effect-niveau.

16 Vanwege de onvergelykbaarheid van NOEC's voor individuele soorten en microbiële processen wordt voor soorten en microbiële processen afzonderlijk een HC50 bepaald (indien voldoende gegevens beschikbaar zijn). De laagste van deze waarden is doorslaggevend en bepaalt de SRCeco.

In het algemeen geldt dat stoffen vaker in water op hun toxiciteit worden getest dan in bodem, nog minder in sediment en helemaal niet in grondwater. Om ook voor deze laatste compartimenten een HC50 te kunnen afleiden worden gegevens van een ander compartiment 'geleend'. Als er bijvoorbeeld geen gegevens voor het compartiment bodem zijn voor stof A, dan wordt de HC50 voor oppervlaktewater met behulp van een partiticoëfficiënt omgerekend naar een HC50 voor bodem. Partiticoëfficiënten gaan uit van evenwicht tussen de compartimenten en zeggen iets over de verdeling van een stof over de vaste en opgeloste fase in bodem, sediment en oppervlaktewater. Het gebruik van partiticoëfficiënten ten behoeve van de afleiding van de SRCeco wordt in hoofdstuk 6, Milieuchemische aspecten, besproken.

HC50 ALS MAAT VOOR ERNSTIG POTENTIEEL RISICO VOOR HET ECOSYSTEEM

De belangrijkste aanname die wordt gedaan bij het afleiden van de SRCeco is dat er sprake is van een ernstig potentieel risico voor het ecosysteem wanneer de HC50 wordt overschreden. In de bodemsanering- en beheerpraktijk wordt regelmatig getwijfeld aan deze aanname. Bij HC50-overschrijding is vaak geen direct zichtbare schade in het ecosysteem waar te nemen. Het ecosysteem is niet zichtbaar ontregeld en ziet er soms, zeker voor een leek, gezond uit. De waardering voor verontreinigde ecosystemen, bijvoorbeeld omdat het natuur betreft, kan heel hoog zijn.

Omdat de HC50 aanhoudend discussie veroorzaakt, ziet de commissie zich genoodzaakt op deze plaats nogmaals op de waarde in te gaan. Net zo als andere normen en waarden is de HC50 een beleidsmatig gekozen en politiek geaccepteerde maat (in dit geval voor een ernstig potentieel risico voor ecosystemen). De HC50 is wetenschappelijk onderbouwd, maar dat neemt niet weg dat er bij een beleidsmatige keuze sprake is van een maatschappelijke afweging. De negatieve gevolgen van bodemverontreiniging voor een ecosysteem worden afgewogen tegen de kosten die de maatschappij moet investeren om de toestand van een ecosysteem te verbeteren. Wanneer zijn de negatieve gevolgen ernstig genoeg om een maatschappelijke investering te verlangen?

De keuze voor de HC50 kan niet los gezien worden van andere waarden voor bodemkwaliteit. Voor ieder milieucompartiment kennen we streefwaarden en maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTR's). Deze waarden zijn gebaseerd op ecotoxicologische gegevens. 'Ecologische' MTR's worden in het bodembeleid niet gebruikt. Specifiek voor de bodem (inclusief het grondwater) zijn er interventiewaarden (deels gebaseerd op de HC50). De streefwaarde, het 'ecologische' MTR en de HC50 zijn

gebaseerd op een aanname over het verband tussen het gehalte van een stof in de bodem en het aantal soorten dat daar een als negatief te waarden effect van ondervindt. De aanname is dat het aantal soorten dat een nadelig effect ondervindt van een stof toeneemt naarmate er meer van die stof aanwezig is. Verder wordt aangenomen dat het verband tussen het gehalte van de stof en het aantal soorten/ processen dat daar een nadelig effect van ondervindt met een log-normale verdeling kan worden beschreven¹⁷. Het 'ecologische' MTR is gebaseerd op de HC5¹⁸. Met de keuze voor de HC50 als maat voor een ernstig potentieel risico voor een ecosysteem is dus al een flinke afstand geschapen tussen het 'ecologische' MTR en de waarde waarbij ingrijpen ter wille van het ecosysteem noodzakelijk wordt geacht.

De HC50 wordt regelmatig voorgesteld als een beschermingsniveau, waarbij 50% van de soorten bescherming geniet. De term 'beschermingsniveau' vindt de commissie niet erg passend. Het is immers aannemelijk dat er op HC50-niveau schade aan een ecosysteem optreedt, omdat de meest gevoelige soorten/ processen met veel hogere gehalten dan hun NOEC worden geconfronteerd. Welke onderdelen van het ecosysteem schade zullen ondervinden, is voor de meeste verontreinigende stoffen echter niet op voorhand vast te stellen (zie ook het advies van de commissie over bodemgebruikswaarden (27)). Omdat niet bekend is welke schade wordt aangericht bij HC50 overschrijding, is het ook niet op voorhand te voorspellen of een ecosysteem zich hiervan kan herstellen, anders dan door te saneren en de tijd te nemen voor het ontwikkelen van een nieuw ecosysteem.

AFSTEMMING AFLEIDING ERNSTIGE RISICONIVEAU, MAXIMAAL TOELAATBAAR RISICONIVEAU EN VERWAARLOOSBAAR RISICONIVEAU

De eerste keer dat er een serie van ernstige risiconiveaus voor ecosystemen werd afgeleid was in 1990 (28, 29). Omstreeks diezelfde tijd werden ook voor de eerste keer maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTR's) en verwaarloosbare risiconiveaus (VR's) afgeleid op basis van ecotoxicologische gegevens voor een groot aantal stoffen. Hoewel in principe van dezelfde methodes werd uitgegaan, bleken onder andere de wijze waarop gegevens werden geselecteerd en geaggregeerd en andere elementen in de afleidingsmethoden voor enerzijds het ernstige risiconiveau en anderzijds het MTR en VR van elkaar te verschillen. In haar advies over de 2e en 3e tranche interventiewaarden adviseerde de commissie om de eisen die werden gesteld aan het databestand voor het afleiden van MTR's/ VR's ook van toepassing te

17 De methode is uitgebreid beschreven en geëvalueerd (26).

18 Het gehalte van een stof waarbij 5% van het in theorie aanwezige aantal soorten of microbiële processen in een ecosysteem in meer of mindere mate een nadelig effect van die stof ondervindt.

verklaren op het databestand voor het afleiden van SRC's eco. In 1998-1999 heeft een zogenoemd afstemmingsoverleg plaats gevonden om de verschillen in de afleiding voor zover mogelijk weg te nemen (30). Omdat de ernstige risiconiveaus beleidsmatig deels een ander doel dienen dan MTR's en VR's is het echter niet geheel mogelijk gebleken de afleiding op dezelfde wijze te laten verlopen. De commissie vindt het een goede zaak dat tot afstemming is overgegaan, omdat hiermee de inzichtelijkheid, vergelijkbaarheid en betrouwbaarheid van de afleiding van de verschillende risiconiveaus is toegenomen.

BESCHIKBAARHEID ECOTOXICOLOGISCHE GEGEVENS

Voor de evaluatie van de interventiewaarden zijn de ecotoxicologische gegevens gebruikt die verzameld en geselecteerd zijn in het kader van de meest recente afleiding van MTR's en VR's. Voor sommige stoffen(groepen) zijn speciaal voor de evaluatie nieuwe gegevens verzameld. De actualiteit van de gegevens is dus wisselend (zie tabel 2 in Bijlage bij hoofdstuk 4). Deze strategie is begrijpelijk in het licht van de wens om alle risiconiveaus op dezelfde wijze en met hetzelfde dataset af te leiden. De commissie kan niet overzien hoeveel recent gepubliceerde ecotoxicologische gegevens door deze strategie niet worden gebruikt in de procedure. Het is aannemelijk dat er voor een aantal stoffen aanvullende gegevens beschikbaar zijn in de recente literatuur.

Het aantal gegevens is van groot belang voor de wijze waarop de SRCeco wordt afgeleid. In tabel 4.1 wordt per compartiment aangegeven welk percentage van de SRCeco met een bepaalde methode wordt afgeleid. De betrouwbaarheid van de afleiding neemt globaal af in de volgorde:

- refined risk assessment (RRA)¹⁹;
- preliminary risk assessment (PRA)²⁰;
- evenwichtspartitie²¹ en refined risk assessment (EP/ RRA);
- evenwichtspartitie en preliminary risk assessment (EP/ PRA).

19 Refined risk assessment: de HC50 wordt afgeleid met behulp van een verdelingscurve die de relatie tussen gehalten van stoffen en NOEC's van soorten beschrijft. Om de vorm van deze curve te kunnen bepalen zijn volgens de procedure minimaal 4 NOEC's voor verschillende taxonomische groepen nodig (23).

20 Preliminary risk assessment: de HC50 wordt met behulp van veiligheidsfactoren afgeleid uit gegevens voor acute toxiciteit (L(E)C50) of is gelijk aan het geometrisch gemiddelde van minder dan 4 NOEC's (23).

21 Evenwichtspartitie: bij gebrek aan gegevens voor een compartiment wordt de HC50 met behulp van een evenwichtspartitiecoëfficiënt afgeleid uit de HC50 voor een ander compartiment. Vrijwel altijd betreft het de situatie dat de HC50 voor water wordt omgerekend naar een waarde voor bodem of sediment.

Tabel 4.1. Methode voor afleiding SRCeco, in percentages van het totaal aantal afgeleide SRC's eco voor het compartiment. Zie voor de verklaring van de afkortingen de tekst en bijbehorende voetnoten.

Compartiment/ Methode	RRA	PRA	EP/ RRA	EP/ PRA
Bodem	9%	25%	25%	41%
Sediment	0%	1%	33%	66%
Water	31%	69%	0%	0%

De RRA leidt tot betrouwbaardere SRC's dan de PRA. Toch is ook de betrouwbaarheid van de RRA betrekkelijk. Uit het concept RIVM-rapport Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden (31, dit jaar te verschijnen) blijkt het betrouwbaarheidsinterval van de HC50 bij 4 NOEC's van 20 - 80% te lopen, dat wil zeggen dat minimaal 20% van de soorten in een ecosysteem is aangetast en maximaal 80%; bij 20 NOEC's loopt het interval van 35 - 65%.

De microbiële parameters die een rol spelen bij de afleiding van de SRCeco betreffen onder andere mineralisatie-, respiratie-, fixatie-, en oxidatieprocessen, ATP of microbiële biomassa, en enzymactiviteiten²². Meestal gaat het om activiteiten die door veel verschillende micro-organismen kunnen worden uitgevoerd, en is het goed mogelijk dat er bij een geconstateerd effectniveau al veel soorten micro-organismen zijn uitgeschakeld. Onder invloed van nieuwe technische ontwikkelingen wordt er grote vooruitgang geboekt in de microbiële ecologie. De inzichten in microbiële processen nemen sterk toe. De commissie vindt dat er bij een eventueel volgende evaluatie meer aandacht moet zijn voor negatieve effecten van toxische stoffen op micro-organismen.

TOEGEVOEGD RISICO

In analogie met verwaarloosbare en maximaal toelaatbare risiconiveaus wordt bij het afleiden van de SRCeco voor metalen het toegevoegd risicoconcept toegepast. Dit houdt in dat de afgeleide risicoconcentratie wordt gezien als een toelaatbare toevoeging (SRA, serious risk addition) opgeteld bij het achtergrondgehalte van metalen. De som van deze waarden geldt dan als de SRCeco. Eén van de redenen om dit concept in te voeren was dat VR's en soms ook MTR's voor metalen lager waren dan het achtergrondgehalte voor metalen in een compartiment. Het werd verdedigbaar geacht om voor stoffen die van nature aanwezig zijn in het milieu de risicocon-

²² Stikstofmineralisatie, nitrificatie, acetaat mineralisatie, ammonificatie, arginine ammonificatie, ATP-gehalte, hoeveelheid microbiëel koolstof, cellulose ademhaling, cellulose mineralisatie, ijzer(III)reductie, glucose ademhaling, H₂ oxiderend vermogen, N₂ fixatie, respiratie, ethyleenproductie, glucose mineralisatie, 15 verschillende enzymactiviteiten.

concentratie op te tellen bij het reeds aanwezige achtergrondgehalte. De commissie heeft ingestemd met deze benadering bij het afleiden van VR's en MTR's (19).

Voor de SRCeco geldt niet dat de risicoconcentratie lager is dan het achtergrondgehalte voor metalen. Op de vraag of het toegevoegd risicoconcept om redenen van consistentie ook bij het afleiden van de SRCeco moest worden toegepast, heeft de commissie in haar advies over het 'Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden' (16) geantwoord dat het toepassen van de toegevoegde risico methodiek is gebaseerd op beleidsmatige overwegingen. De commissie zag geen wetenschappelijke argumenten om ernstige bodemverontreinigingconcentraties (thans SRC's genoemd) op te tellen bij achtergrondgehalten, in de zin dat daarmee een verbeterde risicobenadering voor de interventiewaarden wordt bereikt.

In een reactie hierop schrijft het RIVM (24) dat een wetenschappelijke reden om het toegevoegd risicoconcept te gebruiken, is dat de achtergrondconcentraties niet zijn meegerekend in de nominale concentraties van laboratoriumstudies, die ten grondslag liggen aan de SRCeco. Dit betekent dat de NOEC's afgeleid zijn op basis van de experimentele concentraties die zijn toegevoegd aan het substraat en niet met de daadwerkelijke (actuele) concentraties. De aanname die hieraan ten grondslag ligt, is dat de achtergrond in het experimentele medium geen bijdrage levert aan het nadelige effect. In dat geval dient de aldus afgeleide risicoconcentratie inderdaad te worden opgeteld bij de achtergrondconcentratie om de resulterende SRCeco vergelijkbaar te houden met de te toetsen concentratie in het veld die ook uit een 'toevoeging' met nadelig effect en een achtergrondconcentratie zonder nadelig effect bestaat.

De commissie kan zich vinden in dit argument, en heeft zich in eerdere commentaren niet gerealiseerd dat risicoconcentraties voor metalen op nominale concentraties zijn gebaseerd. In de aanname dat de natuurlijke achtergrondconcentratie geen nadelige effecten veroorzaakt, kan de commissie zich vinden (19). Zij wil daarbij echter nogmaals met klem benadrukken dat de achtergrondgehalten voor metalen in de bodem, die het RIVM gebruikt in haar berekeningen, te hoog zijn. Deze gehalten zijn gebaseerd op 90-percentielen van metingen in niet-overmatig belaste gebieden, en zijn zeker niet representatief voor een min of meer natuurlijk achtergrondgehalte. De commissie gaat ervan uit dat deze situatie naar aanleiding van het project Achtergrondwaarden 2000 zal worden rechtgezet. Daarnaast levert deze benadering problemen op als de achtergrondconcentratie in de experimenten sterk afwijkt van de achtergrondconcentratie in het veld. Deze problematiek is echter inherent aan het

kiezen voor een methode waarbij de achtergrond wordt onderscheiden van een toevoeging.

BLOOTSTELLING

Bij het afleiden van de SRCeco wordt geen blootstellingsmodellering toegepast. Dit heeft te maken met de aard van het kritische effectniveau dat wordt gehanteerd: de HC50 is een risicomaat die reeds wordt uitgedrukt als een concentratie in het milieu. De HC50 is een risicomaat voor een ecosysteem, maar wordt afgeleid uit proeven met individuele soorten zoals springstaarten of regenwormen, of processen zoals nitrificatie. Net zo als bij de mens zijn voor dieren, planten en micro-organismen ook blootstellingsroutes te onderscheiden, zoals ingestie van grond, water, en voedsel, inhalatie en via dermaal contact. Afhankelijk van de fysiologie en het gedrag van het organisme, kunnen de blootstellingsroutes tussen soorten organismen verschillen.

Het rechtstreeks vertalen van de HC50 in een SRCeco is alleen mogelijk als de blootstelling in de proeven overeenkomt met de blootstelling in het milieu. Er wordt veel onderzoek gedaan naar de blootstelling van organismen in het milieu en proefopstellingen, maar dit heeft tot nu toe weinig inzicht opgeleverd. Daarbij komt dat standaardisatie van experimenten tot een 'onnatuurlijke' leefomgeving van het proefdier kan leiden, hetgeen het realisme van de toets ten aanzien van blootstelling niet ten goede komt. Gesteld kan worden dat de HC50 in het algemeen is gebaseerd op experimenten met organismen waarvan wordt aangenomen dat de blootstelling via het milieu (dermaal contact, ingestie van grond en water, soms inhalatie) plaats vindt. Blootstelling via voedsel is in experimenten sterk ondervertegenwoordigd. In de laatste categorie vallen alle predatoren, waarvan sommige hoog op het lijstje staan van te beschermen diersoorten. Daarnaast wordt nauwelijks rekening gehouden met de invloed van gedrag op de blootstelling.

Doorvergiftiging

Omdat bekend is dat de HC50 weinig rekening houdt met blootstelling via voedsel, en omdat van sommige stoffen bekend is dat zij ophopen in de voedselketen, wordt bij de afleiding van de MTR's en VR's voor dergelijke stoffen apart rekening gehouden met het risico van doorvergiftiging. Bij de afleiding van de SRCeco gebeurt dit niet. Doorvergiftiging wordt als weinig relevant beschouwd voor de interventiewaarden, omdat de interventiewaarden in eerste instantie zijn bedoeld om de risico's van sterk verontreinigde maar meestal in omvang beperkte locaties te beoordelen. Deze locaties zouden maar een klein deel uitmaken van het leefgebied van toppredatoren.

De commissie heeft twee problemen met deze redenering. Ten eerste zijn er ook toppredatoren met een zeer beperkt leefgebied, zoals roofmijten, spinnen, kevers en carnivore muizen. Deze dieren staan soms ook aan de top van een voedselketen, in systemen waar grotere predatoren ontbreken, en kunnen daar een aanzienlijke invloed uitoefenen op het functioneren van bijvoorbeeld nutriëntenkringlopen. Dit probleem kan alleen maar opgelost worden door meer blootstellingsroutes te betrekken bij het afleiden van de HC50 (26). Ten tweede is duidelijk dat ernstige bodemverontreiniging ook over zeer grote oppervlakten voorkomt, denk aan bijvoorbeeld de uiterwaarden van grote rivieren, toemaakdekken en onderwaterbodems. Het is zelfs aannemelijk dat in dergelijke grote gebieden al onder het niveau van ernstige bodemverontreiniging doorvergiftiging kan optreden, omdat het hele leefgebied verontreinigd is.

Het bovenstaande pleit ervoor om meteen al bij onderzoek naar bodemverontreiniging niet alleen overschrijding van de tussenwaarde maar ook de globale omvang van de verontreinigde locatie aanleiding te laten zijn voor nader onderzoek. Als de locatie groter is dan een nader vast te stellen oppervlak en het aannemelijk is dat de locatie onderdeel uitmaakt van het leefgebied van toppredatoren, dan zou bijvoorbeeld direct een ecologische risicobeoordeling die zich expliciet richt op doorvergiftiging kunnen worden uitgevoerd. In verband met doorvergiftiging zou daarnaast het aantal gevallen van ernstige bodemverontreiniging dat zich binnen het nader vast te stellen oppervlak bevindt, een rol dienen te spelen. Hiermee wordt een deel van de urgentiesystematiek naar voren gehaald in de toetsing.

Tegelijkertijd is bekend dat juist deze grote locaties om financiële en logistieke redenen vaak niet voor een klassieke sanering in aanmerking komen. Actief bodembeheer, gericht op blootstellingreductie ligt hier het meest voor de hand. Ook daarin zou een met doorvergiftiging rekening houdende beoordeling een rol kunnen spelen.

Biobeschikbaarheid

De HC50 wordt vaak ter discussie gesteld omdat het een totaalgehalte van een stof in de bodem betreft. Alleen het biobeschikbare gehalte zou van belang zijn voor het veroorzaken van een negatief effect. Het totaalgehalte geeft geen informatie over de biobeschikbaarheid. In het veld zou de biobeschikbaarheid bijvoorbeeld ten

gevolge van de pH of veroudering²³ van de verontreiniging anders kunnen zijn dan in de laboratoriumexperimenten waarop de HC50 wordt gebaseerd. De HC50 zou daarom geen geschikte maat zijn om risico's mee te beoordelen. Deze argumenten worden veel gebruikt op het moment dat er sprake is van saneringsurgentie op basis van actuele ecologische risico's, waarbij eveneens wordt getoetst aan de HC50. De kritiek straalt ook uit naar de interventiewaarden omdat die, indien gebaseerd op het ecologische ernstige risiconiveau, dezelfde eigenschappen vertoont.

De commissie onderkent dat biobeschikbaarheid een belangrijke rol kan spelen bij het toetsen van een veldsituatie aan normen die op laboratoriumgegevens gebaseerd zijn. Toch ziet zij op dit moment nog geen mogelijkheden om biobeschikbaarheid mee te nemen bij het afleiden van normen. Er zijn weliswaar methoden in ontwikkeling die iets kunnen zeggen over de potentieel beschikbare hoeveelheid van een stof voor een organisme, maar tegelijkertijd is ook duidelijk geworden dat deze methoden vaak maar een beperkte geldigheid hebben; in veel gevallen slechts voor het (de) onderzochte (groep van) organisme(n). Dit beeld is bevestigd tijdens de nationale workshop 'Biobeschikbaarheid in beleid' (32) en een RIVM-rapport over de mogelijkheden voor implementatie van metaalbiobeschikbaarheid in de risicobeoordeling voor landbodems (33).

De interventiewaarde is bedoeld om een uitspraak te doen over potentiële risico's, hetgeen het bezwaar met betrekking tot verschillen in biobeschikbaarheid minder groot maakt. Bovenstaande pleit er overigens wel voor om de daadwerkelijke biobeschikbaarheid nadrukkelijker mee te laten wegen bij de urgentiebepaling.

SRCECO VOOR GRONDWATER

Er zijn geen ecotoxicologische toetsgegevens voor grondwater beschikbaar voor het afleiden van risicoconcentraties. De SRCeco voor grondwater is daarom door het RIVM gebaseerd op toxiciteitsgegevens voor aquatische organismen.

Met name om technische redenen verwacht de commissie niet dat er op afzienbare termijn ecotoxicologische gegevens voor grondwater beschikbaar zullen komen. Het databestand van ecotoxicologische gegevens voor oppervlaktewater is relatief groot en betrouwbaar. Grondwater voedt het oppervlaktewater, en de kwaliteit van deze wateren kan dus niet los van elkaar gezien worden (34). Gezien de wijze waarop de

²³ Het verschijnsel dat contaminanten zich sterker aan bodem- en sedimentdeeltjes hechten naarmate de verontreiniging 'ouder' (langer aanwezig) is.

HC50 wordt afgeleid worden er geen dramatisch grote verschillen verwacht tussen de HC50 voor grondwater en oppervlaktewater. Uit onderzoek naar effecten van pesticiden is geen verschil gebleken in de gevoeligheid van taxonomisch en fysiologisch vergelijkbare grond- en oppervlaktewaterorganismen (35). Bij gebrek aan ecotoxicologische gegevens voor grondwater, is het gebruik van oppervlaktewatergegevens volgens de commissie dan ook het beste alternatief (11). Wel is het zo dat de fysisch-chemische omstandigheden en daarmee de blootstelling en biobeschikbaarheid in grondwater en oppervlaktewater sterk verschillen. Bij de afleiding van de SRCeco wordt daar echter geen rekening mee gehouden (zie paragraaf blootstelling).

SRCECO VOOR SEDIMENT

Voor het afleiden van een SRCeco voor sediment is eveneens gebruik gemaakt van gegevens voor aquatische organismen. De HC50 voor oppervlaktewater is hierbij met behulp van een evenwichtpartitiecoëfficiënt omgerekend naar een HC50 voor sediment. Op deze evenwichtpartitiecoëfficiënten zal in hoofdstuk 6 nader worden ingegaan.

In Nederland zijn de problemen met oppervlaktewaterverontreiniging aanzienlijk geringer dan die met bodemverontreiniging. De waterkwaliteit heeft zich in grote delen van Nederland hersteld, en wordt thans vooral via handhaving van het MTR aangestuurd. De HC50 voor oppervlaktewater ligt aanzienlijk hoger dan het MTR. Bij het gebruik van evenwichtpartitiecoëfficiënten wordt uitgegaan van evenwicht tussen de uitwisselende compartimenten, in dit geval de waterbodem en het bovenstaande water. De waterbodems bevatten een aanzienlijke historische bodemverontreiniging, maar worden overspoeld met veel schoner water, waardoor er geen sprake is van evenwicht. Eerder moet verwacht worden dat waterbodems met gehalten rond de HC50 contaminanten gaan afstaan aan het bovenstaande (stromende) oppervlaktewater.

De commissie twijfelt aan de wetenschappelijke waarde van de voorgestelde SRC's eco voor metalen in sediment. Deze liggen allemaal op het niveau van grammen per kilogram, vaak een factor 100 hoger dan de SRCeco voor metalen in de landbodem. Deze hoge waarden worden vaak acceptabel geacht vanuit het idee dat sediment anaëroob is waardoor metalen geïmmobiliseerd en gebonden worden aan AVS (Acid Volatile Sulfide) (36). Veel in en op het sediment levende organismen hebben echter zuurstof nodig, en oxideren door hun gedrag hun eigen omgeving en mobiliseren daarmee de metalen in het sediment. Metaalgehalten in karperachtige vissen zijn

duidelijk te relateren aan gehalten van zware metalen in sediment. De commissie acht de stelling dat hoge metaalgehalten in sediment ecologisch gezien toelaatbaar zijn vanwege de anaërobe omstandigheden dan ook niet houdbaar.

INTERVENTIEWAARDEN VOOR SYSTEEMEIGEN STOFFEN

In de beleidsnotitie Interventiewaarden bodemsanering (1) wordt vermeld dat voor individuele anorganische verbindingen te zijner tijd een interventiewaarde zal worden opgenomen, en dat daarbij met zowel toxicologische - als eutrofiëringaspecten rekening gehouden zal worden. De commissie constateert dat er thans geen interventiewaarden zijn voor bijvoorbeeld fosfaat, nitraat, sulfiden en aluminium. Juist dit zijn stoffen die een grote nadelige invloed kunnen hebben op de kwaliteit van ecosystemen. De commissie vindt het niet nodig om voor deze stoffen interventiewaarden af te leiden, maar vindt het wel noodzakelijk dat bij bodembeheer, en dus ook bij de afleiding van bodemgebruikswaarden aandacht aan deze stoffen wordt besteed.

Verder constateert de commissie dat de voorstellen voor de interventiewaarden voor koper en zink, die zijn gebaseerd op de SRCeco, aanzienlijk lager zijn dan de huidige interventiewaarden voor koper en zink. Bij het vaststellen van MTR's en streefwaarden voor deze stoffen is in 1997 geconcludeerd het voor deze stoffen niet mogelijk is om met bestaande methodieken normen af te leiden. Het gaat immers om stoffen die organismen in een bepaalde mate nodig hebben om te kunnen leven en pas bij hoge concentraties toxisch worden. Er is een methodiek in ontwikkeling voor de normstelling voor essentiële metalen. De commissie beveelt aan om de huidige interventiewaarden voor zink en koper voorlopig te handhaven, totdat de resultaten van de nieuwe methode beschikbaar zijn.

BIJLAGE HOOFDSTUK 4

Tabel bijlage 4.1 Methode voor afleiding van de SRCeco. In de eerste kolom de stofgroep, het compartiment en aantal stoffen binnen de stofgroep. In kolom 2 tot en met 5 de methode, en het aantal stoffen binnen de stofgroep dat daarmee is afgeleid. RRA = 'refined risk assessment', PRA = 'preliminary risk assessment', EP/ RRA = evenwichtspartitie en 'refined risk assessment', EP/ PRA = via evenwichtspartitie en 'preliminary risk assessment' (25).

Stofgroep, compartiment, aantal stoffen in de groep	RRA	PRA	EP/ RRA	EP/ PRA
Metalen, bodem, n = 12	10	2	0	0
-idem, sediment, n = 12	0	0	10	2
-idem, water, n = 12	10	2	0	0
Cyaniden, bodem, n = 1	0	1	0	0
-idem, water, n = 3	1	2	0	0
Monocyclische niet-gehalogeneerde aromatische koolwaterstoff., bodem, n = 14	0	3	7	7
-idem, sediment	0	0	7	7
-idem, water	7	7	0	0
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen bodem n = 10	0	2	0	10
-idem, sediment, n = 10	0	0	0	10
-idem, water, n = 10	0	10	0	0
Gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen, bodem, n = 7	0	2	2	3
-idem, sediment n = 7	0	0	3	4
-idem, water n= 7	3	4	0	0
Chloorbenzenen, bodem, n = 12	0	5	4	3
-idem, sediment, n = 12	0	0	0	12
-idem, water, n = 12	0	12	0	0
Chloorfenolen, bodem, n = 19	0	5	5	9
-idem, sediment, n = 19	0	0	2	17
-idem, water, n = 19	2	17	0	0
Overige gechloreerde aromatische koolwaterstoffen, bodem, n = 5	0	0	0	5
-idem, sediment, n = 5	0	0	0	5
-idem, water, n = 5	0	5	0	0
Bestrijdingsmiddelen, bodem, n = 12	0	5	5	2
-idem, sediment, n = 12	0	0	8	4
-idem, water, n = 12	7	5	0	0
Ftalaten en overige cyclische verbindingen, bodem, n = 11	0	2	4	5
-idem, sediment, n = 11	0	1	4	6
-idem, water, n = 11	4	7	0	0

Tabel bijlage 4.2 Stof(groep) en jaartal van publicatie van de dataset waarop de SRCeco is gebaseerd (25).

Stof(groep)	Jaar van publicatie dataset*	Stof(groep)	Jaar van publicatie dataset*
Arseen	1997	Resorcinol	2001
Barium	1992	Hydroquinon	2001
Cadmium	1997	PAK (10 VROM)	1995
Chroom	1997	Gechl. alif. koolw. st.	1993
Kobalt	1992	Chloorbenzenen	1991, 1993
Koper	1997	Chloorfenolen	1991, 2001
Kwik	1995	Chloornaftaleen	2001
Lood	1997, 2000	PCB	1999
Molybdeen	1992	DDT/ DDE/ DDD	1994
Nikkel	1990	Aldrin	1994
Zink	1993, 1996, 1997	Dieldrin	1990
Cyanides	2001	Endrin	1994
Thiocyanaten	2001	HCH-isomeren	1994
Cyanide complexen	2001	Carbaryl	1997
Benzeen	1988, 1993	Carbofuran	1994
Tolueen	1988, 1993	Maneb	1997
Ethylbenzeen	1993	Atrazine	1997
Xyleen	1993	Cyclohexanen	2001
Styreen	1993	Ftalaten	1999, 2001
Fenol	2001	Pyridine	2001
Cresol	2001	Tetrahydrofuraan	2001
Catechol	2001	Tetrahydrothiofeen	2001

* De werkelijke 'actualiteit' van de dataset is lager, omdat er tussen het verzamelen van de gegevens en de publicatie meestal minimaal een jaar verstrijkt.

5 RISICO'S VOOR DE MENS

INLEIDING

Bij de risicobeoordeling voor de mens wordt door het RIVM uitgegaan van het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) voor de mens (oraal en inhalatoir) of voor genotoxische carcinogenen maximaal 1 extra persoon met kanker per 10.000 individuen bij levenslange (70 jaar) blootstelling. Deze maten worden met behulp van de modellen CSOIL en SEDISOIL omgerekend naar een zogenoemd 'ernstig risiconiveau' (Serious Risk Concentration, SRC) in bodem/ grondwater en sediment. De evaluatie door het RIVM bestond uit het herzien van de MTR's voor de mens (37), herziening van de meest relevante blootstellingsroutes in CSOIL, mede naar aanleiding van een vergelijking met andere blootstellingsmodellen uit de internationale literatuur (38), en herziening van de invoerparameters voor CSOIL (39, 40, 41). Nieuw is dat met behulp van het model SEDISOIL SRC's voor de mens zijn afgeleid voor sediment (42).

In hoofdstuk 3 heeft de commissie al gemeld dat na evaluatie alleen een aantoonbare verbetering van de onderbouwing van een interventiewaarde, reden geeft voor een wijziging van een interventiewaarde. De vraag in dit hoofdstuk is of de nu voorgestelde SRC's humaan een betere schatting geven van de daadwerkelijke potentiële blootstelling en van de daadwerkelijke kans op schade aan de mens. Echter, het is niet bekend in welke mate overschrijding van de huidige interventiewaarden leidt tot een daadwerkelijke blootstelling hoger dan de betrokken toxicologische grenswaarden. Dit is onder andere het gevolg van het gebrek aan validatie van onderdelen waarop de interventiewaarden zijn gebaseerd, het niet precies passen van alle aannames behorend bij de interventiewaarde in concrete gevallen van bodemverontreiniging en de in de praktijk beperkte mogelijkheden tot kwantificering van de werkelijke blootstelling gedurende langere perioden (vele jaren).

In hoofdstuk 3 heeft de commissie al aangekondigd bij de aangeleverde onderbouwing van de interventiewaarden op een aantal aspecten te letten.

Hier, gaande van mens naar bron, zijn in ieder geval de volgende aspecten van belang:

- Voldoende bescherming mens; zijn de gebruikte grenswaarden conform de huidige stand van toxicologische kennis (ADI, MTR, TDI)?
- Veelvoorkomend blootstellingsscenario met goed te karakteriseren gevoeliger situaties: zijn de situaties waarbij de berekende potentiële blootstelling hoger kan zijn dan aangenomen goed in beeld gebracht?
- Rekening houden met variabiliteit en onzekerheid in onder andere menselijk gedrag, overdrachtsfactoren, bodem- en sedimenteigenschappen: laten de berekende blootstellingen vanuit de interventiewaarden ruimte voor onzekerheid en variatie?

In dit hoofdstuk worden aan de hand van de hierboven genoemde punten de beoordelingen van de risico's voor de mens leidend tot de voorstellen voor 'ernstige risiconiveaus' voor de mens besproken. Daarbij zal het accent liggen op de wijze waarop de mens zijn eigen blootstelling beïnvloedt. De milieuchemische aspecten van blootstelling komen in hoofdstuk 6 aan de orde.

TOXICOLOGISCHE GRENSWAARDEN

Bij de evaluatie van de interventiewaarden is door het RIVM in sommige gevallen gebruik gemaakt van nieuwe toxicologische gegevens. De TCB heeft zich in haar advies niet gericht op de toxicologische gegevens die zijn gebruikt aangezien zij er van uit gaat dat hiervoor de juiste gegevens zijn gebruikt. Bovendien is de Gezondheidsraad gevraagd te adviseren over de afleiding van de toxicologische grenswaarden, en de commissie neemt aan dat hierbij ook de onderbouwende toxicologische gegevens beoordeeld zullen worden.

In het algemeen worden uit de beschikbare gegevens uit dierproeven, uit epidemiologisch onderzoek of uit beide, toxicologische grenswaarden (ADI, TDI of MTR)²⁴ afgeleid. Het RIVM heeft deze toxicologische grenswaarden veelal overgenomen uit de internationale literatuur of ze zelf opgesteld. In Nederland is door de overheid voor genotoxische carcinogenen het nog aanvaardbare risico (MTR) vastgesteld op 1 geval op de 10.000 levens ($1 \cdot 10^{-4}$) bij levenslange blootstelling (70 jaar). Voor niet-carcinogene stoffen is een ADI of TDI gebruikt, dit is de maximale levenslange dagelijkse blootstelling waarvan bij de huidige kennis (ten tijde van het opstellen van de

²⁴ ADI = Acceptable Daily Intake, TDI = Tolerable Daily Intake, MTR = Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (voor de mens).

ADI/ TDI) nog geen merkbare of meetbare nadelige effecten op de gezondheid worden verwacht.

Groepen

Voor een aantal stoffen zijn groepen mensen bekend die meer dan gewoon gevoelig zijn voor de effecten van blootstelling aan deze stoffen. In het geval van lood heeft het RIVM ervoor gekozen het zogenoemde ernstig risiconiveau voor de mens (SRChumaan) te baseren op de gegevens over de toxiciteit voor kinderen tot 6 jaar aangezien zij gevoeliger zijn voor de negatieve effecten van lood dan volwassenen. Hierbij is rekening gehouden met het feit dat kinderen relatief meer lood uit het spijsverteringskanaal absorberen dan volwassenen (respectievelijk tot 40% voor kinderen en 10% voor volwassenen). De TCB heeft indertijd naar aanleiding hiervan het RIVM geadviseerd zich te richten op kinderen en foetussen als deze extra gevoelig zijn voor bepaalde stoffen. De TCB acht kwik en xyleen voorbeelden van stoffen waarvoor sterke aanwijzingen bestaan dat een groep, in beide gevallen de foetus en mogelijk ook jonge kinderen, gevoeliger is. Het RIVM heeft hier in de afleiding van de SRC's rekening mee gehouden.

BLOOTSTELLINGSMODELLERING

Zoals gemeld in de inleiding gebruikt het RIVM voor het berekenen van de blootstelling vanuit de landbodem het model CSOIL en voor de waterbodem het model SEDISOIL. Uitgaande van de MTR (ADI/ TDI) wordt met behulp van CSOIL respectievelijk SEDISOIL de zogenoemde Serious Risk Concentration (SRC) in bodem en grondwater of in de waterbodem berekend.

Bij de afleiding van de SRChumaan zijn door het RIVM de volgende uitgangspunten genoemd :

- 'Realistische situatie' gekwantificeerd als een gemiddelde chemisch-fysische situatie en een gemiddeld gedrag.
- Standaardscenario voor de omgevingskenmerken van belang voor de blootstelling van de mens zowel in CSOIL en SEDISOIL.
- De achtergrondblootstelling van de mens wordt niet meegenomen.
- Inname van grondwater als drinkwater;
- Maximaal Toelaatbaar Risico (ADI/ TDI) voor de mens als toets voor de kans op schade aan de gezondheid bij de berekende blootstelling.

CSOIL

Het model CSOIL beoogt de levenslange gemiddelde blootstelling van de mens aan bodemverontreinigende stoffen te berekenen. Voor berekening van de blootstelling van de mens is een beschrijving van de aard en mate van contact van de mens met de omgeving, een zogenaamd 'standaardscenario' vereist. In CSOIL wordt uitgegaan van volwassenen en kinderen in een woning met een kleine tuin. In het model worden de volgende blootstellingsroutes meegenomen:

- ingestie van grond en stof;
- dermaal contact met bodem en stof;
- inhalatie van gronddeeltjes;
- inhalatie van lucht;
- consumptie van gewas;
- inname van drinkwater;
- inhalatie van dampen tijdens douchen;
- dermaal contact tijdens baden en douchen.

Figuur 5.1 Blootstellingsroutes in CSOIL (38).

Het model is opgebouwd uit een groot aantal relatief eenvoudige formules, waarmee een ketting van verbanden wordt gelegd tussen de inname van een stof door de mens en de concentratie van de betreffende stof in grond of grondwater. Daarbij worden een

groot aantal aannames gedaan met betrekking tot stofeigenschappen, het gedrag en de fysiologie van de mens en verdelingscoëfficiënten tussen de compartimenten (partitiecoëfficiënten, bioconcentratiefactoren).

Het RIVM heeft er terecht voor gekozen om zich bij de evaluatie te richten op de blootstellingsroutes die het grootste aandeel hebben in de totale blootstelling, te weten:

- grondinname (belangrijkste parameters: dagelijkse grondinname kinderen en relatieve sorptiefactor bodemingestie);
- inhalatie (belangrijkste parameters: zie milieuchemie, hoofdstuk 6);
- groenteconsumptie (belangrijkste parameters: dagelijkse groenteconsumptie uit eigen tuin en opname van contaminanten door de planten).

Dagelijkse grondinname door kinderen

De waarde voor de hoeveelheid ingestie van grond door kinderen is door het RIVM verlaagd van 150 naar 100 mg grond per dag. De aannames die door het RIVM zijn gedaan bij het bepalen van de hoeveelheid grondinname zijn beschreven in het rapport 'Evaluation and revision of the CSOIL parameter set' (40): 'Om interventiewaarden af te leiden richten we ons op kinderen van 1 tot 6 jaar; kinderen van 1 tot 3 jaar kunnen in het bijzonder een hogere grondinname hebben. Er is in deze evaluatie geen rekening gehouden met opzettelijke grondinname'.

Het RIVM baseert de verandering van 150 naar 100 mg grond per dag op de literatuurgegevens en op de over het algemeen lagere waarden die in buitenlandse blootstellingsmodellen worden gebruikt. Bovendien vindt het RIVM dat er in de verschillende studies een grote spreiding bestaat: 'de schatting van de gemiddelde dagelijkse groningestie ligt tussen de 56 - 179 mg per dag'. Hieronder wordt een overzicht gegeven van de hoeveelheid groningestie die in de verschillende buitenlandse modellen wordt gebruikt.

De hiervoor genoemde overwegingen leiden bij het RIVM tot de volgende conclusie: 'Op basis van de geëvalueerde en geschatte data is een goede schatting van de gemiddelde dagelijkse grondinname door kinderen voor het scenario 'wonen met tuin' 100 mg per dag. Het voorstel is om deze waarde te gebruiken in de risicoschatting. Als de spreiding tussen de studies in beschouwing wordt genomen, dan zou ook de bovengrens van het 90% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde, een waarde van 125 mg per dag kunnen worden gebruikt'. Volgens het RIVM zou ook voor een

zogenaamde 'realistische worst case' een 90- of 95-percentiel van de grondinname door kinderen kunnen worden gekozen, te weten 150 - 200 mg per dag.'

Tabel 5.1 Hoeveelheden grondingestie door kinderen in verschillende blootstellingsmodellen (38).

	Jaarlijks gemiddelde opname in mg/ dag	Incidentele hoge opname in mg per keer
CLEA ²⁵	80/ 114 ²⁶	5000
UMS ²⁷	123 (1 - 3 jaar) 74 (4 - 8 jaar)	-
CalTox ²⁸	60	-
CSOIL	150	-

In het rapport over de herziening interventiewaarde lood uit 1998 (9) deed het RIVM al het voorstel om de gemiddelde hoeveelheid dagelijkse ingestie van grond door kinderen te verlagen van 150 naar 100 mg per dag. De TCB adviseerde toen om de waarde van 150 mg grond/dag te handhaven omdat het voorstel niet was gebaseerd op nieuwe empirische gegevens, maar op een andere interpretatie van de literatuur uit de Verenigde Staten en Nederland (15). De TCB heeft aangevoerd dat men met de schatting aan de veilige kant zou moeten blijven, omdat bij voorkeur de gehele populatie dient te worden beschermd en de hoeveelheid ingestie van grond door kinderen in CSOIL een grote invloed heeft op de uitkomst van de SRChumaan (voorheen HUMTOX EBVC genoemd). De argumenten die de TCB indertijd in haar advies over de interventiewaarde heeft genoemd, gelden nog steeds. De meeste studies, die zijn gebruikt bij de onderbouwing, zijn korte studies met een beperkt aantal kinderen. In Nederland zijn indertijd circa 600 kinderen gedurende een zomerperiode onderzocht, waarvan een deel tweemaal. In geen van de studies zijn kinderen gedurende alle seizoenen of langer onderzocht. Sindsdien zijn geen nieuwe studies uitgevoerd naar de hoeveelheid bodemingestie gedurende langere tijd. Daarom ontbreekt nog steeds de empirische basis voor een keuze van een gemiddelde waarde van dagelijkse bodemingestie gedurende enkele jaren.

De keuze van het RIVM voor gemiddeld 100 mg/ dag in plaats van gemiddeld 150 mg/ dag is dus gebaseerd op een nieuwe interpretatie van de literatuur. Door uit te gaan van een gemiddelde kiest het RIVM ervoor slechts een deel van de bevolking te beschermen. Hoogstwaarschijnlijk is de huidige aanname van gemiddeld 150 mg/

25 Contaminated Land Exposure Assessment model, Groot Brittannië.

26 Zonder incidentele hoge opname: 80 mg/dag, met incidentele hoge opname: 114 mg/dag.

27 Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastbedingte Schadstoffe, Duitsland.

28 California Environmental Protection Agency, Department of Toxic Substances Control (CalTOX, USEPA).

dag gedurende 6 jaar redelijk conservatief (voorzichtig) en wordt hiermee een onbekend maar hoogstens zeer klein deel (paar procent) van de kinderen onvoldoende beschermd. Dit geldt duidelijk minder voor de afname van gemiddeld 100 mg/ dag gedurende 6 jaar. Het onvoldoende beschermde deel van de bevolking zal groter zijn, hoeveel groter is niet bekend.

Het onderzoek van Van Wijnen et al. (43) liet zien dat gedurende een zomerperiode 2% van de kinderen één keer meer dan 1 gram grond per dag innam. Door Calabrese is de mogelijkheid genoemd dat kinderen incidenteel nog grotere hoeveelheden grond kunnen inslikken (44, 45). Een eenmalige bodemingestie van 10 gram betekent een extra bijdrage van 28 mg per dag aan de gemiddelde dagelijkse grondinname voor dat jaar. Om hiervoor te beschermen zou de aangenomen gemiddelde dagelijkse grondinname verhoogd dienen te worden van 100 tot ongeveer 130 mg grond. Voor sommige stoffen zou het acute effect van een eenmalige hoge blootstelling overeenkomen met de effecten van chronische blootstelling. Voorbeelden van deze stoffen zijn cadmium, lood en kwik.

Voor andere stoffen zou een eenmalige opname van 10 gram grond tot andere (acute) gezondheidseffecten kunnen leiden dan chronische blootstelling aan dezelfde stof. Een voorbeeld is koper waarvan blootstelling aan verschillende doses in alle gevallen leidde tot effecten op het maagdarmskanaal (misselijkheid, overgeven, diarree en buikpijn en een metallische smaak in de mond). De laagste inname waaraan kinderen waren blootgesteld waarbij dit effect werd geconstateerd was 0,07 mg koper per kg lichaamsgewicht.

De verlaging van 150 mg/ dag naar 100 mg/ dag heeft ook tot gevolg dat voor kinderen de ruimte voor incidenteel hoge bodemingesties duidelijk is verminderd. In Nederland verricht onderzoek heeft laten zien dat de variatie van de hoeveelheid bodemingestie binnen kinderen hoger was dan die tussen kinderen. Dit pleit niet voor de gedachte dat slechts een kleine groep kinderen af en toe een hoge bodemingestie zou vertonen.

In tabel 5.2 worden de resultaten gegeven van een studie die is uitgevoerd door Kempchen en Jongmans (46). Het betreft een eerste verkenning naar mogelijke acute effecten als gevolg van bodemverontreiniging. Met nadruk wordt vermeld dat de onderliggende toxicologische gegevens onvoldoende betrouwbaar zijn om harde conclusies te trekken en nader onderzoek noodzakelijk is. De tabel impliceert dat bij de door het RIVM nog toelaatbaar geachte concentraties in de bodem, de aanbevolen maximale nog veilig te achten bodemconcentraties volgens Kempchen en Jongmans

overschrijden. De commissie sluit aan bij het voorstel van het RIVM dat de eventuele risico's van incidentele hoge grondconsumptie door kinderen nader moeten worden onderzocht.

Tabel 5.2. SRChumaan voor grond tegenover de aanbevolen maximale bodemconcentratie bij ingestie van 10 gram grond (46).

	SRChumaan bodem (mg/ kg d.s.)	Aanbevolen max. bodemconcentratie bij ingestie van 10 gr. grond (mg/ kg d.s.)
arsen	576	650
cadmium	28	91
chrom (III)	27600	-
koper	8600	91
kwik	210	39
lood	622	26
nikkel	1470	-
zink	46100	5000

In Groot Brittannië wordt gebruik gemaakt van het CLEA-model. Dit model is ontwikkeld om grenswaarden af te leiden. In dit model kan worden gekozen voor verschillende soorten blootstellingsroutes. In de scenario's residential with gardens en recreational allotments wordt niet alleen rekening gehouden met de jaarlijkse gemiddelde dagelijkse grondinname, maar ook met een incidentele hoge grondinname. Er wordt rekening gehouden met een grondinname van 5 gram per dag, 15 dagen lang door kinderen tussen de 1 en 6 jaar. Deze is opgeteld bij de jaarlijkse gemiddelde dagelijkse blootstelling, een verhoging met meer dan 40% (zie tabel 5.1). In Denemarken maakt men gebruik van cut-off values, waarden die als grens gelden voor de beslissing om al of niet te saneren in bewoonde gebieden. De waarden zijn alleen van belang voor immobiele stoffen en zijn vastgesteld voor 10 stoffen. De waarden kunnen zowel zijn gebaseerd op de negatieve effecten van chronische blootstelling, met de aanname van 200 mg grond/ dag voor een 2-jarig kind als op de mogelijke acute effecten als gevolg van de ingestie van 10 gram grond door een 2-jarig kind.

De commissie pleit om de in eerdere adviezen en de hiervoor genoemde redenen voor een veilige schatting van de hoeveelheid ingestie van bodem. Daarom adviseert zij de huidige waarde van 150 mg te handhaven en nader onderzoek te doen naar de noodzaak rekening te houden met incidenteel hoge bodemingestie.

Relatieve biobeschikbaarheid

In het huidige CSOIL wordt bij de berekening van de blootstelling door inname van grond gebruik gemaakt van een relatieve biobeschikbaarheidsfactor ($f(a)$). Deze

factor is gedefinieerd als de fractie van een verontreiniging die in het lichaam uit grond wordt geabsorbeerd ten opzichte van de absorptie van dezelfde verontreiniging uit de matrix (bijvoorbeeld voedsel) die is gebruikt in de experimenten waar de toxicologische grenswaarde op is gebaseerd. Het is dus een relatieve biobeschikbaarheidsfactor. Oorspronkelijk is deze factor vastgesteld op de waarde 1 voor alle verontreinigingen. Het RIVM stelt thans voor om voor lood een uitzondering te maken en voor deze stof een waarde van 0,6 te hanteren. De biologische beschikbaarheid van lood uit ingeslikte grond zou dan aantoonbaar kleiner moeten zijn dan de biologische beschikbaarheid van lood uit voedsel.

De biologische beschikbaarheid van een stof is het resultaat van twee processen:

- De extractie van lood uit grond of voedsel in de darm waardoor het beschikbaar is voor absorptie in de dunne darm (Engelse term: bioaccessibility).
- De opname van het geëxtraheerde lood vanuit de darm in het bloed.

Volgens het International Programme on Chemical Safety (IPCS) bedraagt de biologische beschikbaarheid (het resultaat van beide bovengenoemde processen) van lood uit voedsel 40% (47). Volgens een publicatie van het Engelse milieuministerie (48) kan de beschikbaarheid van lood uit voedsel sterk variëren, voor volwassenen van 5% tot 50% na vasten. Bij kinderen kan de beschikbaarheid tot 50% oplopen.

Voor ingeslikte grond zijn geen gegevens over de biologische beschikbaarheid beschikbaar. Wel zijn er een aantal studies verricht naar de extraheerbaarheid (proces 1, bioaccessibility) van lood uit grond in modelsystemen die de omstandigheden in de darm kunnen simuleren. Resultaten van deze experimenten vertonen een grote spreiding. Een publicatie van Oomen et al. (49) beschrijft de bioaccessibility van lood uit drie verschillende soorten grond. Afhankelijk van grondsoort en extractiemethode werden de volgende trajecten van waarden gevonden: 4% - 91%, 1% - 56%, 3% - 90%.

Omdat de bioaccessibility sterk varieert mag ook worden verwacht dat de biologische beschikbaarheid (gezamenlijk effect van proces 1 en proces 2) eveneens sterk varieert. Afgezien van deze variatie kan men de vraag stellen in hoeverre de gemiddelde biologische beschikbaarheid van lood uit voedsel zoveel hoger is dan uit grond om een relatieve biologische beschikbaarheidsfactor $f(a)$ van 0,6 te introduceren. Om dat te kunnen beoordelen is informatie nodig over het tweede proces, de opname van het geëxtraheerde lood vanuit de darm in het bloed. Als men mag aannemen dat het niet uitmaakt of het 'opgeloste lood' uit grond of uit voedsel komt, dan zal in beide gevallen hetzelfde deel van het geëxtraheerde lood worden

opgenomen. Uit studies blijkt dat niet alles wat wordt geëxtraheerd ook werkelijk wordt opgenomen. Het rapport 'Herziening interventiewaarde lood (9) vermeldt een waarde van 45% (op basis van literatuur). Met dit gegeven kan worden berekend dat een biologische beschikbaarheid van 40% voor lood in voedsel overeenkomt met een bioaccessibility (proces 2) van 89% ($0,4 = 0,45 \times 0,89$). Een bioaccessibility van 89% is aan de hoge kant als men dat vergelijkt met de resultaten voor grond (4% - 91%, 1% - 56%, 3% - 90%). Dit zou er op wijzen dat de biologische beschikbaarheid van lood uit voedsel in het algemeen hoger is dan die uit ingeslikte grond. Maar deze conclusie wordt anders als men bij de berekening uitgaat van andere gegevens, zoals de 5% biologische beschikbaarheid van lood uit voedsel die in het document van het Engelse milieuministerie (48) wordt genoemd. Dit gegeven komt overeen met een bioaccessibility van 11% ($0,05 = 0,45 \times 0,11$). Deze waarde is aan de lage kant als men die vergelijkt met de resultaten van het onderzoek voor grond, hetgeen er op zou kunnen wijzen dat de biologische beschikbaarheid van lood uit ingeslikte grond soms groter zou kunnen zijn dan die uit voedsel.

De commissie beseft dat de berekeningen hierboven slechts als illustratie kunnen dienen. Zo is er geen rekening gehouden met mogelijke variatie in de opneembaarheid van opgelost lood uit de darm naar het bloed (proces 2). Wat echter duidelijk wordt is dat het invoeren van een factor 0,6 om te corrigeren voor het verschil tussen de biologische beschikbaarheid van voedsel en van ingeslikte grond voorbarig is. Er is meer onderzoek op dit gebied nodig. Het is daarbij van belang dat zuigelingen en peuters als de meest gevoelige leeftijdscategorieën voor lood worden beschouwd, de MTR is dan ook gebaseerd op gegevens over de gevoeligheid van kinderen. Nieuwe gegevens over bioaccessibility en opname van geëxtraheerd lood uit de darm naar het bloed zullen dan ook betrekking moeten hebben op kinderen.

Gewasconsumptie

Voor de consumptie van gewassen is door het RIVM een onderverdeling gemaakt tussen de consumptie van groenten en de consumptie van aardappelen. De gegevens over de hoeveelheid geconsumeerde groenten zijn afkomstig van de resultaten van de Nederlandse Nationale Voedsel consumptiepeiling uit 1998. Dit is een betrouwbare bron. Het RIVM heeft gekozen de gemiddelde consumptie te gebruiken. Dit betekent dat tenminste een flink deel van de bevolking meer consumeert en mogelijk minder wordt beschermd dan beoogd.

De keuze van het RIVM dat 10% van de groente consumptie uit eigen tuin komt, is gelijk gebleven. De commissie stemt hiermee in.

In het vorige advies over de afleiding van de eerste tranche interventiewaarden (11) merkte de commissie op dat: 'deze aanname (10% van de groenteconsumptie uit eigen tuin) een incidentele consumptie zou kunnen dekken, maar er zijn waarschijnlijk veel meer situaties die hier niet mee overeenkomen. Veeleer is er sprake van dichotomie: volkstuin- en moestuinbezitters eten voornamelijk uit eigen tuin; mensen die dergelijke tuinen niet bezitten voornamelijk niet.' Op basis daarvan heeft de commissie moes- en volkstuinten geïdentificeerd als situaties waarbij ook onder de interventiewaarden sprake kan zijn van ernstige risico's.

De laatste gegevens over de consumptie van eigen geteelde groente door moes- of volkstuinhouders en hun gezinnen dateren uit 1987 (50). De groenteconsumptie door deze groep was aanzienlijk hoger dan die door de algemene bevolking. Het is onbekend in hoeverre deze gegevens thans nog van toepassing zijn; de commissie beveelt aan dit te laten uitzoeken.

Ten tijde van de Voedsel consumptiepeiling (VCP) in 1998 was de gewasconsumptie gedaald ten opzichte van die in de vorige VCP. Het RIVM heeft berekend dat daardoor een hogere concentratie bodemverontreinigende stof in de bodem toelaatbaar is. Ook dit heeft mogelijk een daling van de beoogde mate van bescherming tot gevolg. Zo is momenteel een campagne gaande mensen meer groente en fruit te laten consumeren. Mocht dit slagen dan zal de SRCHumaan voor de stoffen waarbij groenteconsumptie een belangrijke rol speelt, weer moeten dalen. De commissie beveelt aan rekening te houden met de eventuele gevolgen van deze campagne.

SRCHumaan voor grondwater

Blootstelling van de mens aan verontreinigd grondwater is op twee manieren mogelijk:

- Via blootstellingspaden zoals die zijn gemodelleerd in CSOIL, met name via inhalatie van (binnen)lucht en gewasconsumptie.
- Middels de consumptie van grondwater als drinkwater.

De commissie heeft in haar advies over het plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden (16) al ingestemd met het beleidsmatige standpunt dat bij het afleiden van de interventiewaarden ook rekening wordt gehouden met het gebruik van grondwater als drinkwater, en stemt in met de wijze waarop het RIVM dat heeft ingevuld.

SEDISOIL

Met het model SEDISOIL wordt beoogd de levenslange dagelijkse gemiddelde blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodembodem te berekenen (51). SEDISOIL is herzien ten opzichte van een oudere versie, maar nog niet eerder gebruikt voor het afleiden van 'ernstige risiconiveaus' voor de mens in sediment (42). Voor berekening van de blootstelling van de mens is de beschrijving van een zogenoemd 'standaard-scenario' vereist. Voor SEDISOIL heeft het RIVM gekozen voor een scenario met de mogelijkheid voor recreatie en visvangst.

In SEDISOIL wordt de totale humane blootstelling berekend uit 6 routes:

- de ingestie van waterbodembodem;
- de ingestie van oppervlaktewater;
- de ingestie van zwevend slib;
- dermale opname via waterbodembodem
- dermale opname via oppervlaktewater;
- opname via consumptie van vis.

Figuur 5.2 Blootstellingsroutes in SEDISOIL (42).

Voor metalen blijkt in SEDISOIL de blootstellingsroute 'ingestie van sediment' dominant te zijn; voor organische stoffen zijn de blootstellingsroutes 'consumptie van vis', dermale opname via sediment en dermale opname via oppervlaktewater het belangrijkste. De volgorde van belangrijkheid van deze drie routes is afhankelijk van de stof. Ingestie van oppervlaktewater en zwevend slib draagt voor geen enkele stof in belangrijke mate bij aan de blootstelling (42).

Ingestie van waterbodem

Net als in het CSOIL model wordt bij de ingestie van (water)bodem alleen rekening gehouden met de mogelijke nadelige effecten op de gezondheid van chronische blootstelling. Incidenteel hoge ingesties van sediment worden niet besproken. In tabel 5.2 zijn de SRC's humaan voor metalen in bodem reeds vergeleken met de maximale nog veilige concentratie in bodem bij een ingestie van 10 gram grond (zie paragraaf CSOIL, Dagelijkse grondinname door kinderen). Omdat de SRC's humaan voor sediment zoveel hoger liggen dan de SRC's humaan voor bodem, is de urgentie van nader onderzoek hier nog groter.

Visconsumptie

In SEDISOIL wordt aangenomen dat volwassenen gemiddeld 11 gram zelfgevangen vis per dag en dat kinderen gemiddeld 4 gram van dergelijke vis per dag eten (gemiddeld over een jaar). Verder gaat het RIVM er van uit dat de bijdrage van de door hen zelf gevangen (verontreinigde) vis aan de totale visconsumptie 10% bedraagt. Onderzoek van Potting (52) heeft indertijd laten zien dat ongeveer een kwart²⁹ van de sportvissers tussen de 10 en 40 keer per jaar vissen. In dit onderzoek is de sportvissers ook gevraagd naar hun consumptie van vis. De personen die 1 keer per maand vis eten, eten naar verhouding het meest regelmatig zelfgevangen vis, namelijk 40% van het aantal keren dat zij vis eten. Hierbij is alleen de frequentie van consumptie van de diverse vissoorten onderzocht en niet de portiegrootte. Voorzover vergelijkbaar ondersteunen deze gegevens niet de aannames die zijn gedaan in SEDISOIL.

Vergelijking van de resultaten uit het rapport van Potting en de aannames uit SEDISOIL leidt tot de conclusie dat de aanname van het RIVM over het aandeel van zelfgevangen vis van 10% van de totale visconsumptie te laag is. Voor het grootste deel van de sportvissers komt dit aandeel uit op 40%, maar zelfs als dit aandeel inmiddels lager zou zijn geworden, dan het is nog niet waarschijnlijk dat het aandeel slechts 10% zou bedragen. Verder wordt in het rapport van Potting gerefereerd aan onderzoeken van het aantal sportvissers: In 1986 visten 991.000 mensen in binnenwater en in 1984 visten 400.000 mensen in zee water. Het gaat om een aanzienlijke groep mensen. Ook hier kan weer opgemerkt worden dat het onderzoek inmiddels ruim tien jaar geleden is uitgevoerd en het niet bekend is of gegevens nog passen

²⁹ Van de zee watersportvissers vist 26% 10-19 keer per jaar. Van de binnenwatersportvissers vist 24% 20-39 keer per jaar.

bij de huidige situatie. De TCB beveelt aan de gegevens over de consumptie van zelfgevangen vis door sportvissers te actualiseren.

6 MILIEUCHEMISCHE ASPECTEN

INLEIDING

In dit hoofdstuk worden de milieuchemische aspecten besproken van de evaluatie interventiewaarden. Dit zijn de aspecten die bepalen hoe een stof zich in het milieu verspreidt en tot blootstelling bij de mens of het ecosysteem kan leiden. Bij de afleiding van het 'ernstig risiconiveau' voor de mens wordt de milieuchemische kennis gebruikt bij het opstellen van de modellen CSOIL en SEDISOIL. Bij het afleiden van het 'ernstig risiconiveau' voor het ecosysteem wordt het gebruik van milieuchemische aspecten beperkt tot het met behulp van partitievoëfficiënten omrekenen van een gehalte in het ene milieucompartiment naar het andere milieucompartiment (bijvoorbeeld van water naar bodem). Het spreekt voor zich dat in dit hoofdstuk de nadruk zal liggen op de modellering van de blootstelling van de mens. De gemodelleerde blootstellingsroutes zijn in hoofdstuk 5 aangegeven. CSOIL is geëvalueerd door een internationale vergelijking uit te voeren met andere modellen voor de blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Daarbij is het accent gelegd op de drie blootstellingsroutes die het meest bijdragen aan de blootstelling: grondinname, inhalatie en groenteconsumptie. Op basis van deze vergelijking is een aantal wijzigingen aangebracht in CSOIL. De commissie vindt dit een goede methode om tot modelverbetering te komen. SEDISOIL is herzien ten opzichte van een oudere versie, maar nog niet eerder gebruikt voor het afleiden van 'ernstige risiconiveaus' voor de mens in sediment.

De commissie heeft haar commentaar ingedeeld naar commentaar op processen (biochemische zowel als fysisch-chemische) en commentaar op inputparameters, waarbij aandacht zal zijn voor de consequenties van de keuze om geen tijdafhankelijke processen te modelleren en de keuze om met de modellen generieke waarden te berekenen. De algemene vraag die ook in eerdere hoofdstukken is genoemd, speelt in dit hoofdstuk een belangrijke rol: 'Heeft de herziening nieuwe procesformuleringen en inputwaarden opgeleverd die significant beter zijn, of zijn het slechts marginale verbeteringen in het licht van hun invloed op de interventiewaarde?' Daarbij is in dit hoofdstuk extra gelet op de kwaliteit van de verbeteringen ten opzichte van eerder gemaakte keuzes en aannames, mede gelet op de huidige stand van de wetenschap.

PROCESSEN DIE ONTBREKEN

Tijdafhankelijke processen en parameters

Een belangrijk aspect is de tijdafhankelijkheid van processen. De berekening van de potentiële humane blootstelling aan verontreinigde bodem en sediment gebeurt respectievelijk met de modellen CSOIL en SEDISOIL op basis van vastgelegde modelconcepten en blootstellingsscenario's. Het gedrag van verontreinigingen in bodem en sediment, en de blootgestelde mens, wordt beschreven met behulp van een groot aantal vergelijkingen en parameters. De vergelijkingen en parameters voor het milieuchemisch deel zijn statisch, met andere woorden: ze zijn niet tijdafhankelijk. Er wordt uitgegaan van (momentaan) thermodynamisch evenwicht, van 'in-de-tijd-gemiddelde-en-constante' fluxen, coëfficiënten en parameters. De vraag is of door deze aanname de werkelijkheid geweld wordt aangedaan.

In de praktijk kan door diverse oorzaken (nog) geen thermodynamisch evenwicht in de toestand van een stof of stoffen (verdeling over fasen) aanwezig zijn. Dit geldt bijvoorbeeld voor de situatie waarbij een verontreinigde waterbodem voortdurend wordt overspoeld met vers, relatief schoon water. Een ander voorbeeld is de beïnvloeding van de pH van de bodem door gewassen gedurende het groeiseizoen, waarbij de verdeling van stoffen over de vaste en vloeibare fase in de bodem kan veranderen. Ook in milieus die afwisselend zuurstofrijk en zuurstofarm zijn, door bijvoorbeeld seizoensinvloeden (overstroming, grondwaterstandfluctuaties), is er geen evenwicht. Hier vinden afwisselend oxidatie- en reductieprocessen plaats, waardoor veranderingen in sorptie-eigenschappen optreden (zowel in het sorptie-oppervlak als in de affiniteit van het absorberende bodemmateriaal voor verontreinigende stoffen).

De aanname dat er in een verontreinigingssituatie altijd en overal sprake is van thermodynamisch evenwicht is dus niet altijd terecht en kan de berekening van blootstellingsconcentraties daardoor minder betrouwbaar maken. De belangrijkste tijdafhankelijke processen die de commissie relevant acht voor de modellen zijn biodegradatie en (de-)sorptie van stoffen aan organisch materiaal.

Tijdafhankelijke (de)sorptie aan organisch materiaal

Dit aspect is in principe bij alle blootstellingsroutes van belang, omdat hiermee de verdeling van de contaminant over de organische stof in grond of sediment en poriewater of oppervlaktewater wordt gemodelleerd. Hiermee wordt ook de mate van blootstelling via de verschillende blootstellingsroutes vastgelegd (zie box).

Een contaminant in het sediment vertoont desorptie naar het bovenstaande oppervlaktewater. De blootstelling van de mens vindt, in een mate die afhankelijk is van het type contaminant, plaats via het sediment (door ingestie of dermaal contact) of via het water (ingestie, dermaal contact of consumptie van vis). Afhankelijk van de verdeling van de contaminant over sediment en water en de aard van de contaminant, zullen de blootstellingsroutes in verschillende mate bijdragen aan de totale blootstelling. Het is dus belangrijk om de verdeling over sediment en oppervlaktewater goed te modelleren.

Bij het modelleren van sorptie aan vaste deeltjes in de bodem of sediment wordt vaak uitgegaan van een evenwichtsconstante (K_{oc}) die gebaseerd is op kortdurende experimenten, en die alleen het snelle uitwisselingsproces tussen contaminant en het buitenste laagje van de organische stof in de bodem en het sediment representeert.

Als aan organische stof gebonden stoffen in contact worden gebracht met een waterige fase, dan is er in het begin sprake van een snelle desorptiefase, waarop de evenwichtsconstante K_{oc} gebaseerd is die in de modellen wordt gebruikt. Via deze snelle desorptie zal een gedeelte van de gesorbeerde stof snel naar het water gaan en een pseudo-evenwicht tussen sediment en water instellen. In werkelijkheid is er echter ook sprake van een trage desorptiekinetiek (niet-evenwicht) van hydrofobe stoffen. Dit proces is goed onderzocht voor het watersysteem. In landbodems treden waarschijnlijk dezelfde processen op. Omdat SEDISOIL uitgaat van een eenvoudige evenwichtsconstante en deze trage processen niet in beeld brengt, kunnen er fouten ontstaan bij het schatten van de verdeling van de stof over de verschillende milieucompartmenten en contactmedia.

Indien na snelle desorptie de rest van de stof slechts langzaam of nauwelijks van de organische stof in het sediment of de bodem desorbeert, kan wellicht pas na maanden of jaren een evenwicht worden bereikt, waarbij een andere K_{oc} geldt (K_{oc}'). Van belang is om zowel de waarde van K_{oc} en K_{oc}' , als de hoeveelheid contaminant in het snel en langzaam desorberende gedeelte (subcompartmenten) van de organische stof in het sediment en de bodem te kennen. De laatste hangt af van de relatieve grootte van deze subcompartmenten. In SEDISOIL zouden dan twee waterbodempartimenten moeten worden opgenomen, naast water en zwevend slib. Voor hydrofobe stoffen die reeds lang aanwezig zijn in sediment kan de waarde van het snel desorberende deel slechts enkele procenten aannemen (53). Dit verschijnsel is relevant omdat de interventiewaarden betrekking hebben op historische verontreiniging (van voor 1987).

Hoe de hierboven beschreven verschijnselen doorwerken in de afleiding van de SRChumaan voor sediment laat zich niet eenvoudig kwantitatief beschrijven. De commissie beschrijft hieronder ter illustratie twee situaties.

Situatie 1: Als een verouderde verontreiniging (aged) in sediment langdurig aan water wordt blootgesteld, dan moet ook een lange termijn K_{oc} -waarde gehanteerd worden (bij 100% desorptie-evenwicht). Deze is waarschijnlijk hoger dan K_{oc} en leidt tot hogere concentraties in sediment en lagere concentraties in oppervlaktewater en zwevend materiaal). Welke consequenties dit heeft voor de met SEDISOIL - met de daarin gebruikte K_{oc} - berekende ernstig risiconiveaus voor de mens, kan in zijn algemeenheid niet gezegd worden, omdat voor de verschillende organische stoffen de blootstellingsroutes zich kwantitatief verschillend tot elkaar verhouden. Uit de rapportage over SEDISOIL blijkt dat de blootstelling aan hydrofobe stoffen zoals PCB's wordt gedomineerd door de routes dermale opname via sediment, consumptie van vis en in mindere mate dermale opname via oppervlaktewater. Hogere concentraties in sediment ten opzichte van oppervlaktewater vergroten de bijdrage van de eerste route, maar verlagen de bijdrage van de laatste twee routes.

In het geval van een verouderde verontreiniging met hydrofobe contaminanten in sediment en langdurig contact met hetzelfde water hoeven er dus niet twee compartimenten onderscheiden te worden. Uitgaan van de hogere K_{oc} is voldoende.

Situatie 2: Bij de verdeling van een hydrofobe stof over organische stof in sediment en relatief verschoon oppervlakte water met slechts een contacttijd is de situatie anders. Stel dat $x\%$ van de contaminant snel desorbeert en in evenwicht raakt met het oppervlaktewater volgens de in het model gehanteerde K_{oc} . Als deze K_{oc} gemeten was met een methode, waarbij het totaalgehalte in het sediment en het gehalte in het water eveneens in korte tijd zijn gemeten, geeft deze K_{oc} de correcte concentratie in het water (en dus ook in het zwevend materiaal), mits het volume sediment (massa) tot $x\%$ wordt gereduceerd in de betreffende vergelijking. De SRChumaan voor sediment wordt dan correct afgeleid. Zonder aanpassing van het volume sediment dat snel desorbeert, kan wel een factor 100 te hoge concentratie in het oppervlakte water worden berekend. In zijn algemeenheid kan het gevolg hiervan niet worden aangegeven. Voor stoffen waarvan de blootstellingsroute 'consumptie van vis' het belangrijkste is, leidt deze overschatting tot een te strenge SRChumaan voor sediment.

In de bovenstaande boxen worden slechts kwalitatieve redeneringen gegeven. Voor kwantificering moet SEDISOIL uitgebreid worden en zijn extra input parameters nodig. De commissie beveelt aan om binnen SEDISOIL rekening te houden met langzame desorptie van organische verontreinigingen uit sediment.

Tijdafhankelijke afbraakprocessen

SEDISOIL en CSOIL hanteren vaste verhoudingen van concentraties in compartimenten, dat wil zeggen constante verdelingscoëfficiënten. Voor bepaalde stoffen (waaronder vinylchloride) kan er sprake zijn van snelle afbraak onder invloed van licht en zuurstof. De verhouding tussen compartimenten zal anders (en tijdafhankelijk!) worden vanwege (snelle) afbraak als de verhouding tussen de afbraakconstanten in de betreffende compartimenten verschilt. Dit valt voor stoffen die snel afbreken onder invloed van licht en zuurstof te verwachten. De afbraak zal het snelste zijn in die compartimenten, die het meeste zuurstof en het meeste licht bevatten, in dit geval het compartiment water in SEDISOIL (het compartiment lucht wordt niet meegenomen in de modellen). Als de afbraak in het water in praktijk veel sneller gaat dan in de waterbodem en het zwevend materiaal, zal een te hoge concentratie in het water worden berekend uit de concentratie in de waterbodem met SEDISOIL (en ook in het zwevend materiaal) en dus ook een te grote blootstelling (ingestief, dermaal en consumptief) via deze routes, maar niet of veel minder vanuit de waterbodem. Alleen in het laatste geval staat dan terecht geen afbraakterm (verdwijnterm) in de betreffende modelvergelijking. De totale dosis wordt dan met SEDISOIL ook te hoog berekend en de SRChumaan moet dan voor deze stoffen als te streng worden beschouwd in SEDISOIL.

Eenzelfde (kwalitatieve) redenering geldt natuurlijk ook voor andere afbraakprocessen. De grootte en het belang van deze effecten valt alleen te schatten via de opname van afbraakconstanten en termen in de modelvergelijkingen.

Ondanks het feit dat de afbraak van organische moleculen normaliter het snelst en het meest volledig verloopt in compartimenten die zuurstof en licht bevatten, moet er ook rekening worden gehouden met het feit dat er bij gechlorideerde organische verbindingen ook onder strikt zuurstofloze voorwaarden een reductieve dechlorinatie kan optreden. Op die wijze worden onder andere hogere PCB's³⁰ omgezet in lagere PCB's, die dan bij diffusie in de zuurstofhoudende zone geheel tot mineralen omgezet worden. Er kunnen ook processen voorkomen die onder zuurstofloze omstandigheden de verbinding extra gevaarlijk maken. Een voorbeeld is de methylering van kwik door onder meer sulfaatreducerende bacteriën in de sliblaag.

Als gevolg van het niet meenemen van afbraakprocessen kunnen sommige SRC's in sommige situaties dus te streng of niet streng genoeg zijn. Het meenemen van afbraak als proces in de modellering van CSOIL en SEDISOIL kan in sommige gevallen nuttig

³⁰ Polychloorbifenylen

zijn. Daarbij moet in het oog gehouden worden wanneer afbraak er wel of niet toe doet. Het onjuist voorspellen van de verdeling van de stof over de milieucompartimenten en blootstellingsmedia, zoals zou kunnen gebeuren bij vinylchloride, zou een reden kunnen zijn om afbraak wel mee te nemen. Het ontstaan van meer toxische metaboliëten waarvoor geen interventiewaarde beschikbaar is, kan een andere reden zijn. Daarnaast moet worden bedacht dat er bij een actuele risicobeoordeling rekening kan worden gehouden met het voorkomen van afbraak. Ook moet rekening gehouden worden met het feit dat met de interventiewaarden meestal situaties worden beoordeeld die er al minstens 15 jaar liggen. Als afbraak een grote rol zou spelen dan zou dit op de locatie merkbaar moeten zijn.

Binding van contaminanten aan opgelost organisch materiaal

Contaminanten kunnen in het water en grondwater worden gebonden aan opgelost organisch materiaal (dissolved organic carbon: DOC). Het bindingsproces van contaminanten aan DOC is relatief snel en kan worden beschreven met een evenwichtsconstante K_{doc} . Het meenemen hiervan veronderstelt dat er naast de compartimenten zwevend slib, waterbodem en water, en bodem en poriewater ook opgelost organisch materiaal als compartiment aanwezig is. Binding aan DOC in het watersysteem is van belang omdat het de opname van contaminanten door organismen beïnvloedt. Er zijn voorbeelden van zowel een verlaging als een verhoging van deze opname. Een verlaging treedt op als in een evenwichtssituatie het organisme alleen de vrij in water opgeloste contaminant kan opnemen, een verhoging treedt op als bijvoorbeeld opgelost organisch materiaal het transport van contaminant van sediment naar water bevordert (een kinetisch, tijdafhankelijk proces, dat niet is opgenomen in SEDISOIL). Bovendien kan de binding aan DOC het transport (tijdafhankelijk proces) van stoffen via water en poriewater bepalen, een proces dat eveneens niet meegenomen wordt in de modellen.

De invloed van DOC zal het grootst zijn bij hydrofobe stoffen, in aanwezigheid van veel DOC in oppervlaktewater. Gehalten van DOC in water kunnen variëren van 0 tot enkele honderden mg/l. De waarde van K_{doc} kan voor hydrofobe stoffen oplopen tot wel 1.000.000 (54). Bij een concentratie van 100 mg DOC per liter zal voor hydrofobe stoffen het grootste gedeelte van de stof in water gebonden zijn aan DOC. Hierdoor kan de stof verminderd of niet beschikbaar zijn voor opname door vissoorten, hetgeen de blootstelling via vis kan beïnvloeden. De fractie van de stof die is gebonden aan DOC is echter wel beschikbaar voor directe ingestie en dermaal contact via oppervlaktewater. Om deze effecten te kwantificeren is een uitbreiding van het model nodig, en moeten inputdata beschikbaar zijn. Omdat dit een relatief

nieuw wetenschappelijk inzicht betreft, zijn deze gegevens nog niet beschikbaar, maar moet hier in de toekomst wel aandacht aan worden besteed.

PROCESSEN WAARVAN DE MODELLERING (DEELS) IS HERZIEN

Opname van contaminanten door planten en dieren voor consumptie

De bioconcentratiefactor (BCF) is van belang voor de blootstellingsroutes van de mens via de consumptie van vis (SEDISOIL) en planten (CSOIL).

BCF vis

De BCF voor organische verbindingen vanuit water naar vis is in SEDISOIL berekend uit de octanol-water partiticoëfficiënt (K_{ow}). De K_{ow} is een maat voor de affiniteit van een stof voor vetachtig medium in relatie tot de affiniteit voor water. Meestal wordt er aangenomen dat er een lineair verband is tussen deze partiticoëfficiënt en de bioconcentratiefactor. Dit heeft onder andere te maken met het feit dat accumulatie van organische stoffen in organismen gerelateerd is aan de affiniteit van de stof voor vet, en het vetgehalte van het organisme. Bij een toenemende K_{ow} (hoge affiniteit voor vet) wordt echter geen lineair verband meer waargenomen tussen de K_{ow} en de BCF, maar een afvlakking of zelfs een daling van de BCF. Door RIZA/ RIVM wordt in SEDISOIL voor een plateauwaarde gekozen (afvlakking) in plaats van een dalende BCF. De wetenschappelijke discussie over dit punt is nog niet volledig uitgekristalliseerd. RIZA/ RIVM hebben een pragmatische keuze gemaakt, die wellicht leidt tot overschatting van de BCF voor stoffen met een hoge K_{ow} en tot een te strenge SRChumaan in sediment.

BCF planten

Bij het bepalen van de BCF van de bodem naar planten wordt er in het algemeen van uitgegaan dat de opname voornamelijk plaats vindt via het poriewater in de bodem. Voor organische verbindingen wordt gebruik gemaakt van een model dat de opname vanuit het poriewater beschrijft. De commissie vindt dat de berekening van de BCF naar gewassen toe voor organische verbindingen is verbeterd doordat bij de bovengrondse plantendelen rekening gehouden wordt met de vluchtigheid van de stof. De ondergrondse opname van organische stoffen wordt niet anders gemodelleerd, maar is wel belangrijker dan de bovengrondse. Voor organische stoffen worden bioconcentratiefactoren van poriewater naar enerzijds wortelgedeelte en anderzijds de stengel gebruikt. Deze worden in beide gevallen berekend uit de octanol-water partiticoëfficiënt (K_{ow}), echter met verschillende formules. Deze leiden tot een

beter onderbouwde en lagere BCF dan werd gebruikt voor de huidige interventiewaarden. Het poriewatergehalte van organische verbindingen wordt met behulp van partiticoëfficiënten uit het totaalgehalte in de bodem berekend. Afgezien van onzekerheid in deze berekening zullen variatie in K_{ow} (klein en te verwaarlozen) en in de formules (verschil in soorten voedingsgewassen, waarschijnlijk kleiner dan factor 10 in BCF) leiden tot variatie in het aandeel van voedselroute tot de SRChumaan van ongeveer een factor 10 (hoger of lager).

Het RIVM achtte gezien de huidige stand van kennis een mechanistische benadering voor het bepalen van de BCF voor metalen vooralsnog onhaalbaar. Daarom is het RIVM uitgegaan van velddata voor de afleiding van een BCF voor metalen. Voor een aantal goed onderzochte metalen is daarbij uitgegaan van Freundlich-achtige correlatieve relaties. De relatie tussen het gehalte in de plant enerzijds, en het poriewatergehalte, pH, organisch stofgehalte en kleigehalte in de bodem anderzijds gaf volgens het RIVM geen consistente resultaten. De afleiding van de BCF voor deze metalen is daarom gebaseerd op de relatie tussen het gehalte in de plant enerzijds, en het totaalgehalte, pH, organisch stofgehalte en kleigehalte in de bodem anderzijds. De BCF's werden per metaal en groente bepaald, en met behulp van een generiek gemiddeld consumptiepatroon gewogen, zodat een gemiddelde BCF voor het gemiddelde consumptiepatroon kon worden bepaald (41).

De commissie kan begrijpen dat bij de herziening van de interventiewaarden met betrekking tot de waarden van de BCF's voor zware metalen is uitgegaan van enkel correlatieve relaties. De commissie is echter geen voorstander van dergelijke methoden en acht de daarbij gebruikte databestanden weinig representatief. Zij heeft dit gemotiveerd in haar advies over de herziening van de LAC-signaalwaarden (55). Als consequentie moet een grote variatie rond de BCF-waarde worden geaccepteerd. Een mechanisme voor het afleiden van BCF's tussen bodem en gewas kan leiden tot beter inzicht in de processen in de bodem, beter inzicht in de variabiliteit en onzekerheid, maar ook tot de mogelijkheid van verdergaande nuancering met betrekking tot bodemeigenschappen en systeemp parameters. Naar de mening van de commissie zal in de toekomst aan dergelijke inzichten en nuancering zeker behoefte bestaan.

Modellering van binnenluchtconcentraties

In vergelijking met de onderbouwing van de huidige interventiewaarden is de modellering van de binnenluchtconcentratie gewijzigd. De wijzigingen betreffen de flux via verdampend water (nu verwijderd), de diepte van het grondwater, het waterge-

halte van de bodem, het luchtdrukverschil tussen de bodem en de kruipruimte en de permeabiliteit van grond voor lucht (alle drie toegevoegd vanwege toevoeging convectieflux) en de luchtuitswisselingsnelheid van de kruipruimte (40).

De verdampingsflux van water wordt niet meer meegenomen bij de berekening van de geïnhaleerde binnenluchtconcentratie omdat het toch maar om een kleine bijdrage gaat, behalve voor goed oplosbare stoffen met een lage vluchtigheid (lage dampspanning). Dit wordt niet verder gekwantificeerd, maar het weglaten van de verdampingsflux voor deze stoffen zal tot een minder strenge SRChumaan leiden. Er wordt nu wel een flux ten gevolge van drukverschillen (convectieflux) van de onverzadigde bodem naar de kruipruimte toegevoegd. De parametrisatie van deze flux geeft echter problemen. De diverse oorzaken van drukverschillen kunnen volgens Rikken et al. (38) gemakkelijk leiden tot afwijkingen van een factor 4 naar boven en naar beneden.

Een groter effect is te verwachten van de variatie in permeatiecoëfficiënt voor lucht in bodem en de daarvan afhankelijke contaminantfluxen. Voor grofzandige bodem is deze coëfficiënt een factor 10^6 hoger dan voor klei. In CSOIL is bij de evaluatie de waarde voor middelmatig grof/ fijn zand aangenomen: 10 maal lager dan voor grof zand en 100.000 (!) maal hoger dan voor klei. Dit kan dus lokaal tot enorme afwijkingen in de route inhalatie via lucht leiden. De permeatiecoëfficiënt is een parameter die eigenlijk alleen maar locatiespecifiek in het model zou moeten worden ingevoerd.

Daarnaast speelt als belangrijke extra factor de grote temperatuursafhankelijkheid van de dampdruk. Bij verhoging van de temperatuur met 20 graden ten opzichte van de standaardtemperatuur in CSOIL ($10\text{ }^\circ\text{C}$) neemt de dampdruk van een stof met een verdampingswarmte van 20 kcal/ mol met een factor 10 toe. Dit zou lokaal leiden tot een grotere bijdrage van de route inhalatie van lucht. Het niet rekening houden met (tijdelijk) hogere temperaturen leidt dus tot een SRChumaan die niet streng genoeg is. De kwantificering hiervan kan alleen goed plaats vinden via modelberekeningen.

Het RIVM geeft zelf al aan dat de blootstellingsroute 'inhalatie binnenlucht' onbetrouwbaar is. De commissie is het hier mee eens. De variatie in bijvoorbeeld de permeatie van de bodem is al zo groot dat deze een generieke afleiding van een SRChumaan gebaseerd op inhalatie van binnenlucht onmogelijk lijkt te maken. De commissie beveelt aan de interventiewaarden voor vluchtige verbindingen in grondwater te baseren op de SRCeco en het maximum in drinkwater (gebaseerd op het

MTR_{hum}aan onder de aanname van consumptie van een dagelijkse hoeveelheid grondwater, zie hoofdstuk 5). Bij bodemverontreiniging met vluchtige verbindingen dient dan altijd locatiespecifiek onderzoek te worden uitgevoerd, met metingen volgens de meest recente inzichten. Hierbij dient onder andere rekening te worden gehouden met weersomstandigheden waaronder wordt gemeten. Om de resultaten van dergelijke metingen te kunnen interpreteren dient men te beschikken over referentiewaarden voor vluchtige verbindingen in de lucht in woningen die niet vanuit de bodem met deze stoffen worden belast. Er bestaan thans wel referentiewaarden, maar deze zijn dringend aan herziening toe.

INPUTPARAMETERS

Partitiecoëfficiënten

Partitie- of verdelingscoëfficiënten zijn een maat voor de verdeling van een stof over verschillende compartimenten die deel uitmaken van het systeem. In verband met de interventiewaarden, welke beogen een indicatie te zijn voor het risico van de aanwezigheid van stoffen in de bodem voor de mens en het ecosysteem, zijn vooral van belang:

- de verdeling over zwevend slib (sediment) en oppervlaktewater;
- de verdeling over vaste bodemdeeltjes en het poriewater in de bodem;
- de verdeling over vaste bodemdeeltjes en het poriewater in de bodem enerzijds en de gasvormige fase in de bodem (voor vluchtige verbindingen).

Zowel bij de afleiding van de SRC_{eco} als de SRC_{hum}aan spelen partitiecoëfficiënten een belangrijke rol. Bij het afleiden van de SRC_{eco} wordt de evenwichtspartitiemethode (EP) gebruikt om risiconiveaus voor sediment en bodem te berekenen uit risiconiveaus voor oppervlaktewater, door uit te gaan van evenwicht tussen de compartimenten. Voor het gebruik van de EP-methode zijn partitiecoëfficiënten nodig. Bij het afleiden van de SRC_{hum}aan spelen partitiecoëfficiënten een zeer belangrijke rol om de verdeling van de stof over de verschillende compartimenten (water, sediment, zwevend slib, droge bodem, poriewater) te modelleren. Omdat partitiecoëfficiënten onder andere sterk afhankelijk zijn van locatiespecifieke milieufactoren, de tijd die de stof aanwezig is in het compartiment en het verontreinigingsniveau waarbij ze bepaald zijn, wordt het gebruik van deze parameters als een zeer onbetrouwbare factor in het afleiden van de interventiewaarden beschouwd.

Partiticoëfficiënten voor metalen

De afhankelijkheid van partiticoëfficiënten van milieuomstandigheden geldt zowel voor metalen als voor organische verbindingen. Het gebruik van partiticoëfficiënten voor metalen bij de afleiding van SRC's voor bodem en grondwater is beperkt. Otte et al. (40) kiezen op basis van een aantal voor de hand liggende criteria voor nieuwe partiticoëfficiënten voor metalen tussen bodem en poriewater. De verdeling van metalen over sediment en oppervlaktewater is gebaseerd op de dataset van Stortelder (56), die de verdeling van metalen over zwevend slib en oppervlaktewater betreft. Deze dataset is gebaseerd op metingen in rijkswateren in de periode 1983 - 1986. De mediane waarden van de dataset worden gebruikt. De partiticoëfficiënten die de verdeling over sediment en oppervlaktewater beschrijven, worden hiervan afgeleid door te corrigeren voor de lagere hoeveelheid organische stof in sediment ten opzichte van zwevend slib³¹. De partiticoëfficiënten voor barium, kobalt en molybdeen voor sediment en zwevend slib zijn op eenzelfde wijze uit verschillende bronnen afgeleid (57).

- Met betrekking tot SRC's humaan voor metalen in de droge bodem worden partiticoëfficiënten uitsluitend gebruikt om de SRC_{humaan} voor metalen in poriewater te berekenen vanuit de SRC_{humaan} voor de droge bodem. Het zo berekende gehalte in poriewater bepaalt de SRC_{humaan} voor metalen in grondwater.
- Bij het afleiden van SRC's humaan in sediment worden partiticoëfficiënten voor metalen gebruikt om de verdeling van de stof over sediment, zwevend slib en oppervlaktewater te bepalen.
- Bij het afleiden van SRC's eco voor metalen in de bodem wordt geen gebruik gemaakt van partiticoëfficiënten, omdat er voldoende bodemgegevens beschikbaar zijn.
- Bij het afleiden van SRC's eco voor metalen in sediment wordt echter altijd van partiticoëfficiënten gebruik gemaakt omdat deze waarde wordt afgeleid uit de HC50 voor oppervlaktewater.

Partiticoëfficiënten ontlenen dus hun belang aan de aanwijzing die zij geven voor de beschikbaarheid en mobiliteit van stoffen in de bodem en sediment, via het chemisch gedrag (uiteraard zoals dat mede wordt beïnvloed door de eventuele aanwezigheid van biota). In de bodem hangt het chemisch gedrag voor een belangrijk gedeelte af van de bindingsmogelijkheden van de stof aan het bodemskelet. Aangezien organische stof en lutum veelal de voornaamste bodembestanddelen zijn

³¹ De partiticoëfficiënten voor zwevend slib - oppervlaktewater worden door een factor 1,5 gedeeld.

welke het bindend vermogen bepalen, is het begrijpelijk dat het gehalte aan deze bodembestanddelen als eerste en belangrijkste onderscheidende grootheden werden geïntroduceerd om het verschillend gedrag van stoffen in verschillende bodems te verklaren. Daarop is ook de bodemtypecorrectie voor zware metalen in de beoordeling van gehalten in de bodem gebaseerd. Men realiseert zich echter dat deze correcties slechts indicatief en lang niet in alle gevallen juist zijn.

Met betrekking tot metalen is de laatste jaren veel onderzoek gedaan aan het verklaren van poriewatergehalten van metalen op basis van bodemeigenschappen. Voor het brede spectrum van Nederlandse bodems spelen naast het humus- en lutumgehalte ook allerlei andere factoren een rol in de binding van stoffen aan vaste deeltjes in de bodem, zoals aard van de organische stof, opgeloste organische stof, sesquioxide-gehalte, en vooral ook de pH. Door verschillende onderzoeksinstellingen is in de loop der jaren een groot aantal bodemmonsters gekarakteriseerd met verschillende extractanten en voor verschillende parameters. Vervolgens is met multivariate analyses gepoogd om de beschikbaar geachte fractie in poriewater te relateren aan andere fracties en vele bodemparameters. Dit leidt tot een redelijke relatie gezien het percentage variatie dat voor een breed spectrum van bodems door de relatie kan worden verklaard. De resultaten zijn echter niet altijd begrijpelijk, onder andere omdat meerdere variabelen gecorreleerd zijn (bijvoorbeeld lutum en humus) waardoor de manier waarop ze in de formules voorkomen niet eenvoudig te begrijpen is. Doordat 'recht toe - recht aan' gecorreleerd is, is het vrijwel onmogelijk om afwijkingen voor bepaalde gevallen te voorzien, wanneer dergelijke functies in de praktijk worden gehanteerd. Het spreekt eigenlijk ook voor zich dat de menging van verschillende variabelen tot grote variatie, c.q. brandbreedte kan leiden.

Er is het laatste decennium veel voortgang geboekt met een meer mechanistische aanpak voor het bepalen van partiticoëfficiënten in afhankelijkheid van pH, organische stof, opgelost organisch koolstof (DOC), competitoren en complexanten. Deze aanpak leidt tot chemisch begrijpelijke resultaten. Het probleem met deze aanpak is dat hij onderzoekstechnisch tijdrovend is en dat daardoor nog lang niet alle zware metalen grondig zijn bestudeerd. Koper, cadmium en zink zijn wel goed bestudeerd; lood levert extra complicaties die thans worden bestudeerd en pas recent is de uitbreiding naar meer neutrale gronden ondernomen. Het ziet er naar uit dat dit binnen afzienbare tijd, ongeveer een jaar, leidt tot voor de praktijk werkbare resultaten. Dit is van zeer groot belang omdat bij dit onderzoek is gebleken dat de oude

'Freundlich'-vergelijkingen³², die werden afgeleid voor pH-waarden lager dan 5,5 leiden tot fouten van drie ordegrootten bij pH 7 voor de goed onderzochte metalen. De commissie pleit ervoor om de resultaten van dit mechanistisch onderzoek in de toekomst te betrekken bij het afleiden van interventiewaarden (zie ook de paragraaf hiervoor over de afleiding van bioconcentratiefactoren voor metalen tussen bodem en planten).

De keuze van het RIVM om partiticoëfficiënten voor sediment-zwevend slib en oppervlakte water te baseren op de dataset uit het rapport van Stortelder (gebaseerd op 13 locaties in rijkswateren, periode 1983-1986, referentie 56) is vooral een keuze voor consistentie, omdat deze waarden ook zijn gebruikt voor het afleiden van MTR's/ VR's voor metalen in sediment (58). De keuze voor de set van Stortelder wordt ondersteund door een evaluatie van alle beschikbare sets van partiticoëfficiënten in het rapport van Koops et al. (59). De commissie vindt dat de rijkswateren, waarop de dataset van Stortelder is gebaseerd, niet representatief zijn voor het gemiddelde Nederlands oppervlaktewater. De commissie pleit ervoor partiticoëfficiënten voor sediment – zwevend slib en oppervlaktewater te baseren op gegevens voor meer diverse veldlocaties.

Met betrekking tot partiticoëfficiënten voor metalen tussen oppervlaktewater en zwevend slib (sediment) blijkt uit werk van Van den Berg en Zwolsman (60) een duidelijk verband tussen de mate van oppervlaktewaterverontreiniging en de hoogte van de partiticoëfficiënten. Partiticoëfficiënten geschat uit data van de periode 1992 - 1998 in de Rijn laten voor de meeste metalen aanzienlijk hogere waarden zien dan in de periode 1983-1986, omdat de verontreinigingniveaus in de jaren '80 in rijkswateren aanzienlijk hoger waren dan in de jaren '90. De dataset van Stortelder uit 1983-1986 is ten gevolge de concentratieafhankelijkheid van de partiticoëfficiënten beter van toepassing op de afleiding van SRC's eco voor sediment, dan meer recente datasets. De dataset van Stortelder wordt echter ook gebruikt voor het

32 De 'Freundlich'-vergelijking vormt een van de eerste pogingen om de relatie tussen het gehalte van metalen in de vaste fase van de bodem en de concentratie in de bodemoplossing op een kwantitatieve manier mathematisch tot uitdrukking te brengen; de relatie-factor tussen beide grootheden in deze vergelijking wordt aangeduid als de partitie- of verdelingscoëfficiënt. De Freundlich-vergelijking in zijn meest elementaire vorm luidt $Q = K \times C$ met Q de hoeveelheid aan de vaste fase (mg/kg), C de concentratie in oplossing (mg/l) en K de partiticoëfficiënt (l/kg). Indien C , de concentratie in oplossing, als bepalende grootheid wordt vastgelegd (bijvoorbeeld bij de opname van stoffen door planten, of bij uitspoeling naar het grondwater) dan heeft een onjuist aangehouden waarde voor K logischerwijze de volgende consequenties: een te lage waarde van K leidt tot een te lage waarde van Q , en een te hoge waarde van K leidt tot een te hoge waarde van Q . Voor verontreinigde situaties, oftewel relatief hoge Q -waarden, zijn de K -waarden over het algemeen lager dan voor schonere gronden.

afleiden van MTR's/ VR's voor sediment. Hiervoor zou een meer recente dataset meer geschikt zijn.

Gezien de grote variabiliteit van partiticoëfficiënten voor metalen, krijgen SRC's eco voor metalen in sediment (die altijd met behulp van EP zijn afgeleid) van het RIVM dan ook terecht altijd de status 'lage betrouwbaarheid'. De commissie kan daarmee instemmen. Bij de tweede tot en met de vierde tranche interventiewaarden is er op advies van de commissie voor gekozen om, in geval dat interventiewaarden voor metalen zijn gebaseerd op via evenwichtspartitie afgeleide risiconiveaus, slechts een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging vast te stellen (3). De commissie pleit voor het handhaven van deze regel, omdat zij van mening is dat het kiezen van één partiticoëfficiënt voor een metaal tot te onbetrouwbare SRC's leidt.

Partiticoëfficiënten voor organische stoffen

De Koc's die worden gebruikt in SEDISOIL zijn gelijk aan die welke worden gebruikt in CSOIL (40), en afgeleid uit het geometrisch gemiddelde van gemeten waarden en één berekende waarde.

Uit een overzicht van Krop et al. (54) voor opgelost organisch koolstof (DOC) blijkt dat organisch materiaal een verschillende polariteit kan hebben en dat deze polariteit in terrestrische bodems in het algemeen lager is dan in waterbodems en DOC (uit waterbodem of terrestrische bodem). Dit leidt voor polaire contaminanten tot Koc-waarden voor bodem die tot een factor 10 lager zijn dan Koc-waarden voor de waterbodem. Voor hydrofobe (apolaire) stoffen is dit effect juist tegenovergesteld. Dezelfde typen verschillen kunnen worden verwacht voor organisch materiaal van verschillende locaties. Een nog grotere additionele variabiliteit betreft de meetmethode die werd toegepast voor de bepaling van Koc (of Kdoc) (54). Deze verschillen worden veroorzaakt door verschillen in deeltjesgrootteverdeling, evenwichtstelling en instabiliteit in het organisch materiaal. Hier zijn verschillen tot een factor 100 in de Koc geen uitzondering.

In SEDISOIL heeft de temperatuur invloed op inputparameters als Koc (en BCF). De invloed op dergelijke parameters kan zowel tot een verhoging of verlaging van de waarde leiden. Bij realistische temperatuur variaties afwijkend van de nu gekozen standaardtemperatuur van 10° C blijft deze invloed binnen een factor 2 (zie o.a. referentie 54). Een dergelijke variatie kan dus in het huidige SEDISOIL verwaarloosd worden. Zou echter een niet-evenwichtsdesorptiemodel (zie paragraaf Tijdafhan-

kelijke (de)sorptie aan organisch materiaal) gebruikt worden, dan wordt de temperatuurinvloed aanzienlijk groter (zie referentie 61).

Voor dissociërende fenolen wordt in principe een verbetering van de Koc-berekening toegepast door rekening te houden met de (standaard) pH (40). In SEDISOIL wordt aangegeven hoe voor dissociërende organische stoffen (waaronder fenolen) de fractie niet gedissocieerde stof afhangt van de pH van het milieu en van de zuurdissociatiecoëfficiënt (pK_a) van de stof. Zowel dit niet gedissocieerde (neutrale) gedeelte als het geïoniseerde gedeelte werd in rekening gebracht, wat een gecorrigeerde Koc-waarde opleverde. Dit is een verbetering ten opzichte van de oude procedure. Blijft het probleem dat van een standaard pH van 8 (in CSOIL pH 5 of 6) is uitgegaan. Locale omstandigheden kunnen zowel tot een hogere als een lagere pH leiden. Bij lage pH zou de correctie niet nodig zijn (alle stof in neutrale vorm), bij zeer hoge pH zou slechts een kleine fractie van de stof in de neutrale vorm zijn. Dit introduceert voor dissociërende stoffen bij hoge pH een variabiliteit die tot een factor 100 kan oplopen.

De berekende set Koc-waarden vertoont additionele variabiliteit veroorzaakt door variatie in de gebruikte Kow-waarden, die echter kan worden verwaarloosd ten opzichte van de eerder genoemde bronnen van variatie. Deze eerder genoemde bronnen van variatie werken wel door in de (QSAR) rekenmethode omdat deze is gebaseerd op experimentele waarden. De totale variatie in de waarde van Koc-data voor een bepaalde stof in SEDISOIL kan dus oplopen tot een factor 1000. Dit kan leiden tot dramatische verschillen in de berekende blootstellingen via oppervlaktewater, zwevend materiaal en vis en in SRC's humaan (zowel in de opwaartse als neerwaartse richting). Voor het SEDISOIL model is geen gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor Koc.

De gebruikte Koc-waarden zijn beter geschikt voor toepassing in CSOIL dan in SEDISOIL omdat het terrestrische waarden zijn. De Koc-waarden zijn consistent, beter traceerbaar en nauwkeuriger dan bij vorige afleidingen van de interventiewaarden en daarvan ook vaak flink verschillend. Bovendien wordt voor CSOIL een gevoeligheidsanalyse voor onzekerheden in Koc van 3 stoffen (tolueen, aldrin en vinylchloride) uitgevoerd, waartoe ook de lokale verschillen kunnen worden gerekend. Daarbij werd een op experimenten gebaseerde variatie in Koc in de orde van een factor 10 gebruikt. Voor aldrin leidde dit tot een onbetrouwbare SRChumaan (grote verhouding tussen de 10- en 90-percentiel). Dit terwijl een variatie van een factor 10 in Koc voor de meeste stoffen al een optimistische kijk op de werkelijkheid geeft (zie commentaar bij SEDISOIL). Hoge variabiliteit in inputparameters, mede

ten gevolge van locatiespecifieke verschillen en meetmethoden, zal voor veel meer stoffen grote betrouwbaarheidsproblemen opleveren.

Ook voor partiticoëfficiënten voor organische stoffen zijn de waarden voor een verontreinigde situatie erg afwijkend ten opzichte van waarden voor een relatief schone situatie. Bij organische verbindingen gaat het om het probleem van de niet-lineaire sorptie, dat wil zeggen dat bij hoge concentraties van een contaminant competitie plaats vindt tussen moleculen van de contaminant om de bezetting van plaatsen op de bodemdeeltjes, die ertoe leidt dat bij hogere concentraties minder contaminant gebonden wordt aan vaste bodem- of sedimentdeeltjes dan op basis van de gehalten mag worden verwacht. Dit leidt tot een kleinere effectieve partiticoëfficiënt (Koc of Kdoc) bij hoge concentraties. Bij sorptie aan opgelost organisch koolstof (DOC) kan dit effect echter verwaarloosd worden (54). Bij sorptie aan sediment en zwevend slib kan dit effect wel van belang zijn (62). In dat geval onderschat SEDISOIL met de gehanteerde Koc de concentratie in het oppervlaktewater (en zwevend materiaal en vis). Kwantificering van het effect op de SRChumaan voor sediment kan alleen plaats vinden indien de precieze concentratieafhankelijkheid van de Koc bekend is en de relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes.

Overige bevindingen ten aanzien van stofspecifieke inputparameters

Voor 7 organische stoffen werd door het RIVM het molecuulgewicht (M) gewijzigd ten opzichte van de molecuulgewichten die gebruikt zijn bij de afleiding van de huidige interventiewaarden. Wijziging van het molecuulgewicht is direct van invloed op de berekening van concentraties (in gmol/l) (SEDISOIL en CSOIL) en de berekening van de Henry constante (CSOIL). Het is een triviale, maar zinvolle correctie, die deels verklaart waarom andere SRC's worden gevonden. De commissie is het eens met de motieven van het RIVM voor het wijzigen van de waarden voor de oplosbaarheid (S), dampdruk (V_p) en de Henry constante (H). Deze wijzigingen leiden voor diverse stoffen tot een substantiële verandering in de SRChumaan (24).

De Kow wordt gebruikt om de Koc en BCF's tussen poriewater en plant of oppervlaktewater en vis te schatten, welke grofweg evenredig zijn met de Kow. Een steekproef, waarbij voor een vijftal PCB's de nieuwe waarden zijn vergeleken met recente literatuurwaarden (54), gaf verschillen kleiner dan een factor twee. De Kow waarden die nu in SEDISOIL en CSOIL worden gebruikt, zijn dus in een aantal gevallen een substantiële verbetering ten opzichte van de eerder gebruikte waarden.

7 VOORSTELLEN VOOR NIEUWE INTERVENTIEWAARDEN

INLEIDING

De geïntegreerde ernstige risiconiveaus (SRC's) vormen de voorstellen van het RIVM voor nieuwe interventiewaarden. In dit hoofdstuk komen de onderwerpen aan de orde die betrekking hebben op de geïntegreerde SRC's. Eerst komt de betrouwbaarheid van de afzonderlijke SRC's (eco en humaan) aan de orde, en de wijze waarop deze beoordeeld wordt. Daarna zal worden ingegaan op de criteria voor het al dan niet afleiden van somnormen. Tot slot stelt de commissie twee criteria voor op basis waarvan de keuze kan worden gemaakt om de huidige interventiewaarde te vervangen door het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde.

Ter informatie wordt in tabel 7.1 een overzicht gegeven van de mate waarin de SRCeco, SRChumaan of het maximum in drinkwater bepalend is voor de voorstellen voor de geïntegreerde SRC. Voor de bodem is het grootste deel van geïntegreerde SRC's gebaseerd op de SRCeco, voor sediment dragen beide SRC's ieder voor ongeveer de helft bij. De geïntegreerde SRC voor grondwater wordt voor ruim de helft bepaald door humaan toxicologische criteria (SRChumaan en max. drinkwater).

Tabel 7.1 Het percentage geïntegreerde SRC's (voorstellen voor interventiewaarden) voor bodem, sediment en grondwater dat is gebaseerd op de SRCeco, SRChumaan of de limiet in drinkwater (de laatste alleen voor grondwater), en het totaal aantal afgeleide geïntegreerde SRC's. Bron: referentie 10.

	SRCeco	SRChumaan	Max. drinkwater	Aantal SRC's
Geïntegreerde SRC bodem	73%	27%	n.v.t.	82
Geïntegreerde SRC sediment	56%	44%	n.v.t.	79
Geïntegreerde SRC grondwater	43%	21%	36%	104

BEOORDELING BETROUWBAARHEID AFZONDERLIJKE SRC'S

SRCeco

De betrouwbaarheidsscore van een SRCeco hangt af van het aantal en de aard van de beschikbare ecotoxicologische gegevens (zie bijlage bij dit hoofdstuk). De score is gebaseerd op het principe dat de score hoger is, naarmate er meer geen-effect-

gegevens voor het betreffende compartiment aanwezig zijn. Voor de SRC's eco voor sediment gelden vergelijkbare regels, met als gevolg dat de SRC's eco voor metalen altijd een lage betrouwbaarheid hebben wegens het ontbreken van toxiciteitsgegevens voor sediment zelf. De commissie kan met de regels voor de betrouwbaarheidsscore voor de SRCeco instemmen.

In tabel 7.2 worden de door het RIVM opgegeven scores samengevat. Uit deze tabel kan worden geconcludeerd dat de betrouwbaarheid van de SRC's eco voor de meeste stoffen gemiddeld tot laag is.

Tabel 7.2 Opgegeven betrouwbaarheidsscore van de SRC's eco in percentages van het totaal aantal afgeleide SRC's eco voor het compartiment. Totaal aantal SRC's eco is ruim 100 per compartiment. De score QSAR moet volgens het RIVM gezien worden als de score low (10).

Compartiment/ Score	high	medium	low	QSAR
Bodem	10%	50%	35%	5%
Sediment	0%	25%	71%	5%
Grondwater	33%	39%	23%	5%

De commissie constateert dat het 'ideaalbeeld', waarbij alle SRC's eco een hoge betrouwbaarheidsscore hebben, in de komende decennia niet bereikt zal worden, tenzij er serieus actie wordt ondernomen om eco-toxicologische toetsen voor sediment te ontwikkelen en voor alle compartimenten meer ecotoxicologische gegevens te produceren. Met het verhogen van de betrouwbaarheid van de SRCeco zijn aanzienlijke inspanningen en kosten gemoeid. Het is de vraag of deze inspanningen en kosten de moeite waard zijn. Het verhogen van de betrouwbaarheid van de SRCeco moet worden afgewogen met andere mogelijke verbeteringen in de afleiding van de interventiewaarden. Omdat er ook gebrek is aan kennis over effecten van bodemverontreiniging in veldsituaties, ziet de commissie er meer heil in om de inspanningen en kosten te besteden aan locatiespecifieke ecologische beoordelingen (bioassays, ecologische modellen, de basisbenadering, enz.). De gegevens die dergelijke beoordelingen opleveren zouden gebruikt kunnen worden om de normstelling en de ecologische urgentiesystematiek te valideren en te verbeteren.

SRChumaan

De betrouwbaarheid van de SRChumaan in bodem is afhankelijk van de betrouwbaarheid van de MTR en van de betrouwbaarheid van de blootstellingsmodellering. Beide factoren worden door het RIVM onderverdeeld in drie klassen van hoge, gemiddelde en lage betrouwbaarheid (zie bijlage bij dit hoofdstuk). Er zijn door het RIVM geen betrouwbaarheidsscores afgeleid voor de SRChumaan in sediment.

In tabel 7.3 staat de door het RIVM opgegeven verdeling van de betrouwbaarheidsscores van de SRChumaan voor bodem ingedeeld naar de categorieën hoog, middel en laag. Over het algemeen kan worden geconcludeerd dat aan de hand van deze nieuwe beoordelingsmethode de SRChumaan voor de bodem relatief vaak als gemiddeld betrouwbaar of onbetrouwbaar wordt beoordeeld.

Tabel 7.3 Verdeling van de betrouwbaarheidsscores SRChumaan voor bodem, absoluut en procentueel (10).

	high	medium	low	totaal
SRChumaan	19	65	57	141
	13,5%	46%	40,5%	100%

Voor de huidige eerste tranche interventiewaarden is in het rapport van Van den Berg en Roels (22) ook de betrouwbaarheidsscore van de SRChumaan (toen nog C-toetsingswaarde humaan) bepaald. De thans afgeleide betrouwbaarheidsscore is helaas niet direct te vergelijken aangezien de afleiding op verschillende manieren is gebeurd. De betrouwbaarheid van de berekende blootstelling is op een vergelijkbare manier bepaald, maar het bepalen van de betrouwbaarheid van de MTR is verschillend. In het huidige voorstel is het bepalen van de betrouwbaarheid op een minder inzichtelijke manier gedaan dan voorheen, maar het is wel een meer inhoudelijke beoordeling waarin de punten zijn meegenomen waar het werkelijk om gaat. De commissie vindt dat de betrouwbaarheidsscores medium en low voor de SRChumaan weinig onderscheidend vermogen hebben.

SOMNORMEN VERSUS INDIVIDUELE WAARDEN

Bij de evaluatie van de interventiewaarden zijn een aantal somwaarden vervangen door individuele waarden. Dit betreft de polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK, 10 van VROM), chloorbenzenen, chloorfenolen, PCB's (7 van VROM), DDT+DDE+DDD, totaal HCH's en totaal ftalaten. Voor drins is er voor bodem wel een geïntegreerde SRC voor totaal drins en voor aldrin+dieldrin afgeleid, voor sediment een geïntegreerde SRC voor aldrin+dieldrin, en voor grondwater alleen individuele waarden voor aldrin, dieldrin en endrin. Voor de volgende stofgroepen zijn somwaarden gehandhaafd of voorgesteld: cresolen, xylenen, dihydroxybenzenen (voor grondwater individuele waarden), tri- en tetrachloorbenzenen, mono-, di-, tri- en tetrachloorfenolen, chloornaftalenen, dioxinen (op basis van TEQ van 2,3,7,8 TCDD) en drins (alleen bodem).

Eén van de argumenten voor het afleiden van somnormen voor groepen van stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme is dat de toxiciteitsgegevens samengenomen

kunnen worden voor de afleiding van de somnorm. De betrouwbaarheid van deze waarde is dan hoger ten opzichte van waarden die zouden zijn afgeleid voor individuele stoffen uit de groep. Zo is de huidige som-interventiewaarde voor PAK gebaseerd op gegevens voor 6 verschillende PAK, onder de aanname dat de PAK een vergelijkbaar werkingsmechanisme hebben (narcotiserende werking). Deze waarde is destijds door het RIVM als gemiddeld betrouwbaar beoordeeld (22). De individuele waarden zijn destijds niet afgeleid wegens gebrek aan gegevens. Omdat sommige PAK ook een fototoxische of carcinogene werking hebben, zijn thans SRC's eco voor individuele PAK afgeleid. Er zijn inmiddels wel meer gegevens voor PAK bekend, maar omdat het voordeel van het samenvoegen van de gegevens is vervallen, is de betrouwbaarheid van de SRCeco per stof relatief laag (7 maal laag, 3 maal gemiddeld).

Het voornaamste argument voor het afleiden van individuele waarden is het feit dat de stoffen in deze groepen niet hetzelfde werkingsmechanisme en/ of fysisch-chemische eigenschappen, zoals bioaccumulatiefactoren, vertonen. De commissie is het eens met het RIVM dat somnormen voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen vermeden dienen te worden. Toch pleit de commissie voor het zoveel mogelijk afleiden van somnormen voor stoffen die altijd gezamenlijk voorkomen in het milieu, onder meer omdat dit de mogelijkheid biedt de onderliggende ecotoxicologische gegevens samen te voegen en de betrouwbaarheid te verhogen. Het criterium met betrekking tot dezelfde fysisch-chemische eigenschappen vindt de commissie te streng, vooral voor de SRCeco, omdat daar tot nu toe in het geheel geen blootstellingsmodellering aan te pas komt.

Voor PAK zou dit kunnen betekenen dat er afzonderlijke somwaarden afgeleid kunnen worden met betrekking tot de narcotiserende, fototoxische en carcinogene werking. Op basis van de hoogte en de betrouwbaarheid van deze somwaarden zou één van deze somnormen de SRCeco kunnen zijn.

De commissie heeft vernomen dat de methodiek voor het afleiden van somnormen thans onderwerp van studie is bij het RIVM. De commissie stelt het op prijs om na afronding van deze studie nogmaals op deze materie in te gaan.

CRITERIA VOOR HET VERVANGEN VAN DE HUIDIGE INTERVENTIEWAARDE DOOR EEN GEÏNTEGREERDE SRC

Omdat wijziging van de huidige interventiewaarden ingrijpende gevolgen kan hebben, is de commissie van mening dat per stof(groep) bezien zal moeten worden of het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde geaccepteerd moet worden of niet. De belangrijkste criteria die hierbij een rol spelen zijn volgens de commissie:

- a) Stoffen waarvan de voorstellen voor nieuwe interventiewaarden aanzienlijk afwijken ten opzichte van de huidige interventiewaarden.
- b) Stoffen waarvan de betrouwbaarheid van de voorstellen voor nieuwe interventiewaarden hoog is, uitgaande van de betrouwbaarheid van de bepalende (meestal strengste) SRC.

Ad a: stoffen waarvan het voorstel aanzienlijk afwijkt

De commissie heeft in hoofdstuk 3 gesteld dat aanzienlijke wijzigingen in de interventiewaarden kunnen leiden tot onevenredige maatschappelijke gevolgen en mede daardoor gebrek aan draagvlak. Het Ministerie van VROM heeft het RIVM opdracht gegeven voor alle stoffen waarvoor de voorstellen meer dan een factor 2 hoger of lager zijn dan de huidige interventiewaarden een aanvullende onderbouwing te geven, waarin de oorzaken van de verschillen systematisch worden aangegeven (24). De commissie kan instemmen met deze invulling van 'aanzienlijke afwijking'. Verschillen kleiner dan een factor 2 kunnen bij (water)bodem- en grondwateronderzoek zelden goed van elkaar onderscheiden worden. Bovendien suggereert een verschuiving in een interventiewaarde met minder dan een factor 2 een onrealistische mate van nauwkeurigheid in de afleiding van deze interventiewaarde.

Ad b: stoffen waarvan de betrouwbaarheid van het voorstel hoog is

De geïntegreerde SRC is in principe de laagste van de SRChumaan en SRCeco (en maximum in drinkwater, voor grondwater), tenzij de hogere waarde een veel grotere betrouwbaarheid heeft. Interventiewaarden gebaseerd op een onbetrouwbare geïntegreerde SRC moeten volgens de commissie vermeden worden. De praktijkervaring met de huidige interventiewaarden weegt zwaar voor de commissie, en daarom is zij van mening dat een huidige interventiewaarde alleen kan worden vervangen door een voorstel voor een nieuwe interventiewaarde als de betrouwbaarheid van dit voorstel hoog is. De commissie realiseert zich dat het systeem van betrouwbaarheidsscores dat door RIVM is gehanteerd niet is bedoeld als absolute maat voor de betrouwbaarheid, maar als een vergelijkingsinstrument bij de bepaling van de geïntegreerde SRC.

tegreerde SRC. De commissie gebruikt het systeem van betrouwbaarheidsscores voor een indicatieve selectie van voorstellen die volgens de commissie zeker kunnen worden overgenomen ter vervanging van de huidige interventiewaarden.

Criteria voor het overnemen van nieuw voorgestelde interventiewaarden

De onder a) en b) genoemde argumenten leiden tot de volgende twee criteria bij de beslissing om een huidige interventiewaarde te vervangen door een nieuw voorstel (zie schema 1):

- er sprake is van een afwijking van meer dan een factor 2 ten opzichte van de huidige interventiewaarden; en
- de betrouwbaarheid van dat voorstel is hoog is (score high) en er is dus sprake van een daadwerkelijke verbetering.

Andere voorstellen voor wijzigingen die weliswaar aanzienlijk van de huidige interventiewaarden verschillen, maar slechts met een gemiddelde of lage betrouwbaarheid kunnen worden afgeleid, zouden eerst op een hoog betrouwbaarheidsniveau moeten worden gebracht, door het verzamelen van aanvullende gegevens. Daarbij zou prioriteit gegeven moeten worden aan die voorstellen die sterk afwijken van de huidige interventiewaarden en waarvan de afleiding een gemiddelde betrouwbaarheid heeft.

Schema 1. Beslisschema voor het al dan niet vervangen van de huidige interventiewaarde door een voorgestelde waarde.

	Voorstel wijkt meer dan een factor 2 af van huidige interventiewaarde	Voorstel wijkt minder dan een factor 2 af van huidige interventiewaarde
Voostel heeft hoge betrouwbaarheidsscore	Voorstel wordt nieuwe interventiewaarde	Huidige interventiewaarde handhaven
Voorstel heeft gemiddelde of lage betrouwbaarheidsscore	Huidige interventiewaarde handhaven	Huidige interventiewaarde handhaven

Nu kan het zo zijn dat een stof, waarvan het voorstel meer dan een factor twee afwijkt van de huidige interventiewaarde, een gemiddelde betrouwbaarheid heeft (medium), terwijl de huidige interventiewaarde onbetrouwbaarder is (op basis van de destijds gehanteerde criteria). Dit is een redelijk sterke aanwijzing dat de huidige interventiewaarde te streng of niet streng genoeg is. Deze situatie is geanalyseerd voor het compartiment bodem, omdat hiervoor de betrouwbaarheidsscores van zowel de huidige interventiewaarden en de voorstellen beschikbaar zijn. Hieruit blijkt dat de voorgenoemde situatie zich niet voordoet. In alle gevallen waarin het voorstel

gemiddeld betrouwbaar is, is de huidige interventiewaarde ook gebaseerd op een gemiddeld betrouwbare waarde, of zelfs op een betrouwbare waarde. Het heeft geen zin deze analyse voor grondwater uit te voeren omdat de afleiding van het voorstel voor grondwater sterk gewijzigd is. De voorstellen voor sediment zouden nog vergeleken kunnen worden met de huidige interventiewaarden voor bodem. Daar zal vermoedelijk uitkomen dat de betrouwbaarheid van de huidige waarde altijd gelijk of hoger is dan die van de voorstellen (zie hieronder).

Verder merkt de commissie op dat er bij de tweede en derde tranche interventiewaarden criteria zijn opgesteld voor het afleiden van een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging. Dit niveau wordt afgeleid als blijkt dat er onvoldoende ecotoxicologische gegevens zijn of een analysemethode voor de stof ontbreekt (zie bijlage bij dit hoofdstuk). Het RIVM heeft deze criteria niet toegepast bij de evaluatie van de interventiewaarden. Wellicht heeft hierbij het argument gespeeld dat bestaande interventiewaarden niet vervangen kunnen of mogen worden door indicatieve niveaus. De commissie is van mening dat deze criteria ook bij de evaluatie toegepast zouden moeten worden:

- enerzijds omdat er ook nieuwe voorstellen voor interventiewaarden (geïntegreerde SRC's) worden afgeleid, bijvoorbeeld voor individuele stoffen in plaats van een somnorm en voor sediment;
- anderzijds omdat het afleiden van een indicatief niveau een signaal zou kunnen zijn om specifiek voor die stof actie te ondernemen.

In aanvulling op de criteria is de commissie van mening dat ook in het geval dat de SRChumaan ontbreekt, slechts een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging kan worden vastgesteld, tenzij duidelijk is dat blootstelling van de mens niet relevant is.

Hieronder zal op basis van schema 1 de situatie voor de geïntegreerde SRC's worden geanalyseerd.

Geïntegreerde SRC's bodem

Voor bodem worden 82 geïntegreerde SRC's voorgesteld. Alleen bij kobalt is door het RIVM voor de betrouwbare (high) SRCeco van 180 mg/ kg ds³³ gekozen in plaats van de onbetrouwbare (low) SRChumaan van 43 mg/ kg ds. De commissie kan met deze keuze voor kobalt instemmen.

³³ Ten gevolge van het toepassen van het toegevoegd risicoconcept is de achtergrondwaarde van 9 mg/kg ds opgenomen in de SRCeco.

De stoffen waarvoor de geïntegreerde SRC voor de bodem meer dan een factor twee afwijkt van de huidige interventiewaarde staan vermeld in lijst 7.1. Voor een groot aantal stoffen is een individuele interventiewaarde voorgesteld, terwijl de huidige interventiewaarde een somnorm is. In lijst 7.1 is het criterium 'aanzienlijke afwijking' noodgedwongen toegepast door het individuele voorstel te vergelijken met de somnorm. Argument hiervoor is dat als de stof alleen zou voorkomen, deze de somnorm geheel zou mogen opvullen, maar de commissie realiseert zich dat dit een niet helemaal zuivere vergelijking is.

Lijst 7.1 Stoffen waarvan het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde bodem meer dan een factor 2 afwijkt van de huidige interventiewaarde. In de tweede kolom staat de factor verschil tussen het voorstel en de huidige interventiewaarden (voorstel gedeeld door huidige waarde, factoren in deze lijst zijn dus $\leq 0,5$ of ≥ 2), en in de derde kolom de betrouwbaarheidsscore van de doorslaggevende SRC. Stoffen waarvan het voorstel voor een individuele waarde is vergeleken met een huidige som-interventiewaarde zijn gemerkt met een '*'.

STOF	FACTOR	SCORE
Copper	0,5	hoog
Mercury (inorganic)	3,6	hoog
Nickel	0,5	gemiddeld
Zinc	0,5	hoog
Ethyl benzene	2,2	gemiddeld
Phenol	0,4	gemiddeld
Cresoles (sum)	2,6	gemiddeld
Toluene	0,2	gemiddeld
Naphthalene*	0,4	laag
Anthracene*	0,04	gemiddeld
Fluoranthene*	6,5	laag
Benzo(a)anthracene*	0,1	gemiddeld
Benzo(a)pyrene*	0,2	gemiddeld
Indeno(1,2,3cd)pyrene*	0,05	laag
Dichloromethane	0,4	gemiddeld
Tetrachloroethene	2,2	gemiddeld
Trichloroethene	0,04	gemiddeld
Vinylchloride	0,02	gemiddeld
Monochlorobenzene*	0,5	laag
Trichlorobenzenes (sum)*	0,4	gemiddeld
Tetrachlorobenzenes (sum)*	0,1	gemiddeld
Pentachlorobenzene*	0,2	laag
Hexachlorobenzene*	0,1	gemiddeld
Monochlorophenols (sum)*	0,5	gemiddeld
Dichlorophenols (sum)*	2,2	gemiddeld
Trichlorophenols (sum)*	2,2	gemiddeld
Tetrachlorophenols (sum)*	2,1	gemiddeld
Chloronaphtalenes (sum)	2,3	gemiddeld
PCB52*	0,3	laag
PCB138*	0,3	laag
PCB153*	0,5	laag

PCBI80*	0,2	laag
Dioxins(+PCDF+PCB)	0,4	laag
DDT*	0,3	gemiddeld
DDE*	0,3	laag
DDD*	8,5	laag
Total drins	0,04	gemiddeld/ laag
Aldrin and dieldrin*	0,1	gemiddeld
Endrin*	0,03	gemiddeld
α -HCH*	8,5	gemiddeld
Carbaryl	0,1	gemiddeld
Carbofuran	0,01	gemiddeld
Atrazin	0,1	gemiddeld
Cyclohexanone	3,3	gemiddeld
Di-isobutylphthalate*	0,3	laag
Dibutyl phthalate*	0,5	gemiddeld
Dihexyl phthalate*	3,7	laag
Pyridine	22,0	laag
Tetrahydrofuran	3,5	laag
Tetrahydrothiophene	0,1	laag

Alleen voor de stoffen koper, kwik en zink geldt dat het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde meer dan een factor twee afwijkt van de huidige interventiewaarde, en het voorstel een hoge betrouwbaarheid heeft. De commissie heeft echter in hoofdstuk 4 geadviseerd de eventuele aanpassing van de huidige interventiewaarden voor koper en zink voorlopig uit te stellen, omdat het hier essentiële metalen betreft waarvan de normstellingmethode onderwerp van nader onderzoek is. Ook de herziening van de streefwaarden en MTR's voor koper en zink is om deze reden uitgesteld.

Voor een aantal stof(groepen) kan bovenstaande analyse niet worden gemaakt, omdat er geen voorstel voor een nieuwe interventiewaarde bodem is gedaan (cyaniden, minerale olie) of er een voorstel wordt gedaan dat niet kan worden vergeleken met een oude waarde. Dit laatste betreft chroom VI, organisch kwik, dihydroxybenzenen, aldrin+diëldrin.

Met betrekking tot cyaniden waardeert de commissie het meenemen van veldgegevens bij de overwegingen die hebben geleid tot de afgeleide SRC's humaan. De commissie is met het RIVM van mening dat de voorstellen te onzeker zijn om tot nieuwe interventiewaarden te kunnen leiden. De aangeleverde informatie kan echter goed gebruikt worden bij locatiespecifieke beoordelingen van cyanideverontreinigingen in de bodem.

Voor minerale olie zijn SRC's humaan afgeleid voor verschillende oliefracties. Er is geen SRCeco beschikbaar wegens gebrek aan gegevens. De commissie kan instemmen met de ingeslagen route om minerale olie aan de hand van fracties te beoordelen, maar constateert dat er nader onderzoek noodzakelijk is voordat er interventiewaarden bodem voor minerale oliefracties kunnen worden afgeleid. De commissie stelt voor voorlopig de huidige interventiewaarde voor minerale olie in de bodem te handhaven, en de opgedane kennis te gebruiken bij locatiespecifieke beoordelingen.

Voor chroom VI is thans voor het eerst een voorstel voor een interventiewaarde afgeleid. Als er in de praktijk behoefte bestaat aan een interventiewaarde voor chroom VI dan heeft de commissie geen bezwaar tegen het voorstel, maar constateert wel dat de SRCeco voor chroom VI ontbreekt. Er kan dus hooguit een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging worden afgeleid.

Voor organisch kwik wordt eveneens voor het eerst een voorstel gedaan, en geldt eenzelfde redenering als voor chroom VI (SRChumaan ontbreekt).

De voorgestelde somnorm voor dihydroxybenzenen zou kunnen worden vergeleken met het geometrisch gemiddelde van de huidige interventiewaarden voor catechol, resorcinol en hydrochinon (13 mg/ kg). Het voorstel (8 mg/ kg) wijkt dan minder dan een factor 2 af en heeft een gemiddelde tot lage betrouwbaarheid. Het voorstel komt dan niet in aanmerking als vervanger van de huidige interventiewaarden.

De voorgestelde waarde voor aldrin+diëldrin (0,22 mg/ kg) kan vergeleken worden met de huidige som-interventiewaarde voor drins (4 mg/ kg) en wijkt dan meer dan een factor 2 af. Het voorstel heeft echter een gemiddelde betrouwbaarheid; aanbevolen wordt om de huidige som-interventiewaarde van 4 mg/ kg te handhaven.

Verder zou voor dioxinen hooguit een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging kunnen worden afgeleid, omdat de SRCeco ontbreekt. Het afleiden van de SRCeco voor dioxinen behoort tot de tweede tranche interventiewaarden. Het voorstel voor dioxinen voldoet echter niet aan de criteria die de commissie heeft aangelegd om de huidige interventiewaarde te vervangen (zie lijst 7.1).

Geïntegreerde SRC's grondwater

De afleiding van de geïntegreerde SRC's voor grondwater is sterk gewijzigd ten opzichte van de afleiding van de huidige interventiewaarden. De commissie vindt

de nieuwe wijze van afleiding een verbetering, omdat beter gebruik gemaakt wordt van effectgegevens, met name voor ecosystemen.

Er zijn in het totaal 104 geïntegreerde SRC's voor grondwater afgeleid. In afwijking tot bodem en sediment worden 3 waarden vergeleken bij de afleiding van de geïntegreerde SRC: SRCeco, SRChumaan en het maximum in drinkwater. Het vaststellen van de betrouwbaarheid van de bepalende waarde voor de geïntegreerde SRC wordt bemoeilijkt omdat het RIVM geen betrouwbaarheidsscore geeft voor het maximum in drinkwater. Het maximum in drinkwater wordt rechtstreeks afgeleid van het orale MTRhumaan. De betrouwbaarheidsscore van deze MTRhumaan, zoals gegeven in Baars et al. (37) en Lijzen et al. (10) zou van toepassing kunnen worden verklaard op het maximum in drinkwater. Hiervan is gebruik gemaakt bij het bepalen van de betrouwbaarheid van de geïntegreerde SRC's voor grondwater (zie lijst 7.2).

In lijst 7.2 worden de stoffen genoemd waarvan het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde meer dan een factor 2 afwijkt van de huidige interventiewaarde.

Lijst 7.2 Stoffen waarvan het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde grondwater meer dan een factor 2 afwijkt van de huidige interventiewaarde. Daarachter staat de factor verschil tussen het voorstel en de huidige interventiewaarden (voorstel gedeeld door huidige waarde, factoren in deze lijst zijn dus kleiner dan 0,5 of groter dan 2) en de betrouwbaarheidsscore. Een "*" betekent dat het voorstel voor een individuele interventiewaarde is gedeeld door de huidige somnorm bij de berekening van de factor (zie tekst).

STOF	FACTOR	SCORE
ChromiumIII	5,5	gemiddeld
Cobalt	0,5	gemiddeld
Copper	0,3	hoog
Mercury (inorganic)	46,7	hoog
Lead	0,2	laag
Nickel	6,7	hoog
Zinc	0,1	hoog
Cyanides (free; as CN)	0,02	hoog
Cyanides (complex; as CN)	0,02	gemiddeld
Thiocyanates (as SCN)	0,1	hoog
Benzene	3,7	gemiddeld
Ethyl benzene	22,2	hoog
Cresoles (sum)	8,3	gemiddeld
Toluene	4,4	gemiddeld
Xylenes (sum)	15,7	gemiddeld
Catechol	0,5	laag
Styrene	12,7	gemiddeld
Naphthalene	3,9	gemiddeld
Anthracene	0,3	gemiddeld
Phenantrene	6,0	gemiddeld
Fluoranthene	30,0	gemiddeld

Benzo(a)anthracene	2,0	gemiddeld
Chrysene	6,0	laag
Benzo(a)pyrene	14,4	gemiddeld
Benzo(ghi)perylene	3,6	laag
Benzo(k)fluoranthene	7,2	laag
Dichloromethane	2,0	gemiddeld
Tetrachloromethane	13,3	hoog
Tetrachloroethene	13,3	hoog
Trichloromethane	2,5	hoog
Trichloroethene	3,3	laag
Vinylchloride	0,1	gemiddeld
Monochlorobenzene	6,1	gemiddeld
Dichlorobenzenes (sum)	13,0	gemiddeld
1,2-Dichlorobenzene*	14,8	gemiddeld
1,3-Dichlorobenzene*	16,4	gemiddeld
1,4-Dichlorobenzene*	9,2	gemiddeld
Trichlorobenzenes (sum)	14,0	gemiddeld
Tetrachlorobenzenes (sum)	6,8	low
Pentachlorobenzene	15,0	laag
Hexachlorobenzene	6,0	gemiddeld
Dichlorophenols (sum)	3,3	laag
Trichlorophenols (sum)	10,0	gemiddeld
Tetrachlorophenols (sum)	13,1	gemiddeld
Pentachlorophenol	28,3	hoog
Chloronaphtalenes (sum)	25,0	gemiddeld
PCB28*	29,1	laag
PCB52*	9,7	laag
PCB101*	3,1	laag
PCB180*	0,3	laag
Dioxins(+PCDF+PCB)	3,0	laag
DDT*	43,0	gemiddeld
DDE*	10,0	gemiddeld
DDD*	380,0	laag
Aldrin and dieldrin*	33,0	hoog
Aldrin*	33,0	hoog
Dieldrin*	33,0	hoog
Endrin*	9,2	hoog
α -HCH*	33,0	hoog
Carbofuran	0,1	gemiddeld
Maneb	320,0	laag
Atrazin	0,05	hoog
alifatics EC >8-10*	0,03	gemiddeld
alifatics EC >10-12*	0,02	gemiddeld
alifatics EC >12-16*	0,001	gemiddeld
alifatics EC >16*	0,000002	gemiddeld
aromatics EC >21-35*	0,01	gemiddeld
Cyclohexanone	10,2	hoog
Dimethyl phthalate*	166,4	gemiddeld
Diethyl phthalate*	666,0	gemiddeld
Di-isobutylphthalate*	32,0	laag

Dibutyl phthalate*	34,0	gemiddeld
Butyl benzylphthalate*	20,0	gemiddeld
Dihexyl phthalate*	2,4	gemiddeld

Voor de stoffen koper, kwik, nikkel, zink, vrije cyaniden, thiocyanaten, ethylbenzeen, tetrachloormethaan, tetrachlooretheen, trichloormethaan, pentachloorfenol, aldrin+dielrin, aldrin, dielrin, endrin, α -HCH, atrazin, cyclohexanon geldt dat er sprake is van een aanzienlijke afwijking van de huidige interventiewaarde. Het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde is bovendien op een SRC of maximum in drinkwater met een hoge betrouwbaarheidsscore gebaseerd. Ten aanzien van koper en zink heeft de commissie in hoofdstuk 4 echter geadviseerd een eventuele aanpassing van de huidige interventiewaarden voorlopig uit te stellen, omdat het hier essentiële metalen betreft waarvan de normstellingmethode onderwerp van nader onderzoek is. Ook de herziening van de streefwaarden en MTR's voor koper en zink zijn om deze reden uitgesteld.

Voor een aantal stof(groepen) kan bovenstaande analyse niet worden gemaakt, omdat het voorstel niet kan worden vergeleken met een oude waarde. Dit betreft organisch kwik en totaal cyanide.

Voor organisch kwik bestaat nog geen interventiewaarde; als er in de praktijk behoefte is aan een interventiewaarde voor organisch kwik in grondwater, dan kan de commissie instemmen met het voorstel. De SRChumaan voor grondwater ontbreekt echter voor organisch kwik. Het voorstel zou dus hooguit tot een indicatief niveau voor ernstige grondwaterverontreiniging kunnen leiden.

De voorgestelde waarde voor totaal cyanide is nieuw voor grondwater en uitsluitend gebaseerd op het maximum in drinkwater. Als er in de praktijk behoefte is aan een interventiewaarde voor totaal cyanide in grondwater, dan kan het voorstel hooguit tot een indicatief niveau voor ernstige grondwaterverontreiniging leiden.

Het vaststellen van hooguit indicatieve niveaus voor ernstige grondwaterverontreiniging geldt ook voor de volgende stoffen waarvoor de SRChumaan, SRCeco of maximum in drinkwater ontbreekt (tussen haakjes degene die ontbreekt):

- cyaniden, vrij (als CN^-) (SRChum);
- cyaniden, complex (als CN^-) (SRChum);
- thiocyanaten (als SCN^-) (SRChum);
- 1,3-dichloorbenzeen (SRChum en max drinkwater);
- PCB#28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 (SRCeco);

- dioxinen (SRCeco);
- maneb (SRChum);
- minerale olie (alle vormen) (SRCeco).

Van deze lijst komen alleen de voorgestelde waarden voor vrije cyaniden en thiocyanaten volgens de criteria van de commissie in aanmerking als vervangers van de huidige interventiewaarden voor deze stoffen.

Geïntegreerde SRC's sediment

In hoofdstuk 2 heeft de commissie al aangegeven om, met name om praktische redenen, geen voorstander te zijn van aparte interventiewaarden voor sediment. Volledigheidshalve heeft de commissie toch met behulp van bovenstaande criteria de voorstellen voor interventiewaarden voor sediment geanalyseerd.

Er zijn voor sediment 79 geïntegreerde SRC's afgeleid. De huidige interventiewaarde voor sediment is gelijk aan de interventiewaarde bodem. Er zijn door het RIVM geen betrouwbaarheidsscores afgeleid voor de SRChumaan in sediment. In het RIVM-rapport wordt echter gesteld dat de SRChumaan voor sediment in het algemeen minder betrouwbaar is dan de SRChumaan voor bodem. Om toch een identificatie van de betrouwbaarheid van de voorstellen mogelijk te maken, is aangenomen dat de SRChumaan voor sediment één klasse lager in betrouwbaarheid scoort dan de SRChumaan voor bodem. Als de SRChumaan voor bodem al onbetrouwbaar scoorde dan is voor de SRChumaan voor sediment eveneens de score low gehanteerd. Hoewel bij de afleiding van de SRChumaan voor metalen in sediment gebruik wordt gemaakt van een onzekere bioconcentratiefactor tussen water en vis, wordt toch hetzelfde scoringssysteem gebruikt, omdat voor metalen de route via vis niet sterk bijdraagt (met uitzondering van koper, nikkel en zink). Dit classificatiesysteem kan echter slechts een globale indruk geven van de betrouwbaarheid.

In lijst 7.3 worden de stoffen genoemd waarvan het voorstel voor nieuwe interventiewaarde meer dan een factor 2 afwijkt van de huidige interventiewaarde, die gelijk is aan de interventiewaarde voor bodem.

Vrijwel alle geïntegreerde SRC's voor sediment hebben een lage betrouwbaarheidsscore (low), met uitzondering van de stoffen (stofgroepen): ethylbenzeen, fenol, som cresolen, toluen, endrin, carbaryl, atrazin, cyclohexanon, diethylftalaat en di(2-ethylhexyl)ftalaat. Deze hebben betrouwbaarheidsscore medium. Er is geen

enkele geïntegreerde SRC met de betrouwbaarheidsscore high. Geen van de aanzienlijk afwijkende voorstellen komt op basis van de criteria van de commissie in aanmerking als vervanger van de huidige interventiewaarde. Waarbij de commissie nogmaals benadrukt om uitvoeringstechnische redenen geen voorstander te zijn van aparte interventiewaarden voor sediment.

Lijst 7.3 Stoffen waarvan het voorstel voor een nieuwe interventiewaarde sediment meer dan een factor 2 afwijkt van de huidige interventiewaarde (gelijk aan interventiewaarde bodem). In de lijst staat tevens vermeld de hoogte van de factor tussen het voorstel en de huidige interventie-(voorstel gedeeld door de huidige waarde), en de betrouwbaarheidsscore van het voorstel. Een "*" betekent dat het voorstel voor een individuele interventiewaarde is gedeeld door de huidige somnorm bij de berekening van de factor (zie tekst).

STOF	FACTOR	SCORE
Arsenic	60,0	laag
Barium	11,5	laag
Cadmium	68,3	laag
Cobalt	13,3	laag
Copper	3,5	laag
Mercury (inorganic)	150,0	laag
Lead	6,1	laag
Molybdenum	115,0	laag
Nickel	12,4	laag
Zinc	9,2	laag
Benzene	5,5	laag
Ethyl benzene	2,2	gemiddeld
Phenol	0,4	gemiddeld
Cresoles (sum)	5,4	gemiddeld
Naphthalene*	0,4	laag
Anthracene*	0,04	gemiddeld
Fluoranthene*	6,5	laag
Benzo(a)pyrene*	0,4	laag
Indeno(1,2,3cd)pyrene*	0,05	laag
1,2-dichloroethane	15,5	laag
Dichloromethane	4,0	laag
Tetrachloromethane	3,2	laag
Tetrachloroethene	4,0	laag
Trichloromethane	8,4	laag
Vinylchloride	16,0	laag
Monochlorobenzene*	0,5	laag
Tetrachlorobenzenes (sum)*	0,1	laag
Pentachlorobenzene*	0,1	laag
Hexachlorobenzene*	0,01	laag
Pentachlorophenol*	0,05	laag
Chloronapthalenes (sum)	2,3	laag
PCB28	0,1*	laag
PCB52	0,03*	laag
PCB101	0,2*	laag
PCB138	0,3*	laag

PCB153	0,4*	laag
PCB180	0,5*	laag
Dioxins(+PCDF+PCB)	0,2	laag
DDT	2,4*	laag
DDE	0,3*	laag
Aldrin	0,02*	laag
Dieldrin	0,4*	laag
Endrin	0,1*	gemiddeld
α -HCH	7,5*	laag
β -HCH	0,2*	laag
γ -HCH	0,2*	laag
Carbaryl	0,1	gemiddeld
Carbofuran	0,01	laag
Atrazin	0,1	gemiddeld
Cyclohexanone	3,3	gemiddeld
Diethyl phthalate	9,7*	gemiddeld
Di-isobutylphthalate	0,2*	laag
Dihexyl phthalate	0,2*	laag
Di(2-ethylhexyl)phthalate	0,2*	gemiddeld
Pyridine	64,0	laag
Tetrahydrofuran	24,0	laag
Tetrahydrothiophene	0,1	laag

Indicatieve niveaus

Voor een aantal stoffen ontbreekt de SRC-eco of -humaan in sediment, en zou een indicatief niveau voor ernstige waterbodembreiniging moeten worden afgeleid, als deze voorstellen de huidige interventiewaarden, zouden vervangen. Het gaat hierbij om (tussen haakjes degene die ontbreekt):

- barium (SRChum);
- kobalt (SRChum);
- molybdeen (SRChum);
- dioxinen (SRCeco).

De geïntegreerde SRC's voor barium, cadmium, koper, anorganisch kwik, molybdeen, nikkel en zink in sediment zijn uitsluitend gebaseerd op ecotoxicologische gegevens voor oppervlaktewater, hetgeen volgens de criteria (zie bijlage bij hoofdstuk 7) slechts tot indicatieve niveaus voor ernstige waterbodembreiniging aanleiding geeft, als deze waarden de huidige interventiewaarden zouden vervangen.

BIJLAGE BIJ HOOFDSTUK 7

Betrouwbaarheidsscore: nieuw systeem en systeem gebruikt voor huidige interventiewaarden (C-toetsingswaarden)

Tabel 1 Criteria voor betrouwbaarheidsscore SRChumaan en C-toetsingswaarde humaan (10, 22).

	SRChumaan (voorstellen 2001)	C-toetsingswaarde humaan (1991)
bodem	<p>De betrouwbaarheid van de SRChumaan is afhankelijk van twee scores; de betrouwbaarheid van de MTR en de betrouwbaarheid van de schatting van blootstelling.</p> <p>De betrouwbaarheidsscore van de MTR wordt beoordeeld op basis van expert judgement. Hierbij telt mee: aanwezigheid van chronische studies, grootte en diversiteit dataset, onderzoeksopzet, beoordeling door comité van internationale experts, internationale consensus over de risico's van een stof. Op basis van expert judgement worden de labels: hoge, gemiddelde of lage betrouwbaarheid toegekend (high, medium & low).</p> <p>De betrouwbaarheidsscore van de schatting van de blootstelling hangt af van de volgende criteria: high: blootstelling is niet gevoelig voor onzekerere input-parameters (of geen enkele input-parameter is onzeker). Als de dominante blootstellingsroute 'gewasconsumptie' of 'inhalatie van binnenlucht' is dan wordt de kwalificatie high niet gegeven. medium: blootstelling is gevoelig voor één onzekerere input-parameter of redelijk gevoelig voor diverse onzekerere input parameters; low: blootstelling is gevoelig voor twee of meer onzekerere input-parameters of heel gevoelig voor één onzekerere input-parameter.</p>	<p>De betrouwbaarheid van de C-toetsingswaarde humaan is afhankelijk van twee scores; de betrouwbaarheid van de humaan-toxicologische advieswaarde en de betrouwbaarheid van de schatting van blootstelling.</p> <p>De betrouwbaarheidsscore van de humaan-toxicologische advieswaarde wordt als volgt beoordeeld: 3: ADI of TDI met veiligheidsfactor ≤ 100 (niet genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen); 2: ADI of TDI met veiligheidsfactor >100; 1: afgeleide waarden. Voor genotoxische carcinogenen is een vergelijkbare benadering gekozen.</p> <p>De betrouwbaarheidsscore van de schatting van de blootstelling hangt af van de volgende criteria: 3: relatief geringe invloed van milieuchemisch gedrag (organische verbindingen, ingestie dominant); 2: relatief grote invloed van milieuchemisch gedrag (organische verbindingen, overige blootstellingsroutes); 1: bodemchemisch gedrag is in beperkte mate nauwkeurig kwantificeerbaar (metalen en overige organische verbindingen).</p> <p>De betrouwbaarheid van de SRChumaan is het rekenkundige product van de twee scores.</p>

	De betrouwbaarheid van de SRChumaan is het product van de van twee scores (zie tabel 3).	
sediment	Hiervoor is geen betrouwbaarheidsscore opgesteld, maar in het algemeen is de betrouwbaarheid minder dan die van de SRChumaan voor bodem. De betrouwbaarheid is daarnaast relatief laag voor stoffen met een geschatte dermale blootstelling, voor metalen in verband met de bioconcentratiefactor voor vis en de Kp.	Geen C-toetsingswaarde hu- maan voor sediment afgeleid.
grondwater	Hiervoor geldt hetzelfde als voor bodem, maar is in aanvulling op het bovenstaande ook gevoelig voor de Koc als de dominante blootstellingsroute groningestie is.	Interventiewaarde is via evenwichtspartitie afgeleid van (in principe) de laagste C-toetsingswaarde hu- maan of ecotoxicologie, gedeeld door een factor 10.

Tabel 2. Criteria voor de betrouwbaarheidsscore SRCeco en C-toetsingswaarde ecotoxicologie (10, 22).

	SRCeco (voorstellen 2001)	C-toetsingswaarde ecotoxicologie (1991)
bodem	<p>SRCeco zijn verschillend voor metalen en organische stoffen.</p> <p>Metalen: high: gegevens voor 4 of meer terrestrische taxonomische groepen; medium: gegevens voor minder dan 4 terrestrische taxonomische groepen (en een vergelijking met waarde die via evenwichtspartitie uit aquatische gegevens is afgeleid); low: via evenwichtspartitie uit aquatische gegevens afgeleid.</p> <p>Organische stoffen: high: gegevens voor 4 of meer terrestrische taxonomische groepen; medium: gegevens voor minder dan 4 terrestrische taxonomische groepen (en een vergelijking met waarde die via evenwichtspartitie uit aquatische gegevens is afgeleid) OF gegevens voor 4 of meer aquatische</p>	<p>De criteria voor de betrouwbaarheidsscore van de C-toetsingswaarde ecotoxicologie zijn:</p> <p>10: 5 of meer chronische gegevens (statistische extrapolatie);</p> <p>9: 5 of meer acute gegevens gedeeld door een factor 5 of 10 (statistische extrapolatie);</p> <p>8, 7, 6: minder dan 5 chronische data (4=8, 3=7, 2=6);</p> <p>5: 4 acute data gedeeld door een factor 5 of 10 OF combinatie van terrestrische en aquatische toxiciteitsgegevens;</p> <p>4, 3: minder dan 4 acute data (3=4, 2=3);</p> <p>2: 1 toxiciteitsgegeven of uitsluitend aquatische toxiciteitsgegevens van beperkte omvang.</p>

	<p>taxonomische groepen en toepassing van evenwichtspartitie;</p> <p>low: via evenwichtspartitie uit aquatische gegevens afgeleid en minder dan 4 gegevens voor aquatische taxonomische groepen beschikbaar.</p> <p>SRC's eco die met behulp van kwantitatieve structuur-werkingsrelaties (QSAR's) zijn afgeleid, hebben altijd een lage betrouwbaarheidsscore.</p>	
sediment	Idem bodem.	Geen C-toetsingswaarde ecotoxicologie voor sediment afgeleid.
grondwater	<p>De criteria voor de betrouwbaarheidsscore voor de SRCeco voor grondwater zijn:</p> <p>high: 4 of meer chronische gegevens voor aquatische taxonomische groepen;</p> <p>medium: minder dan 4 gegevens (chronisch of acuut) voor aquatische taxonomische groepen;</p> <p>low: alleen kwantitatieve structuur-werkingsrelaties (QSAR's) beschikbaar.</p>	Interventiewaarde is via evenwichtspartitie afgeleid van (in principe) de laagste C-toetsingswaarde humaan of ecotoxicologie, gedeeld door een factor 10.

Tabel 3. Betrouwbaarheidsscore SRChumaan: product van score voor MTR en score van de schatting blootstelling (10).

	humane blootstelling			
humaan MTR		low	medium	high
	low	low	low	low
	medium	low	medium	medium
	high	low	medium	high

Indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging

De Circulaire streefwaarde en interventiewaarden bodemsanering (3) noemt twee redenen voor het afleiden van indicatieve niveaus voor ernstige bodemverontreiniging. Voor de stoffen die zijn beoordeeld in de tweede, derde en vierde tranche zijn indicatieve niveaus afgeleid; voor de stoffen in de eerste tranche niet (omdat destijds het beoordelingskader hiervoor nog niet was ontwikkeld).

- Er zijn geen gestandaardiseerde meet- en analysevoorschriften beschikbaar of binnenkort te verwachten.

- De ecotoxicologische onderbouwing van de interventiewaarden is niet aanwezig of minimaal en in dit laatste geval lijkt het erop dat de ecotoxicologische effecten kritischer zijn dan de humaan-toxicologische effecten.

De volgende criteria zijn opgesteld om te beoordelen of een interventiewaarde kan worden vastgesteld:

- er dienen minimaal 4 toxiciteitsgegevens beschikbaar te zijn voor minimaal 2 taxonomische groepen;
- voor metalen dienen alle gegevens betrekking te hebben op het compartiment bodem;
- voor organische stoffen mogen maximaal twee gegevens via evenwichtspartitie uit gegevens voor het compartiment water zijn afgeleid;
- er dienen minimaal twee gegevens voor individuele soorten beschikbaar te zijn.

Ten aanzien van het derde criterium moet opgemerkt worden dat het RIVM bij weinig gegevens op twee manieren een HC50 afleidt: uit de gegevens voor bodem zelf en uit gegevens voor water. De HC50 voor water wordt via evenwichtspartitie omgerekend naar een additionele HC50 voor de bodem. De laagste van de twee wordt gekozen als SRCeco. Het combineren van bodem- en watergegevens komt in praktijk dus niet voor.

8 REFERENTIES

1. Tweede Kamer der Staten-Generaal (1993). Bodemverontreiniging. Vergaderjaar 1993-1994, 22 727, nr. 5.
2. VROM (1996) Circulaire interventiewaarde bodemsanering voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen. In: Milieuwetgeving (1999), Samsom, Deventer, p. 471-473.
3. VROM (2000). Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. DBO/ 99226863, Den Haag.
4. Tweede Kamer der Staten-Generaal (1988). Omgaan met risico's. Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nr. 5.
5. Tweede Kamer der Staten-Generaal (1994). Bodemverontreiniging; Verwijdering baggerspecie. Vergaderjaar 1993-1994, 22 727 enz., nr. 10.
6. CARACAS (1998). Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Vol 1 Scientific Basis. LQM Press, Nottingham.
7. Franken, R.O.G., Baars, A.J., Crommentuijn, G.H. & P. Otte (1999). A proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons. Rapport 711701 015. RIVM, Bilthoven.
8. Köster, H.W. (2001). Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of intervention values. Report 711701 019. RIVM, Bilthoven.
9. Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Grommentuijn, G.H., Otte, P.F., Plassche, E. van de, Rikken, M.G.J., Rompelberg, C.J.M., Sips, A.J.A.M. & F.A. Swartjes (1998). Herziening Interventiewaarde lood. Evaluatie van de afleiding van de interventiewaarden grond/ sediment en grondwater. Rapport 711701 013. RIVM, Bilthoven.
10. Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F. Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. & A.P. van Wezel (2001). Technical evaluation of the Intervention values for soil/ sediment and groundwater. Report 711701 023. RIVM, Bilthoven.
11. Technische commissie bodembescherming (1992). Advies Herziening Leidraad bodembescherming I: C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling. TCB A01(1992), Den Haag.
12. Technische commissie bodembescherming (1995). Advies Aanpassing interventiewaarde PAK. TCB A13(1995), Den Haag.
13. Technische commissie bodembescherming (1997). Advies 2e en 3e Tranche interventiewaarden. TCB A21(1997), Den Haag.
14. Technische commissie bodembescherming (1998). Advies Interventiewaarden bodemsanering vierde tranche. TCB S63(1998), Den Haag.

15. Technische commissie bodembescherming (1999). Advies Herziening interventiewaarde lood. TCB S12(1999), Den Haag.
16. Technische commissie bodembescherming (1999). Advies Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden. TCB S18(1999), Den Haag.
17. Technische commissie bodembescherming (1991). Advies Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. TCB A91/ 03, Den Haag.
18. Technische commissie bodembescherming (1994). Advies project Integrale Normstelling Stoffen deel b. TCB A09(1994), Den Haag.
19. Technische commissie bodembescherming (1996). Advies toegevoegd risico methode. TCB S37(1996), Den Haag.
20. Technische commissie bodembescherming (2001). Advies Project Integrale Normstelling Stoffen: Normen voor PCBs. TCB S01(2001), Den Haag.
21. Tweede Kamer der Staten-Generaal. Kabinetsstandpunt beleidsvernieuwing bodemsanering. Vergaderjaar 2001-2002, 28199, nr. 1.
22. Berg, R. van den & J.M. Roels (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. Rapport 725201 007. RIVM, Bilthoven.
23. Traas, T.P. (ed.) (2001). Guidance document on deriving environmental risk limits. Report 601501 012. RIVM, Bilthoven.
24. Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., E.M.J. Verbruggen & A.P van Wezel (2002). Achtergronden bij de herziene risicogrenzen voor bodem, sediment en grondwater in het kader van de 'Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering'. Rapport 711701 028. RIVM, Bilthoven.
25. Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R. & A.P. van Wezel (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report 711701 020. RIVM, Bilthoven. Posthumus, R. & E.M.J. Verbruggen (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Annex to report 711701 020. RIVM, Bilthoven.
26. Posthuma, L., Suter II, G.W. & Th.P. Traas (2002). Species Sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, ISBN 1-56670-578-9.
27. Technische commissie bodembescherming (1999). Bodemgebruiksnormen. TCB S46(1999), Den Haag.
28. Denneman, C.A.J. & C.A.M. van Gestel (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. Rapport 725201 001. RIVM, Bilthoven.
29. Denneman, C.A.J. & C.A.M. van Gestel (1991). Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatisch ecotoxicologische gegevens. Rapport 725201 008. RIVM, Bilthoven.
30. Weiden, M. van der, Jonkers, D., Boekhold, S. & T. Crommentuijn (1999). Afstemming project Integrale Normstelling (INS) en project evaluatie interventiewaarden bodemsanering. Memo aan Stuurgroep INS, Werkgroep

- UI, Onderzoeksbegeleidingsgroep-ECO, Onderzoeksbegeleidingsgroep-HUMAAN. Ministerie VROM/ DGM, Den Haag.
31. Lijzen, J.P.A., Mesman, M., Aldenberg, T., Mulder, C., Otte, P.F., Posthumus, R., Roex, E., Swartjes, F.A., Versluijs, C.W., Vlaardingen, P. van, Wezel, A.P. van & H. van Wijnen (2001). Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. Report 711701 029 (concept 04-12-2001). RIVM, Bilthoven.
 32. Sijm, D., Lijzen, J., Peijnenburg, W., Sneller, E., Traas, T & E. Verbruggen (2002). Biobeschikbaarheid in beleid ... Wat er aan vooraf ging en wat nog komt. Rapport 607220 006. RIVM/ RIZA, Bilthoven.
 33. Peijnenburg, W.J.G.M., Jager, D.T., Posthuma, L. & D.T.H.M. Sijm (2001). Huidige mogelijkheden en inzichten voor implementatie van metaalbiobeschikbaarheid in de risicobeoordeling van landbodems. Rapport 607220 004. RIVM, Bilthoven.
 34. Europese Unie (2000). Richtlijn 2000/ EG van het Europees Parlement en de raad tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Brussel.
 35. Drafting Group III Point Sources of the Expert Advisory Forum on Groundwater – Article 17 WFD. Results from the meetings on 16/ 17 January 2002 and 1 March in Brussels.
 36. Hoop, M.A.G.T. van den, Hollander, H.A. den & H.N. Kerdijk (1995). Spatial and seasonal variations of Acid Volatile Sulfide (AVS) and Simultaneously Extracted Metals (SEM) in Dutch marine and freshwater sediments. Report 719101 022. RIVM, Bilthoven.
 37. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Apeldoorn, M.E. van, Meijerink, M.C.M., Verdam, L. & M.J. Zeilmaker (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Report 711701 025. RIVM, Bilthoven.
 38. Rikken, M.G.J., Lijzen, J.P.A. & A.A. Cornelese (2001). Evaluation of model concepts on human exposure. Report 711701 022. RIVM, Bilthoven.
 39. Otte, J.G., Römkens, P.F.A.M., Tiktak, A. & W. de Vries (2000). Partitierelaties voor zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) voor diffuus verontreinigde Nederlandse bodems. Rapporten Programma Geïntegreerd bodemonderzoek, deel 30, Wageningen.
 40. Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F.A. & G.W. Versluijs (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Report 711701 021. RIVM, Bilthoven.
 41. Versluijs, C.W. & Otte, P.F. (2000). Accumulatie van metalen in planten. Rapport 711701 024. RIVM, Bilthoven.
 42. Otte, P., Elswijk, M. van, Blijenberg, M., Swartjes, F. & K. van de Guchte (2000). Berekening van humane risicogrenzen voor waterbodems. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat/ RIZA, RIZA-werkdocument 2000.084x, Lelystad.
 43. Wijnen, J.H. van, Clausen, P., & B. Brunekreef (1990). Estimated soil ingestion by children. Environmental Research, vol 51, 147-162.

44. Kempchen, C. (2000) Een vergeten blootstellingsscenario: acute effecten bij jonge kinderen na bodemingestie. University of Maastricht, The Netherlands.
45. Calabrese, J., Stanek, E.J., James, R.C. & S.M. Roberts (1997). Soil ingestion: a concern for acute toxicity in Children. *Environmental Health Perspectives* 105.
46. Kempchen, C. & G. Jongmans-Liedekerken (2001). Een vergeten blootstellings-scenario: Acute effecten bij jonge kinderen na de ingestie van grond die voldoet aan de gebruiksspecifieke bodemtoetsingswaarden van Actief Bodembeheer in Limburg (ABL) in *Bodem*, nr. 3, juni 2001.
47. IPCS, 1995. Environmental Health Criteria 165, Inorganic lead. World Health Organization.
48. Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency (2002). Contaminants in soil: collation of toxicological data and intake for humans. Lead. Environment Agency, Bristol.
49. Oomen, A.G., (2002). Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants, *Environmental Science and Technology*.
50. Hulshof, P.J.M., (1988). De Groenteconsumptie van volkstuinders, Staatstoezicht op de Volksgezondheid en GG&GD, Amsterdam.
51. Bockting, G.J.M., Koolenbrander, J.G.M., Swartjes, F.A., (1996). SEDISOIL: model ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems. RIVM-rapport 715810 011, Bilthoven.
52. Potting, S.M.C., (1989). De consumptie van vis door sportvissers, Staatstoezicht op de Volksgezondheid en GG&GD Amsterdam.
53. Hulscher, Th.E.M. ten, Vrind, B.A., Noort, P.C.M. van & H.A.J. Govers (2002). Resistant sorption of in-situ chlorbenzenes and a polychlorinated biphenyl in river Rhine suspended matter. *Environ. Toxicol. Chem.* (in press).
54. Krop, H.B.H., Noort, P.C.M. van & H.A.J. Govers (2001). Determination and theoretical aspects of the equilibrium between dissolved organic matter and hydrophobic organic micropollutants in water (K_{doc}). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 169: 1-122.
55. Technische commissie bodembescherming (2002). Advies Herziening LAC-signaalwaarden. TCB A32(2002), Den Haag.
56. Stortelder, P.B.M., Gaag, M.A. van der & L.A. van der Kooij (1989). Kansen voor waterorganismen: een ecotoxicologische onderbouwing voor waterkwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodems. DBW/ RIZA nota nr. 89.016. Ministeries VROM en V&W, Den Haag.
57. Bockting, G.J.M., Plassche, E.J. van de, Struijs, J. & J.H. Canton (1992). Soil-water partition coefficients for some trace metals. Rapport 679101 003. RIVM, Bilthoven.
58. Crommentuijn, T., Polder, M.D. & E.J. van de Plassche (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. Report 601501 001. RIVM, Bilthoven.

59. Koops, R., Grinsven, J.J.M. van, Crommentuijn, T., Hoop, M.A.G.T. van den, Swartjes, F.A., Kramer, P.R.G. & W.J.G.M. Peijnenburg (1998). Evaluatie van door het RIVM gehanteerde partitiecöefficienten voor metalen. Report 711401 005. RIVM, Bilthoven.
60. Berg, G.A. van den & J.J.G. Zwolsman (2000). Nieuwe methode voor inschatting van achtergrondconcentraties aan zware metalen in oppervlaktewater. Werkdocument 99.200x. RWS/ RIZA, Dordrecht.
61. Cornelissen, G., Rigterink, H. Noort, P.C.M. van & H.A.J. Govers (2000). Slowly and very slowly desorbing organic compounds in sediments show nonlinear Langmuir-type sorption. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 1532-1539.
62. Hulscher, Th.E.M. ten & G. Cornelissen (1996). Effect of temperature on sorption equilibrium and sorption kinetics of organic micropollutants. *Chemosphere* 32: 609-626.

BIJLAGE 1: ADVIESAANVRAAG

BIJLAGE 2: ANTWOORD OP DE VRAGEN

Voor de beantwoording van de vragen uit de vraagarticulatie wordt zoveel mogelijk verwezen naar de hoofdtekst van het advies. Vragen die niet (direct) in de hoofdtekst worden behandeld, worden hier wel compleet beantwoord. Aangeraden wordt om altijd de betreffende hoofdtekst te lezen, omdat hierin uitgebreider op de achtergronden van het antwoord wordt ingegaan.

Beleidsmatige keuzes voor de onderbouwing van de interventiewaarden

In het advies over het 'Plan van aanpak' heeft de TCB voorstellen gedaan voor de basis van de interventiewaarde voor grondwater. Het RIVM heeft dit advies grotendeels gevolgd. Hierbij heeft het RIVM gekozen voor het laten vervallen van de tienvoudige verdunning van bodemvocht naar grondwater. Tevens heeft het RIVM geen rekening gehouden met de drinkwaterregelgeving. Welke methode adviseert de TCB voor het afleiden van de SRC_{humanaan}, de SRC_{eco} en de Integrated Value voor grondwater in relatie met de resultaten van de verschillende benaderingen? Is het gebruik van de Kp voor metalen gezien de natuurlijke variatie en de daarmee samenhangende variatie in de genoemde parameter een geschikte methode? Zo nee, is er een alternatief? Hoe beoordeelt de TCB de bruikbaarheid als interventiewaarde van de geïntegreerde waarden voor grondwater voor enkele metalen die dicht bij de streefwaarde liggen?

De commissie vindt de nieuwe wijze van afleiding van de geïntegreerde SRC's voor grondwater een verbetering, omdat beter gebruik gemaakt wordt van effectgegevens, met name voor ecosystemen. Het baseren van de SRC_{eco} voor grondwater op ecotoxicologische gegevens voor oppervlaktewater is het beste alternatief bij gebrek aan deze gegevens voor het grondwater zelf (hoofdstuk 4). Ten aanzien van de SRC_{humanaan} geldt dat de commissie instemt met de wijze waarop het RIVM het beleidsmatige standpunt heeft ingevuld dat bij het afleiden van interventiewaarden ook rekening wordt gehouden met het gebruik van grondwater als drinkwater (hoofdstuk 5).

De commissie vindt in het algemeen dat het gebruik van Kp's voor metalen vermeden dient te worden bij het berekenen van SRC's (hoofdstuk 7). De SRC's humaan voor metalen in grondwater zijn met behulp van evenwichtspartitie berekend uit de SRC's humaan voor grond. De commissie kan zich voorstellen dat de op deze wijze afgeleide SRC's worden gebruikt als een controle op de andere afgeleide waarden, maar zij acht het niet verstandig hier een interventiewaarde op te baseren. Alleen voor lood stelt het RIVM voor om de interventiewaarde te baseren op de

SRChumaan die via evenwichtpartitie is afgeleid. De waarde van deze SRChumaan ligt dicht bij de streefwaarde voor grondwater en heeft een lage betrouwbaarheid (low). Als de waarde wordt overgenomen als nieuwe interventiewaarde dan dient de waarde volgens de huidige criteria bijgesteld te worden om een duidelijke afstand te creëren tot de streefwaarden. De commissie heeft overigens in hoofdstuk 7 voorgesteld de huidige interventiewaarde voor lood in grondwater te handhaven vanwege de lage betrouwbaarheid van het voorstel.

In opvolging van de in het project Integrale Normstelling Stoffen (INS) gehanteerde methodes waarbij separate risiconiveaus voor bodem en sediment worden afgeleid, is het RIVM gevraagd wetenschappelijke voorstellen voor de risico's voor zowel bodem als sediment in beeld te brengen. Beleidsmatig is er in het verleden voor gekozen één scenario te kiezen (wonen met tuin) om de interventiewaarde op te baseren voor zowel bodem als sediment. In het advies over het plan van aanpak geeft de TCB aan dat de strengste waarde van de SRC's_{humaan} en de SRC's_{eco} voor bodem en sediment de uiteindelijke interventiewaarde moet bepalen. Wat zijn volgens de TCB de voor- en nadelen van het hanteren van een waarde voor zowel bodem als sediment hierbij rekening houdend met de verschillen betreffende de separate wetenschappelijke risiconiveaus in relatie met het feit dat de interventiewaarde inmiddels beleidsmatig is ingebed in verschillende andere beleidsterreinen (zoals onder andere het grondstromenbeleid en de klasse indeling baggerspecie) en de aanvankelijk door het beleid gemaakte keuze om een waarde voor bodem en sediment te hanteren.

Hoewel het afleiden van aparte interventiewaarden voor sediment wetenschappelijk gezien te verdedigen valt, voorziet de commissie aanzienlijke uitvoeringsproblemen als deze waarden zullen worden gehanteerd naast interventiewaarden voor droge bodem. Zij pleit er dan ook voor om voor de droge bodem en sediment dezelfde interventiewaarden te gebruiken. De voorstellen voor sediment zijn daarnaast te onbetrouwbaar om een huidige interventiewaarde voor bodem te vervangen; wel kunnen deze waarden gebruikt worden om na te gaan of de interventiewaarden voor de bodem streng genoeg zijn om mensen en ecosystemen te beschermen tegen ernstige risico's ten gevolge van waterbodemverontreiniging.

Het RIVM is gevraagd alleen somwaarden voor te stellen indien dit wetenschappelijk verantwoord is (zie tabellen 7.1 en 7.2 in rapportnummer 711701 023 en discussie over somwaarden, paragraaf 8.8 op blz. 106 van genoemde rapport). Hoe beoordeelt de TCB de door het RIVM gemaakte keuzes om wel of juist geen somwaarde af te leiden?

Het voornaamste argument voor het afleiden van individuele waarden is het feit dat de stoffen in deze groepen niet hetzelfde werkingsmechanisme en/ of fysisch-

chemische eigenschappen, zoals bioaccumulatiefactoren, vertonen. De commissie is het eens met het RIVM dat somnormen voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen vermeden dienen te worden. Toch pleit de commissie voor het zoveel mogelijk afleiden van somnormen voor stoffen die altijd gezamenlijk voorkomen in het milieu, onder meer omdat dit de mogelijkheid biedt de onderliggende ecotoxicologische gegevens samen te voegen en de betrouwbaarheid te verhogen. Het criterium met betrekking tot dezelfde fysisch-chemische eigenschappen vindt de commissie te streng, vooral voor de SRCeco, omdat daar tot nu toe in het geheel geen blootstellingsmodellering aan te pas komt (hoofdstuk 7).

De humantoxicologische risico-evaluatie

Een uitgangspunt bij de humantoxicologische risico-evaluatie is dat de keuze voor parameters en blootstellingsroutes in principe moet zijn gebaseerd op een gemiddelde normaal voorkomende situatie. Voor een aantal parameters en blootstellingsroutes geeft het RIVM aan dat de meegenomen situaties uitzonderlijk zijn, maar dat er voor is gekozen de SRC's_{humanaan} hier toch mede op te baseren, om toch bescherming te bieden in deze uitzonderlijke situaties. Vindt de TCB de keuze voor de meegenomen parameters en blootstellingsroutes verantwoord en geschikt om interventiewaarden op te baseren, gezien het doel en het gebruik van deze normen?

De TCB vindt het goed dat er soms in uitzonderlijke situaties toch bescherming wordt geboden door voor relatief veilige waarden te kiezen. Binnen het blootstellingsscenario wordt rekening gehouden met variabiliteit in bodemeigenschappen, overdrachtsfactoren en menselijk gedrag. Omdat de variabiliteit in deze factoren groot is en kritische afwijkingen niet direct zichtbaar zijn, ligt het kiezen van relatief veilige waarden voor de hand. Vervolgens zou een locatiespecifieke beoordeling moeten worden gedaan waaruit een meer werkelijke benadering blijkt (hoofdstuk 3).

In het advies over de interventiewaarde lood adviseert de TCB voor andere stoffen dan lood aandacht te besteden aan de eventuele relatief grotere gevoeligheid van kinderen. Tevens adviseert de TCB de waarde van 0,6 voor de relatieve biobeschikbaarheid voor lood nog niet toe te passen. Ook heeft de TCB in dit advies geadviseerd de waarde voor ingestie van grond door kinderen te handhaven op 150 mg/dag. Tot slot heeft de TCB vraagtekens geplaatst bij detailwijzigingen in het model CSOIL, gezien de belangrijke arbitraire keuzes die aan het model ten grondslag liggen. Heeft u een reactie op de wijze waarop het RIVM met deze adviezen is omgegaan? Tevens vraag ik U om advies over de gehanteerde leeftijdsgrens van 6 jaar voor kinderen en het uitgangspunt dat bij grondingestie alle grond die men inneemt afkomstig is van de verontreinigde locatie.

De TCB acht kwik en xyleen voorbeelden van stoffen waarvoor sterke aanwijzingen bestaan dat een groep, in beide gevallen de foetus en mogelijk ook jonge kinderen, gevoeliger is. Het RIVM heeft hiermee bij de afleiding van de SRChumaan rekening gehouden.

Ten aanzien van de kwesties over de relatieve biobeschikbaarheidsfactor en de waarde voor de ingestie van grond door kinderen blijft de commissie bij haar standpunt dat deze waarden niet dienen te worden veranderd. Argumenten hiervoor staan genoemd in hoofdstuk 5 (Risico's van de mens) in respectievelijk de paragrafen over 'relatieve beschikbaarheid' en 'dagelijkse grondinname door kinderen'.

De gehanteerde leeftijdsgrens van 6 jaar voor kinderen lijkt een redelijke grens (zie ook de paragraaf over 'groepen' in hoofdstuk 5). De commissie stemt in met de aanname dat alle grond die men inneemt bij grondingestie afkomstig is van de verontreinigde locatie. Voor kinderen jonger dan 6 jaar is het aannemelijk dat dit overeenkomt met de werkelijkheid. Bovendien is dit een relatief veilige aanname waar de commissie voorstander van is.

Voor het omrekenen van de humane MTR's naar een SRC voor bodem dan wel sediment wordt gebruik gemaakt van de modellen CSOIL respectievelijk SEDISOIL. Hoe beoordeelt de TCB de aanpassingen die in deze modellen zijn gemaakt sinds de vorige advisering hierover? (betreft met name rapport 711701 022 en RIZA werkdocument 2000.084x).

De commissie is van mening dat de aanpassingen in de modellen CSOIL en SEDISOIL een verbetering zijn ten opzichte van de vorige versies van deze modellen. Zij vindt echter wel dat deze modellen nog steeds gepaard gaan met een groot aantal onzekerheden (zie met name hoofdstuk 6). De commissie doet een aantal voorstellen voor toekomstige aanpassingen van de modellen en voor validatie (zie Samenvatting, conclusies en aanbevelingen).

De ecotoxicologische risico-evaluatie

Een uitgangspunt bij de ecotoxicologische risico-evaluatie bij de interventiewaarden is dat doorvergiftiging niet wordt meegenomen bij het bepalen van de SRC_{eco} terwijl dit in het project Integrale Normstelling voor de MTR/VR wel gebeurt. Hoe staat de TCB tegenover deze keuze?

De commissie is van mening dat doorvergiftiging niet hoeft te worden meegenomen bij het afleiden van de interventiewaarden. Zij vindt echter dat bij het toetsen aan de interventiewaarde hier wel rekening mee moet worden (zie hoofdstuk 4).

Bij het afleiden van de HC50 is gebruik gemaakt van een methode die zoveel mogelijk overeenkomt met de methode zoals gebruikt wordt in het kader van het project Integrale Normstelling. De afleidingsmethode voor de HC50 wordt gedetailleerd beschreven in het rapport van Verbruggen et al. Hoe staat de TCB tegenover de gehanteerde criteria voor de selectie van data en de methoden die zijn gebruikt om de HC50 voor soorten en processen af te leiden. Is de TCB van mening dat beide kaders (interventiewaarden en INS) voldoende op elkaar zijn afgestemd waar nodig?

De commissie is het eens met de gehanteerde criteria voor de selectie van data en de methoden die zijn gebruikt om de HC50 voor soorten en processen af te leiden. Zij concludeert echter dat de gegevens onvoldoende geactualiseerd zijn en er nog steeds een groot gebrek aan gegevens bestaat. De ecotoxicologische gegevens dienen in de toekomst uitgebreid te worden met microbiëel-ecologische parameters die van direct belang zijn voor het functioneren van de bodem. Tenslotte zou er meer aandacht moeten zijn voor de blootstellingsmodellering (zie paragraaf 'afleiding risico-niveaus voor het ecosysteem' in de Samenvatting, conclusies en aanbevelingen, en hoofdstuk 4).

Onlangs heeft de TCB een advies uitgebracht over de nieuwe methodiek voor afleiding van MTR's en VR's voor PCB's. Wordt de voor INS-gehanteerde methode ook bruikbaar geacht voor de interventiewaarden?

Vanwege het meenemen van meer (milieuchemische) data wordt de voorgestelde probabilistische methode voor de afleiding van MTR's en VR's voor PCB's door de commissie hoger gewaardeerd dan de klassieke INS-methode. De commissie vindt de methode speciaal geschikt voor stoffen die doorvergiftigen en werken via eenzelfde toxisch mechanisme op hogere diersoorten, zoals PCB's en dioxine-achtige stoffen. De methode lijkt dan ook (in principe) geschikt voor het afleiden van SRC's eco voor de groep van 7 PCB's en de groep van de dioxines en wellicht PAK.

In het TCB-advies over het plan van aanpak is geadviseerd de 'toegevoegd risico methode' niet toe te passen voor het afleiden van de SRC_{eco}. Ook in het kader van het project Integrale Normstelling Stoffen heeft de TCB geadviseerd over de genoemde methode. Het RIVM heeft ervoor gekozen de toegevoegd risico methode wel toe te passen bij het afleiden van de SRC_{eco} (rapportnummer 711701 023, paragraaf 8.6). Wij vragen u dit punt nogmaals in beschouwing te nemen.

De commissie gaat akkoord met het gebruik van de toegevoegd risicomethode, uitgaande van de basisgegevens die het RIVM gebruikt. De waarden die worden gebruikt als indicatie voor natuurlijke achtergrondgehalten van metalen in Neder-

land dienen echter te worden herzien. Het project Achtergrond Waarden 2000 kan tot een betere schatting van natuurlijke achtergrondgehalten leiden (zie hoofdstuk 4).

In het TCB-advies over het plan van aanpak adviseert de TCB de SRC_{eco} voor sediment te baseren op ecotoxicologische gegevens van waterbodemdieren en waterdieren. Het RIVM merkt op dat er geen ecotoxicologische gegevens zijn van bentische organismen. Daarom heeft het RIVM gebruik gemaakt van evenwichtspartitie tussen oppervlaktewater en waterbodem. Hoe beoordeelt de TCB de thans door het RIVM afgeleide SRC_{eco} voor sediment?

Met het gebruik van de partitievoëfficiënten bij de afleiding van de SRC_{eco} voor metalen in sediment wordt grote onbetrouwbaarheid geïntroduceerd. De afleiding van de SRC_{eco} voor organische stoffen is onbetrouwbaar door het gebruik van partitievoëfficiënten die zijn afgeleid voor de droge bodem. Zie verder antwoord op de eerste vraag en hoofdstuk 4.

Bodemchemische aspecten

Er is veel onderzoek uitgevoerd om de biobeschikbaarheid van stoffen in verschillende typen bodems door middel van bodemtypecorrectie in de normstelling tot uiting te laten komen. Het RIVM kan op basis van de huidige resultaten geen voorstel doen voor een wijziging in de huidige bodemtypecorrectie. Is de TCB het eens met deze conclusie?

De commissie onderkent dat biobeschikbaarheid een belangrijke rol kan spelen bij het toetsen van een veldsituatie aan normen die op laboratoriumgegevens gebaseerd zijn. Toch ziet zij op dit moment nog geen mogelijkheden om biobeschikbaarheid mee te nemen bij het afleiden van normen. Er zijn weliswaar methoden in ontwikkeling die iets kunnen zeggen over de potentieel beschikbare hoeveelheid van een stof voor een organisme, maar tegelijkertijd is ook duidelijk geworden dat deze methoden vaak maar een beperkte geldigheid hebben; in veel gevallen slechts voor het (de) onderzochte (groep van) organisme(n) (zie hoofdstuk 4, paragraaf biobeschikbaarheid).

Bij het afleiden van de bouwstenen van de interventiewaarden wordt voor metalen op diverse plaatsen gebruik gemaakt van de K_p bodem/bodemvocht. Dit is een van nature sterk variërende parameter. Hoe staat de TCB tegenover de gehanteerde herziene waarden voor de K_p ?

De commissie vindt dat het gebruik van K_p 's voor metalen dient te worden vermeden en dat SRC's die afgeleid zijn met behulp van een K_p onbetrouwbaar zijn (zie hoofdstuk 6, paragraaf partitievoëfficiënten).

De betrouwbaarheid van de resultaten

In principe wordt in de integratiestap van de SRC_{eco} en de $SRC_{humanaan}$ de laagste van de twee waarden gekozen als SRC bodem of sediment. Alleen indien de betrouwbaarheid van de twee waarden veel verschilt, kan de hoogste waarde worden gekozen op basis van een grotere betrouwbaarheid. Acht de TCB de betrouwbaarheid van de SRC's goed beoordeeld door het RIVM?

De commissie kan instemmen met de methodiek voor het afleiden van de betrouwbaarheidsscore. Zij twijfelt echter aan het onderscheidend vermogen tussen de score 'lage betrouwbaarheid' (low) en 'gemiddelde betrouwbaarheid' (medium) voor de SRChumaan.

Stofspecifieke vragen

Voor zink, koper nikkel en chroom geldt dat de voorgestelde geëvalueerde waarden lager zijn dan de momenteel gehanteerde interventiewaarden. Indien op basis hiervan interventiewaarden voor bodem en sediment worden vastgesteld dan zal dit naar verwachting aanzienlijke consequenties hebben. Acht de TCB de nieuwe waarden voor bodem voldoende onderbouwd om een dergelijke ingreep op te baseren?

Zink en koper zijn beiden gebaseerd op de SRC_{eco} . De betrouwbaarheidsscore van deze SRC's $_{eco}$ is hoog. Zink en koper zijn essentiële metalen en gebleken is dat de standaardmethode voor het afleiden van risicogrenzen op basis van ecotoxicologische gegevens niet voldoet. Alternatieven voor deze methode zijn in onderzoek. De commissie adviseert om de huidige interventiewaarde voorlopig niet aan te passen en te wachten op de resultaten van een aangepaste methode, die naar verwachting binnen enkele jaren resultaten zal opleveren. Dit is conform de benadering van VROM ten aanzien van de herziening van MTR's en streefwaarden voor essentiële metalen.

Het voorstel voor nikkel is gebaseerd op ecotoxicologische gegevens. De SRC $_{eco}$ voor bodem heeft een gemiddelde betrouwbaarheid, gebaseerd op 1 NOEC. De huidige interventiewaarde voor nikkel in de bodem is ook op 1 NOEC gebaseerd (geometrisch gemiddelde 2 regenwormdata) die kennelijk hoger was. Er is geen argument om voor de ene of andere waarde te kiezen, behalve dat het voorstel is gebaseerd op kritisch geselecteerde gegevens met betrekking tot testomstandigheden.

Het RIVM heeft onderscheid gemaakt tussen chroom III en chroom VI en tussen anorganisch en organisch kwik op basis van de aanwezigheid van separate toxiciteitsdata en wat chroom betreft het mogelijk voorkomen van de verschillende vormen in bodem. Acht de TCB de resultaten van het RIVM voldoende betrouwbaar en bruikbaar in de praktijk, gezien de beschikbare chemische analysemethoden, om hierop aparte interventiewaarden te baseren?

Het RIVM heeft onderscheid gemaakt tussen chroom III en chroom VI. De SRCeco voor chroom III is betrouwbaar (high). Deze SRCeco is (inclusief de achtergrond van 100 mg/ kg) vrijwel gelijk aan de waarde die in 1991 (exclusief de achtergrond) is afgeleid, alleen is er destijds beleidsmatig voor gekozen de interventiewaarde voor chroom gelijk te stellen aan de grenswaarden voor nieuw sediment (380 mg/ kg). De commissie kan niet overzien of thans weer behoefte is aan een beleidsmatige bijstelling van de interventiewaarde voor chroom.

Voor chroom VI wordt op basis van humaan-toxicologische gegevens een nieuwe interventiewaarde van 78 mg/ kg voorgesteld (betrouwbaarheid medium). Door de commissie is geconstateerd dat bij de afleiding van een MTR voor chroom VI geen rekening gehouden is met carcinogeniteit, wegens het ontbreken van gegevens. Als er in de praktijk behoefte bestaat aan een interventiewaarde voor chroom VI dan heeft de commissie geen bezwaar tegen het voorstel, maar constateert wel dat de SRCeco voor chroom VI ontbreekt. Er kan dus hooguit een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging worden afgeleid.

Het onderscheid tussen anorganisch en organisch kwik lijkt voldoende betrouwbaar en bruikbaar in de praktijk. Voor organische kwik wordt eveneens voor het eerst een voorstel gedaan, en geldt eenzelfde redenering als voor chroom VI. De SRChumaan ontbreekt en de commissie heeft in hoofdstuk 5: Risico's voor de mens aanbevolen de gevoeligheid van foetussen en wellicht jonge kinderen voor organische kwik nader te onderzoeken.

Voor vinylchloride kan er sprake zijn van snelle afbraak onder invloed van licht en zuurstof. Een gehanteerd uitgangspunt is echter dat geen rekening wordt gehouden met omzetting en afbraak. Hoe beoordeelt de TCB het effect van het hanteren van dit uitgangspunt op de betrouwbaarheid van de afgeleide SRC_{humaan} voor vinylchloride?

De commissie vindt dat het afleiden van een SRChumaan voor vinylchloride te onbetrouwbaar is, en aanbevolen wordt bij de aanwezigheid van vinylchloride in de bodem in relevante situaties altijd een actuele risicobeoordeling uit te voeren. Dit betekent dat de concentratie vinylchloride zou moeten worden gemeten. De berekeningen met SEDISOIL zouden wellicht anders uitpakken als afbraak was meegenomen. Helaas is er voor vinylchloride niet aangegeven welke blootstellingsroute vanuit de waterbodem het meeste bijdraagt, anders zou hier een meer kwantitatieve uitspraak over gedaan kunnen worden (zie hoofdstuk 6).

Op basis van de door de commissie gehanteerde criteria komt in eerste instantie geen van de voorstellen voor vinylchloride in aanmerking om de huidige interventiewaarde te vervangen (zie hoofdstuk 7).

Het RIVM geeft een aantal mogelijkheden aan voor de normstelling voor cyanides in bodem. Hoe beoordeelt de TCB de voorgestelde opties? (rapportnummer 711701 019).

Met betrekking tot cyaniden waardeert de commissie het meenemen van veldgegevens bij de overwegingen die hebben geleid tot de afgeleide SRC's humaan. De commissie is met het RIVM van mening dat de voorstellen te onzeker zijn om tot nieuwe interventiewaarden te kunnen leiden. De aangeleverde informatie kan echter goed gebruikt worden bij locatiespecifieke beoordelingen van cyanideverontreinigingen in de bodem. De voorgestelde waarde voor totaal cyanide is nieuw voor grondwater en uitsluitend gebaseerd op het maximum in drinkwater. Als er in de praktijk behoefte is aan een interventiewaarde voor totaal cyanide in grondwater, dan kan het voorstel hooguit tot een indicatief niveau voor ernstige grondwaterverontreiniging leiden (zie verder hoofdstuk 7).

Voor minerale olie heeft het RIVM een andere benadering voorgesteld dan tot nu toe wordt gehanteerd. (rapportnummer 711701 015, december 1999). Daarnaast is er voorgesteld om wat de ecotoxicologische evaluatie betreft te wachten op de resultaten van toendertijd nog lopend onderzoek naar de ecotoxicologische risico's van minerale olie in met name zoutwater sediment (inmiddels gerapporteerd in RIKZ-rapport 2000.035/RIZA rapport 2000.029). In het kader van INS zullen op basis van die data dit jaar voorstellen voor MTR/VR en SRC_{eco} worden uitgewerkt. Verwacht de TCB dat de momenteel aanwezige data voldoende/geschikt zijn om een SRC_{eco} voor de bodem op te baseren en indien dit niet het geval is ziet de TCB dan andere mogelijkheden om de risico's van minerale olie in te schatten?

Voor minerale olie in grond zijn SRC's humaan afgeleid voor verschillende oliefracties. Er is geen SRC_{eco} beschikbaar wegens gebrek aan gegevens. De commissie kan instemmen met de ingeslagen route om minerale olie aan de hand van fracties te beoordelen, maar constateert dat nader onderzoek noodzakelijk is voordat er interventiewaarden bodem voor minerale oliefracties kunnen worden afgeleid. De commissie stelt voor voorlopig de huidige interventiewaarde voor minerale olie in de bodem te handhaven, en de opgedane kennis te gebruiken bij locatiespecifieke beoordelingen (zie hoofdstuk 7).

BIJLAGE 3: VERKLARENDE WOORDEN- LIJST EN AFKORTINGEN

- ABC-waarden: eerste lijst van normen die werd toegepast bij gevallen van bodemverontreiniging. A, B en C zijn in de verte te vergelijken met de huidige streef-, tussen- en interventiewaarden.
- Actueel risico: het daadwerkelijke risico dat zich voordoet op een gegeven lokatie met bodemverontreiniging.
- ADI: Acceptable Daily Intake, aanvaardbare dagelijkse inname.
- BCF: BioConcentratieFactor, de verhouding tussen de concentratie in een milieucompartiment en de concentratie in een organisme.
- BEVER: BEleidsVERnieuwing bodemsanering.
- BGW: BodemGebruiksWaarden.
- BWL: directie Bodem, Water, Landelijk Gebied van het Directoraat Generaal Milieubeheer van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- CalTox: model voor blootstellingsberekeningen. California Environmental Protection Agency, Department of Toxic Substances Control (CalTOX, USEPA).
- CLARINET: Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies.
- CLEA: Contaminated Land Exposure Assessment model, Groot Brittannië.
- CLOGP: naam van een databestand.
- Conservatief: uitgaande van relatief veilige, beschermende aannamen.
- Convectieflux: flux van een vluchtige stof die ontstaat ten gevolge van luchtdrukverschillen tussen de onverzadigde bodem en de kruipruimte.
- CSOIL: model voor de blootstelling van mensen aan bodem- en grondwaterverontreiniging, ontwikkeld door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- C-toetsingswaarde: benaming van voorstellen voor interventiewaarden bij het vaststellen van de huidige eerste tranche interventiewaarden (rond 1991).
- DGM: Directoraat Generaal Milieubeheer.
- Dissociëren: het uiteenvallen van een chemische verbinding.
- DOC: Dissolved Organic Carbon, opgelost organisch koolstof.
- Doorvergiftiging: accumulatie van stoffen met name boven in de voedselketen, waardoor toppredatoren al bij relatief lage verontreinigingsniveaus negatieve effecten kunnen ondervinden .
- EP: EvenwichtsPartitie. Een methode voor het berekenen van de verdeling van een stof over twee milieucompartimenten, waarbij wordt uitgegaan van evenwicht. Wordt ook gebruikt om ecotoxicologische gegevens voor bijvoorbeeld water om te rekenen naar bodem of sediment.
- Ernstig risiconiveau: gedefinieerd als het niveau van een stof in een milieucompartiment waarbij het MTR voor de mens of de HC50 voor het ecosysteem wordt overschreden.

- Evenwicht: er vindt geen uitwisseling van een stof meer plaats tussen twee compartimenten. De gehalten in de compartimenten zijn constant.
- Freundlich-vergelijking: beschrijft de relatie tussen het gehalte van metalen in de vaste fase van de bodem en de concentratie in de bodemoplossing. De Freundlich-vergelijking in zijn meest elementaire vorm luidt $Q = K \times C$ waarbij Q de hoeveelheid stof aan de vaste fase betreft (mg/ kg), C de concentratie in oplossing (mg/ l) en K de partiticoëfficiënt (l/ kg).
- Geïntegreerde SRC: de laagste van de SRC_{humanaan} en SRC_{ceco} voor een stof, tenzij er grote verschillen in betrouwbaarheid zijn tussen deze waarden; in dat geval kan de hoogste waarde als geïntegreerde SRC worden gekozen.
- HC5: het gehalte van een stof waarbij 5% van het in theorie aanwezige aantal soorten of microbiële processen in een ecosysteem in meer of mindere mate een nadelig effect van die stof ondervindt.
- HC50: het gehalte van een stof waarbij 50% van het in theorie aanwezige aantal soorten of microbiële processen in een ecosysteem in meer of mindere mate een nadelig effect van die stof ondervindt.
- INS: Integrale Normstelling Stoffen. Een interdepartementaal project waarin RIVM in opdracht van de stuurgroep INS voor stoffen streefwaarden en MTR's afleidt.
- IPSC: International Programme on Chemical Safety.
- k: maat voor spreiding in een parameterwaarde.
- Kdoc: de evenwichtspartiticoëfficiënt die de verdeling van organische stoffen tussen water en opgelost organisch koolstof beschrijft.
- Koc: de evenwichtspartiticoëfficiënt die de verdeling van organische stoffen tussen water en organisch koolstof in bodem, sediment of zwevend slib beschrijft.
- Kow: de evenwichtspartiticoëfficiënt die de verdeling van organische verbindingen tussen water en octanol beschrijft.
- Kp: de evenwichtspartiticoëfficiënt die de verdeling van metalen tussen poriewater en vaste bodem of oppervlaktewater en sediment beschrijft.
- KRW: KaderRichtlijn Water (EU-richtlijn).
- LOGPSTAR: naam van een databestand.
- Minder streng: de interventiewaarde of SRC wordt minder streng als er relatief meer van een contaminant in een milieucompartiment mag zitten.
- MTR: Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau.
- NOEC: No Observed Effect Concentration.
- PAK: Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen.
- Partiticoëfficiënt: beschrijft de verdeling van een stof over twee milieucompartimenten die met elkaar in contact en in evenwicht zijn, bijvoorbeeld grond en poriewater, sediment en oppervlaktewater.
- PCB: PolyChloorBifenyl.
- Potentiële risico: het risico dat voor een generieke situatie wordt afgeleid onder de aanname dat alle blootstellingsroutes bijdragen aan het risico.
- PRA: Preliminary Risk Assessment. De HC50 wordt met behulp van veiligheidsfactoren afgeleid uit gegevens voor acute toxiciteit (L(E)C50) of is gelijk aan het geometrisch gemiddelde van minder dan 4 NOEC's.
- RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- RIZA: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.

- RRA: Refined Risk Assessment. De HC50 wordt afgeleid met behulp van een verdelingscurve die de relatie tussen gehalten van stoffen en NOEC's van soorten of microbiële processen beschrijft. Om de vorm van deze curve te kunnen bepalen zijn volgens de procedure minimaal 4 NOEC's voor verschillende taxonomische groepen of microbiële processen nodig.
- SEDISOIL: model voor de blootstelling van de mens aan sedimentverontreiniging, ontwikkeld door RIZA en RIVM.
- SRC: Serious Risk Concentration.
- SRCeco: Serious Risk Concentration voor het ecosysteem.
- SRChumaan: Serious Risk Concentration voor de mens.
- Steady state: 'evenwicht' situatie die na langere tijd in een dynamisch, dat wil zeggen tijdsafhankelijk, model ontstaat.
- Strenger: de interventiewaarde of SRC wordt strenger als er relatief minder van een contaminant in een milieucompartiment mag zitten.
- SUS: SaneringsUrgentieSystematiek.
- TCB: Technische commissie bodembescherming
- TDI: Tolerable Daily Intake, Toelaatbare Dagelijkse Inname
- TK: Tweede Kamer.
- Toegevoegd risico methode: wordt toegepast bij stoffen die van nature in het milieu voorkomen, zoals metalen. Het risico van het gehalte dat door de mens aan het milieu is toegevoegd, wordt beoordeeld, niet het van nature aanwezige gehalte.
- UI: werkgroep Urgentie en Interventiewaarden.
- UMS: Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastbedingte Schadstoffe, Duitsland.
- Validatie: de geldigheid van de modellen voor de werkelijkheid vast stellen. Een hypothese zoals 'dit model beschrijft de daadwerkelijke situatie' kan echter slechts gefalsificeerd of geconfirmeerd worden onder bepaalde toetsomstandigheden. Een hypothese die onder diverse toetsomstandigheden geconfirmeerd wordt, heeft een grotere geldigheid dan een hypothese die slechts onder een bepaalde toetsomstandigheid is vastgesteld.
- VCP: VoedselConsumptiePeiling
- Verdampingsflux: flux van een vluchtige stof die ontstaat door verdamping.
- VR: Verwaarloosbaar Risiconiveau.
- VROM: Volkhuysvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.