
**Risico van bodemverontreiniging
voor de mens: bodemonderzoek,
modellen en normen**



Gezondheidsraad

Health Council of the Netherlands



Aan de Staatssecretaris van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Onderwerp : aanbieding advies Risico van bodemverontreiniging voor de mens:
bodemonderzoek, modellen en normen
Uw kenmerk : BWL/2001029775
Ons kenmerk : U 1064 SD/MJ 675
Bijlagen : 1
Datum : 25 augustus 2004

Mijnheer de Staatssecretaris,

Op verzoek van uw ambtsvoorganger, vervat in brief nr BWL/2001029775, bied ik u hierbij een advies aan over 'risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen'. Het is opgesteld door een commissie van de Gezondheidsraad en beoordeeld door de beraadsgroep Gezondheid en Omgeving.

De voorzitter van de Gezondheidsraad heeft uw ambtsvoorganger op zijn verzoek tussentijds gerapporteerd over de aanpak van het advies. Naast de voorbereiding van het advies via de gebruikelijke deliberaties in commissieverband valt daarover thans nog het volgende op te merken. Toxicologen van de *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) in de VS hebben op verzoek van de raadsvoorzitter de resultaten van beoordeling van diverse bodemverontreinigende verbindingen door het RIVM vergeleken met die van hun organisatie. Daarnaast is een werkgroep van de commissie ingesteld om de wijze van afleiden van MTR-waarden voor vinylchloride en toluene te evalueren. De commissie is slechts beperkt ingegaan op de door het RIVM gebruikte onzekerheidsfactoren voor de berekening van de MTR voor de mens, omdat de Gezondheidsraad in een afzonderlijk advies onzekerheidsfactoren in een breder kader zal beschouwen.

Ik wil het nu verschenen advies graag plaatsen in het kader van uw nota 'Nuchter omgaan met risico's' van januari 2004. Als eerste essentieel punt van uw risicobeleid noemt u de transparantie van het besluitvormingsproces. De voorstellen van de commissie, in het bijzonder die voor versterking van de rol van het zogeheten historisch onderzoek en voor het introduceren van signaalwaarden, kunnen daaraan bijdragen en zullen helpen het voor buitenstaanders 'zwarte doos'-karakter, dat onvermijdelijk door het leunen op modellen wordt geïntroduceerd, te verminderen.

Bezoekadres
Parnassusplein 5
2511 VX Den Haag
Telefoon (070) 340 7520
E-mail: m.de.visser@gr.nl

Postadres
Postbus 16052
2500 BB Den Haag
Telefax (070) 340 75 23
www.gr.nl



Onderwerp : aanbieding advies Risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen
Ons kenmerk : U 1064 SD/MJ 675
Pagina : 2
Datum : 25 augustus 2004

De verdeling van verantwoordelijkheden komt niet in het advies aan de orde; dit is meer een politiek dan een wetenschappelijk punt. Anders ligt dat met het opmaken van de kosten-batenverhouding van bodemsanering. De commissie constateert dat er veel energie is gestopt in de verfijning van het model CSOIL—dat aan de basis ligt van de afleiding van de interventiewaarde en van het schatten van de risico's—maar dat een validatie van het model tot op heden ontbreekt. Daardoor is het onbekend wat de voorspellende waarde is van het model voor de blootstelling van mensen aan componenten van bodemverontreiniging en dus ook in hoeverre beslissingen om wel of niet te saneren terecht waren (over de ecologische of maatschappelijke redenen voor saneringen doet de commissie geen uitspraken). Dit bemoeilijkt de kosten-batenanalyse. De commissie beveelt dan ook aan de modellen te laten valideren. Daarnaast kunnen onzekerheden worden weggenomen door te meten in contactmedia.

Een andere pijler voor uw risicobeleid is het meewegen van risicostapeling bij de besluitvorming. In de huidige systematiek zijn in de gebruikte modellen de verschillende blootstellingsroutes geïntegreerd, zodat, althans per stof, rekening wordt gehouden met stapeling van risico's. De samenloop met andere risicobronnen zal later bij het besluitvormingsproces over het bodemgebruik moeten worden betrokken. Het onderhavige advies doet daarover geen voorstellen.

Tot slot wil ik u nog wijzen op de constatering van de commissie dat het loodprobleem nog steeds de wereld niet uit is, ook niet uit Nederland. Indien u dat wenst zou de Gezondheidsraad haar eerdere adviezen over lood met behulp van recente toxicologische en epidemiologische gegevens kunnen bijstellen. Het onderwerp is echter niet in het Werkprogramma 2005 opgenomen.

Met de meeste hoogachting,

Prof. dr M de Visser,
vice-voorzitter

Risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen

aan:

de staatssecretaris van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

de minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport

Nr 2004/15, Den Haag, 24 augustus 2004

De Gezondheidsraad, ingesteld in 1902, is een adviesorgaan met als taak de regering en het parlement ‘voor te lichten over de stand der wetenschap ten aanzien van vraagstukken op het gebied van de volksgezondheid’ (art. 21 Gezondheidswet).

De Gezondheidsraad ontvangt de meeste adviesvragen van de bewindslieden van Volksgezondheid, Welzijn & Sport; Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening & Milieubeheer; Sociale Zaken & Werkgelegenheid en Landbouw, Natuur & Voedselkwaliteit. De raad kan ook eigener beweging adviezen uitbrengen. Het gaat dan als regel om het signaleren van ontwikkelingen of trends die van belang kunnen zijn voor het overheidsbeleid.

De adviezen van de Gezondheidsraad zijn openbaar en worden in bijna alle gevallen opgesteld door multidisciplinaire commissies van – op persoonlijke titel benoemde – Nederlandse en soms buitenlandse deskundigen.

U kunt het advies downloaden van www.gr.nl.

Deze publicatie kan als volgt worden aangehaald:

Gezondheidsraad. Risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen. Den Haag: Gezondheidsraad, 2004; publicatie nr 2004/15.

Preferred citation:

Health Council of the Netherlands. Risks of soil contaminants for human health: soil-testing procedures, models, standards. The Hague: Health Council of the Netherlands, 2004; publication no. 2004/15.

auteursrecht voorbehouden

all rights reserved

ISBN: 90-5549-532-8

Inhoud

Samenvatting *11*

Executive summary *19*

1 Inleiding *27*

1.1 Het wettelijke kader voor de bescherming van de bodem *27*

1.2 De adviesaanvraag van de minister *28*

1.3 De uitwerking van de adviesvraag door de commissie *28*

1.4 Opzet van het advies *29*

1.5 Over de totstandkoming van dit advies *29*

2 Bodemonderzoek, modellen en normen *31*

2.1 Bodemonderzoek *31*

2.2 Normstelling en modellen *33*

3 Het gebruik van het model CSOIL bij de afleiding van interventiewaarden *37*

3.1 Beschrijving CSOIL *37*

3.2 Kanttekeningen van de commissie bij de uitgangspunten van het CSOIL-model *41*

3.3 Kanttekeningen bij de afzonderlijke blootstellingroutes *42*

3.4 Conclusies over de bruikbaarheid van het CSOIL-model
bij het afleiden van generieke interventiewaarden *46*

4	Waardering van het bodemonderzoek	49
4.1	Oriënterend onderzoek	49
4.2	Beoordeling van het nader onderzoek	52

5	Conclusies en aanbevelingen	55
5.1	Tekortkomingen van het CSOIL-model	56
5.2	Onzekerheden in MTRhumanaan	57
5.3	Onzekerheden en bodemonderzoek	57
5.4	Naar een betere risicoschatting	59

6	Beantwoording van de vragen van de minister	63
6.1	Vraag 1	63
6.2	Vraag 3	66
6.3	Vraag 2	68

	Literatuur	71
--	------------	----

	Bijlagen	75
A	Samenstelling van de commissie	77
B	De adviesaanvraag	79
C	Brief van de raadsvoorzitter	97
D	Evaluatie van MTR-waarden door toxicologen van de ATSDR	99
E	Vinylchloride	115
F	Tolueen	117
G	Lood	119
H	Berekening voor benzeen	121
I	Beschrijving en beoordeling van het model SEDISOIL	125

Samenvatting

Op een groot aantal plaatsen in Nederland is de bodem vervuild met zware metalen, PAK's, minerale olie, bestrijdingsmiddelen en andere organische verbindingen. Voor ongeveer 60 000 tot 80 000 locaties is de sanering urgent. De geschatte kosten van die sanering bedragen ruim 18 miljard euro. In de jaren negentig heeft de overheid het Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu (RIVM) normen voor de bodem laten afleiden en is een procedure voor bodemonderzoek ontwikkeld. In dit advies beoordeelt een commissie van de Gezondheidsraad – op verzoek van de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM) – de gegevens, methodes en modellen die het RIVM gebruikt voor de afleiding van die normen. Zij beoordeelt deze in samenhang met de procedure voor bodemonderzoek. De commissie gaat daarbij alleen in op de normen en procedures voor zover die betrekking heeft op de bescherming van de mens. De bescherming van ecosystemen en de mate waarin verspreiding van stoffen optreedt, blijven in dit advies buiten beschouwing.

Bodemonderzoek

De procedure voor bodemonderzoek omvat een aantal stappen om uit te maken of er sprake is van ernstige verontreiniging, of er directe maatregelen nodig zijn, en hoe urgent een eventuele sanering is.

In een zogeheten oriënterend onderzoek neemt men een beperkt aantal monsters waarin de concentraties van een standaardpakket aan stoffen worden bepaald. Indien de

concentratie in een van de monsters de toetsingswaarde (het gemiddelde van de interventiewaarde en de streefwaarde) overschrijdt, dan is nader onderzoek verplicht.

In het nader onderzoek vindt een uitgebreide monsterneming van de bodem plaats, teneinde de ernst, aard en omvang van de verontreiniging te kunnen bepalen. Men spreekt van een ernstig geval van bodemverontreiniging als in een bepaald oppervlak (cq volume) van de bodem de interventiewaarde wordt overschreden. Is dat het geval dan vindt een risicoschatting plaats om na te gaan op welke wijze mensen op die locatie kunnen worden blootgesteld aan de schadelijke stoffen. Kunnen spelende kinderen vervuilde grond binnen krijgen? Worden er groenten verbouwd die de stoffen kunnen opnemen en kunnen mensen door consumptie van die groenten de stoffen binnenkrijgen? Ademen mensen ter plekke verontreinigde lucht in? Bij de beantwoording van deze vragen wordt rekening gehouden met de kenmerken en eigenschappen van de locatie. Afhankelijk van de antwoorden op de vragen worden er maatregelen genomen om blootstelling aan de stoffen te voorkomen. Daarnaast vindt een saneringsonderzoek plaats om de saneringsmethode te bepalen en vast te stellen binnen welke termijn sanering noodzakelijk is.

De huidige afleiding van normen

Toetsingswaarde en interventiewaarde

In het oriënterend en nader onderzoek worden bodemmonsters getoetst aan voor heel Nederland geldende normen. In het oriënterend onderzoek is dat de toetsingswaarde, in het nader onderzoek is de bepalende norm de interventiewaarde.

De toetsingswaarde wordt berekend als het gemiddelde van de streefwaarde en de interventiewaarde. De streefwaarde is het niveau waarbij sprake is van een duurzame bodemkwaliteit. Voor van nature voorkomende stoffen is deze vooral gebaseerd op de achtergrondgehalten in Nederland.

De interventiewaarde beoogt zowel de gezondheid van de mens als die van ecosystemen te beschermen. Voor het bepalen van de interventiewaarde berekent men een afzonderlijke waarde ter bescherming van de mens en een afzonderlijke waarde ter bescherming van ecosystemen. De laagste van deze waarden geldt als interventiewaarde. De commissie gaat in dit advies alleen in op de norm ter bescherming van de mens: de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$.

De afleiding van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ vindt in enkele stappen plaats. Uitgangspunt is het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) zoals is aangegeven door de minister van VROM in de beleidsnotitie *Omgaan met risico's* (1989). Uit de gegevens over de giftigheid van een stof berekent het RIVM een concentratie die geacht wordt overeen te komen met het door VROM beoogde risiconiveau. Deze concentratie is de MTR_{humaan} .

en geldt als het hoogst gezondheidskundig nog verantwoorde niveau van blootstelling. Vervolgens vindt een omrekening plaats van deze MTR_{humaan} - die is uitgedrukt als een concentratie ofwel in lucht ofwel als een hoeveelheid voor orale inname – naar een concentratie in de bodem: de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$. Deze omrekening vindt plaats met het model CSOIL.

Het model CSOIL

Het model CSOIL bestaat uit een aantal rekenvoorschriften om de routes te kwantificeren waarlangs mensen worden blootgesteld aan een stof. Deze kwantificering wordt gebruikt om de MTR_{humaan} om te rekenen naar een concentratie in de bodem (de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$). De drie belangrijkste routes waarlangs blootstelling kan plaatsvinden zijn: ingestie van grond door kinderen, inhalatie van binnenlucht en de consumptie van groenten. Men gebruikt voor de waarden van de parameters (die onderdeel vormen van de rekenvoorschriften) in de meeste gevallen gemiddelden.

De blootstelling aan stoffen door ingestie van grond door kinderen wordt bepaald door één parameter, namelijk de hoeveelheid grond die kinderen dagelijks binnenkrijgen. Die hoeveelheid is afgeleid uit praktijkonderzoek.

In de module ‘inhalatie van binnenlucht’ van CSOIL zijn diverse milieuchemische processen beschreven voor het transport van vluchtige stoffen in de bodem naar de buiten- en binnenlucht. De concentraties in de binnen- en buitenlucht worden samengevoegd tot één waarde voor de blootstelling, uitgaande van de tijdsduur dat mensen binnens- of buitenshuis verblijven. De genoemde processen bevatten een groot aantal parameters.

De blootstelling via groenten wordt in CSOIL berekend aan de hand van een schatting van de hoeveelheid groenten die bewoners uit hun tuin kunnen consumeren en de mate van accumulatie van de verontreinigende stoffen in de verschillende soorten groenten. Per soort is een weegfactor bepaald voor de fractie van die soort van de totale groenteconsumptie. De hoeveelheid verontreinigende stof in de verschillende groenten wordt berekend met zogeheten bioconcentratiefactoren (BCF). Een BCF geeft de verhouding weer tussen de concentratie in de groente en die in de bodem. Voor de accumulatie van zware metalen en arseen in groenten gebruikt men voor de berekening van de gemiddelde BCF-waarde een uit de bodemkunde afkomstige zogeheten Freundlichachtige vergelijking voor de relatie tussen het gehalte in de plant, de verschillende bodemkenmerken en het gehalte in de bodem. Het RIVM gebruikt twee datasets om per metaal per groente bovengenoemde vergelijking in te vullen. Dat levert per metaal en per groente een relatie op tussen het gehalte in de plant enerzijds en het gehalte in de bodem en de bodemkenmerken anderzijds. Combinatie van deze gegevens met de

genoemde weegfactoren voor groenten resulteert uiteindelijk in een gemiddelde BCF-waarde voor groenten.

CSOIL in risicoschattingen en saneringsurgentie

Bij de risicoschatting in het nader onderzoek gaat men allereerst na of de met CSOIL gemodelleerde blootstellingroutes op een bepaalde locatie aan de orde zijn. Bij een verhard oppervlak bijvoorbeeld, zijn ingestie van grond door kinderen en consumptie van groenten niet aan de orde. Voor de berekening van de blootstelling gebruikt men wederom CSOIL of daarvan afgeleide modellen, zij het nu met locatiespecifieke parameters zoals de grondwaterstand en verschillende bodemkenmerken. Ook bij het vaststellen van de mate waarin een sanering urgent is speelt CSOIL een hoofdrol.

Kanttekeningen van de commissie bij de huidige afleiding van normen

Gevoelige groepen worden niet beschermd door keuze voor gemiddelde

Bij de vertaling van de MTR_{humaan} naar een $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ met het model CSOIL gebruikt het RIVM in principe voor alle parameters gemiddelde waarden. De commissie merkt op dat in het algemeen het risicobeleid van de overheid uitgaat van de bescherming van zowel het individu als van gevoelige groepen ten aanzien van blootstelling en gevoeligheid voor effecten zoals bijvoorbeeld kinderen en ouderen. De keuze voor gemiddelde waarden impliceert dat het beleid accepteert dat indien blootstelling op het niveau van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ ligt, dat overschrijding van de MTR_{humaan} bij een onbekend (maar mogelijk groot) deel van die blootgestelden plaatsvindt. Naarmate de onzekerheid in de schatting van de blootstelling groot is, is de kans ook groter dat daarbij een deel van de mensen wordt blootgesteld aan concentraties (ver) boven het MTR_{humaan} . In hoeverre deze overschrijdingen van de MTR_{humaan} ook daadwerkelijk optreden, hangt niet alleen af van de keuze van gemiddelden waarden voor de parameters van CSOIL, maar ook van de voorspellingskracht van het model en de nauwkeurigheid van het bodemonderzoek.

Voorspellingskracht CSOIL varieert naar blootstellingroute

De voorspelling van de werkelijke blootstelling aan stoffen met CSOIL is voor de ene blootstellingroute betrouwbaarder dan voor de andere. De commissie vindt dat blootstelling door ingestie van grond het meest betrouwbaar in kaart wordt gebracht. Bij de berekening is maar één parameter in het geding, waarvan de waarden afkomstig zijn uit praktijkonderzoek. De commissie pleit ervoor om voor deze parameter geen gemiddelde

waarde te kiezen maar een waarde die meer recht doet aan het beschermingsuitgangspunt dat de individuele mens beschermd dient te zijn. De met CSOIL berekende blootstelling door consumptie van groenten en inhalatie acht ze daarentegen te onbetrouwbaar om generieke interventiewaarden uit af te leiden. Alleen al de permeatiecoëfficiënt, die wordt gebruikt om de blootstelling aan vluchtige stoffen via inhalatie te berekenen, kan een factor miljoen variëren. In CSOIL is voor deze parameter geen gemiddelde waarde gekozen maar een waarde die voor de meeste grondsoorten vrij conservatief is. Andere parameters van de inhalatiemodule leiden echter ook tot een onzekerheid die enkele orden van grootte kan beslaan. De grote variatie in de invoerparameters leidt tot grote variatie in de einduitkomsten van deze module van CSOIL. Het ontbreken van validatie van deze module zorgt ervoor dat onbekend is in hoeverre het model ook de daadwerkelijke blootstelling kan voorspellen.

De commissie heeft verder een aantal fundamentele bezwaren tegen de wijze waarop de accumulatie van metalen in groenten wordt geschat. Een aantal bodemkenmerken wordt namelijk buiten beschouwing gelaten. Een ander bezwaar komt voor uit de datasets die zijn gebruikt om de Freundlichachtige vergelijkingen af te leiden. Deze vergelijkingen kunnen geen zuivere schattingen opleveren van de invloed van verschillende bodemfactoren omdat in de gebruikte dataset die kenmerken sterk aan elkaar gecorreleerd zijn. Een andere tekortkoming ligt in het BCF-concept zelf. Het gehalte van een verontreinigende stof in de plant wordt gerelateerd aan de concentratie van die stof in de bodem, waarbij voorbijgegaan wordt aan de aanwezigheid van andere verontreinigingroutes zoals vooral atmosferische depositie. Bij de gebruikte veldgegevens speelt atmosferische depositie een niet te verwaarlozen rol. Voor de accumulatie van organische stoffen is het verschil tussen de experimenteel bepaalde waarden en de met het model voorspelde waarden te groot om betrouwbare waarden af te leiden.

Saneringsnoodzaak blijft onzeker

Bij de beslissing om te saneren spelen ook ecologische of maatschappelijke overwegingen een rol. De uitspraken die de commissie doet over het al dan niet terecht saneren van een locatie zijn echter uitsluitend van toepassing op situaties waarin een sanering plaatsvindt vanwege overschrijdingen van de MTR_{humaan} .

De onzekerheden in het model en de spreiding van de waarden voor de invoerparameters kunnen leiden tot een grote over- of onderschatting van de blootstelling van mensen aan potentieel belastende stoffen. De onzekerheid in de met CSOIL berekende $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ werkt door in alle onderdelen van het bodemonderzoek. In het oriënterend onderzoek komt daar nog een extra onzekerheid bij vanwege de beperkte monsterneming. Het is dan ook te verwachten dat er locaties zijn waarbij ten onrechte geen nader onderzoek plaatsvindt, terwijl er in werkelijkheid wel sprake is van een blootstel-

ling boven de MTR_{humaaan} . In het nader onderzoek worden de werkelijke concentraties stoffen in de bodem beter in beeld gebracht door de uitgebreidere monsterneming. Gezien de grote onzekerheden in het model is er ook dan echter geen inzicht in de werkelijke blootstelling aan stoffen. Daarnaast blijkt dat er met de huidige protocollen voor bodemonderzoek zeer uiteenlopende risicoschattingen worden opgesteld voor een en dezelfde locatie. Dat komt door de willekeur waarmee de waarden van parameters kunnen worden aangepast in het model, en door de keuze van parameters die extra worden gemeten bij de locatie, zoals bijvoorbeeld de grondwaterstand of temperatuur. Met de huidige systematiek is het dan ook zeer goed mogelijk dat er saneringen plaatsvinden vanwege een vermeende verhoogde blootstelling van de mens terwijl daarvan in werkelijkheid nauwelijks sprake is. Ook het omgekeerde is mogelijk: maatregelen blijven uit vanwege een vermeende lage blootstelling, terwijl die in werkelijkheid juist (te) hoog is.

Met de introductie van CSOIL is een standaardisering bereikt om het grote aantal verontreinigde locaties te onderzoeken. Echter, omdat onbekend is wat de voorspellende waarde is van het model voor de concentraties waaraan de mens wordt blootgesteld, is onbekend in hoeverre beslissingen om wel of niet te saneren vanwege die vermeende blootstelling terecht waren. Het verbaast de commissie dat het model dat zo bepalend is in de praktijk nooit goed gevalideerd is.

Een alternatieve benadering

Meer aandacht voor historisch onderzoek

De commissie bepleit meer aandacht voor historisch onderzoek naar het gebruik van de locatie, zoals dat plaatsvindt voorafgaand aan het oriënterend onderzoek. Dat historische onderzoek moet gericht zijn op de vraag welke stoffen, waar en in welke concentraties zijn te verwachten. Op grond van de uitkomsten dient men een strategie voor de monsterneming te bepalen. Ervaringen uit het verleden kunnen daarbij behulpzaam zijn. Wellicht kunnen voor bepaalde typen situaties – bijvoorbeeld bodemverontreiniging bij gasfabrieken en pompstations – richtlijnen worden opgesteld.

Een nieuw type interventiewaarde

Vervolgens kan een toetsing plaatsvinden aan een nieuwe type interventiewaarde. De commissie heeft daarbij de filosofie voor ogen die destijds gebruikt is bij het opstellen van de LAC-siginaalwaarde voor groenten. De opstellers van deze siginaalwaarden realiseerden zich dat het niet goed mogelijk is om op basis van metingen in de bodem met een generieke benadering de actuele risico's te schatten. De kern van een siginaalwaarde is dat eronder in ieder geval geen gezondheidsrisico is te verwachten. Bij overschrijding

van de waarde dient vervolgonderzoek plaats te vinden. Voor de inhalatieroute stelt de commissie voor om drinkwaternormen te gebruiken. Mocht uit metingen in de praktijk blijken dat de drinkwaternormen te conservatief zijn, dan kunnen de normen voor de inhalatieroute naar boven worden bijgesteld. Voor groenten kan de methodiek worden gebruikt die voor het afleiden van LAC-sigitaalwaarden voor groenten is gebruikt. Die waarden zijn voor metalen gebaseerd op het voor accumulatie meest gevoelige gewas bij een kritische combinatie van bodemkenmerken. De waarden voor ingestie van grond zijn bruikbaar, maar vereisen, zoals eerder is vermeld, een aanpassing van het beschermingsuitgangspunt.

Metten in contactmedia

Overschrijding van een nieuwe interventiewaarde zou moeten leiden tot nader onderzoek, hetgeen vooral in moet houden het meten in contactmedia. Dit is namelijk de enige manier om na te gaan of er werkelijk sprake is van blootstelling en van het overschrijden van MTR_{humaan} -waarden. Met behulp van verschillende methoden kan de blootstelling via inhalatie worden gemeten. Voor de blootstelling via groenten pleit de commissie voor metingen in gewassen die makkelijk reageren op veranderingen in het stoffengehalte in de bodem. Op deze wijze zijn mogelijke probleemsituaties beter op te sporen. Mocht in die indicatorgewassen een overschrijding optreden dan is diepgaander onderzoek nodig. Eventueel zouden potproeven met verontreinigde grond – al dan niet met indicatorgewassen – een goed inzicht kunnen geven in de mogelijke blootstelling door consumptie van groenten.

In het verleden zijn er regelmatig metingen verricht in contactmedia in verschillende nadere onderzoeken. De resultaten van die metingen zijn helaas niet integraal geanalyseerd. Dergelijke gegevens zouden een evaluatie mogelijk maken van de mate waarin de interventiewaarden het risico over- dan wel onderschatten.

Tot slot

Samenvattend vindt de commissie dat de huidige interventiewaarden niet conservatief genoeg zijn om als signaleringswaarde te dienen en ook niet als saneringscriterium. Overschrijding van een nieuwe interventiewaarde zou moeten leiden tot nader onderzoek hetgeen vooral in moet houden het meten in contactmedia. Door te meten in contactmedia kan veel geld bespaard worden omdat er minder vaak nodeloos zal worden gesaneerd.

De commissie vraagt aandacht voor de consequenties van het gebruik van BodemGebruiksWaarden als terugsaneringswaarden. De hoogte van de interventiewaarde voor

veel stoffen wordt bepaald door de normen ter bescherming van ecosystemen (de HC50) omdat die veelal lager zijn dan $MTR_{\text{humaan,bodem}}$. Daardoor is voor deze stoffen voor de mens in feite een extra zekerheid ingebouwd. De hoogte van de terugsaneringswaarden die wederom met het model CSOIL wordt berekend, is echter afhankelijk van de functie van een locatie. Voor wonen met (moes)tuin valt de eerder genoemde zekerheid weg, omdat in een dergelijk scenario alleen het risico voor de mens telt. Door de besproken onzekerheden van CSOIL waarmee ook de BGW's worden berekend, is er een duidelijk risico aanwezig dat ook een gesaneerde grond toch een blootstelling geeft die hoger is dan het MTR_{humaan} .

Executive summary

Health Council of the Netherlands. Risks of soil contaminants for human health: soil-testing procedures, models, standards. The Hague: Health Council of the Netherlands, 2004; publication no. 2004/15

There are a great many sites throughout the Netherlands where the soil is contaminated with heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, mineral oil, pesticides, and other organic compounds. Sixty to eighty thousand sites are in urgent need of remedial action. The estimated cost of such remedial action amounts to well over 18 billion euros. In the 1990s, the government instructed the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) to derive a set of soil standards. A soil-testing procedure was also developed. In this advisory report, at the request of the former Minister of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), a committee of the Health Council of the Netherlands presents its verdict on the data, methods and models used by RIVM to derive these standards. It assessed these aspects together with the soil-testing procedure. In the course of this work, the Committee has restricted the scope of its investigation to those standards and procedures which relate to the protection of humans. The protection of ecosystems and the extent to which substances are distributed have been given no further consideration in this advisory report.

Soil testing

The soil-testing procedure includes a number of steps for determining whether severe contamination has occurred, whether measures need to be taken immediately, and the degree of urgency regarding possible remedial action.

In the course of a so-called exploratory investigation, a limited number of samples are taken. These are then used to measure the concentrations of a standard group of substances. If the concentration in just one of the samples exceeds the testing value (the average of the intervention value and the target value), then further investigation is mandatory.

Such further investigation involves extensive sampling of the soil to determine the severity, nature and extent of the contamination. Soil contamination is described as 'severe' when the intervention value is exceeded in a given area (or volume) of soil. If this proves to be the case then a risk assessment is carried out to investigate the various ways in which individuals at that site might be exposed to the harmful substances in question. Could children ingest contaminated soil while playing? Are vegetables being cultivated on site which could absorb these substances and could anyone consuming these vegetables ingest these substances? Are individuals at the site inhaling contaminated air? When answering these questions, the characteristics and properties of the site are taken into account. The answers to these questions determine whether measures are taken to prevent exposure to these substances. In addition, a remedial investigation is carried out to identify the appropriate remediation method and to establish a period of time within which remedial action must be completed.

Current methods for deriving standards

Testing value and intervention value

In the course of exploratory and further investigations, soil samples are tested against standards which apply throughout the Netherlands. In the case of exploratory investigations, this is the testing value, while the relevant standard for further investigation is the intervention value.

The testing value is found by calculating the average of the target value and the intervention value. The target value indicates the level at which there is a sustainable soil quality. For naturally occurring substances, this is mainly based on background levels in the Netherlands.

The intervention value is intended to protect health, both of humans and ecosystems. The intervention value is determined by calculating one value for the protection of humans and another for the protection of ecosystems. The lowest of these two values serves as the intervention value. In this advisory report, the Committee will restrict itself to the standard for the protection of human beings: the $MPC_{\text{human,soil}}$.

The derivation of the $MPC_{\text{human,soil}}$ involves several steps. The starting point is the Maximum Permissible Risk Level, as indicated by the Minister of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM) in the policy paper entitled *Premises for Risk*

Magagement (1989). RIVM uses data on a substance's toxicity to calculate a concentration which is considered to correspond with the concentration identified by VROM. This concentration, the Maximum Permissible Concentration (MPC_{human}), is considered to be the highest appropriate health-based exposure level. This MPC_{human} – which is expressed either as a concentration in the air or as an amount for oral ingestion – is then converted to a concentration in the soil: the $MPC_{\text{human,soil}}$. This conversion is carried out using the CSOIL model.

The CSOIL model

The CSOIL model consists of a number of calculation rules which serve to quantify the routes through which individuals are exposed to a given substance. This quantification is used to convert the MPC_{human} to a concentration in the soil (the $MPC_{\text{human,soil}}$). The three most important routes by which exposure can take place are: ingestion of soil by children, inhalation of indoor air, and the consumption of vegetables. Averages are generally used for the values of the parameters (which make up part of the calculation rules).

The exposure to substances resulting from the ingestion of soil by children is determined by a single parameter, namely the amount of soil ingested by children on a daily basis. That quantity is derived from applied research.

CSOIL's 'inhalation of indoor air' module describes various environmental chemical processes by which volatile substances in the soil are transported to indoor and outdoor air. The concentrations in the indoor and outdoor air are combined to produce a single value for the exposure, based on the period of time that people spend indoors or outdoors. The processes in question include a large number of parameters.

Exposure via vegetables is calculated in CSOIL on the basis of an estimate of the amount of self-cultivated vegetables that residents are capable of consuming, and the level of accumulation of contaminants in the various species of vegetables. For each individual species, a weighting factor is determined for the fraction of total vegetable consumption accounted for by the species in question. The amount of contaminant in the various vegetables is calculated using bioconcentration factors (BCF). A BCF illustrates the relationship between the concentration in the vegetable and the concentration in the soil. The following approach is used when calculating the average BCF value for the accumulation of heavy metals and arsenic in vegetables. A Freundlich-type equation (borrowed from soil science) expresses the relationship between the concentration in the plant, various characteristics of the soil, and the concentration in the soil. RIVM uses two data sets, per metal and per vegetable, to fill in the values in the above equation. This produces a relationship, per metal and per vegetable, between the concentration in the plant on the one hand, and the concentration in the soil and the characteristics of the

soil on the other. This data is then combined with the above-mentioned weighting factors for vegetables, which ultimately produces an average BCF value for vegetables.

CSOIL in risk assessments and in determining the urgency of remedial action

When assessing the risk in the course of further investigation, the first thing to do is to determine whether the exposure routes modelled using CSOIL are appropriate for the site in question. For example, if the surface of the site is paved, then it would be inappropriate to examine the consumption of vegetables and soil ingestion by children. In order to calculate the exposure, CSOIL would again be used (or models derived from it). However, it would now include site specific parameters such as the level of groundwater and various soil characteristics. CSOIL also has a major part to play in establishing the urgency of remedial action.

The Committee's remarks concerning current methods for deriving standards

Use of averages deprives vulnerable groups of protection

When employing the CSOIL model to translate the MPC_{human} to an $MPC_{\text{human,soil}}$, RIVM uses average values for all parameters. The Committee points out that the government's risk policy is generally based on the protection of individuals and vulnerable groups (such as children and the elderly) against exposure and vulnerability to effects. The decision to use average values implies that the policy accepts that if exposure is equivalent to the level of the $MPC_{\text{human,soil}}$, then the MPC_{human} will be exceeded in the case of an unknown (but possibly large) number of the exposed individuals. The greater the uncertainty in the assessment of exposure, the greater the risk that some of those involved will be exposed to concentrations in excess (possibly far in excess) of the MPC_{human} . The decision to use average values for the CSOIL parameters is not the only factor influencing the frequency of incidents in which the MPC_{human} is actually exceeded. The latter is also dependent on the model's predictive power and on the precision of soil-testing.

CSOIL's predictive power varies with exposure route

CSOIL's prediction of actual exposure to substances is more reliable for some exposure routes than for others. The Committee takes the view that it is most reliable when used to determine the exposure resulting from soil ingestion. In the calculation, only a single parameter is at issue. The values for this parameter are obtained from applied research. The Committee urges that, rather than using an average value for this parameter, a value

be selected that offers greater protection. On the other hand, they feel that exposures from the consumption of vegetables and the inhalation of air, calculated using CSOIL, are too unreliable for the derivation of generic intervention values. The permeation coefficient alone, which is used to calculate exposure to volatile substances via inhalation, can vary by a factor of one million. Instead of an average value for this parameter, CSOIL uses a value that is quite conservative for most soil types. However, some of the other parameters in the inhalation module can produce a level of uncertainty spanning several orders of magnitude. The enormous variation in the input parameters leads to enormous variation in the final results generated by this CSOIL module. The fact that this module has not yet been validated means that there is some doubt about the model's ability to predict actual levels of exposure.

The Committee also has a number of fundamental objections to the way in which the accumulation of metals in vegetables is estimated. This derives from the fact that certain soil characteristics are not taken into consideration. Another objection relates to the data sets used to derive the Freundlich-type equations. These equations are unable to produce accurate estimates of the effect of individual soil factors, since these characteristics are strongly correlated with one another in the data set which was used. Another drawback derives from the BCF concept itself. The concentration of a contaminant in the plant is related to the concentration of that substance in the soil. This fails to take account of the existence of other contamination routes, especially atmospheric deposition, for example. In the case of the field data in question, the part played by atmospheric deposition is far from negligible. With regard to the accumulation of organic substances, the differences between the experimentally determined values and the values predicted by the model are too great to enable reliable values to be derived.

Continuing uncertainty regarding need for remedial action

Ecological or social considerations are also involved in the decision to undertake remedial action. The Committee's comments regarding whether or not it is justified to take remedial action at a given site apply solely to situations involving remedial action in response to incidents in which the MPC_{human} has been exceeded.

The uncertainties in the model and the distribution of input-parameter values can lead to substantial overestimation or underestimation of individuals' exposure to potentially hazardous substances. The uncertainty in the $MPC_{\text{human,soil}}$ calculated using CSOIL extends to all areas of soil testing. Exploratory investigations are subject to additional uncertainty, due to the limited sampling involved. Accordingly, there may well be sites where, quite unjustifiably, no further investigation has taken place, even though actual exposure levels have exceeded the MPC_{human} . Further investigation gives a better impression of the actual concentrations of substances in the soil, as a result of the more

extensive sampling involved. Given the major uncertainties in the model, however, it provides no sense of the actual exposure to substances that has occurred. In addition, it has been shown that the risk assessment of any given site can vary enormously, depending on which of the current soil-testing protocols is used. This is a result of the arbitrary way in which parameter values can be modified in the model, and of which parameters are selected for extra measurements at the site, such as temperature or the level of groundwater. Thus, under the current system, the possibility cannot be excluded that remedial actions could be carried out in response to a supposedly elevated human exposure, even where there is actually little or no basis for such a suspicion. The reverse could also occur. No action is taken as exposure levels are thought to be low, while the opposite is in fact the case.

The introduction of CSOIL meant greater standardisation, which facilitated investigation of the many contaminated sites throughout the country. However, the model's predictive value for the concentrations to which individuals are exposed is unknown. As a result, it is not known to what extent decisions on whether or not to undertake remedial action (based on a supposedly elevated human exposure) were justified. The Committee was astonished to find that this model, which is so influential in practical situations, has never been properly validated.

An alternative approach

Greater focus on historical investigations

The Committee advocates a greater focus on historical investigations into the use of the site in question, as is the case prior to exploratory investigations. Such historical investigations should focus on which substances they can expect to find, where, and in what concentrations. A sampling strategy should be drawn up on the basis of the results obtained. Past experience can be of great assistance in this regard. It might be possible to draw up guidelines for certain situations, e.g. soil contamination caused by gas plants and pumping stations.

A new type of intervention value

Tests can then be carried out involving a new type of intervention value. In this context, the Committee favours the philosophy that was used when fixing the LAC threshold value for vegetables. The Agricultural Advisory Committee on Environmental Contaminants, which drew up these threshold values, appreciated the difficulty involved in assessing current risks on the basis of soil measurements and through the use of a generic approach. The essence of a threshold value is that values lower than this should

not be expected to pose any health risk. If this value is exceeded, then a follow-up investigation should take place. The Committee suggests that drinking water standards be used for the inhalation route. Should measurements taken in the practical situation show the drinking water standards to be overly conservative, then the standards for the inhalation route can be adjusted upwards. In the case of vegetables, the same method can be employed as was used to derive the LAC threshold values for vegetables. In the case of metals, these values were based on the crop that was most vulnerable to accumulation, given a critical combination of soil characteristics. While they are certainly usable, the values for ingestion of soil require some modification of the assumptions concerning protection, as previously pointed out.

Measurements using contact media

When a new intervention value is exceeded, this should lead to further investigation, which should primarily involve measurements in contact media. After all, this is the only way to check whether exposure has actually occurred and whether the MPC_{human} values have been exceeded. Various methods can be used to measure exposure via inhalation. In the case of exposure via vegetables, the Committee urges that measurements be carried out using crops which are highly responsive to changes in soil concentrations of the substance in question. This approach improves the detection of possible problem situations. If one of the values in question is exceeded in these indicator crops, then more in-depth testing is required. The pot testing of contaminated soil – possibly involving indicator crops – might provide a clear picture of possible exposure through the consumption of vegetables.

In the past, measurements in contact media have regularly been used in various further investigations. Sadly, the results of these measurements have never been subjected to integrated analysis. Data of this kind would enable an assessment to be made of the degree to which intervention values overestimate or underestimate the risk involved.

In conclusion

In summary, the Committee concludes that current intervention values provide no guarantee of protection, nor are they suitable criteria for remedial action. When a new intervention value is exceeded, this should lead to further investigation, which should primarily involve measurements in contact media. Measurements in contact media can lead to substantial cost savings, by reducing the frequency of unnecessary remedial action.

The Committee urges that consideration be given to the repercussions of using Soil-use Specific Remediation Objectives (SROs) as target objectives for remedial action. The levels of intervention values for many substances are determined in accordance with the standards for the protection of ecosystems (the HC50), since these are often lower than $MPC_{\text{human,soil}}$. This means that people have an extra, inbuilt protection against these substances. However, the levels of the target objectives for remedial action (which are also calculated using the CSOIL model) are dependent on the use to which the site in question is put. The above-mentioned protection is not afforded to those with gardens or allotments, since scenarios of this kind only involve risks to people. Given the above-mentioned uncertainties inherent in CSOIL, which is also used to calculate the SROs, there is clearly a risk that even remediated soil can produce exposures that exceed the MPC_{human} .

Inleiding

Op een groot aantal locaties in Nederland is de bodem verontreinigd door activiteiten in het verleden. Dat kan zijn doordat er bijvoorbeeld (chemisch) afval is gestort, er opslag-tanks hebben gelekt, of door lozingen van bedrijven. De verontreinigende stoffen zijn vaak zware metalen, PAK's, olie en bestrijdingsmiddelen. Afhankelijk van de stof en de eigenschappen van de bodem kan er verspreiding optreden naar het grondwater en naar het oppervlaktewater. Het aantal locaties dat voor 1987 ernstig verontreinigd is geraakt, wordt geschat op 175 000. In de jaren tachtig is er wetgeving van kracht geworden met als doel de inventarisering en sanering van alle gevallen van bodemverontreiniging die een ernstig gevaar opleverden voor de gezondheid van de mens en voor ecosystemen. Recentelijk concludeerde de staatssecretaris van VROM dat er bij het huidige tempo over twintig jaar slechts 27 000 locaties zijn gesaneerd. Dit terwijl is vastgesteld dat er in Nederland 60 000 tot 80 000 locaties zijn waarvan de sanering urgent is. Geschat wordt dat de totale sanering ruim 18 miljard euro zal gaan kosten.

1.1 Het wettelijke kader voor de bescherming van de bodem

De Wet bodembescherming (Wbb)¹ regelt de aanpak van ernstige gevallen van bodemverontreiniging die voor 1987 zijn ontstaan. Voor bodemverontreiniging die hierna is ontstaan, geldt de zogeheten zorgplicht. Dit houdt in dat de verontreiniging, ongeacht de ernst, zo spoedig mogelijk door de veroorzaker wordt gesaneerd. In 1994 is de Wbb uitgebreid met een regeling voor de sanering van de bodem. Ook de normen aan de hand waarvan wordt vastgesteld of en in welke mate een bodem vervuild is, zijn vastgelegd in

de Wbb. De meest recente streef- en interventiewaarden zijn te vinden in een circulaire uit 2000.² Ze gelden tevens voor waterbodems (sediment) en zijn ook opgenomen in de *Vierde Nota Waterhuishouding*.³ Op de Wbb is een groot aantal regelingen en besluiten gebaseerd. Voor sanering zijn naast de Wbb ook het besluit en de regeling *Locatiespecifieke omstandigheden*⁴ van belang. Voor het (her)gebruik van licht verontreinigde grond zijn het *Bouwstoffenbesluit* en de *Vrijstellingsregeling grondverzet*⁵ van belang. Deze twee zijn ook van toepassing op het vrijkomen van baggerspecie bij baggerwerkzaamheden.

Het bodemsaneringsbeleid is volop in ontwikkeling. Eén van de voornemens in het kabinetsstandpunt (2001)⁶ is om bij bodemsanering ook rekening te gaan houden met het gebruik van die grond. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen: wonen met moestuin; wonen met tuin; natuur en openbaar groen; infrastructuur. Voor ieder van de genoemde functies heeft het RIVM inmiddels zogenoemde bodemgebruikswaarden opgesteld.⁷ Deze en ook de andere waarden die het RIVM voorstelt en die in dit advies geëvalueerd worden, krijgen pas een wettelijke status als ze door het parlement zijn goedgekeurd.

1.2 De adviesaanvraag van de minister

Het bodemonderzoek dat tegenwoordig in Nederland wordt uitgevoerd om te bepalen of een locatie ernstig vervuild is en gesaneerd moet worden, volgt een vaste procedure. Daarbij vergelijkt men op verschillende momenten de samenstelling van bodemonsters met de wettelijke normen voor de maximaal toelaatbare concentraties van bepaalde stoffen. Die normen zijn door het RIVM afgeleid en werden in 1994 voor het eerst voorgesteld voor zo'n zeventig stoffen. Na discussie in de Tweede Kamer heeft de minister van VROM aangegeven dat deze normen elke vijf jaar door het RIVM geëvalueerd zouden worden.⁸ In 2001 legde de toenmalige minister van VROM de uitkomsten van de eerste RIVM-evaluatie voor aan de Gezondheidsraad. Hij vroeg de raad om een beoordeling van de methodiek en van de gegevens die het RIVM hanteert om interventiewaarden voor bodems af te leiden (zie bijlage D). De minister heeft naar aanleiding van de evaluatie van de interventiewaarden ook een aantal vragen voorgelegd aan de Technische Commissie Bodembescherming. De vragen van de minister aan de Gezondheidsraad hebben alleen betrekking op de waarden voor de mens. De adviesaanvraag is opgenomen in Bijlage B.

1.3 De uitwerking van de adviesvraag door de commissie

De vragen van de minister zijn zeer specifiek en gericht op aspecten van de normstelling. Het gaat daarbij vooral om de modellen en de gegevens die zijn gebruikt voor de

afleiding van normen. De Gezondheidsraadcommissie die met de beantwoording van deze vragen werd belast (zie bijlage A), heeft de vrijheid genomen ze in een bredere context te bezien. Gegeven de stagnatie van de bodemsanering en de onzekerheden die samenhangen met het huidige bodemonderzoek heeft de commissie besloten om na te gaan in hoeverre de gebruikte normen en procedures de bescherming van de gezondheid van de mens voldoende waarborgen. De commissie beschrijft en becommentarieert daarom in dit advies het totale bodemonderzoek en de bijbehorende normstelling, en geeft aan welke alternatieven en verbeteringen mogelijk zijn.

1.4 Opzet van het advies

Hoofdstuk 2 beschrijft de gangbare procedure van het bodemonderzoek in Nederland en de modellen en normen die daarbij gebruikt worden. In hoofdstuk 3 komt het gebruik van het rekenmodel CSOIL voor de afleiding van interventiewaarden aan de orde. Het model CSOIL is zo belangrijk, omdat het bepalend is in alle stappen van het bodemonderzoek: bij het bepalen van de toetsingswaarde, bij het vaststellen van de interventiewaarde, bij de risicoschatting en bij het bepalen van de saneringsurgentie.

Tekortkomingen in het model werken door in de gehele procedure van bodemonderzoek. In hoofdstuk 4 voorziet de commissie het gangbare bodemonderzoek van haar kanttekeningen. In hoofdstuk 5 geeft ze haar conclusies over het geheel van normen en bodemonderzoek en doet aanbevelingen ter verbetering. In hoofdstuk 6, ten slotte, beantwoordt de commissie de vragen van de minister. Alle drie hebben ze betrekking op waarden en parameters die bij de afleiding van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ een rol spelen.

1.5 Over de totstandkoming van dit advies

De adviesaanvraag (bijlage B) wordt in dit advies beantwoord door de daartoe geïnstalleerde commissie van de Gezondheidsraad (zie bijlage A). De toenmalige minister verzocht de Gezondheidsraad om tussentijds te rapporteren over de planning en de aanpak van het advies. De reactie van de voorzitter van de Gezondheidsraad is weergegeven in bijlage C. Toxicologen van de ATSDR hebben op verzoek van de voorzitter van de Gezondheidsraad de gegevens van het RIVM vergeleken met de gegevens van de ATSDR (zie bijlage D). De commissie heeft dr F Swartjes van het RIVM uitgenodigd om een presentatie te geven waarbij het CSOIL-model werd vergeleken met een aantal andere Europese modellen. Een conceptadvies is ter becommentariëring voorgelegd aan de betrokken onderzoekers van het RIVM en aan de Directie Bodem van het ministerie van VROM.

Bodemonderzoek, modellen en normen

Bij een vermoeden van bodemverontreiniging geeft de overheid opdracht voor een bodemonderzoek (2.1). Zo'n onderzoek kent twee stadia, waarin gaandeweg duidelijk moet worden of er sprake is van ernstige verontreiniging, of er directe maatregelen nodig zijn, en hoe urgent een eventuele sanering is. In de twee stadia van het bodemonderzoek spelen verschillende normen en modellen een rol (2.2). In de hoofdstukken 3 en 4 plaatst de commissie kanttekeningen bij, respectievelijk de modellen en de normen en bij het bodemonderzoek.

2.1 Bodemonderzoek

Bodemonderzoek kent drie stadia: het verkennend, het oriënterend en het nader onderzoek*. In de praktijk is er vaak een overlap tussen het verkennend en het oriënterend onderzoek. In dit advies wordt het verkennend onderzoek besproken onder het oriënterend onderzoek. Met elke stap in het onderzoek wordt verder ingezoomd op de risico's van een locatie. Van de uitkomsten van het totale bodemonderzoek hangt af of er tijde-

* De eerste stap is beschreven in een NEN-norm (5740)⁹. De laatste stappen zijn beschreven in een leidraad (NVN 5725¹⁰). De leidraad verwijst naar de protocollen voor oriënterend¹¹ en nader onderzoek¹² en naar een richtlijn voor nader onderzoek voor specifieke categorieën van bodemverontreiniging¹³. De eerste stap is beschreven in een NEN-norm (5740)⁹. De laatste stappen zijn beschreven in een leidraad (NVN 5725¹⁰). De leidraad verwijst naar de protocollen voor oriënterend¹¹ en nader onderzoek¹² en naar een richtlijn voor nader onderzoek voor specifieke categorieën van bodemverontreiniging¹³.

lijke beschermingsmaatregelen nodig zijn ter bescherming van de gezondheid van de mens en of en wanneer een sanering noodzakelijk is.

2.1.1 *Oriënterend onderzoek*

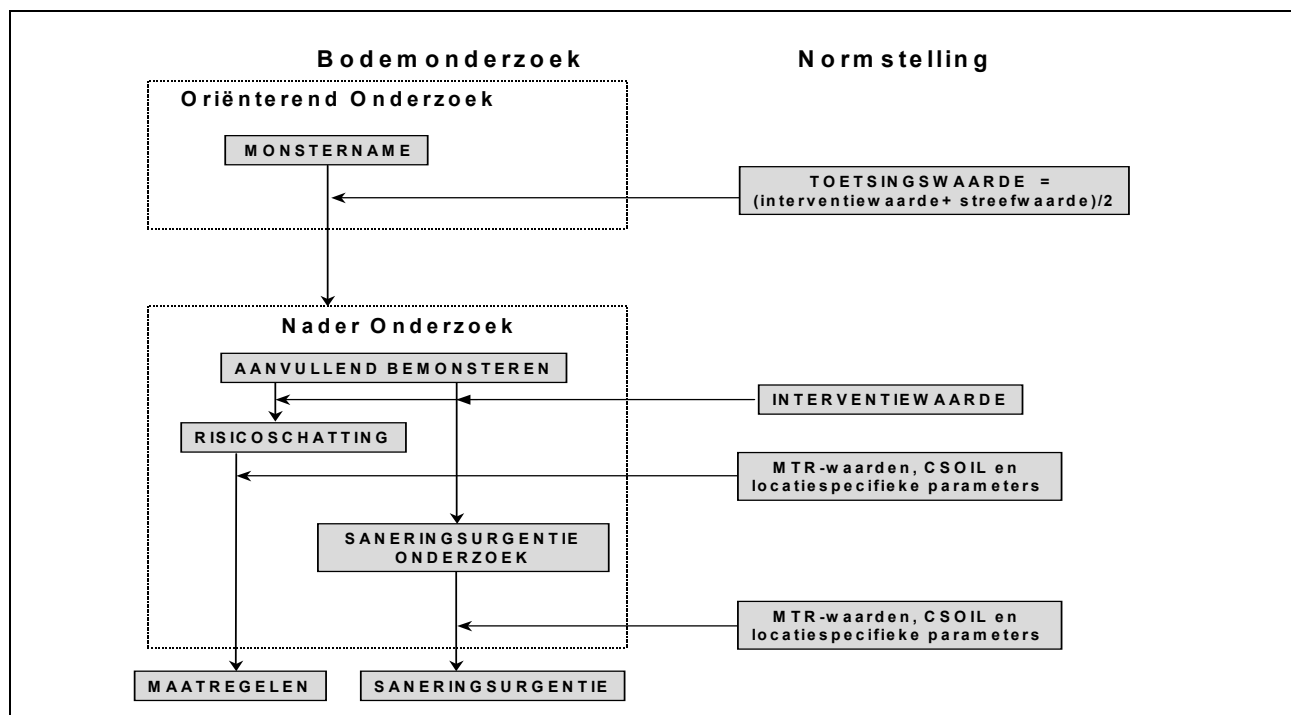
Het oriënterende onderzoek moet uitwijzen of een bodem al dan niet verontreinigd is. Het begint met een verkenning, waarbij men een beperkt onderzoek uitvoert naar de historie van de bodem. Rijst daaruit het vermoeden dat de bodem verontreinigd is, dan vindt een compleet oriënterend onderzoek plaats. Doel van het oriënterende onderzoek is om vast te stellen of de ernst van de situatie zodanig is dat een nader onderzoek moet worden uitgevoerd.

Eerst schat men in of de bodem homogeen of heterogeen verontreinigd is. Men neemt ten minste een voorgeschreven aantal bodemmonsters waarin de concentraties van een standaardpakket aan stoffen worden bepaald. De concentraties van de verontreinigende stoffen in de bodem worden omgerekend naar een standaardbodem en vervolgens vergeleken met de zogeheten toetsingswaarde. Indien voor een stof de concentratie van één van de monsters in grond of grondwater hoger is dan het gemiddelde van de interventiewaarde en de streefwaarde, dan wordt een bodem aangemerkt als verontreinigd. Het uitvoeren van een nader onderzoek is dan verplicht.

2.1.2 *Nader onderzoek*

Het nader onderzoek begint met een uitgebreidere monsterneming dan bij het oriënterend onderzoek het geval was. Nader onderzoek moet uitwijzen of er sprake is van ernstige bodemverontreiniging. Dat gebeurt aan de hand van de aard, omvang en verspreiding van de verontreiniging. Men spreekt van een ernstige bodemverontreiniging als de concentratie van één of meer stoffen in ten minste 25 m³ bodem (of 100 m³ grondwater) hoger is dan de interventiewaarde. In dat geval gaat men in het nadere onderzoek onder meer na wat de kans is op overschrijding van de norm ter bescherming van de mens en welke directe maatregelen noodzakelijk zijn ter bescherming van de mens. Een onderdeel van deze risicoschatting is om na te gaan op welke wijzen mensen worden blootgesteld aan de schadelijke stoffen. Kunnen spelende kinderen de vervuilde grond binnenkrijgen? Worden er groenten verbouwd die de stoffen kunnen opnemen en kunnen mensen door consumptie van die groenten de stoffen binnenkrijgen? Ademen mensen ter plekke vervuilde lucht in?

Tot besluit van het nader onderzoek wordt de saneringsurgentie vastgesteld. De voorgaande stappen hadden al duidelijk gemaakt dat de locatie gesaneerd moest worden. Met het saneringsurgentie-onderzoek bepaalt men op welke termijn dat moet gebeuren en wat de urgentie is ten opzichte van andere gevallen van verontreiniging. Veelal maakt



Figuur 1 Schema voor bodemonderzoek, modellen en normen.

men daarbij gebruik van het computerprogramma Sanering Urgentie Systematiek (SUS).¹⁴

2.1.3 Schematische weergave van het bodemonderzoek

In figuur 1 zijn in de linkerkolom de twee fasen van het bodemonderzoek weergegeven, en de diverse stappen daarin. In de rechterkolom staan de modellen en waarden vermeld die per stap voor de normstelling en de toetsing van belang zijn.

2.2 Normstelling en modellen

De Wet Bodembescherming (Wbb) regelt de aanpak van ernstige gevallen van bodemverontreiniging. Men spreekt van een ernstig geval van bodemverontreiniging als de bodem zodanig is verontreinigd dat de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, plant of dier ernstig zijn verminderd, of dreigen te worden verminderd.

2.2.1 Toetsingswaarde

Of een bodem ernstig vervuild is, wordt bepaald aan de hand van de toetsingswaarde. De toetsingswaarde van een stof is het gemiddelde van de interventiewaarde (de waarde waarbij de overheid ingrijpt) en de streefwaarde. Voor een groot aantal stoffen heeft het ministerie van VROM een streefwaarde opgesteld die een niveau aangeeft waarbij sprake is van een duurzame bodemkwaliteit.² Voor van nature voorkomende stoffen zijn deze vooral gebaseerd op achtergrondgehalten in Nederland, voor andere stoffen worden de streefwaarden afgeleid van het maximaal toelaatbare risiconiveau dat voor die stof is vastgesteld. De streefwaarde en de interventiewaarde gelden voor een ‘standaardbodem’ met een bepaald gehalte aan organisch stof en klei.

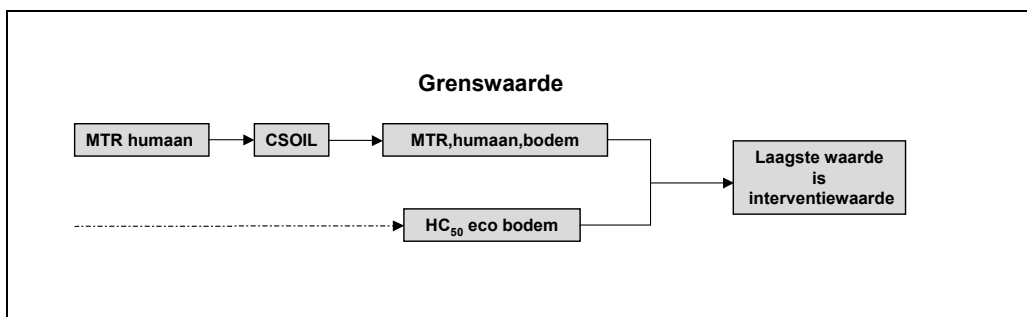
2.2.2 Interventiewaarde

Het RIVM heeft een methodiek ontwikkeld om uit gegevens over de effecten van stoffen op ecosystemen en op mensen zogeheten interventiewaarden af te leiden (zie figuur 2).

Een interventiewaarde hoort overeen te komen met de grens waarboven de eerder genoemde door de Wbb te bestrijden vermindering van functies optreedt. Bij de afleiding van interventiewaarden gebruikt het RIVM de door het ministerie van VROM vastgestelde Maximaal Toelaatbaar Risiconiveaus (MTR) voor de mens en de HC50* voor ecosystemen. De laagste van beide grenswaarden geldt als interventiewaarde. Een bespreking van de HC50 en de afleiding van grenswaarden voor ecosystemen valt buiten de opzet van dit advies. In dit advies richt de aandacht zich op de maximaal toelaatbare risiconiveaus voor de mens: de MTR_{humaan} en de naar de bodem of sediment vertaalde $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ ** of $MTR_{\text{humaan,sediment}}$.

* De HC50 is de concentratie waarbij bij 50 procent van de soorten en biologische of enzymatische processen in een ecosysteem de NOEC wordt overschreden.

** De commissie hanteert in dit advies voor de grenswaarde voor de mens de term $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ in plaats van de term $S(\text{erious})R(\text{isc})C(\text{oncentration})_{\text{humaan}}$ teneinde het aantal termen te beperken en om te benadrukken dat het uitgangspunt van bescherming van de mens gebaseerd is op de MTR_{humaan} . Daarnaast omvat strikt genomen de bodem de gasvormige, vloeibare en vaste aggregatie toestand, terwijl met grond de vaste fase wordt bedoeld. Voor de eenduidigheid kiest de commissie voor het gebruik van de term $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ ook als eigenlijk de concentratie in grond wordt bedoeld.



Figuur 2 Schema voor het afleiden van de interventiewaarde.

2.2.3 MTR_{humaan}

De afleiding van de MTR_{humaan} vindt als volgt plaats. Voor de mens wordt uit de beschikbare gegevens over de toxiciteit van een stof – na eventuele toepassing van onzekerheidsfactoren (zie kader) – een concentratie berekend die overeenkomt met het MTR-niveau. Die concentratie wordt geacht het hoogste nog gezondheidskundig verantwoorde niveau van blootstelling te zijn.

Voor kankerverwekkende stoffen passen de RIVM-onderzoekers een lineaire extrapolatie toe naar een risico dat overeenkomt met de kans dat één op de tienduizend mensen bij een levenslange blootstelling een kwaadaardige tumor krijgt als gevolg van de blootstelling aan die stof.

Voor niet-carcinogene stoffen gebruiken de RIVM-onderzoekers standaardfactoren om te extrapoleren van gegevens over de toxiciteit bij proefdieren naar een MTR-waarde voor mensen. De gebruikte factoren zijn de volgende:

- Een factor 10 om rekening te houden met verschillen in gevoeligheid tussen dier en mens (interspecies-variantie).
- Een factor 10 voor het verschil in gevoeligheid tussen mensen (intraspecies-variantie).
- Een factor 10 voor de extrapolatie van semi-chronische blootstelling naar chronische
- Een factor 10 wanneer bij extrapolatie wordt uitgegaan van een *Lowest Observed Adverse Effect Level*, omdat er geen geschikte *No Observed Adverse Effect Level* voorhanden is.
- Een factor 10 in het geval de set van gegevens over de toxiciteit te beperkt is.

Indien een *No Observed Adverse Effect Level* voor de mens beschikbaar is – gebaseerd op langdurige blootstelling en op voorwaarde dat ook bij de onderzochte bevolkingsgroep gevoelige subgroepen aanwezig zijn – passen zij geen enkele onzekerheidsfactor toe.

Uit het voorgaande blijkt dat onzekerheidsfactoren kunnen variëren van 1 tot 100 000.

2.2.4 *De vertaling van de MTR_{humaan} naar een $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ (of sediment)*

Een MTR_{humaan} is uitgedrukt als een concentratie ofwel in lucht (mg/m^3) ofwel als een concentratie die geldt voor orale inname (mg per kg lichaamsgewicht per dag). Het RIVM gebruikt voor het afleiden van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ de modellen CSOIL¹⁵ en SEDISOIL^{16,17} om de MTR -waarden voor de mens (MTR_{humaan}) om te rekenen naar concentraties van stoffen in bodem of sediment. Dit gebeurt door een aantal routes te kwantificeren waarlangs mensen worden blootgesteld aan een stof. Voor CSOIL zijn de belangrijkste routes: de ingestie van grond door kinderen, de consumptie van groenten en de inhalatie van stoffen in de binnenlucht. Voor SEDISOIL zijn dat de routes ingestie van water en sediment door recreanten en consumptie van verontreinigde vis door sportvissers. De procedure voor sediment is dezelfde als voor bodem.

Voor de (locatiespecifieke) risicoschatting wordt wederom gebruik gemaakt van de modellen SEDISOIL of CSOIL (of daarvan afgeleide modellen). Men gaat daarbij eerst na in hoeverre de in de modellen gebruikte blootstellingroutes relevant zijn voor de lokale situatie. Ingestie van grond door kinderen zal bijvoorbeeld niet aan de orde zijn als het oppervlak verhard is. Vervolgens worden de parameters in de modellen aangepast aan de lokale situatie. Zo kan men rekening houden met bijvoorbeeld de grondwaterstand en het percentage organische stof en klei. Bij de risicoschatting maakt men dus geen gebruik van een standaardbodem, zoals dat wel gebeurde bij de afleiding van de interventiewaarde. Het RIVM laat het aan de modeltoepassers over welke parameters in het model worden aangepast aan locatiespecifieke omstandigheden. Voor de inhalatieblootstellingroute gebruikt men vaak het model VOLASOIL¹⁸ in plaats van de inhalatiemodule uit CSOIL. Met VOLASOIL kunnen ook eigenschappen van een huis (doorlaatbaarheid van de vloeren en dergelijke) worden beschreven om de concentratie in binnenlucht te kunnen schatten.

2.2.5 *Bepaling van de saneringsurgentie*

Op de risicoschatting in het nadere bodemonderzoek volgt ten slotte een saneringsurgentie-onderzoek om vast te stellen op welke termijn een sanering dient plaats te vinden. Ook voor dit onderzoek wordt gebruik gemaakt van de modellen SEDISOIL of CSOIL. Veelal wordt in dit laatste stadium van bodemonderzoek het softwareprogramma SUS (Sanering Urgentie Systematiek) gebruikt, dat gebaseerd is op SEDISOIL, CSOIL of daarvan afgeleide modellen. Vaak wordt in de praktijk het programma SUS ook gebruikt als instrument voor de risicoschatting hoewel het daar niet voor is bedoeld.

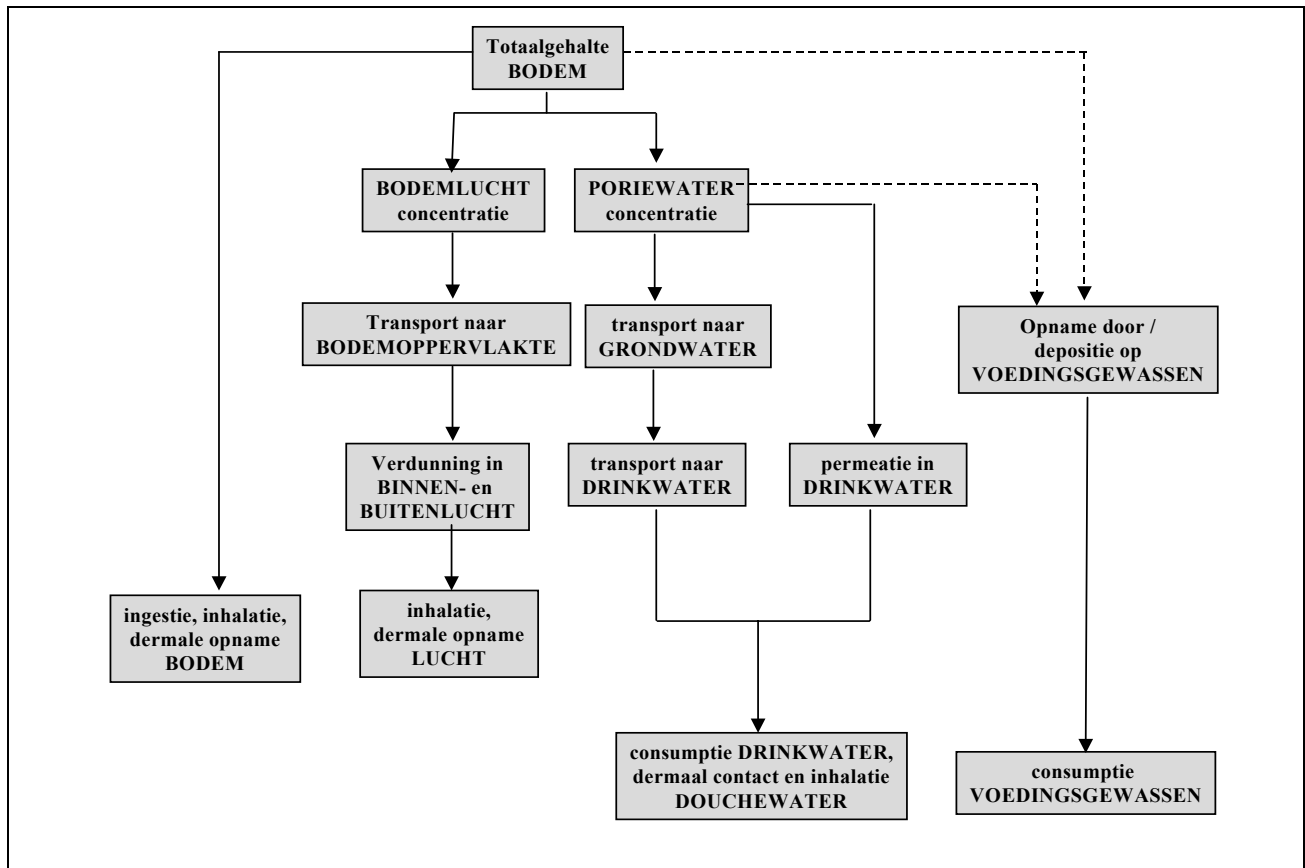
Het gebruik van het model CSOIL bij de afleiding van interventiewaarden

Het CSOIL-model vormt een belangrijk hulpmiddel bij zowel de afleiding van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ als bij het maken van een locatiespecifieke risicoschatting en het vaststellen van de saneringsurgentie. In dit hoofdstuk beschrijft en beoordeelt de commissie het gebruik van CSOIL bij het afleiden van de interventiewaarde (en toetsingswaarde). In CSOIL worden daarvoor standaardwaarden gebruikt, die geacht worden voor geheel Nederland te gelden. Bij de lokale risicoschatting tijdens het nadere bodemonderzoek en bij het saneringsonderzoek daarentegen zijn de waarden voor diverse parameters afhankelijk van de lokale omstandigheden. Het gebruik van CSOIL (of daarvan afgeleide modellen) in die fasen van bodemonderzoek komt aan de orde in hoofdstuk 4.

3.1 Beschrijving CSOIL

Het model CSOIL bevat een serie modulaire algoritmen voor de omrekening van de MTR-waarden van een stof naar concentraties in de bodem. Men gebruikt voor de waarden van de parameters (die onderdeel vormen van de rekenvoorschriften) in de meeste gevallen gemiddelden. Een enkele keer – bij grote onzekerheid over de te nemen waarde – kiest men voor een conservatievere waarde (bijvoorbeeld een 90 percentiel).

De modules voor de vier verschillende blootstellingroutes zijn weergegeven in figuur 3. Uit berekeningen van het RIVM blijkt dat de blootstelling via drink-, douche- of badwater vergeleken met andere blootstellingroutes zeer gering is. De commissie onderschrijft deze conclusie. Deze beschrijving beperkt zich daarom tot de drie routes



Figuur 3 Schema voor de blootstellingroutes in CSOIL.

die een belangrijke bijdrage leveren aan de blootstelling: ingestie van grond, inhalatie en de consumptie van groenten.

3.1.1 Ingestie van grond

Bij deze route wordt de blootstelling bepaald door één parameter, namelijk de hoeveelheid grond die kinderen dagelijks binnenkrijgen. Diverse onderzoeken zijn daarnaar verricht. Bij de wat recentere onderzoeken is vaak als maat voor de inname van grond gebruik gemaakt van zogeheten *tracers* in de feces van kinderen, zoals de sporenelementen aluminium of yttrium. De hoeveelheid sporenelementen in de feces is te relateren aan de hoeveelheid grond die is ingenomen. Een aanname bij het gebruik van deze *tracers* is dat ze niet of nauwelijks worden geabsorbeerd in het maag-darmstelsel. Een goed overzicht van de uitgevoerde onderzoeken is te vinden in het *Exposure Factors Handbook* van de Amerikaanse Environmental Protection Agency.¹⁹

Het RIVM heeft een gemiddelde inname van grond door kinderen afgeleid uit de zojuist genoemde onderzoeken en de waarden die worden toegepast in modellen die buiten Nederland worden gebruikt.²⁰ In die evaluatie constateert het instituut dat de tot dan in Nederland voor jonge kinderen gebruikte waarde van 150 mg per dag hoger is dan de geschatte gemiddelde dagelijkse bodemingestie in de meeste onderzoeken en hoger dan de waarden in de modellen die in andere Europese landen worden gebruikt. Het RIVM komt op basis van een nieuwe interpretatie van de literatuur tot een geschatte ingestie van 100 mg bodem per dag door kinderen van één tot zes jaar die wonen in een huis met tuin. De onderzoekers voegen toe dat – gezien de spreiding van de gemiddelden tussen onderzoeken over bodemingestie (56 mg - 179 mg per dag) – ook de bovengrens van het 90 procent betrouwbaarheidsinterval van deze gemiddelden kan worden gebruikt. Dat is 125 mg. Voor een zogenaamde 'realistische *worst case*' kan volgens het RIVM ook voor 150 mg - 200 mg bodemingestie per dag worden gekozen.

3.1.2 *Inhalatie*

Het CSOIL-model bevat een aantal milieuchemische processen die het transport beschrijven van vluchtige stoffen naar de buiten- en binnenlucht. Het model is gebaseerd op het zogeheten fugaciteitsconcept van MacKay, waarmee de uitwisseling van stoffen tussen compartimenten wordt beschreven. Het beschrijft – uitgaande van een evenwichtssituatie – de verdeling van een stof over de compartimenten bodem, poriewater, en bodemlucht. De in het model beschreven deelprocessen zijn: de diffusie van bodem naar bodemlucht, van bodem naar poriewater en transport via de verdamping van water. Deze drie routes eindigen via een stilstaande luchtlaag in de buitenlucht en via de lucht in de kruipruimte in de binnenlucht van een woning. De concentraties in de binnen- en buitenlucht worden samengevoegd tot één waarde voor de blootstelling, uitgaande van de tijdsduur dat mensen binnens- of buitenshuis verblijven. De deelprocessen bevatten een groot aantal parameters, waarvan de partiticoëfficiënt van bodem en water (K_{oc}) de oplosbaarheid in water (S) en de dampdruk (V_p) de belangrijkste zijn. De berekening vindt plaats voor een (homogene) standaard (klei)bodem.

3.1.3 *De consumptie van groenten*

In CSOIL is een schatting gemaakt van de hoeveelheden groenten die door bewoners worden geconsumeerd en van de accumulatie van de verschillende stoffen daarin. Bij dat laatste gaat men uit van een standaardbodem. Combinatie van de consumptiehoeveelheden en de stoffengehaltes in groenten geeft een schatting van de blootstelling.

Consumptiehoeveelheden

Gegevens over consumptie van verschillende groenten (inclusief aardappelen) zijn afkomstig van de landelijke voedselconsumptiepeiling van 1998.²¹ Uit die peiling zijn gemiddelde consumptiehoeveelheden voor de meest geconsumeerde groenten genomen. Per groente is een weegfactor berekend voor het aandeel dat die groente levert aan de totale groenteconsumptie. Zo vormen aardappels bijvoorbeeld ruim 61 procent van het totaal. Voor het afleiden van een $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ gaat men in CSOIL uit van een gemiddelde consumptie van 10 procent van de hoeveelheid groenten (exclusief aardappels) uit eigen tuin.

Aangezien de gegevens over de accumulatie van verontreinigende stoffen in groenten meestal zijn uitgedrukt in drooggewicht groenten, worden de geconsumeerde hoeveelheden omgerekend van vers- naar drooggewicht.

Accumulatie van verontreinigende stoffen in groenten

De hoeveelheid verontreinigende stof in de verschillende groenten wordt berekend met zogeheten bioconcentratiefactoren (BCF). Een BCF geeft de verhouding weer tussen de concentratie in de groente en die in de bodem.

Voor organische stoffen zijn de BCF-waarden in de oorspronkelijke versie van CSOIL²² afgeleid uit een onderzoek van Briggs en collega's^{23,24}. Zij leidden een verband af tussen de BCF (uitgedrukt als de verhouding tussen het gehalte in wortel of stengel van jonge gerstplanten en de concentratie in water) en de K_{ow} (de verhouding tussen de oplosbaarheid van een stof in octanol ten opzichte van die in water) van de organische contaminant. Met behulp van het zogeheten evenwichtspartitiemodel wordt de concentratie in oplossing omgerekend naar een concentratie in de bodem. Bovengrondse plantendelen kunnen echter de contaminanten ook opnemen na vervluchtiging uit de bodem. Het RIVM heeft bij de herziening van CSOIL onderkend dat deze route dient te worden opgenomen¹⁵. Men sluit aan bij de benadering van Trapp en Matthies²⁵, waarin naast de K_{ow} ook de lucht-watervedelingscoëfficiënt een rol speelt.

Voor de accumulatie van zware metalen en arseen in groenten werd in de oude versie van CSOIL²² uitgegaan van een lineair verband tussen het gehalte in de plant en het gehalte in de grond. In de recentere versie van CSOIL²⁶ heeft men deze veronderstelling laten vallen. Ook wordt in het nieuwere model onderkend dat de grondsoort (organisch stofgehalte en lutumgehalte) en de zuurgraad van belang zijn. Voor de berekening van de gemiddelde BCF-waarde gebruikt men een uit de bodemkunde afkomstige zogeheten Freundlichachtige vergelijking voor de relatie tussen het gehalte in de plant, de verschillende bodemkenmerken en het gehalte in de bodem:

$$\log(\text{concentratie in de plant}) = \text{constante} + b \times \log(\text{concentratie in de bodem}) + c \times \text{pH} + d \times \log(\% \text{Organisch koolstof}) + I \times \log(\% \text{lutum})$$

Men gebruikt twee datasets (Wiersma 1986²⁷ en Van der Torn 1994²⁸) om bovengenoemde vergelijking in te vullen. Dat levert per metaal en per groente een relatie op tussen het gehalte in de plant enerzijds en het gehalte in de bodem en de bodemkenmerken anderzijds. Vervolgens wordt met de vergelijkingen een gemiddelde BCF-waarde (verhouding tussen het gehalte in de plant en de bodem) berekend, uitgaande van een standaardbodem met de bodemkenmerken: pH=6, 10 procent OC en 25 procent lutum.

3.2 Kanttekeningen van de commissie bij de uitgangspunten van het CSOIL-model

Toen de Tweede Kamer in 1994 de huidige interventiewaarden behandelde, stelde de minister van VROM dat effecten van bodemverontreiniging op de gezondheid van de individuele mens niet maatschappelijk verantwoord werden geacht.²⁹ Het risicobeleid van de overheid gaat ook uit van de bescherming van kwetsbare groepen zoals bijvoorbeeld kinderen en ouderen. In het algemeen is het uitgangspunt dat een MTR_{humaan} niet overschreden mag worden. Echter, bij de vertaling van de MTR_{humaan} naar een $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ gaat het RIVM uit van een zogenaamde ‘realistische situatie’. Hierin hebben alle parameters in het CSOIL-model gemiddelde waarden*. De keuze voor gemiddelde waarden impliceert echter dat de overheid accepteert dat – indien blootstelling in de buurt van het niveau van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ ligt – bij een onbekend (maar mogelijk groot) deel van die blootgestelden overschrijding van de MTR_{humaan} plaatsvindt. Naarmate de onzekerheid in de schatting van de blootstelling groter is, is ook de kans groter dat daarbij een deel van de mensen wordt blootgesteld aan concentraties ver boven de MTR_{humaan} .

De commissie heeft niet kunnen achterhalen wat de precieze reden is voor de keuze voor een gemiddelde, maar waarschijnlijk heeft men een ‘stapeling van onzekerheden’ willen voorkomen. Indien men namelijk voor iedere parameter in een model kiest voor een conservatieve waarde (bijvoorbeeld een 90-percentielwaarde) dan zal dat resulteren in een zeer conservatieve waarde van de einduitkomst (de berekende blootstellingsconcentratie). De commissie wijst erop dat met de huidige Monte Carlo technieken** dit probleem kan worden ondervangen, doordat men pas bij de berekende einduitkomsten een keuze hoeft te maken voor een percentielwaarde. Overigens is bij de berekening van

* Indien de onzekerheid of variatie van een parameter zeer groot is kiezen de RIVM-onderzoekers in een aantal gevallen voor een 90-percentielwaarde.

** Bij een Monte Carlosimulatie gebruikt men de verdeling van mogelijke waarden voor de parameters. Het eindresultaat van dergelijke berekeningen is dan een verdeling van de mogelijke blootstellingconcentraties.

de blootstelling voor ingestie van grond maar één parameter in het geding, maar ook daar is gekozen voor een gemiddelde waarde.

De commissie pleit voor een beleidsmatige keuze voor een beschermingsniveau dat meer recht doet aan het uitgangspunt dat de individuele mens beschermd dient te zijn. Het ligt daarbij in de rede om – zoals dat ook in andere beleidskaders gebruikelijk is – voor een conservatieve percentielwaarde te kiezen.

3.3 Kanttekeningen bij de afzonderlijke blootstellingroutes

De keuze van een beschermingsniveau staat los van de vraag in hoeverre de met CSOIL berekende $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ ook daadwerkelijk bescherming biedt. Daarvoor is inzicht vereist in de kwaliteit van de schattingen van de afzonderlijke blootstellingroutes.

3.3.1 Ingestie van grond door kinderen

Het RIVM stelt voor om een geschatte gemiddelde bodemingestie van 100 mg per dag voor kinderen van één tot zes jaar te gebruiken. In het verleden werd in CSOIL hiervoor 150 mg per dag toegepast. Hoewel de werkelijke distributie van de gemiddelde dagelijkse ingestie van grond door kinderen onbekend is, geven de twee in Nederland uitgevoerde onderzoeken in verschillende gebieden wel een indicatie^{30,31}. Het gaat daarbij echter niet om onderzoeken die zijn uitgevoerd over een langere tijd. In een stedelijke omgeving is 200 mg per dag een goede schatting van de 90-percentielwaarde gedurende een zomerperiode. Op campings bedroeg deze waarde 350 mg per dag. Dat een aantal kinderen meer dan 100 mg over langere tijd inneemt is aannemelijk, maar het is niet bekend hoeveel kinderen dat zijn. Met een gemiddelde bodemingestie van 100 mg per dag zal het onbeschermd deel van de bevolking groter zijn dan met de huidige aanname van 150 mg per dag, maar hoeveel groter is niet bekend.

De Technische Commissie Bodembescherming (TCB) heeft in haar beoordeling van de RIVM-evaluatie van interventiewaarden geadviseerd om de waarde van 150 mg per dag te handhaven.³² Het voornaamste argument hiervoor was dat de geschatte bodemingestie aan de veilige kant diende te blijven, omdat als uitgangspunt geldt dat ook het individu beschermd dient te zijn. De TCB heeft in haar advies betrokken dat een keuze voor 150 mg ook meer ruimte laat voor incidentele hoge bodemingestie door kinderen. Eenmalige inname van 10 gram komt overeen met een toename van de over een jaar gemiddelde dagelijkse ingestie met zo'n 27 mg. In landen als Denemarken en de UK wordt expliciet rekening gehouden met incidentele hoge bodemingestie. Bij incidentele ingestie ligt het overigens voor de hand om dan gegevens over de acute toxiciteit (in plaats van de chronische toxiciteit zoals bij de interventiewaarde) te gebruiken.

De commissie deelt de mening van de TCB dat de door de RIVM-onderzoekers voorgestelde gemiddelde waarde geen veilige schatting geeft van de ingestie van grond door kinderen. De keuze voor het gewenste beschermingsniveau vindt de commissie een beleidsmatige. Ook onderschrijft de commissie de constatering van de TCB dat er over incidentele hoge inname van grond door kinderen weinig empirische gegevens voorhanden zijn.

3.3.2 *Inhalatie*

De Technische Commissie Bodembescherming is in haar advies over de interventiewaarden uitvoerig ingegaan op de modellering van de inhalatieblootstellingroute met het CSOIL-model. De commissie kan zich goed vinden in de uitkomst van deze grondige evaluatie. Kort samengevat vindt de TCB dit onderdeel van CSOIL vanwege de grote mate van variabiliteit en onzekerheid in de uitkomsten te onbetrouwbaar om interventiewaarden op te baseren. Vooral de variatie in de waarden van de permeatiecoëfficiënt is daar debet aan. De waarden voor die parameter verschillen tussen zand en klei een factor miljoen^{*}, zo constateert de TCB. Ook andere parameters dragen bij aan de spreiding in de einduitkomsten (van blootstellingsconcentraties) en kunnen een aantal ordes van grootte beslaan. Daarnaast wijst de TCB op het ontbreken van een validatie van het model, hetgeen noodzakelijk is om de geconstateerde onzekerheid te reduceren. De commissie meent dat het door de TCB voorgestelde alternatief om voor vluchtige stoffen in plaats van het CSOIL-model de drinkwaternorm als uitgangspunt voor de $MTR_{\text{humaan, bodem}}$ te gebruiken waarschijnlijk voldoende bescherming biedt.

De commissie heeft met het model VOLASOIL – een model dat is afgeleid van het CSOIL-model ten behoeve van lokale risicoschattingen (zie hoofdstuk 2) – een berekening uitgevoerd voor benzeen (zie bijlage H). Daarbij zijn conservatieve waarden voor de invoerparameters gebruikt. Uit die berekening komt een andere tekortkoming van het model naar voren: het ontbreken van een massabalans. De aanvoer van de verontreiniging via het grondwater (concentratie vermenigvuldigd met het grondwaterdebiet) zal namelijk een beperkende factor zijn. De commissie heeft een schatting gemaakt van de grondwatersnelheid die in dit voorbeeld nodig zou zijn om de concentratie in de binnenlucht te blijven aanleveren. Dit vereist een zeer hoge grondwatersnelheid, namelijk 50 m per dag, terwijl een snelheid van 10 m per dag in Nederland al zeer uitzonderlijk is. Met andere woorden: het grondwaterdebiet kan niet dusdanig hoog zijn om een bepaalde concentratie in binnenlucht te blijven aanleveren. Het incorporeren van een massabalans vereist een ander type model, waarin de aanvoer van de verontreiniging als de bronterm

* Voor een standaardbodem (een kleibodem) gebruiken de RIVM-onderzoekers een conservatieve waarde voor grof/fijn zand (zie paragraaf 4.1.3)

fungeert. Zo'n model is het MacKay level 3-model. Een dergelijk model is voor het afleiden van generieke waarden echter alleen bruikbaar na aannames over de afname van de bronterm (door verdamping uit grond of grondwater) in de tijd en de aanvoersnelheden van grondwater. Ook bij het gebruik van een dergelijk model blijven de eerder geconstateerde onzekerheden bestaan.

3.3.3 *Consumptie van groenten*

De RIVM-onderzoekers geven aan dat de aanname dat 10 procent van de groenten uit de eigen tuin komt, in feite te laag is voor mensen met moestuinen. De TCB stelt voor om andere percentages te laten gelden voor de consumptie uit eigen tuin dan voor die uit een moestuin. De commissie onderschrijft deze aanbeveling. Bij het meest recente rapport over de afleiding van bodemgebruikswaarden hanteert het RIVM een dergelijk onderscheid, waarbij uitgegaan wordt van 10 procent consumptie van de groenten uit eigen tuin en 100 procent voor moestuinen³³. Een onzekerheid is ook in hoeverre het huidige pakket aan groenten ook daadwerkelijk representatief is voor het werkelijke consumptiepatroon.

Accumulatie van organische stoffen

In de in CSOIL gebruikte module voor de berekening van de BCF-waarde gaat men uit van een blijvend evenwicht tussen gehalte in de grond, concentratie in het bodemvocht en gehalte in de plant. De commissie wijst erop dat zo'n evenwicht niet aannemelijk is aangezien gewassen groeien. De gebruikte relatie tussen de stoffeigenschap K_{ow} en de BCF-waarden is afgeleid uit een beperkt traject van K_{OW} -waarden. De hogere K_{ow} -waarden vallen buiten dit traject, terwijl juist die waarden kenmerkend zijn voor de persistente en weinig mobiele organische contaminanten, die bij verontreiniging van de bovengrond gewoonlijk het meest van belang. Vergelijking van de met dit model voorspelde waarden en experimenteel bepaalde waarden in het rapport van Rikken en collega's laat zien dat de onnauwkeurigheid zo een factor 100 tot 1000 kan bedragen.¹⁵ De commissie meent dan ook – net als de TCB – dat deze methodiek te onbetrouwbaar is om voor heel Nederland geldende waarden af te leiden.

Accumulatie van metalen

De commissie heeft een aantal fundamentele bezwaren tegen de wijze waarop de accumulatie van metalen in groenten wordt geschat.

In de gebruikte Freundlichachtige vergelijkingen komen alleen de bodemkenmerken zuurgraad (pH), lutum- en organisch stofgehalte voor. Buiten beschouwing blijven

andere bodemkenmerken: het gehalte aan ijzer, aluminium en mangaan, de samenstelling van het organische stof, de verontreinigingsmatrix, de speciatievorm, de invloed van luchtverontreiniging en de voorbewerking van de groenten (in hoeverre bodemdeeltjes worden afgespoeld).

Een groter bezwaar komt voort uit de datasets die zijn gebruikt om de Freundlichachtige vergelijkingen af te leiden. Als basis voor het afleiden van geometrisch gemiddelde BCF-waarden van zware metalen in groenten worden de datasets van Wiersma en Van der Torn gebruikt^{27,28}. In de manier waarop beide datasets zijn gebruikt, staan de bodemkenmerken (pH, klei en organischestofgehalten) niet onafhankelijk van elkaar. Bij de gegevens van Van der Torn is er sprake van een tweedeling in de dataset: jonge, kalkrijke zeekleigronden (in sommige gevallen afgedekt met een laag kalkrijk havenslib) in Rotterdam-Zuid en kalkloze, venige kleigronden in Rotterdam-Noord. In Rotterdam-Zuid is de pH altijd rond de 7 en in Noord tussen 4 en 7, waarbij de lage pH-waarden uitsluitend gevonden worden in combinatie met hoge waarden voor het organisch-stofgehalte. Hoge loodconcentraties komen alleen voor in Rotterdam-Noord en op enkele plaatsen in Rotterdam-Zuid waar havenslib is opgebracht. De Freundlichachtige vergelijkingen kunnen geen zuivere schattingen opleveren van de invloed van verschillende bodemfactoren omdat in de gebruikte dataset die kenmerken sterk aan elkaar gecorreleerd zijn. In het RIVM-rapport²⁶ is aan die colineariteit in de dataset ten onrechte geen aandacht besteed. Een ander probleem bij de dataset van Wiersma is dat de gewassen zijn bemonsterd in commerciële landbouwgebieden. Consequentie daarvan is dat als een gewas het goed doet op kleigrond, er voor dat gewas geen gegevens beschikbaar zijn voor zandgrond. In moestuinen worden gewassen echter op allerlei typen bodems verbouwd. Er zijn nu geen gegevens die representatief zijn voor moestuinen. Binnen de gebruikte dataset is het voor de gebruikte bodemkenmerken nog wel mogelijk om een schatting te maken van de gemiddelde concentratie in een gewas, maar een extrapolatie buiten de dataset wordt dan problematisch. Een extrapolatie van de bodemconcentraties is ook onvermijdelijk aangezien de concentraties in de datasets ver onder de interventiewaarde liggen, waardoor over een groot traject moet worden geëxtrapoleerd.

Een andere tekortkoming ligt in het BCF-concept zelf. Het gehalte van een verontreinigende stof in een plant wordt gerelateerd aan de concentratie van die stof in de bodem, waarbij voorbijgegaan wordt aan de aanwezigheid van andere verontreinigingsroutes zoals vooral atmosferische depositie. Bij de gebruikte veldgegevens speelt atmosferische depositie een niet te verwaarlozen rol. De gegevens van Wiersma en collega's zijn hierdoor zeker beïnvloed. Ook het Rotterdamse volkstuintenonderzoek levert aanwijzingen voor het belang van looddepositie: in Rotterdam was het loodgehalte in spinazie hoger dan op dezelfde gronden in Wageningen (ongepubliceerde gegevens over planten geteeld in emmers met grond). De uit de datasets verkregen BCF-waarden wor-

den vervolgens voor andere locaties gebruikt om het gehalte in de grond om te rekenen naar een gehalte in de plant, terwijl daar de overige verontreinigingroutes wezenlijk anders kunnen zijn. Ook de factor tijd speelt daarbij een rol; zo was de depositie van lood bijvoorbeeld ten tijde van de totstandkoming van de datasets van Wiersma (1986) veel groter dan vandaag de dag.

De BCF-waarden die per metaal en voor de verschillende groenten zijn afgeleid, worden vervolgens tot één waarde samengevoegd uitgaande van een weging van de afzonderlijke groentes in het totale consumptiepatroon. De uiteindelijke BCF-waarden (die staan voor een gemiddeld consumptiepatroon) zijn genormaliseerd voor de standaardbodem. Experimentele verificatie hiervan is feitelijk onmogelijk, omdat voor geen enkele verontreinigde locatie gegevens beschikbaar zijn voor alle in het consumptiepatroon vertegenwoordigde gewassen. Het is onbekend in hoeverre er bij de interventiewaarde – zoals berekend met CSOIL – sprake is van een onderschatting dan wel overschatting van de blootstelling. De consequentie van deze constatering is, dat deze vergelijkingen ook onbruikbaar zijn voor een locatiespecifieke schatting van de blootstelling door bodemverontreiniging.

3.4 Conclusies over de bruikbaarheid van het CSOIL-model bij het afleiden van generieke interventiewaarden

Recentelijk heeft het RIVM de uitkomsten van het CSOIL-model vergeleken met zes andere in Europa gebruikte modellen³⁴. Deze modellen komen globaal overeen met CSOIL, maar verschillen vooral in uitgangspunten en standaardparameters. Bij die vergelijking zijn zoveel mogelijk mediane waarden voor de diverse parameters gebruikt. De uitkomsten variëren bij ingestie van grond minder dan een factor tien, bij consumptie van groenten een factor honderd en bij inhalatie ongeveer een factor tweeduizend. Deze vergelijking bevestigt het beeld dat de commissie heeft van de onzekerheid en de variatie in deze routes.

De ingestie van grond is redelijk in kaart gebracht met de huidige onderzoeken die onder meer in Nederland zijn uitgevoerd. De commissie vindt dit onderdeel het meest betrouwbaar van de drie beschouwde blootstellingroutes. De commissie pleit er wel voor om voor deze parameter geen gemiddelde waarde te kiezen maar een waarde die meer recht doet aan het uitgangspunt dat de individuele mens beschermd dient te zijn.

De commissie deelt de mening van de TCB dat de met CSOIL berekende blootstelling door consumptie van groenten en inhalatie te onbetrouwbaar is om generieke interventiewaarden uit af te leiden. Alleen al de permeatiecoëfficiënt, die wordt gebruikt om de blootstelling aan vluchtige stoffen via inhalatie te berekenen, kan een factor miljoen variëren. Andere parameters van de inhalatiemodule voegen daar een onzekerheid aan toe die enkele orden van grootte kan beslaan. Ten slotte zorgt het ontbreken van valida-

tie van het model voor een te grote onzekerheid om de inhalatiemodule van het model voor het afleiden van $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ te gebruiken. De commissie deelt het voorstel van de TCB om als alternatief voorlopig de drinkwaternormen als $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ te gebruiken. Hoewel de drinkwaternormen niet gebaseerd zijn op een relatie tussen inhalatoire blootstelling aan vluchtige stoffen en toxicologische advieswaarden zijn die waarden waarschijnlijk veilig genoeg. Een nadere evaluatie van deze conclusie is aan te bevelen, aangezien de commissie alleen een indicatieve (*worst-case*) berekening heeft uitgevoerd voor benzeen. Mocht uit validatie echter blijken dat drinkwaternormen te conservatief zijn, dan kunnen deze normen na voldoende onderzoek naar boven worden bijgesteld.

De commissie kan zich niet vinden in de door het RIVM gebruikte methodiek en datasets om de accumulatie van metalen en arseen in gewassen te schatten. Zij stelt voor de aanpak te hanteren die is gebruikt om LAC-waarden vast te stellen³⁵. Vooral een goede analyse van de gebruikte dataset en het gebruik van gewassen met een hoog onderscheidend vermogen ten aanzien van het aanbod van metalen in de grond, in plaats van het door het RIVM gehanteerde gewogen gemiddelde van alle geconsumeerde gewassen, spreekt de commissie daarbij aan. Verder onderschrijft de commissie de filosofie achter de LAC-waarden. De opstellers van het systeem van signaalwaarden realiseerden zich dat het onvoldoende mogelijk is om op basis van metingen in de bodem met een generieke benadering de risico's te schatten. Daarom stelden zij een signaalwaarde vast die per definitie aan de veilige kant is. Daartoe gingen zij uit van gehalten in een voor accumulatie gevoelig gewas en een kritische combinatie van bodemkenmerken. De commissie wijst erop dat daaruit niet automatisch volgt dat de LAC-signalwaarden als zodanig maatgevend zouden moeten zijn voor bodemverontreiniging. Zo is bij de berekening van de LAC-signalwaarden uitgegaan van consumptiehoeveelheden van groenten die niet noodzakelijk representatief hoeven te zijn voor die van bewoners met een tuin of moestuin. De commissie geeft in onderstaand kader een toelichting op de LAC-signalwaarden die als basis kunnen dienen voor een $MTR_{\text{humaan,bodem}}$.

Een alternatieve benadering voor zware metalen

Bij de afleiding van de BCF-waarden constateren de RIVM-onderzoekers dat voor veel elementen de kennis en de data ontbreken om goede waarden af te leiden. Gezondheidsrisico valt vooral te verwachten bij lood en cadmium. Andere metalen komen minder vaak in te hoge concentraties in de bodem voor. Bovendien leiden hoge concentraties in de bodem niet altijd tot een te hoge blootstelling van mensen, onder meer doordat hoge concentraties in de bodem toxisch zijn voor het gewas zelf. Dit geldt bijvoorbeeld voor nikkel, zink en mogelijk voor arseen. Van chroom VI is bekend dat opname en complexering leiden tot een andere, aanmerkelijk minder toxische vorm van chroom en is het dus onwaarschijnlijk dat mensen aan een overeenkomstig hoge concentratie worden blootgesteld.

Voor lood en cadmium en voor enkele andere metalen zijn in het verleden zogeheten LAC-sig-naalwaarden opgesteld. Deze zijn voor een deel gebaseerd op potproeven met toegevoegde metaal-zouten, en voor een deel op veldgegevens. De LAC-sig-naalwaarde voor cadmium bedraagt 0,5 mg/kg in zandgronden en 1 mg/kg in kleigronden. Bij zandgronden is het kritische gewas andijvie, bij klei-gronden wintertarwe. (Dit laatste gewas zal op moestuinen niet voorkomen; een alternatief zouden hier bladgewassen kunnen zijn).

De commissie wijst erop dat de sig-naalwaarden weliswaar voldoende veilig zijn, maar dat er in de praktijk altijd uitzonderlijke condities kunnen voorkomen waardoor er toch overschrijdingen in het gewas kunnen plaatsvinden. Zo is er een geval bekend waarbij cadmiumstearaat in een kalkrijke zeelei terecht kwam en leidde tot te hoge gehalten in het gewas bij lage bodemgehalten. In de meeste gevallen komt cadmium echter samen voor met hoge gehalten zink waardoor de opname van cadmium door concurrentie beperkt is. Bestaat de verontreiniging echter voornamelijk uit pure cadmium dan zal een kleine toename van het cadmiumgehalte in de bodem leiden tot een hoge concentratie in het gewas.

Voor lood is de sig-naalwaarde 150 mg/kg voor een zandige löss die vrij zuur is. Bij lood spelen lang-zame chemische processen in de bodem een belangrijke rol bij de opname in gewassen. Die processen zoals veroudering van de verontreiniging zijn nog niet goed begrepen. Toegevoegde loodzouten moeten dan ook als een *worst case* worden gezien. De sig-naalwaarden voor lood zijn gebaseerd op gegevens van de locatie Steyn waar verwaaid looderts in de bodem terecht kwam. Dit erts, bestaande uit loodsulfide, oxideerde in de bodem tot loodsulfaat. Loodgehalten in gewassen die waren geteeld op plaatsen die eerst als gazon waren gebruikt, liepen te hoog op. Bij andere percelen, die al langer als moestuinen waren gebruikt, kwamen geen overschrijdingen voor. Het verschil was terug te voeren op een verschil in zuurgraad van de gronden. In de moestuinen werd vaak bemest en de zuurgraad werd daarbij op een hoog niveau gehouden. Bij de gazons was dit niet het geval. Uit de gegevens van dit onderzoek werd een waarde afgeleid van 150 mg/kg.

Waardering van het bodemonderzoek

In hoofdstuk 2 werd uiteengezet hoe het bodemonderzoek in Nederland is ingericht. In dit hoofdstuk onderwerpt de commissie de verschillende stappen in dat traject aan een kritische beschouwing. Daarbij gaat de commissie ook in op de consequenties van het gebruik van het in hoofdstuk 3 besproken model CSOIL voor de onderdelen van het bodemonderzoek.

4.1 Oriënterend onderzoek

Officieel gaat aan het oriënterend onderzoek een verkennend onderzoek vooraf. Vaak maakt in de praktijk het verkennend onderzoek deel uit van het oriënterende onderzoek. In het verkennend onderzoek wordt informatie verzameld over het vroegere en huidige gebruik van de locatie (historisch onderzoek), alsmede over de bodemgesteldheid, de bodemopbouw en de geohydrologische situatie. Onderdelen van het oriënterend onderzoek zijn: de monsterneming, de omrekening naar een standaardbodem en vervolgens een vergelijking van de gevonden concentraties in de bodem met de toetsingswaarde.

4.1.1 *Historisch onderzoek*

De commissie is er voorstander van om een uitgebreider historisch onderzoek te laten plaatsvinden dan nu vaak het geval is. Dat zou een zo goed mogelijk beeld moeten geven van welke stoffen, waar, in welke concentraties te verwachten zijn. Kan men bijvoorbeeld kernen van bepaalde stoffen verwachten of is de verontreiniging waarschijn-

lijk diffuus? Overigens is er in de praktijk in een aantal gevallen wel veel aandacht voor bijvoorbeeld inspectie van de bodem. Informatie daaruit kan vooral bij latere saneringen veel geld besparen. Kennis over de locatie zou vervolgens moeten leiden tot een keuze van de te meten parameters en tot een strategie voor de monsterneming. Nu er al zoveel ervaring is met bodemonderzoek en saneringen moet het mogelijk zijn om lessen uit het verleden te trekken voor verschillende typen van verontreinigingen. Zo zijn diverse terreinen van gasfabrieken, pompstations, slibstorten en vuilstorten al gesaneerd. De resultaten van het verrichte onderzoek zouden behulpzaam kunnen zijn bij het opzetten van monsterrichtlijnen voor dat soort terreinen. Verder is de functie van een gebied van belang in deze fase van het onderzoek. Bij een vuilstortplaats kan men bijvoorbeeld op voorhand verwachten dat het zo goed als onmogelijk is om een representatief beeld te krijgen van de stort. Ook heeft het betrekkelijk weinig zin om, indien men diezelfde stort toch al af wil sluiten (en een damwand wil slaan en het grondwater wil gaan monitoren), uitgebreid te gaan meten wat zich in die stort bevindt.

4.1.2 *Monsterneming*

Op grond van een beperkt onderzoek naar de historie van een locatie wordt bepaald of een bodem homogeen of heterogeen verontreinigd is. In het eerste geval neemt men minimaal drie mengmonsters per 1000 m² en voegt die samen tot één mengmonster. Wanneer bij een verwachte heterogene verontreiniging de kernen van de vervuiling bekend zijn, dan neemt men drie tot vijf monsters per kern. Wanneer het onbekend is waar de kernen zich bevinden, dan is de bemonstering afhankelijk van de grootte van het perceel. De concentraties van de verontreinigende stoffen in de bodem worden omgerekend naar een standaardbodem en vervolgens vergeleken met de toetsingswaarde (het gemiddelde van de interventiewaarde en de streefwaarde). Indien voor een stof de concentratie van het mengmonster hoger is dan de toetsingswaarde dan is het uitvoeren van een nader onderzoek verplicht.

In de vorige paragraaf stelde de commissie voor om bij historisch onderzoek vooraf een strategie voor de monsterneming te bepalen. In termen van risico heeft het nemen van één mengmonster per 1000 m² in een maïsveld een geheel andere betekenis dan wanneer dat zelfde monster uit een aantal tuinen zou worden genomen. Voor het beoordelen van een risico zou het zelfs veel uitmaken of het mengmonster afkomstig is van één tuin of van meerdere tuinen. Los daarvan is het aantal monsters dat in het oriënterend onderzoek van een locatie wordt genomen dusdanig beperkt dat er geen sprake is van een representatieve steekproef. De TCB heeft in 1992 het gangbare bodemonderzoek geëvalueerd³⁶. Later heeft ook het RIVM kritiek geuit op de huidige statistiek van oriënterend en nader onderzoek³⁷. De commissie constateert dat er ten onrechte weinig is gedaan met de in beide rapporten gemaakte kanttekeningen. Uit oogpunt van de

bescherming van de gezondheid van de mens zou een statistisch verantwoorde strategie voor monsterneming nodig zijn die erop is gericht om te voorkomen dat een bodem ten onrechte wordt gekwalificeerd als niet verontreinigd. In de Verenigde Staten, bijvoorbeeld, vindt bij het onderzoek naar bodemverontreiniging een dergelijke aanpak plaats van de monsterneming. Die methode is uitgebreid beschreven door de EPA.^{38,39} Zo'n aanpak vereist echter wel dat er grote aantallen monsters worden genomen. Bij de huidige monsterneming is de onzekerheid over de heersende bodemconcentraties en daarmee over de mogelijke blootstelling groot.

4.1.3 *Standaardbodem*

De gemeten concentraties in de bodem worden omgerekend naar een standaardbodem. Voor organische contaminanten gebruikt men een omrekening die is gebaseerd op het gehalte organisch stof. Bij de omrekening die men voor zware metalen gebruikt, kijkt men naar het gehalte lutum en organisch stof in de bodem. Die relatie is gebaseerd op het voorkomen van zware metalen in weinig belaste natuurgebieden. De commissie heeft fundamentele problemen met het gebruik van een dergelijke relatie voor de berekening van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$, omdat het voorkomen in onbelaste gebieden geen enkele relatie heeft met de blootstelling van de mens aan een metaal. De omrekening introduceert een onzekerheid in de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ die per blootstellingroute sterk zal verschillen (zie kader).

4.1.4 *Toetsingswaarde*

Tot nu toe is de laagste van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ en de $MTR_{\text{eco,bodem}}$ de interventiewaarde. De keuze of men na het uitvoeren van een oriënterend onderzoek over moet gaan op een nader onderzoek hangt af van de toetsingswaarde. De toetsingswaarde dient om aan te geven of een bodem dusdanig verontreinigd is, dat een nader onderzoek moet plaatsvinden. De commissie constateert dat gezien de zeer beperkte monsterneming in het oriënterend onderzoek de onzekerheid over de heersende bodemconcentraties en daarmee over de mogelijke blootstelling groot is. Het is dan ook te verwachten dat er locaties zijn waarbij ten onrechte geen nader onderzoek plaatsvindt, terwijl er in werkelijkheid wel sprake is van een blootstelling boven de MTR_{humaan} .*

* In de circulaire *Streefwaarden en interventiewaarden Bodemsanering* staat dat er in specifieke gevallen een kans bestaat dat bij gehalten in de bodem onder de interventiewaarden toch de MTR_{humaan} wordt overschreden. Volgens de circulaire kan dat het geval zijn als op een locatie de standaardparameters van CSOIL worden overschreden. Indien dat vermoeden bestaat, beveelt men aan om de consequenties daarvan door te rekenen in CSOIL of verwante modellen. Gezien het commentaar dat de commissie in hoofdstuk 3 uit op CSOIL en gezien de hier genoemde onzekerheden in de monsterneming, meent de commissie dat de procedure in de circulaire niet toereikend is om dergelijke situaties te onderkennen.

Wanneer kinderen door ingestie van grond metalen binnen krijgen, zal het voor het gezondheidseffect daarvan weinig uitmaken hoe de bodem is samengesteld. In het maagdarmsstelsel van de mens bepaalt namelijk vooral de zuurgraad in de maag het vrijkomen van de metalen. Echter in de gebruikte systematiek wordt een concentratie in een zandbodem omgerekend naar een hogere concentratie in een standaard(klei)bodem, terwijl de blootstelling in beide typen grond hetzelfde is. Uitgaande van een bodem met 2 procent lutum en 4 procent organisch stof is het verschil tussen de daadwerkelijke blootstelling en berekend voor een standaardbodem voor lood een factor 1,5 voor cadmium 1,5 voor nikkel 3, voor koper 5,5 en voor chroom 1,9.

Bij de berekening van de inhalatie van vluchtige (organische) stoffen wordt voor de omrekening naar een standaardbodem gecorrigeerd voor het organischstofgehalte. Een dergelijke correctie zal getalsmatig hooguit een factor 20 bedragen. Voor een zeer bepalende parameter, namelijk de permeatiecoëfficiënt, is echter niet gekozen voor een standaardbodem (een kleibodem). Men kiest hier voor de waarde die bij een bodem van middelmatig grof zand hoort omdat die waarde veel conservatiever is. De gebruikte waarde is 10 maal lager dan voor grof zand en 100000 maal hoger dan voor klei³².

Het gehalte van metalen in groenten wordt sterk bepaald door bodemeigenschappen. Daarnaast is de mate van accumulatie in een plant soortspecifiek. Voor nikkel en chroom bijvoorbeeld, speelt bij de omrekening naar de standaardbodem het organische stof geen rol, maar voor de accumulatie van de metalen in de plant kan het echter wel een belangrijke factor zijn. Voor metalen komt één van de belangrijkste parameters voor de accumulatie in planten, namelijk de zuurgraad, niet voor in de omrekening naar een standaardbodem. Versluijs en Otte doen een voorstel voor een nieuwe standaardbodem die voor groenten representatiever zou zijn voor de gemiddelde grond dan de huidige standaardbodem (een zware rivierklei): namelijk met een pH van 5, 5 procent organisch stof en 15 procent lutum. De commissie vindt dit geen vooruitgang aangezien dit een humeuze zavelgrond is waarvan in de landbouw bekend is dat men in een dergelijke grond de pH boven de 5 moet houden om problemen met de gewasgroei te voorkomen. De commissie meent dat het definiëren van een grond die representatief is voor geheel Nederland niet mogelijk is.

4.2 Beoordeling van het nader onderzoek

Bij het nader onderzoek vindt een veel uitgebreidere monsterneming plaats dan bij het oriënterend onderzoek het geval was, waardoor er een beter beeld wordt verkregen van de in werkelijkheid heersende concentraties in de bodem. Verder gaat men in het nader onderzoek na welke blootstellingroutes op een bepaalde locatie aan de orde zijn. Bij een verhard oppervlak bijvoorbeeld, zijn ingestie van grond door kinderen en consumptie van groenten niet aan de orde. Voor de aangetroffen blootstellingroutes vindt vervolgens een actuele risicoschatting plaats waarbij men weer gebruik maakt van CSOIL of daarvan afgeleide modellen, zij het nu met locatiespecifieke parameters.

Voor blootstelling door inhalatie is bij locatiespecifieke risicoschattingen zoals die in het nader onderzoek plaatsvinden de betreffende module van het oorspronkelijke CSOIL-model vervangen door het VOLASOIL-model¹⁸. De belangrijkste verandering hierbij is dat naast transport door diffusie ook dat door convectie van lucht door de bodem beschreven wordt. Door luchtdrukverschillen komt lucht uit de bodem beladen met de stof vrij in de kruipruimte van het woonhuis. De permeabiliteit voor lucht in de bodem heeft een grote invloed op de hoeveelheid lucht die door convectie vrijkomt uit de bodem en die de vluchtige contaminanten bevat. In VOLASOIL wordt rekening gehouden met onder meer de constructie van een huis. Het maakt bijvoorbeeld uit of een huis een betonnen of een houten vloer heeft. Het VOLASOIL-model houdt rekening met vele variabelen. In volgorde van afnemend belang in geval van verontreinigd grondwater zijn dit:

- de permeabiliteit voor lucht in de bodem, die afhankelijk van de grondsoort, zes ordes van grootte kan verschillen;
- de kwaliteit van de vloer boven de kruipruimte. Afhankelijk van het aantal openingen per m² kan de permeabiliteit van de vloer drie ordes van grootte verschillen;
- verschillen in temperatuur en vochtgehalte van de bodem gedurende de seizoenen, die verschillen van ongeveer een factor 20 in de diffusie uit de bodem kunnen veroorzaken. De ventilatie van de kruipruimte, die een factor 6 kan variëren;
- de wind, die de druk in een woning in vergelijking met de buitenlucht verlaagt en daarmee lucht uit de bodem aanzuigt.

De tekortkomingen van het rekenmodel CSOIL die in het vorige hoofdstuk zijn beschreven, gelden grotendeels ook voor VOLASOIL. Weliswaar zal de variabiliteit van de permeatiecoëfficiënt locatiespecifiek minder een rol spelen (omdat deze vooral afhankelijk is van het type bodem) maar de onzekerheid en variatie die overblijven na invulling van locatiespecifieke parameters zullen op zijn minst nog enige ordes van grootte bedragen. Het VOLASOIL-model is, net als het CSOIL-model, niet gevalideerd. Verdamping uit de bodem is hierdoor niet met enige betrouwbaarheid te schatten. Het nader onderzoek is vergaand geprotocoliseerd, maar dat geldt niet voor de risicoschatting. In de praktijk leiden verschillende risicoschattingen voor een en dezelfde locatie tot zeer uiteenlopende uitkomsten. Een en ander hangt af van de waarden die door de modelleur worden ingebracht. Daar zit een zekere willekeur in, en de uitkomsten hangen bovendien af van de parameters die extra worden gemeten bij de locatie, zoals bijvoorbeeld de grondwaterstand of temperatuur. In het VOLASOIL-model mist de commissie het gebruik van een massabalans. Vooral bij een zandige bodem zal een vluchtige verbinding vrij snel verdampen uit de bodem. Als de hoeveelheid van die verbinding in de bodem gering is, dan zal vrij snel geen blootstelling meer plaatsvinden, omdat alle stof al is verdampt. Het opstellen van een massabalans maakt duidelijk in hoeverre de blootstelling afneemt

in de tijd. De commissie vindt dat alleen met metingen van stoffen in lucht inzicht verkregen kan worden in de werkelijke blootstelling. Om verwarring te voorkomen met concentraties van stoffen die al binnenshuis zijn als gevolg van andere bronnen, is het zinvol om zowel in de bodem, als in de kruipruimte, als binnenshuis metingen te verrichten.

Bij het beoordelen van de blootstelling via het eten van groenten kan men gebruik maken van de methodiek en gegevens die zijn gebruikt voor het opstellen van LAC-sig-naalwaarden om nieuwe interventiewaarden af te leiden. Om inzicht te krijgen in de blootstelling moet men ook meten in het gewas. Wanneer blijkt dat de MTR_{humaan} -waarden in gewassen overschreden worden, is dat aanleiding voor vervolgonderzoek. In de praktijk is het ondoenlijk om uit te gaan van de door het RIVM voorgestane, naar consumptie van veertig gewassen gewogen, BCF-waarden. Validatie van een dergelijke methodiek is niet mogelijk. De commissie pleit voor metingen in gewassen die makkelijk reageren op verandering in de samenstelling van de bodem (gevoelige gewassen of indicatorgewassen). Dat hoeven niet perse de groenten te zijn die het meest geconsumeerd worden. Mocht in die indicatorgewassen een overschrijding optreden dan is een diepgaander onderzoek nodig. Eventueel zouden potproeven met verontreinigde grond – al dan niet met indicatorgewassen – een goed inzicht kunnen geven in de mogelijke blootstelling door consumptie van groenten.

Conclusies en aanbevelingen

De commissie heeft in de voorgaande hoofdstukken kanttekeningen geplaatst bij de met CSOIL berekende $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ -waarden en bij de aanpak van het bodemonderzoek. Het model CSOIL is zo belangrijk, omdat het bepalend is in alle stappen van het bodemonderzoek: bij het bepalen van de toetsingswaarde, bij het vaststellen van de interventiewaarde, bij de risicoschatting en bij het saneringsurgentie-onderzoek. Deze verwevenheid heeft tot gevolg dat de tekortkomingen in het model doorwerken in de gehele procedure van bodemonderzoek. Daarnaast is ook het bodemonderzoek zelf behept met onzekerheden. Ook de gegevens en methode voor het vaststellen van een MTR_{humaan} voegen daar een onzekerheid aan toe.

Teneinde een antwoord te kunnen geven op de in 1.3. door de commissie geformuleerde vraag:

in hoeverre kunnen de gebruikte normen en de huidige protocollen van onderzoek voor bodemverontreiniging de gezondheid van de mens voldoende waarborgen?

vat de commissie de conclusies uit de voorgaande hoofdstukken samen. Vervolgens geeft ze aan welke verbeteringen en mogelijkheden er zijn om risico's beter te kunnen schatten.

5.1 Tekortkomingen van het CSOIL-model

5.1.1 Uiteenlopende uitgangspunten

De commissie constateert dat de uitgangspunten bij de afleiding van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ anders zijn dan bij de afleiding van de MTR_{humaan} . Bij het afleiden van de MTR_{humaan} blijft men bewust aan de veilige kant: onder die concentratie zijn met redelijke zekerheid geen schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten*. Bij de vertaling van de MTR_{humaan} naar een $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ gaat het RIVM uit van een zogenaamde 'realistische situatie', waarin in principe alle parameters in het CSOIL-model gemiddelde waarden hebben**. Terwijl VROM zelf aangeeft dat de bescherming van de individuele mens wordt nagestreefd, accepteert men met dit uitgangspunt dat bij blootstelling op het niveau van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ in feite een overschrijding boven de MTR_{humaan} voor een onbekend (maar mogelijk groot) deel van die blootgestelden. Indien de spreiding van de blootstellingconcentraties groot is, heeft het gebruik van een gemiddelde als consequentie dat een deel van die mensen daarbij wordt blootgesteld aan concentraties ver boven het MTR_{humaan} .

De commissie pleit dan ook voor een beleidsmatige keuze van een beschermingsniveau dat meer recht doet aan de individuele bescherming van de mens. Het ligt daarbij volgens de commissie in de rede om, zoals dat ook in andere beleidskaders gebruikelijk is, voor een bepaalde conservatieve percentielwaarde te kiezen. In hoeverre deze overschrijdingen van de MTR_{humaan} ook daadwerkelijk optreden, hangt niet alleen af van de keuze van gemiddelden waarden voor de parameters van CSOIL, maar ook van de voorspellingskracht van het model en de nauwkeurigheid van het bodemonderzoek.

5.1.2 Betrouwbaarheid verschilt per blootstellingroute

De betrouwbaarheid van het CSOIL-model pakt verschillend uit voor de drie blootstellingroutes: ingestie, inhalatie en consumptie van groenten. De wijze waarop de ingestie van grond wordt geschat, is redelijk betrouwbaar. Dat geldt niet voor de blootstelling door inhalatie. In het CSOIL-model ontbreekt een massabalans, met als gevolg dat er geen rekening wordt gehouden met de (beperkende) aanvoer van stoffen via grondwater. Grote variatie in de invoerparameters leidt tot grote onzekerheid in de einduitkomsten van het model, en daarmee in de schattingen van de blootstellingconcentratie. De TCB

* Bij stoffen zonder een drempelwaarde gaat men uit van een bepaalde (kleine) kans op een effect.

** Indien de onzekerheid of variatie van een parameter zeer groot is kiezen de RIVM-onderzoekers in een aantal gevallen voor een 90-percentielwaarde.

wees er al op dat de permeatiecoëfficiënt die wordt gebruikt om de blootstelling voor vluchtige stoffen te berekenen, afhankelijk van het bodemtype, een factor miljoen kan variëren. Alleen al om die reden acht de TCB het niet mogelijk om voor de route inhalatie een voor heel Nederland geldende waarde af te leiden. De commissie deelt dit standpunt. De commissie heeft fundamentele bezwaren tegen de wijze waarop voor metalen de blootstelling door consumptie van groenten wordt berekend. Ze wijst zowel het gebruik van het BCF-concept voor deze berekening af, als de keuze om een gewogen gemiddelde voor de consumptie van groenten te nemen.

5.1.3 *Voorspellende waarde is onbekend*

De voorspellende waarde van het CSOIL-model voor de werkelijke blootstelling is niet bekend omdat het model niet is gevalideerd. De onzekerheden in het model zelf en de spreiding van de waarden voor de inputparameters kunnen leiden tot een grote over- of onderschatting van de blootstelling.

5.2 **Onzekerheden in MTR_{humaan}**

Voor de afleiding van de MTR_{humaan} zijn onzekerheidsfactoren gebruikt tussen de 1 en de 5 000. Onzekerheidsfactoren zijn bedoeld om rekening te houden met het ontbreken van gegevens. Voor een aantal stoffen die voor de praktijk van groot belang zijn, zoals cadmium en lood, zijn echter veel gegevens voorhanden die direct betrekking hebben op de mens en is de gebruikte onzekerheidsfactor klein of zelfs 1. Over het algemeen zullen onzekerheidsfactoren leiden tot voldoende veilige waarden bij de huidige stand van kennis.

5.3 **Onzekerheden en bodemonderzoek**

De commissie richt zich – zoals eerder gezegd – in dit advies uitsluitend op de bescherming van de mens. Zij is zich ervan bewust dat bij de beslissing om te saneren ook ecologische of maatschappelijke overwegingen een rol spelen. Zo zal bijvoorbeeld een locatie voor woningbouw die vervuild is met olie, toch gesaneerd worden onafhankelijk van het risico. De olie zou namelijk na verloop van tijd door de fundering kunnen diffunderen en stankoverlast kunnen geven in de woningen. De uitspraken die de commissie in deze paragraaf doet over het al dan niet terecht saneren van een locatie zijn uitsluitend van toepassing op situaties waarin een sanering plaatsvindt vanwege overschrijding van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$.

Het oriënterend onderzoek heeft tot doel om na te gaan of een nader onderzoek noodzakelijk is. De commissie constateert dat gezien de zeer beperkte monsterneming in

het oriënterend onderzoek de onzekerheid over de heersende bodemconcentraties en daarmee over de mogelijke blootstelling groot is. Dit gecombineerd met de onzekerheid die de commissie constateerde bij de afleiding van de met CSOIL berekende $MTR_{\text{maan,bodem}}$ maakt dat de uitkomsten van de toetsing in het oriënterend onderzoek niet betrouwbaar zijn. Het is dan ook te verwachten dat er locaties zijn waarbij geen nader onderzoek plaatsvindt, terwijl er in werkelijkheid wel sprake is van een blootstelling boven de MTR_{humaan} .

In het nader onderzoek vindt een risicoschatting plaats en stelt men de urgentie tot saneren vast. Door de uitgebreidere monsterneming worden de werkelijke concentraties van de stoffen in de bodem beter in beeld gebracht dan bij het oriënterende onderzoek. Echter, voor zowel de risicoschatting als voor het vaststellen van de urgentie van sanering blijven de hiervoor besproken problemen bij het gebruik van CSOIL van kracht. Gezien de grote onzekerheden in het model is er geen inzicht in de werkelijke blootstelling aan stoffen, waardoor het risico voor de mens onbekend blijft. Daarnaast laten de huidige protocollen voor bodemonderzoek toe dat zeer uiteenlopende risicoschattingen kunnen worden opgesteld voor een en dezelfde locatie. Dat komt door de willekeur waarmee de waarden van parameters kunnen worden aangepast in het model, en door de keuze van parameters die extra worden gemeten bij de locatie, zoals bijvoorbeeld de grondwaterstand of temperatuur.

Met de huidige systematiek is het zeer goed mogelijk dat er saneringen plaatsvinden vanwege een vermeende verhoogde blootstelling van de mens terwijl er van een werkelijke blootstelling nauwelijks sprake is. Ook het omgekeerde is te verwachten: maatregelen blijven uit vanwege een vermeende lage blootstelling, terwijl die in werkelijkheid juist (te) hoog is.

De commissie vraagt, in het licht van de voorgaande conclusies, aandacht voor de consequenties van het gebruik van bodemgebruikswaarden (BGW's) als terugsaneringswaarden (de concentratie van een stof die de grond nog mag bevatten om geschikt te zijn voor een bepaald gebruik, zoals wonen met tuin). De hoogte van de interventiewaarde voor veel stoffen wordt bepaald door de normen ter bescherming van ecosystemen (de HC50) omdat die veelal lager zijn dan $MTR_{\text{humaan,bodem}}$. Daardoor is voor deze stoffen voor de mens een extra bescherming ingebouwd. Afhankelijk van de functie van een locatie geldt een bepaalde BGW-waarde. Voor wonen met (moes)tuin valt de eerder genoemde bescherming weg, omdat in een dergelijk scenario alleen het risico voor de mens telt. Door de besproken onzekerheden van CSOIL waarmee ook de BGW's worden berekend, is het zeer wel mogelijk dat ook een gesaneerde grond een blootstelling geeft die hoger is dan de MTR_{humaan} .

De aanleiding tot dit advies is een evaluatie door het RIVM van de bodemsaneringnormen en de daarvoor gebruikte methodiek. Het CSOIL-model is begin jaren negentig ontwikkeld toen er nog niet zoveel bekend was over bodemverontreiniging. Later heeft

wel enige verificatie plaatsgevonden, maar de meeste aandacht is uitgegaan naar het uitbouwen van het CSOIL-model. De commissie constateert dat dit gebeurde terwijl bekend was dat de voorspellende waarde van het model vermoedelijk gering is. Veel empirie is onbenut gebleven. Juist een evaluatie van de voorspellende kracht van het model is achterwege gebleven.

5.4 Naar een betere risicoschatting

5.4.1 Historisch onderzoek

Er is meer aandacht nodig voor historisch onderzoek naar het gebruik van de locatie, gericht op de vraag welke stoffen, waar en in welke concentraties zijn te verwachten. Op grond van dat onderzoek dient men een strategie voor de monsterneming te bepalen. In het verleden opgedane ervaringen kunnen in vergelijkbare situaties behulpzaam zijn bij het opstellen van zo'n strategie. Wellicht kunnen voor bepaalde typen verontreinigingen, bijvoorbeeld bij gasfabrieken en pompstations, richtlijnen worden opgesteld.

5.4.2 Toetsing aan een nieuwe interventiewaarde

Vervolgens kan een toetsing plaatsvinden aan een nieuw type interventiewaarde. De commissie heeft daarbij de filosofie voor ogen die destijds gebruikt is bij het opstellen van de LAC-siginaalwaarden. De opstellers van die waarden realiseerden zich dat het onvoldoende mogelijk is om op basis van metingen in de bodem met een generieke benadering de risico's te schatten. Daarom stelde zij een signaalwaarde op die per definitie aan de veilige kant is.

Bij de huidige interventiewaarde houdt een overschrijding automatisch een beslissing in of er gesaneerd moet worden, of de grond gebruikt mag worden in het kader van het bouwstoffenbesluit en of de grond getransporteerd mag worden. De commissie meent echter dat een nieuwe interventiewaarde alleen zou moeten dienen om te bepalen of er nader onderzoek nodig is.

De commissie stelt voor de nieuwe interventiewaarden te baseren op aanpassingen voor de diverse blootstellingroutes (zie ook hoofdstuk 3). Kort gezegd komt het er op neer dat de waarden voor ingestie van grond door kinderen in het CSOIL-model in principe bruikbaar zijn. Voor de blootstelling door inhalatie stemt de commissie in met het TCB-voorstel om de drinkwaternormen te gebruiken. Evaluatie van (toekomstig) praktijkonderzoek zal kunnen uitwijzen in hoeverre die waarden verruimd kunnen worden. Voor blootstelling via de consumptie van groenten kunnen voor metalen de methodiek en gegevens van de LAC-siginaalwaarden worden gebruikt (eventueel kunnen deze

waarden worden aangepast na een evaluatie van nieuwe data), en worden aangepast aan de consumptiehoeveelheden van groenten door bewoners.

Bij het opstellen van interventiewaarden is het efficiënt maatwerk per stofgroep te leveren. Niet alle routes zijn immers relevant voor elke stofgroep. Ook zijn niet alle stoffen van een stofgroep voor de praktijk even belangrijk. Zo zijn bijvoorbeeld voor de blootstelling aan metalen door consumptie van groenten vooral cadmium en lood van belang.

5.4.3 *Metten in contactmedia*

Bij een overschrijding van een (nieuwe) interventiewaarde is het meten in contactmedia de enige manier om na te gaan of er werkelijk sprake is van blootstelling en van het overschrijden van MTR_{humaaan} -waarden. De commissie wijst erop dat een meetinspanning aanzienlijk minder kost dan een saneringsinspanning.

Met behulp van verschillende methoden kan de blootstelling via inhalatie worden gemeten. Om verwarring te voorkomen met concentraties van stoffen die al door andere oorzaken in huis aanwezig zijn, is het zinvol om zowel in de bodem, als in de kruipruimte, als binnenshuis metingen te verrichten. De gemeten concentraties kunnen direct worden vergeleken met gezondheidkundige advieswaarden voor inhalatie. Bij het ontbreken van bebouwing kan binnenlucht gemeten worden in een proefopstelling.

Voor de blootstelling via groenten pleit de commissie voor metingen in gewassen die makkelijk reageren op verandering in het stoffengehalte in de bodem. Mocht in die indicatorgewassen een overschrijding optreden dan is diepgaander onderzoek nodig. Eventueel zouden potproeven met verontreinigde grond, al dan niet met indicatorgewassen, een goed inzicht kunnen geven in de mogelijke blootstelling door consumptie van groenten. Na meting van gehalten in groenten is een omrekening naar voor bewoners relevante consumptie vereist.

5.4.4 *Gebruik van vroegere en toekomstige metingen voor validatie*

Er zijn in het verleden bij nader onderzoek regelmatig metingen verricht in contactmedia. De resultaten van die metingen zijn helaas niet integraal geanalyseerd. Dergelijke gegevens zouden een evaluatie mogelijk maken van de mate waarin de huidige interventiewaarden het risico over- dan wel onderschatten. Ook zouden ze mogelijk bruikbaar zijn voor een validatie van modules van CSOIL. Ten minste zou zo'n analyse meer inzicht geven door, bijvoorbeeld, alle metingen in grond en in gewassen tezamen te nemen en statistisch te bepalen bij welke laagste waarde in de bodem nooit overschrijding van gehalten in groenten is gemeten. Voor grote locaties zou een iteratief proces

van metingen in lucht en het gebruik van VOLASOIL een optie zijn. Het opstellen van een massabalans is daarbij aan te raden.

5.4.5 *Risicoschatting vereist maatwerk*

De commissie vindt dat de huidige interventiewaarden niet conservatief genoeg zijn om als signaleringswaarde te dienen en ook niet geschikt zijn als saneringscriterium. Overschrijding van een nieuwe interventiewaarde zou moeten leiden tot nader onderzoek, hetgeen vooral moet inhouden het meten in contactmedia. Door te meten in contactmedia kan veel geld bespaard worden. Een meetinspanning zal namelijk aanzienlijk minder kosten dan een saneringsinspanning.

Een goede risicoschatting vereist maatwerk. Dit kan op verschillende manieren worden bereikt. Zo valt te denken aan een certificering voor het uitvoeren van risicoschattingen, zoals men die in België kent. Certificering werkt volgens de commissie expertisebevorderend en verhoogt de eenduidigheid. Ook het opzetten van een expertisecentrum waarbij kleinere gemeenten terecht zouden kunnen, kan een oplossing zijn om meer maatwerk te verrichten.

Beantwoording van de vragen van de minister

De minister van VROM heeft de Gezondheidsraad advies gevraagd over de methodiek en gegevens die het RIVM hanteert om interventiewaarden voor bodems af te leiden. Na de vaststelling van deze waarden in 1994 voor een honderdtal stoffen, vond een uitgebreide evaluatie door het RIVM plaats. Het doel van die evaluatie was om te komen tot interventiewaarden die gezien de stand van wetenschap zo goed mogelijk onderbouwd zijn en beleidsmatig geschikt voor gebruik in het kader van de Wet bodembescherming. De minister legde naar aanleiding van de evaluatie van de interventiewaarden ook een aantal vragen voor aan de Technische Commissie Bodembescherming (TCB). De drie vragen van de minister aan de Gezondheidsraad betroffen alleen de waarden voor de mens. De eerste en laatste vraag van de minister hebben betrekking op de MTR_{humaan} . De tweede vraag gaat over onderdelen van CSOIL en SEDISOIL. De commissie beantwoordt in dit hoofdstuk eerst vraag 1 en 3, en daarna vraag 2. Daarbij grijpt ze terug op haar hiervoor geformuleerde conclusies en aanbevelingen.

6.1 Vraag 1

Vraag 1 luidde:

Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de methodiek die is gebruikt voor het afleiden van de humane-MTR waarden? Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de gehanteerde veiligheidsfactoren (extrapolatiefactoren)? Is de Gezondheidsraad het eens met het niet meenemen van afbraak bij het afleiden van de SRC(humaan) voor stoffen zoals vinylchloride?

6.1.1 Toelichting

De RIVM-onderzoekers Janssen en Speijers beschrijven in een zogeheten *guidance document* de methodiek voor het afleiden van MTR-waarden voor de mens.⁴⁰ Voor niet-kankerverwekkende stoffen gebruiken ze standaardfactoren om te extrapoleren van gegevens over de toxiciteit bij proefdieren naar een MTR-waarde voor de mens. Voor stoffen die ‘genotoxisch carcinogeen’ zijn, wordt een lineaire extrapolatie toegepast naar een risico dat overeenkomt met een kans dat een op de tienduizend mensen een kwaadaardige tumor krijgt door levenslange blootstelling aan die stof. Indien gegevens ontbreken over een bepaalde blootstellingroute dan passen de RIVM-onderzoekers een zogeheten *route-to-route*-extrapolatie toe. Gegevens van orale blootstelling worden omgerekend naar een inhalatoire blootstelling of vice versa, ervan uitgaande dat (bij proefdieren) de absorptie van de stof via inhalatie 75 procent bedraagt van de orale opname. De MTR-waarden krijgen vanwege de onzekerheid die deze stap met zich meebrengt de status ‘voorlopig’ (*provisional*).

6.1.2 Antwoord

Onzekerheidsfactoren

Verschillende gremia in binnen- en buitenland hanteren verschillende onzekerheidsfactoren voor de afleiding van toxicologische advieswaarden. Sommige hanteren standaardfactoren, net als de RIVM-onderzoekers. Andere leiden, gebruikmakend van alle beschikbare gegevens, stofspecifieke factoren af. Voorstanders van het gebruik van standaardfactoren betogen dat deze eenduidig en begrijpelijk zijn, en leiden tot veilige waarden. Ook het gebrek aan consensus binnen de wetenschappelijke wereld over de afleiding van onzekerheidsfactoren voor afzonderlijke stoffen pleit volgens de voorstanders voor het gebruik van standaardfactoren.

Idealiter zou volgens de commissie het toxiciteitsonderzoek exact de situatie moeten nabootsen voor de groep mensen waarvoor de advieswaarde is bedoeld. In dat geval zijn onzekerheidsfactoren overbodig. Dergelijk onderzoek vindt meestal vanwege ethische of economische redenen niet plaats, waardoor het gebruik van onzekerheidsfactoren noodzakelijk blijft. Echter inzicht in de werking en kinetiek van stoffen (en hun metaboliëten) in mens en dier en de variabiliteit daarin, maken het mogelijk de ideale situatie beter te benaderen en te volstaan met kleinere onzekerheidsfactoren. De commissie is voorstander van het gebruik van stofspecifieke extrapolatiefactoren, maar zij laat een verdere bespreking in dit advies achterwege omdat de Gezondheidsraad in 2004 een apart advies voorbereidt over het gebruik van onzekerheidsfactoren.

Lineaire extrapolatie voor genotoxische stoffen

In 1995 stelde een andere commissie van de Gezondheidsraad over het beoordelen van het risico van blootstelling aan kankerverwekkende stoffen⁴¹:

De commissie benadrukt dat toepassing van de lineaire-extrapolatiemethode op de experimentele en epidemiologische gegevens niet vanzelfsprekend is. Als de wetenschappelijke gegevens duidelijke aanwijzingen bevatten dat het lineaire model niet voldoet, kan de voorkeur uitgaan naar andere modellen. Indien geen gegevens voorhanden zijn over de dosis-responscurve in het lage-dosisgebied, is het lineaire-extrapolatiemodel echter de aangewezen standaardmethode voor genotoxische carcinogenen.

De huidige commissie acht dit standpunt nog steeds actueel.

Route-to-route-extrapolatie

De commissie meent dat extrapolatie van een inhalatoire naar een orale blootstelling (of vice versa) alleen mogelijk is als er gegevens over de kinetiek van een stof voorhanden zijn. De door de RIVM-onderzoekers gebruikte omrekeningsfactor van 0,75 is volgens de commissie te onbetrouwbaar. Gebruik van een extra onzekerheidsfactor bij het ontbreken van voldoende gegevens lijkt de commissie het meest voor de hand liggend.

Correctie voor metabolische activiteit van dier naar mens

De commissie mist een voor de hand liggende eerste stap om rekening te houden met het verschil in kinetiek tussen mens en dier: een correctie voor het verschil in metabolisme als gevolg van het verschil in lichaamsgrootte. Als maat voor het verschil in de snelheid van metabolisme tussen soorten wordt vaak de lichaamsgrootte tot de macht 0,67 of 0,75 gebruikt. De onzekerheidsfactor voor het verschil tussen mens en dier kan dan vervolgens worden verlaagd van 10 naar bijvoorbeeld 3. In 1985 is deze benadering al aanbevolen door een Gezondheidsraadcommissie⁴². De commissie meent dat deze aanbeveling nog steeds hout snijdt.

Afbraak van vinylchloride

Uit de evaluatie van CSOIL door de commissie – in lijn met het oordeel van de Technische Commissie Bodembescherming – komt naar voren dat de afleiding van de $MTR_{\text{bo-dem}}$ voor de mens voor vluchtige stoffen behept is met zeer grote onzekerheden. Hoewel afbraak van vinylchloride een rol kan spelen, is de onzekerheid in het CSOIL-model dusdanig groot dat het implementeren van afbraak de grote onzekerheid in de uitkomst

sten van CSOIL onvoldoende zal reduceren. Een complicerende factor bij vinylchloride is dat deze stof ook kan ontstaan uit andere stoffen als perchlooretyleen en tri in het grondwater. Het voorgaande versterkt de aanbeveling van de commissie om meer in contactmedia te gaan meten.

6.2 Vraag 3

Vraag 3 luidde:

Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de voor de onderbouwing gebruikte data voor humane MTR? Is voor de stoffen waarvan de humane MTR verandert op basis van de nieuwe inzichten een dergelijke verandering in de waarde te rechtvaardigen en is de betrouwbaarheid van de afgeleide humane MTR's verbeterd ten opzichte van de momenteel gehanteerde humane MTR's?

6.2.1 Toelichting

Toxicologen van de *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) hebben op verzoek van de voorzitter van de Gezondheidsraad de tachtig MTR-waarden van het RIVM vergeleken met de door de ATSDR gebruikte waarden. Hun kanttekeningen staan in bijlage D. In het algemeen vinden de toxicologen van de ATSDR dat de MTR-waarden volgens de regelen der kunst zijn afgeleid. In enkele gevallen wijzen zij op inconsistenties van het gebruik van onzekerheidsfactoren: in een aantal gevallen worden onzekerheidsfactoren gebruikt voor de vertaling van subchronische gegevens, in ander gevallen worden die niet gebruikt. Verder evalueerde de commissie de MTR-waarden voor vinylchloride en toluen (zie Bijlage E en F). Deze stoffen waren namelijk geclasificeerd als met de hoogste prioriteit.

6.2.2 Antwoord

Afleiding van advieswaarden kost veel tijd

In het ideale geval vindt de afleiding van een advieswaarde plaats op basis van een beoordeling van alle beschikbare gegevens (meestal door een groep van deskundigen). Bij zo'n evaluatie spelen kennis en inzicht in de kinetiek van stoffen (en hun metaboliëten) in mens en dier en kennis over het werkingsmechanisme een grote rol. Daarnaast zijn ook kennis over het type effect, over de afstand tussen de LOAEL en NOAEL, de steilheid van de dosis-effectcurve en over de kwaliteit en zeggingskracht van de onderzoeken van belang. Onvermijdelijk is deze benadering tijdrovend. De commissie heeft daarom begrip voor de door het RIVM gevolgde methodiek om uit te gaan van evalua-

ties van andere gremia. Op een andere manier zou het niet mogelijk zijn om in enkele jaren MTR-waarden voor zo'n tachtig stoffen af te leiden. Voor het geval het beleid besluit om voor andere stoffen een grondige afleiding van advieswaarden uit te laten voeren, geeft de commissie in overweging om een andere manier van prioriteren te gebruiken. De commissie meent dat het denkbaar is dat voor een prioritering van stoffen ook andere factoren in aanmerking komen dan alleen verschillen in de 'oude' en 'nieuwe' MTR_{humaan} -waarden. De commissie denkt daarbij aan economische overwegingen: welke stoffen geven de meeste kosten bij sanering. Maar ook de onzekerheden in de afleiding van de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ zijn van belang. Het zal per stof verschillen in hoeverre een tijdrovende evaluatie van de toxicologie opweegt tegen inspanningen om de onzekerheden in de schatting van de blootstelling te verminderen.

Evaluatie advieswaarden vinylchloride en toluen

De commissie heeft een beperkte evaluatie uitgevoerd voor vinylchloride en toluen (zie Bijlage E en F). Daarvoor heeft zij vooral de gegevens en methode die het RIVM gebruikt, vergeleken met die van de EPA en ATSDR. Vinylchloride en toluen hadden in het raam van de adviesaanvraag hoge prioriteit. Volgens het RIVM hadden nieuwe gegevens namelijk uitgewezen dat de MTR-waarden voor deze stoffen met een factor twee verlaagd zouden moeten worden. De commissie wijst er met nadruk op dat vanwege het beperkte karakter van de evaluatie de uitkomsten niet mogen worden gezien als een afleiding van een gezondheidskundige advieswaarde. Bepaalde overwegingen zouden er toe kunnen leiden dat de door het RIVM afgeleide waarden voor inhalatie van vinylchloride en toluen nog iets verder worden aangescherpt. Zo vindt de commissie het denkbaar dat bepaalde onzekerheidsfactoren iets anders worden gehanteerd en dat de door de EPA gebruikte modellen om rekening te houden met de kinetiek van een stof (zogenoemde PBBK-modellen) worden gebruikt. De commissie concludeert echter op grond van haar beperkte evaluatie dat de MTR-waarden terecht zijn verlaagd.

De commissie vraagt ten slotte aandacht voor de MTR_{humaan} voor lood. Nieuwe gegevens doen twijfel rijzen over de juistheid van de huidige waarde en zeker over de door het RIVM voorgestelde hogere $MTR_{\text{humaan,bodem}}$. De commissie gaat in Bijlage G verder in op de MTR voor lood.

6.3 Vraag 2

Vraag 2 luidde:

Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de inputparameters die het gedrag en de fysiologie van de mens beschrijven in de gehanteerde rekenmodellen CSOIL en SEDISOIL die worden gebruikt voor het omrekenen van de humane MTR waarden naar een bodem- respectievelijk sedimentconcentratie?

6.3.1 Toelichting

De commissie heeft bij de beantwoording van deze vraag centraal gesteld in hoeverre het gebruik van de modellen CSOIL en SEDISOIL leidt tot voldoende bescherming voor de gezondheid van de mens bij de huidige protocollen voor bodemonderzoek. Daarmee heeft ze de vraag in een breder kader geplaatst. Het gedetailleerde antwoord is gegeven in hoofdstuk 3 (voor CSOIL) en bijlage I (SEDISOIL). Hier vat ze het als volgt samen.

6.3.2 Antwoord

De in de vraag bedoelde parameters dragen slechts in geringe mate bij aan de onbetrouwbaarheid van het CSOIL- of SEDISOIL-model. Enkele van deze parameters horen namelijk bij blootstellingroutes die de commissie heeft beoordeeld als minder belangrijk. Van andere parameters, zoals het gewicht en lichaamsoppervlakte van een kind of volwassene, is het niet waarschijnlijk dat ze meer zullen variëren dan een factor twee. Daarnaast heeft het RIVM de meeste waarden van deze fysiologische parameters ontleend aan een degelijk handboek van de EPA over blootstellingfactoren. Over die waarden is wetenschappelijk voldoende consensus. Over de consumptie van (zelfgevangen) vis zijn onvoldoende gegevens beschikbaar voor een betrouwbare schatting. De commissie beveelt onderzoek aan naar die hoeveelheden. De commissie vindt de door het RIVM gebruikte waarde voor de parameter van 30 milligram zwevend stof (per liter) te laag, aangezien in de Rijn regelmatig waarden van 300 zijn gemeten. De betrouwbaarheid van het CSOIL-model pakt verschillend uit voor de drie belangrijkste blootstellingroutes: ingestie van grond, inhalatie van verontreinigde lucht en consumptie van verontreinigde groenten.

De wijze waarop de ingestie van grond wordt geschat, is redelijk betrouwbaar. Wel concludeert de commissie dat de door het RIVM voorgestelde standaardwaarde van een inname van 100 mg grond per dag gebaseerd is op een gemiddelde waarde uit verschil-

lende onderzoeken. Die waarde komt niet overeen met het beschermingsuitgangspunt dat ook individuen en gevoelige groepen beschermd dienen te zijn.

Voor blootstelling door inhalatie leidt de grote variatie in de invoerparameters tot grote onzekerheid in de einduitkomsten van het model, en daarmee in de schattingen van de blootstellingconcentratie. De Technische Commissie Bodembescherming (TCB) wees er al op dat de permeatiecoëfficiënt die wordt gebruikt om de blootstelling voor vluchtige stoffen te berekenen, afhankelijk van het bodemtype een factor miljoen kan variëren. Alleen al om die reden acht de TCB het niet mogelijk om voor blootstelling door inhalatie een voor heel Nederland geldende waarde af te leiden. De commissie deelt dit standpunt.

De commissie heeft bezwaren tegen de wijze waarop voor metalen de blootstelling door consumptie van groenten wordt berekend. Ze wijst het gebruik van het BCF-concept voor deze berekening af, evenals de keuze om een gewogen gemiddelde voor de consumptie van groenten te nemen. De commissie acht de voorspellende waarde van het CSOIL-model voor schattingen van de blootstelling gering, vanwege genoemde tekortkomingen. Om meer inzicht te krijgen in de voorspellende waarde van het model is een validatie dringend gewenst.

De commissie heeft in een kader bij hoofdstuk 3 een alternatieve benadering geschetst om toch tot interventiewaarden en een betere risicoschatting te komen.

In tegenstelling tot de landbodem is de verontreiniging van de waterbodem redelijk homogeen, waardoor er (met een geringere inspanning in de monsterneming) meer zekerheid is over de heersende concentraties verontreinigende stoffen. Echter ook voor de waterbodem concludeert de commissie dat meting in contactmedia de enige manier is om een goede schatting van de blootstelling te krijgen. Naast de eerdere aanbeveling om de consumptie van vis nader te onderzoeken, beveelt de commissie aan om voor een eerste schatting van de verontreiniging in vis gebruik te maken van BSAF-waarden in plaats van BCF-waarden. Daarnaast kan men ook gebruik maken van de in Nederland verrichte metingen in vis en in sediment.

Literatuur

-
- 1 Wet bodembescherming. Den Haag: SDU; 3-7-1986.
 - 2 VROM. Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering. Referentie DBO/1999226863. 2004.
 - 3 Vierde nota waterhuishouding. 1998. Den Haag Ministerie Verkeer en Waterstaat.
 - 4 Staatscourant. Regeling locatiespecifieke omstandigheden. 1999; 8.
 - 5 Staatsblad. Bouwstoffenbesluit. 1995: 567.
 - 6 Tweede Kamer der Staten-Generaal. Kabinetsstandpunt beleidsvernieuwing bodemsanering. Vergaderjaar 2001-2002, 28199, nr.1. 2004.
 - 7 Lijzen JPA, Mesman M, Aldenberg T, Mulder C, Otte PF. Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. Bilthoven: RIVM; 2001: Report 711701 029 (concept 04-12-2001).
 - 8 VROM. Circulaire interventiewaarde bodemsanering voor polycyclische aromatische koolwaterstoffen. In: Milieuwetgeving (1999). Deventer: Samsom; 1996: 471-473.
 - 9 NEN 5740. Bodem - Onderzoeksstrategie bij verkennend onderzoek - Onderzoek naar Milieuhygiënische kwaliteit van bodem en grond. 1999.
 - 10 NVN 5725. Leidraad bij het uitvoeren van vooronderzoek bij verkennend, oriënterend en nader onderzoek. NMI; 1999: ICS 13.080.01.
 - 11 Lamé FPJ, Bosman R. Protocol voor het oriënterend onderzoek. Den Haag: Sdu Uitgeverij; 1993.
 - 12 Lamé FPJ, Bosman R. Protocol voor het nader onderzoek deel 1. Den Haag: Sdu Uitgeverij; 1993.
 - 13 in 't Veld M, van der Gaast NG, Wezenbeek JM. Nader onderzoeksrichtlijn Ernst, Urgentie en Tijdstipbepaling. Den Haag: Sdu Uitgeverij; 1997.
 - 14 VROM, Van Hall Instituut. Sanerings Urgentie Systematiek geautomatiseerde versie. Versie 2.2. Den Haag, Groningen en Leeuwarden: 2000.
-

- 15 Rikken MGJ, Lijzen JPA, Cornelese AA. Evaluation of model concepts on human exposure; proposals for
updating of the most relevant exposure routes of CSOIL. RIVM, Bilthoven; 2001: RIVM report 711701022.
- 16 Otte PF, Elswijk M, van Blijenberg M, Swartjes FA, van den Guchte K. Berekening van humane
risicogrenzen voor waterbodems. Lelystad: Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat/RIZA; 2000: RIZA-
werkdocument 2000.084x.
- 17 Bockting GJM, Koolenbrander J, Swartjes FA. SEDISOIL: model ter berekening van humane blootstelling
ten gevolge van verontreinigde waterbodems. 1996: RIVM-rapport 715810 011, Bilthoven.
- 18 Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P, Swartjes FA. The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for
soils contaminated with volatile compounds. Bilthoven: RIVM; 1996: Rapportnr 715810014.
- 19 EPA. Exposure factors handbook. 1989: EPA/600/8/89/043.
- 20 Otte PF, Lijzen JPA, Otte JG, Theelen RMC. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. RIVM,
Bilthoven, The Netherlands: 2001: RIVM report 711701021.
- 21 Hulshof KFAM, Kistemaker C, Bouman M. De inname van energie en voedingsstoffen door Nederlandse
bevolkingsgroepen - Voedselconsumptiepeiling 1997-1998. Zeist: TNO Voeding; 1998: TNO-rapport
V98.805.
- 22 Van den Berg R. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve analyse leidend
tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. Bilthoven: RIVM; 1995: 725201006
- 23 Briggs GG, Bromilow RH, Evans AA. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation
of non-ionised chemicals by barley. Pestic Sci 1982; 13: 495-504 Ref.ID.
- 24 Briggs GG, Bromilow RH, Evans AA. Relationships between lipophilicity and the distribution of non-
ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots. Pestic Sci 1983; 14: 492-500 Ref.ID.
- 25 Trapp S, Meijerink MCM. Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar
vegetation. Environmental Science and Technology 1995; 29(9): 2333-2338 Ref.ID.
- 26 Versluijs CW, Otte PF. Accumulatie van metalen in planten. RIVM, Bilthoven: 2001: RIVM report
711701024.
- 27 Wiersma D, van Goor BJ, van der Veen NJ. Cadmium, Lead, Mercury and arsenic concentrations in crops
and corresponding soils in the Netherlands. Food Chem Toxicol 2004; 34(6): 1067-1074 Ref.ID.
- 28 Torn P, van der Groot BJA, Woudenberg F. BIO Bodemverontreiniging in Volkstuinen Rotterdam.
Gemeentewerken Rotterdam: 1994.
- 29 Tweede Kamer der Staten-Generaal. Bodemverontreiniging; Verwijdering baggerspecie. Vergaderjaar 1993-
1994, 22 727 nr.10. 1994.
- 30 van Wijnen JH, Clausing P, Brunekreef B. Estimated soil ingestion by children. Environmental Research
1990; 51: 147-162 Ref.ID.
- 31 Clausing P, Brunekreef B, van Wijnen JH. A method for estimating soil ingestion by children. Arch Occup
Environ Health 1987; 59: 73-82 Ref.ID.
- 32 TCB. Advies wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden. Den Haag: Technische Commissie
Bodembescherming; 2002.
- 33 Lijzen JPA, Mesman M, Aldenberg T, Mulder C, Otte PF. Evaluatie onderbouwing
BodemGebruiksWaarden. Bilthoven: RIVM; 2002: Report 711701 029.
-

- 34 Swartjes FA. Variation in calculated human exposure. Comparison of calculations with seven European human exposure models. Bilthoven: RIVM; 2002: Rapportnr 711701030.
- 35 LNV. Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden. LAC-Signaal waar denrapport. Den Haag.: 1991.
- 36 TCB. Advies Heziening Leidraad Bodembescherming 2: Bodemonderzoek. Leidschendam: Technische Commissie bodembescherming; 1992.
- 37 de Kwaadsteniet JW. Een statistisch protocol. RIVM; 1993.
- 38 EPA. Soil sampling quality assurance user's guide. 1989: EPA/600/8-89/046.
- 39 EPA. Preparation of soil sampling protocols. 1992: EPA/600/R-92/128.
- 40 Janssen PJ, speijers GJA. Guidance on the derivation of Maximum Permissible Risk levels for human intake of soil contaminants. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment; 1997: RIVM report no. 711701006.
- 41 Gezondheidsraad. Berekening van het risico op kanker. Den Haag: 1995: 1995/06WGD.
- 42 Gezondheidsraad. Uitgangspunten voor normstelling; de inzichtelijke opbouw van advieswaarden voor niet-mutagene, niet-carcinogene en niet-immunotoxische stoffen. 's-Gravenhage: Gezondheidsraad; 1985: Publicatienr 1985/31.
- 43 Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJCM, Hesse JM, van Apeldoorn Me, Meijerink MCM et al. Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. Bilthoven, The Netherlands. RIVM: National Institute of Public Health and the Environment; 2001: Report 711701025.
- 44 Feron VJ, Hendriksen CFM, Speel AJ, Til HP, Spit BJ. Lifespan oral toxicity study of vinyl chloride in rats. Food Cosmet Toxicol 1981; 19: 317-333 Ref.ID.
- 45 Til HP, Feron VJ, Immel HP. Lifetinme (149 week) oral carcinogenicity study of vinyl chloride in rats. Food Chem Toxicol 1991; 29: 713-718 Ref.ID.
- 46 EPA. Toxicological review of vinyl chloride. 2000: EPA/635 R-00/004.
- 47 Maltoni C, Lefemine G, Ciliberti A, Cotti G, Carretti D. Carcinogenicity bioassays of vinyl chloride monomer - a model of risk assessment on an experimental basis. Environm Health Perspect 1981; 41: 3-29 Ref.ID.
- 48 Maltoni C, Lefemine G, Ciliberti A, Cotti G, Carretti D. Experimental research on vinyl chloride carcinogenesis. In: Maltoni C, Mehlman MA, editors. Archives of Research on Industrial Carcinogenesis, Vol II. Princeton (NJ), USA: Princeton scientific publisher; 1984: 533.
- 49 WHO. Guidelines for drinking-water quality - Second Edition Volume 2: Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Geneva, Switzerland (based on expert meetings held in 1991); 1996.
- 50 EPA. Toluene. Integrated Risk Information System. U.S. Environmental Protection Agency; 2003
- 51 ATSDR. Toxicological Profile for Ethylbenzene (Update). Atlanta (GA), USA: Agency of Toxic Substances and Disease registry, U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service; 1999.
- 52 Foo SC, Jeyaratnam J, Koh D. Chronic neurobehavioural effects of toluene. Br J Ind Med 1990; 47(7): 480-484 Ref.ID.
-

- 53 Zavalic M, Mandic Z, Turk R, Bogadi-Sare A, Plavec D, Gomzi M et al. Assessment of colour vision impairment in male workers exposed to toluene generally above occupational exposure limits. *Occup Med (Lond)* 1998; 48(3): 175-180 Ref.ID.
- 54 Lijzen JPA, Baars AJ, Croomentuijn GH. Revision of the Intervention value for lead; evaluation of the intervention values derived for soil/sediment and groundwater. Bilthoven: RIVM; 1999: RIVM Report 711701013 (in Dutch).
- 55 Canfield R, Kreher D, Cornwell C, Henderson C. Low-level lead exposure, executive functioning, and learning in early childhood. *Neuropsychol* 2003; 9(1): 35-53 Ref.ID.
- 56 Lanphear, B. P., Dietrich, K., Auinger, P., and Cox, C. Subclinical lead toxicity in US children and adolescents. (Draft). 2004.
- 57 van Wijnen JH, Slob R, Jongmans-Liedekerken G, van de Weerd DHJ, Woudenberg F. Concentraties lood in het bloed van jonge kinderen in Nederland. *Ned Tijdschr Geneesk* 1996; 140(29): 1508-1512 Ref.ID.
- 58 Fiolet DCM, Ritsema R, Cuijpers CEJ. Metaalniveau's in volwassenen in Nederland, 1997. Bilthoven: RIVM; 1999: nr. 529102011.
- 59 FAO/WHO. Evaluation of certain food additives and contaminants. Forty-first report of the Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives. Geneva: World Health Organization; 1993: Technical Report Series 837.
- 60 Ziegler EE, Edwards BB, Jensen RL, Mahaffey KR, Fomon SJ. Absorption and retention of lead by infants. *Pediatr Res* 1978; 12(1): 29-34.

-
- A Samenstelling van de commissie
-
- B De adviesaanvraag
-
- C Brief van de raadsvoorzitter
-
- D Evaluatie van MTR-waarden door toxicologen van de ATSDR
-
- E Vinylchloride
-
- F Tolueen
-
- G Lood
-
- H Berekening voor benzeen
-
- I Beschrijving en beoordeling van het model SEDISOIL

Bijlagen

Samenstelling van de commissie

De commissie die het advies opstelde, was als volgt samengesteld:

- ir A Wijbenga, toxicoloog; Provincie Zuid-Holland, Den Haag; *voorzitter*
- dr WFJPM ten Berge, toxicoloog; DSM, Heerlen
- dr T Crommentuijn, ministerie van VROM, Den Haag; *adviseur*
- drs R van Doorn, toxicoloog; GGD, Rotterdam
- ing D Goldsborough, milieukundige; Van Hall Instituut, Groningen
- dr ir H Kromhout, arbeidshygiënist; Institute for Risk Assessment Sciences, Universiteit Utrecht
- ir Th M Lexmond, milieukundige; Wageningen Universiteit
- dr HJM Verhaar, milieuchemicus/statisticus; ENVIRON Netherlands BV, Zeist
- dr P de Voogt, milieuchemicus; Universiteit van Amsterdam
- dr JH van Wijnen, epidemioloog/toxicoloog; Gemeentelijke Geneeskundige en Gezondheidsdienst, Amsterdam
- drs JW Dogger, Gezondheidsraad, Den Haag; *secretaris*

Werkgroep MTR-waarden en onzekerheidsfactoren

- dr WFJPM ten Berge, toxicoloog; DSM, Heerlen
- dr BJ Blaauboer, toxicoloog; IRAS, Universiteit Utrecht
- prof. dr VJ Feron, emeritus hoogleraar biologische toxicologie; Universiteit Utrecht

De adviesaanvraag

Gedateerd 27 april 2001 ontving de voorzitter van de Gezondheidsraad de volgende brief (kernmerk BWL/2001029775):

De huidige interventiewaarden bodemsanering zijn begin jaren '90 tot stand gekomen. In 1994 zijn deze na discussie in de Tweede Kamer door de Minister van VROM vastgesteld. Bij de vaststelling in 1994 is aangegeven dat na een periode van circa 5 jaar een evaluatie zou moeten plaatsvinden. Deze evaluatie vindt momenteel plaats. Doel van het project "evaluatie interventiewaarden" is te komen tot een geëvalueerde lijst met interventiewaarden die gezien de thans beschikbare kennis en informatie zo goed mogelijk wetenschappelijk onderbouwd zijn en in het kader van de Wet bodembescherming geschikt zijn voor beleidsmatig gebruik. Over de wetenschappelijke humaan-toxicologische resultaten van het project evaluatie interventiewaarden vraag ik uw advies.

Achtergrond

De interventiewaarden bodemsanering geven aan bij welke concentratie van een stof in de bodem of in het grondwater er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging zoals beschreven in de Wet bodembescherming. Bij overschrijding van de interventiewaarden is de saneringsregeling Wet bodembescherming van toepassing. De interventiewaarden bodemsanering vormen ook de basis voor de normen in het grondstromenbeleid (Actief Bodembeheer, Bouwstoffenbesluit, Klasse-indeling voor baggerspecie).

Interventiewaarden zijn gebaseerd op een humaan- en ecotoxicologische risico-evaluatie. De humaan toxicologische basis wordt gevormd door het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor de mens. Binnen het humane MTR worden enkele termen onderscheiden. Voor de beoordeling van de orale en der-

male blootstelling is de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) of het additioneel kankerrisico via orale blootstelling (CR_{oraal}) de humaan-toxicologische basis. Voor inhalatoire blootstelling wordt de humaan-toxicologische basis gevormd door de Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) of het additioneel kankerrisico via inhalatoire blootstelling (CR_{inhal}). Om te bepalen bij welke bodemconcentratie sprake is van blootstelling tot het humane MTR wordt gebruik gemaakt van een blootstellingsmodel, het zogenaamde CSOIL-model. Om te bepalen bij welke sedimentconcentratie sprake is van blootstelling tot het humane MTR wordt eveneens gebruik gemaakt van een blootstellingsmodel, het zogenaamde SEDISOIL-model. Het resultaat van deze berekeningen wordt uitgedrukt als Serious Risk Concentration humaan, de SRC_{human} . De ecotoxicologische basis voor interventiewaarden wordt gevormd door de bodemconcentratie waarbij voor 50% van de soorten of processen in een ecosysteem de zogenaamde NOEC (No Observed Effect Concentration) wordt overschreden. Het resultaat van deze berekeningen wordt uitgedrukt als Serious Risk Concentration voor ecosystemen, de SRC_{eco} .

Bij overschrijding van de interventiewaarde dient de urgentie voor het treffen van saneringsmaatregelen te worden vastgesteld met behulp van de urgentiesystematiek. De urgentiesystematiek maakt gebruik van dezelfde toxicologische basis, blootstellingsmodellen en inputparameters als bij het afleiden van interventiewaarden worden toegepast, aangevuld met locatiespecifieke gegevens.

Procedure om tot geëvalueerde interventiewaarden te komen

In het project Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering zijn twee fasen te onderscheiden: een wetenschappelijke fase en een beleidsmatige fase. In het begin van de wetenschappelijke fase van het project heeft de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) advies uitgebracht over het 'Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden' (TCB S18, 1999) en over de 'Herziening interventiewaarde lood' (TCB S1 2, 1999). De wetenschappelijke evaluatie van de interventiewaarde lood is vooruitlopend op de evaluatie van de overige stoffen uitgevoerd. De wetenschappelijke fase voor alle te evalueren stoffen is thans afgerond en heeft geresulteerd in een aantal RIVM-rapporten die zijn weergegeven in bijlage 1. Daarnaast zijn in bijlage 1 een aantal rapporten en TCB-adviezen genoemd die extra informatie geven van belang voor de evaluatie interventiewaarden. De in bijlage 1 genoemde RIVM-rapporten en TCB-adviezen zijn in vijftenvoud bijgevoegd. Van de rapporten waarvan al een definitieve versie beschikbaar is, is deze bijgevoegd. Van sommige rapporten was echter nog geen definitieve versie beschikbaar en zijn concepten meegezonden. Op het moment dat de definitieve rapporten beschikbaar zijn, zullen deze alsnog worden toegestuurd. Het RIVM werkt momenteel nog aan een rapportage waarin de achtergronden en oorzaken van de verschillen tussen de gepresenteerde waarden ten opzichte van de huidige waarden worden toegelicht (zie bijlage 2). Dit RIVM-rapport zal eind 2001 verschijnen. Hiervan zullen t.z.t. eveneens vijftien exemplaren worden toegezonden.

De eerste stap in de beleidsmatige fase is het indienen van adviesaanvragen bij de TCB en de Gezondheidsraad over de RIVM-resultaten. Een kopie van de adviesaanvraag aan de TCB is als bijlage 3 bij deze brief gevoegd. Op basis van de adviezen zal een eerste beleidsmatig voorstel voor geëvalueerde interventiewaarden worden opgesteld.

Adviesaanvraag

Vanwege de specifieke humaan-toxicologische kennis die gebruikt wordt bij het afleiden van de MTR-humaan acht ik het van groot belang om over de humaan-toxicologische waarden advies van uw Raad te vragen.

Ik zou van de Gezondheidsraad graag antwoord willen hebben op de volgende vragen:

- 1 Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de methodiek die is gebruikt voor het afleiden van de humane MTR-waarden. Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de gehanteerde veiligheidsfactoren (extrapolatiefactoren). Is de GR het eens met het niet meenemen van afbraak bij het afleiden van de SRC(humaan) voor stoffen zoals vinylchloride.
- 2 Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de inputparameters die het gedrag en de fysiologie van de mens beschrijven in de gehanteerde rekenmodellen CSOIL en SEDISOIL die worden gebruikt voor het omrekenen van de humane MTR waarden naar een bodem- respectievelijk sedimentconcentratie. In bijlage 4 is een overzicht gegeven van de betreffende parameters.
- 3 Hoe beoordeelt de Gezondheidsraad de voor de onderbouwing gebruikte data voor de humane MTR. Is voor de stoffen waarvan de humane MTR verandert op basis van de nieuwe inzichten een dergelijke verandering in de waarde te rechtvaardigen en is de betrouwbaarheid van de afgeleide humane MTR's verbeterd ten opzichte van de momenteel gehanteerde humane MTR's.

Prioritering advies

Gezien het grote aantal stoffen (zie bijlage 5) waarover advies wordt aangevraagd en de daarvoor benodigde tijd om tot advisering te komen, is een prioritering aangebracht in de gestelde vragen en stoffen waarover advies wordt aangevraagd. Ik zou u willen vragen deze prioritering te hanteren bij de advies-werkzaamheden.

a) Vragen 1 en 2 met betrekking tot de gehanteerde methodieken

Het uiteindelijke resultaat van de humane risico-evaluatie wordt bepaald door zowel de gehanteerde methodieken als de gebruikte data. Het is evident dat alvorens per stof geadviseerd kan worden, een oordeel over de gebruikte methodieken nodig is. De vragen 1 en 2 met betrekking tot de gehanteerde methodieken dienen daarom beantwoord te zijn alvorens er per stof een advies uitgebracht kan worden (vraag3). Ik zou u willen vragen voordat een gedetailleerd advies over de vragen 1 en 2 wordt opgesteld, deze vragen eerst in grote lijnen te beantwoorden zodat mogelijke knelpunten kunnen worden gesignaleerd. Indien u knelpunten constateert en hiermee samenhangend meer tijd dan verwacht nodig zal zijn voor het beantwoorden van deze vragen, zou ik u willen verzoeken dit per brief aan mij mede te delen, zodat de tijdsplanning van het vervolg van de beleidsmatige fase kan worden aangepast

b) Vraag 3 voor stoffen met prioriteit 1

In bijlage 5 zijn de stoffen in volgorde van belang geprioriteerd. Daarbij is als eerste criterium gehanteerd: De humane risicogrens bepaalt de interventiewaarde en het nieuwe RIVM-voorstel is meer dan een factor twee lager dan de momenteel gehanteerde interventiewaarde. Dit betreft de stoffen toluene en vinylchloride. Voor deze stoffen wordt op basis van humane risico's een aanscherping van de interventiewaarde voorgesteld ten opzichte van de momenteel gehanteerde waarde. Indien deze waarde inderdaad aangescherpt zou moeten worden, betekent dit dat er momenteel humane risico's bij blootstelling aan deze stoffen aanwezig kunnen zijn. Ik wil in dat geval niet wachten totdat voor alle stoffen een advies gereed is. Ik wil u daarom vragen om over deze stoffen zo spoedig mogelijk een deeladvies uit te brengen.

c) Vraag 3 voor stoffen met prioriteit 2

Als tweede criterium is gehanteerd: De humane risicogrens en ecologische risicogrens verschillen minder dan een factor twee of momenteel wordt een interventiewaarde gehanteerd die niet op een risicoevaluatie is gebaseerd en het nieuwe voorstel is op humane risico's gebaseerd. Dit criterium is van belang om inzicht te krijgen of er voor stoffen ten onrechte wordt voorgesteld de interventiewaarde wel/niet op humane risico's te baseren. Om hierover een eindoordeel te kunnen geven is het noodzakelijk om ook inzicht te hebben in de onderbouwing van de ecologische risico's. Dezelfde vraag zal daarom aan de TCB worden voorgelegd. Wat de stoffen met deze prioriteit betreft zou ik u willen vragen hierover in een separaat deeladvies te adviseren alleen indien de resultaten hiertoe aanleiding geven.

d) Vraag 3 voor stoffen met prioriteit 3

Dit betreft de overige stoffen waarvoor door het RIVM risico-evaluaties zijn uitgevoerd. Aangezien het voorstel voor een geëvalueerde interventiewaarde niet of nauwelijks verandert dan wel de humane MTR niet bepalend is, is een advies hierover in een later stadium van belang dan voor stoffen met prioriteit 1 en 2. Echter gezien het gebruik van de humane MTR-waarden in de urgentiesystematiek is het van belang om hierover ook advies te ontvangen.

Tot slot

Ik streef ernaar de discussie over de humane risico's eind 2002 af te ronden. Derhalve wil ik u vragen uw eindadvies uiterlijk september 2002 uit te brengen.

Hoogachtend,
De Minister van Volkshuisvesting,
Ruimtelijk Ordening en Milieubeheer,
w.g.
J.P. Pronk

Bijlage 1

Overzicht van RIVM-rapporten gepubliceerd ten behoeve van de evaluatie interventiewaarden en overige rapporten die van belang zijn voor de adviesaanvraag

Rapporten gepubliceerd in het kader van de evaluatie interventiewaarden:

- Lijzen, J.P.A. et al 1999. Herziening interventiewaarde lood; Evaluatie van de afleiding van de interventiewaarde grond/sediment en grondwater. RIVM-rapport 711701 013
- Baars, AT et al., 2001. Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. RIVM report 711701 025.
- Franken, R.O.G. et al., 1999. Proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons on base of fractions of petroleum hydrocarbons. RIVM, Bilthoven. RIVM-report 711701 015.
- Köster, H., 2001. Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention. RIVM report 711701 019.
- Otte P.F. et al., 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameter set; proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM report 711701021.
- Otte, P.F. et al. 2000. Berekening van humane risico-grenzen voor waterbodems. RIZA werkdocument 20000.084x.
- Rikken, M.G.J. et al. 2001. Evaluation of model concepts on human exposure; proposals for updating of the most relevant exposure routes of CSOIL. RIVM, Bilthoven. RIVM-report 711701 022.
- Lijzen, J.P.A. et al. 2001. Evaluation of the Intervention Values for soil and groundwater; integration of human and ecotoxicological risk-levels to proposals for revised Intervention values. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701 023.
- Verbruggen E.M.J. et al. 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and water: updated proposals for first series of compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701020.

Daarnaast van belang:

- TCB(1992) Advies Herziening Leidraad bodembescherming I. C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling. TCB(A01).
- TCB(1996) Advies 2e en 3e tranche interventiewaarden. TCB(A19)
- TCB (1999) Advies 'Herziening interventiewaarde lood' (S12)
- TCB (1999) Advies 'Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden' (S18)
- TCB (2001) Advies 'Project Integrale Normstelling Stoffen: Normen voor PCB's (S01)
- Janssen, P.J.C.M. and Speijers, GTA. (1997) Guidance on the derivation of Maximum Permissible Risk Levels for human intake of Soil Contaminants. RIVM Report no. 711701 006.
- Otte, J.G. et al 2000. Partitie relaties voor zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) voor diffuus verontreinigde Nederlandse bodems. PGBO, Wageningen. Reports PGBO, deel 30.

- Versluijs, C.W. & P.F. Otte, 2001. Accumulation of metals in plants as function of soil type. RIVM, Bilthoven, RIVM report 711701024.
- Traas, T.P., Ed., 2001. Guidance document on deriving environmental risk limits. RIVM report no. 601501 012.

Bijlage 2

**Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
Rijnstraat 8
2515 XP Den Haag
Interne postcode
Tel : 070-3394296
Fax: 070-3391290
Directoraat-Generaal Milieubeheer
Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied**

Ir. R. van den Berg
RIVM/LBG Postbus 1
3720 BA Bilthoven

Kenmerk BWL/2001025813

Datum 22 maart 2001

Onderwerp Aanvullend rapport evaluatie interventiewaarden

Geachte heer van den Berg,

Na vele mensjaren werk zal de publicatie van de RIVM-rapporten in het kader van het project evaluatie interventiewaarden binnenkort plaatsvinden. Op basis hiervan wordt de beleidsmatige fase van dit project uitgevoerd alvorens de resultaten in het beleid geïmplementeerd zullen worden. Als onderdeel van de eerste stap in de beleidsmatige fase worden adviezen aan de Technische Commissie Bodembescherming en de Gezondheidsraad aangevraagd.

Op basis van de RIVM-resultaten en een eerste analyse van de gevolgen ervan zijn wij tot de conclusie gekomen dat deze aanzienlijk kunnen zijn. Alvorens te beslissen over de wijze waarop de resultaten in het beleid geïmplementeerd worden is het belangrijk om voor met name de stoffen waarvoor een verandering van de interventiewaarde wordt voorgesteld, meer inzicht te hebben in de oorzaken daarvan, de robuustheid van de gepubliceerde voorstellen en de mogelijke ontwikkelingen in de toekomst die resulteren in soortgelijke (dan wel tegengestelde) veranderingen. Wij vragen u deze zaken te beschrijven in een apart aanvullend RIVM-rapport.

Dergelijke informatie is nodig om inzicht te krijgen in het wetenschappelijke draagvlak van en consensus over de voorgestelde aanpassingen. In grote lijnen staan deze aspecten in de opgeleverde rapportages al vermeld. Echter voor het voorbereiden van een eerste beleidsvoorstel zouden wij graag de genoemde aspecten voor een aantal stoffen in een aparte rapportage meer in detail toegelicht zien. Vragen met een vergelijkbare strekking zullen overigens ook aan de Gezondheidsraad en de Technische Commissie Bodembescherming worden voorgelegd.

Om tot een lijst van stoffen te komen waarvoor wij een aantal vragen beantwoord willen hebben zijn de volgende criteria gebruikt:

- De TDIITCL of SRC(humaan) verandert meer dan een factor twee in vergelijking met de oude waarde en de SRC(humaan) bepaalt de interventiewaarde,
- De SRC(eco) verandert meer dan een factor twee in vergelijking met de oude waarde en de SRC(eco) bepaalt de interventiewaarde,
- De TDI/TCL of SRC(humaan) of SRC(eco) verandert meer dan een factor twee in vergelijking met de oude waarde en de nieuwe SRC(eco) en nieuwe SRC(humaan) verschillen minder dan een factor twee. Het toepassen van deze criteria heeft geleid tot de lijst van stoffen zoals in, bijlage 1 gegeven.

Meer in detail zouden wij voor deze stoffen graag een kwantitatief antwoord willen hebben op de hieronder gestelde vragen, zodanig dat voldoende inzicht bestaat in de wijzigingen die de belangrijkste oorzaak zijn van de voorgestelde verandering.

- 1 Zijn de veranderingen een gevolg van:
 - nieuwe inputdata en zo ja, komt dit omdat in het verleden nauwelijks data voorhanden waren? Wat zijn de kenmerken van de nieuwe data indien deze lager/hoger zijn dan de al aanwezige data?
 - aangepaste selectiecriteria voor de inputdata en zo ja, wat is er op welke wijze aangepast en waarom?
- 2 Zijn de veranderingen een gevolg van:
 - aanpassingen in het model en zo ja, wat is er op welke wijze aangepast en waarom?
 - aanpassingen in de inputparameters van het model en zo ja wat is er op welke wijze aangepast en waarom?
- 3 Daarnaast is het voor ons van belang om een overzicht te hebben van de ontwikkelingen die ertoe kunnen leiden dat er in de toekomst nieuwe veranderingen te verwachten zijn. Verwacht het RIVM op basis van haar deskundigheid en inzicht in lopend en toekomstig onderzoek, dat gegevens waarvoor de interventiewaarden gevoelig zijn in de komende jaren verder zullen veranderen? Zo ja welke gegevens en welk lopend onderzoek kunnen hiertoe aanleiding geven?
- 4 Voor sommige parameters is er door het RIVM voor gekozen om af te wijken van waarden door de Technische Commissie Bodembescherming geadviseerd. Wat is de argumentatie om af te wijken van het TCB-advies?

De uitwerking van deze vragen zouden wij graag in een RIVM-rapport gepubliceerd willen zien in het kader van het project risico's in relatie tot bodemkwaliteit. Aangezien het TCB-advies eind 2001 wordt verwacht, zouden wij eind 2001 ook het RIVM-rapport afgerond willen zien.

Met vriendelijke groet,
de plaatsvervangend directeur van de
Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied
w.g.
Dr. J.M. Roels

cc:
Dr. H Könemann
Dr. A.P. Van Wezel
Drs. D.A. Jonkers

Bijlage 1: lijst van stoffen

metalen

arseen
cadmium
cobalt
koper
anorganisch kwik
lood
molybdeen
nikkel
zink

anorganische verbindingen

cyaniden (vrij)
cyaniden-complex

aromatische verbindingen

ethylbenzeen
fenol
cresolen
tolueen

PAK

fenantreen
fluorantheen
benzo(a)anthraceen
chryseen

benzo(a)pyreen
benzo(k)fluorantheen
indeno(1,2,3-cd)

Gechloreerde koolwaterstoffen

dichloormethaan
tetrachlooretheen
trichlooretheen
vinylchloride
tetra-, penta- en hexachloorbenzeen
mono-, di-, tri- en tetrachloorfenol
PCB

bestrijdingsmiddelen

a-, b-, en g-HCH
carbaryl
carbofuran
atrazine

overige stoffen

pyridine
tetrahydrofuran
tetrahydrothiofeen

Bijlage 3

**Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
Rijnstraat 8
2515 XP Den Haag
Interne postcode
Tel : 070-3394296
Fax: 070-3391290
Directoraat-Generaal Milieubeheer
Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied**

De voorzitter van de Technische Commissie Bodembescherming
de heer ir. W.C. Reij
Postbus 30947
2500 GX DEN HAAG

Kenmerk BWL/2001029677

Datum 27 april 2001

Onderwerp Adviesaanvraag wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden

Geachte heer Reij,

De huidige interventiewaarden bodemsanering zijn beginjaren '90 tot stand gekomen. In 1994 zijn deze na discussie in de Tweede Kamer door de Minister van VROM vastgesteld. Bij de vaststelling in 1994 is aangegeven dat na een periode van circa 5 jaar een evaluatie zou moeten plaatsvinden. Deze evaluatie vindt momenteel plaats. Doel van het project "evaluatie interventiewaarden" is te komen tot een geëvalueerde lijst met interventiewaarden die gezien de thans beschikbare kennis en informatie zo goed mogelijk wetenschappelijk onderbouwd zijn en in het kader van de Wet bodembescherming geschikt zijn voor beleidsmatig gebruik. Over de wetenschappelijke resultaten van deze evaluatie vraag ik VW advies.

Achtergrond

De interventiewaarden bodemsanering geven aan bij welke concentratie van een stof in de bodem of in het grondwater er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging zoals beschreven in de Wet bodembescherming. Bij overschrijding van de interventiewaarden is de saneringsregeling Wet bodembescherming van toepassing. De interventiewaarden bodemsanering vormen ook de basis voor de normen in het grondstromenbeleid (Actief Bodembeheer, Bouwstoffenbesluit, Klasse-indeling voor baggerspecie).

Interventiewaarden zijn gebaseerd op een humaan- en ecotoxicologische risico-evaluatie. De humaan toxicologische basis wordt gevormd door het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor de mens. Binnen het humane MTR worden enkele termen onderscheiden. Voor de beoordeling van de orale en dermale blootstelling is de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) of het additioneel kanker risico via orale blootstelling (CR_{oral}) de humaan-toxicologische basis. Voor inhalatoire blootstelling wordt de humaan toxicologische basis gevormd door de Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) of het additioneel kankerrisico via inhalatoire blootstelling (CR_{inhal}). Om te bepalen bij welke bodemconcentratie sprake is van blootstelling tot het humane MTR wordt gebruik gemaakt van een blootstellingsmodel, het zogenaamde CSOIL-model. Om te bepalen bij welke sedimentconcentratie sprake is van blootstelling tot het humane MTR wordt eveneens gebruik gemaakt van een blootstellingsmodel, het zogenaamde SEDISOIL-model. Het resultaat van deze berekeningen wordt uitgedrukt als Serious Risk Concentration humaan, de SRC_{human} . De ecotoxicologische basis voor interventiewaarden wordt gevormd door de bodemconcentratie waarbij voor 50% van de soorten of processen in een ecosysteem de zogenaamde NOEC (No Observed Effect Concentration) wordt overschreden. Het resultaat van deze berekeningen wordt uitgedrukt als Serious Risk Concentration voor ecosystemen, de SRC_{eco} .

Bij overschrijding van de interventiewaarde dient de urgentie voor het treffen van saneringsmaatregelen te worden vastgesteld met behulp van de urgentiesystematiek. De urgentiesystematiek maakt gebruik

van dezelfde toxicologische basis, blootstellingsmodellen en inputparameters als bij het afleiden van interventiewaarden worden toegepast, aangevuld met locatiespecifieke gegevens.

Procedure om tot geëvalueerde interventiewaarden te komen

In het project Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering zijn twee fasen te onderscheiden: een wetenschappelijke fase en een beleidsmatige fase. In het begin van de wetenschappelijke fase van het project heeft de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) advies uitgebracht over het 'Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden' (TCB S18, 1999) en over de 'Herziening interventiewaarde lood' (TCB S12, 1999). De wetenschappelijke evaluatie van de interventiewaarde lood is vooruitlopend op de evaluatie van de overige stoffen uitgevoerd. De wetenschappelijke fase voor alle te evalueren stoffen is thans vrijwel afgerond en heeft geresulteerd in een aantal RIVM-rapporten die zijn weergegeven in bijlage 1. Daarnaast zijn in bijlage 1 een aantal rapporten en TCB-adviezen genoemd die extra informatie geven van belang voor de evaluatie interventiewaarden. De in bijlage 1 genoemde RIVM-rapporten zijn in twintigvoud bijgevoegd. Van de rapporten waarvan al een definitieve versie beschikbaar is, is deze bijgevoegd. Van sommige rapporten was echter nog geen definitieve versie beschikbaar en zijn concepten meegezonden. Op het moment dat de definitieve rapporten beschikbaar zijn, zullen deze alsnog worden toegestuurd. Het RIVM werkt momenteel nog aan een rapportage waarin de achtergronden en oorzaken van de verschillen tussen de gepresenteerde waarden ten opzichte van de huidige waarden worden toegelicht (zie bijlage 2). Dit RIVM-rapport zal eind 2001 verschijnen. Hiervan zullen t.z.t. eveneens twintig exemplaren worden toegezonden.

Adviesaanvraag

De beleidsmatige discussie volgend op de wetenschappelijke fase wil ik mede baseren op adviezen van de Technische Commissie Bodembescherming en de Gezondheidsraad. Ik verzoek u daarom mij te willen adviseren over de evaluatie van de interventiewaarden. Een kopie van de adviesaanvraag aan de Gezondheidsraad is als bijlage 3 bij deze brief gevoegd. Op basis van de adviezen zal een eerste beleidsmatig voorstel voor geëvalueerde interventiewaarden worden opgesteld.

Uw advies is van belang in verband met de vertaling van de wetenschappelijke resultaten naar normen voor het bodembeleid. Ik verzoek U om in het advies met name in te gaan op de onderstaande onderwerpen. De bedoelde onderwerpen zijn:

- *beleidsmatige keuzes voor de onderbouwing van de interventiewaarden.* In principe is in het proces om tot interventiewaarden te komen een scheiding aangebracht tussen de wetenschappelijke en beleidsmatige fase. Alvorens de wetenschappelijke fase werd ingegaan voor het afleiden van interventiewaarden, is een aantal basale beleidsmatige keuzes gemaakt. Deze keuzes stonden binnen het project in principe niet ter discussie. Soms echter wordt door het RIVM een wijziging van de gemaakte beleidsmatige keuze voorgesteld of levert een beleidsmatige keuze wel discussie op naar aanleiding van wetenschappelijke resultaten. Daarnaast is er op sommige punten vooraf nog geen basale keuze gemaakt, omdat de beleidsmatige consequenties van een bepaalde keuze niet te overzien waren. De bedoelde keuzes zijn

- onder andere: de basis voor de interventiewaarde voor grondwater, het wel of niet invoeren van een separate interventiewaarde voor sediment en het al dan niet hanteren van somwaarden voor interventiewaarden voor bepaalde groepen van stoffen;
- *de humaantoxicologische risico-evaluatie*. Over de humaantoxicologische risico-evaluatie is zoals eerder vermeld advies aangevraagd bij de Gezondheidsraad. Deze adviesaanvraag heeft met name betrekking op de gehanteerde methodieken en gebruikte data voor de onderbouwing van de humane MTR waarden. Aan uw commissie wil ik derhalve vooral advies vragen over enkele humaantoxicologische aspecten, die voortkomend uit het verleden meer op het gebied van de TCB liggen dan op het terrein van de Gezondheidsraad. Dit betreft met name de modelmatige schattingen van de blootstelling in relatie tot het bodemgebruik conform CSOIL en SEDISOIL en het gekozen blootstellingsscenario. Aspecten die in dit kader ook belangrijk zijn, zijn de relatief grotere gevoeligheid van kinderen, het toepassen van een relatieve biobeschikbaarheid, de waarde voor de hoeveelheid grondingestie en de leeftijds-grens voor kinderen van 6 jaar;
 - *de ecotoxicologische risico-evaluatie*. Over de ecotoxicologische risico-evaluatie heeft U in het verleden al een aantal malen adviezen gegeven. De RIVM-voorstellen voor geëvalueerde interventiewaarden die thans voorliggen zijn voor een belangrijk deel gebaseerd op de ecotoxicologische risico-evaluatie. Het eventueel overnemen van de voorgestelde waarden als interventiewaarden heeft voor een aantal stoffen aanzienlijke consequenties. Ik vraag bij dit onderwerp specifiek uw aandacht voor het aspect doorvergiftiging, de afstemming met de binnen het INS-project (Integrale Normstelling Stoffen) gehanteerde methode, de 'toegevoegd risico methode' en de basis voor de ecotoxicologische risico-evaluatie voor sediment;
 - *bodemchemische aspecten*. Er moet een keuze worden gemaakt hoe de interventiewaarden worden gecorrigeerd afhankelijk van het bodemtype en of de herziene Kp's voor metalen moeten worden toegepast;
 - *de robuustheid van de resultaten*. Ik acht het van groot belang dat de voorgestelde waarden voldoende 'hard' zijn om beleid op te kunnen baseren. In dit kader is, zoals ik al eerder vermeldde het RIVM gevraagd om een rapportage over de robuustheid van de waarden die ten opzichte van de huidige waarden aanzienlijk veranderen. Tevens vraag ik om het advies van de TCB op dit punt, waarbij het gaat om een beoordeling of de voorgestelde waarden een duidelijke verbetering zijn ten opzichte van de thans gehanteerde waarden. Ik verzoek U aandacht te schenken aan de door het RIVM gegeven betrouwbaarheidsscores voor de voorgestelde waarden. Tevens verzoek ik om specifieke aandacht voor de voorstellen voor zink, koper, chroom, nikkel, kwik en vinylchloride, aangezien hiervoor de geëvalueerde waarden nogal afwijken van de momenteel gehanteerde waarden.
 - *de voorstellen voor cyanide en minerale olie*. Het RIVM doet voor cyanide en minerale olie voorstellen die sterk afwijken van de huidige werkwijze. Ik verneem graag hoe de TCB tegenover deze voorstellen staat.
-

Tot slot

Ik streef ernaar de discussie over de interventiewaarden eind 2002 af te ronden. Uw advies vormt een belangrijke basis om verder te kunnen met de beleidsmatige fase van de evaluatie van de interventiewaarden. Derhalve wil ik u vragen uw advies uiterlijk 1 december 2001 uit te brengen.

Hoogachtend,
De Minister van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,
w.g.
J.P. Pronk

Bijlage 4

Inputparameters C-SOIL en SEDISOIL

Inputparameters die gedrag en fysiologie van de mens beschrijven in C-SOIL

gewicht volwassene/kind
ademvolume volwassene/kind
lichaamsoppervlak volwassene/kind
inname grond volwassene/kind
drinkwatergebruik volwassene/kind
volume douchewater
gewasgebruik volwassene/kind
tijdsfracties volwassene/kind buiten/binnen/slaper/douchen
absorptiefactor bij orale inname
retentiefactor deeltjes in longen
dermale absorptie snelheid grond volwassene/kind
bedekkingsgraad huid volwassene/kind buiten/binnen
oppervlak dermaal contact volwassene/kind buiten/binnen

Extra inputparameters die gedrag en fysiologie van de mens beschrijven in SEDI-SOIL

ingestie van waterbodem en oppervlaktewater
dermale opname door contact met waterbodem en oppervlaktewater
consumptie vis

Bijlage 5

Prioritering van stoffen, stoffen met prioriteit 1 en 2

Prioriteit 1

Aromaten

tolueen

Gechloreerde koolwaterstoffen

vinylchloride

Prioriteit 2

Metalen

Cadmium

Aromaten

ethylbenzeen

xylenen (som en individueel)

Gechloreerde koolwaterstoffen

Tetrachlooretheen

trichloorbenzenen (som en ind.)

tetrachloorbenzenen (som en ind.)

hexachloorbenzeen

pentachloorfenol

chloornaftalenen (som en ind.)

Pesticiden

DDT/DDE/DDD

totaal HCH en individuele HCH's

Minerale olie

Overige verbindingen

di-butylphthalate

Prioriteit 3

Metalen

Arseen

Barium

Chromium

ChromiumIII

CromiumVI

Kobalt

Koper

Kwik

Kwik (anorganisch)

Kwik (organisch)

Lood

Molybdeen

Nikkel

Zink

Andere anorganische verbindingen

Cyaniden (vrij en complex)

Thiocyanaten (SCN)

Aromaten

benzeen

Benzeen

fenol

Cresolen (som en ind.)

Dihydroxybenzenen (som)

Catechol

Resorcinol

Hydrochinon

Styreen

PAK

Naftaleen

Anthraceen

Fenantreen

Fluorantheen

Benzo(a)anthraceen

Chryseen

Benzo(a)pyreen
Benzo(ghi)peryleen
Benzo(k)fluorantheen
Indeno(1,2,3-cd)pyreen
Pyreen
Acenafteen
Acenaftyleen
Benzo(b)fluorantheen
Benzo(j)fluorantheen
Dibenzo(a,h)anthraceen
9H-Fluoreen

Gechloreerde koolwaterstoffen

1,2-dichloroethaan
Dichloromethaan
Tetrachloromethaan
Trichloromethaan
Trichloroetheen
Totaal chlorobenzenen
Monochlorobenzeen
Dichlorobenzenen (som en ind.)
Pentachlorobenzeen
Totaal chlorophenolen
Monochlorophenolen (som en ind.)
Dichlorophenolen (som en ind.)
Trichlorophenolen (som en ind.)
Tetrachlorophenols (som en ind.)
PCBs (som en ind.)
Trichlorobiphenyl
Hexachlorobiphenyl
Dioxins(+PCDF+PCB)
2,3,7,8-TeCDD
PeCDD
HxCDD
HpCDD
OCDD
TetraCDF
PentaCDF
HexaCDF

HeptaCDF

OctaCDF

Pesticiden

Aldrin

Dieldrin

Endrin

Carbaryl

Carbofuran

Maneb

Atrazin (triazines)

Brief van de raadsvoorzitter

Datum: 25 juli 2002

Mijnheer de Staatssecretaris,

In de hierboven gerefereerde adviesaanvraag verzocht de toenmalige Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer mij om hem over knelpunten bij de beantwoording die van invloed zouden zijn op de tijdsplanning, tussentijds te rapporteren. Begin dit jaar heeft de staf de voorbereiding van de beantwoording ter hand genomen – eerder bleek helaas niet mogelijk vanwege het volle adviesprogramma van de Raad. Mei jongstleden heb ik een commissie geïnstalleerd die het gevraagde advies zal opstellen.

De commissie heeft inmiddels de beantwoording van de vragen 1 en 2 ter hand genomen. Ik verwacht dat dit advies in concept gereed zal zijn in juni 2003 en na toetsing door de Beraadsgroep Gezondheid en Omgeving van de Gezondheidsraad omstreeks augustus 2003 zal worden uitgebracht. Ik teken daarbij aan dat bij het beantwoorden van de tweede vraag de commissie het CSOIL-model als zodanig in ogenschouw zal nemen. Alleen het evalueren van de in de adviesaanvraag genoemde parameters acht zij namelijk niet zinvol is. Waar mogelijk zal de commissie het binnenkort te verschijnen advies van de Technische Commissie Bodembescherming over het CSOIL-model bij haar beraadslagingen betrekken, om zo ‘dubbel werk’ te vermijden. Tevens zal de commissie in haar advies de onderbouwing van de door het RIVM voorgestelde MTR-waarden voor vinylchloride en toluen evalueren. Dit zijn de stoffen waaraan in de adviesaanvraag de hoogste prioriteit werd toegekend.

Voor de evaluatie van de tweede en derde categorie stoffen genoemd bij vraag 3 voorzie ik knelpunten. Een beoordeling vereist dat de originele literatuur over de toxiciteit van een stof wordt besproken. Het RIVM heeft immers zijn voorstellen voor MTR-waarden vooral gebaseerd op evaluaties van de stoffen door andere gremia. De ervaring leert dat een wetenschappelijk verantwoorde beoordeling van de voorgestelde

MTR-waarden voor de in de adviesaanvraag aangegeven omvangrijke lijst van stoffen bijzonder veel tijd – verscheidene jaren – gaat kosten.

Ik stel u dan ook voor om de prioritering van de stoffen opnieuw in ogenschouw te nemen en een beperkter aantal dan thans aan het oordeel van de Gezondheidsraad te onderwerpen. In het licht gezien van de zogenaamde bodemgebruikswaarden, waarbij het gebruik van de bodem en de daaraan verbonden risico voor de mens maatgevend zijn, is het denkbaar daarbij onder meer doelmatigheidsoverwegingen te betrekken. Mede gezien het maatschappelijk belang van de MTR-waarden heb ik Amerikaanse deskundigen op het gebied van de toxicologie van bodemverontreiniging gevraagd de RIVM-voorstellen kritisch te beschouwen. De resultaten daarvan, die wellicht behulpzaam zijn om tot een nadere prioritering te komen, heb ik bijgevoegd. De bij de beantwoording van de adviesvraag betrokken stafleden van de Gezondheidsraad heb ik gevraagd hierover met uw medewerkers contact op te nemen.

Hoogachtend,

w.g.

Prof. dr JA Knottnerus

Evaluatie van MTR-waarden door toxicologen van de ATSDR

Comparison of RIVM's TDIs and TCAs with ATSDR's MRLs.

Name	TDI ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	Oral MRL ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	Comments	TCA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Inhalation MRL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Comments
Arsenic	1	0.3	MRL is based on NOAEL of 0.8 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ for hyperpigmentation and keratosis of the skin in humans using an UF of 3 for human variability. RIVM based the TDI on the recommendation of the Health Council of the Netherlands that 2.1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ is a NOEL in humans and used an UF of 2 based on data from epidemiological studies.	1	N/A	RIVM based the TCA on a LOAEL of 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for lung cancer in humans using an UF of 10. (There is no UF for human variability.) ATSDR does not derive MRLs based on cancer. ATSDR did not derive an MRL for inhalation exposure to arsenic because data were considered too limited. The RIVM document cites ATSDR's 1999 Draft Toxicological Profile for Arsenic; a Final is now available (ATSDR 2000) and can be accessed at http://www.atsdr.cdc.gov .
Barium	20	N/A	RIVM based the TDI on a NOEL of 0.2 $\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$ for cardiovascular effects in human volunteers exposed to drinking water containing barium. ATSDR did not derive any oral MRLs for barium because of limitations in the human and animals studies. ATSDR considered the human volunteer study inadequate because the number of subjects evaluated was small (n-11) and absorption and/or serum levels of barium were not assessed.	1	N/A	The TCA derived by RIVM is based on a study in which rats were exposed to barium carbonate dust. This study was reviewed in the ATSDR profile, but it was considered to be generally limited: the authors provided few details regarding experimental methods, exposure conditions, and test results; no information as to the number of animals tested, the purity of the test material, or the statistical methods used; and in some experiments, it was not clear whether controls were used.

Cadmium	0.5	0.2	RIVM notes that human studies indicate that the lowest level of cadmium in the kidney cortex at which adverse renal effects occur in $\approx 4\%$ of the general population is ≈ 50 mg/kg, corresponding to urinary cadmium level of 2.5 $\mu\text{g/g}$ creatinine, a level likely to be reached in 40-50 years of intake of 50 $\mu\text{g Cd/day}$ (1 $\mu\text{g/kg/day}$). The TDI is derived by dividing this dose by an UF of 2. The MRL derived by ATSDR is based on a NOAEL of 2.1 $\mu\text{g/kg/day}$ in a human population exposed chronically to cadmium in rice.	N/A	N/A	Note: The RIVM report cites ATSDR's Draft Toxicological Profile for Cadmium. The Final is now available (ATSDR 1999) and can be accessed at http://www.atsdr.cdc.gov/ .
Chromium III (Soluble)	5	3 (provisional guidance)	The TDI for soluble Cr(III) is based on a NOAEL of 0.46 mg/kg/day in rats as cited in the Draft ATSDR Toxicological Profile. ATSDR did not derive an MRL; rather the upper range of the estimated safe and adequate daily dietary intake (ESADDI) of 200 $\mu\text{g Cr/day}$ (0.003 mg/kg/day for a 70 kg individual) (NRC 1989) has been adopted as provisional guidance for oral exposure to Cr(VI) and Cr(III). This guidance is necessary because of the prevalence of chromium at hazardous waste sites, the fairly complete database, and the fact that chromium is an essential nutrient.	N/A	N/A	Note: The Final Toxicological Profile for Chromium is now available at http://www.atsdr.cdc.gov/ .
Chromium III (Insoluble)	5000	3 (provisional guidance)	The TDI for insoluble Cr(III) is based on a NOAEL of 2040 mg/kg/day in rats as cited in the Draft ATSDR Toxicological Profile. ATSDR did not derive an MRL (see above).	60	N/A	RIVM chose a NOAEL of 0.6 mg/m^3 for workers occupationally exposed to metallic chromium as cited in the Draft ATSDR Toxicological Profile. Dividing by an UF of 10 results in the TCA. ATSDR did not derive MRLs for inhalation to chromium III compounds because the NOAELs were free standing.
Chromium VI	p 5.0	3 (provisional guidance)	RIVM derived this provisional TDI for Cr(VI) based on a NOAEL 2.4 mg/kg in the 1 year drinking water study by MacKenzie et al. (1958) as cited in IRIS (1996) using an UF of 500. ATSDR did not derive an MRL [see above for Chromium III (Soluble)].	CR inhal: 2.5×10^{-3}	Int.: 1.0, Particulates, 5×10^{-3} Aerosol	RIVM did not derive a TCA for Cr(VI) because of its carcinogenicity; therefore, the Maximum Permissible Risk (MPR) level is a Cancer Risk (CR) level. It is not appropriate to compare the CRs with ATSDR's MRLs.

Cobalt	1.4	Int.: 10.0	The TDI is based on a migration limit of 100 µg Co/day for humans from packaging material, supported by a LOAEL of 0.04 µg/kg/day for cardiomyopathy in humans after intermediate oral exposure, which if divided by UFs of 10 for use of a LOAEL and 3 for human variability, would result in a TDI of 1.3 µg/kg/day. RIVM cited the 1992 ATSDR Toxicological Profile as the source for the human study. This profile is being updated and a 2002 Draft for Public Comment is available. In the updated profile, an intermediate oral MRL of 10 µg/kg/day was derived based on a LOAEL of 1 mg/kg/day for polycythemia in humans given cobalt chloride in water or milk for 22 days in a study by Davis and Fields (1958).	0.5	0.1	The TCA of 0.5 µg/m ³ was based on a LOAEL of 0.05 mg/m ³ for interstitial lung disease in occupationally exposed humans and an UF of 10 for use of the LOAEL and 10 for human variability. In the updated 2002 Draft of the ATSDR Toxicological Profile, a chronic duration inhalation MRL of 0.1 µg/m ² was derived based on a NOAEL of 0.0053 mg Co/m ³ for respiratory effects in diamond polishers. The NOAEL was adjusted to continuous exposure to give an adjusted NOAEL of 0.0013 mg/m ³ and divided by an UF of 3 for human variability.
Copper	140	N/A	The TDI is equal to the maximal daily intake of the population. No MRLs were derived in the 1990 ATSDR Toxicological Profile for Copper. This profile is in the process of being updated and MRLs may become available when the draft for public comment is released.	10	N/A	The TCA is based on a NOAEL of 0.6 mg/m ³ of copper chloride for respiratory and immunological effects in rabbits exposed for 6 hours/day, 5 days/week for 6 weeks. No MRLs were derived in the 1990 ATSDR Toxicological Profile for Copper. This profile is in the process of being updated.
Lead	3.6	N/A	The TDI is directly derived from the FAO/WHO recommendation of an intake of 25 µg Pb/week (PTWI: provisional tolerable weekly intake), which is based on children being the most sensitive to lead. No MRLs were derived in ATSDR's 1999 Toxicological Profile for Lead, in part, because a clear threshold for some of the more sensitive effects in humans have not been identified. In lieu of MRLs, ATSDR has developed a framework to guide decisions at lead sites. This approach utilizes site-specific exposure data to estimate internal doses as measured by PbB levels (See chapter 2.5 and appendix D in the Toxicological Profile at http://www.atsdr.edc.gov/).	N/A	N/A	
Mercury, metallic	N/A	N/A		0.2	0.2	
Mercury, inorganic	2	2		N/A	N/A	

Mercury, organic	0.1	0.3	The TDI and ATSDR fs MRL are based on the same study and the same NOAEL (1.3 µg/kg/day). The difference between the values is due to different UFs: RIVM used 10 for human variability, ATSDR used a UF of 3 for human variability and a modifying factor of 1.5 to account for domain-specific findings in another study .	N/A	N/A	
Molybdenum	10	No Profile		12	No Profile	
Nickel	50	N/A	The TDI is based on a NOAEL of 5 mg/kg/day in a subchronic study with rats exposed to nickel sulfate in the diet with an UF of 100. The study was not identified in the RIVM report, but ATSDR's Toxicological Profile identifies LOAELs that are lower than the NOAEL of 5 mg/kg/day. No oral MRLs were derived. Following a single dose of 0.05 mg nickel/kg in drinking water, a male volunteer developed left homonymous hemianopsia. Nickel, following oral exposure, can also cause dermal reactions in sensitive people. The lowest single dose resulting in dermatitis was 0.009 mg/kg/day (Cronin et al. 1980). Because of concern about protecting sensitive individuals, and because application of uncertainty factors to the LOAEL would bring the dose below normal dietary intake (about 0.002 mg/kg/day), oral MRLs were not derived.	0.05	0.2	The TCA and ATSDR's inhalation MRL are based on the same study and NOAEL. RIVM adjusted the NOAEL to a continuous exposure level and applied an UF of 100 (10 for interspecies extrapolation and 10 for human variability). ATSDR adjusted the NOAEL to a continuous exposure level and then multiplied by the Regional Deposited Dose Ratio (RDDR) to adjust to an equivalent human concentration. Thus, the UF for interspecies extrapolation is 3 instead of 10. ATSDR used a full UF of 10 for human variability.
Zinc	500	300	TDI and ATSDR's chronic oral MRL are based on the same study and LOAEL (1 mg/kg/day) in humans. RIVM used an UF of 2, which was considered sufficient by the European Commission and the Health Council of the Netherlands to meet the WHO daily requirement of zinc of 0.3 mg/kg/day. ATSDR combined the supplemental dose level in the study (0.83 mg/kg/day) and the estimate from the U.S. Food and Drug Administration (FDA) Total Diet Study (0.16 mg/kg/day) to estimate the total dose of 1 mg/kg/day. An UF of 3 was used for the minimal LOAEL.	N/A	N/A	

Cyanides (Free)	50	Int.: 50		25	N/A	The TCA is based on a 1997 study by Banerjee in workers worked with cyanide compounds in an electroplating process. This study was not cited in the 1997 ATSDR Toxicological Profile. ATSDR did not derive inhalation MRLs for cyanide because of the limitations associated with the available studies. Many of the animal and human studies used lethality, or serious effects, such as coma, as the end point. For the two epidemiological studies that had been available, one lacked good exposure data, and the other involved occupational exposure in the electroplating industry where exposure to other chemicals may have occurred.
Cyanides (Complex)	800	No Profile		N/A	No Profile	
Thiocyanates	11	No Profile		N/A	No Profile	
Benzene	pCRoral: 3.3	N/A		CRinhal:20	Int.: 13	Not appropriate to compare Cancer Risk with MRLs
Ethylbenzene	100	N/A	The TDI is based on a study by Wolf et al. 1956, in which rats were exposed to ethylbenzene for 6 months. ATSDR considered this study to have too many limitations, which included the use of only one sex, failure to report purity of ethylbenzene, ill-define study parameters, and the lack of statistical analyses of the results.	770	Int.: 4350	The TCA is based on a subchronic inhalation NOAEL of 430 mg/m ³ (100 ppm) in rats exposed for 6 hours/day, 5 days/week for 13 weeks in a study by NTP. The NOAEL was adjusted to a continuous exposure level of 97 mg/m ³ (22 ppm) and an UF of 100 was applied. ATSDR based the intermediate MRL on a NOAEL of 97 ppm (435 mg/m ³) for developmental effects in Wistar rats following inhalation exposure (Andrew et al. 1981). The NOAEL was then divided by an uncertainty factor of 100 (10 for interspecies extrapolation, and 10 for human variability) to yield the MRL value of 1.0 ppm (4350 µg/m ³). No adjustment to continuous exposure was made because the pharmacokinetics of ethylbenzene indicate that the effects are likely concentration-dependent and not duration-dependent.

Toluene	223	Int.: 20	The TDI is based on an adjusted marginal LOAEL of 223 mg/kg/day in mice treated by gavage, 5 days/week, for 13 weeks, to 312 mg/kg/day in an NTP study, with an UF of 1000. ATSDR's intermediate oral MRL is based on a lower LOAEL of 5 mg/kg/day for neurological effects in mice exposed to toluene in drinking water for 28 days in a study by Hsieh et al. (1990). The uncertainty factors were 3 for use of minimal LOAEL, 10 for interspecies extrapolation and 10 for human variability, ATSDR considers the drinking water route more relevant than gavage. The ATSDR profile is now final and is available at http://www.atsdr.cdc.gov/ .	400	300	EPA's RfC was adopted as the TCA. It is based on a LOAEL of 332 mg/m ³ in an occupational study of workers by Foo et al. (1990). The LOAEL was adjusted to a continuous exposure level of 119 mg/m ³ and divided by an UF of 300 (10 for LOAEL, 10 for human variability and 3 for data base insufficiencies). The Final 2000 version of the ATSDR Toxicological Profile derives a revised chronic inhalation MRL, which is different from the one cited in the RIVM document. The revised MRL is based on a LOAEL of 35 ppm toluene (131 mg/m ³), adjusted to a continuous exposure level of 8 ppm (30 mg/m ³), for color vision impairment in a group of toluene-exposed shoemakers studied by Zavalic et al. (1998a). The uncertainty factor is 100 (10 for the use of a LOAEL and 10 to account for human variability).
Xylenes	150	Int.: 200	The TDI and MRL are based on the same study, the same LOAEL, and the same overall UF. The apparent difference in the resultant values are due to rounding off differences. ATSDR's MRLs are expressed in units of mg/kg/day to 1 significant figure. Thus, dividing the LOAEL of 150 mg/kg/day the study by an UF of 1000 results in an MRL of 1.5 mg/kg/day rounded up to 2 mg/kg/day, and thus (200 µg/kg/day	870	434	The TCA was derived by adopting the IPCS approach (1997). A LOAEL of 879 mg/m ³ for impaired behavioral effects in the offspring of rats exposed during pregnancy was divided by an UF 1000. ATSDR's chronic inhalation MRL is based on a human occupational study. An increase of subjective symptoms including anxiety, forgetfulness, inability to concentrate, eye and nasal irritation, dizziness, and sore throats were reported by workers exposed to xylenes for an average of 7 years at a geometric mean TWA concentration of 14 ppm (61 mg/m ³) (Uchida et al. 1993). Hematology, clinical chemistry and urinalysis measures did not show any effects. Use of the UF of 1000 results in an MRL of 0.14 ppm, which is rounded to 0.1 ppm or 434 µg/m ³ .
Styrene	120	Int.: 200	The TDI is based on NOAEL of 12 mg/kg/day in rats exposed in a 3-generation study to drinking water containing styrene in a study by Van Apeldoorn et al. (1986). This apparently unpublished study by RIVM is not cited in the 1992 ATSDR Toxicological Profile for Styrene. ATSDR would be grateful to receive a copy in the event that the Toxicological Profile is updated. The intermediate oral MRL is based on a LOAEL of 200 mg/kg/day for hepatic effects in rats.	900	260	The TCI and the chronic inhalation MRL are based on the same study, the same LOAEL, and the same endpoints. The difference in these values reflects the difference in the UF for extrapolation from a LOAEL to a NOAEL. RIVM uses a 3 because they consider the decreased verbal learning skills to be marginal effect. ATSDR used a full ten. Other minor differences reflect rounding off values.

Phenol	40	N/A	The TDI is based on a dose (40 mg/kg/p day) that RIVM considered to be a NOAEL for developmental effects in rats. It is implied in the RIVM report that the ATSDR Toxicological Profile identified the dose as a NOAEL. However, although the 40 mg/kg/day dose did not result in developmental effects, it is clearly stated in the ATSDR profile that 40 mg/kg/day was associated with dyspnea, rales, and a 20% decrease in maternal body weight gain in the dams. ATSDR considered these effects to be serious and declined to derive an oral MRL.	20	N/A	The provisional TCA is based on a NOAEL or 20 mg/m ³ (5 ppm) in rhesus monkeys, rats, and mice exposed continuously for 90 days. The TCA is considered provisional because of the poor database. ATSDR declined to derive inhalation MRLs because of the poor database.
Dihydroxy-benzenes	25	No Profile		N/A	No Profile	
1,2-Dihydroxybenzene	40	No Profile		N/A	No Profile	
1,3-Dihydroxybenzene	20	No Profile		N/A	No Profile	
1,4-Dihydroxybenzene	25	No Profile		N/A	No Profile	
Cresols	50	Acute: 50	The RIVM document does not provide enough information to comment.	170	N/A	The RIVM document does not provide enough information to comment.
Phthalates	4	No General Profile	(See below for individual profiles.)	N/A	No General Profile	(See below for individual profiles.)
Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	4	pInt.: 10	The TDI is based on a NOAEL of 3.7 mg/kg/day for testicular effects in rats exposed to DEHP in the diet for 13 weeks. An UF of 1000 (10 for extrapolation to chronic exposure, 10 for interspecies, and 10 for intraspecies variations). The RIVM report did not mention either the 1993 ATSDR Toxicological Profile or the 2000 Updated Draft, perhaps because it is titled Di(2-ethylhexyl)phthalate. The updated Draft, which is available at http://www.atsdr.cdc.gov/ , derived a provisional intermediate oral MRL of 0.01 mg/kg/day based on a serious LOAEL of 3.3 mg/kg/day for liver, kidney, and testicular effects in rat pups in a study by Arcadi et al. (1998). An uncertainty factor of 300 was used (10 for the use of a LOAEL, 10 for animal to human extrapolation, and 3 for human variability). This MRL is considered provisional because it was derived from a serious LOAEL, which is not conventional ATSDR methodology.	N/A	N/A	

Dibutyl phthalate	52	Acute: 500	The TDI is based on a LOAEL of 52 mg/kg/day for embryotoxic effects in a 2-generation study, with an UF of 1000 (10 for use of LOAEL, 10 for interspecies, and 10 for intraspecies variations). The RIVM cites the 1999 Draft of the ATSDR Toxicological Profile; however, the 2001 Final Profile has been released and will soon be available on the ATSDR website. No reference is provided for the 2-generation study mentioned in the RIVM report, and ATSDR cannot identify it as being discussed in the profile. In the Final profile, an acute MRL of 0.05 mg/kg/day was derived from a NOAEL of 50 mg/kg/day for developmental effects in rats pups of dams exposed during gestation in a study by Myrchreest et al. (2000). No intermediate or chronic MRLs were derived because LOAELs were higher than the acute NOAEL.	N/A	N/A
Diethyl phthalate	p200	Int.: 6000	The provisional TDI is based on a NOAEL of 19 mg/kg/day for peroxisomal proliferation in rats exposed for 2 or 4 weeks in a study by Jansen et al. (1993). This study appears to be an unpublished report performed at RIVM, and it is not cited in the 1995 ATSDR Toxicological Profile (which is cited by RIVM as ATSDR 1994). The RIVM document also cites a RIVM unpublished report by Peijnenburg et al. (1991), in which a 16-week oral study in rats is cited and appears to be different than the study by Brown et al. (1978) that is cited in the ATSDR profile. The MRL is based on a LOAEL of 1753 mg/kg/day for peroxisomal proliferation in rats exposed for 3 weeks. ATSDR would be grateful to receive copies of these unpublished reports.	N/A	N/A
Butylbenzyl phthalate	500	No Profile		N/A	No Profile
Acenaphthene	CRoral: 500	Int.: 600	It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.	N/A	N/A
Acenaphthylene	CRoral: 50	N/A		N/A	N/A

Anthracene	40	Int.: 10,000	The TDI is based on RIVM's evaluation of total petroleum hydrocarbons, whereby 40 µg/kg/day for aromatic compounds with equivalent carbon numbers >9 to 16 is proposed. ATSDR's intermediate oral MRL is based a NOAEL of 1000 mg/kg/day for liver effects in mice treated by gavage with anthracene in corn oil for 13 weeks. The NOAEL was free-standing, as it was the highest dose tested and no treatment-related effects were noted in survival, clinical signs, mean body weights, food consumption, and ophthalmological examination, hematology, clinical chemistry, organ weights, gross pathology and comprehensive histological examination.	N/A	N/A
Benz(a)anthracene	CRoral: 5.0	N/A		N/A	N/A
Benzo(b)fluoranthene	CRoral: 5.0	N/A		N/A	N/A
Benzo(j)fluoranthene	CRoral: 5.0	N/A		N/A	N/A
Benzo(k)fluoranthene	CRoral: 5.0	N/A		N/A	N/A
Benzo(g,h,i)pyrene	30	N/A	The TDI is based on RIVM's evaluation of total petroleum hydrocarbons, whereby 30 µg/kg/day for aromatic compounds with equivalent carbon numbers >16 to 35 is proposed. ATSDR did not derive an MRL for this compound because of insufficient information on its toxicity.	N/A	N/A
Benzo(a)pyrene	CRoral: 0.5	N/A		N/A	N/A
Chrysene	CRoral: 50	N/A		N/A	N/A
Dibenz(a, h)anthracene	CRoral: 0.5	N/A		N/A	N/A
Fluoranthene	CRoral: 50	Int.: 400	It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.	N/A	N/A
Fluorene	40	Int.: 400	The TDI is based on RIVM's evaluation of total petroleum hydrocarbons, whereby 40 µg/kg/day for aromatic compounds with equivalent carbon number >9 to 16 is proposed. ATSDR's MRL is based on a LOAEL of 125 mg/g/day for liver weight in mice treated by gavage with fluorene in corn oil for 13 weeks, with an UF of 300 (3 for use of minimal LOAEL, 10 for interspecies extrapolation, and 10 for human variability).	N/A	N/A

Naphthalene	40	Int.: 20	The TDI is based on RIVM fs evaluation of total petroleum hydrocarbons, whereby 40 µg/kg/day for aromatic compounds with equivalent carbon numbers >9 to 16 is proposed. The intermediate oral MRL is based on a LOAEL of 5.3 mg/kg/day for minimal hepatic effects in mice treated by gavage with naphthalene in corn oil for 90 days, with an UF of 300 (3 for use of minimal LOAEL, 10 for interspecies extrapolation, and 10 for human variability).	N/A	10	
1,2-Dichloroethane	CRoral: 14	Int.: 200	It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.	pCRinhal: 48 2430		It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.
1,2-cis-Dichloroethene	6	Int.: 300	The TDI and intermediate oral MRL are based on the same NOAEL of 32 mg/kg/day in the same study, in which rats were treated for 90 days. The TDI was calculated by dividing the NOAEL by an UF of 5000 (10 for interspecies extrapolation, 10 for intraspecies variability, 10 for limited study duration, and 5 for the severity of endpoint [no-threshold genotoxic action]). The intermediate MRL was calculated by dividing the NOAEL by an UF of 100 (an UF for study duration was not needed and the issue of geno-	p30	N/A	The provisional TCA was extrapolated from the oral TDI. An inhalation MRL was not derived because data were lacking and ATSDR does not use route-to-route extrapolations.
1,2-trans-Dichloroethene	17	Int.: 200	The TDI and the intermediate oral MRL are based on the same NOAEL of 17 mg/kg/day in the same study, in which mice were exposed via drinking water for 90 days. The TDI was calculated by dividing the NOAEL by 1000 (10 for interspecies extrapolation, 10 for intraspecies variability, and 10 for limited study duration). The intermediate MRL was calculated by dividing the NOAEL by an UF of 100 (an UF for study duration was not needed).	60	Int.: 780	The TCA and the intermediate inhalation MRL are based on the same LOAEL of 780 mg/m ³ (200 ppm) in rats exposed for 8 hours/day, 5 days/week for 8 or 16 weeks. The TCA was derived by adjusting 780 mg/m ³ to 185 mg/m ³ for continuous exposure and dividing by UF of 3000 (10 for interspecies extrapolation, 10 for intraspecies variability, 10 for use of LOAEL, and 3 for limited study duration). The MRL was derived by dividing the LOAEL of 200 ppm (780 mg/m ³) by an UF of 1000 (10 for interspecies extrapolation, 10 for intraspecies variability, 10 for use of LOAEL). The LOAEL was not adjusted for continuous exposure.

Trichloroethene	50	Acute: 200	The TDI is based on a NOAEL of 50 mg/kg/day for renal effects in rats exposed by gavage for 52 weeks in a study by Maltoni et al. (1986), with an UF of 1000 (10 for interspecies extrapolation, 10 for human variability, and 10 for limitations and less reliability of the database). ATSDR derived only an acute oral MRL, based on a LOAEL of 50 mg/kg/day for neurodevelopmental effects in mice exposed by gavage for 7 days in the study by Fredriksson et al. (1993), with an UF of 300 (10 for use of LOAEL, 10 for interspecies extrapolation, and 3 for human variability). ATSDR considered the intermediate and chronic oral database to be inadequate or unsuitable for MRL derivation.	200	Int.: 546	The TCA is based on an overall LOAEL of 200 mg/m ³ for hepatotoxicity and 270 mg/m ³ for NS depression in humans as evaluated by RIVM. The LOAEL of 200 mg/m ³ is divided by an UF of 1000. ATSDR's intermediate inhalation MRL is based on a LOAEL of 50 ppm (273 mg/m ³) in rats exposed for 8 hours/day, 5 days/week for 6 weeks in the study by Arito et al (1994). The LOAEL was adjusted to continuous exposure and converted to an equivalent human concentration (44 ppm) using the ratio of the rat ventilation rate to the human ventilation rate. An UF of 300 (10 for use of LOAEL, 3 for interspecies extrapolation, and 10 for human variability) was used, resulting in the MRL of 0.1 ppm (546 µm ³)
Tetrachloroethene	16	Acute: 50	RIVM used a different study as the basis for the TDI. The TDI of 16 µg/kg/day is based on a 4 week oral study in rats with liver toxicity; the NOAEL was 16 mg/kg/day. This is a Dutch study (de Vries 1982) that is not cited in ATSDR's Toxicological Profile. ATSDR would be grateful to receive a copy of this apparently unpublished RIVM study. ATSDR's acute oral MRL is 50 µg/kg/day based on a LOAEL of 5 mg/kg/day from a 7-day gavage study in mice with behavioral changes as the critical effect.	250	271	
Dichloromethane (Methylene Chloride)	60	60		3000	1000	RIVM adopted the WHO Air Quality Guideline for the general population of 3 mg/m ³ for the TCA. This value was based on a maximal allowable increase in COHb in humans of 0.1%. ATSDR's chronic inhalation MRL of 0.3 ppm (1 mg/m ³) is based on a 2 year rat inhalation study with a NOAEL of 50 ppm (31 mg/m ³) for less serious hepatic effects using an UF of 30 (3 for extrapolation from animals to humans, 10 for human variability).

Trichloromethane (Chloroform)	30	10	The TDI is based on a chronic LOAEL of 30 mg/kg/day for slight hepatotoxicity from a drinking water study in mice by Jorgenson et al. (1982). ATSDR's chronic oral MRL of 0.01 mg/kg/day is based on a LOAEL of 15 mg/kg/day for slight hepatotoxicity in Beagle dogs (Heywood et al 1979), using an UF of 1000. RIVM preferred the drinking water study by Jorgenson et al. over the toothpaste study by Heywood et al.	100	99	
Tetrachloromethane (Carbon Tetrachloride)	4	Int.: 7	The TDI of 4 µg/kg/day is based on a NOAEL of 1 mg/kg/day for hepatotoxic effects in rats (from a semichronic study), using an UF of 250. The study used as the basis was not identified, but it is most likely the same study used by ATSDR (Bruckner et al. 1986). ATSDR's intermediate oral MRL of 7 µg/kg/day is based on a NOAEL of 1 mg/kg/day for hepatic effects in rats (NOAEL adjusted for continuous exposure = 0.71 mg/kg/day), with an UF of 100. The extra UF of 2.5 in RIVM's evaluation was used to extrapolate to chronic exposure; ATSDR's value is for intermediate duration exposure.	60	Int.: 310	The TCA of 60 µg/m ³ is based on a NOAEL of 31 mg/m ³ for hepatic effects in rats, which was adjusted for continuous exposure to 6.4 mg/m ³ , with an UF of 100. ATSDR's intermediate inhalation MRL of 0.05 ppm (310 µg/m ³) is based on what appears to be the study with a NOAEL of 5 ppm (31 mg/m ³) for liver effects in rats, with an UF of 100. The NOAEL was not adjusted for continuous exposure, which accounts for the difference between the TCA and MRL.
Monochlorobenzene	200	Int.: 400	The TDI of 0.2 mg/kg/day is based on a subchronic NOAEL of 27.3 mg/kg/day in dogs (Knapp 1971), adjusted for continuous exposure, resulting in a NOAEL of 19.5 mg/kg/day, with a UF of 100. ATSDR's intermediate oral MRL of 0.4 mg/kg/day is based on a NOAEL of 60 mg/kg/day for rats (NTP 1985), adjusting dose for intermittent exposure and using a UF of 100. ATSDR's Toxicological Profile for Chlorobenzene did not cite the Knapp et al. (1971) study because it was available only as abstract.	500	N/A	RIVM concluded that data were insufficient to derive a TCA, and thus used the IPCS inhalatory limit value of 0.5 mg/m ³ as a provisional TCA. ATSDR has no inhalation MRLs for chlorobenzene because the data are inadequate.
1,2-Dichlorobenzene	430	No Profile		600	No Profile	

1,4-Dichloro benzene	100	Int.: 400	RIVM derived a TDI of 0.10 mg/kg/day based on a 1 year dog study (Naylor et al 1996) that had a NOAEL of 10 mg/kg/day, and used an UF of 100. ATSDR's intermediate oral MRL of 0.4 mg/kg/day is based on a LOAEL of 188 mg/kg/day (normalized to 134 mg/kg/day) for minimal liver effects in rats (Hollingworth et al. 1956) and divided by an UF of 300. ATSDR's Toxicological Profile does not cite the study by Naylor et al. 1996), which appears to be an unpublished study by Monsanto.	670	601
1,2,3-Trichloro-benzene	8	No Profile		p 50	No Profile
1,2,4-Trichloro-benzene	8	No Profile		p 50	No Profile
1,3,5-Trichloro-benzene	8	No Profile		p 50	No Profile
Hexachloro-benzene	CRoral: 0.16	0.02	It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.	pCRinhal: 0.75	N/A
Monochlorophenols	3	Acute: 10	RIVM adopted the TDI for 2,4-dichlorophenol of 3 µg/kg/day as the TDI for monochlorophenol because of the lack of data available on monochlorophenols. ATSDR does not have a chronic or intermediate MRL for monochlorophenols, but it does have an acute MRL for 4-chlorophenol of 0.01 mg/kg/day based on a NOAEL of 1.28 mg/kg/day for lack of electron microscopic changes in hepatocytes of rats; an UF of 100 was used.	N/A	N/A
Dichlorophenols	3	Int.: 3.0		N/A	N/A
Trichlorophenols	3	No Profile		N/A	No Profile
Tetrachlorophenols	3	No Profile		N/A	No Profile
Pentachlorophenols	3	1	RIVM and ATSDR used the same study and LOAEL but with different uncertainty factors to derive the TDI and MRL. A LOAEL of 1 mg/kg/day for effects on serum thyroxin and thyroid weight in a multi-generation study with minks was used. RIVM used an UF of 3 for extrapolation of a marginal effect level to a NOAEL and a UF of 100 for inter- and intraspecies variation, resulting in a TDI of 3 µg/kg/day. ATSDR used an UF of 10 for use of a LOAEL, and 100 for intra- and interspecies variability resulting in a chronic oral MRL of 1 µg/kg/day.	N/A	N/A
Chloro-naphthalenes	80	No Profile		1	No Profile

Vinylchloride	CRoral: 0.6	0.02	It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.	CRinhal: 3.6	Int.: 78	It is not appropriate to compare Cancer Risks with MRLs.
Dioxins (PCDD's, PCDF's, PCB)	1-4x10 ⁻⁶	0.000001 (TCDD), 0.00003 (PCDF)	RIVM adopted the WHO values expressed as a range of 1-4 TEQ pg/kg. ATSDR derived an MRL of 0.000001 (1x10 ⁻⁶) µg/kg/day for chronic-duration oral exposure to 2,3,7,8-TCDD. The chronic-duration oral MRL is based on a LOAEL of 0.00012 µg/kg/day for developmental toxicity in rhesus monkeys (Schantz et al. 1992). An MRL of 0.00003 µg/kg/day has been derived for intermediate-duration oral exposure to 2,3,4,7,8pentaCDF. The intermediate oral MRL was based on a LOAEL for hepatic effects (increased serum bilirubin, decreased serum triglycerides) identified in rats that were fed diets providing estimated dosages of 0, 0.1, 1, or 10 pg/kg/day for 13 weeks (Pluess et al. 1988a; Poiger et al. 1989).	N/A	N/A	
Non-Planar PCB's	0.01	0.02	The TDI and the MRL for Aroclor 1254 is 0.02 ig/kg/day based on the same study. RIVM notes that the TDI for Aroclor 1254 of 0.02 ig/kg/day is to be used for oral exposure of humans to mixtures of PCBs in soil. However, since the seven indicator PCBs contribute for 40 to 50% in Aroclor 1254, the TDI for the sum of the seven indicator PCBs in the total mixture must be set at 0.01 ig/kg/day.	0.5	N/A	RIVM derived a TCA of 0.5 µg/m ³ for Aroclor 1254 based on a LOAEL of 1.5 mg/m ³ for marginal hepatic effects in animals. ATSDR did not derive inhalation MRLs because the data are inadequate. The study used by RIVM was not specified but is likely to be Treon et al. (1956), which is mentioned in the Toxicological Profile, but limitations of this study made it inadequate to use as a basis for the MRL.
Aldrin	0.1	0.03	The TDI of 0.1 µg/kg/day is based on a LOAEL of 25 µg/kg/day for questionable effects in dogs and minimal liver effects in rats. A small UF of 2.5 was used for use of a minimal LOAEL, along with UFs for inter- and intraspecies differences for a total UF of 250. ATSDR's chronic oral MRL for aldrin of 0.03 µg/kg/day is based on the same study used by RIVM (Fitzhugh et al. 1964), using the LOAEL of 25 µg/kg/day, but with an UF of 1000.	0.35	N/A	RIVM developed a provisional TCA of 0.35 µg/m ³ for aldrin. Since data are not available the value was estimated using route-to route extrapolation using the TDI value. ATSDR did not derive inhalation MRLs because the data are inadequate and ATSDR does not use route-to route extrapolations.
Dieldrin	0.1	0.05	RIVM derived a TDI of 0.1 µg/kg/day based on a LOAEL of 25 µg/kg/day for liver changes in dogs and minimal liver changes in rats. ATSDR's chronic oral MRL for dieldrin of 0.05 µg/kg/day is based on a different study (Walker et al. 1969) that had a NOAEL of 5 µg/kg/day and a LOAEL of 50 µg/kg/day for liver effects in rats and dogs; an UF of 100 was used.	0.35	N/A	RIVM developed a provisional TCA of 0.35 µg/m ³ for dieldrin. Since data are not available, this value was estimated using route-to route extrapolation using the TDI value. ATSDR did not derive inhalation MRLs because the data are inadequate and ATSDR does not use route-to route extrapolations.

Endrin	0.2	0.3	The TDI and the MRL are based on the same NOAELs in the same studies; however, the difference in the values reflects slight differences in the UF. RIVM applied an UF of 125 to the NOAEL of 25 µg/kg/day. ATSDR applied a UF of 100.	0.7	N/A	RIVM developed a provisional TCA of 0.70 µg/m ³ for deldrin. Since data are not available, this value was estimated using route-to route extrapolation using the TDI value. ATSDR did not derive inhalation MRLs because the data are inadequate and ATSDR does not use route-to route extrapolations.
DDT, DDD, DDE	0.5	Int: 0.5		N/A	N/A	
α-Hexachloro-cyclohexane	1	8	The TDI of 1 µg/kg/day is based on a NOAEL of 0.1 mg/kg/day for leucocytopenia and liver changes in a 90 day rat study; with an UF of 100. The study used by RIVM (Slooff and Matthijssen 1988) is not cited in the Toxicological Profile and is also not listed in the reference section by RIVM. ATSDR's chronic oral MRL of 8 µg/kg/day is based on a NOAEL of 0.8 mg/kg/day for liver effects in rats in a study by (Fitzhugh et al. 1950), with an UF of 100.	0.25	N/A	The TCA of 0.25 µg/m ³ is based on a NOAEL of 0.1 mg/m ³ (adjusted for continuous exposure to 25 µg/m ³) for hepato- and nephrotoxicity in a 90 day inhalation study in rats exposed to γ-HCH (Slooff and Matthijssen 1988). Again ATSDR is unaware of this study. ATSDR did not derive inhalation MRLs because the data are inadequate.
â-Hexachloro-cyclohexane	0.02	Int.: 0.6	The TDI of 0.02 µg/kg/day is based on a NOAEL of 0.02 mg/kg/day for infertility in rats with an UF of 1000. The study used by RIVM (Slooff and Matthijssen 1988) is not cited in the Toxicological Profile and is also not listed in the reference section by RIVM. ATSDR's intermediate oral MRL of 0.6 µg/kg/day is based on a LOAEL of 0.18 mg/kg/day for liver effects in rats, and uses an UF of 300.	N/A	N/A	
γ-Hexachloro-cyclohexane	0.04	Int.: 0.01	The TDI of 0.04 µg/kg/day is based on a LOAEL of 12 µg/kg/day (Meera et al. 1992) with an UF of 300 (3 for use of a minimal LOAEL). ATSDR's intermediate oral MRL of 0.01 µg/kg/day is based on the same LOAEL used by RIVM of 12 µg/kg/day for immunological/lymphoreticular effects in female mice, but used an UF of 1000 (10 for use of a LOAEL).	0.14	N/A	Since data were not available, RIVM derived a TCA of 0.14 µg/m ³ via route-to-route extrapolation using the TDI. ATSDR did not derive inhalation MRLs because the data are inadequate and ATSDR does not use route-to route extrapolations.
Carbamates: carbaryl	3	No Profile		10	No Profile	
Carbamates: Carbofuran	2	No Profile		N/A	No Profile	
Dithiocarbamates: maneb	50	No Profile		18	No Profile	

Triazines: Atrazine	5	Acute: 10	The TDI of 5 µg/kg/day is based on a NOAEL of 0.5 mg/kg/day for reproduction effects in male and female rats; an UF of 100 is used. ATSDR's acute oral MRL of 10 µg/kg/day is based on a NOAEL of 1 mg/kg/day for decreased body weight gain in pregnant rabbits and uses an UF of 100. No chronic duration MRL could be derived because the lowest NOAEL was higher than the serious LOAEL for intermediate duration exposure.	N/A	N/A	
Pyridine	1	No Profile		120	No Profile	
Tetrahydrofuran	p 10	No Profile		35	No Profile	
Cyclohexanone	4600	No Profile		650	No Profile	
Petrol/gasoline	3100	N/A		71	N/A	
Total Petroleum Hydrocarbons	N/A ³	N/A	(See below for individual fractions)	N/A	N/A	
Aliphatic >EC5-EC8	2000	N/A		18.4x10 ³	N/A	RIVM derived a TCA of 18400 µg/m ³ . For the EC5-EC8 aliphatic fractions, ATSDR uses the chronic inhalation MRL of 0.6 ppm for n-hexane as a surrogate.
Aliphatic >EC8-EC16	100	N/A		1000	N/A	RIVM derived a TCA of 1000 µg/m ³ . For the EC>9-EC16 aliphatic fractions, ATSDR uses the chronic inhalation MRL for JP-7 of 0.3 mg/m ³ as a surrogate.
Aliphatic >EC16-EC35	2000	N/A	For the EC>16-EC35 aliphatic fractions, ATSDR uses health effects data for mineral oils, but no MRLs are available.	N/A	N/A	
Aliphatic >EC35	20x10 ³	N/A	For the EC>16-EC35 aliphatic fractions, ATSDR uses health effects data for mineral oils, but no MRLs are available.	N/A	N/A	
Aromatic >EC5-EC9	200	N/A	RIVM derived a TDI of 200 µg/kg/day. For the EC5-EC9 fractions, ATSDR uses oral MRLs specific to each individual indicator compound - benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes.	400	N/A	RIVM derived a TCA of 400 µg/m ³ . For the EC5-EC9 fractions, ATSDR uses inhalation MRLs specific to each individual indicator compound - benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes.
Aromatic >EC9-EC16	40	N/A	RIVM derived a TDI of 40 µg/kg/day. For the EC>9-EC16 fraction, ATSDR uses an acute and intermediate oral MRLs of 0.05 and 0.02 mg/kg/day for naphthalene as surrogates.	200	N/A	RIVM derived a TCA of 200 µg/m ³ . For the EC>9-EC16 fraction, ATSDR uses a chronic inhalation MRL of 0.002 ppm for naphthalene as surrogates.
Aromatic >EC16-EC35	30	N/A	RIVM derived a TDI of 30 µg/kg/day. For the EC>16-EC35 fraction, ATSDR uses an intermediate oral MRL of 0.4 mg/kg/day for fluorene and fluoranthene as a surrogate.	N/A	N/A	

Vinylchloride

Vinylchloride is een genotoxisch carcinogeen. Deze stof is in staat een kankerproces te initiëren door een irreversibele verandering van het DNA, en dit proces te completeren door vervolgstappen.

MTR voor orale blootstelling

Voor orale blootstelling leidden de RIVM-onderzoekers de volgende kankerrisicogetallen af⁴³. De oude MTR-waarde bedroeg 3,5 µg/kg.l.g./dag. Deze waarde was gebaseerd op een incidentie van levercarcinomen (5/116^e bij 1,7 mg/kg.l.g./dag) in het onderzoek van Feron⁴⁴. Voor de berekening van de nieuwe MTR gebruikten de RIVM-onderzoekers het eerder genoemde onderzoek van Feron en een onderzoek van Til^{44,45}. Daarbij ging men niet alleen uit van het optreden van levercarcinomen maar ook van angiosarcomas (kwaadaardige gezwellen vanuit bloedvaten) en *neoplastic nodules* (die het voorstadium van gezwellen kunnen zijn). Berekening van de MTR uit de onderzoeken van Feron en Til leverde ongeveer dezelfde waarde: 0,6 µg/kg.l.g./dag.

De EPA⁴⁶ ging voor de afleiding van een advieswaarde eveneens uit van het onderzoek van Feron en koos ook voor de eindpunten levertumoren, angiosarcomen en *neoplastic nodules*. De EPA berekende de incidentie bij de mens echter met behulp van een PBBK-model waarmee de concentratie van de metaboliet in de lever van de rat werd omgerekend naar die in de lever van de mens. Uit die omrekening volgt dat de LOAEL van de rat van 1,7 mg/kg l.g./dag overeenkwam met 1,07 mg/kg l.g./dag voor de mens.

Uitgaande van dezelfde lineaire extrapolatiemethode als het RIVM leiden deze gegevens van de EPA tot een waarde van 0,2 µg/kg.l.g./dag.

Zo op het eerste oog verdient de door de EPA gehanteerde methode de voorkeur boven de door het RIVM gebruikte gegevens en methode, omdat de commissie voorstander is van het gebruik van een goed PBBK-model boven het gebruik van standaardfactoren. De EPA past tenslotte nog een onzekerheidsfactor van twee toe, aangezien het hier om levenslange blootstelling vanaf de geboorte gaat.

MTR voor inhalatoire blootstelling

De ‘oude’ MTR voor inhalatoire blootstelling werd afgeleid uit een epidemiologisch onderzoek (100 microgram/m³). De EPA wees het gebruik van dit onderzoek af omdat men de schatting van de blootstelling onvoldoende betrouwbaar vond. Zowel het RIVM als de EPA leidden een nieuwe advieswaarde af uit de gegevens van Maltoni^{47,48}, waarin gedurende respectievelijk 30 en 52 weken muizen en ratten aan vinylchloride werden blootgesteld. De door het RIVM afgeleide MTR bedraagt 3,6 microgram/m³, die van de EPA is 23 microgram/m³. Bij de waarde van de EPA zit inbegrepen een factor twee om rekening te houden met blootstelling vanaf de geboorte. Los van deze factor is grofweg het verschil tussen de waarden van EPA en RIVM een factor vier. Dit komt doordat de EPA een PBBK-model gebruikt om de doses bij proefdieren om te zetten in doses bij mensen en door een iets andere extrapolatiemethode.

Tolueen

Advieswaarden voor orale blootstelling

De WHO⁴⁹, EPA⁵⁰ en het RIVM⁴³ gaan voor de afleiding van advieswaarden uit van een onderzoek waarin ratten dertien weken lang vijf dagen per week per maagsonde toluen kregen toegediend. De NOAEL voor een toename in lever- en niergewicht bedroeg 312 mg/kg l.g./dag. Na toepassing van een onzekerheidsfactor van 1000 en een correctie voor de niet-continue blootstelling leidt de WHO een TDI af van 223 µg/kg.l.g./dag. Het RIVM neemt deze waarde over als MTR. De EPA komt door het gebruik van een metabole omrekening van de dosering van proefdieren naar mensen tot een advieswaarde van 200 µg/kg.l.g./dag. De ATSDR⁵¹ gaat voor de afleiding van een advieswaarde uit van een onderzoek waarin toluen werd toegediend in drinkwater. Een dergelijke wijze van toedienen beschouwt de ATSDR als relevanter dan de toediening per maagsonde. De gebruikte LOAEL bedraagt 5 mg/kg.l.g./dag voor neurologische effecten. Het gebruik van een onzekerheidsfactor van 300 (3 voor de omrekening van een LOAEL naar een NOAEL; 10 voor intraspeciesvariatie en 10 voor interspeciesvariatie) leidt tot een advieswaarde van 20 µg/kg.l.g./dag.

Zoals eerder vermeld kan de commissie zonder dat zij het volledige dossier heeft geëvalueerd geen definitieve advieswaarde geven. Wel lijkt haar de gebruikte onzekerheidsfactor van 1000 aan de hoge kant, gezien de aard van de sleuteffecten (lokale effecten op neusepitheel) en gezien ook de beschikbaarheid van chronisch onderzoek, zij het inhalatoir.

Inhalatoir

Voor de afleiding van de MTR nemen de onderzoekers van het RIVM de door de WHO en EPA gebruikte LOAEL over van 332 mg/m^3 . Die waarde is afkomstig van een onderzoek van Foo⁵² (90) bij werknemers van een electronicabedrijf die gedurende vijf jaar aan genoemde concentratie toluen waren blootgesteld en bij wie neurologische effecten optraden. De commissie vindt op het eerste gezicht de door het RIVM gebruikte onzekerheidsfactor van 300 (10 voor de LOAEL, 10 voor de variatie in gevoeligheid tussen mensen en 3 voor de beperktheid van de gegevens) aan de hoge kant voor de gebruikte humane studies, vooral omdat het hier een onderzoek bij mensen betreft en er ook de nodige andere onderzoeken bij mensen voorhanden zijn. De ATSDR gaat voor de afleiding van een advieswaarde uit van een LOAEL van 131 mg/m^3 . Deze komt uit een onderzoek bij schoenmakers bij wie een afwijking in de kleurenwaarneming werd geconstateerd⁵³. De ATSDR past een onzekerheidsfactor toe van 100 (10 voor de LOAEL en 10 voor de variatie in de gevoeligheid van de mens). De door de ATSDR gebruikte factor van 100 lijkt meer in de rede te liggen.

Lood

Door het RIVM is een verhoging voorgesteld van de interventiewaarde lood van 300 naar 622 mg per kg⁵⁴. Deze verhoging is gebaseerd op een biologische beschikbaarheid in de bodem van 0,6 en een verlaging van de een ingestie van grond door kinderen van 150 naar 100 mg per dag. In dit advies constateerde de commissie dat de waarde van 100 mg/kg onvoldoende bescherming biedt. De TCB heeft in zijn advies aangegeven dat zij de waarde van 0,6 voor de biologische beschikbaarheid onvoldoende onderbouwd vindt, de commissie onderschrijft die conclusie. Daarnaast heeft de commissie twijfels over de juistheid van de MTR_{humaan} . Overigens is lood één van de weinige stoffen waarbij geen onzekerheidsfactor is gebruikt voor de afleiding van de MTR_{humaan} .

Recentelijk zijn nieuwe onderzoeken naar de toxiciteit van lood beschikbaar gekomen, waaruit blijkt dat bij bloedloodwaarde van 65 microgram per liter effecten zijn te verwachten^{55,56}. Voorheen ging men ervan uit dat een waarde van 100 microgram lood per liter bloed veilig was. De ATSDR gaat er zelfs vanuit dat er geen drempelwaarde bestaat voor lood. Uit een vergelijking van de nieuwe effectgegevens met de inmiddels al wat oudere gegevens van bloedloodconcentraties in kinderen⁵⁷ en volwassenen⁵⁸ blijkt dat er toch een aanzienlijk deel van de onderzochte populatie zich boven de effect-niveau's bevindt. De bloedloodwaarde bij volwassenen in de jaren 1995 tot 1997 zijn aanmerkelijk lager dan de jaren daarvoor, als gevolg van de uitbanning van lood in benzine. Het is echter onbekend tot welk niveau die verlaging zich na deze jaren heeft voortgezet.

De MTR_{humaan} (voor orale inname) is op andere manier afgeleid dan de advieswaarde voor lood in bloed. De MTR_{humaan} is overgenomen van de ADI die de WHO destijds voorstelde⁵⁹. De ADI is – voor zover de commissie heeft kunnen nagaan – afgeleid uit een onderzoek waarin bij 12 kinderen (variërend in leeftijd van 12 tot 746 dagen) zogeheten balansstudies zijn uitgevoerd⁶⁰. Bij de kinderen werden gedurende 72 uur de inname van lood uit voedsel en de excretie in feces en urine gemeten. Na een periode van 11 tot 18 dagen werden deze metingen herhaald. In totaal werden er 89 van deze metingen uitgevoerd. Bij 19 van de 28 metingen bij een inname lager dan $5 \mu\text{g}/\text{kg.l.g./dag}$ was de uitscheiding hoger dan de opname. De WHO concludeerde daaruit dat onder die inname er geen accumulatie van lood in het lichaam plaatsvindt. Voor de veiligheid is toen gekozen voor een ADI van $3,5 \mu\text{g}/\text{kg.l.g./dag}$. De commissie zet echter kanttekingen bij de betrouwbaarheid van die waarde. Uiteindelijk gaat het slechts om een kleine groep kinderen (13), waarbij het goed zou kunnen dat de variatie in de metingen van één kind groter is dan de variatie tussen kinderen. Uit het onderzoek blijken ook diverse verbanden tussen de retentie van lood en bijvoorbeeld calcium. In hoeverre daar rekening mee gehouden is in de afleiding van de waarde is niet duidelijk. Inmiddels zijn over de kinetiek (opname, verdeling en uitscheiding) van lood en de factoren die daarop van invloed zijn veel gegevens voorhanden.

Het voortgaande is volgens de commissie voldoende reden om niet zonder meer de $MTR_{\text{humaan,bodem}}$ voor lood op te hogen. Zij beveelt aan om zowel de blootstelling (inclusief de biologische beschikbaarheid) als de toxiciteit van lood nader te bezien

Berekening voor benzeen

Om na te gaan of drinkwaternormen veilig genoeg zijn als $MTR_{\text{humaan}\cdot\text{bodem}}$ voor inhalatie heeft de commissie de volgende voorbeeld berekening gemaakt voor benzeen met het model VOLASOIL. De commissie is daarbij uitgegaan van een *worst case* situatie:

- Huis op grof zand
- Maximaal aantal gaten in de vloer, dus veel damp uit kruipruimte in binnenlucht
- Minimale binnenlucht ventilatie.

Een concentratie benzeen in het grondwater die gelijk is aan de drinkwaternorm (1 μgram per liter) resulteert in een concentratie benzeen in de binnenlucht van 6.52 μgram per m^3 , dat is een factor 3 lager dan de MTR_{humaan} (20 μg per m^3). Om de genoemde concentratie benzeen in de binnenuitlucht te bereiken, is een verdampingsflux uit de bodem van 1.2 mg per m^2 per dag vereist. Echter, het grondwater bevat maar 1 mg per m^3 . De aanvoer van de verontreiniging via het grondwater (concentratie vermenigvuldigd met het grondwaterdebiet) zal hier een beperkende factor zijn. De commissie heeft een schatting gemaakt van de grondwatersnelheid die in dit voorbeeld nodig zou zijn om de concentratie in de binnenlucht te blijven aanleveren. Dit vereist een zeer hoge grondwatersnelheid, namelijk 50 m per dag, terwijl een snelheid van 10 m per dag in Nederland al zeer uitzonderlijk is. Met andere woorden: het grondwaterdebiet kan niet dusdanig hoog zijn om een bepaalde concentratie in binnenlucht te blijven aanleveren (zie kader).

OUTPUT VOLASOIL 2.0, 16/02/04

Location description:

Location: WorstCase20040216

Project code: GZR

Compound: benzene

Case: Groundwater contamination (well-mixed container)

Variables from INPUTS pages

INPUTS [Compound]

Molecular weight (M): 78 [g.mol⁻¹]

Vapour pressure (Vp)(283 K): 6702.9 [Pa]

Solubility (S)(283 K): 19.253 [mol.m⁻³]

Tolerable Concentration in Air (TCA): 20 [µg.m⁻³]

Concentration in groundwater (Csw): 1 [µg.l]

INPUTS [Soil]

Volume fraction air (Va): 0.2 [-]

Volume fraction water (Vw): 0.2 [-]

Volume fraction solids (Vs): 0.6 [-]

Air permeability of soil (kappa): 1E-10 [m²]

Height of capillary transition boundary above groundwater table (z): 0.5 [m]

Depth of groundwater table (dg): 1 [m]

INPUTS [Building]

Volume of indoor space (Vi): 150 [m³]

Volume of crawl space (Vc): 25 [m³]

Depth of crawl space beneath the soil surface (dc): 0.4 [m]

Basic ventilation rate of crawl space (horizontal ventilation) (vrcb): 20 [m³.h⁻¹]

Ventilation rate of indoor space (vri): 25 [m³.h⁻¹]

Surface area of floor (Af): 50 [m²]

Floor thickness (Lf): 0.1 [m]

Total area of openings in floor (Aof): 0.005 [m²]

Total number of openings in floor (N): 10 [-]

Air pressure diff. between indoor space and crawl space (delta_pic): 2 [Pa]

Air pressure diff. between crawl space and soil (delta_pcs): 2 [Pa]

INPUTS [Constants, values cannot be changed]

Gas constant (R): 8.3114 [Pa.m³.mol⁻¹.K⁻¹]

Viscosity of air (eta): 6E-9 [Pa.h]

Temperature (T): 283 [K]

INPUTS [Additional, overrule calculated intermediate variables]

Air-exchange rate of indoor space (vvi): 0 [h⁻¹]

Air-exchange rate of crawl space (vvc): 0 [h⁻¹]

Number of openings per floor area (n): 0 [m⁻²]

Fraction of openings in floor (gap fraction) (fof): 0 [-]

Depth beneath crawl space for soil-air conc. in open capillary zone (do): 0 [m]

Variables from RESULTS page

Henry's constant (H): 348.15 [Pa.m³.mol⁻¹]

Air-water partitioning constant or dimensionless Henry (Klw): 0.15 [-]

Concentration in soil air at depth of contaminant (Csa): 1.480E-04 [g.m⁻³]

Diffusion coefficient in free air (Da): 3.554E-02 [m².h⁻¹]

Diffusion coefficient in soil air (Dsa): 1.039E-03 [m².h⁻¹]

Average depth of contaminant (dp): 0.50 [m]

Length of soil column (Ls): 1.000E-01 [m]

Air conductivity of soil (Ks): 1.667E-02 [m².Pa⁻¹.h⁻¹]

Air flux from soil to crawl space (Fsc): 0.33 [m³.m⁻².h⁻¹]

Total contaminant flux from soil to crawl space (J1): 4.934E-05 [g.m².h⁻¹]

Air-exchange rate of crawl space (vvc): 14.06 [h⁻¹]

Concentration in crawl space air (Cca): 7.017E-06 [g.m⁻³]

Number of openings per floor area (n): 0.20 [m⁻²]

Fraction of openings in floor (gap fraction) (fof): 1.000E-04 [m².m⁻²]

Air flux from crawl space through the floor to indoor space (Fci): 6.63 [m³.m⁻².h⁻¹]

Convective contaminant flux from crawl space to indoor (Jcci): 4.653E-05 [g.m⁻².h⁻¹]

Air-exchange rate of indoor space (vvi): 2.38 [h⁻¹]

Indoor-air concentration (Cia): 6.525E-06 [g.m⁻³]

Tolerable Concentration in Air (TCA): 2.000E-05 [g.m⁻³]

Indoor-air concentration/Tolerable Concentration in Air (Cia/TCA): 0.65 [-]

Variables from CONCLUSIONS page

Case: Groundwater contamination (well-mixed container)

Compound: benzene

Concentration in soil air at depth of contaminant (Csa): 148.01 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

Concentration in crawl space (Cca): 7.02 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

Concentration in indoor-air (Cia): 6.52 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

Tolerable Concentration in Air (TCA): 20.00 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

Indoor-air concentration/Tolerable Concentration in Air: 0.65 [-]

The indoor-air concentration does not exceed the TCA

I

Beschrijving en beoordeling van het model SEDISOIL

Met het model SEDISOIL kan worden berekend in welke mate mensen worden blootgesteld aan belastende stoffen in een verontreinigde waterbodem. Van het model SEDISOIL bestaan twee versies: SEDISOIL 1996 en een herziene versie SEDISOIL 1999. In de Sanerings Urgentie Systematiek zoals vastgelegd in de *Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming* is echter alleen SEDISOIL 1996 opgenomen. In de versie van 1996 die specifiek is ontwikkeld voor het vaststellen van de saneringsurgentie van ernstig verontreinigde waterbodems geven de auteurs aan dat de schattingen te onbetrouwbaar zijn om $MTR_{\text{humaan,bodem}}^*$ waarden af te leiden, en geven zij het advies om metingen te verrichten. In de versie van 1999 zijn wel voorstellen gedaan voor $MTR_{\text{humaan,sediment}}$ waarden. Daarnaast is de versie van 1999 bruikbaar voor de beoordeling van actuele (locatiespecifieke) humane risico's ten behoeve van de urgentiebepaling. De commissie geeft in deze bijlage een beschrijving van het model SEDISOIL 1996, ze analyseert de verschillen tussen SEDISOIL 1996 en SEDISOIL 1999, en plaatst ten slotte kanttekeningen bij SEDISOIL 1999.

Beschrijving SEDISOIL 1996

Bij blootstelling aan verontreinigde waterbodems kunnen drie blootstellingroutes een rol spelen:

* het RIVM gebruikt daarvoor de term HUM-TOX EWVC's: Humaan-Toxicologische Ernstige Waterbodem Verontreinigings Concentraties.

- ingestie van waterbodem (sediment) en oppervlaktewater (inclusief zwevend slib);
- opname via de huid door contact met de waterbodem en het oppervlaktewater;
- consumptie van vis.

De auteurs van het model geven nadrukkelijk aan dat SEDISOIL 1996 een beperkte nauwkeurigheid heeft. Om de actuele humane risico's van verontreinigde waterbodems beter te kunnen schatten, stellen zij voor een selectie te maken van relevante blootstellingroutes en om locatiespecifiek de inputparameters te bepalen.

Uitgaande van een concentratie in de waterbodem wordt een concentratie in het oppervlaktewater berekend, waarbij men uitgaat van een evenwicht tussen de fasen. Voor metalen gebruikt men de verdelingscoëfficiënt bodem-poriënwater. In welke mate het fysisch-chemische milieu zorgt voor een onder- of overschatting van de berekende concentratie wordt niet meegenomen. Als bovengrens voor de maximale concentratie in het oppervlaktewater geldt de wateroplosbaarheid van een stof. De concentratie in het oppervlaktewater wordt gelijkgesteld aan de concentratie in het poriënwater van het sediment. Voor de berekening van de verdeling over de fasen worden deels van CSOIL afwijkende parameterwaarden aangehouden: dichtheid van de droge waterbodem 1,3 [kg/l] (CSOIL 1,5), volumefractie water in water bodem 0,4 (CSOIL 0,2 water en 0, 2 lucht), fractie organisch koolstof zwevend slib 0,116 en een PH van 8 (CSOIL 6).

Voor de berekening van concentraties in vis zijn BCF's (bioconcentratiefactoren) nodig die de verhouding weergeven tussen de concentratie in de vis en die in het oppervlaktewater. Voor anorganische stoffen moeten deze experimenteel vastgesteld zijn, anders is berekening van de concentratie in vis niet mogelijk. Voor organische stoffen kunnen bij het ontbreken van experimentele BCF's ook waarden afgeleid worden uit empirische relaties. Uit verschillende onderzoeken blijkt een maximaal verschil van een factor 200. Gekozen is in SEDISOIL 1996 voor de regressievergelijking van Mackay die min of meer in het midden van alle voorspelde BCF's ligt. Voor de berekening van het gehalte aan contaminant in vis gaat men uit van een gemiddeld vetpercentage van 5 procent (Mackay). Voor het zwevend slibgehalte heeft men gekozen voor een waarde van 30 mg/l.

Voor de toepassing van SEDISOIL 1996 geven de auteurs aan dat het model een indicatie kan geven van locatiespecifieke blootstelling aan verontreinigde waterbodems. Concreet kan met het model de saneringsurgentie vastgesteld worden. Dit aan de hand van de beschreven formules in de handleiding voor de bepaling van de saneringsurgentie of met het computerprogramma SUS. Als onzekerheden bij SEDISOIL worden genoemd:

- uitgangspunt evenwicht tussen fasen;
- mogelijke verdunningseffecten;
- interacterende fysisch-chemische processen;

- effecten van stroming;
- berekeningswijze contactmedium vis.

Gezien deze onzekerheden wordt de voorkeur gegeven aan meten in contactmedia waar mogelijk en gewenst.

SEDISOIL 1999 in relatie tot SEDISOIL 1996

In 2000 heeft het RIZA in samenwerking met het RIVM een voorstel gedaan voor verbeteringen van SEDISOIL. In het rapport leidt men $MTR_{\text{humaan, sediment}}$ waarden af met behulp van SEDISOIL 1999. Het rapport heeft de status van een discussiestuk. Deze studie heeft geleid tot een aantal aanpassingen van SEDISOIL 1996.

- De gebruikte partiticoëfficiënten voor metalen (landbodem) zijn vervangen door partiticoëfficiënten zwevend slib/sediment.
- Voor organische verbindingen wordt een verbeterde verdelingscoëfficiënt gehanteerd.
- Gebruik van verbeterde octanol-water partiticoëfficiënten.
- Aanpassing totale hoeveelheid blootgesteld huidoppervlak bij opname via de huid.

Op grond van het ontbreken van voldoende meetgegevens zijn de BCF's voor metalen niet gewijzigd.

SEDISOIL 1999 kan volgens de auteurs worden toegepast bij:

- het afleiden van potentiële humane risicogrenswaarden voor de waterbodem (HUM-TOX EWVC's=Humaan-Toxicologische Ernstige WaterbodemVerontreinigings-Concentraties). HUM-TOX EWVC is gelijk aan een sedimentgehalte waarbij de humane blootstelling (bij standaardgebruik) gelijk is aan het Maximaal Toelaatbaar Risico.
- beoordeling van actuele (locatiespecifieke) humane risico's ten behoeve van de urgentiebepaling.

Bij de afleiding van de HUMTOX EWVC gaat men uit van het volgende blootstellingscenario: 10 dagen per jaar aanwezig, visconsumptie 11 gram/dag voor een volwassene en 3 gram/dag voor een kind, waarbij de bijdrage van de verontreinigde vis 10 procent bedraagt van de totale visconsumptie.

Kanttekeningen van de commissie

De voorgestelde wijzigingen zijn goed beargumenteerd en leiden duidelijk tot een verbeterd model, echter met uitzondering van de scenario's voor blootstelling. Er blijft namelijk sprake van een fictieve standaard blootgestelde die duidelijk niet tot een risicogroep behoort. De status van de voorgestelde wijzigingen in dit rapport is onduidelijk. In

de nieuwste versie van SUS (versie 2.2) is nog steeds SEDISOIL 1996 opgenomen. Dit omdat SEDISOIL 1999 niet in de circulaire benoemd wordt. Zo zijn er meer documenten die formeel geen status hebben maar wel gepubliceerd zijn. Het AKWA-rapport *Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems* (2002) is hier een voorbeeld van. In dit rapport wordt uitgebreid ingegaan op de vaststelling van de ernst en urgentie van verontreinigde waterbodems. Voor de berekening van humane blootstelling wordt verwezen naar het SEDISOIL formularium of de bijgeleverde gebruikersversie van het model SEDISOIL (2001). Deze richtlijn vormt een aanvulling op de regels voor het doen van (water)bodemonderzoek, zoals die beschreven zijn in de *Circulaire Saneringsregeling Wet Bodembescherming, Beoordeling en Afstemming*.

Blootstelling door consumptie van zelfgevangen vis

Men gaat voor de berekening van de BCF-waarde uit van een vetgehalte van de vis van 5 procent. Dat is een in de ecotoxicologie gebruikelijke standaardwaarde. Paling daarentegen bevat 20 procent vet. De commissie beveelt aan om na te gaan welke vissoorten worden geconsumeerd, en in welke hoeveelheden en om vervolgens een vetpercentage vast te stellen. De commissie meent dat het gebruik van BSAF-waarden zoals die binnen de ecotoxicologie worden gebruikt te verkiezen is boven het gebruik van BCF-waarden. Het gebruik van BCF-waarden levert vooral voor sterk hydrofobe organische contaminanten een onbetrouwbaarder schatting op (zie GR95). Daarnaast zijn er in Nederland voldoende metingen verricht van concentraties in vis en sediment om goede schattingen te maken van de verhouding tussen concentraties van organische contaminanten in vis en sediment in Nederlandse wateren. Voor metalen is het beter om uit te gaan van gemeenten waarden waarbij blootstelling plaatsvindt nabij de $MTR_{\text{humaan,sediment}}$ gezien het concentratie afhankelijke regulatievermogen van vissoorten.

De TCB heeft in zijn advies over de interventiewaarden aangegeven dat de in SEDISOIL geschatte visconsumptie waarschijnlijk te laag is. De TCB beveelt aan de gegevens over de consumptie van zelfgevangen vis door sportvissers te actualiseren. De commissie sluit zich bij deze conclusie aan.

Ingestie van zwevend stof

SEDISOIL gebruikt een gemiddelde zwevend stof gehalte van 30 mg z.s. / liter. Dat getal is een gemiddelde waarde van het gehalte zwevend stof in de Rijn. Waarden tot 300 mg/l worden evenwel regelmatig gemeten. Juist bij recreatie (zwemmende kinderen) vindt veel werveling van slib plaats waardoor een gemiddelde van 30 mg z.s./liter een grote onderschatting lijkt.

Conclusies

De commissie stelt een benadering voor sediment voor die analoog is aan de voorstellen voor landbodems in dit advies: het gebruik van waarden die aan de veilige kant zijn, en een nader onderzoek dat vooral gericht is op het meten in contactmedia. Zij meent dat voor veiliger waarden vooral de visconsumptie en het gebruik van BCF-waarden moeten worden herzien. De commissie pleit voor het gebruik van BSAF-waarden in plaats van het gebruik van BCF-waarden. Daarnaast meent de commissie dat meer uitgegaan dient te worden van een benadering van risicogroepen in plaats van het gebruik van een standaardscenario. Locatiespecifiek kan dan alsnog bezien worden welk scenario het meest geschikt is. De commissie wijst op de mogelijkheid om gebruik te maken van een functietoewijzing voor oppervlaktewateren, in plaats van het saneren van de locatie. In België bijvoorbeeld geldt in bepaalde wateren vanwege verontreiniging van sediment een (tijdelijk) meeneemverbod van paling. Een commissie van de Gezondheidsraad gaf in haar advies over natuurzwemwater aan om bij de toewijzing van een locatie als zijnde geschikt als zwemwater, rekening te houden met eventuele verontreiniging van de waterbodem.

