

Overgoo 13

Bezoekadres
Dijk van de Gouwen 13
2265 BC Leidschendam

Postadres
Postbus 450
2260 MB Leidschendam

070-3177099

Telefoon
070-3174358

070-3202924

Telefax
070-3174029

Aan
de Minister van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
Postbus 20951
2500 EZ 's-Gravenhage

Ons kenmerk

S51(1992)

Leidschendam

30-06-1992

Betreft advies "Herziening Leidraad bodembescherming I C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling"

Mijnheer de Minister,

In uw brief van 29 oktober 1991, kenmerk DWB/23o91021, verzocht u de Technische commissie bodembescherming te adviseren over het rapport "Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging Integratie van de deelaspecten" Op basis van dit integratierapport, en de daaraan ten grondslag liggende rapporten, zal een aanpassing van de Leidraad bodembescherming worden uitgevoerd

De commissie gaat in haar advies in op de wijze waarop de resultaten van het onderzoek naar aard en omvang van de bodemverontreiniging worden beoordeeld, en welke besluitvormingscriteria worden gehanteerd om de saneringsnoodzaak in relatie tot "ernstig gevaar" vast te stellen Tevens gaat de commissie in op de wijze waarop de urgentie voor sanering wordt bepaald

De adviesaanvraag omvat ook de wijze waarop de bodem dient te worden bemonsterd, ten einde een goed beeld over het voorkomen en de ruimtelijke verspreiding van verontreinigende stoffen te verkrijgen De commissie heeft besloten over dit onderwerp zo spoedig mogelijk een separaat advies uit te brengen

De commissie heeft voor het voorliggende advies alleen het integratierapport en de zeven onderbouwende rapporten, die allen door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene zijn opgesteld, in beschouwing genomen De onlangs uitgebrachte, herziene versies van twee door TNO vervaardigde rapporten over het oriënterend en nader onderzoek zullen in het separaat uit te brengen advies aan de orde komen

Ter voorbereiding van het advies heeft de commissie de onderbouwende rapporten voorgelegd aan drie werkgroepen van deskundigen De thema's van de werkgroepen waren Gedrag en verspreiding van stoffen in de bodem, Ecotoxicologische criteria en

Humane blootstelling en gezondheidsrisico's De bevindingen van de werkgroepen zijn verwerkt in het advies

De commissie acht het aangebrachte onderscheid tussen saneringsnoodzaak en saneringsurgentie een duidelijke verbetering ten opzichte van de huidige Leidraad Zij ondersteunt het standpunt om de saneringsnoodzaak te baseren op nadelige gevolgen van bodemverontreiniging die kunnen optreden als alle blootstellingsroutes operationeel zijn De actuele blootstelling is dan maatgevend voor de urgentie

Afgezien van een aantal wijzigingsvoorstellen, acht de commissie de door het RIVM voorgestelde nieuwe C-waarden goed bruikbaar als toetsingswaarden, en gemeten naar de huidige kennis voldoende wetenschappelijk onderbouwd om als beleidsinstrument gehanteerd te kunnen worden

De commissie heeft een zeer gedetailleerde evaluatie van de afleiding van de C-waarden kunnen uitvoeren dankzij de overzichtelijke en volledige wijze waarop deze afleiding door het RIVM is beschreven Bij het afleiden van C-waarden op grond van humane gegevens is gebruik gemaakt van het model CSOIL Dit model kent uiteraard zijn beperkingen, maar is naar oordeel van de commissie geschikt voor het afleiden van C-toetsingswaarden die aan kunnen geven welke gevallen zodanig verontreinigd zijn dat sanering (op termijn) moet volgen

In haar evaluatie van de afleiding van C-toetsingswaarden heeft de commissie evenals het RIVM gebruik gemaakt van CSOIL, zij het met een aantal gewijzigde parameters Met betrekking tot de afleiding van C-waarden op basis van ecotoxicologische gegevens heeft de commissie in haar evaluatie de basis voor deze afleiding verbreed door voor alle stoffen ook microbiele processen in beschouwing te nemen Om de resultaten van ecotoxicologische toetsen te normaliseren, zijn door het RIVM met betrekking tot zware metalen en arseen een aantal formules toegepast die zijn opgesteld om de referentiewaarden bodemkwaliteit voor deze stoffen naar verschillende grondsoorten te differentiëren De commissie acht een dergelijke toepassing van deze formules niet goed te motiveren en heeft dit in haar evaluatie achterwege gelaten

Bij de uiteindelijke keuze tussen de humane en ecotoxicologische C-waarde heeft de commissie in het kader van haar evaluatie een andere procedure gevolgd dan het RIVM Gezien de grote onzekerheden heeft de commissie bij het afleiden van C-waarden op basis van humane gegevens de blootstellingsroute via gewasconsumptie in de berekening in eerste instantie achterwege gelaten Vervolgens is de laagste van de humane of ecotoxicologische C-waarde gekozen als geïntegreerde waarde Daarna heeft de commissie berekend hoeveel gewasconsumptie uit eigen tuin bij deze waarde nog aanvaardbaar was Indien deze minder dan 10% van de totale gewasconsumptie bedroeg heeft de commissie haar voorstel voor een geïntegreerde C-waarde neerwaarts bijgesteld

Voor een groot aantal stoffen leverde de door de commissie gevolgde rekenprocedure voorstellen voor geïntegreerde C-waarden op die vergelijkbaar waren met die van het RIVM In de opvatting van de commissie kunnen deze gehandhaafd blijven Voor

een aantal stoffen beveelt de commissie aan de C-waarde aan te passen of aanvullend onderzoek uit te voeren, tevens doet de commissie voorstellen voor een aantal stoffen waarvoor op termijn C-waarden ontwikkeld zouden kunnen worden

Met betrekking tot de humane aspecten bij het afleiden van een C-waarde is het RIVM uitgegaan van een gemiddelde blootstelling. De commissie signaleert dat dit uitgangspunt onder bepaalde omstandigheden er toe kan leiden dat de actuele blootstelling hoger is dan op basis van de C-waarde zou worden verwacht. De commissie acht het noodzakelijk om deze beperking van het beoordelen van de saneringsnoodzaak duidelijk aan te geven en in principe de mogelijkheid te bieden op basis van een analyse van de actuele blootstelling bij gemeten concentraties aan verontreinigende stoffen lager dan de C-waarden sanering noodzakelijk te achten.

Voor het schatten van de actuele humane blootstelling ten behoeve van het bepalen van de saneringsurgentie zijn naar het oordeel van de commissie aanvullende metingen in de zogenoemde contactmedia onontbeerlijk. De procedure die in het integratierapport wordt beschreven om de urgentie van een sanering te bepalen, biedt volgens de commissie goede perspectieven. Een aantal aspecten zouden nog verder uitgewerkt kunnen worden. Met name signaleert de commissie dat de ecologische gevolgen van bodemverontreiniging bij de bepaling van de saneringsurgentie onderbelicht blijven. Zij stelt voor om hierbij het aantal soorten dat actueel wordt blootgesteld als maatgevend te beschouwen. Hierbij zou kunnen worden volstaan met een globale indeling in typen gebieden met verschillende soortenrijkdom.

Met betrekking tot de ruimtelijke schaal van de voorgestelde C-waarden, heeft de commissie de ruimtelijke eenheden die een rol spelen bij de blootstelling van mens en milieu in ogenschouw genomen. Zij is daarbij tot de conclusie gekomen dat de gegevens die voorkomen uit bodemonderzoek op de gegeven ruimtelijk schaal van de C-waarden, voldoende gedetailleerd zijn om de saneringsnoodzaak te kunnen beoordelen.

Voor de beoordeling van de ernst van een verontreinigingsgeval worden alleen toxicologische criteria gebruikt, hetgeen een historisch gevolg is van de opzet van de huidige Leidraad. De commissie signaleert hierbij dat andere uiteenlopende effecten van bodemverontreiniging, zoals gevaar voor explosies, stankoverlast en eutrofiering buiten beschouwing blijven. De commissie vindt dat ook aan dergelijke effecten bij een toekomstige herziening aandacht zou moet worden besteed.

Tot slot wil ik u er op wijzen dat dit advies tot stand is gekomen onder voorzitterschap van mijn voorganger, de heer ir H. Haverkate en de plaatsvervangend voorzitter, de heer prof dr ir F. A. M. de Haan.

Met de meeste hoogachting,
de voorzitter van de

Technische commissie bodembescherming,



ir W. C. Reij



ADVIES
HERZIENING LEIDRAAD
BODEMBESCHERMING I.

C-TOETSINGSWAARDEN EN
URGENTIEBEOORDELING

}

ADVIES
HERZIENING LEIDRAAD BODEMBESCHERMING I
C-TOETSINGSWAARDEN EN URGENTIEBEOORDELING

TCB A01(1992)

Leidschendam, 9 juni 1992

Technische commissie bodembescherming, Postbus 450, 2260 MB Leidschendam
Telefoonnr 070-3177099

INHOUD

1	INLEIDING	1
2	"ERNSTIG GEVAAR"	9
3	C-WAARDEN OP GROND VAN POTENTIELE BLOOTSTELLING VAN DE MENS	15
4	C-WAARDEN ECOTOXICOLOGIE	35
5	INTEGRATIE EN URGENTIEBEOORDELING	55
6	CONCLUSIES	79
7	REFERENTIES	87

BIJLAGE 1 ADVIESAANVRAAG

BIJLAGE 2 SAMENSTELLING WERKGROEPEN

BIJLAGE 3 OVERZICHT PARAMETERWAARDEN

BIJLAGE 4 C-WAARDEN HETEROGENE BODEM

VOORWOORD

Het voorliggende advies is op verzoek van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer opgesteld door de Technische commissie bodembescherming, ter beoordeling van de resultaten van een uitgebreide studie, die gebruikt zullen worden bij de herziening van de Leidraad bodembescherming. Mede in verband met de inbouw van een wettelijke regeling voor de bodemsanering in de Wet bodembescherming werd een uitgebreide herziening van deze Leidraad, die bij de aanpak van gevallen van bodemverontreiniging moet worden gehanteerd, noodzakelijk geacht.

Het aan de commissie voorgelegde onderzoek betreft de onderbouwing van de technische hoofdstukken van de Leidraad. Mogelijke wijzigingen in het bestuurlijk-juridisch gedeelte blijven hier buiten beschouwing, evenals de mogelijke financiële gevolgen van een wijziging in de beoordeling van gevallen van bodemverontreiniging.

De commissie heeft dit advies gericht op het rapport "Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten". Dit rapport van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne integreert het onderzoek dat in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer ten behoeve van de herziening van de Leidraad bodembescherming is uitgevoerd. Het hoofddaccent van het advies is daarmee komen te liggen bij de voorgestelde criteria die bij een beoordeling van de noodzaak tot saneren van een geval van bodemverontreiniging en de urgentie van de sanering gehanteerd moeten worden.

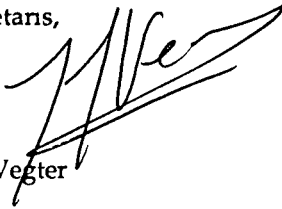
De aanpak van de bodembemonstering bij gevallen van bodemverontreiniging, die aan de basis van deze beoordeling ligt, staat omschreven in de protocollen voor het oriënterend en het nader onderzoek. Deze protocollen, die in twee rapporten van TNO zijn beschreven, waren ten tijde van het opstellen van dit advies nog niet in een definitieve versie beschikbaar. De commissie zal in een vervolgadvis op de inhoud van deze rapporten ingaan.

Bij het beoordelen van de verschillende deelaspecten van het onderzoek, die in een aantal rapporten van RIVM zijn beschreven, heeft de commissie zich laten bijstaan door drie werkgroepen van deskundigen. De commissie wil de personen die aan de werkgroepdiscussies hebben deelgenomen op deze plaats bedanken voor de belangrijke bijdrage die zij aan dit advies hebben geleverd.

Namens de commissie,

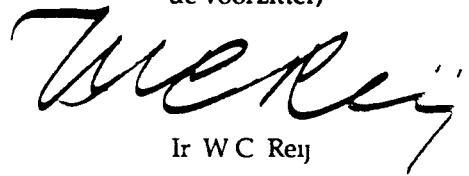
de secretaris,

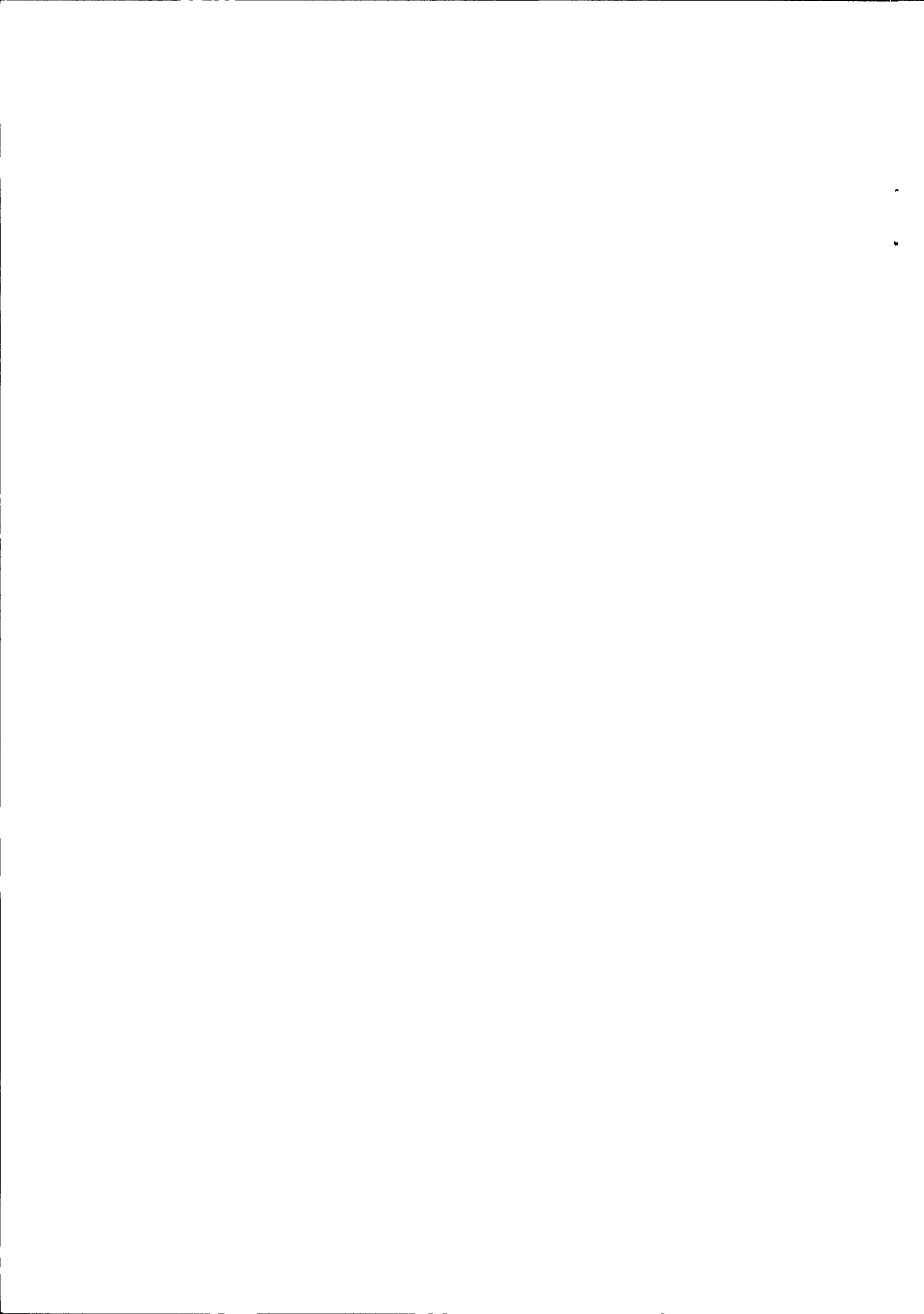
Dr JJ Vegter



de voorzitter,

Ir W C Reij





1 INLEIDING

ONTWIKKELINGEN IN DE BODEMSANERING

Beleid

Naar verwachting zal de Interimwet bodemsanering in 1992 in de Wet bodembescherming kunnen worden ingebouwd. Daarmee verandert de aanpak van de bodemverontreiniging in Nederland niet alleen van wettelijk kader. De bodemproblematiek is veel breder geworden dan bij het opstellen van de Interimwet kon worden voorzien. Naast de aanpak van de klassieke gifbelten wordt thans ook overwogen om de sanering van waterbodems, natuurterreinen en nog in gebruik zijnde bedrijfsterreinen ter hand te nemen. Deze verbreding maakt op zich reeds een herziening van de Leidraad noodzakelijk. Daarnaast is het beleid er op gericht om de uitvoering van bodemsaneringen verder te decentraliseren en ook saneringen in eigen beheer, met name bij in gebruik zijnde bedrijfsterreinen mogelijk te maken. Dit heeft tot gevolg dat naast provincies en gemeenten ook waterkwaliteitsbeheerders en particulieren bij de uitvoering van saneringen zullen worden betrokken. Om bij een sterk gedecentraliseerde uitvoering van het beleid een uniforme aanpak van de bodemverontreiniging te waarborgen, is een gedetailleerde Leidraad gewenst.

Niet alle bodemverontreiniging komt op grond van het huidige beleid in aanmerking voor sanering. Er moet sprake zijn van "ernstig gevaar voor volksgezondheid of milieu" alvorens er op grond van de Interimwet bodemsanering (IBS) tot sanering kan worden overgegaan. Bij gevallen van bodemverontreiniging die niet op grond van de Interimwet bodemsanering gesaneerd kunnen worden, kan er sprake zijn van belangrijke gebruiksbependingen die belemmerend kunnen werken bij woningbouwprojecten of bij andere wijzigingen in het bodemgebruik. Daarnaast kunnen er indirecte effecten van bodemverontreiniging optreden, bijvoorbeeld bij het op de markt brengen van op verontreinigde grond geteelde gewassen. Ook deze gevallen van niet-ernstige bodemverontreiniging zijn veel talrijker dan aanvankelijk werd verwacht. De gemeentelijke overheden, die in de beleidsuitvoering niet alleen met IBS-gevallen, maar ook met andere bodemverontreinigingsproblemen geconfronteerd worden, pleiten in verband hiermee voor een bodemsaneringsoperatie die zich richt op het opheffen van gebruiksbependingen, voorzover deze van belang zijn voor het huidige gebruik of de toekomstige bestemming van het terrein.

Dit standpunt van de gemeenten beoogt weliswaar *ad hoc* en op korte termijn oplossingen te bieden voor alle bodemproblemen, maar mist het op de toekomst gerichte perspectief van een duurzame oplossing van de bodemproblematiek, die door het rijksbeleid wordt voorgestaan. Afgezien van de politieke en financiële aspecten zijn er een aantal technisch-wetenschappelijke kanttekeningen bij een dergelijke *ad hoc* benadering te plaatsen, vooral wanneer zij zou worden toegepast bij echte IBS-gevallen. Het geschikt maken van terreinen voor het huidige gebruik of voor een specifieke bestemming komt er immers op neer dat er risico's aanwezig blijven die niet worden gecontroleerd of beheerst. Tevens wordt er vanuit gegaan dat de milieuomstandigheden die bepalend zijn voor blootstelling en mogelijke effecten zich niet zullen wijzigen en wordt voorbijgegaan aan de onzekerheden over het lange termijn gedrag van de verontreiniging. De noodzaak om de bodem te saneren in woonwijken op voormalige stortlocaties voor baggerspecie, gasfabrieksterreinen en mijnsterreinen toont aan dat de bodemproblemen aldaar met name zijn ontstaan doordat in het verleden bepaalde aspecten bij het geschikt maken van gronden voor bepaalde gebruiksvormen over het hoofd zijn gezien.

De huidige praktijkervaring met de aanpak van bodemverontreiniging wijst er op dat ook zonder verdere verbreding en decentralisatie van de bodemsanering en discussies over gebruiksgenichte saneringen, de Leidraad voor verbetering vatbaar is. In haar adviezen over de sanering van de Steendijkpolder te Maassluis, de Grote Wittenburgerstraat te Amsterdam en het Lauraterrein te Kerkrade (1, 2, 3) heeft de Technische commissie bodembescherming (TCB) reeds gewezen op een aantal tekortkomingen in de uitvoering van het bodemonderzoek en op de noodzaak om de Leidraad aan te passen teneinde hier verbetering in aan te brengen. Daarnaast zijn in het VTCB-advies over de benaderingswijze voor het afleiden van toetsingswaarden voor de beoordeling van bodemverontreiniging (4) en in het TCB-advies "Beoordeling van bodemverontreiniging met polycyclische aromaten" (5) voorstellen gedaan met betrekking tot het Toetsingskader uit de Leidraad bodembescherming.

Wetenschappelijke ontwikkelingen

Een ander en zeker niet minder belangrijk motief om de Leidraad bodembescherming van tijd tot tijd te herzien, kan worden gevonden in de voortgang van het wetenschappelijk onderzoek. Zowel bij het beoordelen van de gevolgen van bodemverontreiniging voor de volksgezondheid als voor het milieu is goede voortgang geboekt.

Met betrekking tot de risico's van bodemverontreiniging voor de mens zijn een aantal verschillende systemen ontwikkeld om met behulp van gegevens uit een bodemonderzoek de blootstelling aan de bodemverontreiniging te schatten en te beoordelen (6, 7, 8).

Siegrist (9) maakt in zijn internationale overzicht van de aanpak van gevallen van bodemverontreiniging onderscheid tussen een "standard based approach", waarbij het toetsen aan bodemnormen een belangrijke plaats inneemt, en andere benaderingen waarin de risico's van de bodemverontreiniging aan de hand van locatiespecifieke gegevens worden beoordeeld. Het is echter van belang om te benadrukken dat ondanks de recente ontwikkelingen, voorspellingen van de blootstelling en de effecten van bodemverontreiniging nog steeds met grote onzekerheden gepaard gaan. Dit geldt uiteraard ook voor bodemnormen die op grond van blootstelling en effecten zijn afgeleid.

Illustratief is in dit verband een onderzoek naar de bijdrage van bodemverontreiniging aan de verontreiniging van de lucht in woningen (10). Blootstellingsrisico's in woningen op verontreinigde grond konden in de meeste gevallen niet met bodemonderzoek en modelberekeningen worden vastgesteld. Onderzoek van de lucht in en om de woning bleek noodzakelijk om tot een goede beoordeling van de gezondheidsrisico's te komen. Dit geldt eveneens voor de blootstelling aan bodemverontreiniging via zelf geteelde gewassen. Ook hier is meting van de gehalten in de gewassen zelf noodzakelijk, omdat er meestal geen algemeen geldige relaties tussen concentraties van stoffen in de bodem en in gewassen bestaan. Een bijkomende complicatie is dat de verontreinigende stoffen in (en op) gewassen afkomstig kunnen zijn van luchtverontreiniging. Deze dragen weliswaar bij aan het gezondheidsrisico maar strikt genomen niet aan het gezondheidsrisico als gevolg van bodemverontreiniging.

Directe blootstelling aan bodemverontreiniging als gevolg van ingestie van grond door jonge kinderen kan in principe wel aan de hand van gemeten concentraties van stoffen in de bodem worden geschat. Zo is onlangs vastgesteld dat de hoeveelheid grond die dagelijks, gemiddeld over de zomerperiode, door buitenspelende kinderen wordt ingenomen zelden boven de 200 mg uitkomt (11). Een schatting van de hoeveelheid toxische verbindingen die een kind op deze wijze kan binnenkrijgen, is dan mogelijk indien de concentraties in de grond bekend zijn. De bemonstering van de bodem die daartoe moet worden uitgevoerd dient echter rekening te houden met de wijze waarop een kind de bodem "bemonstert". Zeker in gevallen waarbij een saneringsbeslissing afhangt van het risico van groningestie kan het noodzakelijk zijn om een specifiek op deze blootstellingsroute gerichte bodembemonstering uit te voeren, zoals in het TCB-advies over de sanering van het Lauraterrein te Kerkrade (3) naar voren is gebracht.

De beoordeling van het gevaar voor het milieu bij gevallen van bodemverontreiniging riep aanvankelijk veel vragen op. Over het algemeen zijn tot nu toe de (volks)gezond-

heidsrisico's vaak het hoofdmotief voor de sanering geweest, hetgeen aanleiding was voor kritiek van organisaties voor natuur- en landschapsbescherming (12)

Dankzij de discussie die over de milieuhygiënisch gewenste bodemkwaliteit (13) heeft plaatsgevonden is ook de ontwikkeling van ecotoxicologische inbreng in de normstelling vergroot. In de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" (14) worden nieuwe voorstellen voor ecotoxicologisch onderbouwde streefwaarden gedaan. De commissie heeft daar onlangs een advies over uitgebracht (15). Bij het afleiden van streefwaarden wordt veelvuldig gebruik gemaakt van een methode ontwikkeld door Van Straalen & Denneman (16), die het mogelijk maakt om gevolgen van toxische stoffen in de bodem voor de reproductie en overleving van populaties van bodemorganismen globaal in beeld te brengen. De TCB heeft deze methode gehanteerd bij de evaluatie van normen voor de waterbodem en van de toetsingswaarden bodemkwaliteit uit het Besluit gebruik en kwaliteit overige organische meststoffen (17, 18). In het advies bestrijdingsmiddelen heeft de commissie een aantal uitbreidingen aan de methodiek toegevoegd om ook de omvang van het toepassingsgebied en de simultane toepassing van verschillende bestrijdingsmiddelen in de risicobeoordeling te betrekken (19). Dergelijke aspecten kunnen ook voor het beoordelen van gevallen van bodemverontreiniging van belang zijn en zullen ook in dit advies van de commissie aan de orde worden gesteld.

In de nabije toekomst mag ook worden verwacht dat het Speerpuntprogramma bodemonderzoek relevante gegevens zal opleveren voor de verdere verbetering van de Leidraad bodembescherming, en voor het oplossen van de problematiek van de verontreinigde grond die bij het saneren van verontreinigde locaties vrijkomt.

Tot slot wil de commissie er op wijzen dat zij er zich van bewust is dat normering op basis van totaalgehalten in de bodem, zoals in de Leidraad wordt gedaan, problematisch is in verband met speciatie en beschikbaarheid van stoffen. Op deze problematiek wordt ook ingegaan bij de uitgangspunten van het Cadmiumbeleid (20). De commissie ziet op dit moment echter geen andere mogelijkheid dan normeren op basis van totaalgehalten.

DE ADVIESAANVRAAG

In zijn brief van 29 oktober 1991 (DWB/23091021) heeft de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer de Technische commissie bodembescherming verzocht hem te adviseren over het rapport "Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten" (RIVM rapport nr. 725201007). Het rapport integreert de resultaten van een uitgebreide studie,

waarover in een serie rapporten verslag is gedaan. Een overzicht van deze rapporten wordt hieronder gegeven.

- 1 Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's, april 1990 C A J Denneman & C A M van Gestel RIVM rapport nr 725201001 (met bijlage)
- 2 Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatisch ecotoxicologische gegevens, september 1991 C A J Denneman & C A M van Gestel RIVM rapport nr 725201008
- 3 Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging, augustus 1990 P Lagas, H Snelting & R van den Berg RIVM rapport nr 725201002
- 4 Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen. Uitgangspunten en veronderstellingen, augustus 1990 J B H J Linders RIVM rapport nr 725201003
- 5 Vaststelling van de potentiële en actuele inhalatoire blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging, juni 1990 J J G Kliest RIVM rapport nr 725201004
- 6 Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden, februari 1991 T G Vermeire, M E van Apeldoorn, J C de Fouw & P J C M Janssen RIVM rapport nr 725201005
- 7 Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden, april 1991 R van den Berg RIVM rapport nr 725201006
- 8 Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten, september 1991 R van den Berg & J M Roels RIVM rapport nr 725201007

De basisrapporten 1 tot en met 7 zijn met verschillende doelstellingen geschreven

- 1] Het verzamelen van basiskennis (rapport 1,2,3,4,5,6),
- 2] Het aandragen van methodieken om C-waarden af te leiden (rapport 1,2,6,7),
- 3] Beschrijving van onderzoeksmethoden bij concrete gevallen (rapport 5,7)

Het overkoepelende rapport (rapport 8) structureert met behulp van de in deelstudies geboekte resultaten het nader onderzoek bij gevallen van bodemverontreiniging. Van belang is daarbij het onderscheid tussen potentiële en actuele blootstelling aan bodemverontreiniging. Het eerste is bepalend voor de saneringsnoodzaak, het tweede is bepalend voor de urgentie van de aanpak. Voor de bepaling van de saneringsnoodzaak worden nieuwe C-waarden in het rapport voorgesteld. Voor de bepaling van de urgentie worden een aantal methodieken beschreven. In de nieuwe opzet is het toetsen aan C-waarden de eerste stap. Daarmee kan de noodzaak tot sanering worden vastgesteld. Vervolgens dient een schatting gemaakt te worden van de actuele en eventueel op korte

termijn aannemelijke blootstelling van de mens Dit zal in eerste instantie aan de hand van eenzelfde modelmatige benadering gebeuren als is gehanteerd in rapport 7 bij de afleiding van humaan-toxicologische C-waarden

In een aantal gevallen kan het noodzakelijk zijn om aanvullend bodemonderzoek te verrichten en alle blootstellingsroutes door middel van metingen te kwantificeren (zie rapport 5) De modelmatige benadering zou de noodzaak van deze aanvullende metingen moeten indiceren

In de adviesaanvraag (bijlage 1) wijst de Minister de commissie op een aantal belangrijke aspecten waar de commissie in haar advies met name aandacht aan zou moeten besteden

- 1) De structuur van het nader onderzoek en het onderscheid tussen potentiële en actuele blootstelling,
- 2) De methodologische aspecten van de schatting van blootstelling aan bodemverontreiniging en de toxicologische beoordeling van de effecten ervan,
- 3) Het verbinden van het voorgestelde ruimtelijke schaalniveau aan de C-toetsingswaarden ter vaststelling van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu",
- 4) Het instrumentarium ter schatting van actuele blootstelling aan bodemverontreiniging

PROCEDURE TCB-ADVIES

Ter voorbereiding van het advies heeft de commissie de onderbouwende rapporten voorgelegd aan werkgroepen van deskundigen De samenstelling van de werkgroepen is gegeven in bijlage 2 De bevindingen van deze werkgroepen zijn zo veel mogelijk in het advies verwerkt Hieronder wordt een overzicht gegeven van de werkgroepen en de rapporten die daar besproken zijn

- a Werkgroep "Gedrag en verspreiding van stoffen in de bodem"
De rapporten nrs 3 en 4 zijn in deze werkgroep besproken
- b Werkgroep "Ecotoxicologische criteria (C-waarden)"
Deze werkgroep heeft rapport nr 1 besproken Bij het rapport over de C-waarden op ecotoxicologische basis (nr 1) is na beëindiging van de werkzaamheden van de werkgroep een aanvulling verschenen, rapport nr 2 De commissie achtte het gezien de inhoud van deze aanvulling niet nodig om de werkgroep opnieuw bijeen te roepen
- c Werkgroep "Humane blootstelling en gezondheidsrisico's"
Deze werkgroep heeft de rapporten nrs 4, 5, 6 en 7 besproken

Het integratierapport (nr 8) is in eerste instantie bedoeld als een document, op basis waarvan overleg gevoerd wordt met verschillende bij bodemsanering betrokken instanties, zulks ter onderbouwing van de herziening van de Leidraad. Mede op basis van het gevoerde overleg en naar aanleiding van onderhavig advies zal de rapportage worden bijgesteld. Deze aangepaste versie zal in de toekomst een rol gaan spelen als praktijkstuk bij het werken met de Leidraad. Tevens biedt het rapport een ingang naar alle onderbouwende rapporten.

OPZET VAN HET ADVIES

Bij de beoordeling van een strategie voor onderzoek en besluitvorming bij verontreinigde bodems dienen de volgende vier aspecten aan de orde te komen.

- 1] De wijze waarop gegevens over het voorkomen en de ruimtelijke verspreiding van verontreinigende stoffen worden verzameld,
- 2] De wijze waarop de resultaten van het bij punt 1] uitgevoerde onderzoek worden beoordeeld, en welke besluitvormingscriteria daarbij worden gehanteerd om de saneringsnoodzaak "ernstig gevaar" vast te stellen,
- 3] De wijze waarop de urgentie van de sanering wordt bepaald,
- 4] De wijze waarop en op grond van welke (locatiespecifieke) criteria tot een bepaalde saneringsvariant wordt besloten.

In dit advies zal de commissie ingaan op het tweede en het derde aspect. Over de bemonsteringsstrategie zal separaat een advies worden uitgebracht. De bovengenoemde aspecten kunnen echter niet helemaal onafhankelijk van elkaar worden behandeld. In het volgende hoofdstuk wordt een algemene beschouwing gegeven over "ernstig gevaar" als centraal criterium in de bodemsanering en de relatie met potentiële en actuele blootstelling.

Vervolgens zullen de voorstellen voor de Leidraadherziening die in het integratierapport van het RIVM (rapport 8) zijn gedaan in een aantal hoofdstukken worden becommentarieerd. Daarbij zal met name aandacht worden besteed aan de relatie met het doel van de beoordeling en de aansluiting van onderzoeksresultaten en besluitvormingscriteria. Het verbinden van het voorgestelde ruimtelijke schaalniveau aan de C-toetsingswaarden ter vaststelling van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" is hier een belangrijk aandachtspunt.

In hoofdstuk 3, "C-waarden op grond van potentiële blootstelling van de mens", wordt de afleiding van C-waarden besproken uitgaande van een toxicologisch criterium voor

de toelaatbare dagelijkse inname van bodemverontreinigende stoffen door de mens. In hoofdstuk 4 komt de ecotoxicologische onderbouwing van C-waarden aan de orde. In hoofdstuk 5 wordt de keuze van de uiteindelijke C-waarde besproken. Tevens wordt daar ingegaan op de vraag op welke wijze C-waarden naar grondsoort gedifferentieerd kunnen worden en in hoeverre het mogelijk en wenselijk is om combinaties van verschillende verontreinigende stoffen gezamenlijk te beoordelen. In hoofdstuk 5 wordt vervolgens ingegaan op de bepaling van de urgentie van de sanering. De urgentie wordt bepaald door de mate waarin de verontreiniging zich verspreidt en de mate waarin, rekening houdend met het bodemgebruik ter plaatse, sprake zou kunnen zijn van een belangrijke actuele blootstelling aan de verontreiniging. Er zal een oordeel worden gegeven over het instrumentarium ter schatting van actuele blootstelling aan bodemverontreiniging. Hoofdstuk 6 bevat de conclusies van de commissie. Tenslotte wordt er in dat hoofdstuk een aantal onderzoeksaanbevelingen geformuleerd.

2 "ERNSTIG GEVAAR"

ALGEMENE FILOSOFIE

De aanpak van bestaande en dreigende gevallen van bodemverontreiniging kan slechts op grond van de Interimwet bodemsanering (IBS) plaatsvinden indien de bodem zodanig verontreinigd is of zou worden dat "ernstig gevaar bestaat voor de volksgezondheid of het milieu". Bij de inbouw van deze saneringsregeling in de Wet bodembescherming ("de saneringsparagraaf" uit die wet) wordt de formulering van het "ernstig gevaar" criterium gewijzigd in "ernstig gevaar voor vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, dier en plant heeft". Vanuit het milieubeleid wordt benadrukt dat deze verandering louter redactioneel is en er aan de inhoud niets veranderd is ten opzichte van de formulering in IBS.

Het "ernstig gevaar" criterium heeft in de praktijk aanleiding gegeven tot veel discussie. De interpretatie die in het dagelijks leven aan ernstig gevaar wordt gegeven, suggereert een acute bedreiging van de gezondheid van de mens. In de Leidraad bodembescherming wordt echter een andere invulling aan "ernstig gevaar" gegeven.

"Direct en frequent contact tussen mens, plant en dier enerzijds en de bodemverontreinigende stoffen anderzijds moet aanwezig zijn of op de korte termijn aannemelijk zijn en het moet vaststaan dan wel waarschijnlijk zijn dat een zodanig contact schadelijke gevolgen zal kunnen hebben voor de volksgezondheid of het milieu. In deze omschrijving moet de nadruk worden gelegd op de aannemelijkheid van contact en de waarschijnlijkheid van de schadelijke gevolgen. De term "ernstig gevaar" duidt derhalve eerder op een onaanvaardbaar verhoogd risico dan op een acute bedreiging."

Tevens is het van belang dat het begrip "schadelijke gevolgen" uit bovenstaande omschrijving niet alle gevolgen van bodemverontreiniging omvat. De Leidraad stelt daarover het volgende:

"Onder deze (schadelijke) gevolgen wordt begrepen, dat de bodemverontreiniging zich zodanig autonoom verspreidt in de andere milieucompartimenten (water en lucht) of objecten (mens, dier, plant of goed), dat schadelijke effecten voor de volksgezondheid of het milieu kunnen optreden. Enkele voorbeelden hiervan zijn verspreiding in het oppervlaktewater, uitdamping in kruipruimten, opname in dieren en gewassen en permeatie van waterleidingbuizen."

Zodra er sprake is van een menselijke verspreidingsactiviteit, wordt niet meer van gevolgen als hier bedoeld uitgegaan. Gedacht moet worden aan verspreiding als gevolg van afvoer naar het slachthuis van vergiftigd vee, van de oogst van verontreinigde gewassen en van de consumptie van verontreinigd(e) drinkwater, vlees of groente. Op deze gevolgen is regelgeving met betrekking tot de menselijke (verspreidings-)activiteit van toepassing (zoals de Waterleidingwet en de Warenwet) "

Uit de bovenstaande citaten wordt duidelijk dat de relatie tussen "ernstig gevaar voor volksgezondheid en milieu" en het gezondheidsrisico bij een geval van bodemverontreiniging veel minder hard is dan de term "ernstig gevaar" suggereert. Veel misverstanden hadden wellicht voorkomen kunnen worden door in plaats van "ernstig gevaar" te spreken over "verhoogd risico", zoals in de hierboven geciteerde toelichting. Met betrekking tot de definities van begrippen als "risk" en "hazard", die bij het beoordelen van toxicologische risico's een rol spelen en vaak met "ernstig gevaar" in verband worden gebracht, zijn reeds vele en verschillende aanbevelingen gedaan. Gezien de verscheidenheid die in de literatuur voor de invulling van de begrippen 'hazard' en 'risk' kan worden aangetroffen, is er kennelijk een behoefte om deze begrippen soepel en afhankelijk van de context te hanteren. In een recente, in opdracht van de Gezondheidsraad gemaakte publicatie (21) wordt een groot aantal verschillende definities voor het begrip risico vermeld. Wanneer de betekenis uit de context duidelijk wordt, hoeft een verschillende invulling van begrippen geen bezwaar te zijn. De commissie acht het niet nodig om zelf nieuwe, specifiek op de bodemsanering toegesneden definities voor "hazard" en "risk" te formuleren.

Om gevallen van bodemverontreiniging te beoordelen is in de Leidraad bodembescherming een getalsmatig toetsingskader ontwikkeld, de zogenoemde ABC-lijst, om de mate van bodemverontreiniging te kunnen beoordelen. Vanwege het "ernstig gevaar" criterium dient ook de 'ernst' van de verontreiniging beoordeeld te worden. Hiervoor moeten de lokale verontreinigingssituatie en het gebruik van de bodem in beschouwing worden genomen. Deze aspecten bepalen immers in hoeverre er contact met de verontreiniging (blootstelling) kan plaatsvinden en in hoeverre dit contact bij gebruikers van de bodem tot schadelijke effecten aanleiding kan geven. Het gebruik van de bodem speelt volgens de Leidraad met name een rol bij de bepaling van de urgentie van de aanpak.

Volgens de huidige Leidraad kan er dus pas na de overschrijding van C-waarden en de evaluatie van de locatiespecifieke factoren sprake zijn van "ernstig gevaar" en derhalve van een geval dat onder de regeling valt. Omdat het aantal gevallen veel hoger was dan

men aanvankelijk (1983) had verwacht ontstond ook de noodzaak om prioriteiten te stellen en de urgentie van aanpak van gevallen beter te kunnen beoordelen. Doordat zowel de noodzaak als de urgentie van gevallen aan de hand van overlappende criteria moesten worden vastgesteld ontstond een verwevenheid in de beoordeling die in de praktijk tot problemen aanleiding gaf.

Om ten behoeve van de uitvoering meer houvast te geven bij het beoordelen van de urgentie is in december 1989 door Hoofdinspectie van de Volksgezondheid en voor de Milieuhygiene de "Voorlopige Inspectierichtlijn blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging" (6) uitgebracht. Het probleem van de samenloop tussen noodzaak en urgentie was hiermee echter niet opgelost.

De opzet die na de herziening wordt voorgestaan gaat uit van een eenvoudiger systematiek, waarbij noodzaak en urgentie afzonderlijk beoordeeld worden.

- 1] Na het vaststellen van overschrijding van een of meer C-waarden voor een stof is er sprake van een geval van bodemverontreiniging dat onder de wettelijke saneringsregeling op grond van de Wet bodembescherming valt. Bij overschrijding van C-waarden is er dus sprake van "ernstig gevaar voor de functionele eigenschappen van de bodem",
- 2] Er dient dan verder onderzoek te worden uitgevoerd om een schatting te maken van de actuele (of op de korte termijn aannemelijke) risico's van de verontreiniging voor mens en milieu. De evaluatie van blootstelling en risico dient dus uitsluitend om de urgentie van aanpak vast te stellen.

Het begrip "ernstig gevaar" heeft hiermee een meer gerichte invulling gekregen, omdat het nu verbonden is aan de overschrijding van C-waarden alleen, hetgeen neerkomt op een beoordeling van de bodemkwaliteit. In het Nederlandse bodembeleid is bodemkwaliteit nauw verbonden met het begrip "functionele eigenschappen van de bodem". De C-waarden zouden dan overeen moeten komen met een verontreinigingsniveau waarbij de gebruiksmogelijkheden van de bodem in ernstige mate kunnen zijn verminderd. Bij bodemverontreiniging komt dit neer op een beoordeling van de potentiële nadelige effecten op mens, dier en plant indien alle blootstellingsroutes operationeel zouden zijn.

POTENTIELE EN ACTUELE BLOOTSTELLING

Met betrekking tot het beoordelen van onderzoeksresultaten dient dus onderscheid gemaakt te worden tussen de beoordeling van de potentiële blootstelling en de beoordeling van de actuele blootstelling. Het beoordelen van de potentiële blootstelling aan de hand

van C-waarden vindt plaats in het kader van het vaststellen van de saneringsnoodzaak en komt in feite neer op een beoordeling van de bodemkwaliteit. De mate van verontreiniging (omvang, gemiddeld niveau, ruimtelijke verspreiding) wordt beoordeeld, en niet de gezondheid van de blootgestelden. Deze wordt immers ook beïnvloed door andere factoren en verontreinigingsbronnen.

Bij de beoordeling wordt rekening gehouden met de toxiciteit van de stoffen en het gedrag in de bodem in verband met de blootstelling. Met andere woorden een verhoogde concentratie van een stof wordt ernstiger geacht naarmate de stof toxischer is en meer beschikbaar is. Dit uitgangspunt leidt tot een relatieve risicobeoordeling, waarmee verschillende gevallen van bodemverontreiniging op een eenduidige wijze met elkaar vergeleken kunnen worden. Er is slechts sprake van een gewogen oordeel over gehalten van verontreinigingen in de bodem en niet van een absolute risicoschatting.

De actuele blootstelling van mens, dier en plant kan worden beoordeeld door schattingen en metingen van de op het geval van bodemverontreiniging ingenomen hoeveelheden van bodemverontreinigende stoffen te vergelijken met grenswaarden voor de inname van stoffen, zoals bijvoorbeeld Acceptable Daily Intake (ADI) of Tolerable Daily Intake (TDI) (zie rapport 6). Actuele blootstelling is volgens de Leidraad mede bepalend voor de urgentie waarmee een geval van bodemverontreiniging moet worden aangepakt. Voor een betrouwbare schatting van de actuele blootstelling is het meten van concentraties in contactmedia en wellicht biologische monitoring noodzakelijk. Modelmatige voorspellingen zijn zelden nauwkeurig.

In de praktijk zal alleen voor de mens een volledige schatting van de actuele blootstelling gemaakt kunnen worden. Voor een ecotoxicologische beoordeling op basis van actuele blootstelling zou een volledige inventarisatie van opgevallen van bodemverontreiniging voorkomende soorten en van de blootstellingsroutes die bij de blootstelling van individuen van die soorten een rol kunnen spelen noodzakelijk zijn. Vanwege het thans ontbreken van een op dit type problemen toegesneden theoretisch kader is het ook niet mogelijk het probleem modelmatig te benaderen. Urgentie in ecologisch opzicht zal dus vooralsnog vooral bepaald moeten worden door andere aspecten, zoals bijvoorbeeld omvang en verspreiding van de verontreiniging. In hoofdstuk 5 zal hier verder op ingegaan worden.

CONCLUSIE

De commissie kan zich goed vinden in de algemene filosofie en de systematiek zoals die naar voren komt in de verschillende rapporten die in het kader van de Leidraadherziening zijn uitgebracht. De vervanging van "de volksgezondheid of het milieu" door "de functionele eigenschappen" sluit beter aan bij de prominente plaats die toetsing aan bodemkwaliteitsnormen (C-waarden) in de huidige praktijk krijgt en bij de nieuwe systematiek die bij het beoordelen van bodemverontreiniging op grond van de onderbouwde RIVM-rapporten wordt voorgestaan. De aspecten saneringsnoodzaak en saneringsurgentie zijn thans in de beoordeling duidelijker gescheiden, hetgeen verhelderend werkt. Een dergelijke getrapte beoordeling vindt ook internationaal steeds meer ingang (9). Hoewel er in sommige landen gevallen van bodemverontreiniging ook op *ad hoc* basis met expert-judgement zonder vaste normen worden beoordeeld, komt men na verloop van tijd, wanneer gebleken is dat bodemverontreiniging geen incidenteel probleem is, tot de conclusie dat een combinatie van toetsen aan bodemnormen (als eerste screening) en risicoberekeningen die op de lokale situatie zijn toegesneden het meeste perspectieven biedt.

3 C-WAARDEN OP GROND VAN POTENTIELE BLOOTSTELLING VAN DE MENS

INLEIDING

De humaan-toxicologisch onderbouwde C-waarde wordt afgeleid door de som van de blootstelling via alle mogelijke routes te vergelijken met de Acceptable Daily Intake (ADI) of de zogenoemde Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI), een grootheid die vergelijkbaar is met de ADI voor contaminanten en additieven in voedsel. Beide grootheden zijn gebaseerd op een gemiddelde dagelijkse opname gedurende een heel leven (70 jaar). Deze gemiddelde opname mag incidenteel overschreden worden. Voor carcinogene stoffen wordt het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) als toxicologisch criterium gehanteerd. De concentratie in de bodem die via de verschillende blootstellingsroutes leidt tot een berekende inname voor de mens die overeenkomt met de TDI of MTR kan nu als voorstel dienen voor de toetsingswaarde van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid". Door Van den Berg (22) is het CSOIL-model toegepast om op bovengenoemde wijze tot een humaan-toxicologische afleiding van C-toetsingswaarden te komen. De gegevens over de toelaatbare inname voor de mens zijn overgenomen uit Vermeire *et al.* (23).

In het CSOIL-model zijn voor de beoordeling van bodemverontreiniging de volgende blootstellingsroutes meegenomen:

- ingestie van grond en stof,
- dermaal contact met grond 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.

Het model is opgebouwd uit een groot aantal relatief eenvoudige formules, waarmee een relatie wordt gelegd tussen de inname van een stof door de mens en de concentratie van de betreffende stof in grond of grondwater. Daarbij worden aannames gedaan met betrekking tot stoffeigenschappen, het gedrag en de fysiologie van de mens en constante verdelingscoëfficiënten tussen de compartimenten (partiticoëfficiënten, K_d 's, bioconcent-

tratiefactoren, BCF's) Omdat er wordt aangenomen dat concentraties in grond, porienwater en gewassen met elkaar in evenwicht zijn, en er over processen als verdamping vereenvoudigende aannames worden gedaan is de structuur van het model relatief eenvoudig, vanwege de vele blootstellingsroutes zijn er echter veel parameters nodig

Een belangrijk, nieuw element bij de herziening van de Leidraad is het verbinden van een ruimtelijke schaal aan de C-waarde Volgens de tekst van het integratierapport (24) is er sprake van ernstig gevaar wanneer uit de eerste fase van het Nader Onderzoek blijkt dat op een bemonsteringsschaal met een onderlinge afstand tussen meetpunten van 5 respectievelijk 10 meter de gemiddelde concentratie voor afzonderlijke stoffen in grond en grondwater (over een diepte van tenminste 0,5 respectievelijk 1 meter) de C-toetsingswaarde te boven gaat In het commentaar dat hieronder op de afleiding van C-waarden met het CSOIL-blootstellingsmodel wordt gegeven, zal tevens de relatie tussen de berekende C-waarden en het in het rapport aangegeven ruimtelijke schaalniveau in beschouwing worden genomen

ALGEMEEN COMMENTAAR

Toxicologische achtergrond

Met de nieuwe C-waarden wordt getracht invulling te geven aan het begrip "ernstig gevaar voor de volksgezondheid" door middel van een toxicologisch criterium voor de dagelijkse inname van toxische stoffen uit de bodem Eigenlijk zou men beter de term 'gezondheid' kunnen gebruiken in plaats van "volksgezondheid", omdat deze laatste term suggereert dat er een beoordeling van de gezondheid van de bevolking plaatsvindt, terwijl het hier gaat om een risicoschatting voor blootgestelde individuen

De term "ernstig" suggereert tenminste een hoger risiconiveau dan vanuit een preventieve invalshoek wenselijk zou zijn In de RIVM-rapporten wordt daarbij verwezen naar het begrip interventiewaarde uit de risicobrochure van VROM (25) Een interventiewaarde geeft een hoger risiconiveau aan dan het MTR (maximaal toelaatbaar risiconiveau) Voor niet-genotoxisch carcinogenen en niet-carcinogenen komt het MTR overeen met de ADI van contaminanten in de voeding Voor genotoxische carcinogenen komt het MTR overeen met een extra kans op sterfte door kanker van 10^{-6} per jaar

De commissie krijgt de indruk dat een overschrijding van maximaal toelaatbare risiconiveaus kennelijk niet ernstig genoeg is om te "intervenieren", anders gezegd niet leidt tot een inspanningsverplichting (onder andere voor de overheid) om de situatie te verbeter-

ren Het begrip "maximaal toelaatbaar" wordt hierdoor uitgehold, "meer dan maximaal" wordt immers in de praktijk toegelaten indien er niet wordt geventureerd

De commissie geeft er de voorkeur aan om, evenals bij de voeding waar een overschrijding van de ADI leidt tot een inspanningsverplichting van de overheid, een overschrijding van de TDI vanuit de bodem als indicatief te beschouwen voor het nemen van maatregelen. Welke maatregelen en welke urgentie daaraan moet worden gegeven, acht zij vooral een beleidsmatige aangelegenheid. Op deze wijze wordt meer aangesloten bij de op "adverse effects" gebaseerde gezondheidkundige normstelling. Van de wetenschap kan moeilijk worden gevraagd om naast het aangeven van een uit gezondheidkundig oogpunt toelaatbaarheidsniveau, bijvoorbeeld ADI of TDI, een (hoger) niveau aan te geven waarbij het "echt" ontoelaatbaar wordt, zonder afbreuk te doen aan het ADI-concept. Bij een overschrijding van de ADI of TDI vanuit de bodem zou dan gesproken kunnen worden van een "gevaar voor vermindering van de gezondheid".

Bij het afleiden van C-waarden is rekening gehouden met het "preventieve" karakter van ADI- of TDI-waarden. Daarbij kwam de vraag naar voren of de zogenaamde onzekerheidsfactoren (een reductie met een factor 10 voor elke bron van onzekerheid), die bij de afleiding van ADI en TDI worden gehanteerd, niet kleiner zouden kunnen zijn bij de afleiding van interventiewaarden. Volgens het RIVM moet bij interventiewaarden gewaakt worden voor een overschatting van de veiligheidsfactoren als gevolg van onzekerheidsfactoren. Daarvoor wordt de parameter N voorgesteld waarmee in afhankelijkheid van de hoogte van de veiligheidsfactor de TDI mag worden vermenigvuldigd bij het vaststellen van een interventieniveau.

Een kritische beschouwing over de achtergrond van de verschillende veiligheidsfactoren lijkt op zijn plaats. Daarbij dient men te bedenken dat de veiligheidsfactoren niet altijd zijn geïntroduceerd vanwege onzekerheden. De beschouwing in het advies "Uitgangspunten voor normstelling" van de Gezondheidsraad (26) over de veiligheidsfactor 100 voor extrapolatie van resultaten van chronisch toxiciteitsonderzoek in dierproeven naar de mens geeft aan dat deze factor voor een deel een biologische basis heeft. Tevens wordt als uitgangspunt gehanteerd dat ook een persoon die tien maal zo gevoelig is als gemiddeld nog door de norm moet worden beschermd. Deze elementen in de veiligheidsfactor hebben dus weinig van doen met echte onzekerheden. Naast de hier beschreven factor 100 kunnen extra factoren worden gehanteerd wanneer uitgegaan wordt van "subchronische" (relatief kortdurende) dierproeven of wanneer van het laagste effect niveau wordt uitgegaan in plaats van het hoogste geen-effect niveau. Deze factoren heb-

ben meer het karakter van onzekerheidsmarges. Gangbaar is om voor elke extra onzekerheid een factor 10 te hanteren.

Een overzicht van de door het RIVM gehanteerde veiligheidsfactoren leert echter dat er ook andere waarden dan veelvoud van 10 als factoren zijn gehanteerd. Over de argumenten die geleid hebben tot deze afwijkende veiligheidsfactoren zal de commissie geen standpunt innemen, omdat dit pas na een uitgebreide studie van de primaire literatuur en de daarover in internationale fora ingenomen standpunten mogelijk is. De veiligheidsfactoren zijn volgens het RIVM ontleend aan basisdocumenten die door de Gezondheidsraad zijn beoordeeld, of ontleend aan documenten die in internationale commissies van deskundigen zijn vastgesteld.

De commissie is van oordeel dat het introduceren van een extra arbitraire parameter naast de weliswaar gangbare, maar voor een deel eveneens arbitraire veiligheidsfactoren als bezwaar heeft dat de empirische basis van de normstelling wordt afgezwakt. De commissie stelt voor om de parameter N niet als factor te hanteren bij het afleiden van C-waarden. De parameter N zou hoogstens gehanteerd kunnen worden bij een waardering van de betrouwbaarheid van de betreffende C-waarde. De commissie kan zich ook de beleidsmatige wens voorstellen om de prioriteit bij de aanpak van bodemverontreiniging te stellen overeenkomstig de mate waarin de ADI c q TDI overschreden wordt. Indien een extra factor voor deze toepassing wordt ingevoerd, dient dit op beleidsmatige gronden en zonder wetenschappelijke pretenties te worden gemotiveerd. Een dergelijke prioriteitstelling is echter goed mogelijk zonder de parameter N te gebruiken. In tabel 3.1, kolom 3 zijn de C-waarden gegeven die met het CSOIL-model kunnen worden afgeleid zonder gebruik te maken van de parameter N.

Overigens is bij de humane C-waarden de achtergrondbelasting van de mens, die niet het gevolg is van bodemverontreiniging, niet meegerekend. Gesteld kan worden dat de blootstelling van de mens het MTR overschrijdt, indien een stof met een niet verwaarloosbare achtergrondbelasting, in een gehalte gelijk aan de C-waarde in de bodem voorkomt. Een gehalte van een stof op C-waarde niveau leidt volgens het CSOIL-model immers tot een belasting gelijk aan de TDI als gevolg van de bodemverontreiniging alleen. In het beleidsdocument "Omgaan met risico's" (25) is het MTR gebaseerd op de totale blootstelling aan een stof, niet alleen als gevolg van bodemverontreiniging. Ten opzichte van het MTR uit "Omgaan met risico's" zijn de C-waarden als echte interventieniveaus te beschouwen, die boven het MTR voor de betreffende stof liggen.

Tabel 3.1 Resultaten van berekeningen van C-waarden in mg/kg droge grond voor metalen, arseen, andere anorganische stoffen en organische stoffen waarbij verschillende aannames zijn gedaan voor de blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. In de eerste kolom staat het voorstel voor de C-waarden volgens het rapport "beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten" (Van den Berg en Roels, 1991). In de tweede kolom is het resultaat voor de C-waarden gegeven voor berekeningen uitgevoerd door de TCB op basis van de gegevens uit het rapport van Van den Berg en Roels (1991). In kolom 3 zijn C-waarden gegeven waarvoor geen rekening is gehouden met een eventuele overschatting van de TDI (factor N is niet meegenomen). In de vierde en vijfde kolom zijn de resulterende C-waarden gegeven voor een berekening waarbij respectievelijk de blootstelling via gewas niet is meegenomen en waarbij gesteld is dat het geconsumeerde gewas in het geheel afkomstig is van de verontreinigde bodem. Kolom 6 geeft de A-waarden voor een standaard bodem (10% org stof en 25% lutum). In de zevende kolom zijn C-waarden gegeven voor een situatie waarbij de blootgestelde 95% van de tijd thuis verblijft, waarbij dus geen rekening is gehouden met werk buiten huis gedurende welke tijd geen blootstelling aan bodemverontreiniging plaats heeft.

Stof	1 V d Berg en Roels (1991) *	2 TCB- berekening	3 geen N	4 zonder blootstelling via gewas	5 gewas 100% afkomstig van verontreinigde bodem	6 A-waarden	7 tijdsfractie binnen 0,95
arseen	300	301	301	1390	37	29	1390
barium	698	700	700	13200	73	450***	13200
cadmium	1,8	1,8	1,8	662	0,19	0,8	662
chromium(III)	2140	2150	716	3310	89	100	3310
chromium (VI)	0,1	0,10	0,10	0,46	0,012	-	0,46
cobalt	400	401	201	926	25	6***	926
koper	5020	5040	2520	92600	258	36	92600
kwik	87	87	87	404	11	0,3	404
lood	530	516	516	2380	64	85	2380
molybdeen	37	37	18	6620	1,9	5***	6620
nikkel	1790	1800	900	33100	92	35	33100
tin	571000	573000	286000	-max-	35600	20	-max-
zink	1840	1850	1850	662000	185	140	662000
ammonium verbindingen	-	315	315	-max-	31	-	-max-
bromiden	-	185	185	662000	19	20	662000
cyaniden vrij	18,5	19	9,3	33100	0,93	1	33100
cyaniden complex	7,2	7,2	2,4	8600	0,24	5	8600
fluoriden	-	13	13	46300	1,3	-	46300
fosfaten	-	25900	13000	-max-	1300	-	-max-
sulfiden	0,18	0,19	0,19	662	0,019	2	662
thiocyanaten	2	2,0	2,0	7280	0,20	-	7280
benzeen	48	49	49	57	22	0,05	45
ethylbenzeen	149	150TCL	50TCL	50TCL	50TCL	0,05	50TCL
fenol	41	46GD	46GD	46GD	5,4	0,05	46GD
							4 RGD

Stof	1 V d Berg en Roels (1991) *	2 ICB berekening	3 geen N	4 zonder blootstelling via gewas	5 gewas 100% afkomstig van verontreinigde bodem	6 A-waarden	/ tijdsfractie binnen 0,95
tolueen	368	375	375	481	126	0,05	379
xyleen (m)	73	74	25	41	5,5	0,05	32
catechol	32	46	15	74	1,9	-	59
resorcinol	14	21	7,0	33	0,86	-	26
hydrochinon	12	22	7,4	32	0,93	-	25
antraceen	86900	86300	27500	30600	7840	0,1	30600
benzo(a)anthracen	10100	10100	10100	12300	67	1	12300
benzo(k)fluorantheen	10900	10900	10900	12300	2110	10	12300
benzo(a)pyreen	996	989	989	1230	10	0,1	1230
chryseen	88	107	107	1230	12	0,01	1230
fenantreen	319	344	344	11400	36	0,1	11400
fluoranteen	496	555	555	12200	58	0,1	12200
indeno(1,2,3cd)pyreen	11400	11300	11300	12300	5510	10	12300
benzo(ghi)peryleen	11800	11700	11700	12300	7940	10	12300
pyreen	-	1070	1070	12300	83	-	12300
naftaleen	977	1010	336	20400	36	0,01	18800
1,2-dichloorthaan	3,5	4,0	4,0	4,6TCL	1,0	-	4,6TCL
dichloormethaan	39	42	21	27	7,0	-	21
tetrachloormethaan	2,2	2,3	1,1	1,2	0,68	0,001	0,96
tetrachlooretheen	14	14	4,7	5,2	2,7	0,01	4,0
trichloormethaan	27	29TCL	10TCL	10TCL	3,7	0,001	9,5TCL
trichlooretheen	666	673TCL	336TCL	336TCL	144	0,001	328
vinylchloride	0,09	0,10	0,10	0,10	0,093	-	0,078
monochloorbenzeen	716	729GD	504	729GD	115	-	657
1,4-dichloorbenzeen	1754	1800	899	2100TCL	136	0,01	1960
1,2,4-trichloorbenzeen	10	11	5,5	36	0,63	0,01	30
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	17	19	9,5	174	0,99	0,01	166
pentachloorbenzeen	23	25	12	213	1,3	-	201
hexachloorbenzeen	25	28	14	282	1,5	0,01	281
2-monochloorfenol	16	16	8,0	105	0,86	-	83
2,4-dichloorfenol	34	35	17	418	1,8	-	353
2,3,4-trichloorfenol	57	64	32	756	3,3	-	713
2,3,4,5-tetrachloorfenol	25**	41	20	352	2,2	-	321
pentachloorfenol	76**	1480	737	14100	77	0,1	14000
chloornaftaleen	4,8	5,0	5,0	64	0,54	-	56
trichloorbifenylen	7,6	8,6	2,9	53	0,30	-	53
hexachloorbifenylen	12	14	4,7	55	0,51	-	55

Stof	1 V d Berg en Roels (1991) *	2 TCB-berekening	3 geen N	4 zonder blootstelling via gewas	5 gewas 100% afkomstig van verontreinigde bodem	6 A-waarden	7 tijdsfractie binnen 0,95
DDT	10400	10300	10300	12300	91	0,1	12300
DDE	3450	3450	3450	12200	72	0,1	12200
aldrn	12	15	7,7	61	0,87	0,01	61
dieldrn	5	5,6	2,8	59	0,29	0,01	59
endrn	4,1	4,5	2,2	58	0,23	0,001	58
HCH	18	19	10	46TCL	0,98	0,001	46TCL
HCH-beta	0,63	0,57	0,19	5,5	0,020	0,001	5
carbaryl	473	526	263	5020	29	-	4710
carbofuran	409	447	224	6010	23	-	6000
propoxur	650	700	350	11800	36	-	11800
maneb	58800	58300	29000	30600	18400	-	30600
atrazin	21	22	11	1420	1,1	-	1320
heptaan	10	11TCL	3,5TCL	3,5TCL	3,5TCL	1	3,5TCL
octaan	7,2	7,4TCL	2,5TCL	2,5TCL	2,5TCL	1	2,5TCL
cyclohexanon	770	812TCL	271TCL	271TCL	271TCL	0,1	271TCL
butylbenzylftalaat	754	806	403	14000	42	-	14000
di(2-ethylhexyl)ftalaat	8890	8890	615	15200	64	0,1	15200
pyridine	3,5	3,6	1,2	1,5	0,43	0,1	1,2
styreen	102	103GD	103GD	103GD	40	0,1	103GD
tetrahydrofuran	1,2	1,2TCL	0,40TCL	0,40TCL	0,40TCL	0,1	0,40TCL
tetrahydrothiofeen	5,4	16,3TCL	5,4TCL	5,4TCL	4,5	0,1	5,4TCL

Sommige berekende C-waarden zijn zeer hoog ((chemisch) onwaarschijnlijke gehalten in de bodem) Voor enkele stoffen geeft de (fysisch) maximaal mogelijke concentratie in de bodem (1e+6 mg/kg) nog geen overschrijding van de TDI Dit is aangegeven met -max-

*) Berekening vanuit de C-waarde voor $f_{oc} = 0,20$, aannemende dat geldt

$$C_x = C_{ref} * f_{oc} x / f_{oc} ref$$

**) Bij de Kd wordt rekening gehouden met de zuurdissoctatieconstante volgens , met $ref = 0,20$ en $x = 0,058$

$$Kd = Kd * (1 / (1 + 10^{(pH - pK_a)}))$$

TCL Bij de concentratie in de bodem die volgens het CSOIL-model overeenkomt met de toelaatbare dosis (TDI) overschrijdt de concentratie in de binnenlucht de toelaatbare concentratie in de binnenlucht (TCL) De berekende C-waarden zijn aangepast

GD Bij de concentratie in de bodem die volgens het CSOIL-model overeenkomt met de toelaatbare dosis (TDI) overschrijdt de concentratie in de binnenlucht de geurdrempel (GD) De berekende C-waarden zijn aangepast

Het CSOIL-model, algemeen

Zoals eerder is opgemerkt kent het CSOIL-model een groot aantal parameters die het gedrag en de fysiologie van de mens beschrijven. De waarden die door RIVM voor deze parameters worden aangehouden kunnen in tabel 3.2 vergeleken worden met literatuurgegevens (zie voor nadere gegevens bijlage 3). De meeste waarden zijn gangbaar of wijken marginaal af van soortgelijke modellen (bijvoorbeeld consumptie van water van 1,5 liter per dag in plaats van 2 liter).

Van de overdrachtsfactoren, de concentratieverhoudingen van stoffen tussen grond, porienwater en planten wordt in de RIVM-rapporten onderkend dat zij zeer sterk variëren. Om toch berekeningen uit te kunnen voeren is volgens RIVM telkens een niet extreme, gemiddelde of mediane waarde gehanteerd.

Voor een aantal blootstellingsroutes is de concentratie in het bodemvocht bepalend voor de inname via die route. Voor stoffen waarbij de grens van de wateroplosbaarheid relatief snel wordt bereikt levert dit problemen op bij het afleiden van C-waarden voor grond. Het CSOIL-model is immers opgezet om de blootstelling te berekenen op basis van de concentratie van een stof in de grond. Anders gezegd de blootstelling wordt geschreven als een functie van de concentratie in de vaste fase. Bij het afleiden van C-waarden uit toxicologische criteria dient het rekenproces te worden omgekeerd. Bij overschrijding van de wateroplosbaarheid kan in feite geen C-waarde voor de vaste fase worden afgeleid, omdat de C-waarde niet meer als een functie van de TDI kan worden geschreven. Doordat er ook altijd blootstelling via de vaste fase blijkt op te treden (ingestie van grond) kan er weliswaar een C-waarde worden afgeleid, maar deze is buitengewoon gevoelig voor verandering van de gehanteerde TDI. Dit wordt geïllustreerd in figuur 3.1, waarin de dagelijkse inname wordt weergegeven als functie van de totale concentratie in de bodem.

Tabel 3 2

Vergelijking van waarden van parameters in C-SOIL met literatuurgegevens Uitgebreider overzicht wordt gegeven in bijlage 3

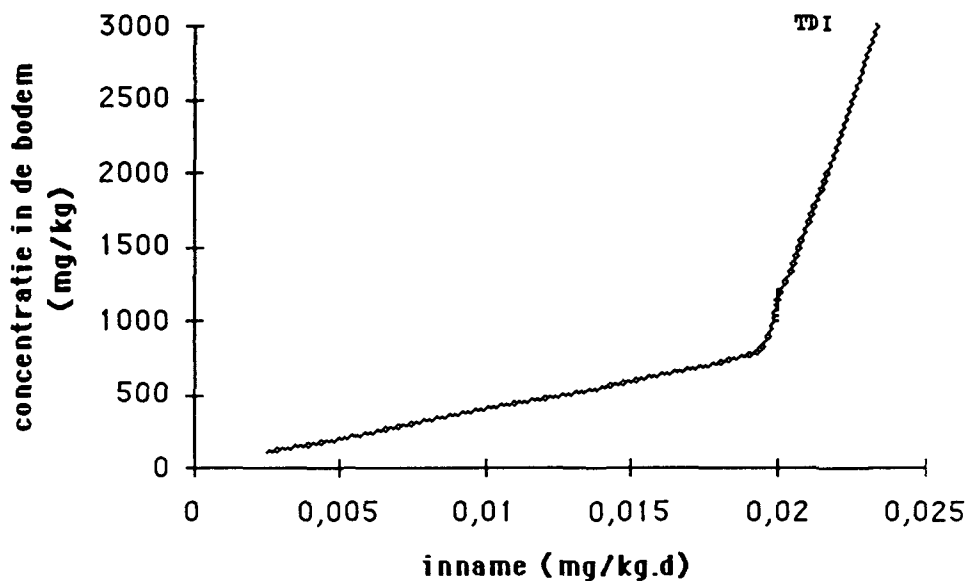
Parameter	RIVM ¹	lit Ned ²	EPA ²	lit V S ²
gewicht volw (kg)	70	60-70	70	70
gewicht kind (kg)	15	10-15	-	13
ademvolume volw (m ³)	20	14-23	20	15-23
ademvolume kind (m ³)	7,6	6-15	-	6-1
lich opp volw (m ²)	1,8	-	1,8	1,8
lich opp kind (m ²)	0,95	-	0,7	0,57/0,82
inname hvh grond volw (mg/d)	50	-	100	0-1000
inname hvh grond kind (mg/d)	150	80-1000	200	24-10000
drinkwater gebr volw (l/d)	2	1,2-3,8	2	2
drinkwater gebr kind (l/d)	1	0,7-2,1	-	1
volume douchewater verbr (m ³)	0,15	-	0,12	0,05-0,06
gewasgebruik volw (g nw/d)	558	246-1440	340	181
gewasgebruik kind (g nw/d)	295	90-232	-	-
fractie gewasgebr uit eigen tuin	0,1	0,57-1,0*	0,23*	0,25*
tijdsfracties (-)				
volw buiten	0,05	-	0,02	0,02-0,08
volw binnen	0,71	0,70	0,62	0,58-0,71
volw werk	0,24	0,06-0,12	0,36	0,27
volw slapen	0,5	-	-	-
kind buiten	0,12	-	-	0,18
kind binnen	0,88	0,70	-	0,83
kind slapen	0,5	-	-	-
douchetijd (h/d)	0,25	-	0,20	0,13-0,17
abs factor bij orale inname (-)	1#	1#	1#	stofafh
retentiefactor deeltjes in longen(-)	0,75	0,20-0,60	-	0,50-1,00
dermale abs snelh grond volw (h-1)	0,005	-	stofafh	0,005
dermale abs snelh grond kind (h-1)	0,01	0,01	"	0,01
bedekkingsgraad huid (mg/cm ²)				
volw buiten	3,75	-	1,45-2,77	0,5-3,5
volw binnen	0,056	-	-	0,056-0,5
kind buiten	0,51	-	1,45-2,77	0,51
kind binnen	0,056	-	-	0,056
opp dermaal contact (m ²)				
volw buiten	0,17	-	0,20-0,53	0,14-0,29
volw binnen	0,09	-	-	0,05
kind buiten	0,28	0,21	(0,22)	0,10-0,21
kind binnen	0,05	-	-	0,05

1) RIVM Van den Berg (22)

2) referenties en opmerkingen in bijlage 3

* cijfers hebben betrekking op volkstuinders

eigenlijk ontbreekt de absorptiefactor in de berekeningen, omdat de toxicologische grenswaarden meestal ook in innamehoeveelheden worden uitgedrukt en niet in geabsorbeerde hoeveelheden



Figuur 3 1

Relatie tussen de totale dagelijkse inname van pyreen en het gehalte in de bodem, waarvan deze inname het gevolg is

Met de gegevens uit het integratierapport (24) zijn de C-waarden door de commissie opnieuw berekend, teneinde een gedetailleerde verificatie op de numerieke details van het CSOIL-model uit te voeren. In het integratierapport zijn ten opzichte van een eerder verschenen RIVM-rapport over het CSOIL-model (22) een aantal wijzigingen aangebracht. Voor enkele stoffen is gebruik gemaakt van nieuwe gegevens voor de TDI (zie tabel 10 integratierapport, 24). Voor de chloorfenolen is in het integratierapport tevens een correctie toegepast voor de invloed van de zuurgraad van de bodem op de dissociatie van de stof.

Om de door het RIVM voorgestelde C-waarden met de door de commissie gebruikte rekenprocedure te kunnen afleiden moesten twee factoren worden aangepast. Ten eerste was de blootstelling in de badkamer alleen te verkrijgen indien voor het volume van de badkamer 25 m³ wordt genomen, in plaats van 15 m³ zoals door het RIVM is aangegeven. Aangezien de bijdrage van deze blootstellingsroute aan de totale inname klein is heeft deze afwijking nauwelijks invloed op de uiteindelijk bepaalde C-waarde.

Voor de anorganische anionen is in tegenstelling tot wat volgt uit bestudering van tabel 9 1 uit het rapport van Van der Berg over CSOIL (22) ervan uitgegaan dat alle stof in het bodemvocht aanwezig is (partiticoëfficiënt, $K_d = 0$).

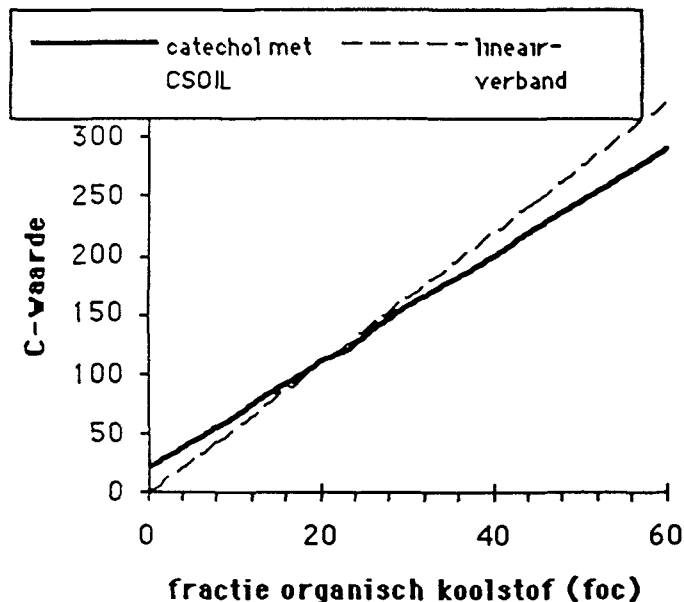
Standaard bodem

In het rapport van Van den Berg (22) zijn de C-waarden voor organische stoffen met het CSOIL-model berekend voor een organisch koolstofgehalte (foc) van 1% en 20% (tabel 9) en ook voor 2% organische koolstof voor het berekenen van de in dat rapport voorgestelde C-waarden. In het integratierapport zijn de C-waarden bepaald voor de standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum), door er vanuit te gaan dat de relatie tussen de C-waarde en het organische koolstofgehalte (foc) gegeven kan worden door

$$C_x = C_{ref} * foc_x / foc_{ref}$$

Voor de referentiebodem (foc_{ref}) is van 20% organisch koolstof uitgegaan. In tabel 3.1 kolom 2 is het resultaat voor C_x voor de standaardbodem ($foc = 5,8\%$ dus 10% organisch stof) weergegeven.

Bij de berekende C-waarde voor $foc = 5,8\%$ is dus aangenomen dat er een lineair verband bestaat tussen foc en de C-waarde. Inderdaad is voor veel stoffen de C-waarde voor $foc=20\%$ grofweg 20 maal hoger dan bij $foc = 1\%$. Maar dit is niet altijd het geval. Figuur 3.2 illustreert dit bijvoorbeeld voor catechol. Bij deze stoffen wordt een afwijking gevonden tussen de bepaalde C-waarde en de C-waarde berekend met het CSOIL-model voor $foc = 5,8\%$. Deze afwijking is het gevolg van de bijdrage aan de totale inname door blootstellingsroutes waarbij het organische stofgehalte niet van invloed is (ingestie van grond).



Figuur 3.2

Invloed van de aanname van lineair verband tussen de fractie organisch koolstof en de C-waarde afgeleid met het CSOIL-model voor de stof catechol

Blootstellingsroutes

In het CSOIL-model wordt een groot aantal blootstellingsroutes in beschouwing genomen. In hoofdstuk 2 van dit advies is aangegeven dat niet alle gevolgen van bodemverontreiniging onder de saneringsregeling op grond van de Wet bodembescherming vallen. In verband daarmee is in CSOIL slechts de blootstelling in rekening gebracht die het gevolg is van consumptie van zelf geteelde gewassen. Blootstelling via zelf gevangen vis, of via andere zelf verzamelde dierlijke producten afkomstig van de verontreinigde locatie is niet in beschouwing genomen omdat deze blootstellingsroute weinig voorkomt en meestal weinig aan de totale blootstelling bijdraagt. Situaties waarbij dat wel het geval is, zoals bij de verkoop van verontreinigde dierlijke producten afkomstig van verontreinigde gronden, vallen niet onder de saneringsregeling op grond van de Wet bodembescherming (zie hoofdstuk 2 van dit advies). Deze vormen van actieve verspreiding van verontreinigde producten worden in andere wettelijke kaders geregeld, bijvoorbeeld in de Warenwet. Bij de beoordeling van ernstig gevaar in het kader van de bodemsanering speelt alleen blootstelling als gevolg van passieve verspreiding van verontreinigende stoffen vanuit de bodem een rol. Indien de voor Nederland niet alledaagse situatie zich voordoet dat zelf gevangen vissen of andere dieren een belangrijk aandeel hebben in het dagelijks voedselpakket, dan is het mogelijk dat voor een aantal stoffen de ADI of TDI wordt overschreden bij gehalten in de bodem lager dan de met CSOIL afgeleide C-waarden.

De hierboven beschreven situatie wijst op een belangrijk algemeen probleem bij het afleiden van C-waarde op grond van een theoretische situatie waarbij alle blootstellingsroutes operationeel zijn. De blootstelling is in hoge mate afhankelijk van het gedrag van de mens en het gebruik dat de mens van de bodem maakt. Het middelen van in werkelijkheid sterk variërende omstandigheden kan tot grote onder- en overschattingen van de blootstelling leiden. Zo wordt in de berekening van de blootstelling als gevolg van de consumptie van zelf geteelde gewassen aangenomen dat deze 10% van de dagelijkse consumptie bedraagt. Deze aanname zou een incidentele consumptie kunnen dekken, maar er zijn waarschijnlijk veel meer situaties die hiermee niet overeenkomen. Veeleer is er sprake van een dichotomie: volkstuin- en moestuinbezitters eten voornamelijk uit eigen tuin, mensen die dergelijke tuinen niet bezitten voornamelijk niet. Voor een prognose van de actuele blootstelling bij een geval van bodemverontreiniging is het zeker gewenst om de parameters van het blootstellingsmodel meer op de specifieke verontreinigingssituaties toe te snijden.

Het afleiden van een uniforme C-waarde die overeenkomt met een eenduidige risicogrens bij het operationeel zijn van alle blootstellingsroutes kan een relatief lage C-waarde

opleveren tenzij expliciet geen rekening wordt gehouden met bijzondere vormen van bodemgebruik en risicogroepen bij de mens C-waarden waarbij wordt uitgegaan van volledige voeding uit eigen tuin, consumptie van vlees en vis afkomstig van het geval van bodemverontreiniging en eigen drinkwaterwinning uit grondwater zullen vermoedelijk voor een aantal stoffen zeer dicht bij de A-waarden komen te liggen (Bijvoorbeeld kolom 5 in tabel 3 1) Dit zou tot gevolg kunnen hebben dat bij veel gevallen van bodemverontreiniging de C-waarden overschreden worden terwijl de werkelijke blootstelling beneden de ADI c q TDI blijft Vanwege de beleidsmatige betekenis die aan een overschrijding van een C-waarde wordt gegeven, is er ook voor dergelijke gevallen een saneringsnoodzaak, terwijl de werkelijke blootstellingssituatie wijst op een zeer lage urgentie Voor dit dilemma is geen wetenschappelijke oplossing

In het kader van een meer beleidsmatige oplossing zou overwogen kunnen worden om onderscheid te maken tussen blootstelling die niet kan worden vermeden, zoals inhalatie van vluchtige stoffen en gronddeeltjes en ingestie van grond door kinderen, en blootstelling die het gevolg is van consumptie van gewassen uit eigen tuin, vlees en vis afkomstig van de locatie en eigen drinkwatervoorziening Deze laatste blootstellingsroutes komen immers tot stand als gevolg van de keuze de bodem intensief te gebruiken

Op grond van een globale analyse van de door CSOIL beschreven situatie kan geconstateerd worden dat blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging onder deze omstandigheden hoofdzakelijk bepaald wordt door een beperkt aantal blootstellingsroutes, te weten

- 1) het consumeren van gewassen die op het geval van bodemverontreiniging zijn geteeld,
- 2) het inhaleren van vluchtige verbindingen,
- 3) ingestie van grond (voornamelijk door kinderen)

Wat dit betreft had het model eenvoudiger kunnen zijn Toch worden er uitvoerige berekeningen gemaakt van andere blootstellingsroutes, waarbij veel aannames moeten worden gemaakt De commissie vraagt zich af in hoeverre de wens om volledig te zijn hier niet te ver is doorgeslagen De wetenschappelijke pretenties van de modelmatige blootstellingsanalyse doet het voorkomen alsof blootstelling van de mens, ondanks de vele nuances die in het integratierapport zijn vermeld, toch met een enkele "gemiddelde" standaard situatie volledig kan worden beschreven De commissie onderschrijft weliswaar de noodzaak om te beschikken over een eenvoudige en eenduidige toetsingswaarde om aan te geven welke gevallen zodanig verontreinigd zijn dat sanering moet worden overwogen, maar ziet deze waarde meer als een beleidsmatige oplossing, geïnspireerd door wetenschappelijke kennis, dan als een strikt wetenschappelijk produkt

Blootstelling via gewas

De commissie wil in het kader van haar evaluatie van de voorgestelde C-waarden in eerste instantie de berekening van blootstelling via zelf geteelde gewassen achterwege laten. Het weglaten van gewasconsumptie in het CSOIL-model leidt met name voor zware metalen tot een aanzienlijke verhoging van de humane C-waarden. In tabel 3.1 kolom 4 is het resultaat van het weglaten van de blootstelling via het gewas gegeven. Aangezien voor veel stoffen geldt dat gewas de belangrijkste bijdrage levert aan de totale inname komen de bepaalde C-waarden hoger uit. Daar tegenover staat dat een onbetrouwbare modellering van gewasopname aan de hand van Kd-waarden en BCF-waarden komt te vervallen. Tevens vervalt de noodzaak om voor metalen naar grondsoort te differentiëren. Het discutabele gebruik van de formules behorende bij de referentiewaarden bodemkwaliteit voor metalen als maat voor de beschikbaarheid van metalen voor opname door het gewas is hiermee eveneens vervallen.

Bij de keuze van de geïntegreerde C-waarden (24) wordt veelal de ecotoxicologische waarde geprefereerd omdat aan de ecotoxicologische C-waarden een hogere betrouwbaarheid wordt toegeschreven dan aan de humane C-waarden, die voor veel stoffen voor het grootste deel bepaald worden door de blootstelling via gewasconsumptie. Voor deze stoffen zal de keuze om geen rekening te houden met deze laatste blootstellingsroute (waardoor de betrouwbaarheid van de C-waarde toeneemt) vooralsnog weinig gevolgen voor de geïntegreerde C-waarde hebben, omdat de humaan-toxicologische C-waarde bij het weglaten van gewasconsumptie hoger ligt. In hoofdstuk 5 zal worden berekend in hoeverre de C-waarden, nadat getalsmatige aanpassingen op grond van ecotoxicologische C-waarden en andere argumenten hebben plaatsgevonden, nog ruimte bieden voor consumptie van zelf geteelde gewassen. De commissie geeft er dus de voorkeur aan om, vanwege de onbetrouwbaarheid van de blootstellingsberekeningen, in een later stadium op de blootstelling via gewassen terug te komen en te bezien welke C-waarden aangescherpt zouden moeten worden om te voorkomen dat incidentele gewasconsumptie uit eigen tuin met een concentratie van verontreinigende stoffen gelijk aan de C-waarde leidt tot een overschrijding van de TDI. De problematiek van bodemverontreiniging in volkstuinen (en moestuinen) verdient echter wel nadere aandacht ook al zou er geen sprake zijn van saneringsnoodzaak op grond van overschrijding van C-waarden. De commissie beveelt voor deze gevoelige vormen van bodemgebruik aan om aan de hand van gewasanalyses te beoordelen in hoeverre de TDI als gevolg van bodemverontreiniging wordt overschreden. Indien dit het geval zou zijn zou tot sanering of tot het geven van teeltadviezen besloten kunnen worden.

Andere blootstellingsroutes

In tabel 3.2 worden de waarden die door het RIVM aan de parameters van het CSOIL-model zijn toegekend vergeleken met literatuurgegevens. Over het algemeen worden door het RIVM gangbare waarden gehanteerd. Bij een aantal parameters zijn echter wel kanttekeningen te plaatsen. Zo wordt de zogenaamde absorptiefactor bij orale inname op 1 gesteld. Hiermee wordt waarschijnlijk bedoeld dat de absorptie van de stof door de mens vergelijkbaar is met de absorptie in de proef dieren in de experimenten waarop de betreffende ADI c.q. TDI gebaseerd is. Dit zou in de terminologie tot uiting kunnen worden gebracht door van relatieve absorptiefactoren te spreken.

Met betrekking tot de tijdsduur en tijdsfracties die bij de blootstelling van belang zijn wordt er kennelijk van uitgegaan dat alle volwassenen ca. 40 uur per week buitenshuis en buiten de te beoordelen locatie werkzaam zijn. De commissie acht dit een onjuist uitgangspunt. Zij stelt voor om ervan uit te gaan dat de werktijd ook thuis kan worden besteed en de tijdsfracties "werk" en "binnen" (zie tabel 3.2) te combineren tot 0,95. De gevolgen van deze wijziging voor de af te leiden C-waarden zijn gegeven in tabel 3.1 kolom 7.

Naast gewasconsumptie en groningestie is inhalatie van vluchtige verbindingen een belangrijke blootstellingsroute. Bepalend hiervoor is de mate waarin stoffen zich via de kruipruimte onder een woning zich in de binnenucht kunnen verspreiden. Bij het modelleren van de verdamping vanuit de bodem is ervan uitgegaan dat de verontreiniging zich op 75 cm diepte onder de kruipruimte bevindt. Als standaard situatie lijkt het redelijk om ervan uit te gaan dat bij het bouwrijp maken van de bodem een laag schoon zand zal zijn aangebracht. In hoeverre 75 cm als diepte van de verontreiniging een goed beeld geeft van een "gemiddelde" verontreinigingssituatie kan de commissie niet overzien. Wel wil zij erop wijzen dat er zich situaties kunnen voordoen, bijvoorbeeld bij natte kruipruimtes, waar de verdamping van vluchtige stoffen uit de bodem hoger zal zijn. Evenals bij intensieve consumptie van zelf geteelde of gevangen plantaardige of dierlijke producten kan ook hier de ADI c.q. TDI worden overschreden zonder dat er in de bodem sprake is van een overschrijding van de met CSOIL afgeleide C-waarde.

RUIMTELIJKE SCHAAL VAN DE C-WAARDEN

De definitie van de ruimtelijke schaal van de C-waarde, zoals die in het integratie rapport is beschreven laat in principe twee interpretaties toe:

- a) De C-waarde moet vergeleken worden met de gemiddelde concentratie in een laag grond van 0,5 meter of een laag grondwater van 1 meter, van de gehele locatie, bij een

bemonstering met een raster met een onderlinge afstand tussen de meetpunten van 5 meter bij grond c q 10 meter bij grondwater

- b) De C-waarde moet vergeleken worden met de gemiddelde concentratie in grond respectievelijk grondwater van naast elkaar gelegen meetpunten met een onderlinge afstand van 5 respectievelijk 10 meter en een diepte van 0,5 meter respectievelijk 1 meter. De C-waarde is hier een gemiddelde van bijvoorbeeld de vier meetpunten op de hoeken van een raster van 5 X 5 m (of 10 X 10 m bij grondwater)

De commissie heeft tegen de eerste interpretatie bezwaren, omdat dit leidt tot de volgende paradoxale situatie in de beoordeling van "ernstig gevaar" bij een klein geval van bodemverontreiniging van 5 X 5 m kan, wanneer de gemiddelde concentratie van een stof in de (vier) meetpunten hoger is dan de C-waarde, van "ernstig gevaar" worden gesproken, terwijl dat niet het geval zou zijn als deze kleine plek deel uit zou maken van een groter geval, waarbij op de andere meetpunten de C-waarden (net) niet worden overschreden. De commissie acht de tweede interpretatie de enig juiste en bovendien zeer zinvol. Hiermee wordt de minimale omvang van een geval van bodemverontreiniging of van een sterk verontreinigde kern in een groter geval van bodemverontreiniging aangegeven dat in het kader van de saneringsregeling op grond van de Wet bodembescherming nog relevant geacht wordt.

In het integratierapport van het RIVM (24) is de relatie tussen het voorstel voor de ruimtelijke schaal en de C-waarden zoals berekend met het CSOIL-model niet nader aangegeven. Het CSOIL-model maakt echter gebruik van een aantal ruimtelijke parameters, die het mogelijk maken om relevante ruimtelijke schalen of ruimtelijke eenheden (RE's) voor een aantal blootstellingsroutes af te leiden.

Aan blootstelling wordt meestal een tijdsdimensie gegeven, bijvoorbeeld dagelijkse, wekelijkse of levenslange blootstelling, omdat dit in het kader van een toxicologische beoordeling van belang is. Hoe groot de relevante ruimtelijke schaal, het oppervlak of het volume bodem, is dat dagelijks aan de blootstelling bijdraagt blijft vaak onbekend. In haar advies over de sanering van het Lauraterrein (3) adviseerde de commissie om het gemiddelde PAK-gehalte in de bovenste laag van een tuin als maatgevend te beschouwen voor de dagelijkse blootstelling van kleine kinderen aan PAK als gevolg van ingestie van grond. In het kader van een beoordeling van "ernstig gevaar" ligt het dan ook voor de hand om de beoordeling in verband met blootstelling door ingestie en dermaal contact uit te voeren aan de hand van gemiddelde gehalten in percelen ter grootte van een tuin.

In verband met andere blootstellingsroutes dient wellicht met grotere of kleinere oppervlakken gewerkt te worden. Het CSOIL-model dat bij de afleiding van C-waarden is gebruikt geeft hierover indicaties, omdat het voor sommige blootstellingsroutes nodig was om relevante oppervlakken voor verdamping of lengten bij permeatie van waterleidingen aan te nemen. In tabel 3.3 is aangegeven tot welke ruimtelijke eenheden dit leidt.

Tabel 3.3

Afmeting Ruimtelijke Eenheden (RE) bij verschillende blootstellingsroutes. De gemiddelde concentratie in een RE kan als uitgangspunt dienen voor blootstellingsberekeningen.

BLOOTSTELLING	OPPERVLAK WAARVAN DE GEMIDDELDE CONCENTRATIE BEKEND MOET ZIJN	BRON
Ingeste van grond	Omvang van een tuin	TCB
Dermaal contact met grond	Omvang van een tuin	TCB
Inhalatie van gronddeeltjes	Gehele locatie, verspreiding via lucht heeft een homogeniserend effect. De concentratie in de lucht wordt beschouwd als een functie van de gemiddelde concentratie in de grond.	CSOIL
Inhalatie van buitenlucht	Gehele locatie, verspreiding via lucht heeft een homogeniserend effect. De concentratie in de lucht wordt beschouwd als een functie van de gemiddelde concentratie in de grond.	CSOIL
Inhalatie van binnenlucht	Kruipruimte, 50 m ²	CSOIL
Consumptie van op de locatie geteelde gewassen	Omvang van moestuin, ca. 70m ²	(28)
Drankwater	Gehele locatie, vanwege permeatie in waterleidingen	CSOIL
Inhalatie van dampen tijdens het douchen	Gehele locatie, vanwege permeatie in waterleidingen	CSOIL
Dermaal contact tijdens douchen	Gehele locatie, vanwege permeatie in waterleidingen	CSOIL
Dermaal contact tijdens baden	Gehele locatie, vanwege permeatie in waterleidingen	CSOIL

Op grond van de gegevens uit tabel 3.3 lijken een aantal schaalniveaus in verband met de blootstelling relevant. De gemiddelde concentratie van de gehele locatie moet bekend

zijn, de verdeling van gemiddelden gemeten over oppervlakken van ca 70 m² in verband met blootstelling via zelfgeteelde gewassen (28) (voor volkstuinten zou dit ca 140 m² bedragen, op grond van hetzelfde onderzoek waar de 70 m² voor moestuinten van is afgeleid) en van gemiddelden gemeten over een oppervlak van 50 m² in verband met ingestie van grond, dermaal contact en inhalatie binnenlucht. Gezien het geringe verschil in grootte tussen deze laatste oppervlakken kan voor deze kleinschalige blootstellingsroutes volstaan worden met een gemeenschappelijke schaal van 50 m², dat is ongeveer een vlak van 7 X 7 meter en verwijst dus naar een rastermaat die iets groter is dan de maat die in het integratierapport wordt voorgesteld. Bij de advisering over bodemonsteringsmethoden zal daar dieper op ingegaan worden.

Diepte

Ten aanzien van de diepte wordt in het integratierapport voorgesteld om uit te gaan van 0,5 meter voor grond en 1 meter voor grondwater. Dit komt voor grond neer op een beoordeling per laag. Bij de beoordeling van actuele blootstelling zijn de concentraties van stoffen met name in de bovenste laag van de bodem van belang, vanwege de grotere contactmogelijkheden. Meestal wordt dan een laag van geringere dikte gehanteerd. De bouwvoordiepte bedraagt bijvoorbeeld in de meeste gevallen 20 à 30 cm. Voor de blootstelling in verband met dermaal contact en ingestie van grond werd door de TCB in haar advies over de sanering van het Lauraterrein te Kerkrade (3) een bemonsteringsdiepte van 40 cm geadviseerd. Bij de beoordeling van actuele blootstelling zou voor diepere lagen in principe met dikkere lagen (>50 cm) kunnen worden gewerkt.

Een beoordeling van de potentiële blootstelling mag er echter niet van uitgaan dat de bovenste laag van een geval van bodemverontreiniging altijd de bovenste laag is geweest of zal blijven. Met andere woorden men zou in het kader van de beoordeling van "ernstig gevaar" de bodem laagsgewijs in relatief dunne lagen moeten bemonsteren, hetgeen de kosten van het onderzoek sterk zal verhogen. De commissie beschouwt het hanteren van een laagdikte van 50 cm voor grond als een acceptabel compromis, in die zin dat hiermee een redelijk beeld van de potentiële blootstelling kan worden verkregen.

Gevolgen van heterogeniteit in de bodem voor het afleiden van C-waarden

Zoals eerder is aangegeven is voor een redelijke schatting van de potentiële blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging met het CSOIL-model kennis nodig over de gemiddelde concentratie van een stof in een laag van 0,5 m van de gehele locatie en van de lokale gemiddelde concentratie in oppervlakken van ca 50 m². Indien deze informatie

beschikbaar is kan een terreindekkend beeld worden verkregen van de potentiële blootstelling. Het omgekeerde proces, het afleiden van een enkele C-waarde voor een stof op grond van blootstellingsberekeningen, waarbij routes met een verschillende relevante ruimtelijke schaal een rol spelen, is echter minder eenvoudig, behalve in het bijzondere geval dat de bodem uniform verontreinigd is zodat alle gehalten in deelgebieden van ca. 50 m² identiek zijn. Alleen in dat geval kan vanuit de TDI rechtstreeks een C-waarde worden berekend. Is er sprake van heterogeniteit, dan moeten er voor de afleiding van de C-waarde extra aannames gemaakt worden.

Door te veronderstellen dat gemiddelde concentraties in deelgebieden van 50 m² bij benadering normaal* verdeeld zijn, hetgeen geen onrealistische aanname is, kan in principe een enkele C-waarde voor de gemiddelde concentratie van een stof van het hele gebied worden afgeleid die rekening houdt met een beperkte kans (5%) op lokale overschrijdingen van de TDI. De theoretische beschouwing die aan een dergelijke afleiding ten grondslag ligt en de uitwerking ervan wordt in bijlage 4 gegeven.

Een andere mogelijkheid is om bij wijze van benadering 50 m² als de ruimtelijke schaal voor alle blootstellingsroutes te hanteren. Dit ligt des te meer voor de hand omdat de belangrijkste blootstellingsroutes met name door de lokale concentratie van stoffen in de bodem worden bepaald. Blootstellingsroutes waarbij de blootstelling een functie is van de gemiddelde concentratie over grotere oppervlakken zijn vaak van ondergeschikt belang, zodat de fout die met deze benadering gemaakt wordt in de praktijk van weinig betekenis is.

Omdat de hierboven beschreven problematiek met name samenhangt met de beoordeling van de resultaten van het bodemonderzoek zal hier in het TCB advies over bodembemonstering nader aandacht aan worden besteed.

GRONDWATERNORMEN

In theorie zouden grondwaternormen moeten worden afgeleid uit de concentraties van het porienwater dat in evenwicht is met de grond. Omdat grondwater geen porienwater is, hoeven de normen niet hetzelfde zijn. In het integratierapport wordt voorgesteld om C-waarden voor grondwater in principe op 10% van de concentratie in het porienwater te stellen. Er wordt dus vanuit gegaan dat er bij de voeding van het grondwater uit het

* Steekproefgemiddelden van niet te kleine steekproeven volgen in het algemeen een normale verdeling, ongeacht de oorspronkelijke verdeling van de gegevens in de steekproef (29).

porienwater een zekere verdunning plaatsvindt. Deze beschouwing ondervangt een aantal problemen. Ten eerste is het moeilijk om het porienwater te bemonsteren, zodat volstaan moet worden met indicaties over de porienwaterkwaliteit door middel van meting in het grondwater. Ten tweede wordt bij het hanteren van een verdunning met een factor 10, ook bij gebruik als drinkwater, de TDI niet overschreden, waardoor winningen van grondwater met gehalten beneden de C-waarden voor grondwater geen "ernstige" bedreiging van de gezondheid vormen. Ten derde doet het hanteren van strengere waarden in het grondwater dan in het porienwater recht aan het standpunt dat bodemverontreiniging die zich verspreidt ernstiger gewaardeerd dient te worden dan een vergelijkbare immobiele verontreiniging. Het aantreffen van verhoogde concentraties in het grondwater, op 10% van de porienwaterconcentratie, wijst op een relatief snelle verspreiding of op relatief hoge concentraties in de bovengrond. Indien overschrijding van de C-waarden voor grondwater niet te herleiden is tot een lokale bron, maar diffuus van aard is dan heeft men waarschijnlijk van doen met een grootschalige verontreiniging die met name vanwege de omvang een ernstige bedreiging voor de watervoorziening zou kunnen vormen. De commissie onderschrijft dan ook het hanteren van een ruime marge tussen de C-waarden voor grondwater en de porienwaterconcentraties die bij evenwicht overeenkomen met de C-waarden voor grond.

Met betrekking tot de ruimtelijke schaal van de C-waarden voor grondwater acht de commissie het hanteren van een grotere schaal (10 X 10 X 1 meter) alleszins te rechtvaardigen. De grotere mobiliteit van stoffen in het grondwater leidt er toe dat sterke concentratieverschillen op relatief korte afstand in veel mindere mate zullen optreden dan bij grond.

4 C-WAARDEN ECOTOXICOLOGIE

INLEIDING

De afleiding van ecotoxicologische C-waarden wordt beschreven in het RIVM-rapport "Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's" (30). Als criterium voor ernstig gevaar wordt gekozen voor een gehalte van een stof in de bodem waarbij 50% van de soorten in het ecosysteem in het voortbestaan wordt bedreigd. Hiervan is, volgens het rapport, sprake als er overschrijding van het geen-effect niveau (de No Observed Effect Concentration, NOEC) plaats vindt voor vitale levensfuncties zoals groei en reproductie. Het gehalte in de bodem, waarbij 50% van de soorten wordt bedreigd in het voortbestaan, wordt geschat op basis van overschrijding van de NOEC bij 50% van de onderzochte (toets)organismen in het laboratorium.

Het commentaar van de commissie over de afleiding van C-waarden op grond van bovenbeschreven principe is mede gebaseerd op de bevindingen van een door de commissie ingestelde werkgroep van deskundigen (zie bijlage 2).

COMMENTAAR

De commissie gaat ervan uit dat met 50% van de onderzochte soorten bedoeld wordt een uitspraak te doen over mogelijke overschrijding van de NOEC bij 50% van de soorten die potentieel in het gebied kunnen voorkomen, en niet overschrijding van de NOEC bij 50% van de soorten die werkelijk in het verontreinigde gebied voorkomen. De keuze van de numerieke benadering van het ecotoxicologische criterium voor "ernstig gevaar" is uiteraard arbitrair. Gesteld kan worden dat het 50%-criterium, dat neerkomt op het geometrisch gemiddelde van ecotoxicologische laboratoriumgegevens, die vaak een log-normale of sterk daarop gelijkende verdeling volgen, de meest betrouwbare statistische grootte is die men kan kiezen. Voor een betrouwbare schatting van het linker 95-percentiel (5-percentiel) van de verdeling, zoals wordt gebruikt voor een schatting van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (15), zijn meer gegevens nodig, omdat hiervoor ook een betrouwbare schatting van de variantie noodzakelijk is. Het ecotoxicologisch criterium voor "ernstig gevaar" komt overeen met een hoger risiconiveau dan het in de risicobrochure (25) aangegeven maximaal toelaatbare risiconiveau. Bij C-waarden in het veld,

die op de voorgestelde manier zijn afgeleid, kunnen zeker negatieve effecten op een deel van de in het veld voorkomende organismen worden verwacht. In dit opzicht zijn de ecotoxicologische C-waarde dus minder streng dan de in hoofdstuk 3 besproken humane C-waarden, waarvoor in het algemeen het maximaal toelaatbaar risico als uitgangspunt is gekozen. Bij blootstelling aan een bodem op C-waarde niveau zal er bij de mens vrijwel zeker geen meetbare schade aan de gezondheid optreden als gevolg van bodemverontreiniging. De ecotoxicologische beoordeling hanteert echter een criterium dat midden in de range van geen-effect niveaus ligt.

Ecologische betekenis van het uitgangspunt

In het RIVM rapport is het ecologisch functioneren van de bodem uitgangspunt voor de invulling van het criterium "ernstig gevaar" voor het milieu. Er wordt aangenomen dat er sprake is van ernstig gevaar voor de ecologische functie van de bodem als er sprake is van ernstige aantasting van de structuur van een ecosysteem en dat de structuur ernstig gevaar loopt als de soortensamenstelling ernstig is aangetast. Men neemt verder aan dat er gesproken kan worden van ernstig gevaar indien 50% van de soorten in een systeem nadelige effecten ondervindt. Er bestaat bij de commissie twijfel over de geldigheid van de impliciete aanname dat bij aantasting van de structuur in een bepaalde mate, de functie in diezelfde mate zal worden aangetast. Bij een marginaal risiconiveau van 5% wordt dit nog enigszins verdedigbaar geacht, maar dit is bij 50% aantasting van de structuur, zoals bij de afleiding van de C-waarden wordt gebruikt, zeker discutabel. Er kan sprake zijn van grotere ecologische effecten dan op grond van overschrijding van de NOEC van 50% van de soorten kan worden verwacht. In de 50% kan bijvoorbeeld een volledige functionele groep besloten zitten, omdat deze groep door zijn eigenschappen essentieel gevoeliger is voor een stof dan alle andere groepen. Bijvoorbeeld alle planten (groep van primaire producenten) zijn gevoelig voor herbiciden. Het benadelen van een volledige functionele groep moet als ernstiger geclassificeerd worden dan het benadelen van 50% van de soorten in alle functionele groepen.

Tevens is het niet uitgesloten dat onder het onbeschermde deel van de levensgemeenschap beschermde soorten vallen. De commissie vindt het wenselijk dat er eerder wordt overgegaan tot saneren als een verontreinigde locatie een groot deel uitmaakt van het leefgebied van een beschermde soort. Als voorbeeld wordt gegeven de uiterwaarden van de Maas. Het fourageergebied van de das, een soort die voorkomt op de soortenbeschermingslijst van het Natuurbeleidsplan, is voor een groot deel beperkt tot de uiterwaarden van de Maas. Slechts in delen van de uiterwaarden worden de C-waarden voor zware metalen overschreden. Dit geeft volgens de systematiek van de Leidraad bodembe-

scherming alleen de noodzaak voor saneren aan en niet de urgentie. De aangetroffen concentraties in de uiterwaarden zijn echter hoog genoeg om schade te veroorzaken aan organen van de das.

In het RIVM-rapport is niet overwogen om in plaats van een hoog percentage (namelijk 50%) overschrijdingen van de NOEC een laag percentage overschrijdingen (bijvoorbeeld 5%) van bijvoorbeeld de EC50 (effect concentratie waarbij 50% van de blootgestelde individuen van een toetsorganisme een effect ondervindt) toe te staan. Een argument voor het gebruik van een EC50 voor groei en/of reproductie is dat het toxicologisch een duidelijker criterium is. De schatting van een EC50 in toxiciteitstoetsen is betrouwbaarder dan de schatting van de NOEC. Tevens zijn er vaak meer EC50's beschikbaar. Het is niet op voorhand te zeggen of de benaderingen erg verschillende resultaten opleveren. Het zou mogelijk kunnen zijn dat bij een overschrijding van de NOEC bij 50% van de soorten tegelijkertijd overschrijding van de EC50 bij 5% van de soorten optreedt. In dat geval zou er een vaste afstand tussen de NOEC's en EC50's van de verschillende soorten bestaan. Uit de nu bekende gegevens blijkt echter dat deze afstand zowel soortafhankelijk als stofafhankelijk sterk kan variëren. Wellicht zouden beide benaderingen nader onderzocht en vergeleken kunnen worden. Wellicht zou ook het geometrisch gemiddelde van de EC50 als aanvullend criterium bij de urgentiebepaling kunnen worden gebruikt, zodat alle beschikbare ecotoxicologische gegevens bij de beoordeling van bodemverontreiniging een rol kunnen spelen. Aan het eind van dit hoofdstuk zal de commissie hier verder uitwerking aan geven.

Selectieprocedure van gegevens

De in het RIVM-rapport gebruikte RAB (Risiko Analyse Bodemverontreiniging)-methode (ook methode Van Straalen & Denneman, Gezondheidsraad-methode, RIVM-methode of methode Aldenberg & Siob genoemd) biedt een goed handvat om ecotoxicologische gegevens in te zetten bij het afleiden van normen. De uitgebreide discussie over de RAB-methode in het rapport is zinvol, maar lijkt in het geval van de C-waarden overdadig, vooral omdat door de keuze van het 50% criterium de RAB-methode gereduceerd wordt tot het berekenen van het geometrisch gemiddelde van de NOEC's. De theoretische verhandeling suggereert meer dan er in werkelijkheid gebeurt.

Tevens wordt in het rapport aangevoerd dat de gebruikte methoden reproduceerbaar zijn en het resultaat volledig afhankelijk is van de gebruikte gegevens en niet van de gebruiker van de gegevens. Hierbij wordt echter voorbij gegaan aan het feit dat de selectie van de gegevens gepaard gaat met een aanzienlijke hoeveelheid "expert judgement".

De commissie onderschrijft in het algemeen de toegepaste werkwijze met betrekking tot microbiële activiteitsparameters. Deze kunnen niet direct in de RAB-methode worden toegepast, omdat het om een ander type parameter gaat (geen individueel kenmerk). Voor sommige stoffen is er wel rekening gehouden met de microbiële parameters. Bij chroom is een C-waarde op grond van twee bodemdieren berekend en een C-waarde op grond van vijf microbiële parameters. Hiervan is het gemiddelde berekend. Het ligt echter meer voor de hand om hier, in plaats van het geometrisch gemiddelde, voor de laagste (of de hoogste) van de twee waarden te kiezen. De twee typen parameters waar het hier om gaat, corresponderen ook met twee verschillende argumenten voor een uitspraak "ernstig gevaar".

- 1] De vestiging en overleving van minstens 50% van soorten (water)bodemorganismen wordt door de aanwezige bodemverontreiniging bemoeilijkt,
- 2] Minstens 50% van verschillende microbiële processen zijn als gevolg van de bodemverontreiniging verstoord.

Als voor het vaststellen van "ernstig gevaar" sprake moet zijn van situatie 1 of 2, dan is bij de laagste waarde sprake van "ernstig gevaar". Indien bij "ernstig gevaar" sprake moet zijn van zowel situatie 1 als 2, dan is bij hoogste waarde pas sprake van "ernstig gevaar". De keuze voor een gemiddelde is hier niet op een logische wijze in te passen. Gezien het gebrek aan gegevens bij veel stoffen lijkt de "1 of 2" variant het best uitvoerbaar, hetgeen aanleiding zou zijn om de laagste waarde te kiezen.

Eerder is opgemerkt dat er niet vanuit kan worden gegaan dat effecten op 50% van de potentieel aanwezige soorten (structuur van het ecosysteem) overeenkomen met een even ernstig effect op processen (functioneren van het ecosysteem). De commissie acht het daarom in elk geval wenselijk dat voor alle stoffen, ook als er voldoende gegevens voor bodemdieren beschikbaar zijn, gebruik gemaakt wordt van beschikbare microbiële gegevens. Aan het einde van dit hoofdstuk zal de commissie een voorstel voor C-waarden doen dat zowel van effecten op soorten als van effecten op microbiële processen uitgaat.

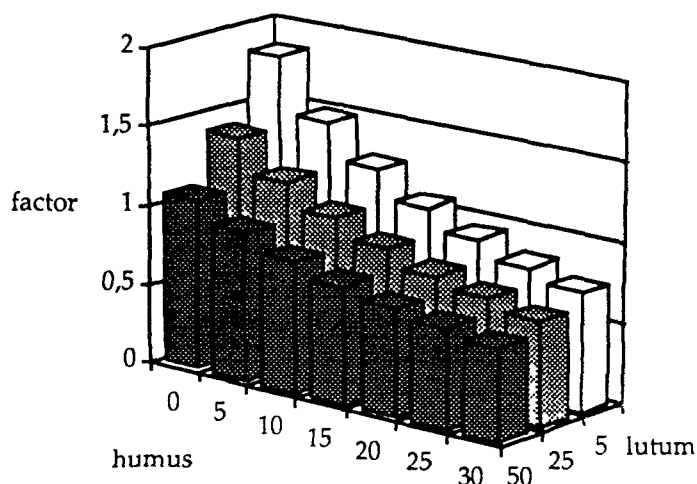
Om te voorkomen dat een specifieke groep bodemorganismen teveel invloed heeft in de berekening wordt terecht uitgegaan van het geometrisch gemiddelde van NOEC's voor een bepaalde soortengroep (bijvoorbeeld regenwormen). Meestal gaat het hierbij om diergroepen op ordeniveau en plantengroepen op familieniveau. Statistisch gesproken is dit de meest zuivere benadering. De gevolgen voor de uiteindelijke C-waarde zijn echter niet erg groot wanneer deze correctie achterwege wordt gelaten.

Normalisering van toxiciteitgegevens

De NOEC's waarop de berekening van het geometrisch gemiddelde wordt gebaseerd, zijn vastgesteld in verschillende grondsoorten. Om met verschillen in humus- en lutumgehalte in de grond rekening te houden, zijn correctiefactoren toegepast die zijn afgeleid van de formules waarmee referentiewaarden kunnen worden gedifferentieerd naar bodems met andere humus- en lutumgehalten dan de standaardbodem. Bij de afleiding van deze correctiefactoren wordt aangenomen dat de verhouding tussen een NOEC en de referentiewaarde bodemkwaliteit (voor de grondsoort waarmee de betreffende toxiciteitsexperimenten zijn uitgevoerd) constant is. NOEC's die op verschillende grondsoorten zijn verkregen, kunnen dan als een constant veelvoud van de bijbehorende referentiewaarde worden geschreven. Hierdoor is het mogelijk om NOEC's voor andere grondsoorten, zoals de standaardbodem, te berekenen. Uit de aanname volgt dat de verhouding tussen de referentiewaarde die behoort bij de grondsoort waarmee een experiment is uitgevoerd en de referentiewaarde die behoort bij de standaard grondsoort (10% humus, 25% lutum), ook van toepassing is op de verhouding tussen een NOEC-waarde in een bepaalde grondsoort en dezelfde NOEC in een standaardbodem. Deze verhouding wordt dus een factor waarmee een NOEC-waarde gecorrigeerd kan worden. In formule

$$N(25,10) = N(1,h) \frac{R(25,10)}{R(1,h)}$$

waarin $N(25,10)$ en $R(25,10)$ een NOEC respectievelijk referentiewaarde in de standaardbodem is en $N(1,h)$ en $R(1,h)$ een NOEC respectievelijk referentiewaarde is behorende bij de experimentele bodem. De waarden die deze correctiefactoren ($R(25,10)/R(1,h)$) kunnen aannemen voor bijvoorbeeld cadmium, worden gegeven in figuur 4.1. Hieruit blijkt dat bij een laag lutum- en humusgehalte een NOEC voor cadmium wordt vermenigvuldigd met een factor van $\pm 1,8$ en bij een hoog humus- en lutumgehalte met een factor van $\pm 0,6$. Deze correctiefactoren nemen bij andere metalen uiteraard een andere waarde aan, afhankelijk van de vorm van de differentiatieformule voor de referentiewaarde. Voor organische verbindingen nemen deze correctiefactoren, die bij deze stoffen alleen afhankelijk zijn van het percentage humus in de grond, waarden aan tussen de 5 (minimale bodem, 2% humus) en 0,33 (maximale bodem, 30% humus).



Figuur 4.1

Correctiefactoren die gebruikt worden om een NOEC voor cadmium in een experimentele bodem met een bepaald humus- en lutumgehalte om te rekenen naar NOEC in een standaard bodem met 10% organische stof en 25% lutum. De differentieformule voor cadmium is $Cd=0,4 + 0,007 (lutum + 3 \text{ humus})$. In alle gevallen moet het humus- en lutumgehalte in gewichtspercentages worden gebruikt.

Of deze correctiefactoren van toepassing zijn op NOEC's, valt niet te zeggen omdat de correctie niet op naar grondsoort gedifferentieerde, toxicologische criteria gebaseerd is. Met name bij experimenten waarbij blootstelling via het voedsel plaats vindt, doet de correctie gekunsteld aan. Voedsel wordt hierbij beschouwd als dood organisch materiaal, dat wil zeggen als een bodem met 95% humus en 0% lutum. Bij de omrekening worden echter uiterste waarden gehanteerd voor humus en lutum, zodat voedsel in feite beschouwd wordt als bodem met 30% humus (maximum) en 5% lutum (minimum). Een alternatief voor deze benadering zou kunnen zijn om de gehalten in voedsel evenals in het CSOIL-model met een BCF-factor aan gehalten in de bodem te relateren. De boven beschreven correctie (30% humus, 5% lutum) komt globaal neer op een plant/bodem concentratie verhouding van 3. Voor cadmium en zink is dit inderdaad de BCF-waarde uit CSOIL. Voor lood, koper en kwik leidt de BCF-benadering tot een sterke verhoging van de C-waarde.

De BCF-benadering kent echter een aantal bezwaren. Er is zelden sprake van een directe relatie tussen de concentratie van een stof in de minerale bodem en de concentratie in het voedsel van bodemdieren. Zelfs in de hypothetische situatie dat alle componenten in het ecosysteem chemisch met elkaar in evenwicht zijn, is de ligging van dit evenwicht van zeer veel variërende factoren afhankelijk, zodat er nooit van een vaste verhouding tussen

plant en bodem kan worden uitgegaan. Daarnaast is de scheiding tussen voedsel en leefomgeving bij bodemdieren vaak moeilijk te maken.

In het RIVM-rapport (30) wordt op dit moment het normaliseren van toxiciteitsgegevens met behulp van differentiatieformules voor de referentiewaarden de beste beschikbare methode genoemd. Deze opvatting wordt ondermeer ontleend aan de TCB-adviezen en -rapporten waarin beleidsvoorstellen voor streefwaarden en toetsingswaarden vergeleken worden met resultaten van de RAB-methode. De RAB-methode gaat in dat geval uit van gemiddelden en varianties van de logaritmisch getransformeerde NOEC's. De uitkomsten van de RAB-methode hangen sterk af van de variantie van de verschillende NOEC-waarden, die voor een deel te wijten zijn aan verschillen in uitvoering, bijvoorbeeld verschillen in grondsoort, van de experimenten. Indien experimenten met verschillende soorten ook met verschillende grondsoorten zijn uitgevoerd, wordt de echte variatie in gevoeligheid tussen de verschillende organismen overschat. Een normalisering van toxiciteitsgegevens naar bodemfactoren die de variatie in de uitkomsten van verschillende toxiciteitstoetsen reduceert, werkt in de goede richting. Hiermee wordt wellicht voorkomen dat streefwaarden die overeenkomen met het zogenaamde 95% beschermingsniveau uit de RAB-methode, gedeeld door een factor 100, als gevolg van verschillen in bij de experimenten toegepaste grondsoorten onnodig laag uitvallen. Bij het afleiden van C-waarden wordt echter slechts het geometrisch gemiddelde van de NOEC's gebruikt, een grootheid die veel minder beïnvloed wordt door variërende proefomstandigheden. Om deze reden en omdat er bij het afleiden van C-waarden sprake is van normstelling die wat concentratieniveau en beleidsmatige betekenis betreft ver af staat van streefwaarden, beveelt de commissie aan om bij het afleiden van ecotoxicologische C-waarden de normalisering naar bodemfactoren, zoals humus- en lutumgehalte, achterwege te laten. De voordelen van de normalisering wegen in dit geval niet op tegen het nadeel, namelijk dat de suggestie wordt gewekt dat met de formules waarmee streefwaarden naar grondsoort worden gedifferentieerd ook de biologische beschikbaarheid van stoffen kan worden berekend. De consequenties van dit standpunt voor de C-waarden zijn voor zware metalen en arseen aangegeven in tabel 4.1. Tevens geeft de tabel resultaten voor verschillende vormen van blootstelling (voer of grond) en voor verschillende effecten (soorten of microbiële processen).

Tabel 4.1

In de eerste kolom staan de uit het RIVM-rapport "Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's" (30) Bij de berekening van de waarden in de kolommen 2 tot en met 5 heeft geen normalisatie van de toxiciteitsgegevens naar grondsoort plaats gevonden In de tweede kolom is een geometrisch gemiddelde van NOEC's voor soorten berekend, in de derde en vierde kolom zijn de gegevens voor soorten uitgesplitst voor blootstelling aan grond en voedsel In de vijfde kolom bevindt zich de waarde op basis van microbiële processen, hiervoor zijn in principe alle NOEC's gebruikt die in de bijlage van bovengenoemd rapport zijn vermeld De gemiddelden zijn gegeven in mg/kg

metaal	1 voorstel RIVM	2 soorten, via grond en voedsel	3 soorten, via grond	4 soorten, via voedsel	5 microbiële processen
arseen	40	37	37	-	530
barium	650	-	-	-	356
cadmium	12	12	13	11	115
chrom (III)	230	315	315	-	157
chrom (VI)	-	-	-	-	1040
cobalt	120	92	92	-	290
koper	190	170	113	222	238
kwik	10	6	3	10	53
lood	290	282	196	371	1046
molybdeen	<480	-	-	-	480
nikkel	210	71	71	-	220
zink	720	1414	1000	2000	166

Bij de berekening van de waarden in tabel 4.1 is dezelfde berekeningsmethodiek gebruikt als in het RIVM-rapport (30) eerst worden geometrische gemiddelden voor waarnemingen aan één soort of één microbiële proces in verschillende bodemsoorten berekend, daarna geometrische gemiddelden voor één groep van soorten (bijvoorbeeld regenwormen, collembolen) of meerdere waarnemingen aan één proces en vervolgens een geometrisch gemiddelde voor alle soorten of processen

Bij de beoordeling van de actuele risico's van een verontreinigde locatie zou niet alleen rekening gehouden moeten worden met de grondsoort maar ook met de pH De pH is een op landelijke schaal variërende factor, die ook door toenemende verzuring een belangrijke rol kan gaan spelen in de beschikbaarheid van stoffen (31) Voor waterbodems dient met de redoxpotentieel rekening te worden gehouden Bij brakke en zoute waterbodems zou vooral aandacht moeten worden besteed aan de saliniteit van de bodem Dit in verband met de invloed van deze factoren op het gedrag van de verontreinigende stoffen

Waterbodem versus terrestrische bodem

Het is niet duidelijk of waterbodemorganismen, vanwege andere blootstellingsroutes en levenswijze, meer of minder gevoelig zijn dan landbodemorganismen. Op grond van de gegevens die in het RIVM-rapport worden aangeleverd kan dit ook niet geconcludeerd worden. Ook een recente studie, waarin gegevens voor 28 van 49 geselecteerde stoffen konden worden geevalueerd, gaf geen aanleiding om te veronderstellen dat waterbodemorganismen in het algemeen minder of meer gevoelig zijn dan waterorganismen (32). In feite versluieren de hiaten in kennis het inzicht in de natuurlijk optredende variatie in gevoeligheid tussen grote aantallen soorten. Hetzelfde geldt voor het kwantitatieve belang van verschillende opnameroutes bij vergelijking van waterbodemorganismen en terrestrische organismen. Hier doorheen spelen verschillen in de chemische vorm waarin stoffen in de land- en waterbodem kunnen voorkomen. Om die redenen kunnen geen harde conclusies worden getrokken in hoeverre berekende C-waarden voor terrestrische organismen en voor waterorganismen een vergelijkbaar beschermingsniveau aangeven.

In de RIVM-rapporten, en ook in de hierboven aangehaalde studie, wordt vermeld dat er voor waterbodemorganismen slechts weinig gegevens voor handen zijn. Voor het berekenen van getalswaarden voor de waterbodem kan echter goed gebruik worden gemaakt van gegevens uit de aquatische ecotoxicologie. Voor een aantal stoffen blijkt de opname door waterbodemorganismen voornamelijk via de waterfase te verlopen (stoffen met een $K_{OW} < 5$). Voor deze stoffen zou dus gebruik kunnen worden gemaakt van aquatische ecotoxiciteitsgegevens, waarbij via evenwichtspartitievergelijkingen voor deze stoffen het bijbehorende gehalte in de waterbodem kan worden berekend.

In een aanvullend RIVM-rapport "Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatische ecotoxicologische gegevens" (33) heeft inmiddels een vergelijking plaatsgevonden tussen via evenwichtspartitieberekeningen omgerekende aquatische toxiciteitsgegevens en gegevens voor terrestrische organismen. Grote verschillen tussen C-waarden op basis van terrestrische en aquatische gegevens voor organische stoffen werden slechts in enkele gevallen gevonden. In het geval van atrazine echter bleek de berekening op grond van aquatische toxiciteitsgegevens tot een veel lagere waarde te leiden. Omdat in de set beschikbare bodemtoxiciteitsgegevens planten ontbraken, moet echter deze lagere waarde op basis van aquatische gegevens, waarbij wel gegevens voor planten beschikbaar waren, betrouwbaarder worden geacht. Aanpassing van de voorgestelde C-waarden op basis van terrestrische ecotoxicologische gegevens is op basis van het aanvullende rapport voorgesteld voor alifatische koolwaterstoffen, chloorfenolen, chloorbenzenen, atrazine, DDT, DDE en ftalaten. De voorstellen voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) werden beter onderbouwd in het aanvullende rapport.

In het integratierapport van Van den Berg & Roels (24) zijn deze voorstellen reeds doorgevoerd

Voedselweb effecten

Bij afleiding van de ecotoxicologische C-waarden wordt niet expliciet rekening gehouden met doorvergiftigingsverschijnselen op hogere niveaus in de voedselketen. Lagere planten diersoorten kunnen een stof opnemen in concentraties die hoger zijn dan in het omringende milieu, maar hoeven daarvan nog geen effect te ondervinden. Deze organismen vormen de voedselbron voor hogere diersoorten, die daardoor aan (verhoogde) concentraties van de stof worden blootgesteld, die vervolgens wel een effect kunnen hebben. Deze hogere organismen zijn vaak soorten waar een bijzondere waarde aan wordt toegekend.

Bij de afleiding van de normen zou in principe met doorvergiftiging via voedselwebben rekening gehouden kunnen worden. Hierbij zou er in een "worst case" benadering van uit kunnen worden gegaan dat het contactrisico van een soort met de stof gelijk is aan 1. In concrete saneringsgevallen zou in de uiteindelijke beoordeling dan rekening kunnen worden gehouden met het echte contactrisico voor soorten die de kans lopen op doorvergiftiging (het contactrisico kan geschat worden door na te gaan welk gedeelte van het fourageergebied wordt gevormd door de betreffende verontreinigde locatie). Voor grote verontreinigingsgevallen kan het contactrisico voor bepaalde soorten gelijk zijn aan 1, hierbij kan gedacht worden aan het Haringvliet of de uiterwaarden van een aantal rivieren. Het toekennen van een hogere urgentie aan grotere gevallen komt enigszins tegemoet aan de wens om op grond van effecten als gevolg van doorvergiftiging en op grond van het potentiële aantal bedreigde soorten (19) grootschalige verontreinigingen in ecologisch opzicht ernstiger te waarderen dan relatief kleine verontreinigingsgevallen.

Over doorvergiftiging is wel het een en ander bekend (de stoffen en de potentiële routes). In sommige gevallen is het mogelijk om vanuit een kritische concentratie in een hoger organisme (top-predator) terug te rekenen naar concentraties in de (water)bodem. Het tot nu toe best uitgevoerde voorbeeld is het model voor accumulatie van zware metalen in mosselen, ontwikkeld voor de Zeeuwse delta. Dit kan direct worden gekoppeld aan bekende factoren voor biomagnificatie bij mossel etende vogels.

Een methode voor risicoschatting op basis van doorvergiftiging is in ontwikkeling bij het RIVM en Rijkswaterstaat (DGW). Gezien het grote belang dat wordt gehecht aan de bescherming van groepen van soorten waarvan vrijwel geen toxiciteitsgegevens beschik-

baar zijn (bijvoorbeeld visetende dieren en roofdieren), wordt de mogelijkheid onderzocht van een vertaling van toxiciteitsgegevens afkomstig van laboratoriumsoorten (zaadeters/knaagdieren) naar deze groep. Inmiddels is hieraan een uitwerking gegeven in het DGM/RWS-rapport "Zeewaardig Afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in Noordzee en Waddenzee" (34). Verdere ontwikkelingen van deze methode zijn onderwerp van discussie in een ambtelijke onderzoeksbegeleidingsgroep "Integrale Normstelling Stoffen", waarin vertegenwoordigers van IBN-DLO, RIVM, RIZA, RWS/DGW, DGM en het Starngcentrum zitting hebben. De commissie ziet deze ontwikkelingen met belangstelling tegemoet.

Grondwaternormen

In hoofdstuk 3 van het advies is reeds ingegaan op normstelling voor grondwater. De C-waarden die door RIVM zijn voorgesteld zijn via partitieberekeningen afgeleid van de C-waarden voor grond. Omdat deze berekeningen waarden opleveren voor concentraties van stoffen in porienwater en toetsing aan normen plaatsvindt aan de hand van metingen in grondwater, dient men bij het afleiden van normen voor grondwater met een zekere verdunning ten opzichte van het porienwater rekening te houden. In het integratierapport van Van den Berg & Roels (24) wordt voorgesteld hiervoor bij alle stoffen, behalve bij zware metalen en arseen, in principe een factor 10 te hanteren. Bij de beschrijving van deze afleiding in het integratierapport is de nodige aandacht besteed aan de relatie tussen de C-waarden voor grondwater en drinkwaternormen en de beleidskeuzen die daarbij gemaakt zijn. Omdat grondwater geen levenloze omgeving is zou ook een evaluatie van ecotoxicologische gegevens voor grondwaterorganismen voor de hand liggen. Omdat dergelijke organismen wat bouw en levenswijze betreft enigszins vergelijkbaar zijn met zoetwaterorganismen zou ook een systematische vergelijking met een "ecotoxicologisch ernstig gevaar criterium" op basis van zoetwaterorganismen indicaties kunnen geven voor C-waarden in grondwater op ecotoxicologische basis. In de onderstaande tabel 4.2 is deze vergelijking gemaakt uitgaande van gegevens die zijn gebruikt voor het berekenen van streefwaarden in het rapport "Streven naar waarden" (35).

Tabel 4.2

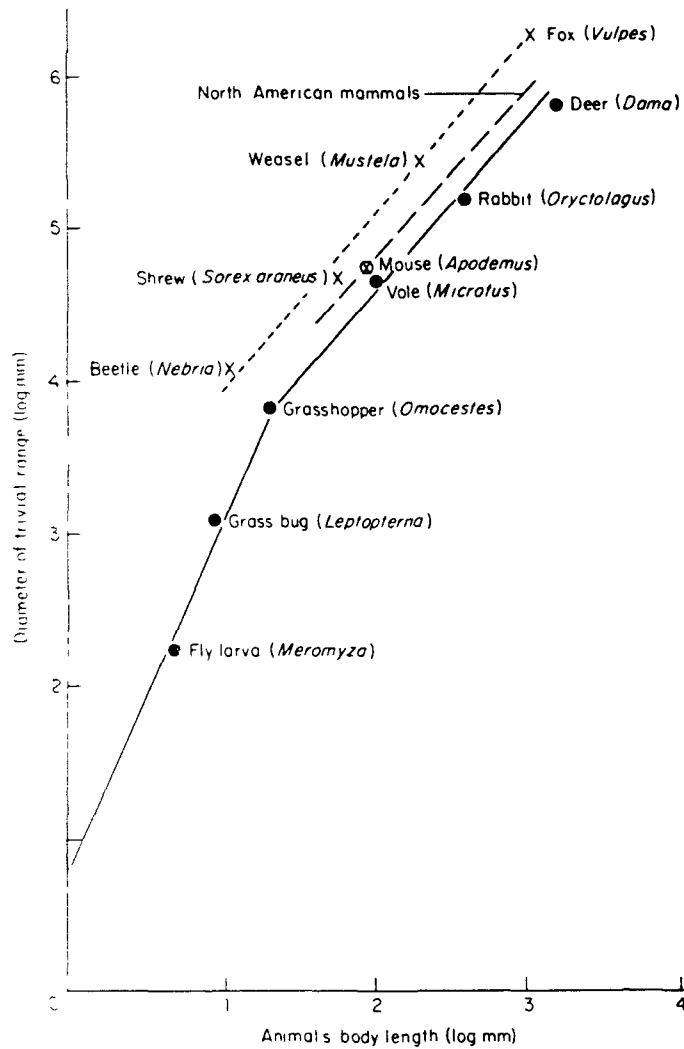
Vergelijking van de voorgestelde C-waarden voor grondwater met toxiciteitsgegevens voor zoetwater. In de tweede en derde kolom worden geometrische gemiddelden gegeven van alle NOEC's en L(E)C50's die zijn opgenomen in het databestand t b v het RIVM-rapport "Streven naar waarden" (35). Er is geen onderscheid gemaakt tussen microorganismen en hogere organismen. De gegevens voor microorganismen hadden betrekking op individuele kenmerken van soorten. Vetgedrukt zijn de gemiddelde NOEC's die lager zijn dan het voorstel van Van den Berg & Roels (24). Tussen haakjes wordt voor de deelstreep het aantal NOEC's of L(E)C50's en na de deelstreep het aantal taxonomische groepen vermeld waarop het gemiddelde is gebaseerd. *Geometrische gemiddelde voor meerdere mono-, di-, tetra- en pentachloorfenolen. **Gegevens voor chroom III en chroom VI.

stof	VdB & Roels (µg/l)	gemiddelde NOEC (µg/l)	gemiddelde L(E)C50 (µg/l)
arseen	40	594 (27/10)	-
cadmium	6	15 (41/9)	-
chroom (III)	15	201 (15/11)**	-
koper	35	17 (41/6)	-
kwik	0,3	1 (19/6)	-
lood	50	94 (33/10)	-
nikkel	40	219 (20/7)	-
zink	300	436 (36/9)	-
monochloorfenolen*	160	561 (2/1)	10295 (21/4)
dichloorfenolen*	30	417 (3/2)	4297 (28/4)
trichloorfenolen*	6	-	2055 (21/4)
tetrachloorfenolen*	20	-	607 (10/4)
pentachloorfenol	0,15	60 (26/10)	-
anthraceen	5	-	28 (20/4)
benzo(a)anthraceen	0,4	3 (1/1)	12 (2/2)
benzo(a)pyreen	0,03	1095 (2/2)	15 (6/5)
chryseen	0,04	1 (1/1)	1797 (2/3)
fenantreen	5	164 (5/2)	394 (13/5)
fluoranteen	0,8	50 (1/1)	235 (11/5)
naftaleen	75	399 (9/2)	4041 (30/6)
atrazin	150	53 (11/4)	-
dieldrin		4 (4/3)	-
lindaan (γ-HCH)	1,5	33 (10/7)	-

Het geometrische gemiddelde van de NOEC's blijkt voor koper en atrazin (vet gedrukt) lager te zijn dan het voorstel voor C-waarden grondwater. De voorgestelde C-waarden voor grondwater, dat wil zeggen voor metalen en arseen de concentratie in porenwater dat in evenwicht is met de grond en voor de overige stoffen de concentratie in porenwater gedeeld door een factor tien, zijn niet overdreven streng te noemen daar zij in beide categorieën overschrijdingen van het geometrische gemiddelde van de NOEC's voor aquatische organismen voorkomen.

Ruimtelijke schaal van de C-waarden

Bij de beoordeling van bodemkwaliteit aan ecotoxicologische normen is het evenals bij een humaan-toxicologische beoordeling van belang dat rekening wordt gehouden met de ruimtelijke schaal waarop de bodem onderzocht moet worden om uitspraken te kunnen doen over blootstelling aan stoffen en de effecten die daar het gevolg van zijn. Een voorbeeld hiervan is de volgende situatie: een mogelijk effect van bodemverontreiniging op grote grazende zoogdieren zal in het algemeen voorspeld kunnen worden aan de hand van een gemiddelde concentratie in de bovenste bodemlaag van een perceel, terwijl voor effecten op bodemorganismen een gemiddelde waarde per m² meer in de rede ligt. Kennis van de dagelijkse "actieradius" van een bedreigd organisme of bedreigde populatie, in combinatie met bijvoorbeeld grenswaarden voor dagelijkse blootstelling zoals ADI-waarden is hier van belang, ontleend aan (36), is de relatie tussen de lichaamslengte en de actieradius van een organisme, die voor de dagelijkse blootstelling van belang is, weergegeven. In de figuur kan worden afgelezen bij welke organismen de ruimtelijke schaal waarop de C-waarden betrekking hebben voldoende klein is om uitspraken over individuele dagelijkse blootstelling te doen. Voor de meeste bodemorganismen is bij de voorgestelde ruimtelijke eenheid van 5 X 5 meter slechts beoordeling van de gemiddelde blootstelling in een populatie mogelijk. Gezien het ecotoxicologische criterium voor "ernstig gevaar" is dit geen bezwaar. Dat is namelijk niet gericht op de bescherming van individuele organismen maar op populaties.



Figuur 4.2

De relatie tussen de dagelijkse actieradius en de lichaamslengte van herbivoren (getrokken lijn), predatoren (stippellijn) en zoogdieren (gebroken lijn)

VOORSTELLEN VAN DE COMMISSIE

Door het RIVM zijn NOEC's per stof verzameld om de C-waarden op te baseren, hieruit zijn NOEC's geselecteerd op betrouwbaarheid en bruikbaarheid in de RAB-methode. De criteria voor de selectie waren zodanig dat veel ecotoxicologische gegevens niet zijn gebruikt. Tevens is door het RIVM een vrij strikte rekenprocedure gebruikt, in die zin dat er eerst geometrische gemiddelden werden berekend voor bepaalde groepen van gegevens, die vervolgens ten behoeve van de afleiding van de C-waarde als één NOEC

werden beschouwd. De commissie heeft zich afgevraagd of een minder restrictieve benadering, waarbij zoveel mogelijk gegevens worden gebruikt en het achterwege laten van de rekenprocedure tot duidelijk andere waarden zou leiden. In tabel 4.3 is dit uitgewerkt voor alle stoffen waarvoor bij selectie door het RIVM slechts gebruik is gemaakt van een deel van de NOEC's.

Tabel 4.3

Geometrische gemiddelden van NOEC's voor soorten, in kolom 1 na selectie van gegevens op betrouwbaarheid. NOEC's voor dezelfde soorten en dezelfde stoffen verkregen op verschillende grondsoorten werden eerst geometrisch gemiddeld. NOEC's voor dezelfde stof van soorten binnen een taxonomische groep zijn eveneens eerst geometrisch gemiddeld. In kolom 2 is dit alles achterwege gelaten en zijn alle NOEC's, en ook effecten <EC10 direct geometrisch gemiddeld. Er is geen normalisatie ten aanzien van humus- en lutumgehalte toegepast.

Stof	1 gemiddelde NOEC soort, na selectie	2 gemiddelde NOEC soort, geen selectie
cadmium	12	8
chromium III	315	385
koper	170	182
kwik	6	8
lood	282	593
nikkel	71	137
zink	1414	929
tolueen	70	59
1,2,3-trichloorbenzeen	9	36
pentachloorfenol	3	6
aldrin	0,07	0,6
dieldrin	0,1	9
lindaan (γ -HCH)	0,5	1,6
carbaryl	2	5
carbofuran	0,28	0,13
atrazin	15	12

Uit tabel 4.3 blijkt dat, voor zover kan worden nagegaan, het al dan niet selecteren en gebruik van een bepaalde rekenprocedure weliswaar leidt tot verschillen in uitkomst, maar geen systematische afwijkingen tussen beide waarden tot gevolg heeft.

De commissie heeft de volgende benadering uitgewerkt. De C-waarden, gebaseerd op ecotoxicologische gegevens, zijn opnieuw berekend met een aantal aanpassingen.

- 1] Als NOEC's voor soorten worden de geselecteerde gegevens van Denneman & Van Gestel gebruikt en wordt ook de door hen voorgestelde rekenprocedure gevolgd (gewogen geometrische gemiddelden voor verschillende bodemsoorten en per taxonomische groep van soorten),
- 2] Er is geen normalisatie naar humus- en lutumgehalte toegepast,

- 3] Er wordt, bij het afleiden van de C-waarde, voor zover mogelijk altijd een geometrisch gemiddelde van NOEC's voor zowel soorten als microbiele processen berekend,
- 4] Bij het berekenen van het geometrisch gemiddelde van NOEC's voor microbiele processen worden de gegevens niet geselecteerd maar wordt wel de bovengenoemde rekenprocedure toegepast,
- 5] Geometrisch gemiddelden van L(E)C50's worden eveneens voor soorten en microbiele processen berekend, deze worden vergeleken met de resultaten verkregen bij 3],
- 6] De L(E)C50's worden niet geselecteerd, het geometrisch gemiddelde wordt rechtstreeks berekend (geen rekenprocedure)

Omdat de commissie niet beschikt over de basale literatuur die ten grondslag ligt aan de bijlage van het rapport van Denneman en van Gestel (30), is het niet mogelijk NOEC's voor microbiele processen en L(E)C50's te selecteren op een wijze die in het rapport voor NOEC's voor soorten is gedaan. Evenmin kunnen de gevolgen van de uitgevoerde selectie beoordeeld worden. Dit leidt tot de opstelling in de bovengenoemde punten 4 en 6. De rekenprocedure is bij het berekenen van geometrische gemiddelden van L(E)C50's achterwege gelaten omdat dit gemiddelde als een soort plafond moet worden gezien voor te hoog uitvallende geometrisch gemiddelden van NOEC's. Nuances in de berekening werden hierbij niet relevant geacht. Bovendien is door Denneman & Van Gestel niet intensief naar L(E)C50's gezocht als er voldoende NOEC's voor handen waren. Dit leidt ertoe dat de gemiddelde L(E)C50 als een indicatieve waarde moet worden gezien. De resultaten van deze berekeningen staan in tabel 4.4

Tabel 4 4

Geometrische gemiddelden van NOEC's en L(E)C50's voor soorten en microbiële processen, berekend volgens de voorstellen van de commissie. Voor de vergelijking worden de voorstellen uit het integratierapport van Van den Berg & Roels (24) in de laatste kolom vermeld. Alle waarden zijn gegeven in mg/kg. Tussen haakjes staat het aantal (taxonomische) groepen respectievelijk het aantal microbiële processen vermeld waarop het gemiddelde is gebaseerd. Met * wordt aangeduid dat de beschikbare gegevens voornamelijk afkomstig waren uit aquatisch ecotoxiciteitsonderzoek. Deze gegevens zijn niet gebruikt bij de hieronder vermelde berekeningen.

	1 NOEC's soorten	2 NOEC's microb processen	3 L(E)C50 soorten	4 L(E)C50 microb processen	5 voorstel integratie- rapport
metalen					
arseen	37 (2)	530 (2)	-	-	40
barium	-	356 (1)	-	-	650
cadmium	12 (7)	115 (3)	209 (3)	274 (7)	12
chromium III	315 (2)	157 (3)	-	423 (6)	230
chromium VI	-	1040 (1)	16 (1)	-	-
cobalt	92 (1)	290 (1)	-	-	120
koper	170 (5)	238 (4)	450 (2)	722 (6)	190
kwik	6 (2)	53 (4)	3 (1)	65 (4)	10
lood	282 (7)	1046 (5)	3057 (4)	3045 (5)	290
molybdeen	-	480 (1)	-	480 (1)	<480
nikkel	71 (1)	220 (4)	786 (1)	987 (5)	210
tin	-	-	-	-	-
zink	1414 (2)	166 (2)	662 (1)	794 (5)	720
organische verbindingen					
benzeen	*	-	-	-	25
ethylbenzeen	-	-	-	-	-
fenol	-	-	242 (2)	-	40
m-cresol	3 (1)	-	96 (1)	-	50
o-cresol	32 (1)	-	200 (1)	-	50
tolueen	70 (2)	55 (2)	364 (2)	-	150
xyleen	-	-	-	-	-
catechol	-	-	-	-	-
resorcinol	-	-	-	-	-
hydrochinon	-	-	-	-	-
antraceen	*	-	-	-	40
benzo(a)antraceen	*	-	-	-	40
benzo(k)fluorantheen	*	-	-	-	40
benzo(a)pyreen	*	-	-	-	40
chryseen	*	-	-	-	40
fenantreen	*	-	-	-	40
fluoranteen	*	-	-	-	40
indeno(1,2,3cd)pyreen	*	-	-	-	40
benzo(ghi)peryleen	*	-	-	-	40
pyreen	*	-	-	-	40
naftaleen	*	-	-	-	40
1,2-dichloorethaan	*	-	-	-	60
dichloormethaan	*	-	-	-	60
tetrachloormethaan	*	-	-	-	60
tetrachlooretheen	*	-	-	-	60
trichloormethaan	*	-	-	-	60
trichlooretheen	*	-	-	-	6

	1 NOEC's soorten	2 NOEC's microb processen	3 L(E)C50 soorten	4 L(E)C50 microb processen	5 voorstel integratie- rapport
vinylchloride	*	-	-	-	6
monochloorbenzeen	-	-	2000 (1)	-	30
1,4-dichloorbenzeen	10 (1)	-	248 (1)	-	30
1,2,3-trichloorbenzeen	9 (2)	-	98 (2)	-	30
1,2,4-trichloorbenzeen	-	-	133 (2)	-	30
1,3,5-trichloorbenzeen	10 (1)	-	123 (1)	-	30
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	10 (1)	-	32 (1)	-	30
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	05 (1)	-	1,3 (1)	-	30
pentachloorbenzeen	10 (1)	-	56 (1)	-	30
hexachloorbenzeen	100 (1)	-	2000 (1)	-	30
2-monochloorfenol	-	-	43 (1)	-	10
3-monochloorfenol	-	-	146 (2)	-	10
2,4-dichloorfenol	-	-	53 (1)	-	10
3,4-dichloorfenol	-	-	312 (1)	-	10
3,5-dichloorfenol	-	-	32 (1)	-	10
2,3,5-trichloorfenol	3 (1)	-	9 (1)	-	10
2,4,5-trichloorfenol	-	-	174 (1)	-	10
2,4,6-trichloorfenol	-	-	46 (2)	-	10
2,3,4,5-tetrachloorfenol	-	-	306 (1)	-	10
pentachloorfenol	3 (3)	24 (3)	82 (3)	177 (1)	5
chloornaftaleen	-	-	-	-	-
trichloorbifenyyl	*	-	-	-	70
hexachloorbifenyyl	*	-	-	-	70
DDT	-	-	7 (1)	-	4
DDE	-	-	-	-	4
aldrin	0,07 (2)	-	0,6 (2)	-	0,35
dieldrin	0,1 (1)	12 (4)	2,7 (4)	-	4
endrin	0,01 (1)	-	-	-	0,06
lindaan (γ -HCH)	0,5 (2)	10 (2)	82 (1)	-	2
carbaryl	2 (3)	10 (1)	51 (2)	-	5
carbofuran	0,28 (4)	11 (2)	10 (2)	-	1,5
propoxur	-	-	20 (1)	-	0,75
maneb	-	12 (4)	44 (1)	-	30
atrazin	15 (3)	50 (12)	9 (5)	-	6
heptaan	-	-	-	-	-
octaan	-	-	-	-	-
cyclohexanon	-	-	-	-	-
dimethylftalaat	-	-	219 (2)	-	60
diethylftalaat	32 (1)	-	132 (1)	-	60
dibutylftalaat	32 (1)	-	2000 (1)	-	60
di(2-ethyl)hexylftalaat	-	-	2000 (1)	-	60
pyridine	32 (1)	-	203 (1)	-	150
styreen	-	-	-	-	-
tetrahydrofuran	-	-	-	-	-
tetrahydrothiofeen	-	-	-	-	-

Voorgesteld wordt om in principe de laagste waarde van kolom 1 en kolom 2 (geometrisch gemiddelden van NOEC's) als C-waarde op ecotoxicologische basis te kiezen, tenzij een van de geometrische gemiddelden van L(E)C50-waarden lager is. Dit is het geval bij chroom (VI), kwik en atrazin. Lagere gemiddelde L(E)C50-waarden zouden kunnen worden veroorzaakt door het gebruik van veel gevoeligere soorten in L(E)C50-toetsen dan in NOEC-toetsen. Voor de genoemde stoffen kan overwogen worden om de C-waarde op grond van de lagere L(E)C50-waarde te kiezen. Tevens ontbreekt er voor een aantal stoffen een geometrisch gemiddelde voor NOEC's en zijn er alleen geometrisch gemiddelde L(E)C50's beschikbaar. Voorgesteld wordt om in deze gevallen, vooralsnog, als voorstel voor een C-waarde de laagste L(E)C50 gedeeld door 10 te hanteren. Dit lijkt wat in tegenspraak met het hanteren van de L(E)C50 zonder meer voor chroom (VI), kwik en atrazin. In die gevallen echter bestaan er ook andere schattingen voor een C-waarde in de vorm van een geometrisch gemiddelde NOEC, die hoger ligt. Deze "zekerheid" bestaat niet voor stoffen waar alleen L(E)C50's voor beschikbaar zijn. De onzekerheid die hierdoor ontstaat, kan gereduceerd worden door het hanteren van een L(E)C50/10.

Met nadruk moet worden vermeld dat de commissie zich in haar evaluatie van de ecotoxicologische C-waarden uitsluitend heeft gebaseerd op toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen. Voor een aantal organische verbindingen zijn in het RIVM-rapport C-waarden afgeleid op basis van toxiciteitsgegevens voor waterorganismen (30). De hieruit voortvloeiende waarden werden met behulp van een evenwichtspartitiec coefficient omgerekend naar een C-waarde voor grond. In een later stadium zijn deze waarden in een aanvullend RIVM-rapport onderbouwd met een uitgebreid gegevensbestand voor waterorganismen, hetgeen in een aantal gevallen heeft geleid tot aanpassing van de oorspronkelijke C-waarden (33). De commissie stelt voor om in het geval van het ontbreken van toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen uit te gaan van de C-waarden uit het aanvullende RIVM-rapport, die op basis van toxiciteitsgegevens voor waterorganismen zijn afgeleid. Dit betreft in tabel 4.4 de stof(groepen) benzeen, de polycyclische aromatische koolwaterstoffen, de gechlloreerde alifatische koolwaterstoffen en de polychloorbifenylen.

De commissie ziet, vanwege de aard van de gegevens en de grote variatie in biologische beschikbaarheid en blootstellingsroutes in de bodem, de afgeleide C-waarden als indicatoren voor een slechte milieukwaliteit. Deze betekenis van C-waarden spoort overigens goed met de beleidsmatige betekenis waar het integratierapport naar refereert. Een veelheid aan nuances en pogingen tot wetenschappelijk afgeleide correctiefactoren verhoudt zich niet goed tot een dergelijk algemeen criterium. Bij de beoordeling van de urgentie

van aanpak van gevallen van bodemverontreiniging is het in principe mogelijk om risicobeoordelingen volledig toe te spitsen op de lokale verontreinigingssituatie, door bijvoorbeeld bio-assays uit te voeren die indicatief zijn voor de actuele blootstelling van een groot aantal organismen

De aspecten van combinatietoxiciteit zullen in hoofdstuk 5 aan de orde worden gesteld

5 INTEGRATIE EN URGENTIEBEOORDELING

INLEIDING

Dit hoofdstuk beschrijft de door de commissie gevolgde procedure om op basis van de in hoofdstukken 3 en 4 afgeleide waarden tot geïntegreerde C-waarden te komen. Zoals in hoofdstuk 3 is aangegeven zal evaluatie plaats moeten vinden in verband met de mogelijke blootstelling aan verontreinigende stoffen door consumptie van gewassen afkomstig uit eigen tuin. Deze evaluatie zal aanleiding geven tot een aantal voorstellen voor aanpassing van C-waarden en tot het signaleren van een aantal problemen die nader onderzoek behoeven. Tevens geeft de commissie in dit hoofdstuk haar visie op een aantal aspecten die bij het gebruik van C-waarden in de praktijk van belang zijn, te weten het beoordelen van combinaties van stoffen, de differentiatie van C-waarden naar andere grondsoorten en het beoordelen van situaties waarbij de ADI c q TDI als gevolg van bodemverontreiniging kan worden overschreden terwijl de bodemkwaliteit voldoet aan de met het CSOIL-model afgeleide C-waarden. Tenslotte zal de commissie haar oordeel geven over de opzet die in het RIVM integratierapport (24) wordt voorgesteld om de urgentie van aanpak van een geval van bodemverontreiniging te bepalen.

INTEGRATIE VAN C-WAARDEN VOOR GROND

In het integratierapport van het RIVM (24) is een procedure beschreven om ten behoeve van het vaststellen van de C-toetsingswaarde een keuze te maken tussen de humaan-toxicologische en de ecotoxicologische C-waarde. Bij het vaststellen van deze zogenoemde geïntegreerde C-waarde is niet zonder meer uitgegaan van de laagste waarde. De betrouwbaarheid van de waarde is ook in beschouwing genomen. Bij de humane C-waarden worden de hoogte van de parameter N en de complexiteit van de blootstellingsberekeningen maatgevend geacht voor de betrouwbaarheid. Bij een hoge waarde van de parameter N is de C-waarde gebaseerd op minder complete toxicologische informatie en heeft in samenhang daarmee een geringere betrouwbaarheid. Tevens geldt dat hoe complexer de blootstellingsberekening is die bij het afleiden van C-waarden is gebruikt, hoe minder de C-waarde als betrouwbaar kan worden beschouwd. Zo levert de berekening van de blootstelling via consumptie van zelf geteelde gewassen met het CSOIL-model vaak lage C-waarden op, maar deze worden als minder betrouwbaar be-

schouwd omdat bij de berekening een groot aantal aannames gemaakt wordt. Voor deze stoffen wordt dan vaak een hogere maar meer betrouwbare ecotoxicologische C-waarde voorgesteld. Ook komt het voor dat de voorkeur wordt gegeven aan een hogere waarde op grond van de humane toxicologie omdat de lagere ecotoxicologische waarde relatief onbetrouwbaar wordt geacht.

De commissie heeft in haar beschouwing over de afleiding van C-waarden in eerste instantie de blootstelling via consumptie van zelf geteelde gewassen niet in rekening gebracht, en de ecotoxicologische basis van een aantal C-waarden verbreed. De commissie acht het mede op grond van bovenstaande overwegingen te verdedigen om als integrale C-waarde in principe de laagste van de twee C-waarden te kiezen. Vervolgens kan worden bezien in hoeverre er bij deze C-waarden nog ruimte is voor blootstelling via consumptie van zelf geteelde gewassen.

Tabel 5.1 illustreert de keuze tussen de ecotoxicologisch afgeleide C-waarde en de humaan-toxicologisch afgeleide C-waarde voor de minimale (2% OS) en de maximale bodem (30% OS). Gekozen is voor de ecotoxicologische waarde als deze lager is dan de humaan-toxicologische waarde voor een minimale bodem. In dit geval is de ecotoxicologische waarde ongeacht grondsoort, altijd lager dan de humaan-toxicologische waarde. Gekozen is voor de humaan-toxicologische waarde als de ecotoxicologische C-toetsingswaarde hoger is dan de humaan-toxicologische waarde voor een maximale bodem. In dit geval is de humaan-toxicologische waarde altijd lager dan de ecotoxicologische waarde, ongeacht grondsoort. Na deze vergelijking blijven 5 stoffen over (benzeen, fenol, dichloormethaan, monochloorbenzeen en 1,2,4-trichloorbenzeen), waarvoor de keuze niet op deze wijze gemaakt kan worden, aangezien de ecotoxicologische C-toetsingswaarde tussen de humaan-toxicologische C-toetsingswaarden voor de minimale en de maximale bodem in ligt. Voor deze stoffen (vetgedrukt in tabel 5.1) is op basis van beschikbare gegevens en de betrouwbaarheid ervan een keuze gemaakt. Voor benzeen en 1,2,4-trichloorbenzeen is gekozen voor de ecotoxicologische waarden aangezien deze lager zijn dan de humaan-toxicologische waarden voor de standaardbodem. De uiteindelijke keuze is voor deze stoffen niet zo van belang, omdat beide waarden niet veel van elkaar verschillen. Bij dichloormethaan is gekozen voor de humaan-toxicologische waarde, omdat de ecotoxicologische waarde indirect is afgeleid uit aquatische toxiciteitsgegevens. Voor monochloorbenzeen is eveneens gekozen voor de humaan-toxicologische waarde, omdat de ecotoxicologische waarde slechts gebaseerd is op een enkele LC50-waarde, die vervolgens is gedeeld door 10.

Tabel 5 1

Integratie van de C-waarden voor grond (mg/kg) op basis van de door de commissie berekende humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-waarden. De C-integratie in kolom 5 geldt voor een standaardbodem

Stof	1 C-humaan* H=2%	2 C-humaan* H=30%	3 C-ecotox	4 Integratie	5 C-integratie
arsen	1390	1390	37	ecotox	37
barium	13200	13200	356	ecotox	356
cadmium	662	662	12	ecotox	12
chromium(III)	3310	3310	157	ecotox	157
chromium (VI)	0,46	0,46	16	humaantox	0,46
cobalt	926	926	92	ecotox	92
koper	92600	92600	170	ecotox	170
kwik	404	404	3	ecotox	3
lood	2380	2380	282	ecotox	282
molybdeen	6620	6620	480	ecotox	480
nikkel	33100	33100	71	ecotox	71
zink	662000	662000	166	ecotox	166
ammonium	-max-	-max-	-	humaantox	-max-
bromiden	662000	662000	-	humaantox	662000
cyaniden vrij	33100	33100	-	humaantox	33100
cyaniden complex	8600	8600	-	humaantox	8600
fluoriden	46300	46300	-	humaantox	46300
fosfaten	-max-	-max-	-	humaantox	-max-
sulfiden	662	662	-	humaantox	662
thiocyanaten	7280	7280	-	humaantox	7280
benzeen	11	131	25	ecotox	25
ethylbenzeen	10	149	-	humaantox	50
fenol	15	124	24	ecotox	24
m-cresol	-	-	3	ecotox	3
o-cresol	-	-	32	ecotox	32
p-cresol	1,2	14	-	humaantox	4,8
tolueen	80	1120	55	ecotox	55
m-xyleen	6,6	96	-	humaantox	32
catechol	32	127	-	humaantox	59
resorcinol	15	53	-	humaantox	26
hydrochinon	17	45	-	humaantox	25
antraceen	30600	30600	40	ecotox	40
benzo(a)anthraceen	12300	12300	40	ecotox	40
benzo(k)fluorantheen	12300	12300	40	ecotox	40
benzo(a)pyreen	1230	1230	40	ecotox	40
chryseen	1230	1230	40	ecotox	40
fenantreen	11400	11400	40	ecotox	40
fluoranteen	12200	12200	40	ecotox	40
indeno(1,2,3cd)pyreen	12300	12300	40	ecotox	40
benzo(ghi)peryleen	12300	12300	40	ecotox	40
pyreen	12300	12300	40	ecotox	40
naftaleen	18800	18800	40	ecotox	40
1,2-dichloorethaan	1,6	12	60	humaantox	4,6
dichloormethaan	5,5	60	60	humaantox	21
tetrachloormethaan	0,21	2,8	60	humaantox	0,96
tetrachlooretheen	0,89	12	60	humaantox	4,0

Tabel 5 1 Vervolg

Stof	1 C-humaan* H=2%	2 C-humaan* H=30%	3 C-ecotox	4 Integratie	5 C-integratie
trichloormethaan	2,4	27	60	humaantox	9,5
trichlooretheen	70	971	60	ecotox	60
vinylchloride	0,021	0,22	60	humaantox	0,078
monochloorbenzeen	137	1945	200	humaantox	657
1,4-dichloorbenzeen	401	5675	10	ecotox	10
1,2,3-trichloorbenzeen	-	-	9	ecotox	9
1,2,4-trichloorbenzeen	6,6	76	13	ecotox	13
1,3,5-trichloorbenzeen	-	-	10	ecotox	10
1,2,3,4-tetrachloorbenz	59	239	10	ecotox	10
1,2,3,5-tetrachloorbenz	-	-	0,5	ecotox	0,5
pentachloorbenzeen	85	261	10	ecotox	10
hexachloorbenzeen	254	297	100	ecotox	100
2-monochloorfenol	19	225	4	ecotox	4
3-monochloorfenol	-	-	15	ecotox	15
2,4-dichloorfenol	85	764	5	ecotox	5
3,4-dichloorfenol	-	-	31	ecotox	31
3,5-dichloorfenol	-	-	3	ecotox	3
2,3,4-trichloorfenol	207	1210	-	humaantox	713
2,3,5-trichloorfenol	-	-	3	ecotox	3
2,4,5-trichloorfenol	-	-	17	ecotox	17
2,4,6-trichloorfenol	-	-	5	ecotox	5
2,3,4,5-tetrachloorfenol	75	713	31	ecotox	31
pentachloorfenol	7180	16700	3	ecotox	3
chlooraftaleen	13	122	-	humaantox	56
trichloorbifenylen	46	54	70	humaantox	53
hexachloorbifenylen	54	55	70	humaantox	55
DDT	12300	12300	0,7	ecotox	0,7
DDE	12200	12200	-	humaantox	12200
aldrin	61	61	0,07	ecotox	0,07
dieldrin	53	61	0,1	ecotox	0,1
endrin	58	60	0,01	ecotox	0,01
HCH ($\alpha+\gamma+\delta$)	9,2	138	-	humaantox	46
HCH- γ	-	-	0,5	ecotox	0,5
HCH- β	1,5	8,3	-	humaantox	5
carbaryl	4710	4710	2	ecotox	2
carbofuran	6000	6000	0,28	ecotox	0,28
propoxur	11800	11800	2	ecotox	2
maneb	30600	30600	12	ecotox	12
atrazin	1320	1320	9	ecotox	9

In de laatste kolom van tabel 5 1 is weergegeven wat het gevolg is van de keuze voor de uiteindelijke (geïntegreerde) C-toetsingswaarden bij een bodem met 10% organische stof en 25% lutum. Daartoe is voor een humaan-toxicologische C-waarde de waarde berekend met het CSOIL-model voor de standaardbodem. Als gekozen is voor de ecotoxicologische C-waarde, dan is ervan uitgegaan dat de gegeven C-waarde geldt voor een bodem met 10% organisch stof en 25% lutum.

Tabel 5 1 Vervolg

Stof	1	2	3	4	5
	C-humaan* H=2%	C-humaan* H=30%	C-ecotox	Integratie	C-integratie
heptaan	0,74	11	-	humaantox	3,5
octaan	0,53	7,2	-	humaantox	2,5
cyclohexanon	71	770	-	humaantox	271
dimethylftalaat	-	-	22	ecotox	22
diethylftalaat	-	-	32	ecotox	32
dibutylftalaat	-	-	32	ecotox	32
butylbenzylftalaat	14000	14000	-	humaantox	14000
di(2-ethylhexyl)ftalaat	15200	15200	200	ecotox	200
pyridine	0,24	3,5	32	humaantox	1,2
styreen	21	307	-	humaantox	103
tetrahydrofuran	0,10	1,2	-	humaantox	0,40
tetrahydrothiofeen	1,1	16	-	humaantox	5,4

*) Voor sommige stoffen is de berekende C-waarde erg hoog (chemisch gezien zeer onwaarschijnlijk) Veelal is er dan sprake van stoffen waarvoor blootstelling voornamelijk plaatsvindt door de consumptie van zelfgeteelde gewassen Weglaten van deze blootstellingsroute bij de berekening van de C-waarden leidt dan tot dergelijke onwaarschijnlijk hoge waarden Voor sommige stoffen heeft de (fysisch gezien) maximaal mogelijke concentratie in de bodem (10^6 mg/kg) nog geen overschrijding van de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) tot gevolg Dit is aangegeven met -max-

MOGELIJKHEDEN VOOR DE CONSUMPTIE VAN VOEDSEL

Uitgaande van de geïntegreerde C-toetsingswaarde uit tabel 5 1 heeft de commissie met het formularium van CSOIL berekend hoe groot het aandeel van gewassen uit eigen tuin in de gewasconsumptie kan zijn alvorens de toelaatbare dagelijkse inname van een stof wordt overschreden (tabel 5 2) Als voor de ecotoxicologische C-waarde is gekozen in de integratietabel (5 1) dan betekent dit dat er ruimte is voor consumptie van gewas uit eigen tuin Voor enkele stoffen is dit minder dan 10% (vetgedrukt in tabel 5 2) Voor stoffen waarbij in tabel 5 1 voor de humaan-toxicologische C-toetsingswaarde is gekozen is er geen ruimte voor extra blootstelling door consumptie van zelf geteelde gewassen Voor de stoffen waarbij de voorgestelde C-toetsingswaarde beperkte tot geen ruimte biedt voor incidentele consumptie van gewas uit eigen tuin kan bezien worden in hoeverre aanpassing van de C-waarde kan plaatsvinden met het formularium van CSOIL, met aangepaste waarden voor BCF en gewasconsumptie

Tabel 5.2

De fractie van het geconsumeerde gewas dat nog afkomstig kan zijn van de verontreinigde bodem alvorens bij een concentratie in de bodem gelijk aan de geïntegreerde C-waarde (als gekozen is voor de ecotoxicologische waarde) de TDI voor de betreffende stof wordt overschreden

Stof	1 C-waarde (mg/kg)	2 fractie gewas (-)* Gewasconsumptie integratierapport	3 fractie gewas (-)* Gewasconsumptie tabel 5.3
arseen	37	1	1
barium	356	0,20	0,39
cadmium	12	0,02	0,03
chromium(III)	157	0,55	1
cobalt	92	0,25	0,49
koper	170	1	1
kwik	3	1	1
lood	282	0,21	0,40
molybdeen	480	0,004	0,007
nikkel	71	0,73	1
zink	166	1	1
benzeen	25	0,66	1
fenol	24	0,21	0,40
tolueen	55	1	1
antracene	40	1	1
benzo(a)antracene	40	1	1
benzo(k)fluoranthene	40	1	1
benzo(a)pyrene	40	0,61	1
chryseene	40	0,28	0,56
fenantreen	40	0,90	1
fluoranteen	40	1	1
indeno(1,2,3cd)pyrene	40	1	1
benzo(ghi)perylene	40	1	1
pyrene	40	1	1
naftaleen	40	0,90	1
trichlooretheen	60	1	1
1,4-dichloorbenzeen	10	1	1
1,2,4-trichloorbenzeen	13	0,03	0,06
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	10	0,09	0,18
pentachloorbenzeen	10	0,13	0,25
hexachloorbenzeen	100	0,009	0,02
2-monochloorfenol	4	0,21	0,41
2,4-dichloorfenol	5	0,36	0,70
2,3,4,5-tetrachloorfenol	31	0,06	0,12
pentachloorfenol	3	1	1
DDT	0,7	1	1
aldrin	0,07	1	1
dieldrin	0,1	1	1
endrin	0,01	1	1
carbaryl	2	1	1
carbofuran	0,28	1	1
propoxur	2	1	1
maneb	12	1	1
atrazin	9	0,12	0,24
di(2-ethylhexyl)ftalaat	200	0,32	0,62

* Een fractie gelijk aan 1 betekent dat al het geconsumeerde gewas afkomstig kan zijn van een bodem met een concentratie gelijk aan de C-waarde (kolom 1) zonder dat de TDI wordt overschreden

De keuzen die ten aanzien van de waarden van de BCF in CSOIL zijn gemaakt lijken de blootstelling aan metalen via de consumptie van gewassen in een aantal gevallen te overschatten. Tevens zijn de aannames over de dagelijkse gewasconsumptie nogal aan de hoge kant, omdat de consumptie van fruit is meegerekend. Transport van verontreinigende stoffen naar de vruchtdragende delen van de plant wordt echter voorzover bekend niet of nauwelijks waargenomen (37). Bij een onderzoek naar de groenteconsumptie door volkstuinders door Hulshof (28) werd zelf geteeld fruit, voornamelijk aardbeien en bessen, waarvan op jaarbasis zelden grote hoeveelheden worden geconsumeerd, om deze reden niet in het onderzoek betrokken.

Op grond van de studie van Hulshof (28) en de publicatie "Wat eet Nederland" (38), waar het RIVM haar gegevens op baseert, kunnen schattingen voor de gemiddelde dagelijkse consumptie van aardappelen en groente worden afgeleid. Deze staan vermeld in tabel 5.3. Beide studies geven resultaten voor verschillende leeftijdsklassen. De waarden in tabel 5.3 zijn berekend als gewogen gemiddelden, in verband met de verschillende intervallen van de leeftijdsklassen.

Tabel 5.3

Gemiddelde dagelijkse consumptie van aardappelen en groente in gram versgewicht voor kinderen en volwassen mannen, berekend met gegevens ontleend aan Hulshof (28) en "Wat eet Nederland" (38). De consumptie van vrouwen is over het algemeen lager dan die van mannen.

BRON	kind 1-6	volwassenen (man)
Wat eet Nederland?	150	330
Hulshof	90	280
Gemiddeld	≈120	≈300

De onderste rij in tabel 5.3 geeft afgerond het gemiddelde van beide schattingen voor kinderen en volwassenen aan. Indien deze in het formulier van CSOIL worden gehanteerd lijkt incidentele consumptie van gewassen (<10%) geteeld op grond met gehalten gelijk aan de C-waarden in het algemeen mogelijk (zie tabel 5.2 laatste kolom). Voor een aantal stoffen kan dit ook na deze aanpassing worden betwijfeld. Dit zijn de metalen cadmium en molybdeen, de groep van de anorganische anionen, 1,2,4-trichloorbenzeen en de groep organische verbindingen waarbij voor de humane C-waarde als toetsingswaarde is gekozen. Voor deze laatste groep beveelt de commissie aan om de C-waarde aan te passen, uitgaande van 10% als maximum voor de fractie van de consumptiegewassen die uit eigen tuin afkomstig is, en met gebruikmaking van de in tabel 5.3 aangegeven gemiddelde waarden voor de dagelijkse consumptie. Voor 1,2,4-trichloorbenzeen en hexachloorbenzeen beveelt de commissie aan de C-waarde te

verlagen tot 10 mg/kg, de waarde die ook voor andere chloorbenzenen wordt voorgesteld

Met betrekking tot de groep van de anorganische anionen adviseert de commissie een nadere analyse van de gekozen uitgangspunten voor normstelling voor grond. Zo zouden fosfaten en nitraten niet zozeer op grond van toxiciteit maar meer op grond van het risico voor eutrofiering genormeerd dienen te worden. Tevens dient de aanname dat anorganische anionen volledig opgelost kunnen zijn in het bodemvocht (CSOIL hanteert een K_d -waarde van nul voor deze stoffen) te worden getoetst. Tenslotte dient te worden overwogen in hoeverre toetsing van de saneringsnoodzaak (behalve bij cyaniden) niet alleen op grond van de grondwaterkwaliteit kan geschieden.

C-WAARDEN VOOR GROND

In tabel 5.4 worden de C-waarden voor grond die met de door de commissie gehanteerde methoden zijn afgeleid, vergeleken met de waarden die in het integratierapport (24) zijn afgeleid, met de C-waarden uit de huidige Leidraad bodembescherming en met de streefwaarden bodem (A-waarden, referentiewaarden). Voor een aantal stoffen doet zich het probleem voor dat de in tabel 5.4 vermelde C-waarden dicht bij de streefwaarde bodem komen te liggen, waardoor de bruikbaarheid als beleidsinstrument mogelijkwerwijs afneemt. Daarnaast is er soms binnen een groep chemisch verwante verbindingen sprake van verschillen in de normwaarden, die vooralsnog wetenschappelijk niet bevredigend zijn te motiveren op grond van de huidige kennis. De commissie stelt daarom voor om de volgende aanpassingen aan te brengen.

1] *Zware metalen en arseen*

- **arseen** waarde evenals in het integratierapport verhogen in verband met de grenswaarde nieuw gevormd sediment, naar 55 mg/kg,
- **barium** vanwege het relatief hoge gehalte dat van nature in de bodem voor kan komen de C-waarde stellen op 1000 mg/kg. Nader onderzoek naar de verhouding opgelost (toxisch) en niet opgelost barium in bodems zou moeten uitwijzen of deze waarde in de toekomst verlaagd moet worden,
- **chrom** waarde evenals in het integratierapport verhogen in verband met de grenswaarde nieuw gevormd sediment, naar 380 mg/kg,
- **lood** waarde evenals in het integratierapport verhogen in verband met de grenswaarde nieuw gevormd sediment, naar 530 mg/kg,
- **molybdeen** . waarde herzien aan de hand van empirisch bepaalde BCF-waarden,

- **zink** waarde herzien aan de hand van empirisch bepaalde BCF-waarden

2] Anorganische anionen

Voor deze groep zal het uitgangspunt voor de normstelling voor grond nader moeten worden geanalyseerd, zoals eerder in dit advies is opgemerkt

3] Organische verbindingen

- **monochloorbenzeen** evenals de overige chloorbenzenen verlagen tot 10 mg/kg,
- **chloorfenolen** waarde evenals in het integratierapport stellen op 10 mg/kg,
- **DDT, DDE en drns** eenzelfde waarde geven. Er is weinig aanleiding om af te wijken van het voorstel in het integratierapport van 4 mg/kg voor deze verbindingen,
- **butylbenzylftalaat en di(2-ethylhexyl)ftalaat** overeenkomstig met het voorstel in het integratierapport voorlopig stellen op 60 mg/kg, vanwege het ontbreken van voldoende NOEC's

Indien de hierboven aangegeven wijzigingen leiden tot wezenlijk andere C-waarden dan het RIVM voorstel (24) dan zijn de gewijzigde waarden in kolom 3 van tabel 5.4 vermeld

Tabel 5 4

C-toetsingswaarden voor grond (mg/kg) In kolom 1 is de door de commissie berekende waarde gegeven In de tweede kolom staat het voorstel van Van den Berg & Roels (24) Indien de commissie op grond van haar bevindingen adviseert de C-toetsingswaarde van Van den Berg & Roels aan te passen is dit in kolom 3 aangegeven Ter vergelijking van het uiteindelijke voorstel zijn in kolom 4 en 5 respectievelijk de oude C-waarden en de A-waarden (mg/kg) gegeven

Stof	1 Berekende C-waarde	2 C-waarden integratie- rapport	3 Voorstel tot aan- passing	4 Oude C-waarden	5 A-waar- den
arseen	37	55*)		50	29
barium	356	650	1000	2000	450***
cadmium	12	12		20	0,8
chromium(III)	157	380*)		800	100
chromium (VI)	0,16	-	0,16	-	-
cobalt	92	120	100	300	6***
koper	170	190		500	36
kwik	3	10	3	10	0,3
lood	282	530*)		600	85
molybdeen	480	40	n o	200	5***
nikkel	71	210		500	35
zink	166	720	n o	3000	140
ammonium	615	-		-	-
bromiden	362	-		300	20
cyaniden vrij	18	12	n o	100	1
cyaniden complex	5	12	n o	500	5
fluoriden	25	-		2000	-
fosfaten	2530	-		-	-
sulfiden	0,36	0,2		200	2
thiocyanaten	4,0	2		-	-
benzeen	25	50	25	5	0,05
ethylbenzeen	50	150	50	50	0,05
fenol	24	40	25	10	0,05
m-cresol	3			-	-
o-cresol	32	5		-	-
p-cresol	4,8			-	-
tolueen	55	150	50	30	0,05
xyleen	26	75	25	50	0,05
catechol	23	30		-	-
resorcinol	10	14		-	-
hydrochinon	11	12		-	-
antraceen	40	40		100	0,1
benzo(a)antraceen	40	40		50	1
benzo(k)fluorantheen	40	40		50	10
benzo(a)pyreen	40	40		10	0,1
chryseen	40	40		50	0,01
fenantreen	40	40		100	0,1
fluoranteen	40	40		100	0,1
indeno(1,2,3cd)pyreen	40	40		50	10
benzo(ghi)peryleen	40	40		100	10
pyreen	40	-	40	-	-
naftaleen	40	40		50	0,01

Tabel 5 4 Vervolg

Stof	1 Berekende C-waarde	2 C-waarden integratie- rapport	3 Voorstel tot aan- passing	4 Oude C-waarden	5 A-waar- den
1,2-dichloorethaan	3,9	3,5		50	-
dichloormethaan	19	40	20	50	-
tetrachloormethaan	0,93	2	1	50	0,001
tetrachlooretheen	3,9	14	5	50	0,01
trichloormethaan	8,9	25	10	50	0,001
trichlooretheen	60	60		50	0,001
vinylchloride	0,078	0,1		-	-
monochloorbenzeen	525	30	10	10	-
1,4-dichloorbenzeen	10	30	10	10	0,01
1,2,3-trichloorbenzeen	9			-	0,01
1,2,4-trichloorbenzeen	10	10		10	0,01
1,3,5-trichloorbenzeen	10			-	0,01
1,2,3,4-tetrachloorbenz	10	17	10	10	0,01
1,2,3,5-tetrachloorbenz	0,5			-	0,01
pentachloorbenzeen	10	25	10	10	-
hexachloorbenzeen	10	25	10	10	0,01
2-monochloorfenol	4	10		5	-
3-monochloorfenol	15			-	-
2,4-dichloorfenol	5			5	-
3,4-dichloorfenol	31	10		-	-
3,5-dichloorfenol	3			-	-
2,3,4-trichloorfenol	60			5	-
2,3,5-trichloorfenol	3	10		-	-
2,4,5-trichloorfenol	17			-	-
2,4,6-trichloorfenol	5			-	-
2,3,4,5-tetrachloorfenol	31	10		5	-
pentachloorfenol	3	5		5	0,1
chloornaftaleen	9,0	5		-	-
trichloorbifenylen	5,3	10		-	-
hexachloorbifenylen	8,4	10		-	-
DDT	0,7	4		5_10**	0,1
DDE	7660	4		5_10**	0,1
aldrin	0,07	4		5_10**	0,01
dieldrin	0,1	4		5_10**	0,01
endrin	0,01	4		5_10**	0,001
HCH($\alpha+\gamma+\delta$)	18	2		5_10**	0,001
HCH- γ	0,5	-		5_10**	0,001
HCH- β	0,4	0,6		5_10**	-
carbaryl	2	5		5_10**	-
carbofuran	0,28	1,5		5_10**	-
propoxur	2	650	2	5_10**	-
maneb	12	30	10	5_10**	-
atrazin	9	6		5_10**	-

Tabel 5 4 Vervolg

Stof	1 Berekende C-waarde	2 C-waarden integratie- rapport	3 Voorstel tot aan- passing	4 Oude C-waarden	5 A- waarden
heptaan	3,5	10	5	-	1
octaan	2,5	7	5	-	1
cyclohexanon	271	770	300	60	0,1
dimethylftalaat	22	-		-	-
diethylftalaat	32	-		-	-
dibutylftalaat	32	-	n o	-	-
butylbenzylftalaat	755	60		-	-
di(2-ethylhexyl)ftalaat	200	60		500	0,1
pyridine	1,1	4		20	0,1
styreen	103	102		50	0,1
tetrahydrofuran	0,40	1		40	0,1
tetrahydrothiofeen	5,2	5		50	0,1

*) De C-waarde is aangepast aan de streefwaarde voor nieuw te vormen sediment (14)

**) Voor chloorhoudende = 5 mg/kg, voor niet-chloorhoudende = 10 mg/kg

***) Referentiewaarden standaardbodem volgens (27)

n o De commissie adviseert aanvullend onderzoek te verrichten

C-WAARDEN VOOR GRONDWATER

In tabel 5 5 zijn de gevolgen van de door de commissie aanbevolen wijzigingen van de door het RIVM afgeleide C-waarden voor grond, voor de C-waarden voor grondwater aangegeven. Daarbij is evenals in het integratierapport (24) uitgegaan van evenwichts-partitie van poriënwater (bodemvocht) met grond met een concentratie gelijk aan de geïntegreerde C-waarde uit tabel 5 4. Hierbij is gebruik gemaakt van de partitiec coefficient gelijk aan de K_d die in het CSOIL-model is gebruikt. Voor de bepaling van de concentratie in het grondwater wordt, overeenkomstig het integratierapport, 10% van de poriënwaterconcentratie genomen (verdunding met een factor 10, zie ook hoofdstuk 3 en 4 van dit advies). Tenslotte is in tabel 5 5 ook aangegeven (laatste kolom) wanneer de bepaalde C-waarde voor grondwater ertoe leidt dat door inname van grondwater als drinkwater de TDI wordt overschreden. In het voorstel van het integratierapport leidt dit tot aanpassing van de grondwaternorm. De commissie kan zich hiermee verenigen.

Tabel 5.5

Voorstel tot aanpassing van de C-waarden voor grondwater uit Van den Berg en Roels (1991) (24) Bij de bepaling van C-waarden voor grondwater is uitgegaan van evenwichtspartitie van porienwater met grond. Indien de concentratie in het grondwater, die overeenkomt met 10% van de concentratie in het porienwater, de maximaal toelaatbare concentratie in drinkwater (toxicologisch bepaald) overschrijdt is de berekende concentratie in het grondwater vervangen door de maximaal toelaatbare concentratie in drinkwater (laatste kolom)

Stof	1 voorstel C-waarden grond (mg/kg)	2 concentratie porienwater (g/m ³)	3 C-waarden grondwater (mg/m ³)	4 C-max voor drinkwater (mg/m ³)	5 voorstel C-waarden grondwater (mg/m ³)
barium	1000	17	1700	630	630
cobalt	100	0,83	83	44	44
kwik	3	0,001	0,1	19	0,1
benzeen	25	7,4	740	5340	740
ethylbenzeen	50	1,5	150	4272	150
fenol	25	30	3000	1900	1900
tolueen	50	4,2	420	13500	420
xyleen	25	0,66	66	314	66
dichloormethaan	20	10	1000	1900	1000
tetrachloormethaan	1	0,1	10	126	10
tetrachlooretheen	5	0,5	50	500	50
trichloormethaan	10	4,2	420	940	420
monochloorbenzeen	10	0,64	64	9400	64
dichloorbenzeen	10	0,17	17	6000	17
tetrachloorbenzeen	10	0,008	0,8	16	0,8
pentachloorbenzeen	10	0,003	0,3	16	0,3
hexachloorbenzeen	10	0,002	0,2	16	0,2
ppoxur	2	0,002	0,2	628	0,2
cyclohexanon	300	170	17000	144000	17000

Voor sommige vluchtige organische verbindingen, zoals benzeen, kunnen zich in situaties die afwijken van de situatie die in CSOIL is gemodelleerd stankproblemen voordoen, bijvoorbeeld bij relatief hoge grondwaterstanden en drainerende rioolstelsels. Dit zou een motief kunnen zijn om voor deze stoffen lagere waarden te hanteren of een hogere verdunningsfactor dan 10. Tenslotte dient er rekening mee gehouden te worden dat opgeloste concentraties die met de gangbare meetmethoden voor grondwater gemeten worden zeer laag kunnen zijn. Voordat een grondwatermonster geanalyseerd wordt is het monster over een filter van 0,45 µm gefiltreerd. Een groot deel van de goed geadsorbeerde organische verbindingen blijft dan op het filter achter en wordt dus niet gemeten. Omdat bodemverontreiniging met vluchtige organische verbindingen vrijwel alleen via grondwateranalyses aan het licht kan komen verdient het aanbeveling om daar extra zorg aan te besteden en ten behoeve van de signalering relatief scherpe C-waarden te hanteren. De praktijkervaring die bij een aantal gevallen van bodemverontreiniging met vluchtige organische verbindingen is opgedaan, zou wellicht indicaties kunnen

geven over de mate waarin de C-waarden voor grondwater verlaagd zouden moeten worden

MOGELIJKE AANVULLINGEN OP DE LIJST C-WAARDEN

In het integratierapport zijn voor een groot aantal stoffen C-waarden afgeleid. Daarbij dringt zich de vraag op in hoeverre er nog aanvullingen noodzakelijk zijn met andere stoffen die frequent bij gevallen van bodemverontreiniging kunnen worden aangetroffen. De commissie beschikt niet over voldoende informatie om op grond van de verontreinigende stoffen die bij gevallen van bodemverontreiniging kunnen worden aangetroffen een analyse te maken van de stoffen die in de uiteindelijke C-toetsingstabel opgenomen zouden moeten worden. Op grond van de huidige inzichten zou aanvulling van de huidige voorstellen met de volgende (groepen van) stoffen overwogen kunnen worden

- nitrobenzenen
- nitrotoluenen
- anilines
- chlooranilines
- PCDD's en PCDF's

De 10 PAK-verbindingen die als representatief voor koolteerverontreiniging worden beschouwd en daarom in de lijst zijn opgenomen zouden moeten worden aangevuld met fluoreen, als vertegenwoordiger van de lichtere PAK-verbindingen. Deze verbindingen blijken gemakkelijker in bodemorganismen te worden opgenomen (39) en zijn derhalve ecotoxicologisch van betekenis. Fluoreen maakt overigens wel deel uit van de zogenoemde EPA-lijst van 16 PAK-verbindingen (40).

GECOMBINEERDE TOETSING AAN NORMEN

Het RIVM presenteert onder de titel combinatietoxiciteit een aantal formules die het mogelijk maken om bij verontreinigingsgevallen waarbij meer stoffen in het geding zijn toch van "ernstig gevaar" te spreken zonder dat een van de stoffen de betreffende C-waarde overschrijdt. Onder combinatietoxiciteit wordt meestal verstaan een additieve, synergetische of antagonistische werking van verschillende stoffen op één organisme. Voor stoffen met een vergelijkbaar werkingsmechanisme wordt meestal van de neutrale hypothese van concentratie-additie uitgegaan. In het onderstaande voorbeeld is dit voor twee stoffen uitgewerkt

$$\frac{C_1}{N_1} + \frac{C_2}{N_2} \leq 1 \quad (1)$$

Formule (1) geeft aan dat voor stoffen 1 en 2 met een concentratie van C_1 respectievelijk C_2 en normen N_1 respectievelijk N_2 geldt dat een hypothetische "effectieve concentratie" van het mengsel de gecombineerde norm niet overschrijdt als de som van de quotienten van C en N van elke stof kleiner is dan 1. Deze beschouwing gaat er vanuit dat de stoffen verschillen in toxiciteit, maar dat zij verder eenzelfde werkingsmechanisme hebben en op hetzelfde doelorgaan inwerken.

De commissie wil hier met enige nadruk stellen dat de methode die in het integratierapport wordt voorgesteld niet met het begrip combinatietoxiciteit mag worden omschreven. Effecten bij de mens, effecten op allerlei soorten bodemorganismen en bodemprocessen kunnen nooit tot een gecombineerde toxicologische beoordeling van stoffen leiden op grond van concentratie-additie. Bij de beoordeling van de blootstelling van de mens aan verschillende stoffen is dit wel mogelijk. Voor bijvoorbeeld de volgende groepen van stoffen zijn er voorstellen gedaan:

- Carcinogene PAK (5)
- PCDD/PCDF/PCB (3 MC type) Voor deze stoffen zijn toxiciteitsequivalentie factoren uitgewerkt door een werkgroep van deskundigen gepubliceerd (41),
- Drins (42),
- Lood, cadmium en kwik (42)

Bij de volgende groepen van stoffen zou ten behoeve van de beoordeling van bodemverontreiniging te zijner tijd nog nadere uitwerking kunnen plaats vinden:

- Vluchtige organische oplosmiddelen,
- Organofosfaten,
- Carbamiden,
- Chloorfenolen,
- Chloorbenzenen

Ecotoxicologie

Bij de ecotoxicologische beoordeling ligt de zaak ingewikkelder dan bij de humane toxicologie, omdat men niet alleen te maken heeft met het gecombineerde effect van stoffen binnen een enkele soort, maar ook - vanwege het statistische criterium (C-waarde gelijk aan geometrisch gemiddelde van de NOEC's) dat is gekozen - bij verschillende soorten. In het advies Bodembescherming en bestrijdingsmiddelen heeft de commissie (19) een formule afgeleid voor de gecombineerde werking van stoffen, waarbij er van uitgegaan werd dat stoffen onafhankelijk van elkaar op de bodemfauna aangrijpen. Bijvoorbeeld indien een stof leidt tot een overschrijding van de NOEC bij 50% van de soorten, dan leidt het toevoegen van een tweede stof, die eveneens een overschrijding bij 50% zou ver-

oorzaken, tot een "gecombineerde overschrijding" (voor stof 1, voor stof 2 en voor zowel 1 als 2) bij 75 % van de soorten. Deze beschouwing is alleen juist als de stoffen een verschillend werkingsmechanisme hebben en elkaar helemaal niet beïnvloeden. Voor specifiek werkende bestrijdingsmiddelen lijkt dit standpunt te verdedigen, maar bij het merendeel van de stoffen waar het in de bodemsanering om gaat is het onrealistisch om hiervan uit te gaan.

Bij stoffen met een vergelijkbaar werkingsmechanisme (zelfde doelorgaan) kan voor combinatietoxiciteit binnen een soort, vergelijkbaar met de benadering bij de mens, van relatieve concentratie-additie worden uitgegaan. De vraag is nu of deze benadering ook geldt voor een verzameling soorten. Anders gezegd wordt bij 50% van de soorten de NOEC bij blootstelling aan k stoffen overschreden als geldt dat

$$\sum_k \frac{C_k}{M_k} \leq 1 \quad (2)$$

waarin M_k het geometrisch gemiddelde van de NOEC's van alle soorten is voor stof k en C_k de concentratie van stof k . Dit is niet het geval.

Er is echter wel een andere manier om uitgaande van concentratie-additie een formule voor combinatietoxiciteit voor een verzameling soorten af te leiden. Er kan dan niet meer met het geometrisch gemiddelde van de NOEC's worden gewerkt, maar met het gemiddelde van een andere grootheid, de gevoeligheid (G) van een soort, die gedefinieerd wordt als $1/\text{NOEC}$. Formule (1) kan dan als volgt worden geschreven

$$C_1 \times G_1 + C_2 \times G_2 \leq 1 \quad (3)$$

Voor k stoffen wordt formule (3)

$$\sum_k C_k \times G_k \leq 1 \quad (4)$$

Het linkerlid van formule (4) kan opgevat worden als een "effectieve concentratie" van een mengsel van stoffen waarvoor geldt dat de gezamenlijke NOEC gelijk is aan 1. Stel deze concentratie voor als Z . Voor soort j geldt dan formule (5)

$$z_j = \sum_k C_k \times G_{jk} \quad (5)$$

De gemiddelde "effectieve concentratie" voor k stoffen van j soorten is

$$\bar{z} = \frac{1}{j} \sum_j \sum_k C_k \times G_{jk} \quad (6)$$

De gemiddelde gevoeligheid van j soorten voor een stof (k) is

$$\frac{1}{j} \sum_j G_{jk} \quad (7)$$

Voor een soort met de gemiddelde gevoeligheid (7) is de effectieve concentratie van k stoffen

$$z_s = \sum_k \left(\frac{1}{j} \sum_j G_{jk} \right) \times C_k \quad (8)$$

Het is eenvoudig in te zien dat $\bar{z} = z_s$. Anders gezegd de gemiddelde "effectieve concentratie" van j soorten voor k stoffen is gelijk aan de "effectieve concentratie" voor een soort met een gemiddelde gevoeligheid. Indien in plaats van het geometrisch gemiddelde van de NOEC's (gemiddelde van log NOEC) het harmonisch gemiddelde (gemiddelde van $1/\text{NOEC}$) als uitgangspunt voor de ecotoxicologische C-waarde zou zijn genomen dan zou het gecombineerde effect van verschillende stoffen met een vergelijkbaar werkingsmechanisme in rekening kunnen worden gebracht.

Conclusie

Voor een aantal groepen van stoffen is het in principe mogelijk om op grond van humaan-toxicologische overwegingen tot een op combinatietoxiciteit gebaseerde toetsing van C-waarden te komen. De voorgestelde C-waarden voor deze groepen zijn echter gebaseerd op de ecotoxicologische C-waarden, waarvoor het formuleren van een op combinatietoxiciteit gebaseerde beoordelingsprocedure mede door de gekozen uitgangspunten niet goed mogelijk is.

In theorie zou het mogelijk moeten zijn om eerst C-waarden voor groepen van stoffen af te leiden uit toxicologische somparameters voor de mens (TDI voor de som van een aantal stoffen), voor een aantal soorten bodemorganismen (NOEC's voor de som van een aantal stoffen) en voor een aantal microbiële processen (NOEC's voor de som van een aantal stoffen). Er moet dan worden aangenomen dat de onderlinge verhouding tussen de mate van toxiciteit van de verschillende stoffen niet afhangt van het soort organisme (mens, bodemdier, plant, bacterie). Vervolgens kan op grond van blootstellingsberekeningen voor de mens en van een gekozen uitgangspunt (overschrijding van NOEC bij 50% van de onderzochte soorten en processen) een C-waarde worden afgeleid en daarvan de laagste worden gekozen. Deze procedure resulteert dan in C-waarden voor groe-

pen van stoffen. Het zal duidelijk zijn dat deze procedure en het toetsen van de daaraan ten grondslag liggende aanname, met de huidige gegevens niet kan worden uitgevoerd.

Niettemin kan de commissie zich de wens voorstellen om bij een beoordeling van de saneringsnoodzaak de totale verontreinigingssituatie in een geïntegreerd kwantitatief eindoordeel samen te vatten. Dit zou dan met een arbitrair scoringssysteem kunnen gebeuren, waar de commissie op wetenschappelijke gronden geen bezwaar tegen heeft. De door het RIVM gepresenteerde benadering is daarvoor zeker bruikbaar. Echter niet gepresenteerd als een wetenschappelijk gefundeerde methode voor de evaluatie van combinatietoxiciteit maar als een gecombineerde toetsing van (bijna) overschrijdingen van C-waarden. Voor de kans op effecten als gevolg van relatief lage concentraties van een groot aantal verontreinigende stoffen heeft een dergelijke score weinig voorspellende waarde.

Bij het bepalen van de urgentie kan echter wel gebruik gemaakt worden van bestaande op combinatietoxiciteit gebaseerde benaderingen, omdat bij deze fase in de beoordeling de actuele blootstelling van de mens wordt bepaald. Daarbij dient men zich goed te realiseren dat er over interacties van stoffen bij het veroorzaken van effecten nog weinig bekend is en dat er meer vormen van interactie zijn dan additiviteit. De EPA heeft in een document (43) een aantal aanbevelingen gedaan ten aanzien van de verschillende methoden die bij het evalueren van de gecombineerde risico's van stoffen gebruikt zouden kunnen worden. De commissie beveelt aan ook aan om deze methoden voor de Nederlandse situatie bij het beoordelen van gevallen van bodemverontreiniging aan te passen en bij de bepaling van de saneringsurgentie te hanteren.

DIFFERENTIATIE VAN C-WAARDEN NAAR GRONDSOORT

In het RIVM-integratierapport zijn C-waarden afgeleid voor een standaardbodem met het CSOIL-model waarin de humane blootstelling afhankelijk wordt gesteld van het organisch stofgehalte van de bodem (organische verbindingen) of -vergelijkbaar met de streefwaarden bodem- van het humus en lutum gehalte (zware metalen en arseen). Bij de afleiding van de ecotoxicologische waarde heeft normalisatie van NOEC's plaatsgevonden en zijn eveneens waarden gegeven voor een standaardbodem.

In de door de commissie gevolgde procedure is van normalisatie bij de ecotoxicologische benadering afgezien (zie hoofdstuk 4). De waarden zijn daar direct van toepassing verklaard op de standaardbodem. De vraag doet zich nu voor in hoeverre en met welke

methode de afgeleide geïntegreerde C-waarden naar grondsoort gedifferentieerd moeten worden

Differentiatie van C-waarden naar grondsoort zou in principe plaats dienen te vinden op grond van kennis over de invloed van bodemkenmerken op de beschikbaarheid en de verspreiding van stoffen, voorzover deze relevant zijn voor de blootstelling en het effect waar de betreffende C-waarde op is gebaseerd. Zo dit al met de huidige kennis mogelijk is leidt dit niet tot een uniforme samenhang tussen C-waarden en bodemkenmerken. Een uitzondering wordt wellicht gevormd door de apolaire organische verbindingen waarbij een beschouwing over blootstelling, toxiciteit en beschikbaarheid een differentiatie naar organisch stofgehalte in de bodem mogelijk maakt.

Omdat toetsing aan C-waarden in eerste instantie gezien moet worden als een toetsing aan een eenvoudig beleidsmatig criterium zou differentiatie naar grondsoort achterwege kunnen blijven. Bij de analyse van de actuele blootstelling die in het kader van de urgentiebepaling wordt uitgevoerd wordt de samenhang tussen blootstelling en grondsoort duidelijk indien de blootstelling wordt gemeten.

Eventueel zou, vooral om beleidsmatige redenen, een differentiatie vergelijkbaar met die van de referentiewaarden (normalisatie ten opzichte van de referentiewaarden) kunnen worden overwogen. Het toepassen van een differentiatie sluit aan bij de wetenschappelijke intuïtie dat zowel mensen als bodemorganismen bij eenzelfde gehalte van een contaminant meer risico lopen op een arme zandgrond dan op een veenachtige bodem.

Bij de analyse van de actuele blootstelling in het kader van de urgentiebepaling kan ruimer aandacht worden besteed aan de samenhang tussen blootstelling en grondsoort. Daarbij dient niet alleen het kleigehalte en het organisch stofgehalte maar zeker ook de pH en voor sommige waterbodems de saliniteit en de redoxpotentiaal in beschouwing te worden genomen. Indien als eerste benadering voor de humane blootstelling het CSOIL-model wordt gehanteerd moet er rekening mee gehouden worden dat het effect van de pH niet in het model is verdisconteerd. Tevens moeten wel de lokale waarden voor de relevante bodemparameters bij de berekening worden gebruikt en kan niet volstaan worden met de algemene wijze van differentieren die op beleidsmatige gronden voor C-waarden kan worden gehanteerd. Een bewerking zoals in Roels & Van den Berg (24) is uitgevoerd (integratierapport blz. 31, hier werd aangenomen dat het verband tussen de C-waarden en het organische stofgehalte lineair is), is bijvoorbeeld niet altijd juist.

Daarnaast kunnen blootstellingsroutes zich op verschillende schaalniveaus manifesteren zodat het organisch stof- of lutumgehalte op verschillende schaalniveaus in de blootstelling doorwerken. Hierdoor zijn de verschillende blootstellingsroutes op een verschil-

lende manier afhankelijk van de ruimtelijke spreiding van het organisch stof- en lutum-gehalte

C-WAARDEN EN SANERINGSNOODZAAK

De C-waarde is als criterium voor de saneringsnoodzaak afgeleid van de TDI c q ADI van de mens, of ontleend aan de resultaten van ecotoxicologische toetsen met planten, dieren en micro-organismen. Bij C-waarden die op grond van ecotoxicologische gegevens zijn afgeleid is geen blootstellingsmodel gebruikt zodat de relatie tussen ecotoxicologie en C-waarde veel directer is dan bij de op grond van TDI c q ADI afgeleide C-waarden. Zoals eerder in dit advies is aangegeven kunnen er zich situaties voordoen waarbij het CSOIL-model een te optimistisch beeld geeft van de blootstellingssituatie van de mens, waardoor het mogelijk is dat TDI c q ADI worden overschreden bij een gehalte in de bodem lager dan de met CSOIL afgeleide C-waarden. Een onderzoek naar de actuele blootstelling zou hier uitsluitsel over kunnen geven, ware het niet dat dit onderzoek pas hoeft te worden uitgevoerd nadat de saneringsnoodzaak aan de hand van het overschrijden van C-waarden is vastgesteld. Daarnaast speelt de vraag welk criterium bij de saneringsnoodzaak dient te prevaleren: overschrijding van de C-waarde of van de TDI c q ADI. Indien de C-waarde wordt gekozen ontstaat in theorie de mogelijkheid dat sanering niet noodzakelijk maar op grond van de actuele blootstelling wel urgent is. Om aan deze paradoxale situatie te ontkomen stelt de commissie voor om naast de overschrijding van een of meer C-waarden als criterium voor de saneringsnoodzaak ook de mogelijkheid te bieden om de saneringsnoodzaak middels metingen van de blootstelling aan te tonen. Een dergelijk uitgebreid onderzoek waarbij niet alleen de concentraties van stoffen in de bodem worden bepaald maar ook de concentraties in de relevante contactmedia (gewassen, binnenlucht en dergelijke) ligt voor de hand bij verontreinigde volkstuinen en in situaties waarbij de beïnvloeding van de binnenlucht door verdamping van vluchtige verontreinigingen uit de bodem groter is dan met het CSOIL-model is aangegeven. Tot nu toe wordt in de praktijk bij het beoordelen van verontreinigingssituaties een duidelijke beïnvloeding van het binnenmilieu, als gevolg van bodemverontreiniging, niet toelaatbaar geacht.

Met betrekking tot de laatste situatie kan nog worden opgemerkt dat verdamping van vluchtige verbindingen aanleiding kan geven tot het ontstaan van explosiegevaar in de kruipruimte. Dit zou naar het oordeel van de commissie zeker aanleiding moeten zijn om tot sanering over te gaan. Dit laatste aspect is in de sterk op de toxicologie van stoffen georiënteerde invulling van "ernstig gevaar" onderbelicht gebleven.

URGENTIEBEPALING

In het integratierapport (24) worden voorstellen gedaan voor de methode waarmee de actuele blootstelling en de kans op schade aan de gezondheid kan worden geschat. Op basis hiervan kan de urgentie van sanering of het nemen van preventieve maatregelen worden bepaald. De beoordeling van de urgentie verschilt op twee essentiële punten van de beoordeling van de saneringsnoodzaak.

- Er wordt in tegenstelling tot de bepaling van de potentiële blootstelling niet langer van uitgegaan dat alle blootstellingsroutes ook werkelijk optreden
- Er wordt uitgegaan van de specifieke lokale bodemomstandigheden

De urgentiebepaling wordt in het RIVM-integratierapport (24) in acht stappen ingedeeld. De commissie heeft waardering voor de waardevolle suggesties die in de stappen worden gegeven. Veel zaken lenen zich thans nog niet voor het opstellen van een formeel protocol om "urgentie" vast te stellen. De commissie hoopt dat dit in de nabije toekomst wel zal gebeuren, omdat dit meer steun zou kunnen geven aan de prioriteitsstelling in de bodemsanering, die thans veel discussie oproept. Bij een aantal aspecten van de urgentiebepaling wil de commissie een aantal kanttekeningen plaatsen. Zij verwijst daarbij naar de verschillende stappen uit het RIVM-integratierapport.

Stap a. Bepaling van de in het geding zijnde blootstellingsroutes (humane blootstelling)

In feite komt dit neer op een kwalitatieve invulling van het schema van de blootstellingsroutes (blz. 7 van het rapport van Van den Berg, 22) voor de lokale omstandigheden. Er wordt echter niet aangegeven hoe bepaald kan worden of een blootstellingsroute al dan niet in het geding is. Dit is onder andere afhankelijk van de bodemgesteldheid, het bodemgebruik en de desbetreffende stof(groep). Uitgaande van een stroomschema in de vorm van een vragenlijst, zoals door Kliest (44) is opgezet, zou een handleiding opgesteld kunnen worden bij de bepaling van alle in het geding zijnde routes. Deze vragenlijst zou dan gezien moeten worden als een handleiding die tot een eenduidige behandeling van saneringslocaties leidt.

Stap b. Vaststelling van de relevante blootstellingsroutes, schatting van de relatieve bijdrage aan de blootstelling per route.

Voor elke stof zou aangegeven kunnen worden wat de belangrijkste blootstellingsroutes zijn en welke fout er gemaakt wordt (volgens het CSOIL-model) door andere blootstellingsroutes te verwaarlozen. Ook zou uitgebreider aangegeven kunnen worden wanneer (onder welke omstandigheden) het verwaarlozen van een bepaalde route riskant is.

Omdat bepaling van de actuele blootstelling op grond van het CSOIL-model ook bij een op de locatie toegespitste gegevensinvoer tot te grote onzekerheden leidt, heeft het in veel gevallen de voorkeur om metingen te doen in contactmedia boven het verzamelen van gedetailleerder gegevens van concentraties in grond en grondwater. Er zou dan ook duidelijk aangegeven kunnen worden in welke situaties er direct gekozen kan worden voor meting in contactmedia (bij blootstelling via drinkwater lijkt dit bijvoorbeeld de voorkeur te hebben boven toepassing van de berekeningen volgens het CSOIL-model). Het nut van een dergelijk van tevoren aangegeven criterium wordt geïllustreerd door het volgende voorbeeld. Indien gewassen voor eigen gebruik geteeld worden op een verontreinigingslocatie, leidt dit voor metalen waarschijnlijk tot relatief hoge humane blootstelling. Daarom zou kunnen worden aangegeven dat in gevallen van teelt op een verontreinigingslocatie bij metalen altijd een gewasonderzoek moet plaatsvinden.

Stap c Aanvullende metingen in andere media dan grond en grondwater

Door meten van concentraties in contactmedia worden veel van de onzekerheden die gepaard gaan met rekenstappen, die nodig waren om van een concentratie in de grond tot de concentratie in contactmedia te komen, vermeden.

Stap f Schatting van effecten van bodemverontreiniging op bodemorganismen

Schatting van actuele effecten op bodemorganismen zou bij voorkeur aan de hand van veldwaarnemingen en bio-assays dienen te geschieden. De commissie raadt af om in het kader van de urgentiebepaling met de methode van Van Straalen & Denneman (16) aan de hand van de actuele verontreinigingssituatie een schatting te maken van het percentage soorten waar NOEC's kunnen worden overschreden, zoals in het integratierapport (24) wordt voorgesteld. Zij vindt dat een dergelijke schatting thuishoort bij een beoordeling van de potentiële blootstelling. Voor de urgentie van aanpak is op grond van de beoordelingssystematiek de actuele blootstelling van belang. Op en in de bodem voorkomende organismen worden naar verwachting altijd aan de bodemverontreiniging blootgesteld. De actuele blootstelling van deze soorten kan dus geen maat zijn die geschikt is voor een ecotoxicologische urgentiebepaling.

Het aantal soorten dat wordt blootgesteld verandert wel in afhankelijkheid van de aard van het gebied en de verontreinigingssituatie. Daarom zou de soortenrijkdom in de bodem van de te beoordelen locatie voor de beoordeling van de urgentie een belangrijk criterium kunnen zijn. De soortenrijkdom hangt af van het gebruik van de locatie, de diepte in de bodem en de omvang van de locatie.

De commissie acht een directe bepaling van het aantal blootgestelde soorten bij een geval van bodemverontreiniging niet praktisch uitvoerbaar, maar acht het goed mogelijk om

aan de hand van een aantal gebiedskenmerken een urgentiescore te construeren. De urgentie zou, omdat in het algemeen de soortenrijkdom in deze volgorde zal toenemen, moeten toenemen in de volgorde

- bodemverontreiniging onder verharde terreinen en industriegebieden met zware industrie,
- stedelijk gebied en andere industrieterreinen met groenvoorzieningen,
- landbouwgronden,
- recreatiegebieden, waaronder grootschalige openbaar groen,
- natuurgebieden

Wat de diepte van de verontreiniging betreft zou actuele blootstelling van het bodemleven (met uitzondering van grondwaterorganismen) minder van belang geacht kunnen worden bij dieper liggende verontreinigingen, bijvoorbeeld dieper dan 5 meter

In het advies "Bodembemonstering en bestrijdingsmiddelen" (19) heeft de commissie een relatie gegeven tussen omvang van het toepassingsgebied en mogelijke ecologische gevolgen

Deze relatie heeft belangrijke consequenties als kleine gebieden met zeer grote gebieden worden vergeleken. Toepassen van deze relatie bij het bepalen van urgentie van gevallen van bodemverontreiniging lijkt minder belangrijk

De suggestie van de commissie betreft slechts een urgentiebepaling in algemene zin. Indien de verontreiniging het leefgebied betreft van zeldzaam en beschermde plant- en diersoorten zou dit bij de urgentie extra gewicht in de schaal dienen te leggen

Stap g Schatting van toekomstige verspreiding van verontreiniging (modelberekeningen)

Hierbij wordt wat de schatting betreft verwezen naar Lagas *et al* (45). Van belang is uiteraard ook de vraag hoe verspreiding in de urgentiebepaling wordt verdisconteerd. Met name bij de keuze tussen sanering van een geval met lage risico's en grote verspreiding en een geval met weinig verspreiding en hoge risico's. Verspreiding van stoffen vanuit de waterbodem kan optreden via het oppervlaktewater. Dit aspect blijft onderbelicht. Hoe verspreiding door oppervlaktewater en slib de urgentie van waterbodemsanering mee zou kunnen bepalen dient aangegeven te worden

6 CONCLUSIES

ALGEMEEN

De commissie heeft waardering voor het vele werk dat door het RIVM is verricht om aan het beoordelingskader voor de aanpak van gevallen van bodemverontreiniging uit de Leidraad bodembescherming, zoveel als met de huidige kennis mogelijk is, een wetenschappelijk fundament te geven. Het RIVM heeft zodanig inzicht gegeven in de wijze waarop de normen zijn afgeleid en in de keuzen die daarbij zijn gemaakt dat alle berekeningen die bij het afleiden van de normen zijn uitgevoerd nagetrokken konden worden. Voor de commissie had dit het grote voordeel dat de consequenties van bepaalde aannames in het model voor de C-waarden goed beoordeeld konden worden. De commissie heeft zodoende een gedetailleerde evaluatie van de afleiding van C-waarden kunnen uitvoeren.

Voor de beoordeling van de ernst van een geval van bodemverontreiniging is gekozen voor een toxicologische invalshoek. Overschrijding van TDI (toelaatbare dagelijkse inname) c q ADI (acceptable daily intake) bij de mens als gevolg van bodemverontreiniging en het overschrijden van NOEC's (no observed effect concentrations) bij 50 % van de bodemorganismen en microbiele processen wordt als maatgevend argument gehanteerd voor de uitspraak "ernstig gevaar voor vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, dier en plant heeft".

De toxicologische invalshoek maakt het weliswaar mogelijk om op grond van wetenschappelijke gegevens normen af te leiden voor stoffen, maar houdt tegelijkertijd een zekere beperking in ten aanzien van de effecten van bodemverontreiniging die van belang geacht worden. Problemen als stankoverlast in huizen en explosie gevaar in slecht geventileerde kruipruimtes als gevolg van bodemverontreiniging met vluchtige verbindingen blijven onderbelicht, terwijl er wel degelijk sprake kan zijn effecten op de gezondheid van de mens.

Met betrekking tot de ecologische effecten blijft de eutrofiërende werking van verbindingen als nitraat en fosfaat buiten de beoordeling. De commissie is van oordeel dat dergelijke niet strikt toxicologische gevolgen van bodemverontreiniging een duidelijke plaats moeten krijgen in de beoordeling tenzij op beleidsmatige overwegingen wordt beargu-

menteerd dat bodemsanering op grond van de Wet bodembescherming alleen motivering behoeft op grond van toxische effecten van stoffen

SANERINGSNOODZAAK EN SANERINGSURGENTIE

Bij de opzet van het onderzoek en de beoordeling van gevallen van bodemverontreiniging is er thans sprake van een duidelijke scheiding tussen de saneringsnoodzaak en de urgentie van een sanering. De commissie acht dit een verbetering ten opzichte van de huidige Leidraad. Zij ondersteunt het standpunt om de saneringsnoodzaak te baseren op nadelige gevolgen van bodemverontreiniging die kunnen optreden indien alle blootstellingsroutes operationeel zouden zijn. De actuele blootstelling is dan maatgevend voor de urgentie van de aanpak van de bodemverontreiniging.

In het beleid is er voor gekozen om de saneringsnoodzaak te beoordelen op basis van een eenduidige bodemkwaliteitsnorm, die zijn vertaling vindt in de voorgestelde C-toetsingswaarde. Omdat de getalsmatige invulling van deze norm wat de humane aspecten betreft sterk afhangt van het gedrag van de mens en van de wijze waarop de bodem wordt gebruikt, brengt deze beleidskeuze een aantal problemen met zich mee. Met name wanneer de bodem wordt gebruikt voor het telen van gewassen voor eigen consumptie en daarnaast ook vis en andere dierlijke producten voor eigen consumptie worden gevangen en verzameld, komen voor een aantal stoffen de C-waarden op streefwaardniveau te liggen. Dit zou met zich meebrengen dat sanering noodzakelijk moet worden geacht zodra er sprake is van bodemverontreiniging. De commissie kan zich de beleidsmatige overweging voorstellen om bij het afleiden van C-waarden niet uit te gaan van de meest kritische situatie maar van een gemiddelde situatie met betrekking tot de blootstelling van de mens. Deze keuze heeft wel het gevolg dat in bepaalde situaties de actuele blootstelling op grond waarvan de urgentie van een sanering wordt vastgesteld, hoger is dan de potentiële blootstelling die men op grond van een vergelijking met de C-waarde zou verwachten. De commissie acht het noodzakelijk om deze beperking van de beoordeling van de saneringsnoodzaak duidelijk aan te geven en in principe de mogelijkheid te bieden om op grond van een analyse van de actuele blootstelling bij gemeten concentraties aan verontreinigende stoffen lager dan de C-waarden, sanering noodzakelijk te achten. De situaties die hiervoor in aanmerking komen, zijn naar het inzicht van de commissie beperkt tot volkstuinen en moestuinen op verontreinigde gronden en wellicht gevallen van bodemverontreiniging met vluchtige verbindingen waar er als gevolg van een specifieke geohydrologische situatie sprake kan zijn van een verhoogde verdamping uit de bodem en verspreiding naar de binnenlucht.

RUIMTELIJKE SCHAAL VAN DE C-WAARDE

Volgens het integratierapport van het RIVM is er sprake van "ernstig gevaar" wanneer uit de resultaten van de eerste fase van het Nader Onderzoek blijkt dat op een bemonsteringsschaal met een onderlinge afstand tussen meetpunten van 5 respectievelijk 10 meter de gemiddelde concentratie voor afzonderlijke stoffen in grond en grondwater (over een diepte van tenminste 0,5 respectievelijk 1 meter) de C-toetsingswaarde te boven gaat

De commissie heeft deze ruimtelijke schaal van de C-waarde vergeleken met de afmetingen van ruimtelijke eenheden die bij de beoordeling van verschillende blootstellingsroutes van belang zijn. Hieruit blijkt dat twee schaalniveaus van belang zijn: 50 m² in verband met ingestie van grond, dermaal contact, blootstelling aan de binnenlucht en de consumptie van zelfgeteelde gewassen, en de schaal van de gehele locatie. Voor de analyse van de humane blootstelling is de voorgestelde ruimtelijke schaal van de C-waarde dus voldoende klein. Met betrekking tot ecologische risico's is bij de aangegeven schaal alleen een beoordeling van de gemiddelde blootstelling op populatieniveau mogelijk. Omdat het ecotoxicologisch criterium voor "ernstig gevaar" niet gericht is op de bescherming van individuele organismen maar op de bescherming van populaties, is dit geen bezwaar.

C-WAARDEN VOOR GROND

Bij het afleiden van de C-waarden is zowel van humaan-toxicologische als van ecotoxicologische gegevens gebruik gemaakt. Ecotoxicologische gegevens over bodemorganismen en bodemprocessen zijn direct van toepassing verklaard op de bodem, er is daarbij geen gebruik gemaakt van een expliciet blootstellingsmodel. Er wordt derhalve aangenomen dat blootstelling in de bodem vergelijkbaar is met blootstelling in de experimenten waarvan de resultaten bij het afleiden van de norm zijn gebruikt. Bij het afleiden van C-waarden op grond van humane gegevens is gebruik gemaakt van het model CSOIL. Dit model, dat mede gebaseerd is op de vanuit het bedrijfsleven voorgestelde modellen SOILRISK (DSM) en HESP (ECETOC), maakt het mogelijk om een verband te leggen tussen de concentratie van een stof in de bodem en de blootstelling van de mens via een aantal blootstellingsroutes. Het verheugt de commissie dat er over de modellering van de blootstelling een dergelijke consensus bestaat. Het model CSOIL kent uiteraard zijn beperkingen, maar is naar het oordeel van de commissie geschikt voor het afleiden van C-toetsingswaarden die aan kunnen geven welke gevallen zodanig verontreinigd zijn dat sanering op termijn moet worden overwogen. De commissie ziet de met CSOIL afgeleide C-waarden meer als een beleidsmatige oplossing, geïnspireerd door wetenschappelijke kennis, dan als een strikt wetenschappelijk produkt. Voor het schatten van actuele bloot-

stelling acht de commissie het model zonder aanvullende metingen in de zogenaamde contactmedia te onnauwkeurig

In haar evaluatie van de voorgestelde C-waarden heeft de commissie een aantal andere keuzes gemaakt ten aanzien sommige parameters die een rol spelen bij het afleiden van de humane C-waarden. Tevens heeft zij de ecotoxicologische basis voor de afleiding van C-waarden verbreed door voor alle stoffen NOEC's en EC50 (effect concentratie waarbij 50% van de blootgestelde individuen van een toetsorganisme een effect ondervindt) voor zowel bodemorganismen en microbiële processen in beschouwing te nemen.

Met betrekking tot de afleiding van de humane C-waarden beveelt de commissie aan om de parameter N, waarmee een TDI c q ADI vermenigvuldigd moet worden om met het CSOIL blootstellingsmodel een interventiewaarde (meer dan maximaal toelaatbaar risico volgens de nota "Omgaan met risico's") op te leveren, achterwege te laten. Tevens is zij van oordeel dat bij de berekening van de blootstelling er niet van uitgegaan mag worden dat alle bewoners op een geval van bodemverontreiniging elders werken. Zij beveelt aan om de parameters van het model in dit opzicht aan te passen.

Bij de ecotoxicologische afleiding van C-waarden acht de commissie het gebruik van formules die worden gebruikt om de streefwaarden bodem voor zware metalen en arseen naar verschillende grondsoorten te differentieren (bodemtypecorrectie) niet goed te motiveren. Er wordt beoogd te corrigeren voor verschillen in blootstelling als gevolg van verschillen in biologische beschikbaarheid op verschillende grondsoorten. Weliswaar wordt de variatie tussen resultaten van verschillende experimenten geringer na toepassing van de correctie, maar dat er inderdaad voor verschillen in biologische beschikbaarheid is gecorrigeerd kan hiermee niet worden bewezen. Het argument dat bij het afleiden van streefwaarden de correctie wel is gebruikt - hetgeen door de commissie wordt ondersteund vanwege de grote invloed van de variantie tussen resultaten van verschillende toetsen op de streefwaarde - ziet de commissie meer als een beleidsmatig dan als een wetenschappelijk argument. Het uiteindelijke effect van het hanteren van de bodemtypecorrectie op de ecotoxicologisch afgeleide C-waarden is overigens gering.

Bij de uiteindelijke keuze tussen de humane en de ecotoxicologische C-waarde heeft de commissie in het kader van haar evaluatie een andere procedure gevolgd dan het RIVM. Gezien de onzekerheden die de modelmatige berekening van de blootstelling via gewasconsumptie met zich mee brengt en de grote variatie in geconsumeerde hoeveelheden tussen volks- en moestuin bezitters en mensen die slechts incidenteel of helemaal geen gewassen uit eigen tuin consumeren, heeft de commissie deze blootstellingsroute in eerste instantie buiten beschouwing gelaten. Eerst heeft de commissie, om tot een geente-

greerde C-waarde te komen, gekozen voor de laagste (humane of ecotoxicologische) waarde. Vervolgens is onderzocht in hoeverre deze waarde incidentele gewasconsumptie uit eigen tuin nog mogelijk maakt. Indien deze minder dan 10% van de totale gewasconsumptie bedroeg, heeft neerwaartse bijstelling van de C-waarde plaatsgevonden. De commissie heeft echter voor de totale consumptie lagere waarden gehanteerd dan RIVM omdat naar haar oordeel de consumptie van vruchten die niet in Nederland in een eigen tuin gekweekt kunnen worden, niet meegerekend dient worden.

Voor een groot aantal stoffen leverde de door de commissie gevolgde rekenprocedure vergelijkbare voorstellen voor geïntegreerde C-waarden op. Voor een aantal stoffen heeft de commissie aanbevolen om de C-waarden aan te passen, aanvullend onderzoek uit voeren, of in het geval van de anorganische anionen de grondslag voor de normstelling nader te analyseren (zie tabel 5.4). Tenslotte geeft de commissie een aantal stoffen waarvoor naar haar oordeel op termijn een C-waarde ontwikkeld zou kunnen worden. Afgezien van de wijzigingsvoorstellen acht de commissie de nieuwe C-waarden goed bruikbaar als toetsingswaarde en gemeten naar de huidige kennis als beleidsmatige oplossing voldoende wetenschappelijk gefundeerd.

C-WAARDEN GRONDWATER

C-waarden voor grondwater die door het RIVM zijn voorgesteld zijn door de commissie vergeleken met aquatische toxiciteitscriteria. De resultaten van deze vergelijking geven geen aanleiding om de voorstellen voor grondwater aan te passen. De commissie is echter wel van oordeel dat de waarden voor aromatische verbindingen aan de hoge kant zijn, niet zozeer op grond van toxicologische argumenten maar meer op grond van de significante beïnvloeding van het binnenmilieu (stank) die van het grondwater met gehalten gelijk aan de C-waarden mag worden verwacht. Mede gezien de lagere C-waarden uit de huidige Leidraad ziet de commissie geen reden waarom de C-waarden voor grondwater niet lager gesteld zouden kunnen worden.

COMBINATIETOXICITEIT

Een gecombineerde toetsing aan C-waarden is wetenschappelijk gezien slechts in beperkte mate mogelijk. Niettemin kan de commissie zich voorstellen dat een zekere vorm van gecombineerde beoordeling van over- en onderschrijdingen van C-waarden gewenst kan zijn. Zij heeft er geen bezwaar tegen dat bij de ontwikkeling van een dergelijk scoringssysteem inspiratie wordt verkregen uit toxicologische modellen, zoals het model voor relatieve concentratie-additie, maar zij acht het niet juist dat daaraan zoveel weten-

schappelijke pretentie wordt gegeven als de term "combinatietoxiciteit" doet voorkomen. Bij de bepaling van de urgentie van de sanering, wanneer er meer specifiek naar blootstelling van de mens aan groepen van stoffen kan worden gekeken, is toepassing van wetenschappelijke kennis over de combinatietoxiciteit in sommige gevallen goed mogelijk en noodzakelijk. In dit advies geeft de commissie een aantal groepen van stoffen waarbij de benadering kan worden toegepast.

DIFFERENTIATIE VAN C-WAARDEN NAAR GRONDSOORT

Naar het oordeel van de commissie is het slechts voor apolaire, niet reactieve, organische verbindingen mogelijk om op een eenvoudige wijze naar grondsoort te differentiëren. Hoewel het ook van andere stoffen bekend is dat blootstelling als gevolg van verschillen in mobiliteit en biologische beschikbaarheid geringer is op klei en veengronden dan op zandgronden, zijn er thans geen eenvoudige en algemeen geldige relaties bekend waarmee normen naar grondsoort kunnen worden gedifferentieerd op grond van verschillen in biologische beschikbaarheid. De commissie onderkent echter dat er beleidsmatige gronden zijn om de C-waarden op dezelfde wijze te differentiëren als de streefwaarden (A-waarden) bodem.

URGENTIE BEPALING

Voor de wijze waarop de urgentie van aanpak van een geval van bodemverontreiniging wordt vastgesteld, is in het integratierapport van het RIVM een procedure voorgesteld. De volgorde van de verschillende stappen in de procedure acht de commissie duidelijk gepresenteerd. Zij vraagt zich echter af of de beschrijving voor de praktijk van de bodemsanering niet te summier is. Wellicht zou een en ander op basis van praktijkervaringen verder uitgewerkt kunnen worden in een serie handleidingen.

De wijze waarop de ecologische gevolgen van een geval van bodemverontreiniging bij de urgentiebepaling meegenomen zouden moeten worden, verdient zeker nadere aandacht. In de huidige Leidraad wordt aan natuurgebieden in dit opzicht een zekere prioriteit toegekend. Deze dreigt in de huidige opzet verloren te gaan. De commissie stelt voor om analoog aan de beoordeling van de actuele blootstelling van de mens, het aantal soorten dat actueel wordt blootgesteld bij een geval van bodemverontreiniging als maat voor de ecologische urgentie te hanteren. De commissie acht daarbij een inventarisatie van het aantal soorten op een verontreinigingslocatie niet nodig. Er zou met een globale indeling in typen van gebieden met verschillende soortenrijkdom en diepten van de verontreiniging kunnen worden volstaan. Naar verwachting bevatten natuurgebieden meer soorten

dan landbouwgebieden en bevatten landbouwgebieden meer soorten dan stedelijke gebieden. Ook geldt algemeen dat diepere bodemlagen soortenarmer zijn. Daarnaast zou aan verontreiniging in het habitat van zeldzame en beschermde soorten een hogere urgentie moeten worden gegeven.

7 Referenties

- 1 Advies Saneringswijze Steendijkpolder-Zuid, 1988 Technische commissie bodembescherming, A88/01, Leidschendam
- 2 Advies Sanering Grote Wittenburgerstraat Amsterdam, 1988 Technische commissie bodembescherming, A88/03, Leidschendam
- 3 Advies Sanering Laura-terrein te Kerkrade, 1990/1991 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam
- 4 Advies Benaderingswijze voor het afleiden van toetsingswaarden voor de beoordeling van bodemverontreiniging, 1985 Technische commissie bodembescherming, A85/02, Leidschendam
- 5 Advies Beoordeling van bodemverontreiniging met polycyclische aromaten, 1989 Technische commissie bodembescherming, A89/03, Leidschendam
- 6 Voorlopige inspectie richtlijn blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging, 1989 Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiene, Ministerie VROM
- 7 ECETOC (Veerkamp, W), 1990 Hazard assessment of chemical contaminants in soil Technical report no 40 ECOTOC, Brussels
- 8 Berge, W ten, 1990 SOILRISK Human exposure assessments to soil contaminants DSM memo 1527/90 CVMD dd 21 5 90 DSM, Geleen
- 9 Siegrist, R L International review of approaches for establishing clean up goals for hazardous waste contaminated land Institute for Georesources and Pollution Research The agricultural research council of Norway
- 10 Fast, T, J Kliest & H van de Wiel, 1987 De bijdrage van bodemverontreiniging aan de verontreiniging van de lucht in woningen Publicatiereeks Milieubeheer, VROM, Rapportnr 6, Leidschendam
- 11 Wijnen, J H van, P Clausing & B Brunekeef, 1990 Estimated soil ingestion by children Environ Res , 147-162
- 12 Strategie-ontwikkeling bodemsanering natuurgebieden, 1990 Rapportenreeks Natuur-, Milieu- en Faunabeheer no 8 Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
- 13 Advies Bodemkwaliteit, delen I en II, 1986 Technische commissie bodembescherming, A86/02, Leidschendam
- 14 Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr 1
- 15 Advies Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, 1991 Technische commissie bodembescherming, A91/03, Leidschendam

- 16 Straalen, N M van, & C A J Denneman, 1989 Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria *Ecotox Environ Saf* 18, 241-251
- 17 Groot, A J de, J J Vegter, J H M Schobben, Y A Eijs & N M van Straalen, 1989 Normering van Waterbodems Technische commissie bodembescherming, Rapport A89/06-R, Leidschendam
- 18 Schobben, J M, C A J Denneman, N M van Straalen & E N G Joosse-van Damme Een oecotoxicologische risico-evaluatie van referentie-, LAC- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem, 1989 Technische commissie bodembescherming, Rapport A89-04-R, Leidschendam
- 19 Advies Bodembescherming en bestrijdingsmiddelen, 1990 Technische commissie bodembescherming, A89/05, Leidschendam
- 20 Notitie Cadmiumbeleid, Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 22 197, nr 1
- 21 Vlek, C A J, 1990 Beslissen over risico-acceptatie GR advies no A90/10, Gezondheidsraad, Den Haag
- 22 Berg, R van den Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging - Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden Rapport nr 725201006, RIVM, Bilthoven
- 23 Vermeire, T G, M E van Apeldoorn, J C de Fouw & P J C M Janssen, 1991 Voorstel voor humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden Rapport nr 72501005, RIVM, Bilthoven
- 24 Berg, R van den & J M Roels, september 1991 Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging Integratie van deelaspecten RIVM rapportnr 725201007, RIVM, Bilthoven
- 25 Notitie "Omgaan met risico's" De risicobenadering in het milieubeleid Bijlage bij het NMP Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nr 5
- 26 Advies inzake Uitgangspunten voor Normstelling, 1985 GR advies no 31, Gezondheidsraad, Den Haag
- 27 Brief aan de Minister van VROM d d 19 juni 1992 over referentiewaarden barium, kobal, antimoon, vanadium en molybdeen Technische commissie bodembescherming, S48(1992), Leidschendam
- 28 Hulshof, P J M, 1988 De groeteconsumptie van volkstuinders Staatstoezicht op de Volksgezondheid
- 29 Sokal, R R & F J Rohlf, 1981 Biometry W H Freeman and Company, New York
- 30 Denneman, C A J & C A M van Gestel, 1990 Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's RIVM rapport nr 725201001
- 31 Bergema, W F & N M van Straalen, 1991 Ecologische risico's van verhoogde beschikbaarheid van cadmium en lood door bodemverzuring Technische commissie bodembescherming, A91/04R, Leidschendam

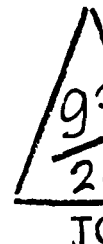
- 32 Inventarisatie ecotoxicologische gegevens voor waterbodemorganismen, 1991 BKH, Den Haag
- 33 Denneman, C A J & C A M van Gestel, 1991 Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatisch ecotoxicologische gegevens Rapportnr 725201008, RIVM, Bilthoven
- 34 Jonkers, D A & J W Everts, 1992 Zeewaardig Afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in Noordzee en Waddenzee DGM/VROM en RSW/VW, 's-Gravenhage
- 35 Meent, D van de, T Aldenberg, J H J Canton, C A M van Gestel & W Slooff, 1990 Streven naar waarden - Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem" Rapport nr 670101001, RIVM, Bilthoven
- 36 Southwood, T R E , 1978 The components of diversity - In Mound, L A & N Waloff (eds), Diversity of insect faunas Symp R Ent Soc London, nr 9 Blackwell Sci Publ , Oxford
- 37 Broekema, J W , 1984 Bodemverontreiniging en voedingsgewassen Rapport van de afdeling Milieu van de Provinciale Waterstaat Zuid-Holland
- 38 Wat eet Nederland?, 1988 Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1987-1988 Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur en Ministerie van Landbouw en Visserij
- 39 Straalen, N M van, R A Verweij & T C van Brummelen PAH concentrations in forest floor invertebrates in the vicinity of a blast furnace plant Polycyl Arom Hydrocarb (in press)
- 40 Visschers, M & K Verschuere, 1988 Teer- en PAK-problematiek bij onderzoek van bodemverontreinigingsgevallen met teerachtige stoffen Reeks Bodembescherming no 72
- 41 Zorge, J A van, J H van Wijnen, R M C Theelen, K Olie & M van den Berg, 1989 Assessment of the toxicity of mixtures of halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by use of toxicity equivalency factors (TEF), Chemosphere 19 1881-1895
- 42 Wijnen, J H van & A Stijkel, 1985 Beoordeling van het gezondheidsrisico van de bodemverontreiniging Steendijkpolder-Zuid, Maassluis Sector Volksgezondheid en Milieu van de GG&GD, Amsterdam
- 43 Guidelines for Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, 24 september 1986 US Environmental Protection Agency Federal Register, Vol 51 no 185
- 44 Kliest, J J G , 1990 Vaststelling van de potentiële en actuele inhalatoire blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging Rapport nr 725201004, RIVM, Bilthoven
- 45 Lagas, P , H Snelting & R van den Berg, 1990 Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging Rapport nr 72501002, RIVM, Bilthoven



Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Postbus 20951 2500 EZ s-Gravenhage
Telefoon (070) 335 35 35 van Alkemadeaan 85
Telex 34429 voro nl Fax (070) 335 35 02

BIJLAGE 1



Fax.nr. DWB 070-3174325

DIRECTORAAT-GENERAAL MILIEUBEHEER

De voorzitter van de Techni-
sche Commissie Bodembescher-
ming ir. H. Haverkate
Postbus 450
2260 MB LEIDSCHENDAM

Directie: DWB
Hoofdafdeling: BO
Afdeling: Bodemsanering/28

Uw kenmerk

Uw brief van

Kenmerk

Datum

DWB/23091021

Onderwerp

VERZONDEN OP 29 OKT

Adviesaanvraag "Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij
blootstelling aan bodemverontreiniging"

Geachte voorzitter,

Hierbij leg ik u het rapport "Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten" ter advisering voor. Dit rapport integreert de resultaten van een studie die door het Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieuhygiëne in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer is verricht. In een serie rapporten (RIVM nrs. 725201001 tot en met 725201006 en nr. 725201008) is van de uitkomsten van deze studie verslag gedaan. Daarnaast zijn resultaten van het eveneens in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer door de Nederlandse organisatie voor toegepast natuurwetenschappelijk onderzoek uitgevoerde onderzoek naar de bemonsteringsstrategie van oriënterend en nader onderzoek in onderhavig rapport verwerkt. Van de inhoud van deze rapporten heeft u inmiddels kennis kunnen nemen.

Het doel van het rapport is driedelig. In de eerste plaats wordt de opzet van het nader onderzoek gestructureerd. Daarbij staat (de bepaling van) potentiële en actuele blootstelling in dit onderzoek centraal. Ten tweede worden voorstellen voor verduidelijking en waar nodig bijstelling van de C-toetsingswaarden gedaan. Hieraan hebben ecotoxicologische en humaan-toxicologische argumenten ten

Bijlagen

DWB/23o91021

2

grondslag gelegen. In de derde plaats worden instrumenten gepresenteerd waarmee de actuele blootstelling en de bijbehorende kans op schade aan de gezondheid van de mens of op schade aan het milieu kunnen worden geschat op basis waarvan de urgentie van sanering(sonderzoek) kan worden bepaald. Met onderhavig rapport (en de overige genoemde rapporten) wordt voor een belangrijk deel inhoud gegeven aan het actiepunt nr. 41 uit het kabinetsstandpunt inzake het Tien Jaren-scenario bodemsanering (Tweede kamer, 1989-1990, 21557, nr. 1).

De rapportage is onderwerp van overleg met bijvoorbeeld de Vereniging van Nederlandse Gemeenten, het Interprovinciaal Overleg en de departementen van LNV en V en W. In de thans voorliggende voorstellen voor (nader) onderzoek met betrekking tot bodemverontreiniging is nadruk gelegd op fasering van werkzaamheden waarbij aan elke stap specifieke doelstellingen zijn verbonden en op een cyclische bemonsteringsopzet in samenhang met een steeds meer verfijnde hypothesetoetsing. Ten behoeve van de beoordeling of sprake is van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" zijn de aspecten mate van verontreiniging en de potentiële effecten daarvan op mens en milieu en de mogelijkheden tot verspreiding en contact in één model samengebracht; het beoordelingskader omvat expliciete ecotoxicologische en humaan-toxicologische criteria. Tevens is bij deze beoordeling een ruimtelijk schaalniveau geïntroduceerd. De Interimwet bodemsanering (en te zijner tijd de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming) gaat uit van een programmatische en gefaseerde aanpak van gevallen van bodemverontreiniging. Er wordt daarom een grote nadruk gelegd op de urgentievolgorde voor onderzoek of sanering. Aan de vaststelling van de urgentie van Sanering(sonderzoek) ligt een schatting van de mate van blootstelling en van de daaraan verbonden kans op schade aan de gezondheid van de mens of overige organismen (analyse van "actuele blootstellingsrisico's" bepaald door het huidige gebruik van de bodem) ten grondslag. Aandacht wordt daarbij aan zowel de aspecten volksgezondheid, milieu als aan het aspect verspreiding van de verontreiniging geschonken, zonder aan één daarvan een doorslaggevende zwaarte te geven.

Op basis van onderhavig(e) rapport(en) zal, zo nodig na het aanbrengen van correcties, een aanpassing van deel II (het technisch-inhoudelijke deel) van de Leidraad bodembescherming worden uitgevoerd. De rapporten zullen voor een breed publiek toegankelijk worden gemaakt (bijvoorbeeld door opname in de publicatierijks Bodembescherming).

Graag zou ik zien dat de Technische Commissie Bodembescherming in haar advies ingaat op de volgende aspecten:

- De structuur van het nader onderzoek en het onderscheid tussen potentiële en actuele blootstelling;
- De methodologische aspecten van de schatting van blootstelling aan bodemverontreiniging en de toxicologische beoordeling van



Kenmerk

Datum

Bladnummer

DWB/23o91021

3

- de effecten ervan;
- Het verbinden van het voorgestelde ruimtelijke schaalniveau aan de C-toetsingswaarden ter vaststelling van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu";
 - Het instrumentarium ter schatting van "actuele blootstelling" aan bodemverontreiniging.

Aangezien het in de bedoeling ligt bovenvermelde aanpassing van het technisch-inhoudelijke deel van de Leidraad bodembescherming in het voorjaar van 1992 te realiseren, verzoek ik u uw advies voor 1 februari 1992 uit te brengen.

Hoogachtend,

De Minister van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,

J.G.M. Alders



BIJLAGE 2

Overzicht TCB-werkgroepen in verband met de adviesvoorbereiding

De TCB heeft besloten voorafgaande aan haar advisering over de herziening van de Leidraad Bodembescherming drie werkgroepen in het leven te roepen welke puntsgewijs commentaar hebben gegeven op één of meer rapporten. De uiteindelijke advisering vond plaats onder verantwoordelijkheid van de TCB en heeft geschied aan de hand van de bevindingen van de werkgroepen. Het overkoepelende RIVM-rapport 'Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van de deelaspecten' is door de TCB plenair besproken.

De volgende werkgroepen werden ingesteld

1] De werkgroep 'Ecotoxicologische risico's' bestond uit de volgende leden

Voorzitter Dr N M van Straalen (TCB-lid),

Secretaris Mw drs J van Wensem (plv secretaris TCB),

Leden Drs C van der Guchte (RIZA, Lelystad), Dr ir W Ma (IBN-DLO, Arnhem),

Dr ir J Everts (RWS/DGW, Den Haag), Ir C A M van Gestel (RIVM, Bilthoven),

Mw drs G H Crommentuijn (Biologie, VU-Amsterdam)

Te bespreken rapport

- Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's, april 1990 C A J Denneman & C A M van Gestel RIVM rapport nr 725201001 (met bijlage)

De bevindingen van deze werkgroep zijn verwerkt in hoofdstuk 4 van het advies. Het verslag van het werkgroep is op te vragen bij het secretariaat van de commissie

2] De werkgroep 'Gedrag stoffen' bestond uit de volgende leden

Voorzitter Prof dr ir F A M de Haan (TCB-lid),

Secretaris Ir E van Eek (project-medewerker TCB),

Leden Ir R van den Berg (RIVM/LBG, Bilthoven), Dr W A Bruggeman (RIZA,

Lelystad), Mw ir T Fast (GG&GD, Amsterdam), Dr J Hoeks (Staringcentrum, Wage-

ningen), Ir M G Keizer (LU-Wageningen), Ir Th M Lexmond (LU-Wageningen),

Dr ir J P G Loch (RU-Utrecht)

Te bespreken rapporten

- Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging, augustus 1990 P Lagas, H Snelting & R van den Berg RIVM rapport nr 725201002
- Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen Uitgangspunten en veronderstellingen, augustus 1990 J B H J Linders RIVM rapport nr 725201003

De bevindingen van deze werkgroep zijn verwerkt in hoofdstuk 3 van het advies Het verslag van het werkgroep is op te vragen bij het secretariaat van de commissie

3] De werkgroep 'Volksgezondheid' bestond uit de volgende leden

Voorzitter Dr J H van Wijnen (TCB-lid),

Secretaris Dr J J Vegter (algemeen secretaris TCB),

Leden Dr B J Blaauboer (RITOX, Utrecht), Dr M M Verberk (Coronel Laboratorium, Amsterdam), Drs C van der Guchte (RIZA, Lelystad), Ir Th M Lexmond (LU-Wageningen)

Te bespreken rapporten

- Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen Uitgangspunten en veronderstellingen, augustus 1990 J B H J Linders RIVM rapport nr 725201003
- Vaststelling van de potentiële en actuele inhalatoire blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging, juni 1990 J J G Kliest RIVM rapport nr 725201004
- Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden, februari 1991 T G Vermeire, M E van Apeldoorn, J C de Fouw & P J C M Janssen RIVM rapport nr 725201005
- Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden, april 1991 R van den Berg RIVM rapport nr 725201006

De bevindingen van deze werkgroep zijn verwerkt in hoofdstuk 3 van het advies Het verslag van het werkgroep is op te vragen bij het secretariaat van de commissie

BIJLAGE 3

Overzicht van de literatuurgegevens waarop tabel 3.2 in hoofdstuk 3 op gebaseerd is. Per parameter wordt de waarde gegeven zoals die door het RIVM is gebruikt en ter vergelijking de waarden die zijn gevonden in de Nederlandse en buitenlandse literatuur. De gegevens werden verzameld door SCMO-TNO Delft in opdracht van de Technische commissie bodembescherming.

BIJLAGE

GEWICHT VOLW. (kg)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref in bron
70	RIVM '91	-	
60	lit./instanties Ned GG&GD A'dam '92	-	-
65	Matser&Hendriks '87	-	-
	Bus e.a. '89	gemiddelde volwassenen	-
70	VRM '89	-	-
	Mekel&v.d.Naald '90	gemiddelde mannen	-
70	lit./instanties V.S.: EPA '89b	ook gebruikt als gemiddelde bij levenslange blootstelling	EPA '89a
58	McKone&Bogen '91	gemiddelde hele bevolking	IRCP '75/ EPA '89a
70	Hawley '85	-	Diemer&Lentner '73/ Berkow '24
	Byard '89	-	-
	Lagoy '89	-	-
	Lipsky '89	-	-
	Jones e.a. '91	-	-
	Naugle&Pierson '91	-	-

GEWICHT KIND (kg)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref in bron
15	RIVM '91	-	
10	lit./instanties Ned.: TAUW '86a	-	-
13	Mekel&v.d.Naald '90	1-3 jaar	-
13,4	Bus e.a. '89	1-3 jaar	-
14	Matser&Hendriks '87	-	-
	v.Wijnen&Stijkel '88	2-3 jaar	-
	VRM '89	1-4 jaar	-
	ISA '90	1-4 jaar	VRM '89
	Drijver '91 (GGD Haarlem)	peuterleeftijd	-
15	v.Wijnen '81	2,5-3 jaar	-
	GG&GD A'dam '92	-	-
-	EPA '89b	geen aparte waarde voor kinderen, EPA gebruikt 70 kg voor levenslange blootstelling	-
13,2	Hawley '85	2,5 jaar	Diemer&Lentner '73/ Berkow '24
20,8	"	6 jaar	"

ADEM VOLUME VOLW. (m3/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
20	RIVM '91	geen onderscheid passief en actief	
14/18,2	lit./instanties Ned.: Bus e.a. '89	gem./max., afgeleid uit energiegebruik	-
15	GG&GD A'dam '92	-	-
	Mekel&v.d.Naald '90	man 70 kg, zware inspanning	Gezondheidsraad '85
15-20	Drijver '91 (GGD Haarlem)	-	-
20	TAUW '86a	gemiddelde hele bevolking	-
	Matser&Hendriks '87	maximum schatting	Gezondheidsraad '85
	v.Wijnen&Stijkel '88	conservatieve schatting	-
20-40	VRM '89	bij normale inspanning	-
22,8	TAUW '86b	man 70 kg, gem.	Hilburn '79
23	Huy e.a. '88	-	ICRP '75
20	lit./instanties V.S.: EPA '89b	ook gebruikt als gemiddelde bij levenslange blootstelling	EPA '89a
15	Lipsky '89	gebruikt als gemiddelde bevolking	Kimbrough e a 1984
	Paustenbach '89	"	-
18	Byard '89	-	-
19,8	Hawley '85	12 h. 10,8 m3/d (rust) + 12 h. 28,8 m3/d (lichte activiteit)	Diemer&Lentner '73
20	Lagoy '89	gebruikt als gemiddelde bevolking/leven	-
	Naugle&Pierson '91	"	-
23	Hawley '85	-	-
	McKone&Bogen	gebruikt als gemiddelde bevolking/leven	ICRP '75

ADEHVOLUME KIND (m3/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
7,6	RIVM '91	geen onderscheid passief en actief	-
6-10 6,8	lit /instanties Ned Gezondheidsraad '85 Bus e a '89	gemiddelde voor 1-9 jaar gemiddelde voor 1-3 jaar, afgeleid uit energiegebruik	-
7,5	Huy '88	3-5 jaar, afgeleid uit 15 m3/dag voor 10 jaar (IRCP '75) --> 1,5 m3/jaar	IRCP '75
10	GG&GD A'dam '92	-	-
10-15	v Wijnen&Stijkel '88	conservatieve schatting	-
15	Drijver '91 (GGD Haarlem)	-	-
15	Matser&Hendriks '87	maximum schatting	-
-	EPA '89b	geen aparte waarde kind; EPA gebruikt 20 m3/d voor levenslange blootstelling	-
6,3	Hawley '85	2,5 jaar (16 h.4 m3/d (rust) + 8 h.10,9 m3/d (lichte activiteit))	IRCP '75; Diem&Lentner '73
7,5	"	2,5 jaar, (12 h:4 m3/d (rust) + 12 h.10,9 m3/d (lichte activiteit))	IRCP '75; Diem&Lentner '73
11,4	"	6 jaar ((12 h 6,2 m3/d (rust) + 12 h.16,7 m3/d (lichte activiteit))	IRCP '75; Diem&Lentner '73

LICHAANSOPPERVLAK VOLW. (m2)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
1,8	RIVM '91	-	-
-	lit./instanties Ned.: Matser&Hendriks '87	dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens	-
	GG&GD A'dam '92	dermale opnameweg niet in beschouwing genomen, verwaarloosbaar geacht en te weinig gegevens	-
1,8	lit /instanties V S EPA '89b	50 percentielwaarde	EPA '89a
1,6	McKone&Bogen '91	gem bevolking/leven. 0,027 m2/kg l.g.	-
1,81	Hawley '85	-	Diem&Lentner '73; Berkow '24

LICHAANSOPPERVLAK KIND (m2)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,95	RIVM '91	-	-
-	lit /instanties Ned zie bij lichaamsoppervlak volw		
0,7	EPA '89b	50 percentielwaarde kind 3-6 jaar	EPA '89a
0,57	Hawley '85	2,5 jaar	Diem&Lentner '73; Berkow '24
0,82	"	6 jaar	"

INNAMEHOEEVEELHEID GROND VOLW. (mg/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
50	RIVM '91	jaargemiddelde, grond + stof	-
-	lit./instanties Ned.: Matser&Hendriks '87	risicobeoordeling wordt gebaseerd op innamehoeveelheid kind	-
100	lit /instanties V S . EPA '89b	jaargemiddelde, grond + stof	EPA '89c
0	Paustenbach '89	verwaarloosbaar	-
30	Lagoy e a '89	gemiddelde hele leven (5 jaar 50 mg/dag = 5 jaar 100 mg/dag + 60 jaar 25 mg/dag)	Lagoy '87
61	Hawley '85	jaargemiddelde, grond + stof	-
100	Lipsky '89	maximum kind en volw.	-
140	Lagoy '89	maximum hele leven (5 jaar 250 mg/dag + 5 jaar 500 mg/dag + 60 jaar 100 mg/dag)	Lagoy '87
1000	Bashor&Turri '86	aanname voor tuinwerk	-

INNAMEHOEVEELHEID GROND KIND (mg/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref in bron
150	RIVM '91	jaargemiddelde, grond + stof	
	lit./instanties Ned.		
80	Huy e a '88	schatting gemiddelde 1-5 jaar	Clausing e.a. '86;
100	TALW '86a	-	-
100	Mekel&v d Naald '90	gemiddelde 1-3 jaar	-
125	VRQM '89	conservatieve (\pm 90 percentiel)waarde (100 dg: 200 mg/d + 265 dg. 100 mg/d)	Clausing e.a. '86; Binder e.a. '86
	ISA '90	gemiddelde 1-4 jaar	VRQM '89; Binder e.a. '86; Clausing e.a. '89
148	Drijver '91 (GGD Haarlem)	jaargemiddelde	VRQM '89
190	v Wijnen&Stijkel '88	jaargemiddelde, (200 mg natgewicht) gedurende zomerse perioden (jaargem 95 mg/dag?)	Loodonderzoek '78
200	GG&GD A'dam	gemiddelde 1-4 jaar	-
	Matser&Hendriks '87	gemiddelde 1-3 jaar	Loodonderzoek '78
	Bus e.a. '89	gemiddelde 1-3 jaar	Matser&Hendriks '87
	Mekel&v.d Naald '90	90 percentielwaarde 1-3 jaar	-
250-500	Copijs Peereboom '86	worst case	-
500	Ned. Gifvrij '92	wordt case	Ruck '90
1000	Matser&Hendriks '87	worst case (= 5 * gem v. 200 mg/d)	Loodonderzoek '78
200	lit /instanties V S EPA '89b	jaargemiddelde 1-6 jaar, grond + stof	EPA '89c
24	Hawley '85	jaargem 6 jaar, grond + stof (= 5 mnd: 50 mg/d buiten, 12 mnd 3 mg/d binnen)	Lepov '74, '75
100	Paustenbach '89	2-6 jaar	-
165	Hawley '85	jaargem. 2,5 jaar, grond + stof (= 6 mnd*250 mg/d buiten(5dg/wk) + 50 mg/d binnen, 6 mnd.100 mg/d binnen)	Lepov '74, '75
10000	Bashor&Turri '86	-	Ford&Gurba '84

DRINKWATERGEBRUIK VOLK. (l/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref in bron
2	RIVM '91		
	lit /instanties Ned		
1,2	Bus e.a. '89	gemiddelde	Haring '79
2	Gezondheidsraad '85	-	-
	GG&GD A'dam	gemiddelde bevolking/leven	-
2,2	Huy e a '88	95 percentielwaarde	Haring '79
3,6	Bus e.a. '89	maximum (= 3*gemiddelde)	Haring '79; v d Naald e a. '89
3,8	Matser&Hendriks '87	99 percentielwaarde (worst case)	Haring '79
2	lit./instanties V S EPA '89b	90 percentielwaarde volw.; ook gebruikt voor levenslange blootstelling	EPA '89z
1,5	McKone&Bogen '91	gemiddelde bevolking/leven	IRCP '75, EPA '89a
2	Bashor&Turri '86	-	-
	Byard '89	-	-
	Jones e a '91	-	-

DRINKWATERGEBRUIK KIND (l/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
1	RIVM '91	-	
	lit /instanties Ned		
0,7	Bus e.a. '89	gemiddeld, 1-3 jaar	Haring '79
0,79	Huy e a '88	hoge waarde, 5-14 jaar	ICRP '75
0,7-1,25	Mekel&v d.Naald '90	1-3 jaar	Haring '79
2,1	Bus e.a. '89	maximum 1-3 jaar (= 3 * gemiddelde)	Haring '79; v.d Naald '89
-	lit./instanties V S. EPA '89b	geen aparte waarde kind; EPA gebruikt 2 l/d voor levenslange blootstelling	-
1	Byard '89	10 jaar	-

VOLUME DOUWATERVERBRUIK (m3)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,15	RIVM '91	-	
-	lit./instanties Ned.	-	-
0,12	lit /instanties V.S : EPA '89b	afgeleid uit 12 min. douchetijd en 0,6 m3/h douchewaterverbruik	EPA '89a
0,05	Byard '89	-	-
0,06	McKone&Bogen '91	afgeleid uit 0,13 h/d douchetijd en 480 l/h douchewaterverbruik	-

GEWASGEBRUIK VOLW. (g/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
558	RIVM '91	-	
318 488 .. 1440 (246/438/ 607) (250-400)	lit./instanties Ned.: Prov Waterst.Overijs '85 Huy e a '88 GG&GD A'dam Ned. Gifvrij '92 Matser&Hendriks '87 Mekel&v.d Naald '90 Copius Peereboom '86	gemiddelde bevolking gemiddelde voor 16-18 jarigen gegevens CIVO-TNO voor algemene cons gegevens Hulshof voor volkstuinders gegevens Hulshof voor volkstuinders worst case (3 * gem. van 480 g/d); gem /95 percentielwaarde/ maximum groentecons. volkstuinders worst case groentecons. volkstuinders	Min L&V CIVO-TNO '85 " Hulshof '88 " Godeschalk '85 (LEI) Hulshof '88 -
340	lit /instanties V S : EPA '89a	groente (200 g) + fruit (140 g geen onderscheid volw. - kind	USDA '80
181	Bashor&Turri '86	gemiddelde voor 15-20 jarigen	Battelle '83

GEWASGEBRUIK KIND (g/dag)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
295	RIVM '91	-	
195 232 (90/187/ 192)	lit /instanties Ned. Huy e a. '88 Mekel&v d Naald '90 GG&GD A'dam Ned Gifvrij Mekel&v.d Naald '90	3-5 jaar (40 % van cons. 16-18 jarigen op grond van energiebehoefte) 1-3 jaar gegevens CIVO-TNO voor algemene cons. gegevens Hulshof voor volkstuinders gegevens Hulshof voor volkstuinders gem /95 percentielwaarde/ max groentecons. volkstuinders, 1-6 jaar	CIVO-TNO '85 MVC '89 CIVO-TNO Hulshof '88 " Hulshof '88
-	lit /instanties V S : EPA '89b	geen aparte waarde kind; EPA gebruikt 340 g/d voor levenslange blootstelling	-

GEDEELTE GEWASGEBRUIK UIT EIGEN TUIJN (-)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,1	RIVM '91	aanname	
0,57 1	lit /instanties Ned : Mekel&v d Naald '90 Matser&Hendriks '87	gemiddelde voor volkstuinders worst case	Hulshof '88 Stijkel '87, PGF '84
0,23 0,25	lit./instanties V S.: EPA '89a Bashor&Turri '86	gemiddelde volkstuinders aanname voor volkstuinders	USDA 1983 -

TIJDSFRACTIES VOLW. (-)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,05/0,71 /0,24/0,5	RIVM '91	buiten/binnen/werk/slapen	
0,70 0,06-0,12	lit./instanties Ned : GG&GD A'dam '92 Ned. Gifvrij '92	in woning buitenshuis worst case	- -
0,02/0,62 /0,36	lit./instanties V.S.: EPA '89a	buiten/binnen/werk	Robinson '77
0,02/0,71 /0,27	Naugle&Pierson '91	binnen/buiten/werk	-
0,58 0,08	McKone&Bogen '91 Paustenbach '89	binnen thuis buiten: 8 h/d, 90 dg/jaar; geen onderscheid volw. - kind	- -

TIJDSFRACTIES KIND (-)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,12/0,88	RIVM '91	buiten/binnen	
0,70	lit /instanties Ned.. GG&GD A'dam '92	in woning	-
- 0,18/0,83	lit /instanties V.S : EPA '89a/b Hawley '85	niet uitgewerkt buiten/binnen, 2,5 jaar	- -

DOUCHETIJD (h/d)

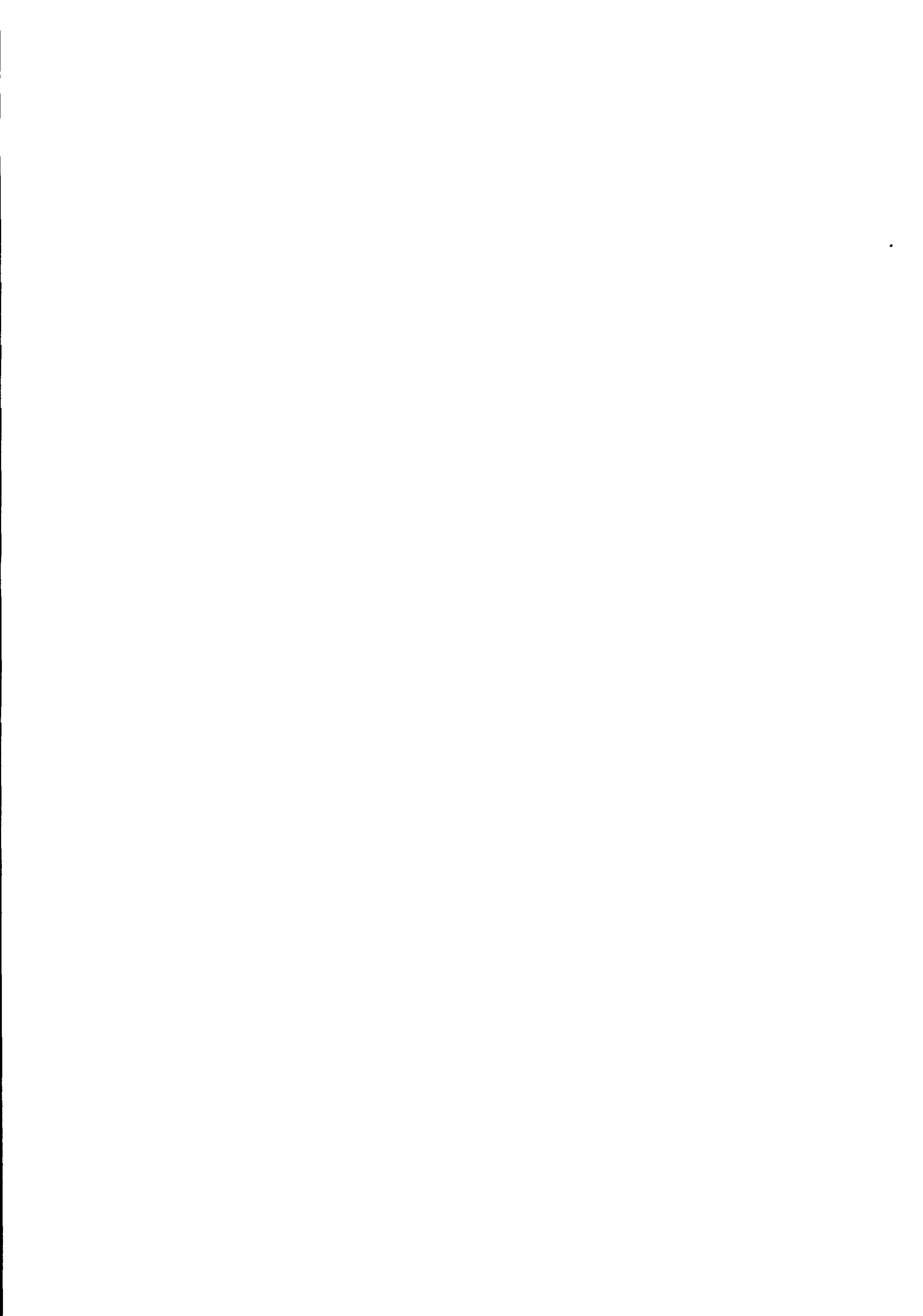
Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,25	RIVM '91	-	
-	lit./instanties Ned : GG&GD A'dam '92	opnameweg wordt verwaarloosbaar geacht	-
0,2 0,17 0,13	lit./instanties V S.: EPA '89b Byard '89 McKone&Bogen '91	90 percentielwaarde - -	EPA 89a - -

ABSORPTIEFACTOR BIJ ORALE INNAME (-)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
1	RIVM '91	eigenlijk ontbreekt absorptiefactor, omdat tox grenswaarden meestal ook in innamehoeveelheden worden uitgedrukt	
1	lit./instanties Ned.. meerdere	absorptiefactor ontbreekt (toxicol. grenswaarden meestal in innamehoev.)	
1 stofafh.	lit./instanties V.S.: EPA '89b Paustenbach '89	absorptiefactor ontbreekt (toxicol. grenswaarden meestal in innamehoev.) biol. beschikbaarheid stoffen in grond	- -

RETENTIEFACTOR DEELTJES IN LONGEN (-)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,75	RIVM '91	-	
0,2-0,6	lit./instanties Ned.. Huy e a. '88	afhankelijk van diameter deeltjes	
- 0,75 0,75 0,5-1,0	lit./instanties V S : EPA '89b Hawley '85 Lipsky '89 Paustenbach '89	geen factor; voor deeltjesconc. respirabele fractie nemen - - -	- - EPA '81 -



DERMALE ABSORPTIESNELHEID GROND VOLW. (h-1)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,005	RIVM '91	-	
-	lit /instanties Ned.: Matser&Hendriks '87 GG&GD A'dam '92	dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens dermale opnameweg niet in beschouwing genomen, verwaarloosbaar geacht en te weinig gegevens	
stofafh. 0,005	lit./instanties V.S : EPA '89b Hawley '85	- -	- Bartek e.a. '72, Feldman&Maibach '70
stofafh.	Paustenbach '89	-	-

DERMALE ABSORPTIESNELHEID GROND KIND (h-1)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,01	RIVM '91	-	
0,01 -	lit /instanties Ned VROM '89 Matser&Hendriks '87 GG&GD A'dam '92	voorzichtigheid wegens gebrek gegevens dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens derm opn weg niet in beschouwing genomen verwaarloosbaar geacht en gebrek gegevens	Hawley '85
stofafh 0,01	lit /instanties V S EPA '89b Hawley '85	geen aparte berekening kind -	- Bartek e.a. '72, Feldman&Maibach '70

OPPERVLAKTE DERMAAL CONTACT VOLW. (m2)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,17/0,09	RIVM '91	buiten/binnen	
-	lit /instanties Ned Matser&Hendriks '87 GG&GD A'dam '92	dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens derm opn.weg niet in beschouwing genomen verwaarloosbaar geacht en gebrek gegevens	
0,20 0,14 0,17 0,29	lit./instanties V S . EPA '89a Paustenbach '89 Hawley '85 Lipsky '89	- gemiddelde hele leven handen + onderarmen maximum schatting	EPA '85 - - Binder e a '86

OPPERVLAKTE DERMAAL CONTACT KIND (mg/cm2)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,28/0,05	RIVM '91	buiten/binnen	
0,21 -	lit./instanties Ned. VROM '89 Matser&Hendriks '87 GG&GD A'dam '92	voorzichtigheid bij berekening dermaal contact dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens derm. opn.weg niet in beschouwing genomen verwaarloosbaar geacht en gebrek gegevens	Hawley '85
(0,22)	lit./instanties V.S.: EPA '89b	3-4 jaar, afgel. id uit opp. handen (0,04) + opp benen (0,18) lichaamsdelen	EPA '89a
0,21/0,05 0,098	Hawley '85 Lipsky '89	buiten/binnen, 2,5 jaar schatting	- Binder e a '86

BEDEKKINGSGRAAD DERMAAL CONTACT VOLW. (mg/cm²)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
3,75/ 0,056	RIVM '91	buiten/binnen	
-	lit./instanties Ned.: Matser&Hendriks '87 GG&GD A'dam '92	dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens dermale opnameweg niet in beschouwing genomen, verwaarloosbaar geacht en te weinig gegevens	
1,45/2,77 0,056/3,5 0,5 3,5	lit /instanties V.S.: EPA '89b Hawley '85 Paustenbach '89 Lipsky '89	afh. van grondsoort (1,45 potgrond, 2,77 klei), geen onderscheid volw-kind binnen/buiten bij tuinwerk gemiddelde hele leven buiten	EPA '89a - - Hawley '85

BEDEKKINGSGRAAD DERMAAL CONTACT KIND (mg/cm²)

Waarde	Bron	Opmerkingen	Ref. in bron
0,51/ 0,056	RIVM '91	buiten/binnen	
0,51 - -	lit /instanties Ned.: VROM '89 Matser&Hendriks '87 GG&GD A'dam '92	voorzichtigheid bij berekening dermaal contact dermale opnameweg niet in beschouwing genomen wegens gebrek aan gegevens dermale opnameweg niet in beschouwing genomen; verwaarloosbaar geacht en te weinig gegevens	Hawley '85
1,45/2,77 0,056/ 0,51	lit /instanties V S . EPA '89b Hawley '85	afh. van grondsoort (1,45 potgrond, 2,77 klei), geen onderscheid volw-kind binnen/buiten, 2-6 jaar	EPA '89a Lepow e a. '74, '75

LITERATUURLIJST BIJLAGE 3

- Bartek, M J e a 1972 'Skin permeability in vivo comparison in rat, rabbit, pig and man' J Investig Dermatol 58 114-123
- Bashor, B S en P A Turri 1986 'A method for determining an allowable concentration of mercury in soil' Arch Environ Contam Toxicol 15 435-438
- Battelle 1983 'Appendix technical approach to pathways analysis - garden soil to man' Topical report volume 2 Columbus OH, Battelle Columbus Laboratories
- Berg, R van den 1991 'Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden' RIVM rappnr 725201006, Bilthoven
- Berkow, S G 1924 'A method of estimating the extensiveness of lesions (burns and scalds) based on surface area properties' Arch Surg 8 138-148
- Binder, S e a 1986 'Estimating soil ingestion, the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children' Arch Environ Health 41 341-345
- Bus, J G H e a 1989 'GRASBOL een kennissysteem voor risico-beoordeling bij bodemverontreiniging Van systeemeisen tot prototype Studierapp UBM nr 1989/2 Leiden, Centrum voor Milieukunde
- Byard, J L 1989 'Hazard assessment of 1,1,1-trichloroethane in groundwater' in D J Paustenbach (ed), *The risk assessment of environmental hazards A textbook of case studies* New York, John Wiley and Sons
- CIVO-TNO 1986 (W v Dokkum e a) 'Onderzoek van additieven, chemische contaminanten en nutriënten in totale dagvoedingen, 1984-1986, Deel I opzet en uitvoering' Zeist, CIVO-TNO
- Clausing, P e a 1986 'Een methode voor het bepalen van de ingestie van bodem- en stofdeeltjes door kinderen' Wageningen, Landbouwhogeschool
- Clausing, P e a 1989 'Een schatting van de ingestie van bodem- en stofdeeltjes door jonge kinderen' Wageningen, Landbouwuniversiteit
- Copius Peereboom, J W en J H J Copius Peereboom-Stegeman 1986 'Model voor de evaluatie van het gezondheidsrisico bij bodemsanering' Milieu 1986/3 78-85
- Diem, K en C Lentner 1973 'Documenta Geigy (Scientific Tables, p 528)' Basle, Ciba-Geigy Ltd
- Drijver, M 1991 'Medisch milieukundige onderzoeksmethoden' GGD nieuws 191/3 80-82
- EPA 1981 'Interim evaluation of health risks associated with emissions of tetrachlorinated dioxins from municipal waste resource recovery facilities' Washington DC, U S Environmental Protection Agency
- EPA 1985 'Development of statistical distributions or ranges of standard factors used in exposure assessments' EPA/600/8-85/010 Washington DC, U S Environmental Protection Agency
- EPA 1989a 'Exposure factors handbook' EPA/600/8-89/043 Washington DC, U S Environmental Protection Agency

- EPA 1989b 'Risk assessment guidance for Superfund, Volume I Human health evaluation manual (part A)' EPA/540/1-89/002 Washington DC, U S Environmental Protection Agency
- EPA 1989c 'Interim final guidance for soil ingestion rates' Washington DC, Environmental Protection Agency
- Feldman, R J an H I Maibach 1970 'Absorption of some organic compounds through the skin in man' J Investig Dermatol 54 399-404
- Ford, K L en P Gurba 1984 'Health risk assessments for contaminated soils' in "Management of uncontrolled hazardous waste sites, 230-231 Silver Spring MD, Hazardous Materials Control Research Institute
- Gezondheidsraad 1985 'Advies inzake uitgangspunten voor normstelling - de inzichtelijke opbouw van advieswaarden voor niet-mutagene, niet-carcinogene en niet-immunotoxische stoffen' Den Haag
- GG&GD Amsterdam 1992 Schriftelijke mededeling
- Godeschalk, F E 1985 'Consumptie van voedingsmiddelen in Nederland 1981, 1982, 1983' Landbouw Economisch Instituut
- Haring, B J A e a 1979 'Onderzoek naar het drinkwater in Nederland H2O 12 213-216
- Hawley, J K 1985 'Assessment of health risk from exposure to contaminated soil' Risk Analysis 5 289-302
- Hulshof, P J M 1989 'De groenteconsumptie van volkstuinders' Hoofdininspectie van de Volksgezondheid voor de Levensmiddelen en de keuring van waren
- Huy, T e a 1988 'Ontwikkeling van een model ter beoordeling van het extra gezondheidsrisico bij bodemverontreiniging en uitwerking hiervan voor Rotterdamse volkstuinen' Wageningen, Landbouwniversiteit
- IRCP 1975 'Report of the task group on reference man' International Commission on Radiological Protection publ nr 23 New York, Pergamon Press
- ISA 1990 'Signaalwaarden voor bodemverontreiniging' Utrecht, Integral Science Activities
- Jones, T D e a 1991 'Protection of human health from mixtures of radionuclides and chemicals in drinking water' Arch Environ Contam Toxicol 20 143-150
- Kimbrough, R e a 1984 'Health implications of 2,3,7,8-TCDD contamination of residential soil' J Toxicol Environ Health 14 47-93
- Lagoy, P K e a 1989 'The endangerment assessment' in D J Paustenbach (ed), 'The risk assessment of environmental hazards A textbook of case studies' New York, John Wiley and Sons
- Lagoy, P K 1987 'Estimated soil ingestion rates for use in risk assessment' Risk Analysis 7 355-359
- Lepow, M L e a 1974 'Role of airborne lead in increased body burden of lead in Hartford children' Environ Health Perspect 7 99-102
- Lepow, M L e a 1975 'Investigations into sources of lead in the environment of urban children' Environ Res 10 415-426

- Linders, J B H J 1990 'Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen
Uitgangspunten en veronderstellingen RIVM-rapportnr 725201003, Bilthoven
- Lioy, P J 1990 'Assessing total exposure to contaminants' Environ Sci Technol 24 938-945
- Lipsky, D 1989 'Health hazards associated with PCDD and PCDF emissions' in D J Paustenbach
(ed), 'The risk assessment of environmental hazards A textbook of case studies' New York,
John Wiley and Sons
- Loodonderzoek 1978 'Milieukundige evaluatie van de looduitstoot van een loodsmeltbedrijf te
Arnhem' Wageningen, Landbouwhogeschool
- Matser, E en F Hendriks 1987 'Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging Handleiding voor
de beoordeling van het gezondheidsrisico' Amsterdam, Chemiewinkel UvA, Utrecht,
Nederland Gifvrij
- McKone, T E en K T Bogen 1991 'Predicting the uncertainties in risk assessment' Environ Sc
Technol 25 1674-1681
- Mekel, O en W van der Naald 1990 'Milieu, openluchtrecreatie en gezondheid' Leiden, Centrum
voor Milieukunde
- Naald, W van der e a 1989 'GRASBOL Kennissysteem voor risico-analyse bij bodemverontreini-
ging Definitiestudie en demonstratiemodel CML-mededeling nr 43 Leiden, Centrum voor
Milieukunde
- Naugle, D F en T K Pierson 1991 'A framework for risk characterization of environmental
pollutants' J Air Waste Manage Assoc 41 1298-1307
- Nederland Gifvrij 1992 'Commentaar van de Stichting Nederland Gifvrij en de Stichting Natuur
en Milieu betreffende voorstellen voor nieuwe C-toetsingswaarden voor bodem en gronawa-
ter Utrecht
- Paustenbach, D J 1989 'A comprehensive methodology for assessing the risks to humans and
wildlife posed by contaminated soils a case study involving dioxin' in D J Paustenbach, 'The
risk assessment of environmental hazards A textbook of case studies' New York, John Wiley
and Sons
- PGF 1984 'Markt-info, Produktschap Groente en Fruit, Den Haag, nr 127
- Provinciale Waterstaat Overijssel 1985 'Onderzoek naar hexachloorcyclohexaan in enkele
voedingsgewassen in relatie tot het gehalte in de bodem van woonwijk Berflo Es te Hengelo
(O) Zwolle
- Robinson, J P 1977 'Changes in Americans' use of time 1965-1975 A progress report
Communication Research Center, Cleveland State University
- Ruck, A 1990 'Bodenaufnahme durch Kinder - Abschätzungen und Annahmen' in Rosenkranz, D
e a (ed), 'Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch', BoS 5 Lfg V/90, 3520 Berlin, Erich Schmidt
Verlag
- Stijkel, A 1987 'Effecten van de zware metalenvervuiling in de Kempen op de volksgezondheid
in Verslag symposium 'Schoonmaken van de Kempen nodig en mogelijk?' Stichting
Milieufederatie Limburg, Stichting Milieufederatie Brabant

- TAUW 1986a 'Saneringsonderzoek naar bodemverontreiniging in tuinen ter plaatse van de Raamstraat, Raamdwardsstraat en Bergsingel te Deventer Deventer, TAUW Infra Consult B V
- TAUW 1986b 'Risico-evaluatie voor kwik- en arseenhoudende grond in de omgeving van Hengelo' Deventer, TAUW Infra Consult B V
- USDA 1980 'Food and nutrient intakes of individuals in one day in the United States, spring 77 Nation wide food consumption survey 1977-1978 Preliminary report nr 2' US Department of Agriculture
- USDA 1983 'Food consumption households in the United States Seasons and years 1977-1978 US Department of Agriculture
- VROM 1989 'Voorlopige inspectierichtlijn blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging' Leidschendam, Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiene VROM
- WVC 1989 'Wat eet Nederland Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1987-1988' Rijswijk, Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur
- Wijnen, J H van 1981 'Beoordeling gezondheidsrisico's stortplaats Vogelmeer, deel 1 en 2 Amsterdam, GG&GD
- Wijnen, J H van en A Stijkel 1988 'Health risk assessment of residents living on harbour sludge' Int Arch Occup Environ Health 61 77-87

BIJLAGE 4

C-WAARDEN VOOR EEN HETEROGENE BODEM

In formule (1) wordt de inname op plaats j in het geval van bodemverontreiniging geschreven als functie van de lokale concentratie op die plaats en de gemiddelde concentratie in het gebied. De symbolen in deze en volgende formules worden aan het einde van deze bijlage nader toegelicht.

$$I_j = b_g \times \bar{c} + b_l \times c_j \quad (1)$$

De lokale concentratie op plaats j kan echter ook beschreven worden als een afwijking ten opzichte van het gebiedsgemiddelde (2)

$$c_j = \bar{c} + \varepsilon_j \quad (2)$$

Op grond van formules (1) en (2) kan formule (3) worden afgeleid

$$I_j = (b_g + b_l) \times \bar{c} + b_l \times \varepsilon_j \quad (3)$$

Formule (4) stelt dat de afwijkingen van lokale situaties ten opzichte van het gemiddelde normaal verdeeld zijn met een verwachtingswaarde (gemiddelde) 0 en een standaarddeviatie σ

$$\varepsilon = N(0, \sigma) \quad (4)$$

Op grond van aanname (4) kan een grens worden berekend voor de inname die in 95% van de lokale blootstellingssituatie niet zal worden overschreden. De afwijking van de lokale concentratie ten opzichte van de gemiddelde concentratie die nog net daarbij hoort is in het geval van een normale verdeling 1,64 maal σ hoger dan het gemiddelde (5)

$$I_{95\%} = (b_g + b_l) \times \bar{c} + b_l \times 1,64\sigma \quad (5)$$

De variabiliteit van de bodem op het lokale schaalniveau kan beschreven worden met de variatiecoëfficiënt V (6)

$$V = \frac{\sigma}{\bar{c}} \times 100\% \rightarrow \sigma = \bar{c} \times \frac{V}{100\%} \quad (6)$$

Uitgaande van een variatiecoëfficiënt van 100% (7) voor het lokale schaalniveau kan formule (8) worden afgeleid

$$V = 100\% \quad (7)$$

$$I_{95\%} = (b_g + 2,64 b_l) \times \bar{c} \quad (8)$$

