



Rapport 607050006/2010

A.G. Oomen | B.G.H. Bokkers | A.J. Baars | C.W. Versluijs | P.F. Otte

Relatie bodemverontreiniging en gezondheid

Wat zijn de mogelijkheden om de gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging te kwantificeren?

RIVM Rapport 607050006/2010

Relatie bodemverontreiniging en gezondheid

Wat zijn de mogelijkheden om de gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging te kwantificeren?

A. G. Oomen (SIR)
B. G. H. Bokkers (SIR)
A. J. Baars (SIR)
C. W. Versluijs (LER)
P.F. Otte (LER)

Contact:
Agnes Oomen of Piet Otte

Agnes.Oomen@rivm.nl, Piet.Otte@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Portefeuille Ruimte, directie Leefomgevingskwaliteit, in het kader van het RIVM project Duurzaam gebruik ondergrond, bodem en grondwaterkwaliteit M/607050.

© RIVM 2010

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

Relatie bodemverontreiniging en gezondheid

Wat zijn de mogelijkheden om de gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging te kwantificeren?

De bestaande normstelling voor bodemverontreiniging is een geschikt instrument om aan te geven wanneer gezondheidsrisico's verwaarloosbaar zijn. De benadering is echter ongeschikt om de omvang van eventuele schadelijke gezondheidseffecten als gevolg van bodemverontreiniging kwantitatief te schatten. Dit kan gewenst zijn voor het onderbouwen van beleidsbeslissingen ten aanzien van bodemverontreinigingen waarmee de leefomgeving kan worden verbeterd, voor het beantwoorden van vragen over de (volks)gezondheid na calamiteiten, of voor het evalueren van bodemsaneringen.

Het RIVM heeft geïnventariseerd welke mogelijkheden er op dit moment zijn om gezondheidseffecten van een bodemverontreiniging te kunnen kwantificeren. Hieruit zijn de volgende drie aanbevelingen voortgekomen, waarvan de laatste twee ook bruikbaar zijn voor vragen over de impact van andere 'stressoren' dan bodemverontreiniging op de gezondheid.

Ten eerste is inzicht in de aard en omvang van bodemverontreiniging nodig, wat van veel locaties waarvan wordt vermoed dat de bodem is verontreinigd niet bekend is. Op lokaal niveau dient een bodemonderzoek zich te richten op kwantitatieve metingen van de verontreiniging. Voor grotere gebieden kan gebruik gemaakt worden van (bestaande) modellen waarmee de aard en omvang van bodemverontreiniging kan worden geschat. Een voorwaarde daarvoor is dat gegevens worden bijgehouden en dat informatie over contaminantconcentraties wordt toegevoegd.

Ten tweede is het nodig goed in te schatten aan welke hoeveelheid van een stof mensen worden blootgesteld en wat de variabiliteit in blootstelling tussen mensen is. Dat kan bijvoorbeeld door de berekening van de blootstelling te baseren op de activiteiten die een (virtuele) groep mensen op een bepaalde verontreinigde locatie verrichten. Daarnaast kunnen de huidige blootstellingsberekeningen worden verfijnd met concrete metingen in contactmedia (huisstof, gewas, lucht, drinkwater), zodat er minder aannames nodig zijn. Ook kan het soms nuttig zijn metingen bij mensen te doen (bijvoorbeeld lood in bloed of cadmium in urine) om een beter beeld te krijgen van de mate van blootstelling aan de stof.

Ten derde is een vertaling nodig van de blootstelling aan een stof naar het mogelijke effect ervan op de gezondheid. Het is daarbij belangrijk de relatie tussen een blootstelling en een biologisch relevant effect vast te stellen, en tevens een beeld wordt verkregen van de variabiliteit van de tolerantie ten aanzien van de stressor.

Trefwoorden:

Bodemverontreiniging, gezondheid, blootstelling, modellering, risico

Abstract

The relationship between soil contamination and health

What are the possibilities to quantify the health risk due to soil contamination?

The existing framework for risk assessment of soil contaminants is a suitable instrument to determine when health risks are negligible. However, the approach is not suitable to quantify the magnitude of potential health effects due to soil contamination. This could be relevant as a basis for policy measures with regard to soil contamination, for answering questions on (public) health after calamities, or for the evaluation of soil related remediations.

RIVM has assessed the present possibilities to quantify health risks due to soil contamination. This resulted in three recommendations, of which the last two are also useful for questions on the impact of stressors other than soil contamination on health.

First, insight into the nature and magnitude of soil contamination is required, which is unknown for many sites suspected of soil contamination. For specific sites the soil should be analysed to determine the levels of contamination. (Existing) models can be used for larger areas to estimate the nature and magnitude of soil contamination. A precondition is that the data are gathered and information on contaminant concentrations are added.

Second, estimation of the amount of contaminant people are exposed to is required, and of the variability in exposure between people. This can for example by calculating the exposure based on activities of a (virtual) group of people on a contaminated site or area. In addition, the present exposure calculations can be refined with measurements in contact media (house dust, crop, air, water), so that less assumptions are required. In some cases it can be useful to do measurements in human matrices (for example lead in blood or cadmium in urine) to obtain better insight into the exposure to a contaminant.

Third, a translation from exposure to a contaminant to a potential health effect is required. It is important to record the relationship between exposure and a biologically relevant effect, and to obtain information on the variability of the tolerance against the stressor.

Key words:

soil contamination, human health, exposure, modeling, risk

Inhoud

Samenvatting	11
1 Inleiding	13
1.1 Doel	16
1.2 Afbakening en aanpak vraagstelling	17
1.3 Meest bepalende bodemverontreinigingen voor gezondheidsrisico's	17
2 Afleiden van gezondheidkundige grenswaarden en interventiewaarden bodemsanering	19
2.1 Afleiden van gezondheidkundige grenswaarden	19
2.1.1 De NOAEL-benadering	20
2.1.2 De 'benchmark dose'-benadering	21
2.1.3 Afleiden gezondheidkundige grenswaarde	23
2.1.4 Genotoxische carcinogene stoffen	24
2.1.5 Kortdurende blootstellingen	24
2.2 Interventiewaarde bodemsanering	25
2.2.1 Positie interventiewaarde	25
2.2.2 Gezondheidsrisico's en gezondheidseffecten door bodemverontreiniging	26
2.2.3 Interventiewaarde en het handelingsperspectief	28
2.2.4 Interventiewaarde als signaalwaarde voor gezondheidsrisico's	28
2.2.5 De interventiewaarde in relatie tot het bodemgebruik en bijzondere situaties	28
3 Bron-pad-receptor benadering	31
4 Bron: de aard en omvang van de bodemverontreiniging	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Noodzakelijke gegevens aard en omvang bodemverontreiniging	33
4.3 Discussie en aanbevelingen	36
5 Pad: blootstelling aan bodemverontreiniging	37
5.1 Bepalende keuzes bij de modellering van de blootstelling	37
5.1.1 Blootstellingsduur en blootstellingsscenario's	37
5.1.2 Blootstellingsscenario's	39
5.1.3 Achtergrondblootstelling	39
5.1.4 Blootstellingsroutes	39
5.1.5 Biobeschikbaarheid	41
5.1.6 Aanbevelingen	42
5.2 Probabilistische blootstellingsmodellering	43
5.2.1 Onzekerheid en variabiliteit	43
5.2.2 Visie op probabilistische blootstellingmodellering	45
5.3 Meten van de interne blootstelling	47
5.4 Discussie en aanbevelingen betreffende blootstelling (het pad)	48

6	De receptor: relatie tussen blootstelling en gezondheidsrisico's	51
6.1	Behoeftte aan onderzoek naar de kwantitatieve inschatting van gezondheidsrisico's	51
6.1.1	Voorbeelden van onderzoek naar gezondheidsrisico's in Europees verband	51
6.1.2	Onderzoek bij het RIVM gerelateerd aan kwantificeren van gezondheidsrisico's	52
6.2	Kwantificeren van gezondheidsrisico	53
6.3	Het verkrijgen van een tolerantieverdeling	54
6.4	Overige aspecten die invloed kunnen hebben op de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid	56
6.4.1	Bijdrage van de beleving van mensen op het leven op bodemverontreiniging	56
6.4.2	Indirecte effecten	56
6.5	Gezondheidsrisico's en kaartbeelden	57
6.6	Aanbevelingen	58
7	Conclusies en aanbevelingen	59
7.1	Nut van onderzoek naar de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid	59
7.2	Bron: aard en omvang van de verontreiniging	60
7.3	Pad (blootstelling)	61
7.4	Receptor (kans op een gezondheidseffect)	62
8	Dankwoord	63
	Literatuurlijst	65
	Appendix 1: Stoffen die meest bepalend zijn voor gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging	73
	Appendix 2: Grenswaarden voor selectie van stoffen die voor bodemsanering van belang zijn	75
	Benzeen	76
	Xylenen	76
	Tolueen	77
	BTEX (mengsels van benzeen, tolueen, ethylbenzeen en xylenen)	78
	Tetrachlooretheen	78
	Trichlooretheen	79
	1,2-Dichlooretheen (cis en trans)	79
	Methyl-tertiair-butylether	80
	Lood	80
	Cadmium	80
	Arseen	81
	Chroom III	82
	Chroom VI	82
	Appendix 3: Bodeminformatiesystemen	85
	Procesgegevens: GLOBIS	85
	Proces- en meetgegevens: GBISsen	86
	Meetgegevens	86
	Nulmeting Landsdekkend beeld: LDB2004	86

Geactualiseerd Landsdekkend Beeld: LDBref	87
Overige systemen	87
Appendix 4: Informatiestromen in het netwerk van systemen	91
Locatiegegevens, plaats en onderzoeksstatus	91
Locatiegegevens gekoppeld met stoffen en verontreinigingsniveaus	94

Samenvatting

Het huidige bodembeleid heeft onder andere als doel om onaanvaardbare gezondheidsrisico's uit te sluiten. *Voor saneringsbeslissingen is dit preventieve uitgangspunt effectief. Echter, wij constateren dat deze benadering voor het kwantificeren van de gezondheidsrisico's niet voldoet.* Onder het kwantificeren van gezondheidsrisico's wordt verstaan hoe vaak een bepaald gezondheidseffect binnen een afgebakende populatie mensen wordt verwacht, en wat de onzekerheid van deze verwachting is. Indien het beleid een afweging wil maken op basis van de effectiviteit van (verschillende) beleidsmaatregelen kan het gewenst zijn dat de gezondheidsrisico's gekwantificeerd worden. Men kan denken aan de afweging tussen verschillende bodemsaneringsmaatregelen, bijvoorbeeld maatregelen ten aanzien van twee verschillende bodemverontreinigingen, of tussen verschillende beleidsmaatregelen in het algemeen, of bijvoorbeeld maatregelen ten aanzien van een stof in voeding versus bodemverontreiniging. Daarnaast worden er met enige regelmaat door burgers of politiek vragen gesteld over specifieke situaties waar zorgen zijn over mogelijke effecten van bodemverontreiniging op de gezondheid.

In dit rapport gaan wij in op de mogelijkheden om gezondheidsrisico's als gevolg van bodemverontreiniging te kwantificeren. Dit wordt gedaan volgens het bekende bron-pad-receptor concept.

- **Bron**, de aard en omvang van bodemverontreiniging: De bron kan een specifieke locatie betreffen, waarbij meestal door metingen eenvoudig een goed beeld van de bodemverontreiniging verkregen kan worden. Indien het gaat om een groter gebied, zoals Nederland, is het verkrijgen van een goed beeld van de aard en omvang van bodemverontreiniging lastig. Op circa 70% van de mogelijk verontreinigde locaties zijn nog geen bodemonderzoeken uitgevoerd. Dit zijn 185.000 locaties, te veel om op korte termijn te onderzoeken. Een indruk van het landelijke verontreinigingsniveau kan worden verkregen door een analyse van de ervaring vastgelegd in verschillende datasystemen. Indien het vanuit beleidsoogpunt gewenst is om de gezondheidsrisico's voor een gebied te kunnen bepalen, wordt aanbevolen om het huidige beeld van bodemverontreiniging in Nederland te verbeteren en verfijnen. Vooral informatie over de stoffen en de stofconcentraties moet worden verwerkt in het bestaande 'landsdekkend beeld'.
- **Pad**, de blootstelling: Dit wordt momenteel meestal gekwantificeerd met behulp van modellering op basis van een aantal blootstellingsscenario's. Hierbij worden (soms) behoudende inschattingen gedaan vanwege de beleidsmatige doelstelling om onaanvaardbare gezondheidsrisico's uit te kunnen sluiten. Hierdoor is de huidige benadering prima toepasbaar als 'trigger', waaronder het onwaarschijnlijk is dat gezondheidseffecten zullen optreden. Echter, de huidige benadering is beperkt toepasbaar voor het in beeld brengen van de werkelijke omvang van de gezondheidsrisico's. Aanbevolen wordt de blootstelling vanuit een populatie van virtuele individuen te schatten met zogenaamde 'probabilistische modellering'. Hiermee wordt op basis van locatie-activiteit-tijd lijsten de blootstelling en de variabiliteit in de blootstelling voor een populatie gemodelleerd. Daarnaast is verfijning van de huidige blootstellingsmodellering mogelijk door meer metingen te verrichten in contactmedia (gewas, lucht, huisstof). Ten slotte kan het in enkele gevallen nuttig zijn de blootstelling te schatten door metingen bij mensen (onder andere lood in bloed, cadmium in urine) te verrichten.
- **Receptor**, de omvang van het gezondheidsrisico's als gevolg van een bepaalde blootstelling aan een stof. Tot voor kort was het afleiden van toxicologische grenswaarden beperkt tot het bepalen van een 'no effect level'. Met deze aanpak kan geen kwantitatieve uitspraak gedaan worden over de omvang van gezondheidsrisico's in relatie tot de blootstelling. Daartoe moeten dosis-respons relaties worden afgeleid voor een biologisch relevante respons. Indien de bestaande informatie onvoldoende

informatie oplevert kan de dosis-respons relatie worden verkregen middels dierexperimenten of epidemiologische studies. Deze informatie kan gebruikt worden om een schatting van de variabiliteit in tolerantie ten aanzien van een stressor te verkrijgen, oftewel een distributie van de gevoeligheid van een groep mensen ten aanzien van de betreffende stressor.

Aanbevolen wordt na te gaan of bruikbare informatie over de dosis-respons relatie beschikbaar is in de literatuur van de stoffen die het meest bepalend zijn voor de problematiek van de bodemverontreiniging (zie Appendix 1), en of met deze informatie een beeld van de tolerantie ten aanzien van de contaminanten verkregen kan worden.

Hoewel het kwantitatief inschatten van de gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging een complexe zaak blijft, zijn er wetenschappelijke ontwikkelingen om dit binnen afzienbare tijd mogelijk te maken. Door gebruik te maken van probabilistische methoden kunnen voor elk specifiek probleem de variabiliteit en onzekerheid in de uiteindelijke schatting van het risico kwantitatief tot uiting gebracht kunnen worden.

1 Inleiding

Het belang van een goede bodemkwaliteit wordt, sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw, algemeen onderkend. In de Europese Bodemstrategie is het belang van een goede bodemkwaliteit en de bescherming daarvan vastgelegd (EC, 2006;

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52006DC0231:EN:NOT>). Hierin

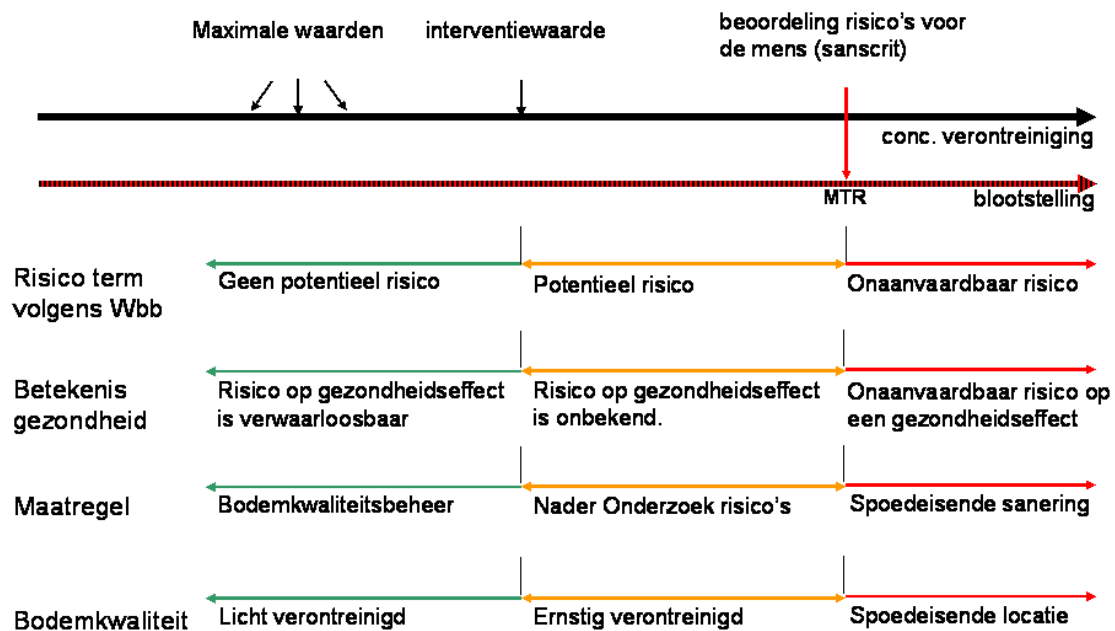
wordt vastgesteld dat een afname van de bodemkwaliteit een direct effect heeft op water- en luchtkwaliteit, biodiversiteit, klimaatverandering en een effect heeft op de gezondheid van de mens (zie kader). Bodemverontreiniging wordt gezien als één van de bedreigingen voor de bodemkwaliteit. Sinds de omvang van de bodemverontreiniging duidelijk werd is in Nederland daarom een bodemsaneringsbeleid ontwikkeld en in werking getreden.

'Soil degradation has a direct impact on water and air quality, biodiversity and climate change. It can also impair the health of European citizens and threaten food and feed safety.'

(EC, 2006)

Het humane beschermingsdoel van het bodemsaneringsbeleid is het voorkomen van effecten van stoffen, of (indien effecten niet voorkomen kunnen worden, zoals bij carcinogene stoffen) het aan een maximum verbinden van het aantal extra kankergevallen per aantal inwoners (VROM, 2009). Om onacceptabele gezondheidsrisico's voor burgers als gevolg van contaminanten in de leefomgeving te voorkomen worden verontreinigingssituaties (de milieukwaliteit) getoetst aan grenswaarden. Als gezondheidkundige grenswaarde wordt het Maximaal Toelaatbaar Risico niveau (MTR) gebruikt. Het MTR-humaan is een wetenschappelijk afgeleide waarde die aangeeft welke dagelijkse levenslange blootstelling van een stof toelaatbaar is zonder dat er een noemenswaardig gezondheidsrisico voor de mens is te verwachten. Het MTR-humaan wordt afgeleid volgens een internationaal protocol. Dit houdt de interpretatie van toxicologische studies en het gebruik van extrapolatiefactoren in. Bij het vaststellen van het MTR wordt rekening gehouden met kwetsbare groepen, zoals kinderen, en gevoelige individuen. De onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen zijn beschreven in het rapport NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2009).

Figuur 1.1 geeft een beeld van de terminologie en begrippen die in het kader van bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's (beleidsmatig) worden gehanteerd. Op de concentratie-as is de plaats van de interventiewaarde aangegeven. Indien deze waarde wordt overschreden spreekt men van een *potentieel risico*. Door een Nader Onderzoek (zie de Maatregel-as) moet vervolgens worden bepaald of de blootstelling het MTR overschrijdt. In dat geval spreekt men van een onaanvaardbaar risico en is met spoed een sanering nodig (zie Maatregel-as). Met betrekking tot mogelijke gezondheidseffecten spreekt men dan van een onaanvaardbare kans op een gezondheidseffect (zie de as Risico term volgens de Wbb). Indien op een locatie de interventiewaarde niet wordt overschreden is de kans op een gezondheidseffect verwaarloosbaar. In de Wet bodembescherming (Wbb) spreekt men dan van 'geen potentieel risico'. De Maximale waarden (zie de concentratie-as) geven aan bij welke concentratie er sprake is van een duurzaam geschikte toestand van de bodem, waarbij de toegekende bodemfunctie in aanmerking wordt genomen.



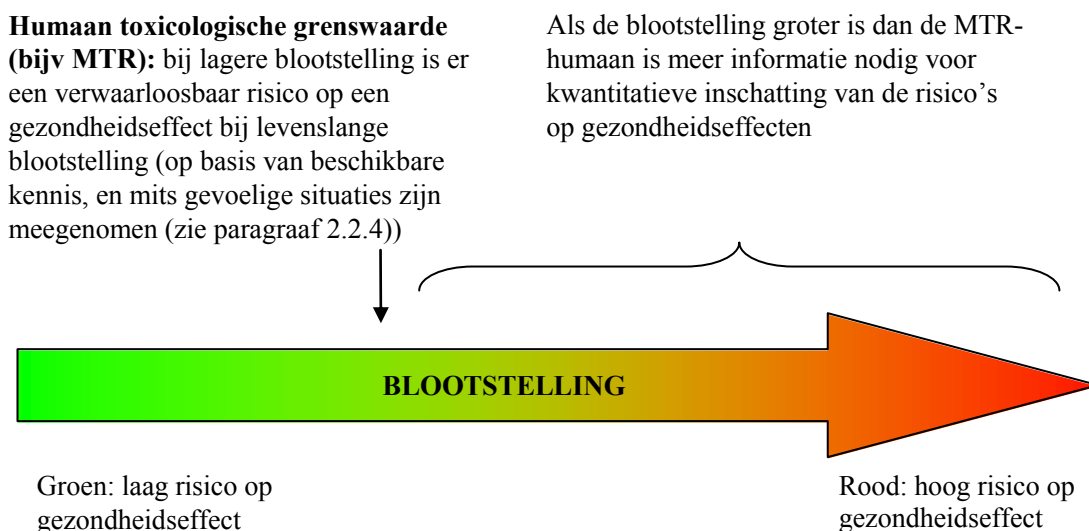
Figuur 1.1. Terminologie in het kader van gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging zoals onder andere gebruikt in wet- en regelgeving.

Op basis van de MTR en een gemodelleerde blootstelling, volgens het blootstellingsmodel CSOIL, zijn grenswaarden afgeleid voor contaminanten in lucht, water, bodem en gewassen. Deze matrix grenswaarden zijn bedoeld om op basis van een eenvoudige meting in bodem, water, lucht of gewassen de veiligheid van de mens te waarborgen.

Blootstelling aan een *bodem*contaminant kan via verschillende routes plaatsvinden: de contaminant verdampt naar de lucht en wordt ingeademd, komt in gewassen terecht en wordt opgegeten, bodem wordt direct ingeslikt, of komt op de huid en wordt dermaal geabsorbeerd. De blootstelling aan een bodemcontaminant wordt vaak geschat op basis van metingen in grond of grondwater en verdere modellering van de blootstelling voor de verschillende blootstellingsroutes. Het doel van het modelleren is de gemiddelde blootstelling aan de stof te schatten, maar het is mogelijk dat de werkelijke blootstelling wordt over- of onderschat. Dit leidt tot een over- of overschatting van de kans op een nadelig gezondheidseffect. Om onderschatting van gezondheidsrisico's te voorkomen wordt de blootstelling, in geval van gebrek aan voldoende gegevens, vaak conservatief ingeschat.

De huidige aanpak in de risicobeoordeling leidt dus 1) tot voor de gezondheid veilig geachte grenswaarden (MTR) en 2) tot een mogelijke overschatting van de blootstelling via bodem. Deze procedure is een prima manier om de randvoorwaarden van een veilige leefomgeving te scheppen. Echter, het betekent dat de gezondheidkundige grenswaarde voor een bepaalde stof kan worden overschreden met als gevolg dat iets zou moeten gebeuren (bodem saneren, bodemgebruik aanpassen), terwijl er niet direct sprake hoeft te zijn van gezondheidseffecten. Dit kan in sommige gevallen leiden tot onnodige kosten voor bodemsanering en onnodige ongerustheid bij bewoners. Dit laatste is één van de redenen waarom bij de aanpak van bodemverontreiniging naast de bepaling van ernst ook de bepaling van urgentie en spoed is ontstaan, waar locatiespecifiek wordt gekeken of (onaanvaardbare) gezondheidsrisico's voor de mens voor de plaatselijke, specifieke omstandigheden zijn te verwaarlozen. Hierbij wordt de blootstelling gespecificeerd door locatiespecifieke gegevens. Echter,

het neemt niet weg dat nog steeds sprake kan zijn van een actueel, onaanvaardbaar gezondheidsrisico, terwijl er geen gezondheidseffecten aanwezig zijn als gevolg van de bodemverontreiniging. Er zijn verschillende mogelijkheden om de kans op gezondheidseffecten als gevolg van bodemverontreiniging beter en kwantitatief in te schatten, wat in dit rapport verder wordt uitgewerkt.



Figuur 1.2. Kans op gezondheidseffect

De huidige gezondheidkundige grenswaarden zijn afgeleid met als doel dat bij levenslange blootstelling de kans op een gezondheidseffect nihil is. Het is meestal niet bekend bij welke blootstelling wel een effect optreedt (oranje en rode deel van de pijl).

Bij de berekening van de omvang van de gezondheidsrisico's voor een groter gebied, bijvoorbeeld op landelijk niveau, is informatie nodig over de aantallen en aard van de locaties en de te verwachten stoffen en concentratieniveaus. Dergelijke informatie wordt verzameld in het landsdekkend beeld. Als de relevante gegevens niet zorgvuldig worden verzameld kan dit grote onzekerheden in de berekening van de omvang van gezondheidsrisico's opleveren.

Ter illustratie, er is een groot aantal locaties in Nederland waar de loodconcentratie in de bodem de interventiewaarde overschrijdt. Echter, de omvang van het probleem is lastig vast te stellen. Ten eerste wordt vanwege het ontbreken van aanwijsbare individuen met gezondheidseffecten soms verondersteld dat er geen gevolgen voor de gezondheid zijn door de loodverontreiniging in de bodem (VROM, 2006). Gezondheidseffecten van lood in de bodem zijn moeilijk aanwijsbaar omdat de effecten, onder andere verminderd IQ, moeilijk zijn vast te stellen binnen de normale variatie in een populatie en er tal van co-variabelen zijn die ook invloed kunnen hebben op het IQ. Ook zijn weinig recente gegevens over de werkelijke loodblootstelling bij mensen (met name kinderen) bekend (loodbloedgehalten). De blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging wordt mogelijk overschat. Ten slotte is onbekend hoeveel locaties zijn verontreinigd met lood en met welke concentraties lood. Een sluitende, wetenschappelijke onderbouwing over de omvang van gezondheidseffecten door loodverontreiniging in de bodem is er derhalve vooralsnog niet.

In het kader van de hierboven geschetste situatie, wordt op verzoek van VROM onderzocht of het zinvol is meer onderzoek te doen naar de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's, en hoe dit kan worden verwezenlijkt.

1.1 Doel

Het doel van dit rapport is om duidelijk te krijgen of het zinvol is om verder onderzoek te doen naar de relatie tussen bodemverontreiniging en de kans op gezondheidseffecten in Nederland. Tevens wordt bekeken hoe deze relatie zo goed mogelijk geschat zou kunnen worden.

Of verder onderzoek naar de relatie tussen bodemverontreiniging en de kans op gezondheidseffecten zinvol is hangt af van

1. het *belang* van het beter kennen van die relatie,
2. de *haalbaarheid* om deze kennis te verkrijgen

Ad 1. Het belang van het kunnen beantwoorden van de onderzoeksvraag

Het belang van inzicht in de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid ligt vooral aan de waarde die beleidsmakers hieraan hechten. Belangrijke punten waaraan deze informatie kan bijdragen zijn hieronder uitgewerkt:

- Toetsing en verbetering van het huidige bodemsaneringsbeleid. Het bodemsaneringsbeleid heeft als doel om onacceptabele gezondheidsrisico's weg te nemen zonder al te conservatief te zijn. Wordt deze doelstelling gehaald? Vindt de juiste prioritering plaats? Zijn aanpassingen aan het bodemsaneringsbeleid gewenst?
- Het maken van beleidskeuzen waarbij een afweging gemaakt moet worden tussen gezondheid, milieu en economie. Saneren van bodem kost veel geld en inspanning, maar hiermee wordt de potentiële oorzaak van negatieve gezondheidseffecten weggenomen en worden andere positieve effecten behaald. Aan de andere kant kunnen ook gezondheidsrisico's gerelateerd aan de aanpak niet altijd uitgesloten worden (maar dit aandachtspunt is bij de uitvoering vrijwel altijd hanteerbaar, maar kostenverhogend, en in principe de verantwoordelijkheid van de opdrachtgevers, uitvoerders en handhavers). Door maatschappelijke, economische en ruimtelijke ontwikkelingen kan het soms nodig zijn een locatie aan te pakken die vanuit gezondheidsoverwegingen niet de eerste prioriteit zou hebben. Hier zou een minder vergaande risicogerelateerde aanpak een optie kunnen zijn.

De gezondheidseffecten kunnen vergelijkbaar worden gemaakt door ze uit te drukken in Disability Adjusted Life Years (DALYs). Voor een paar stoffen (onder andere kankerverwekkende stoffen) is reeds, voor zover mogelijk, een maatschappelijke kosten-batenanalyse van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie uitgevoerd (Van Wezel et al., 2007). Voor integrale kosten-batenafwegingen van de saneringen is het bevorderlijk om de nadelige gezondheidseffecten van de verontreinigingen ook in euro's uit te drukken. Bij de integrale afweging spelen daarnaast gunstige effecten zoals economische opwaardering van locaties en daarmee ook van vastgoed in de omgeving van de locaties, beter gebruik van de ruimte en behoud van groene ruimte, het voorkomen van de verontreiniging van grondwater en van drinkwaterbronnen, verbetering van gebruiksmogelijkheden van locaties of wegnemen van gebruiksbeperkingen en bredere inzetbaarheid van locaties en 'last but not least' het behoud van ecologische diensten van de bodem (vruchtbaarheid, rol in kringloop van stoffen en reactorvat voor afbraak van afvalstoffen, bufferwerking, wateropslag en natuurlijke zuivering in de bodem, biodiversiteit en bescherming tegen plagen door gezond biologisch evenwicht tussen organismen en een habitatfunctie). Kennis

- over de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid is daarom wenselijk om ook de effectiviteit en kosten van verschillende opties met elkaar te kunnen vergelijken.
- Bijdragen aan de beantwoording van vragen van burgers over gezondheid en bodemverontreiniging. Als de relatie tussen bodemverontreiniging, blootstelling en gezondheidsrisico bekend is kan dit worden toegepast om achteraf te schatten wat de gevolgen van het leven op verontreinigde grond zijn geweest. Dit zou bijvoorbeeld van nut kunnen zijn bij de wetenschappelijke onderbouwing van discussies rondom bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's zoals in de Nederlandse Kempen (Oomen et al., 2007). Hoewel niet direct van toepassing op bodemverontreiniging, discussies zoals rondom de mogelijke gezondheidseffecten van de uitstoot van stoffen door Corus (Van Bruggen, 2009) geven aan dat informatie over de relatie tussen blootstelling en gezondheidsrisico van belang kan zijn bij de wetenschappelijke beantwoording en onderbouwing van maatschappelijk relevante en gevoelige vraagstukken.

Ad 2. Haalbaarheid van het onderzoek

Op verzoek van de opdrachtgever wordt in deze rapportage met name ingegaan op onderdeel 2 van het doel, de *haalbaarheid* om de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's enigszins betrouwbaar te kunnen schatten. Daarbij wordt gekeken welke kennis en informatie nodig is om een kwantitatieve relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's af te leiden.

1.2 Afbakening en aanpak vraagstelling

Onderzoek naar de omvang van gezondheidsrisico's als gevolg van bodemverontreiniging is erg breed. Daarom is het noodzakelijk om bij toekomstig onderzoek de vraag duidelijk en precies te stellen. Ook moet duidelijk zijn met welk doel de vraag gesteld wordt.

In het huidige rapport wordt zo breed mogelijk gekeken naar de aspecten die van belang zijn in de relatie bodemverontreiniging en gezondheid. Daartoe worden de kennishiaten, problemen, benodigde ontwikkelgebieden en lopende ontwikkelingen op basis van de bron-pad-receptor benadering zo veel mogelijk aangegeven. Dit uit zich in een aantal aanbevelingen om de omvang van gezondheidsrisico's als gevolg van bodemverontreiniging te kwantificeren.

Eventueel toekomstig onderzoek richt zich mogelijk op bepaalde onderdelen van dit brede veld. Het wordt aanbevolen het doel en de bijbehorende onderzoeksvraag vooraf goed op elkaar te stemmen en de vraag in te kaderen.

1.3 Meest bepalende bodemverontreinigingen voor gezondheidsrisico's

Ter illustratie en verkenning is in Appendix 1 een lijst met stoffen opgesteld waarvan wordt aangenomen dat ze het meest bepalend zijn voor het ontstaan van gezondheidsrisico's bij de mens als gevolg van bodemverontreiniging. Dit is gebeurd op basis van een schatting van het aantal blootgestelde personen die de gezondheidskundige grenswaarde van een stof overschrijden. In Appendix 2 is voor deze stoffen uitgewerkt waar de huidige risicobeoordeling op is gebaseerd, en of deze informatie bruikbaar is om een uitspraak te doen over gezondheidsrisico's als gevolg van een bepaalde blootstelling aan deze bodemverontreiniging.

2 Afleiden van gezondheidkundige grenswaarden en interventiewaarden bodemsanering

Om de manieren waarmee gezondheidsrisico's kunnen worden gekwantificeerd in perspectief te zetten, wordt eerst de huidige aanpak van afleiden van gezondheidkundige grenswaarden en interventiewaarden bodemsanering beschreven. Daarnaast worden indien relevant kanttekeningen gezet bij de aanpak, worden nieuwe ontwikkelingen geschetst, en wordt bediscussieerd waarom het vaak niet mogelijk is de kans op gezondheidseffecten bij mensen middels de huidige aanpak te kwantificeren.

2.1 Afleiden van gezondheidkundige grenswaarden

De afleiding van de gezondheidkundige grenswaarde van een stof is een onderdeel van de humane risicobeoordeling van die stof. In het kader van deze studie wordt de risicobeoordeling beperkt tot de humane risicobeoordeling; de ecologische risicobeoordeling en risico's van verspreiding van stoffen blijven hier buiten beschouwing.

De gezondheidkundige grenswaarde wordt gebruikt om de veiligheid van de mens te waarborgen. Met andere woorden, het is een grens om de blootstelling aan te toetsen. Indien de blootstelling aan de stof lager is dan de gezondheidkundige grenswaarde, dan wordt aangenomen dat de kans dat de gezondheid van het individu geschaad wordt verwaarloosbaar is. Uitgaande van het gegeven dat de kans op toxische effecten meestal groter wordt naarmate de blootstelling langer duurt, is het afleiden van een gezondheidkundige grenswaarde van stoffen dan ook gericht op het vaststellen van een veilige waarde voor de maximale blootstelling gedurende het gehele leven. In enkele gevallen kan blootstelling tijdens een korte of cruciale periode (bijvoorbeeld (een deel van) de zwangerschapsperiode, een periode in de jeugd) leiden tot toxische effecten, en richt de risicobeoordeling zich op deze cruciale periode.

Allereerst worden de intrinsiek schadelijke eigenschappen van een stof geïdentificeerd. Toxicologische gegevens vormen daarvoor de basis. Aangezien het gaat om een risicobeoordeling voor de mens verdient het uiteraard de voorkeur om uit te gaan van gegevens over de toxiciteit van de betreffende stof voor de mens. In de praktijk zijn deze slechts zelden beschikbaar, en waar ze beschikbaar zijn hebben ze vaak betrekking op de acute gevaren en niet op de mogelijke gevaren die kunnen ontstaan na langdurige, geregelde (dagelijkse) blootstelling. In de meeste gevallen worden de toxische effecten van een stof dan ook vastgesteld in dierproeven. Aanname daarbij is dat, wanneer een bepaalde stof een specifiek toxisch effect in een (zoog)dier teweegbrengt, datzelfde effect ook bij de mens zal optreden als die aan die stof wordt blootgesteld.

Vervolgens worden de geïdentificeerde intrinsiek toxische effecten van de stof nader gekarakteriseerd. Indachtig het adagium van Paracelsus (1493-1541): *'Alle stoffen zijn giftig, er is geen stof die niet giftig is. Het is de dosis die de giftigheid bepaalt'*, wordt zo veel mogelijk kwantitatief het gevaar (de gevaren) van blootstelling van mensen aan de stof in kaart gebracht. Ook dit gebeurt noodzakelijkerwijs veelal door middel van dierproeven, waarbij een bepaald toxisch effect wordt vastgesteld en de gevolgen van de stof in het lichaam worden onderzocht.

Bij het vaststellen van gezondheidkundige grenswaarden wordt rekening gehouden met de ernst van het effect, eventuele risicogroepen (gevoelige groepen) en wetenschappelijke onzekerheden. In de loop der jaren is hierover vergaande internationale consensus ontwikkeld. Zo wordt bijvoorbeeld door de

Scientific Panels van de EFSA (de European Food Safety Authority) in Europees verband geadviseerd over gezondheidkundige grenswaarden, terwijl dit onder auspiciën van de WHO en de FAO op wereldschaal gebeurt door commissies van deskundigen zoals het Joint FAO/WHO Expert Committee on Pesticide Residues (JMPR) en het Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants (JECFA).

Zoals boven reeds gemeld is de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden gericht op veiligheid voor de mens. **Dat wil zeggen dat bij blootstellingen die de MTR/ADI/TDI/TCA¹⁾ van een stof niet overschrijden, aangenomen wordt dat de kans op gezondheidsschadelijke effecten als gevolg van de blootstellingen aan die stof verwaarloosbaar is (op basis van de huidige wetenschappelijke kennis).**

De vertaling van experimentele gegevens naar een gezondheidkundige grenswaarde kan door middel van de NOAEL-benadering, of door middel van de benchmark dose (BMD)-benadering.

2.1.1 De NOAEL-benadering

De dosis-respons relatie van de stof vormt de basis voor de afleiding van de gezondheidkundige grenswaarde voor die stof. Dit beantwoordt de vragen: bij welke (langdurige) dosering treedt welk effect op, en in welke mate? In the NOAEL-benadering wordt aangenomen dat er een minimale dosis (de 'drempelwaarde') nodig is om tot een nadelig effect te komen. Hierbij is de zogenaamde *No Observed Adverse Effect Level* (NOAEL) gedefinieerd als de hoogste dosis waarbij nog juist geen biologisch en statistisch significante stofgerelateerde schadelijke gezondheidseffecten worden waargenomen. De laagste dosis waarbij juist wel biologische en statistische significante stofgerelateerde schadelijke gezondheidseffecten worden waargenomen is gedefinieerd als de *Lowest Observed Adverse Effect Level* (LOAEL).

Als gevolg van het gebruik van statistische toetsen om de NOAEL af te leiden, is de NOAEL sterk afhankelijk van de studieopzet en van de kwaliteit van het experiment. Het afleiden van de NOAEL wordt beïnvloed door de grootte van de dosisgroepen, variatie tussen dieren, experimentele fout, de keuze van de doseringsniveaus (Edler et al., 2002; Crump, 1984; Leisenring and Ryan, 1992; WHO, 1999; Bokkers, 2009).

Om de bovenstaande afhankelijkheid van de opzet en kwaliteit van een experiment te minimaliseren zijn er door diverse instanties (onder andere OECD, EU, EPA) guidelines opgesteld waaraan experimenten moeten voldoen. Desondanks zullen slecht opgezette en/of uitgevoerde studies resulteren in een hogere NOAEL vergeleken met goed opgezette en uitgevoerde studies.

Naast de statische problemen bij het afleiden van de NOAEL is er nog een fundamenteel probleem met de NOAEL. De NOAEL is een dosis zonder *observed* effect, maar wordt vaak beschouwd als een schatting van de drempelwaarde, dat wil zeggen een dosis zonder schadelijk effect. De vraag is of de NOAEL werkelijk de dosis is die geen schadelijk effect veroorzaakt. Een drempelwaarde kan op verschillende manieren worden omschreven (Slob, 1999):

- 1) experimentele drempelwaarde: de dosis waaronder geen effecten worden waargenomen;
- 2) wiskundige drempelwaarde: de dosis waaronder de verandering in respons nul is, en waarboven de verandering groter dan nul is;
- 3) biologische drempelwaarde: de dosis waaronder een individu (mens of dier) geen last heeft van enig (schadelijk) effect.

¹⁾ MTR, ADI, TDI en TCA zijn gezondheidkundige grenswaarden voor blootstelling aan toxische stoffen. MTR: Maximaal Toelaatbaar Risico. ADI/TDI: aanvaardbare/toelaatbare dagelijkse inname; TCA: toelaatbare concentratie in inademiingslucht.

De wiskundige definitie is niet relevant vanuit een biologisch perspectief. Ten eerste is het praktisch gezien onmogelijk om een ‘nul’-effect te meten. Verder is in niet-kankerrisicobeoordeling een zeer klein effect meestal niet biologisch relevant. De NOAEL is een experimentele drempelwaarde. Er kan slechts worden geconcludeerd dat de grootte van het effect ergens onder de statistische detectielimiet van het experiment ligt. Deze conclusie is niet relevant voor de toxicologie en voor risicobeoordeling, omdat het afhangt van de opzet en kwaliteit van het experiment. Het effect bij de NOAEL kan substantieel groter zijn dan algemeen aanvaardbaar (Crump, 1984; Leisenring en Ryan, 1992; WHO, 1999; Woutersen, 2001). Andersom kunnen relatief kleine maar meetbare effecten als schadelijk worden beschouwd volgens de experimentele drempelwaardedefinitie.

In de biologie worden zeer kleine responses meestal beschouwd als geen effect. Pas als responses een zekere minimale grootte hebben worden ze beschouwd als zijnde een biologisch (schadelijk) effect. In de toxicologie en de risicobeoordeling is de biologische drempelwaarde de relevante waarde om te gebruiken bij het afleiden van een gezondheidkundige grenswaarde. *Afleiding van de biologische drempelwaarde kan worden gedaan met behulp van de benchmark dose-benadering.*

2.1.2 De ‘benchmark dose’-benadering

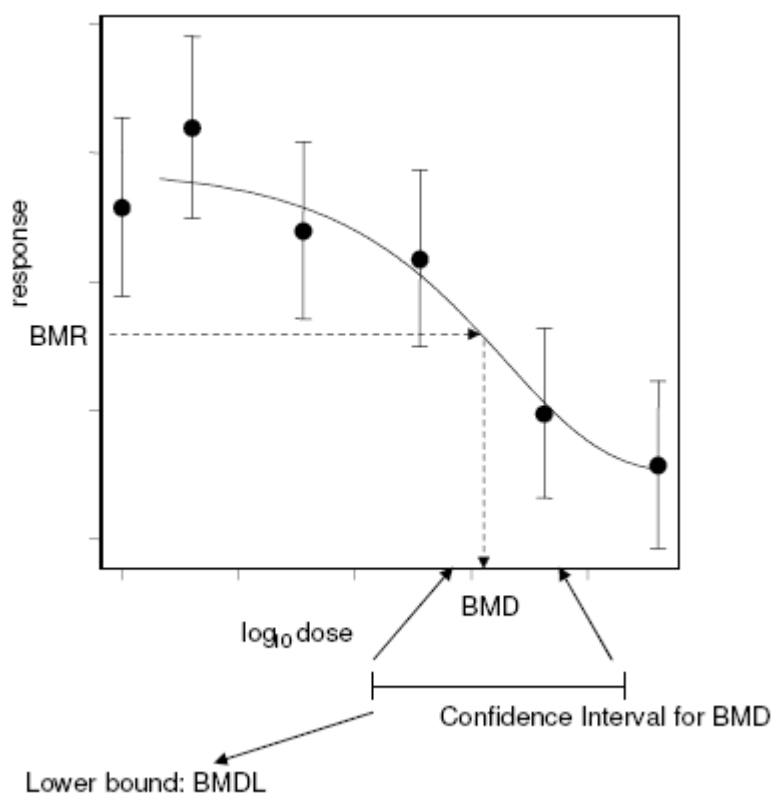
Tegenwoordig kan de dosis-respons relatie op meer geavanceerde wijze geanalyseerd worden, waardoor de gezondheidkundige grenswaarde betrouwbaarder en op meer uniforme wijze kan worden vastgesteld: de zogenaamde *benchmark dose* (BMD)-benadering (Crump, 1984; Slob, 2002). Maar de BMD-benadering kan daarnaast inzicht verschaffen in de omvang van het effect bij een gegeven dosis, en daarmee biedt het een basis om tot uitspraken te komen over de omvang van gezondheidsrisico's voor specifieke bodemverontreinigingssituaties.

Terwijl de NOAEL-benadering alleen kijkt of de geteste doseringen verschillen van de controle, beschouwt de BMD-benadering het *verloop* van de dosis-respons relatie in zijn geheel.

Indien het doel is om een grenswaarde af te leiden, wordt een keuze gemaakt welke verandering van de (continue) respons schadelijk wordt geacht vanuit een biologisch oogpunt, bijvoorbeeld (meer dan) 5% toename in levergewicht.² Deze waarde wordt vaak aangeduid als *benchmark respons* (BMR). De BMD is de dosis die correspondeert met de vooraf bepaalde Benchmark Response BMR (zie Figuur 2.1). Tot slot worden de betrouwbaarheidsgrenzen van deze BMD berekend (bijvoorbeeld het 90% betrouwbaarheidsinterval). De ondergrens daarvan (de BMD 5% lower confidence limit: BMDL) dient dan als vertrekpunt (*Point of Departure*, PoD) voor de afleiding van een gezondheidkundige grenswaarde voor de mens zoals hieronder beschreven. Het principe dat de PoD in proefdieren via onzekerheidsfactoren geëxtrapoleerd wordt naar een acceptabele grenswaarde voor de mens (zie onder) blijft verder ongewijzigd.

De procedure van het kiezen en fitten van modellen, en het afleiden van een BMDL wordt beschreven in EFSA (2009).

² NB. Bij kwantale data worden verschillende andere definities van de BMR gebruikt, zie Crump (1984 en 2002), Falk-Filipsson et al. (2003), Kuo et al. (2002) en Gaylor (2000).



Figuur 2.1. Als gevolg van blootstelling aan een stof neemt de respons (bijvoorbeeld de concentratie van een eiwit) af. Als de respons even groot is als de vooraf bepaalde Benchmark Respons (BMR), is de corresponderende dosis de Benchmark Dose (BMD). De ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval van de BMD, de BMDL, wordt gebruikt als vertrekpunt voor de afleiding van de gezondheidskundige grenswaarde. NB. De respons kan ook toenemen met de dosis.

Met de BMD-benadering wordt een betere c.q. nauwkeuriger dosis gevonden die in het proefdier tot een bepaald toxisch effect leidt dan op basis van de NOAEL-benadering. Het leidt daarmee tot een betrouwbaarder vertrekpunt voor de extrapolatie naar de mens. Immers, in een dierproef is de NOAEL evenals de LOAEL slechts een willekeurige dosering in die proef, en het is goed mogelijk dat ook bij een dosering hoger dan de NOAEL nog geen effect waarneembaar zou zijn. Naar analogie is het evenzeer mogelijk dat bij een dosering lager dan de LOAEL nog een effect had kunnen worden waargenomen, als die dosering in de proef maar zou zijn toegediend.

In een recente opinie van de EFSA (European Food Safety Authority) is uitgesproken dat de Benchmark Dose (BMD)-benadering wetenschappelijk beter is dan de NOAEL- of LOAEL-benadering. EFSA is van mening dat de BMD-benadering de onzekerheid in de dosis-respons relatie meeneemt in de vertaling naar een voor de mens veilig blootstellingsniveau (website EFSA, 2009). Vooral als het zinvol is de humane risicobeoordeling te verfijnen ten opzichte van de huidige situatie is de BMD-benadering waardevol. De EFSA verwacht dat de BMD-benadering in de toekomst de voorkeursbenadering zal worden.

2.1.3 Afleiden gezondheidkundige grenswaarde

De NOAEL of de BMDL voor het meest gevoelige schadelijke effect uit een van de relevante dierproeven kan als basis worden genomen voor de afleiding van de gezondheidkundige grenswaarde voor die stof. Daartoe moet allereerst geëxtrapoleerd worden vanuit het proefdier naar de mens (correctie voor *interspecies*-verschillen), en als tweede worden gecorrigeerd voor eventuele verschillen in gevoeligheid tussen mensen onderling (correctie voor *intraspecies*-verschillen).

Hoewel van vele stoffen bekend is dat hun intrinsieke toxiciteit in verschillende diersoorten op dezelfde wijze tot expressie komt, gebeurt dat vaak niet bij dezelfde dosering. Met andere woorden, de toxiciteit van een bepaalde stof kan, extrapolierend van de ene naar de andere diersoort, in het algemeen wel kwalitatief, maar niet kwantitatief worden voorspeld. In overeenstemming met internationale procedures worden daarom voor die extrapolaties en correcties **assessment factoren** (AF's; ook wel onzekerheids-, extrapolatie- of veiligheidsfactoren genoemd) toegepast. Standaard worden daar factoren van 10 voor gebruikt, dat wil zeggen één factor van 10 voor de extrapolatie van proefdier naar mens, en een tweede factor van 10 voor de extrapolatie naar gevoelige groepen binnen de humane populatie (bijvoorbeeld kinderen, zwangeren, bejaarden). Een derde factor 10 kan worden toegepast voor eventuele verschillen in tijdsduur van het experiment en de verwachte blootstellingsduur. Als de toxiciteitsgegevens onvolledig of onbetrouwbaar zijn worden extra AF's toegepast.

Op deze wijze wordt vastgesteld tot welke hoeveelheid een bepaalde stof dagelijks levenslang oraal, inhalatoir of dermaal kan worden opgenomen zonder schadelijke gevolgen voor de gezondheid. In formule:

$$ADI / TDI / TCA = \frac{\text{vertrekpunt (bijv. NOAEL of BMDL)}}{AF_1 \times AF_2 \times \dots}$$

In het voorgaande is gemeld dat voor de waarden van AF vaak de factor 10 wordt gebruikt. In hoofdstuk 6 wordt een alternatieve benadering besproken, welke tot een beter onderbouwde en vaak minder conservatieve afleiding zal leiden.

Voor wat betreft de extrapolatie van een absolute dosis van proefdier naar mens (de interspecies onzekerheid) worden daartoe eerst de verschillen in lichaamsgrootte tussen het betreffende proefdier en de mens in beschouwing genomen. In het algemeen wordt de dosis gerelateerd aan het lichaamsgewicht, dus uitgedrukt in mg/kg lichaamsgewicht. Echter, het is gebleken dat beter rekening gehouden wordt met de verschillen in lichaamsgrootte door de dosis te relateren aan het allometrisch geschaalde lichaamsgewicht (Bokkers en Slob, 2007). Het is aangetoond dat equipotente doseringen, uitgedrukt in mg per kg lichaamsgewicht per dag, ongeveer schalen met het lichaamsgewicht tot de macht 0,7. Dat leidt tot standaard allometrische schalingsfactoren voor verschillende diersoorten (voor extrapolatie naar de mens) om de dosis per kg lichaamsgewicht te corrigeren. Voor een overzicht van deze AF's wordt verwezen naar Bokkers en Slob (2007).

Ten tweede dienen de interspeciesverschillen voor wat betreft de toxicokinetiek en toxicodynamie (het intrinsieke verschil in gevoeligheid voor de betreffende stof tussen proefdier en mens) in ogenschouw te worden genomen. Standaard wordt daar een AF van 10 voor gehanteerd. Uit de analyse van historische data blijkt dat (naast allometrische schaling) een AF van 3,1 en 8,3 kunnen worden gebruikt als het vertrekpunt respectievelijk een BMDL of een NOAEL is (Bokkers, 2009). Wanneer echter

specifieke informatie over de kinetiek en het werkingsmechanisme van het toxische effect van de betreffende stof beschikbaar is, kan deze AF worden aangepast. Dit komt de nauwkeurigheid en de betrouwbaarheid ten goede.

Verschillen in gevoeligheden tussen mensen onderling (de intraspecies variabiliteit) ontstaan doordat mensen, in tegenstelling tot proefdieren (die genetisch in hoge mate homogeen zijn), biologische verschillen vertonen. Voorbeelden daarvan zijn gezondheid en voedingstoestand, metabole polymorfismen, enzovoort. Zoals hiervoor reeds gemeld, wordt algemeen aangenomen dat een AF van 10 voldoende veiligheid biedt voor de overgrote meerderheid van de bevolking, inclusief gevoelige groepen zoals kinderen, ouderen en zieken. Met andere woorden, ook het meest gevoelige individu is hoogstens 10 maal zo gevoelig voor een specifieke stof dan het meest ongevoelige individu.

De standaard intraspecies AF kan grofweg verdeeld worden in twee subfactoren, elk met een waarde van ca. $\sqrt{10}$ (~ 3). De eerste dient om te corrigeren voor toxicokinetische, de tweede om te corrigeren voor toxicodynamische verschillen. Het doel hiervan is om het gebruik van aangepaste AF's mogelijk te maken als de kinetische en/of dynamische onderzoeksgegevens daar aanleiding toe geven.

2.1.4 Genotoxische carcinogene stoffen

Voor genotoxische carcinogenen (stoffen die kanker veroorzaken door middel van een directe tumor-initiërende interactie met het DNA) worden diverse andere benaderingen gehanteerd.

In Nederland wordt meestal de lineaire extrapolatiemethode toegepast, gebaseerd op het concept van het *verwaarloosbaar risico* (VR) en het *maximaal toelaatbaar risico* (MTR), dat zijn de doses waarbij de kankerincidentie beperkt blijft tot een naar algemeen gevoelen acceptabel laag niveau. De Nederlandse overheid heeft het VR vastgesteld als de blootstelling die bij levenslange toediening aan één miljoen personen leidt tot één extra geval van kanker (het $1:10^6$ levenslange additionele risico), en het MTR als de blootstelling die bij levenslange toediening aan 10.000 personen leidt tot één extra geval van kanker (het $1:10^4$ levenslange additionele risico) (VROM, 1988-1989). Het VR en het MTR worden afgeleid uit een carcinogeniteitsstudie met proefdieren die gedurende hun gehele levensduur de betreffende stof in verschillende doseringen hebben toegediend gekregen. In Nederland worden het VR en het MTR vastgesteld door middel van het lineaire extrapolatiemodel zoals beschreven door Janssen en Speijers (Janssen et al., 1997). Impliciet wordt er daarbij van uitgegaan dat de carcinogene potenties van genotoxische stoffen voor proefdier en mens gelijk zijn.

NB. Het MTR wordt ook als grenswaarde gehanteerd voor niet-genotoxische stoffen.

2.1.5 Kortdurende blootstellingen

Naast de hierboven beschreven methoden voor de afleiding van gezondheidkundige grenswaarden voor levenslange blootstelling, is het in principe ook mogelijk om grenswaarden af te leiden voor korter durende blootstellingen. Een dergelijke afleiding is dan in het algemeen gebaseerd op specifieke onderzoeksgegevens van de betreffende stof, gericht op beantwoording van de vraag hoe de expressie van de toxiciteit van die stof tot stand komt in relatie tot de duur van de blootstelling. In het Nederlandse bodembeleid is dat niet gangbaar, omdat het streven is dat ook levenslange blootstelling niet mag leiden tot schadelijke effecten op de gezondheid.

De bovengenoemde wijze van afleiden wordt toegepast door de Amerikaanse Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Zij leiden in het algemeen per stof en per blootstellingsroute (oraal en inhalatoir) drie '*Minimal Risk Levels*' (MRL's) af: *acute*, *intermediate* en *chronic*. De eerste is bedoeld voor blootstellingen gedurende 1 tot 14 dagen, de tweede voor blootstellingen van 15 tot 364 dagen, en de laatste voor blootstellingen van 365 dagen en langer. In de praktijk zijn deze grenswaarden uitstekend bruikbaar.

Als er voor een specifieke stof geen MRL's van de ATSDR beschikbaar zijn, wordt een pragmatische wijze van omgaan met kortdurende blootstellingen beschreven door Lijzen et al. (RIVM, 2008). Naar analogie hebben Bos et al. (2006) beschreven hoe omgegaan kan worden met kortdurende blootstellingen aan genotoxisch werkende carcinogene stoffen.

In de Milieu Kosten-Baten Analyse (MKBA) van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie is uitgegaan van herhaalde, maar niet continue, blootstelling aan contaminanten via bodemverontreiniging (Van Wezel et al., 2007). Bijvoorbeeld, op en nabij een locatie verblijven 10 mensen. Bij de MKBA is dan ingeschat dat de gemiddelde tijdsbesteding voor die locatie 76% is voor wonen ($=49\% \times 83\% + 51\% \times 68\%$, namelijk: voor het niet-werkende deel van de bevolking: 49% met 83% van tijd op of nabij de woning en voor het werkende deel van de bevolking 51% met 68% van tijd bij de woning) en 8% voor werken ($51\% \times 15\%$; waarbij 15% op de werkplek overeenkomt met 10 maanden per jaar, 5 dagen per week, 6 uur per etmaal, incl. parttimers). Dit resulteert in de berekening van de MKBA in 8,4 levenslange blootstellingen (namelijk $76\% + 8\% = 84\%$ van de tijd voor 10 personen). Uitgangspunt hierbij is de aanname dat bij een kortdurende blootstelling het effect vergelijkbaar is met het effect van een levenslange blootstelling op basis van evenredigheid met de blootstellingsduur. Bij grote afwijkingen van effecten van kortdurende en levenslange blootstellingen veroorzaakt deze benadering een fout.

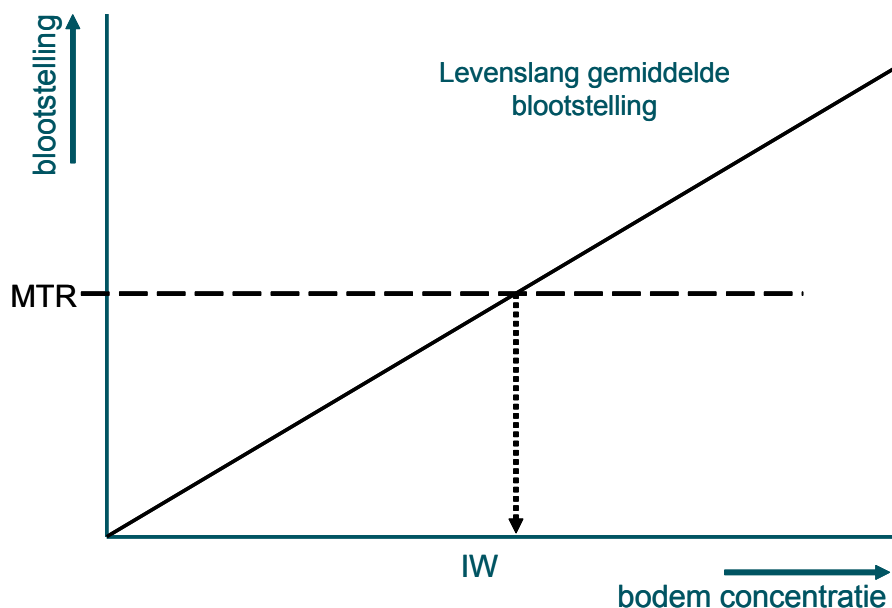
2.2 Interventiewaarde bodemsanering

2.2.1 Positie interventiewaarde

De interventiewaarde bodemsanering is een belangrijk instrument in de regelgeving voor saneringsbeslissingen en voor het beheer van de bodemkwaliteit. De interventiewaarde bodemsanering markeert de grens tussen een ernstige bodemverontreiniging en een licht verontreinigde bodem (artikel 29 Wbb). Bij het gebruik van een ernstig verontreinigde bodem wordt verondersteld dat er sprake is van een potentieel risico voor mens of milieu. Een bodemkwaliteit slechter dan de interventiewaarde bodem moet worden beheerd en/of gesaneerd. Of de sanering met spoed dient plaats te vinden wordt middels een nader onderzoek vastgesteld.

Voor de vaststelling van de hoogte van de interventiewaarde bodemsanering wordt per stof een risicogrens afgeleid voor de mens en voor het ecosysteem. De laagste risicogrens bepaalt de hoogte van de interventiewaarde. Er zijn interventiewaarden voor bodem, grondwater en sediment. Daarnaast zijn er normen (maximale waarden) voor grondverzet en bodemkwaliteitsbeheer. De rapportage NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, geeft een overzicht van de onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor bodemnormen (VROM, 2009).

De risicogrens voor de mens wordt verkregen door de blootstelling aan verontreinigingen uit de bodem te toetsen aan de humane gezondheidkundige grenswaarde, het MTR (zie Figuur 2.2). De levenslang gemiddelde blootstelling wordt berekend met het blootstellingmodel CSOIL (RIVM, 2007a).



Figuur 2.2. De humane interventiewaarde bodemsanering is die bodemconcentratie waarbij de gemodelleerde levenslang gemiddelde blootstelling gelijk is aan het MTR.

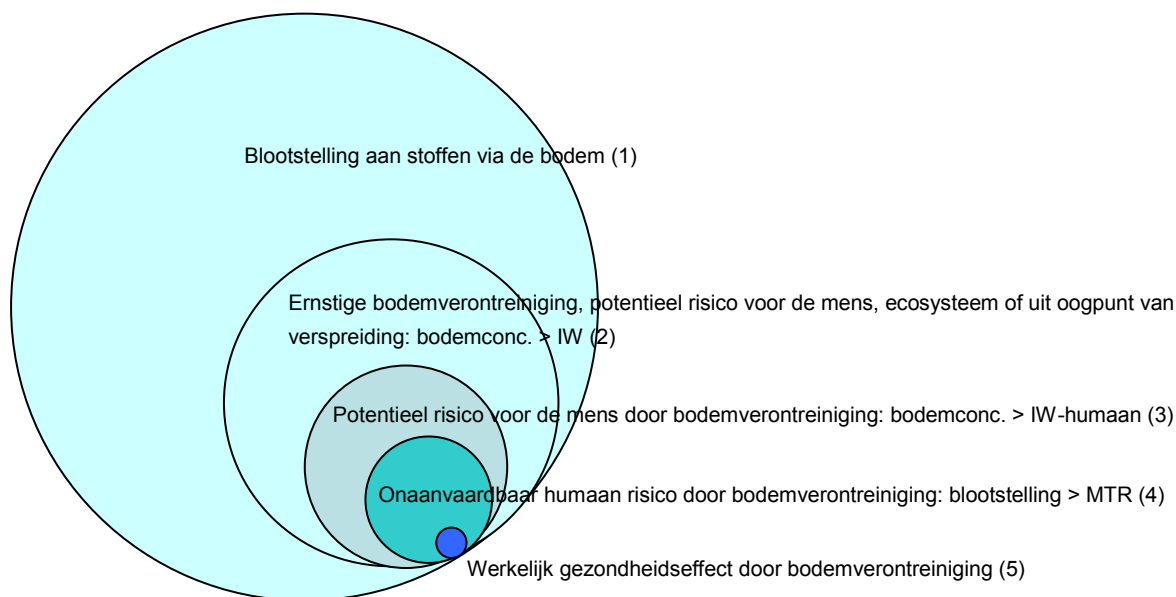
In de paragrafen hierna wordt ingegaan op het gebruik van de interventiewaarde als instrument in het bodembeleid. Ingegaan wordt op het gebruik en de zeggingskracht van de interventiewaarde met betrekking tot mogelijke gezondheidsrisico's en daadwerkelijke gezondheidseffecten ten gevolge van bodemverontreiniging.

2.2.2 Gezondheidsrisico's en gezondheidseffecten door bodemverontreiniging

Ieder mens wordt blootgesteld aan stoffen in voedsel, lucht, bodem en water. Figuur 2.3 laat dit zien waarbij het aantal mensen dat wordt blootgesteld aan stoffen uit de bodem wordt weergegeven door de grootste cirkel 1. Het oppervlak van de cirkels geeft een fictief beeld van het aantal mensen.

De interventiewaarde bodemsanering markeert de grens tussen een ernstige bodemverontreiniging en een licht verontreinigde bodem. Bij verontreinigingen met concentraties onder de interventiewaarde zijn de risico's voor de mens, voor het ecosysteem of uit oogpunt van verspreiding ten gevolge van de in de bodem aanwezige stoffen aanvaardbaar (zie Circulaire bodemsanering 2009).

Bij het gebruik van een ernstig verontreinigde bodem is er sprake van een potentieel risico voor mens of milieu (cirkel 2 in Figuur 2.3). Dat betekent dat risico's voor de mens niet op voorhand kunnen worden uitgesloten. Aangezien er relatief weinig mensen met een ernstig verontreinigde bodem in contact komen is het oppervlak van deze cirkel kleiner.



Figuur 2.3. Het voorkomen van gezondheidseffecten door bodemverontreiniging in relatie tot gezondheidsrisico's en de blootstelling aan stoffen uit de bodem.

NB. Hoe groter het oppervlak van de cirkel, hoe vaker de situatie voor kan komen.

Indien bij overschrijding van de interventiewaarde het stoffen en concentraties betreft die schadelijke gezondheidseffecten bij de mens kunnen veroorzaken – en het geen risico's voor het ecosysteem over verspreiding betreft – spreken we van een potentieel risico voor de mens (cirkel 3). Vervolgens dient te worden beoordeeld of het gebruik van de locatie daadwerkelijk tot een te hoge blootstelling en daarmee tot een onaanvaardbaar gezondheidsrisico leidt. Het gebruik van de bodem bepaalt de mogelijke blootstellingsroutes en, in combinatie met biobeschikbaarheid en bodemconcentratie, de mate van blootstelling voor de mens. Als de blootstelling het MTR daadwerkelijk overschrijdt spreken we van een onaanvaardbaar risico voor de mens (zie oppervlak van cirkel 4 in Figuur 2.3). In welke mate er vervolgens sprake is van daadwerkelijke gezondheidseffecten hangt af van de individuele blootstelling waarboven een effect zichtbaar wordt (onder andere genetisch bepaald) (cirkel 5 in Figuur 2.3). Ook is het individuele gedrag, bijvoorbeeld voeding, roken, tijdsbesteding op bepaalde locaties, een belangrijke factor.

Uit Figuur 2.3 is te zien dat een werkelijk gezondheidseffect (oppervlak van cirkel 5 in Figuur 2.3) minder vaak voorkomt dan een potentieel risico bij het gebruik van een ernstig verontreinigde locatie (oppervlak van cirkel 2 in Figuur 2.3, zoals het geval bij overschrijding van de interventiewaarde bodemsanering). Belangrijke risicobepalende factoren zijn hierbij de aangetroffen concentraties, de aard (welke stoffen) van de verontreiniging, het gebruik van de locatie en de gevoeligheid van de receptor.

In Figuur 2.3 zijn milieugezondheidseffecten door gedrag, sociale omgeving, natuurlijke milieuoorzaken (bijvoorbeeld blootstelling aan stof) en indirecte effecten (bijvoorbeeld effecten van klimaatverandering op de kwaliteit van de bodem en daarmee indirect op de gezondheid) niet opgenomen. Smith et al., (1999) geeft hiervan een volledig overzicht en een beschouwing van relevante milieufactoren.

2.2.3 Interventiewaarde en het handelingsperspectief

Als de bodem op een locatie ernstig is verontreinigd dient men (artikel 37 Wbb) vast te stellen of er sprake is van een zodanig risico (onaanvaardbaar risico) bij huidig of toekomstig gebruik dat er met spoed moet worden gesaneerd (Circulaire bodemsanering 2009). De interventiewaarde bodemsanering functioneert hierdoor dus als een eerste ‘trigger’ voor saneringsbeslissingen ingegeven door de mogelijke aanwezigheid van onaanvaardbare risico’s waaronder gezondheidsrisico’s.

Of er een onaanvaardbaar risico voor de mens op de locatie wel of niet aan de orde is dient door aanvullend onderzoek te worden aangetoond. Indien dit onderzoek uitwijst dat onaanvaardbare gezondheidsrisico’s niet kunnen worden uitgesloten dient er met spoed te worden gesaneerd.

Of negatieve gezondheidseffecten daadwerkelijk voorkomen is volgens deze benadering niet aan de orde en hangt af van vele factoren die per individu sterk verschillen.

Het instrumentarium Sanscrit is volgens de Circulaire bodemsanering een verplicht instrument voor de beoordeling van ‘spoed’ en gaat uit van het ‘*uitsluiten van situaties met bijbehorende risico’s*’.

Deze benadering is vanuit het perspectief van het bodemsaneringsbeleid zeer geschikt. Echter, deze benadering maakt het instrument minder geschikt – of ongeschikt – voor het in beeld brengen (en aantonen) van gezondheidsrisico’s als gevolg van bodemverontreiniging.

2.2.4 Interventiewaarde als signaalwaarde voor gezondheidsrisico’s

In paragraaf 2.2.2 is vastgesteld dat de interventiewaarde de eerste ‘trigger’ is voor beslissingen aangaande saneringen. Bovendien worden ernstig verontreinigde locaties (op basis van onder andere een overschrijding van de interventiewaarde) in het kadaster geoormerkt.

Omdat bij een overschrijding van de interventiewaarde er niet altijd sprake hoeft te zijn van een potentieel gezondheidsrisico zal onderzocht moeten worden welke verontreinigingen (de aard van de verontreiniging) zijn aangetroffen en of de verontreiniging een potentieel gezondheidsrisico of ecotoxicologisch risico betreft.

In Tabel 2.1 is een aantal interventiewaarden gegeven (tweede kolom) voor stoffen die veelvuldig worden aangetroffen op verontreinigde locaties en waarvoor de risico’s voor de mens maatgevend (of in belangrijke mate mede bepalend) voor sanering zijn (voor details zie Appendix 1).

Voor de meeste stoffen (ongeveer 80%) waarvoor een interventiewaarde is afgeleid zijn ecotoxicologische risico’s maatgevend voor de vaststelling van het niveau. Dit impliceert dat als de interventiewaarde gebruikt wordt als indicator voor mogelijke gezondheidsrisico’s dit een overschatting zal geven van de werkelijke situatie. Het is dus beter om hiervoor als signaalwaarde de interventiewaarde-humaan (zie derde kolom van Tabel 2.1) te gebruiken in combinatie met inschattingen van de mogelijke concentratieniveaus.

2.2.5 De interventiewaarde in relatie tot het bodemgebruik en bijzondere situaties

De humane risicogrens voor de interventiewaarde wordt berekend met het blootstellingsmodel CSOIL. Voor de berekening wordt het blootstellingsscenario ‘wonen met tuin’ gebruikt omdat dat kenmerkend is voor het bodemgebruik. De overweging hierbij is dat dit type bodemgebruik a) veel voorkomt en b) een bodemgebruik is waarbij alle blootstellingsroutes worden beschouwd en meewegen in de vaststelling van de hoogte van de interventiewaarde. Door dit uitgangspunt wordt aangenomen dat de interventiewaarde ook beschermend is voor de meeste andere typen bodemgebruik. Voor zogenaamde *gevoelige situaties* is een uitzondering gemaakt. De Circulaire bodemsanering 2009 wijst erop dat voor gevoelige situaties er ook bij bodemconcentraties onder de interventiewaarde sprake kan zijn van potentieel onaanvaardbare risico’s.

Een gevoelige situatie is een situatie die dusdanig afwijkt van de modelmatige standaardsituatie dat hiervoor een aparte afweging moet worden gemaakt. Moestuinen en gebieden met hoge grondwaterstand zijn voorbeelden van een gevoelige situatie. Bij moestuinen wordt meer groenten en aardappels van de locatie geconsumeerd dan het bodemgebruik 'wonen met tuin'. Bij gebieden met hoge grondwaterstand in combinatie met vluchtige verontreinigingen is de uitdamping van stoffen naar de binnenlucht groter dan in de standaardsituatie.

Tabel 2.1 laat voor de twee gevoelige situaties zien in hoeverre de risicogrenzen humaan verandert. Op basis van de berekende risicogrenzen humaan voor gevoelige situaties zien we dat ook bij concentraties in de bodem onder de interventiewaarde er onaanvaardbare risico's voor de mens aanwezig kunnen zijn. Voor moestuinen is dit vooral het geval bij enkele metalen waarbij voor bijvoorbeeld cadmium en lood al op lage niveaus gezondheidsrisico's niet zonder meer zijn uit te sluiten.

In geval van een hoge grondwaterstand zijn gezondheidsrisico's door vluchtige verontreinigingen niet zonder nader onderzoek uit te sluiten (bijvoorbeeld benzeen of toluen).

Hieruit blijkt dat de *interventiewaarde-humaan in combinatie met de risicogrenzen voor gevoelige situaties* als trigger gebruikt kan worden voor bodemconcentraties waaronder de kans op gezondheidseffecten verwaarloosbaar is.

Tabel 2.1. Interventiewaarde, interventiewaarde-humaan, en risicogrenzen humaan in de bodem (mg/kg) voor de gevoelige situaties 'wonen met moestuin' en 'hoge grondwaterstand'.

De vet afgedrukte getallen geven aan in welke situaties de Interventiewaarde (2^e kolom) niet beschermend genoeg is.

Contaminant	Interventie-waarde ¹⁾	Interventie-waarde humaan ²⁾	Risicogrens humaan 'wonen met moestuin' ³⁾	Risicogrens humaan bij hoge grondwaterstand ⁴⁾
benzeen	1,1	1,1	1,1	0,4
ethylbenzeen	110	111	99	39
m-xyleen	17	140	122	49
o-xyleen	17	109	93	39
p-xyleen	17	248	218	87
tolueen	32	32	31	11
1,1,1-trichloorethaan	15	8	8	3
1,2-dichlooretheen (cis)	1	0,3	0,3	0,1
1,2-dichlooretheen (trans)	1	0,5	0,5	0,2
tetrachlooretheen	9	9	8	3
trichlooretheen	2,5	10	10	4
methyl-t-butyl ether (MTBE) ⁵⁾	100	221	137	82
arseen	76	614	139	614
cadmium	13	44	3	44
chroom (III)	180	2756	702	2756
chroom (VI)	78	78	72	78
lood	530	530	140	530
kwik (anorganisch)	36	134	10	134

- ¹⁾ De interventiewaarde conform de Circulaire bodemsanering 2009 gebaseerd op de ecotoxicologische en humane gezondheidsrisicogrenzen, waarbij de laagste waarde normstellend is. Voor 2^e, 3^e en 4^e tranche stoffen (Lijzen et al., 2001) is de interventiewaarde nog niet geëvalueerd. Hierdoor corresponderen de interventiewaarde humaan van 1,1,1-trichloorethaan, cis en trans 1,2-dichlooretheen en het indicatief niveau van MTBE niet met de berekende interventiewaarde humaan (tweede kolom).
- ²⁾ De interventiewaarde humaan is de bodemconcentratie die onder standaard condities (wonen met tuin en beperkte consumptie (10%) van groenten en aardappels van de locatie) een levenslange blootstelling geeft gelijk aan het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR).
- ³⁾ De risicogrens moestuin is de bodemconcentratie die bij bodemgebruik moestuin een levenslange blootstelling geeft gelijk aan het Maximaal Toelaatbaar Risico. Bij de beoordeling van risico's wordt voor een moestuin aangenomen dat de gebruikers 100% van hun groenten en 50% van hun aardappels consumeren van de locatie.
- ⁴⁾ De risicogrens bij hoge grondwaterstand is de bodemconcentratie die bij bodemgebruik wonen met tuin en een grondwaterstand van -0,75 m –mv. een levenslange blootstelling geeft gelijk aan het Maximaal Toelaatbaar Risico.
- ⁵⁾ De risicogrenswaarden voor MTBE zijn berekend conform Swartjes et al., 2004. Voor MTBE is er geen interventiewaarde vastgesteld. Getoetst wordt aan een indicatief niveau van 100 mg/kg.

In de volgende hoofdstukken wordt verder ingegaan op de mogelijkheden om de omvang van de risico's op gezondheidseffecten door bodemverontreiniging te kwantificeren. Hiertoe wordt de bronpad-receptor benadering gebruikt.

3 Bron-pad-receptor benadering

Voor de inschatting van gezondheidsrisico's wordt de bron-pad-receptor benadering gevolgd. Hierbij is de *bron* de verontreinigde bodem, het *pad* is de blootstellingsroute, de *receptor* is de blootgestelde groep mensen. Ook bij de bepaling van de het risico op gezondheidseffecten is van deze benadering uitgegaan.

Een kwantitatieve inschatting van de risico's op gezondheidseffecten betekent ook een kwantitatieve aanpak van de onzekerheid en variabiliteit in de elementen van de bron-pad-receptor benadering.

Tabel 3.1 toont, voor bron, pad en receptor de belangrijke parameters.

Tabel 3.1. Relevante parameters voor het in beeld brengen van de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid.

Bron 'karakteristiek verontreinigde bodem'	Pad/Blootstellingsroute 'dynamiek stoffen en interactie met receptoren'	Receptor 'toxiciteit, gevoeligheid, risico's en effecten'
Locatie (ligging, omvang) Ruimtelijke aspecten		
Verontreinigende activiteiten Omvang, tijdstip, duur van de activiteiten, meest bepalende activiteiten		
Stoffen Concentratieniveaus Combinaties van stoffen	Stofgedrag Afbraak en persistentie Afbraakproducten	
Verontreinigd oppervlak Verontreinigd bodemvolume Verontreinigd grondwater-volume	Verdeling in het milieu Mobiliteit Uitspoeling Beschikbaarheid	Karakteriseren biologisch relevant gezondheidseffect
Bodemtype Bodemgebruik Aantallen bewoners en/of werkenden (receptoren)	Bodemgebruikscenario's Karakterisering blootgesteld populatie (bijv. bewoners, tuiniers, werkenden, kinderen, recreanten) Gedrag (individueel)	Relatie blootstelling en gezondheidsrisico Intraspeciesverschillen (gevoelige groepen) Interspeciesverschillen (extrapolatie dier naar mens)
Bebouwing Economische waarde/potentieel Ligging in bijzondere gebieden (grondwaterbescherming, natuurgebieden)		DALYs

Indirecte effecten van bodemverontreiniging op de gezondheid kunnen niet altijd volgens het bron-pad-receptor concept in beeld worden gebracht. Zo kan het optreden van stress bij bewoners door aanwezige bodemverontreiniging en de impact daarvan op de gezondheid beter door enquêtering in beeld worden gebracht. Een ander indirect effect van bodemverontreiniging is de kwaliteit van bijvoorbeeld stedelijk groen, de leefomgeving en het effect op de gezondheid. Voor een goede interpretatie zijn wel de karakteristieken van het gebied en de bron 'de aanwezige bodemverontreiniging' nodig. Indirecte effecten op de gezondheid zijn in dit onderzoek buiten beschouwing gebleven.

In samenhang met elkaar kunnen de onderdelen van de bron-pad-receptor benadering inzicht geven in de kans op gezondheidseffecten van de verontreiniging van bodem en grondwater bij afwegingen op nationaal, regionaal of lokaal niveau. De gezondheidsrisico's kunnen vergelijkbaar worden gemaakt door ze uit te drukken in DALYs. Voor integrale kosten-batenafwegingen van de saneringen is het mogelijk om de nadelige gezondheidsrisico's van de verontreinigingen in euro's uit te drukken (Van Wezel et al., 2007).

4 Bron: de aard en omvang van de bodemverontreiniging

4.1 Inleiding

Inzicht in de aard en omvang (de bron) van bodemverontreiniging en de karakteristiek van de locatie of het gebied is de basis voor inschattingen van blootstellingsniveaus en vervolgens de mogelijke risico's voor de gezondheid, het ecosysteem en verspreiding.

De bron-pad-receptor benadering kan worden toegepast voor de beantwoording van vragen op het niveau van een locatie, voor een gebied, of voor heel Nederland.

In het eerste geval (locaties) gaat het meestal om het risico van puntverontreinigingen. De aard en omvang van de bodemverontreiniging wordt voor locaties vastgesteld op basis van veldmetingen conform de daarvoor geldende ministeriële regelingen.

Een landelijk beeld van bodemverontreiniging kan wenselijk zijn voor het maken van afwegingen of analyses over de bijdrage van bodemverontreiniging aan het totale blootstellings- en risico-niveau, naast bijvoorbeeld andere blootstellingsroutes of risico's van het verkeer, luchtverontreiniging, roken, overgewicht, enzovoort. Deze vragen betreffen een grotere schaal, een gebied, streek of het hele land.

De aanwezige bodemverontreiniging van een gebied kan niet op hetzelfde detailniveau als voor locaties in beeld worden gebracht. De omvang (landelijk of voor een groot gebied) van de bodemverontreiniging kan dan in beeld worden gebracht op basis van bijvoorbeeld informatie over huidige of voormalige bedrijfsactiviteiten en de stoffen die daarbij worden gebruikt en het bodemgebruik. Om vervolgens stoffen en concentraties in te kunnen schatten zijn soms complexe vertaalslagen en inschattingen nodig.

Dit hoofdstuk gaat in op de informatie over de aard en omvang van bodemverontreiniging die nodig is voor inschattingen van gezondheidsrisico's, de beschikbaarheid van gegevens en de verschillende datasystemen en hoe ongelijksoortige gegevens bewerkt en vertaald kunnen worden naar gegevens die gebruikt kunnen worden in bijvoorbeeld blootstellingsmodellen.

4.2 Noodzakelijke gegevens aard en omvang bodemverontreiniging

Voor een optimale inschatting van mogelijke gezondheidsrisico's ten gevolge van bodemverontreiniging (de bron) zijn de volgende gegevens over de bron nodig.

Per aangetroffen stof:

- de concentratieniveaus in bodem en grondwater;
- de verontreinigingscontour(en) en grootte van het verontreinigde oppervlak;
- gemiddelde grondwaterstand en/of de diepte van de verontreiniging;
- het gebruik van de locatie;
- het bodemtype;
- metagegevens: adres, x,y-coördinaten.

Deze gegevens zijn essentieel voor een correcte blootstellingsmodellering en worden in de praktijk verzameld op basis van veldonderzoek in het kader van bijvoorbeeld saneringsbeslissingen. Voor vragen over gezondheidsrisico's die specifieke locaties betreffen zijn deze veldgegevens meestal beschikbaar en kunnen eventueel worden aangevuld met metingen in contactmedia zoals binnenlucht. Voor onderzoek naar de gezondheidsrisico's op grotere schaalniveaus (stad, gebied, land) zullen verontreinigingscontouren, stoffen en concentraties vaak worden geschat of gemodelleerd omdat hierbij het probleem speelt dat het landelijk gaat om honderdduizenden locaties die niet op korte termijn volledig kunnen worden doorgemeten. Inschatting of modellering kan worden gedaan op basis van verschillende indicatoren en gegevens.

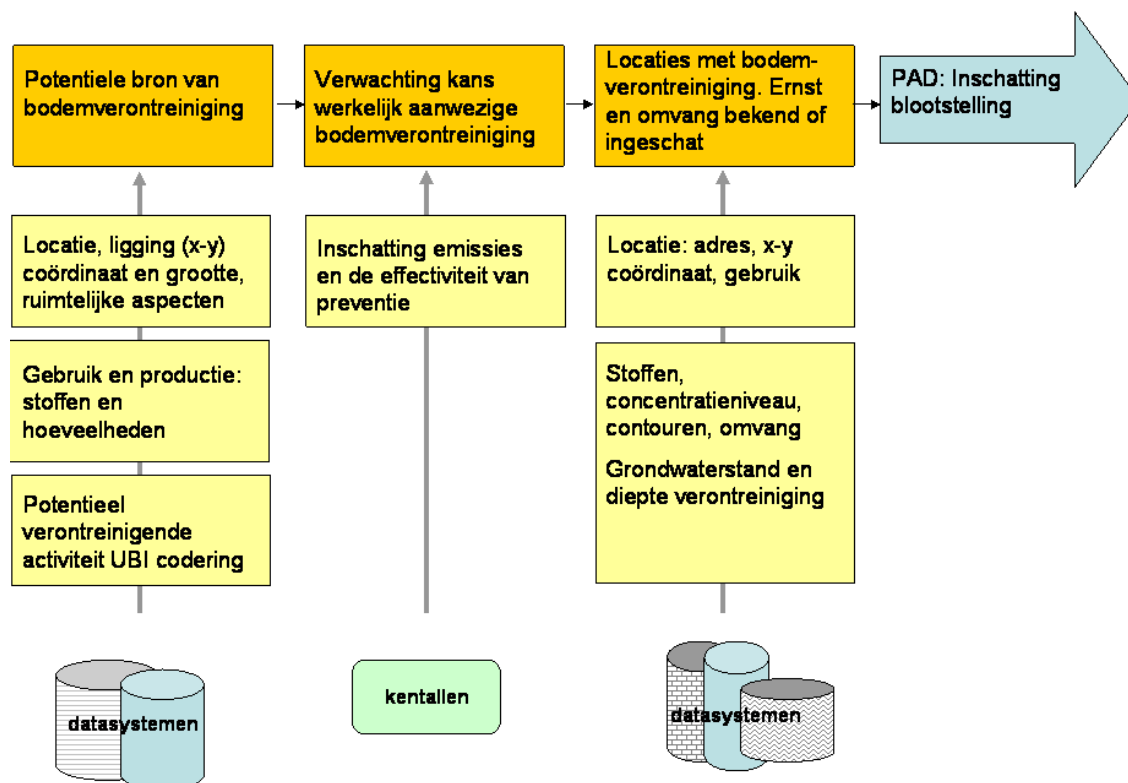
Dit zijn:

- locaties met bodemverontreiniging op basis van (inventariserend) bodemonderzoek en
- locaties met mogelijke bodemverontreiniging op basis van:
 - inventarisatie historische bedrijfsactiviteiten (ingedeeld volgens de UBI-codering, waarin naast de huidige bedrijfsactiviteiten ook de historische activiteiten zijn opgenomen en ingedeeld naar risiconiveau met een regelmatige actualisering door de Werkgroep UBI-beheer op basis van lopende onderzoeken);
 - een inschatting van de verwachting over de opgetreden bodemverontreiniging (basis archiefonderzoek en met luchtfoto's).

In Figuur 4.1 wordt een beeld gegeven van twee typen datasystemen en hoe deze kunnen worden ingezet om grip te krijgen op de omvang en aard van de bodemverontreiniging. Links zijn de datasystemen te vinden waarmee de bodemsaneringsoperatie wordt gemonitord. De gegevensverzamelingen zijn bedoeld voor een landelijk of regionaal beeld en kunnen slechts indicatief zijn voor de concentraties aan verontreinigingen in de bodem en de grootte van het verontreinigde oppervlak. Rechts staan de gegevensverzamelingen die beschikbaar komen door bodemonderzoek (veldmetingen) op specifieke verontreinigde locaties. Deze gegevens hebben de grootste betrouwbaarheid en hoogste specificiteit. Hiertussen liggen locaties met beperkte veldmetingen, omdat het bodemonderzoek getrapt wordt uitgevoerd. Het gaat hierbij om te veel locaties om alles te kunnen meten en voor een landelijke inschatting zijn daarom gegevens uit verschillende stadia nodig.

Voor een optimaal gebruik van deze data voor landelijke en regionale toepassing is een modellering noodzakelijk gebaseerd op het type verontreinigende activiteiten, het bodemtype en het bodemgebruik. De laatste twee zijn gebaseerd op een geografische analyse van de ligging van de locaties. Een dergelijke benadering is al eerder toegepast in het kader van de MKBA waarbij voor het bodemgebruik een vergelijkbare blootstellingsmodellering gebruikt is (Van Wezel et al., 2007).

Gegevens over bodemverontreiniging worden in de praktijk verzameld door verschillende instanties (waaronder het bevoegd gezag bodemsanering) met verschillende doelstellingen. In Tabel 4.1 wordt een samenvattend overzicht gegeven van de belangrijkste karakteristieken van de datasystemen en dossiers. In Appendix 3 wordt in detail ingegaan op de verschillende bodeminformatiesystemen. Om de toegankelijkheid en consistentie van de verschillende datasystemen te waarborgen zijn diverse uitwisselingsprotocollen ontwikkeld (met bijbehorende geautomatiseerde controlesystematieken) en standaardcoderingen. Omdat de bevoegde overheden zelfstandig bevoegd gezag zijn kunnen de gevolgde procedures nog wel verschillen.



Figuur 4.1. Schema van de verschillende datasystemen en de mogelijkheden voor het karakteriseren van de gegevens over de bodemverontreiniging.

Tabel 4.1. Dataverzamelingen bodemverontreinigingslocaties en de doelstellingen.

Naam dataverzameling	Doel	Eigenaars/gebruikers
HBB Historisch bodembestand	Resultaat inventarisatie verdachte locaties, opgesteld in 2004, tot 2008 nog bijgewerkt.	41 bevoegde overheden bodemsanering, ieder met eigen systeem.
Landsdekkend Beeld bodemverontreiniging (LDB)	Beeld omvang lokale bodemverontreiniging; ontstaan na koppeling HBBs met informatie over lopende en uitgevoerde onderzoeken en saneringen. Opgesteld in 2004, per provincie geactualiseerd, landelijke versie beperkt geactualiseerd met monitoringgegevens.	41 bevoegde overheden bodemsanering, ieder met eigen systeem. Landelijk beeld bij RIVM.
Monitoringdata	Jaarrapportage voortgang bodemsanering aan VROM, in standaard uitwisselingsformat (SIKB). Jaarlijks geactualiseerd.	41 bevoegde overheden bodemsanering, landelijke beeld en tijdreeksen bij RIVM.

4.3 Discussie en aanbevelingen

In het kader van monitoringacties is sinds enkele jaren informatie verzameld over de verontreinigingscontouren. Deze informatie is opgeslagen bij de verschillende gemeenten en provincies. Er is systematiek beschikbaar voor de uitwisseling van gegevens ontwikkeld door SIKB (Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer). Daardoor zijn er nu betere schattingen van verontreinigde oppervlakten beschikbaar dan voorheen. Echter, er is nog een aantal verbeteringen mogelijk en wenselijk, deze zijn:

- Verzameling van meer gegevens over de aanwezige verontreinigingen en concentraties in bodem en grondwater. Dit kan mogelijk via de GBISsen, eventueel aangevuld met gegevens uit Sanscrit. Als er meer gegevens beschikbaar zijn kan de benadering gebaseerd op segmenten – groepen van verontreinigende activiteiten – meer gedetailleerd worden uitgewerkt en daarmee een nauwkeuriger resultaat geven. Ook de overlap van verontreinigende activiteiten op een locatie kan dan beter worden geanalyseerd.
- Voor de analyse van het verontreinigingsniveau spelen ook zaken als de omvang, periode en duur van de bedrijfsvoering een rol. Deze gegevens zijn echter maar beperkt beschikbaar. Bij het Focus-onderzoek (ter vaststelling van de humane spoedlocaties) en de verbreding van de UBI-systematiek (de indeling van verontreinigende activiteiten die bij de inventarisatie van het landsdekkend beeld zijn gebruikt, zie Appendix 4) is daar de laatste tijd veel meer over vastgelegd zodat het meer haalbaar wordt deze gegevens ook breder in te zetten.
- De ontwikkeling van één format voor de uitwisseling van de onderzoeksgegevens over stoffen en concentratieniveaus tussen gemeenten, provincies en onderzoeksbureaus zou de mogelijkheid tot verzameling en gebruik van de, in principe al beschikbare, gegevens sterk kunnen verbeteren.

In Appendix 1 wordt een lijst van de stoffen die bij bodemsanering het meest bepalend zijn voor de risico's gegeven. Er zijn momenteel mogelijkheden om beschikbare informatie over stoffen en concentratie niveaus uit te breiden en operationeel te maken in een centraal datasysteem. De gegevensverzameling door de provincies en gemeenten gaat voorlopig door. Voor het verkrijgen van een landelijk beeld van de aard en omvang van bodemverontreiniging wordt aanbevolen dat er een aansluitende actie volgt voor een landelijke dataverzameling en analyse.

Het onderzoek naar de vaststelling van humane spoedlocaties (referentie convenant) biedt mogelijkheden voor een *sterke* verbetering van de kennis over de omvang en aard van bodemverontreiniging. Dit heeft reeds zijn weerslag gevonden in beter inzicht voor afzonderlijke bedrijfsactiviteiten, zodat ook de modellering voor de inschatting van een landelijk verontreinigings- en blootstellingsniveau verbeterd kan worden aangezien de basisinformatie minder lacunes bevat. Dergelijke verbetering dragen niet alleen bij aan een beter inzicht in de relatie bodemverontreiniging en gezondheid maar zijn ook essentieel bij kosten-batenafwegingen op landelijk, regionaal en locatieniveau en de waardering van bodemkwaliteit, ruimtelijke afwegingen en gezondheid en de vergelijking van de gezondheidsrisico's van de bodem met andere milieustressoren. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan prioriteitsstelling bij de aanpak van locaties op basis van een optimalisatie van de vermindering van gezondheidsrisico's, van economisch potentieel, voorbereiding van geplande gebiedsinrichtingen.

5 Pad: blootstelling aan bodemverontreiniging

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de modellering van de blootstelling aan verontreinigingen uit de bodem. Vervolgens wordt beargumenteerd hoe beter kwantitatief inzicht kan worden verkregen in de blootstelling om zo een relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid te kunnen leggen, en op welke punten aanpassingen en verbeteringen nodig zijn.

In deze paragraaf wordt onder andere ingegaan op de volgende vragen:

1. Wat zijn de meest bepalende keuzes bij de modellering van de blootstelling aan bodemverontreiniging?
2. Wat zijn de mogelijkheden om de blootstelling beter te schatten binnen de huidige methodiek?
3. Hoe kunnen wij omgaan met onzekerheden in de modellering van de blootstelling?
4. Wat zijn de mogelijkheden om de daadwerkelijke blootstelling voor een bepaalde populatie in beeld te brengen?

5.1 Bepalende keuzes bij de modellering van de blootstelling

Hieronder wordt een aantal keuzes beschreven en bediscussieerd die bepalend zijn in de modellering van de blootstelling aan bodemverontreiniging.

5.1.1 Blootstellingsduur en blootstellingsscenario's

In Nederland wordt bij de beoordeling van gezondheidsrisico's en voor de afleiding van de interventiewaarde uitgegaan van een levenslang gemiddelde blootstelling, behalve als er redenen zijn om specifiek naar de blootstelling gedurende een bepaalde periode te kijken. Het uitgangspunt hierbij is dat de risicogrenzen voor chronische blootstelling tevens bescherming bieden tegen niet-chronische blootstelling (zie ook paragraaf 2.1).

Bij de blootstelling kan worden gekeken naar verschillende levensfasen. Immers, de blootstelling aan een stof kan daarvan afhangen. Zo zal een jong kind door hand-mond gedrag meer gronddeeltjes inslikken en eet een kind per kilogram lichaamsgewicht ook meer voedsel dan een volwassene. Bij de modellering van de levenslang gemiddelde blootstelling wordt, in het Nederlandse blootstellingsmodel CSOIL, uitgegaan van twee levensfasen. Te weten een kind van 0 tot 6 jaar en volwassene van 6 tot 70 jaar. De levenslang gemiddelde blootstelling wordt berekend door 'gewogen' middeling. Een vergelijkbare manier wordt in veel andere landen toegepast. Deze benadering impliceert dat er tijdens de kindertijd een hogere dan gemiddelde (toegestane) blootstelling kan zijn. Met betrekking tot chronische blootstelling en toetsing aan bijvoorbeeld het MTR heeft een periodieke overschrijding van het MTR geen significant gezondheidsrisico. Maar er kunnen uitzonderingen zijn. Van lood bijvoorbeeld is bekend dat het toxicologische effect zich juist tijdens de ontwikkelingsfase (kind) voordoet. In dat geval wordt getoetst aan de meest kritische levensfase (kind).

Ook in de ons omringende landen wordt meestal uitgegaan van een risico-inschatting op basis van levenslang gemiddelde blootstelling. Wel zijn er verschillen in de definitie van de verschillende levensfasen. Hierdoor ontstaan verschillen in de wijze van de berekening van de levenslang gemiddelde blootstelling. Het CLEA-blootstellingsmodel dat in het Verenigd Koninkrijk wordt gebruikt (Jeffries and Martin, 2009), hanteert bijvoorbeeld achttien leeftijdsklassen met voor elke klasse specifieke blootstellingskarakteristieken. Daarbij wordt in geval van bijvoorbeeld het bodemgebruik 'wonen met tuin' voor de risicobeoordeling en normering uitgegaan van de bescherming van de 'kritische receptor' (bijvoorbeeld kinderen tot 6 jaar). Dit betekent dat in het Verenigd Koninkrijk voor elke

risicobeoordeling de meest kritische groep als receptor wordt genomen. In Nederland is wordt de meest kritische groep (kinderen) aangehouden in geval van aan lood.

Voor de stoffen die het meest bepalend zijn voor gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging (Appendix 1) wordt in Tabel 5.1 de humane risicogrenswaarden bodem (wonen met tuin) gegeven op basis van levenslang gemiddelde blootstelling (= interventiewaarde humaan behalve voor lood) en op basis van blootstelling tijdens de kinderjaren en voor volwassenen. Uit vergelijking van de risicogrenzen voor kind of op basis van levenslang gemiddelde blootstelling blijkt dat het voor vluchtige verbindingen geen verschil maakt of de risicogrenswaarde wordt vastgesteld op basis van levenslang gemiddelde blootstelling of op basis van het kind. Kortom, voor vluchtige verbindingen zijn de kinderjaren niet meer kritisch dan voor volwassenen. Echter, wanneer de belangrijkste blootstellingspaden via de consumptie van groenten of via de ingestie van gronddeeltjes verlopen, blijkt de blootstelling (in mg/kg lichaamsgewicht per dag) tijdens de kinderjaren hoger. Indien er getoetst wordt aan de meest gevoelige receptor (kind in dit geval) leidt dit tot een lagere humane risicogrens. Dit is het geval voor lood, waar de humane risicogrens is gebaseerd op de hogere blootstelling en hogere gevoeligheid voor lood tijdens de kinderjaren.

Tabel 5.1. Humane risicogrens bodem voor het scenario 'wonen met tuin' in mg/kg bodem op basis van levenslang gemiddelde blootstelling¹⁾ en op basis van de blootstelling tijdens de kinderjaren (0-6 jaar) en voor volwassenen (6-70 jaar).

Contaminant	Humane risicogrens bodem (mg/kg)			
	Belangrijkste blootstellingsroute ²⁾	Levenslang gemiddeld	Kind	Volwassene
benzeen	IB	1,1	1,2	1,1
ethylbenzeen	IB	111	108	111
m-xyleen	IB	140	136	140
o-xyleen	IB	109	105	109
p-xyleen	IB	248	242	248
tolueen	IB	32	34	32
1,1,1-trichloorethaan	IB	8	8	8
1,2-dichlooretheen (cis)	IB	0,3	0,3	0,3
1,2-dichlooretheen (trans)	IB	0,5	0,5	0,5
tetrachlooretheen	IB	9	9	9
trichlooretheen	IB	10	11	10
MTBE	IB	47	50	47
arseen	IG	614	136	918
cadmium	CG	44	20	50
chrom (III)	IG/CG	2756	640	3996
chrom (VI)	IG/CG	78	72	78
lood	IG/CG	1900	534	2494

¹⁾ Voor de afleiding van de interventiewaarde wordt de risicogrens berekend op basis van levenslang gemiddelde blootstelling.

²⁾ CG: consumptie groenten en aardappels, IG: ingestie grond en IB: inhalatie binnenlucht.

5.1.2 Blootstellingsscenario's

Voor de berekening van de levenslang gemiddelde blootstelling bij een bepaald bodemgebruik zijn voor Nederland zeven blootstellingsscenario's gedefinieerd. Twee belangrijke uitgangspunten hierbij waren dat a) elke gebruiker levenslang op deze locatie moet kunnen verblijven en b) men de locatie optimaal moet kunnen gebruiken.

Voor wonen met tuin betekent dit dat ervan uit wordt gegaan dat elk individu 70 jaar op de locatie verblijft (levenslang) en deze locatie optimaal gebruikt (24 uur per dag en bijvoorbeeld 10% consumptie van gewassen uit eigen tuin).

Voor saneringsbeslissingen is dit een beleidsmatig verantwoord uitgangspunt. Echter, voor het in beeld brengen van de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheidsrisico moeten we de daadwerkelijke blootstelling schatten. Hiervoor voldoen de bestaande blootstellingsscenario's die gebaseerd zijn op bodemgebruik dus niet, al is het maar dat waarschijnlijk slechts een klein percentage van de populatie een leven lang op dezelfde locatie blijft wonen.³ Daarbij zal ook de intensiteit van het gebruik, zoals de mate van gewasconsumptie uit eigen tuin, variëren.

Voor het bepalen van de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid zijn realistische inschattingen van de blootstelling vanuit de mens nodig. De huidige benadering waarbij met blootstellingsscenario's vanuit bodemgebruik wordt gewerkt is hiervoor niet toereikend. In paragraaf 5.2 wordt nader ingegaan op een alternatieve benadering.

5.1.3 Achtergrondblootstelling

Onder achtergrondblootstelling verstaan we de niet aan de lokale bodemverontreiniging gerelateerde blootstelling aan verontreinigingen in bijvoorbeeld voedsel, drinkwater en lucht. In Nederland wordt, voor de vaststelling van humane risicogrenzen ten behoeve van de interventiewaarde bodemsanering geen rekening gehouden met de achtergrondblootstelling. Dit betekent dat het hele MTR mag worden opgevuld door de blootstelling van verontreinigingen uit de bodem. In Europa volgen ook Oostenrijk, Vlaanderen, Finland, Italië en Letland voor dit aspect eenzelfde benadering. Een aantal andere landen reserveert voor de afleiding van risicogrenswaarden slechts een deel van het MTR voor de blootstelling aan bodemverontreiniging (Carlon et al., 2007).

Bij gebruik van een locatie met een bodemverontreiniging kan, door de blootstelling uit andere bronnen, het MTR ook onder interventiewaardeniveau worden overschreden. Zo vult de achtergrondblootstelling van cadmium uit voeding voor gemiddeld 44% het MTR op (Baars et al., 2001). Het gezondheidsrisico is het gevolg van de totale blootstelling aan een stof, waarbij het aandeel van bodemverontreiniging niet meer kan worden onderscheiden van het effect door andere bronnen. Wel kan door metingen in contactmedia deels geschat worden wat de bijdrage van de verschillende bronnen is en welke maatregelen waarschijnlijk het meest effectief zijn om de blootstelling te verminderen.

5.1.4 Blootstellingsroutes

Voor de berekening van de blootstelling aan bodemverontreiniging en de afleiding van interventiewaarden worden alle bij normaal gebruik aanwezige blootstellingsroutes vanuit de bodem op basis van scenario's beschouwd. Vervolgens wordt de blootstelling van alle blootstellingsroutes (oraal, dermaal en inhalatoir) gesommeerd. Voor de interventiewaarde wordt de totale blootstelling getoetst aan het MTR om tot één risicogrens bodem te komen. Deze benadering is vergelijkbaar met de benadering in het VK, België en bijvoorbeeld Finland (Tabel 5.2).

³ Het CBS telde in 2008 in totaal 1,6 miljoen personen die in dat jaar verhuisden (zie http://statline.cbs.nl/22_juni_2009).

In de Verenigde Staten en Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006) volgt men een andere benadering. Hier is de risicogrens humaan gebaseerd op de belangrijkste blootstellingsroute. Zo is de risicogrens voor benzeen gebaseerd op de route inhalatie binnenlucht.

Voor Nederland is de blootstelling aan stoffen via de ingestie van gronddeeltjes, de inhalatie van binnenlucht en de consumptie van gewassen uit eigen tuin verantwoordelijk voor meer dan 90% van de totale blootstelling.

De blootstelling via de consumptie van melkproducten, eieren en vlees (van eigen grond) wordt voor de Nederlandse situatie niet relevant geacht, hoewel deze aanname in sommige gevallen twijfelachtig is (zie bijvoorbeeld dioxines in eieren, Van Eijkeren et al., 2006).

Tabel 5.2. Blootstellingsroutes die in beschouwing worden genomen bij de vaststelling van humane risicogrenzen voor bodem in verschillende Europese landen (Carlon et al., 2007).

	PATHWAYS	AUT	BE(W)	BE(F)	DEU	DNK	ESP	FIN	ITA	LTU	NDL	SWE	UK
Soil outdoor exposure	Soil ingestion	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Dust ingestion		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Dermal exposure		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Inhalation of soil vapors		X	X	X	X	X	X	X		X		X
	Inhalation of soil derived dust		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
Soil indoor exposure	Dermal exposure to soil derived dust		X	X				X	X			X	X
	Inhalation of soil originated vapors		X	X				X	X		X	X	X
	Inhalation of groundwater vapors										X		
Soil derived diet exposure	Consumption of homegrown vegetables		X	X	X			X		X	X	X	X
	Ingestion of soil attached to homegrown vegetables				X			X			X		X
	Consumption of homegrown fruits				X					X		X	
	Ingestion of soil attached to homegrown fruits				X								
	Consumption of meat			X									
	Consumption of dairy products			X									
Soil-Groundwater pathways	Consumption of groundwater		X		X				X		X	X	
	Drinking-water contaminated by permeation through pipes		X	X				X					
	Inhalation of volatilized domestic water							X			X		
	Showering (dermal contact + inhalation)		X	X				X			X		
Soil-surface water	Swimming: dermal contact + water ingestion + suspended matter ingestion												
	Consumption of fish and shellfish											X	

De blootstelling via huisstof wordt in de schatting van de blootstelling via bodem niet expliciet meegenomen (Oomen et al., 2004; Oomen et al., 2008). Er wordt aangenomen dat de dagelijkse ingestie van gronddeeltjes voor een kind gemiddeld 100 mg/dag en voor een volwassene 50 mg/dag is.

Dit betreft zowel bodem die door direct contact met de bodem buiten wordt ingeslikt als bodemdeeltjes die in huisstof terechtkomen en via hand-mond contact met huisstof worden ingeslikt. Echter, er zijn indicaties dat sommige contaminanten zich hechten aan de fijnere bodemdeeltjes die op hun beurt meer in huisstof kunnen voorkomen (Oomen et al., 2004).

De verontreinigingen in het huisstof kunnen apart van de bodem worden gemeten. Het is echter nog niet duidelijk hoe deze blootstellingsroute kan worden meegenomen in het totale blootstellingsconcept en welk toetscriterium het meest geschikt is. Daarbij is de relatie tussen de aanwezige bodemverontreiniging en de verontreinigingen in het huisstof niet altijd duidelijk. Met andere woorden, het is niet duidelijk welk deel uit de bodem en welk deel van een andere bron afkomstig is, en bij welke concentraties van een stof in huisstof er sprake is van een gezondheidsrisico. Een bijkomend vraagstuk bij het meenemen van een blootstellingsroute via huisstof is dat weinig bekend is over de hoeveelheid huisstof die per dag door een kind en een volwassene wordt ingeslikt. Deze punten dienen nader te worden uitgewerkt.

5.1.5 Biobeschikbaarheid

Hierboven is beschreven welke blootstellingsroutes en blootstellingsmatrices (bodem, voeding, huisstof enzovoort) zijn meegenomen in de huidige methodiek om op basis van externe concentraties van contaminanten tot een schatting van de externe blootstelling te komen. Slechts een deel van deze externe blootstelling komt niet in het lichaam terecht, omdat een deel van de stof niet biobeschikbaar is. De biobeschikbaarheid geeft aan welk deel van een externe blootstelling een interne blootstelling wordt, oftewel echt in het menselijk lichaam (bloed, weefsels) terechtkomt. Interne blootstelling kan meestal directer gerelateerd worden aan de toxiciteit van de stof dan de externe blootstelling.

Vaak is een onuitgesproken aanname dat de biobeschikbaarheid, en daarmee de interne blootstelling, van een stof altijd hetzelfde is bij een bepaalde blootstellingsroute (oraal, inhalatie of dermaal) (Oomen et al., 2006). Met andere woorden, er wordt aangenomen dat de biobeschikbaarheid van een stof in voeding, water, bodem of huisstof hetzelfde is.

In de praktijk worden meestal orale dierexperimenten uitgevoerd om de toxiciteit van een stof te bepalen. Dieren worden dan aan stoffen blootgesteld via voeding, drinkwater, en voor hydrofobe stoffen soms in olie, zie Tabel 5.3 (Rompelberg et al., 2002). Blootstelling aan bodemverontreinigingen vindt voor sommige stoffen voornamelijk plaats door directe bodem- en huisstofingestie. Het is voor een aantal stoffen aangetoond dat de biobeschikbaarheid van een stof uit bodem en huisstof lager is dan uit voeding en water (Van Eijkeren et al., 2006; Bonaccorsi et al., 1984; Casteel et al., 2006; Freeman et al., 1995; Umbreit et al., 1986). Dit betekent dat de huidige risicobeoordeling in bepaalde gevallen aan de conservatieve kant zit. Dit betekent ook dat het schatten van een gezondheidsrisico op basis van de externe blootstelling eigenlijk niet direct mogelijk is. Er moet worden gekeken of het aannemelijk is dat biobeschikbaarheid een belangrijke rol speelt, en of het mogelijk is naar interne blootstelling te kijken in plaats van naar externe blootstelling.

Tabel 5.3. Overzicht van matrices die gebruikt zijn in de studie ter onderbouwing van het MTR_{humanaan} voor een aantal geselecteerde bodemverontreinigingen*.**

Contaminant	Matrix	Species
arsen, cadmium, lood	drinkwater en voeding*	mens
barium, chroom III en IV	drinkwater	rat
ftalaten (DEHP, BBP, DBP), maneb, alifatisch EC16-21 ('white mineral oil')	voer**	rat
alifatisch EC12-16	'dearomatized aliphatic petroleum streams' (exacte toedieningswijze onbekend)	rat
benzo(a)pyreen	soja-olie (gavage)	rat
pyreen(C16)	maïsolie (gavage)	muis

*MTR van arsen en cadmium en TDI voor lood is gebaseerd op vele humane (epidemiologische) studies waarin zowel drinkwater als voeding de matrices waren.

** In de referenties is vaak niet vermeld welk voer het betreft. Aangenomen mag worden dat het in alle gevallen standaard gepelleteerd rattenvoer betreft.

*** Overgenomen van briefrapport 'Orale biobeschikbaarheid uit de matrix van bepalende studies voor MTR_{humanaan} voor geselecteerde contaminanten' (Rompelberg et al., 2002).

Voor lood, en in mindere mate ook voor arsen, is informatie aanwezig over de biobeschikbaarheid uit bodem. Voor deze stoffen geldt dat directe bodemingestie een belangrijke blootstellingsroute is, vooral voor kinderen. Veel inspanning is verricht om de relatieve biobeschikbaarheid (biobeschikbaarheid van de stof uit bodem ten opzichte van de biobeschikbaarheid uit de voedingsmatrix) van lood te bepalen met simpele in vitro-systemen (Oomen et al., 2006; Oomen et al., 2006; Hagens et al., 2009; US-EPA, 2007b; US-EPA, 2007a; Hagens et al., 2009). Met deze in vitro-systemen wordt het humane maag-darmkanaal nagebootst om te onderzoeken hoeveel van de stof vrijkomt onder invloed van het digestieproces. Omdat een deel van deze vrijgekomen stof wordt geabsorbeerd en in de bloedbaan terechtkomt, kan aangenomen worden dat de vrijgekomen stof een maat is voor de hoeveelheid van de stof die maximaal biobeschikbaar kan worden.

De in vitro-systemen zijn uiteraard een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Moeilijkheid bij deze simpele in vitro-systemen is de validatie met de werkelijke situatie, en de vele verschillende modellen die er internationaal bestaan (Hagens et al., 2009). In de VS wordt een standaard relatieve orale biobeschikbaarheid van lood uit bodem en huisstof toegepast van 0,6. Daarnaast kan een aangepaste relatieve orale biobeschikbaarheidsfactor in de risicobeoordeling locatiespecifiek worden toegepast.

Deze argumentatie geldt alleen voor zogenaamde systemische toxiciteit: toxiciteit waarbij de stof eerst in de bloedbaan zit, het kritische weefsel bereikt en daar toxisch is. Bij lokale toxiciteit is er sprake van toxiciteit op de plaats van blootstelling, bijvoorbeeld de huid of in de longen.

5.1.6 Aanbevelingen

Op basis van de hierboven bediscussieerde keuzes en aannames is geconcludeerd dat de huidige benadering, waarbij met een aantal blootstellingsscenario's wordt gewerkt, voldoet voor het uitsluiten van gezondheidsrisico's, maar niet toereikend is om vragen over de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid te kunnen beantwoorden. Immers, met een scenario wordt de blootstelling van een bepaalde standaard situatie geschat, wat in veel gevallen niet de daadwerkelijke situatie weergeeft.

Voor blootstellingsmodellering zijn data nodig. Om de blootstelling volgens de bestaande scenario's in CSOIL te schatten is als minimale input de bodemconcentratie nodig, waarvanuit ook blootstelling via

andere routes wordt gemodelleerd (lucht, gewas enzovoort). Om onderschatting van de blootstelling te voorkomen wordt, bij gebrek aan gegevens, de blootstelling vaak conservatief ingeschat. *De onzekerheden in blootstellingsmodellering kan worden verkleind door aanvullende metingen in contactmedia (zoals huisstof, maar ook gewassen en lucht) te doen.*

De blootstellingsschatting kan ook worden verbeterd door het meten van de concentraties van contaminanten bij mensen (interne blootstelling, bijvoorbeeld op basis van de concentratie in bloed, urine, enzovoort; afhankelijk van de stof). Hiermee kan informatie over de individuele blootstelling worden verkregen.

Voor het maken van inschattingen van de blootstelling aan contaminanten door het gebruik van verontreinigde bodems is het aan te bevelen de blootstelling te berekenen van in ieder geval de drie belangrijkste blootstellingsroutes (ingestie grond en stof, consumptiegewassen en inhalatie binnenlucht).

Een punt van nader onderzoek is de *blootstelling aan huisstof* en in welke mate de concentratie aan verontreinigingen in huisstof een relatie hebben met de bodemkwaliteit. Weliswaar is er een aantal landen (waaronder Nederland) die de inhalatie van huisstof meenemen in de blootstellingsberekeningen, echter dit is een andere route dan ingestie van liggend huisstof, welke tot nu toe niet expliciet is meegenomen.

5.2 Probabilistische blootstellingsmodellering

Blootstellingsmodellering kan gebruikt worden om de beschikbare metingen te analyseren, en de blootstelling te karakteriseren. In de huidige blootstellingsmodellering wordt gewerkt met scenario's, welke niet de daadwerkelijke en individuele blootstelling probeert te schatten.

In paragraaf 5.2 wordt een alternatieve benadering beschreven, waarbij wordt voorgesteld de blootstellingsdistributie van de betreffende populatie te bepalen. De blootstelling tussen personen varieert immers, wat invloed heeft op het gezondheidsrisico.

5.2.1 Onzekerheid en variabiliteit

Voor de berekening van de blootstelling wordt in Nederland gebruik gemaakt van het CSOIL-blootstellingsmodel (Brand et al., 2006). Bij een internationale vergelijking van blootstellingsmodellen (Swartjes et al., 2002) werd geconstateerd dat de variatie in berekende blootstelling tussen de verschillende modellen groot is. Deze variabiliteit wordt veroorzaakt door onzekerheid in parameterwaarden en verschillen in de (beleidsmatige) keuzen van modelconcepten en blootstellingsscenario's.

CSOIL is een zogenaamd deterministisch model. Dit betekent dat voor elke parameter één discrete waarde wordt geselecteerd. Dit resulteert in één discrete uitvoerwaarde, van bijvoorbeeld de gemiddelde levenslange blootstelling of van een norm.

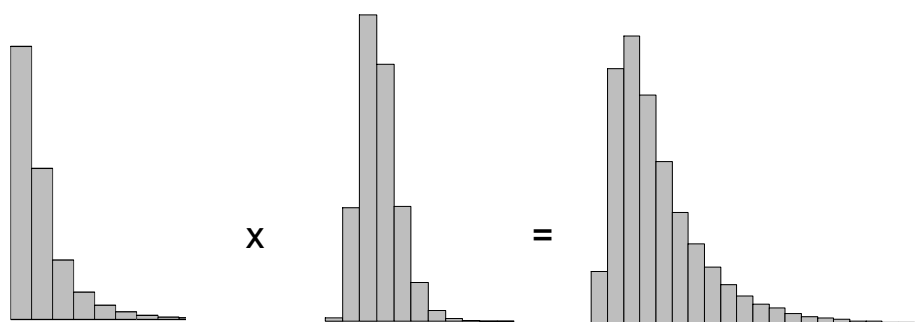
Voor de berekening van de blootstelling met CSOIL worden meer dan 100 parameters gebruikt. Veel parameterwaarden zijn toegekend op basis van een gemiddelde waarde, een conservatieve of realistische inschatting of op basis van expert judgement (Otte et al., 2001). Deze benadering voldoet voor het afleiden van normen die tot doel hebben de gezondheid te beschermen, zoals het geval is bij de afleiding van interventiewaarden. Volgens deze benadering bieden de afgeleide normen in principe in alle situaties en voor alle individuen voldoende bescherming.

Om mogelijke gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging in beeld te brengen is het echter wenselijk de *werkelijke* blootstelling en de variatie in blootstelling te kwantificeren en daarbij rekening

te houden met de verschillen in bijvoorbeeld gedrag (activiteit-tijd-locatie), de ruimtelijke verdeling van de verontreiniging en de onzekerheid van de verschillende parameterwaarden.

Een mogelijkheid om deze variabiliteit en onzekerheden in de modellering te beschouwen biedt het gebruik van zogenaamde *probabilistische modellen*. Hiertoe worden de parameterwaarden vervangen door verdelingen, welke de onzekerheid in de betreffende waarde weerspiegelen. Daarnaast worden verdelingen gebruikt welke eventuele variabiliteit weergeven (bijvoorbeeld tussen eigenschappen van mensen). De berekende blootstelling wordt vervolgens ook uitgedrukt in een verdeling die de variabiliteit (tussen mensen) beschrijft. Op zijn beurt bevat elk percentiel in de variabiliteitsverdeling een bepaalde onzekerheid. Daaruit kan bijvoorbeeld blijken dat van een populatie 3% een blootstelling ondervindt die hoger is dan een kritische waarde, waarbij het 90% betrouwbaarheidsinterval 2-5% is. Met andere woorden, er kan met 90% zekerheid worden gezegd dat het percentage van de populatie die de kritische waarde overschrijdt ergens tussen de 2 en 5% ligt.

In Figuur 5.1 wordt een voorbeeld gegeven van hoe de distributie van een verontreiniging in een gebied en de distributie van de consumptie van gewassen uit eigen tuin leidt tot een blootstelling die uitgedrukt wordt als een distributie. Hieruit is af te lezen hoe en in welke mate de blootstelling kan variëren over de beschouwde populatie. (NB. De onzekerheid in de blootstelling is niet afgebeeld.)



Figuur 5.1. Het probabilistisch modelleren van de blootstelling.

De eerste distributie stelt de concentraties van een contaminant op een locatie voor. De tweede distributie stelt de consumptie van gewassen uit eigen tuin voor. De derde distributie, waarvoor de andere distributies zijn gecombineerd, stelt de blootstelling van een populatie aan de contaminant door gewasconsumptie voor.

Pieters et al. (2005) hebben deze benadering uitgewerkt voor innameberekeningen van gewasbeschermingsmiddelen via de voeding. In het rapport wordt geconcludeerd dat met behulp van dergelijke probabilistische modellen al te conservatieve inschattingen kunnen worden voorkomen. Wanneer de resultaten hiervan worden gebruikt voor beleidsbeslissingen zullen wel expliciete keuzen gemaakt moeten worden over bijvoorbeeld welk deel van de bevolking men wil beschermen.

Met het CSOIL-model zijn al beperkte oefeningen gedaan met probabilistisch modelleren. In Lijzen et al. (2002) wordt de onzekerheid van de humane risicogrens voor lood, tolueen, vinylchloride en aldrin ten gevolge van de onzekerheid van (uitsluitend) fysisch-chemische parameterwaarden in beeld

gebracht. Hieruit bleek dat het verschil tussen het 10de en 90ste onzekerheidspercentiel van de afgeleide risicogrenzen tot een factor 9 kon bedragen. Dergelijke resultaten kunnen worden gebruikt om enerzijds specifiek onderzoek te programmeren en anderzijds de hoogte van normen eventueel in een juist risicoperspectief te plaatsen. Dit voorbeeld is kenmerkend voor de afleiding van normen waarbij men zich dient te realiseren dat het afleiden van normen (zoals in Lijzen, 2002) vanuit een hypothetische en gestandaardiseerde modelsituatie plaatsvindt. Scenario's die het bodemgebruik en de receptor (de populatie) beschrijven zijn in zekere mate beleidsmatig vastgelegd. Daardoor is het niet noodzakelijk de variabiliteit die samenhangt met het gedrag van de mens (de receptor) te beschrijven en mee te nemen in de modellering. *Echter, indien het effect van bodemverontreiniging op de gezondheid van een populatie wordt onderzocht is het wel gewenst om de blootstelling van de populatie (de receptor) te beschrijven met een verdeling.*

Voor het in beeld brengen van gezondheidsrisico's adviseren we reële invoerwaarden vast te stellen waarbij de invoer wordt uitgedrukt als een verdeling. Vervolgens kan met behulp van probabilistische modellering beter inzicht worden verkregen in de werkelijke blootstelling en de fractie van de populatie die een kritische (blootstellings)waarde overschrijdt.

Anders dan bij de afleiding van normen kunnen bijvoorbeeld de blootstellingsscenario's gebaseerd worden op de werkelijke situatie waarbij rekening kan worden gehouden met variaties en onzekerheden. Dit concept wordt in paragraaf 5.2.2 verder uitgewerkt.

5.2.2 Visie op probabilistische blootstellingmodellering

Voor het berekenen van de blootstelling aan contaminanten via voedsel wordt al geregeld een probabilistische aanpak gebruikt (Pieters et al., 2005; Bakker et al., 2008; Boon et al., 2008; De Mul et al., 2008; Van der Voet en Slob, 2007). Met behulp van een probabilistische aanpak kan de variabiliteit en de onzekerheid in de blootstelling in een populatie worden geschat. Om de blootstelling via voeding te bepalen wordt gebruik gemaakt van een voedselconsumptiepeiling (VCP) en concentratiemetingen in de verschillende geconsumeerde producten. Deze twee databases vormen de basis van de blootstellingsberekening. Daarnaast wordt er vaak gebruik gemaakt van aanvullende informatie om de blootstellingsschatting te verfijnen, zoals 'processing factors' om de invloed van bakken, koken, schillen, enzovoort mee te nemen, en ingrediëntenlijsten om de concentraties in grondstoffen om te rekenen naar eindproducten, bijvoorbeeld om de concentratie in brood te berekenen uit de concentratie in graan.

Met een probabilistische aanpak om de variabiliteit en de onzekerheid van de blootstelling in een populatie te schatten is een realistische risicobeoordeling mogelijk, waarmee bijvoorbeeld gezondheidsrisico's geschat kunnen worden (of een *health impact assessment* gedaan kan worden). Analooq aan de boven beschreven blootstellingsschatting via voeding zijn daarvoor twee databases nodig: één die beschrijft hoe, hoe lang en hoeveel individuen met welke bodems in contact komen, de locatie-activiteit-tijd-lijst (LATL), en één die de concentratie van een stof op alle relevante locaties weergeeft. Welke locaties relevant zijn is afhankelijk van de onderzoeksvraag. Een database met concentraties van contaminanten in de bodem zou het landsdekkend beeld kunnen worden (zie hoofdstuk 4). De LATL-database kan bijvoorbeeld worden opgebouwd door enquêtes af te nemen bij een nader te bepalen aantal personen. Er zijn enkele locatie-activiteit-tijd databases bekend vanuit andere kaders:

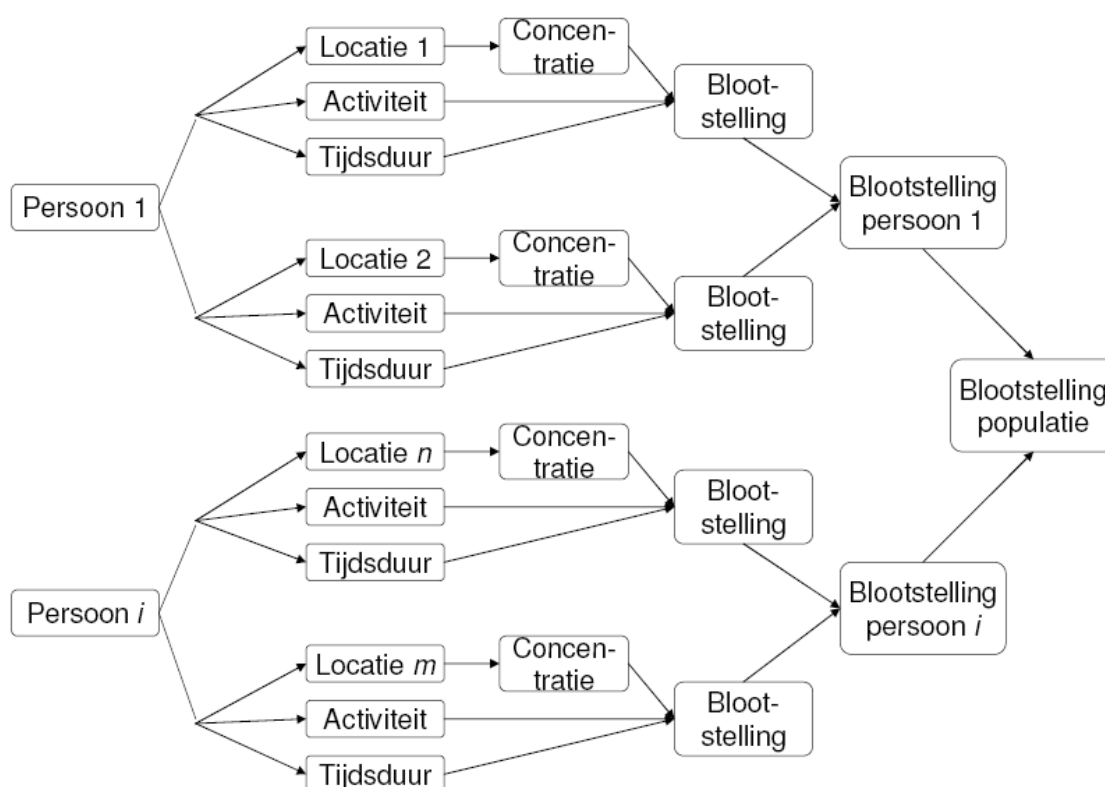
- IntoMart-onderzoek naar tijdsbesteding in de Nederlandse bevolking. Dit is een populatieonderzoek van 1994 naar slaapgedrag, ontspanning en verblijf in en rondom het huis binnen de Nederlandse bevolking. Gebaseerd op een enquête onder 4769 deelnemers zijn 24-uurs dagboeken samengesteld met een 15 minuten resolutie. Patronen bevatten gegevens over locatie (micro-omgeving), activiteit en inspanningsniveau. Aselecte steekproef uit gezinnen uit

- heel Nederland. Zeven onderscheiden micro-omgevingen (binnen en buitenshuis), twintig activiteiten en vijf inspanningsniveaus. De gegevens zijn in het bezit van RIVM.
- HETUS: Harmonized European Time Use Survey. Deze database bevat (geharmoniseerde) tijdsbestedingsgegevens van vijftien Europese landen (exclusief Nederland) verzameld in de vorm van 24 uren dagboeken. Er wordt onderscheid gemaakt tussen veertig verschillende locaties en transportwijzen. De gegevens zijn verzameld midden jaren negentig. De data zijn toegankelijk via de website (<https://www.testh2.scb.se/tus/tus/>).
 - EXPOLIS: Combineert persoonlijke en micro-omgeving monitoringgegevens met tijd/activiteit-gegevens voor populaties in 7 Europese steden (geen in Nederland). De tijd/activiteit-patronen bestaan uit 48-uren dagboeken met 15 minuuts tijd resolutie. Er worden 11 verschillende micro-omgevingen onderscheiden, zowel ‘in transport’ als ‘niet in transport’. De monitoringgegevens zijn beschikbaar als MS Access database via de EXPOLIS website (<http://www.ktl.fi/expolis/>).
 - CHAD: Consolidated Human Activity Database. Een US EPA-database. Combineert gegevens van verschillende activiteitenpatronenonderzoeken op stad, staat en nationaal (VS) niveau (onder andere inclusief de National Human Activity Pattern Survey). Bevat 24-uren dagboekgegevens van circa 10.000 ge-enquêteerden, verzameld in de loop van twee jaar. De database is vrijelijk beschikbaar (US EPA: <http://oaspub.epa.gov/chad>).
 - CHAPS: Canadian Human Activity Pattern Survey (1996-1997). Bevat dagboekgegevens van ca. 2500 ge-enquêteerden in vier Canadese steden. Bij het bevolkingsonderzoek is dezelfde methodologie gehanteerd als bij het samenstellen van de US CHAD-database. Databeschikbaarheid is onbekend. (Leech et al., 2002)
 - Simulation tools for activity patterns. Als alternatief voor het verzamelen van tijd/activiteit-gegevens in een populatie wordt er ook veelvuldig gebruik gemaakt van het modelleren/simuleren van dergelijke activiteitenpatronen. Voorbeelden van dergelijke activiteitspatroonsimulatoren: MIDAS, CEMDAP, ALBATROSS, TASHA (zie bijvoorbeeld Beckx et al., 2009).

In hoeverre deze representatief zijn voor de huidige tijd – alle data van de hierboven genoemde databases zijn verzameld in de jaren negentig – en in hoeverre ze geschikt zijn voor blootstellingsschatting van contaminanten uit de bodem moet worden uitgezocht.

Voor de LATL dient per individu informatie te worden verzameld over de persoon, bijvoorbeeld leeftijd en geslacht als mogelijke covariabelen, en lichaamsgewicht om de blootstelling aan te kunnen relateren. Verder is er een opsomming nodig van de locaties (= coördinaten = *activity space*) die een persoon per tijdseenheid (dag, week, jaar) bezoekt om deze later te kunnen relateren met de verontreiniging op die locaties. Op deze manier kunnen de blootstellingen die worden opgedaan op verschillende locaties bij elkaar worden opgeteld (zie Figuur 5.2: *blootstelling persoon i*) analoog aan de geaggregeerde blootstellingsberekeningen via voedsel (zie bijvoorbeeld Pieters et al., 2005). Daarbij is van belang om te weten hoe lang iemand op een locatie is geweest, bijvoorbeeld 8 uur/dag op locatie A en 16 uur/dag op locatie B. Immers, stel dat locatie A is vervuild en locatie B niet, dan wordt de dagelijkse blootstelling op locatie A ‘verdund’ doordat men tijd op locatie B doorbrengt. Kennis over de activiteit op een locatie is nodig om de blootstelling te kunnen berekenen. NB. De activiteit is niet alleen locatiegebonden, dus activiteit is niet hetzelfde als bodemgebruik. De activiteit is namelijk gebonden aan de persoon én locatie: één locatie kan immers door de ene persoon worden gebruikt als werkplek en door de ander als speelplaats. Het verdient aanbeveling om te bedenken in hoeverre de activiteit moet worden gespecificeerd, en hoe de activiteit en informatie over de concentratie kan worden vertaald naar een blootstelling. Is het nodig om onderscheid te maken tussen zandtaartjes bakken en touwtje springen, of kunnen beide activiteiten onder de noemer ‘spelen’ vallen?

De blootstelling van een representatief aantal personen bijeen geeft informatie over de blootstelling op populatieniveau in plaats van per bodemgebruik. Deze blootstelling kan worden weergegeven als een distributie, aangezien de blootstellingen per persoon variëren. Verder kan de onzekerheid in de blootstelling van de populatie worden weergegeven. Deze onzekerheid komt voort uit de onzekerheden in de inputdata, bijvoorbeeld over de (bodem)concentratie of over de invloed van een activiteit op de blootstelling. De verkregen populatiebrede blootstelling kan worden gebruikt in het uitvoeren van een realistische risicobeoordeling of een *health impact assessment* (zie Figuur 5.2).



Figuur 5.2. Schematische weergave van het afleiden van de populatiebrede blootstelling aan een bodemcontaminant. Het aantal locaties per persoon kan worden uitgebreid.

Mogelijk knelpunt in deze benadering is de beschikbaarheid van informatie om de LATL te vullen. Als deze informatie niet beschikbaar is en dus nog verzameld moet worden, zal dat waarschijnlijk veel tijd kosten.

5.3 Meten van de interne blootstelling

Het probabilistisch schatten van de blootstelling aan een bodemverontreiniging kost veel tijd en inspanning, vooral zolang de LATL-database niet is ontwikkeld en gevuld. In sommige gevallen kan het daarom zinvol zijn de interne blootstelling aan een stof te meten. Het meten van de blootstelling kan door een analyse van de stof in een bepaalde lichaamsmatrix (bijvoorbeeld bloed, urine, feces,

nagels, haar), afhankelijk van wat voor die specifieke stof een goede maat is voor de interne blootstelling (concentratie in het lichaam). Van sommige stoffen is het gedrag in het lichaam, de kinetiek, zo goed bekend dat duidelijk is welke matrix, wanneer en hoe vaak bemonsterd moet worden zodat relevante informatie wordt verkregen, en hoe deze moet worden geïnterpreteerd. Zo kan de blootstelling aan lood gekoppeld worden aan het loodbloedgehalte, en de blootstelling aan cadmium aan de cadmiumconcentratie in de urine (per gram creatinine). In het geval van lood is de toxicologische grenswaarde (de MTR) gebaseerd op een loodbloedwaarde (Baars et al., 2001). Eventueel kan ook nog worden gekeken naar de verschillen in gevoeligheid tussen individuen, waarbij een distributie van de blootstelling vergeleken kan worden met een distributie van het niveau waarbij effecten optreden.

Echter, informatie over de interne concentratie van een stof levert lang niet altijd direct toepasbare informatie. Immers, het moet mogelijk zijn een link tussen interne concentratie en blootstelling te maken. Hiervoor kunnen modellen ontwikkeld worden, bijvoorbeeld fysiologisch gebaseerde farmacokinetische modellen. Tevens moet er een link worden gelegd met het gezondheidsrisico. Voor het ontwikkelen en valideren van zo'n model zijn data nodig.

Voor het verkrijgen van informatie over de interne concentratie moet de bereidheid tot medewerking van mensen worden verworven, wat vaak lastig is omdat een dergelijk onderzoek ongerustheid teweeg kan brengen. Daarom moeten de voordelen en de nadelen goed worden afgewogen voordat hiertoe wordt overgegaan. Het grootste voordeel van een meting in een lichaamsmatrix is dat (een maat van) de interne blootstelling kan worden verkregen, die in geval van cadmium en lood relatief eenvoudig kan worden geïnterpreteerd. Een nadeel is dat het niet mogelijk is verschillende blootstellingsbronnen (bodem versus andere bronnen) te onderscheiden.

5.4 Discussie en aanbevelingen betreffende blootstelling (het pad)

De interventiewaarde, mits de gevoelige situaties⁴ ook in acht zijn genomen, is een goed instrument om situaties met een potentieel gezondheidsrisico te onderscheiden van situaties waar het risico naar alle waarschijnlijkheid verwaarloosbaar is. Echter, we concluderen dat de situatie dat de interventiewaarde wordt overschreden door de blootstelling zoals nu berekend, weinig zegt over de omvang van gezondheidseffecten. Dit komt ondermeer omdat bij de blootstellingsberekening uitgegaan wordt van bepaalde veiligheidsmarges waarmee ernaar gestreefd wordt dat ieder individu (ongeacht verschillen in gedrag, gebruik en tijdsduur van de blootstelling) wordt beschermd.

Voor het leggen van een kwantitatieve relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheidsrisico moet de huidige benadering worden aangepast. Voor de kwantificering van de werkelijke blootstelling is grip op het werkelijke bodemgebruik, waarbij rekening wordt gehouden met verschillen in gedrag en gebruik, de werkelijke concentratieniveaus en bodem- en grondwatertypering nodig.

Indien de gezondheidsrisico's worden ingeschat voor grote populaties (nationaal of gebieden) bestaat de mogelijkheid om de blootstelling met probabilistische blootstellingsmodellering te bepalen. Hiermee kunnen verschillen in gedrag, ruimte, en tijd worden meegenomen. Hoewel er ervaring is met deze benadering voor innameberekeningen van contaminanten uit voedsel, moet deze nog wel verder uitgewerkt worden voor bodemverontreiniging, en moeten databases verder worden gevuld.

⁴ Onder gevoelige situaties verstaat men locaties met hoge grondwaterstand en een verontreiniging met vluchtige stoffen, en het gebruik van het scenario 'wonen met moestuin'.

Naast bovenstaande mogelijkheid om de blootstelling probabilistisch te schatten, kan de blootstellingsschatting verbeterd worden op de volgende twee manieren.

1. In geval van vragen over specifieke locaties (deze worden veelal gesteld aan de GGD) kunnen aanvullende metingen worden verricht in contactmedia (huisstof, gewassen, lucht). De GGD-richtlijn 'Medische milieukunde: gezondheidsrisico bodemverontreiniging' beschrijft onder andere wanneer welke gegevens nodig zijn om te kunnen bepalen of er risico bestaat voor de gezondheid (Hegger et al., 2009). Doordat de specifieke data van de contactmedia kunnen worden gebruikt als basis voor bepaalde routes in de blootstellingsmodellering, kan de blootstelling nauwkeuriger worden bepaald. De blootstelling via huisstof wordt in het CSOIL-model niet apart gekwantificeerd. Het wordt aangenomen dat dit meegenomen wordt in de blootstellingsroute ingestie van gronddeeltjes. Voor specifieke situaties kan dit onvoldoende zijn. Het wordt aanbevolen een specifieke huisstofroute in het huidige blootstellingsmodel CSOIL te ontwikkelen.
2. Metingen aan de interne concentraties van stoffen in het lichaam van mensen. Dit heeft alleen zin voor stoffen waarvan de relatie tussen externe blootstelling en interne concentratie relatief eenvoudig te leggen is (onder andere lood en cadmium). Hoewel metingen bij mensen op bezwaren kan stuiten, kan dit een alternatief zijn voor de probabilistische blootstellingsschatting waar nog flink in moet worden geïnvesteerd. In enkele gevallen sluit het direct aan bij de risicobeoordeling (bijvoorbeeld concentraties van lood in bloed kunnen direct aan een effect gekoppeld worden). Nadeel is dat al veel informatie over het gedrag van de stof in de mens bekend moet zijn, wat maar voor een paar stoffen het geval is, en dat niet duidelijk is wat de bron van de blootstelling is geweest. Om dit laatste te weten te komen zijn metingen in contactmedia nodig.

Zowel voor de probabilistische blootstellingsmodellering, het verfijnen van de huidige blootstellingsmodellering, als voor het meten van interne concentraties van contaminanten in het lichaam, is het zinvol dat metingen van contaminanten in contactmedia in een database worden samengevoegd. Een voorstel hiervoor is gedaan door Otte et al. (2009).

6 De receptor: relatie tussen blootstelling en gezondheidsrisico's

In hoofdstuk 6 gaat het erom hoe een bepaalde blootstelling kan worden vertaald naar mogelijke gezondheidseffecten en hoe gezondheidsrisico's kunnen worden gekwantificeerd.

6.1 Behoeftte aan onderzoek naar de kwantitatieve inschatting van gezondheidsrisico's

Op verschillende vlakken vindt onderzoek plaats waarin wordt getracht een kwantitatieve inschatting van gezondheidsrisico's te maken als gevolg van blootstelling aan een stof of een andere stressor. Dit geeft aan dat dit vakgebied sterk in ontwikkeling is en dat wetenschappelijke vooruitgang in de toekomst is te verwachten. Bij beleidsmakers lijkt er behoefte te bestaan om dergelijke gegevens te (willen) gebruiken bij het nemen van beleidsbeslissingen. Het verdient daarom aanbeveling om de vorderingen op dit gebied bij te houden.

Uit de verschillende projecten blijkt dat het vaak lastig is de gezondheidsrisico's te kwantificeren. Bij een probabilistische aanpak is het echter mogelijk in de resultaten weer te geven welke onzekerheden er zijn en welke het zwaarste wegen. Aan de hand van die resultaten kan dan aanvullende informatie worden gezocht of gegenereerd om de onzekerheid te verminderen (indien nodig).

Wat bij elke onderzoeksvraag speelt maar wat bij het kwantificeren van gezondheidsrisico's in het bijzonder van belang is, is een duidelijke onderzoeksvraag. Met name de afbakening en het detailniveau dat is gewenst van de resultaten moet vooraf duidelijk zijn zodat het onderzoek op de juiste manier kan worden ingestoken.

Ter illustratie worden hieronder verschillende projecten genoemd waaraan door het RIVM in nationaal of internationaal verband is of wordt gewerkt. De hier genoemde projecten zijn illustraties, en beschrijven niet alle internationaal lopende projecten en initiatieven.

Op welke wijze een probabilistische aanpak toegepast kan worden voor de risicobeoordeling van verontreinigde bodems kan het best worden uitgezocht aan de hand van een casestudie met een duidelijke, beleidsrelevante onderzoeksvraag. Hieruit zal blijken of de bestaande data en probabilistische aanpak voldoende zekerheid geven zodat beleidsmakers de resultaten kunnen gebruiken voor hun onderzoeksvragen, en of er nog aanvullende methodes ontwikkeld dienen te worden, of de probabilistische methode al direct toepasbaar is, of dat de onzekerheden eerst moeten worden verkleind voordat de resultaten bruikbaar zijn voor beleidsmakers.

6.1.1 Voorbeelden van onderzoek naar gezondheidsrisico's in Europees verband

In het Europese project QALIBRA ('Quality of Life – Integrated Benefit and Risk Analysis') wordt onderzoek gedaan naar de verandering in incidentie van bepaalde effecten ten gevolge van een interventie, bijvoorbeeld meer vis eten. Daartoe zijn de gezondheidkundige voor- en nadelen van de consumptie van bepaalde voedingsmiddelen bepaald. Zo wordt bijvoorbeeld gekeken naar de positieve effecten op de gezondheid van omega-3 vetzuren in vette vis, en de negatieve effecten van de contaminanten dioxines en kwik die ook in vette vis zitten. Het RIVM is zowel betrokken bij de kwantificering van de positieve als de negatieve effecten.

In het Europese project INTARESE ('Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe') wordt beoogd de recente wetenschappelijke gegevens bijeen te brengen betreffende de voor- en nadelen voor milieu en volksgezondheid van een aantal stressoren. Deze stressoren zijn geluid, vochtigheid in huizen, klimaat, maar ook specifieke stoffen zoals huishoudchemicaliën, landbouwchemicaliën, enzovoort. Uiteindelijk doel is het opleveren van een 'toolbox' als hulp voor het uitvoeren van een geïntegreerde Health Impact Assessment (HIA). In dat kader wordt binnen het RIVM gewerkt aan onder andere tolueen, formaldehyde en dibutylftalaat in het workpackage 'household chemicals'. Ook wordt gekeken naar maatregelen op transportgebied en de invloed daarvan op luchtverontreiniging. In andere onderdelen wordt gekeken naar stressoren als klimaat, geluid, of stoffen als arseen en lood (contact bij het RIVM: A.G. Schuur).

Een ander Europees project waar wordt gewerkt aan methodieken om de effecten van beleidsscenario's op gezondheidsrisico's te schatten is HEIMTSA. HEIMTSA staat voor **H**ealth and **E**nvironment **I**ntegrated **M**ethodology and **T**oolbox for **S**cenario **A**ssessment. Het RIVM is niet direct betrokken bij HEIMTSA. Humane blootstelling via verschillende routes is geschat met behulp van scenario's en probabilistische modellering, waarna gezondheidsrisico's zijn geschat.

6.1.2 **Onderzoek bij het RIVM gerelateerd aan kwantificeren van gezondheidsrisico's**

Het RIVM-project 'Gezondheidsverlies door stoffen in non-food producten of gezondheidswinst door beleid' in opdracht van het ministerie van VWS was gericht op het kwantificeren van de te verwachten gezondheidswinst van specifieke maatregelen voor chemische stoffen in een aantal consumentenproducten (Schuur et al., 2008). Dit schept mogelijkheden om de effectiviteit van genomen of nog te nemen beleidsmaatregelen te evalueren. Maatregelen waarvan de gezondheidswinst is geëvalueerd hebben onder andere betrekking op tolueen in lijm, vluchtige organische stoffen in verven en lakken, nitrosamines in spenen, ballonnen en cosmetica, acrylamide in cosmetica.

In de Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA) van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie zijn de kosten en de baten van bodemsanering zo veel mogelijk gekwantificeerd (Van Wezel et al., 2007). In deze MKBA zijn ondermeer de mogelijke gezondheidseffecten door blootstelling aan cadmium, lood en kankerverwekkende stoffen (met name benzeen), afkomstig van bodemverontreinigingslocaties, in kaart gebracht. Het Milieu en Natuur Planbureau (MNP, tegenwoordig PlanBureau voor de Leefomgeving (PBL)) concludeerde dat de gezondheidsbaten van sanering van alle spoed- en saneringslocaties met cadmium kan variëren van nihil tot enkele honderden vermeden kankergevallen per jaar.

Bodemsanering van alle spoed- en saneringslocaties met kankerverwekkende stoffen (exclusief cadmium) kan circa 80 vermeden kankergevallen per jaar opleveren. Het grootste deel van de winst wordt geboekt door de vermindering van blootstelling aan benzeen bij locaties met benzinstations en overige brandstoffen.

De sanering van alle spoed- en saneringslocaties met loodverontreiniging kan leiden tot gezondheidsbaten door vermindering van de inwendige loodbelasting van kinderen in de leeftijd van 0 tot 4 jaar. De effecten van de huidige loodblootstelling, uitgedrukt als IQ-verlies, werden als aanzienlijk aangeduid.

In de MKBA-rapportage geeft het MNP/PBL aan dat de onzekerheden in de kwantificering van de gezondheidsrisico's erg groot zijn. De onzekerheden zijn verder niet gekwantificeerd. Bij deze onzekerheden kunnen grofweg twee oorzaken onderscheiden worden. Enerzijds zijn er onzekerheden wat betreft de mate waarin de Nederlandse bevolking feitelijk aan stoffen afkomstig van de bodemverontreinigingslocaties wordt blootgesteld, en hoeveel mensen dit betreft – het pad. Anderzijds zijn er onzekerheden in hoeverre de resultaten van buitenlands (epidemiologisch) onderzoek toegepast

kunnen worden op de Nederlandse situatie om de omvang van de gezondheidsrisico's vast te stellen – de receptor.

Op basis van de MKBA-studie heeft het ministerie van VROM geconcludeerd dat de gezondheidsrisico's als gevolg van bodemverontreiniging niet uitgesloten kunnen worden, maar dat er grote onzekerheden bestaan met betrekking tot de kwantificering van die gezondheidsrisico's.

Voor het VWA-project 'Risicobeoordeling bij normoverschrijding' is de toepasbaarheid van de geïntegreerde probabilistische risicobeoordelingsmethodiek in voeding (IPRA, Van der Voet en Slob (2007)), beoordeeld aan de hand van de blootstelling via voeding van vijf stoffen: cadmium, organofosfaten, acrylamide en de mycotoxinen DON en T-2/HT-2 (Bokkers et al., 2009). Het gebruik van een probabilistische aanpak voorziet in meer inzicht in de fractie van de populatie met een gezondheidseffect waarbij de ernst van dat effect expliciet gedefinieerd is (bijvoorbeeld 5% lagere hematocriet, of 10% acetylcholine-esterase remming).

Deze studie onderstreept de noodzaak van een nauwe interactie tussen toxicologen, blootstellingsexperts, risicobeoordelaars en beleidsmakers. Zij dienen overeen te komen voor welke populatie de risicobeoordeling wordt uitgevoerd. Verder vereist het vergelijken van gezondheidsrisico's van de blootstelling aan verschillende stoffen samenwerking tussen expertises. Het vergelijken van de risico's voor gezondheid door verschillende stoffen kan bijzonder bruikbaar zijn om te bepalen voor welke stoffen vervolgstudies of risicobeheersingsmaatregelen het meest effectief zijn. In de gebruikte probabilistische risicobeoordelingsmethodiek kunnen bronnen van (kwantitatieve) onzekerheid worden geanalyseerd om inzicht te verkrijgen over hun relatieve bijdrage aan de totale onzekerheid in de resultaten van de risicobeoordeling. Deze informatie is zeer bruikbaar om te bepalen welke bron(nen) van onzekerheid kan worden aangepakt om de totale onzekerheid in de resultaten effectief te verminderen. Indien de onzekerheid in de resultaten kan worden gekwantificeerd, biedt dit aangrijpingspunten voor een goede risicocommunicatie.

6.2 Kwantificeren van gezondheidsrisico

In de huidige risicobeoordeling worden mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling aan een stof meestal beoordeeld op basis van een gezondheidskundige grenswaarde van die stof. De gezondheidskundige grenswaarde (MTR) is gebaseerd op een BMD(L), NOAEL of LOAEL (zie hoofdstuk 2) die weer is afgeleid uit dier- of mensstudies.

Meestal wordt een **deterministische aanpak** gebruikt in de risicobeoordeling: de puntwaarde voor de blootstelling wordt vergeleken met de puntwaarde voor de gezondheidskundige grenswaarde. Om de kans op gezondheidseffecten te vermijden worden variabiliteit en onzekerheid op een conservatieve manier in de berekeningen meegenomen. Een deterministische aanpak is bruikbaar als een eerste tier in de risicobeoordeling: als de op deze wijze afgeleide MTR boven de blootstelling ligt is deze eerste tier voldoende. Zo niet, dan is een meer realistische risicobeoordeling vereist om een betere en meer gekwantificeerde uitspraak te doen over de grootte van het risico. *Naast de eerder besproken verbeteringen in de blootstellingsberekening, kan dan ook een verbeterde schatting van de MTR gedaan worden.*

Met de **probabilistische aanpak** wordt de risicobeoordeling meer realistisch. De probabilistische benadering omvat de beschrijving van de variabiliteit en onzekerheden in de onderliggende parameters die worden gebruikt om het risico te berekenen. *Variabiliteit* is een intrinsieke eigenschap van een populatie, terwijl *onzekerheid* het gebrek aan informatie beschrijft. Dit laatste kan worden verminderd door meer informatie te verzamelen. Zowel variabiliteit als onzekerheid kan worden beschreven aan de

hand van statistische distributies. Deze variabiliteits- en onzekerheidsdistributies kunnen worden geïntegreerd in een (probabilistische) risicobeoordeling.

In deze risicobeoordeling dienen twee variabiliteitsdistributies te worden geschat: één die de blootstelling van de gehele populatie beschrijft en één distributie die de individuele blootstelling beschrijft waarbij het betreffende individu een bepaald gedefinieerd effect zou vertonen. De laatste verdeling kan gezien worden als een **tolerantieverdeling**, waarbij elk individu zijn/haar eigen tolerantie heeft voor het betreffende effect, gebaseerd op de veronderstelling dat de gevoeligheid voor een stof van verschillende individuen nu eenmaal varieert. *Door deze beide distributies te combineren kan de fractie van de populatie worden berekend die een blootstelling heeft groter dan zijn/haar persoonlijke tolerantie.* Het bij die fractie behorende gezondheidseffect is de effectgrootte (BMR) waarvoor de BMD is afgeleid (zie hoofdstuk 2). Door middel van statistische technieken zoals Monte Carlo en bootstrap kunnen ook de onzekerheden in de blootstellingsgegevens en in de dosis-response gegevens en extrapolatiestappen in het resultaat worden doorberekend.

Het belangrijkste voordeel van de bovenstaande probabilistische aanpak vergeleken met een deterministische aanpak is dat de *probabilistische aanpak een kwantitatieve uitspraak over het mogelijke gezondheidseffect mogelijk maakt*, terwijl de deterministische aanpak bij overschrijding van de grenswaarde slechts kwalitatieve uitspraken kan geven zoals: ‘risico’s zijn niet uit te sluiten’. Het gebruik van een probabilistische aanpak voorziet in meer inzicht in de fractie van de populatie met een gezondheidseffect in relatie tot de ernst van het toxicologische effect. Verder kunnen in een probabilistische risicobeoordelingsmethodiek bronnen van (kwantitatieve) onzekerheid worden geanalyseerd om inzicht te verkrijgen over hun relatieve bijdrage aan de totale onzekerheid in de resultaten van de risicobeoordeling. Deze informatie is zeer bruikbaar om te bepalen welke bron(nen) van onzekerheid het meest effectief kan worden aangepakt om de totale onzekerheid in de resultaten effectief te verminderen (Van der Voet en Slob, 2007; Bokkers et al., 2009).

6.3 Het verkrijgen van een tolerantieverdeling

De huidige risicobeoordeling was tot nu toe *niet* gericht op het gebruik van *informatie over de dosis-respons relatie* en de daarmee af te leiden distributie van een gezondheidkundige grenswaarde. Eerder in dit hoofdstuk is beschreven dat een dosis-respons curve nodig is om op een nauwkeurige manier gezondheidkundige grenswaarden af te leiden. Met een dosis-respons curve kan tevens informatie over de onzekerheid in de dierstudie of de onzekerheid en de variabiliteit in de humane studie worden verkregen. Om een distributie van een gezondheidkundige grenswaarde af te leiden moet eerst het **biologisch relevante respons** worden bepaald waaronder het effect als niet schadelijk kan worden beschouwd. Dit kan alleen op basis van ‘expert judgement’.

Na het bepalen van een biologisch relevant effect en het verkrijgen van een dosis-respons relatie moet op basis van de gegevens een tolerantieverdeling worden afgeleid. In feite gebeurt dit op een vergelijkbare wijze als de afleiding van de afleiding van een deterministische grenswaarde, alleen worden dan de distributies in onzekerheid en variabiliteit van data en ‘assessment factoren’ meegenomen. Voor een uitgebreide bespreking van het afleiden van de tolerantieverdeling beschrijft wordt verwezen naar:

- Van der Voet, H., W. Slob (2007) Integration of probabilistic exposure assessment and probabilistic hazard characterization. Risk Anal 27, 351-71.
- Bokkers, B.G.H. (2009) Extrapolation in human health hazard characterization: a probabilistic approach, ISBN 978-90-393-499-84, IRAS, Utrecht University, the Netherlands.
- Bokkers, B.G.H., M.I. Bakker, P.E. Boon, P. Bos, S. Bosgra, G.W.A.M. van der Heijden, G. Janer, W. Slob, H. van der Voet (2009) The practicability of the integrated probabilistic risk assessment (IPRA) approach for substances in food. RIVM report 320121001/2009, Bilthoven, the Netherlands.

Informatie waarmee de dosis-respons relatie en daarmee de tolerantieverdeling kan worden afgeleid zijn dier- dan wel humane studies. Voorwaarde is dat informatie over het verloop van de dosis-respons curve beschikbaar is en bij voorkeur de data van individuele dieren/mensen – informatie over het gemiddelde, de standaarddeviatie en het aantal dieren/mensen per dosisgroep kan eventueel ook. Het is mogelijk dat relevante dosis-respons reeds informatie aanwezig is, maar niet is gebruikt in de klassieke afleiding van een gezondheidkundige grenswaarde. Daarom is het aan te bevelen om de literatuur te herevalueren op deze informatie over de toxiciteit. Dit geldt uiteraard vooral voor stoffen waarvan de blootstelling de huidige triggers (grenswaarde) vaak overschrijden (zie Appendix 1), waardoor de kans op een gezondheidseffect op basis van de huidige systematiek niet is uit te sluiten. Gebaseerd op de aanname dat de gezondheidsrisico's verwaarloosbaar zijn bij blootstellingen onder de interventiewaarde, kan de interventiewaarde humaan worden gebruikt als trigger mits ook gevoelige situaties (wonen met moestuin, hoge grondwaterstand) mee worden genomen.

Indien de bestaande informatie over de dosis-respons relatie onvoldoende is, kan worden overwogen deze informatie te verkrijgen. Hierbij moet worden gekeken wat voor de betreffende situatie de meest effectieve en efficiënte manier is om de informatie te verkrijgen. Informatie kan worden verkregen door een toxicologisch of epidemiologisch gebaseerde benadering.

Over het algemeen zijn veel biologische responses wel meetbaar in dierstudies, omdat dieren na afloop van een experiment meestal worden geëuthaniseerd en weefsels kunnen worden onderzocht, wat uiteraard niet het geval is bij humane studies. Als responses op een niet-destructieve manier kunnen worden gemeten zijn studies bij mensen mogelijk. Echter, in niet-gecontroleerde laboratoriumstudies, zoals epidemiologische studies, is het bepalen van de hoeveelheid van een stof waar mensen aan zijn blootgesteld vaak lastig. Vooral het bepalen van de blootstelling gedurende een langere periode is moeilijk, al is het maar omdat mensen daarvoor vaak benaderd moeten worden. Daarnaast zijn er veel 'confounding factors' die het resultaat kunnen beïnvloeden, en waarvoor gecorrigeerd moet worden. Een causaal verband tussen de blootstelling en het betreffende effect kan daarom in veel gevallen niet worden aangetoond. De voordelen van epidemiologische studies is dat het om mensen gaat. Hierdoor is de 'assessment factor' om te corrigeren voor potentiële verschillen tussen mens en dier niet meer nodig. Kwalitatief goede humane epidemiologische studies *waarbij een dosis-respons relatie kan worden gebaseerd op epidemiologische gegevens* zijn dus schaars, maar in sommige gevallen wel aanwezig. Zo is er in een multicenter onderzoek (waar ook het RIVM aan deelnam) een dosis-respons relatie tussen de stressor blootstelling aan vliegtuiggeluid en cognitie afgeleid. Daarbij is gekeken naar de verandering van het percentage kinderen met een (zeer) zwakke leestest bij een toename van het geluidsniveau (Van Kempen et al., 2005). Blootstelling aan vliegtuiggeluid kan net als blootstelling aan stoffen gezien worden als een stressor die een gezondheidseffect teweeg zou kunnen brengen.

In geval van het gebruik van dierexperimentele gegevens als uitgangspunt voor de risicobeoordeling moeten enkele belangrijke aannames worden gemaakt. Overigens zijn dit dezelfde aannames die worden gemaakt in de klassieke risicobeoordeling. Belangrijkste aanname is dat een dier een goed model is voor de mens, en daarmee dat het kritische effect bij mens en dier gelijk zijn. Omdat dit niet met zekerheid is te zeggen moet hiervoor gecorrigeerd worden via de 'assessment factoren'.

De voordelen van een toxicologische dierstudie is dat de studiecondities goed gecontroleerd zijn. Hierdoor is de blootstelling relatief goed bekend. Daarnaast zijn proefdieren vrij uniform en dus gecontroleerd, en zijn er zijn weinig confounding factors.

Zowel dierproeven als humane studies kunnen hun eigen ethische bezwaren hebben.

6.4 Overige aspecten die invloed kunnen hebben op de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid

Naast de fysiologische relatie tussen blootstelling aan stoffen en gezondheidsrisico zijn er andere aspecten die een effect kunnen hebben op de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid. Twee aspecten worden hieronder besproken.

6.4.1 Bijdrage van de beleving van mensen op het leven op bodemverontreiniging

Leven op of nabij bodemverontreiniging of bodemsanering kan gevolgen hebben voor de gezondheid door de beleving van leven op bodemverontreiniging. De kennis op bodemverontreiniging te leven kan stress met zich meebrengen door de angst voor gezondheidseffecten of andersoortige effecten zoals daling van de huisprijs. Bij bodemsanering is er mogelijk sprake van een tijdelijk verhoogd risico door het opgraven en afvoeren van bodem of door andere activiteiten. Als de werkzaamheden in de directe nabijheid gebeuren kan dit het dagelijkse leven van mensen beïnvloeden: ze kunnen bijvoorbeeld niet meer in de tuin vertoeven, de tuin is verwoest, het kan geluidsoverlast met zich meebrengen of de bereikbaarheid beïnvloeden. Bij de beleving van het leven op vervuilde grond kan de risicocommunicatie naar belanghebbenden een cruciale rol spelen (Devilee et al., 2009 a en b).

Bij het RIVM wordt in opdracht van VROM een project gedaan over de risicocommunicatie bij bodemverontreiniging en de ongerustheid van bewoners ten aanzien van de bodemverontreiniging en eventuele sanering (projectleider Jeroen Devilee). Dit wordt momenteel voor een aantal locaties in kaart gebracht. De resultaten van dit onderzoek geven een beeld van risicocommunicatie bij bodemverontreiniging in Nederland, schetsen de relatie tussen risicocommunicatie en ongerustheid, geven aan wat succesvolle communicatiestrategieën zijn en schenken aandacht aan de implementatie van deze strategieën in het bodembeleid.

Afhankelijk van de uitkomsten van dit project kan worden overwogen of het zinvol is belevingsaspecten mee te laten wegen bij het kwantificeren van gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging of bodemsanering.

6.4.2 Indirecte effecten

Naast de directe effecten van bodemverontreiniging op de gezondheid zijn er ook indirecte effecten mogelijk. Zo voorziet een bodem van goede kwaliteit in verscheidene diensten. Deze ecosysteemdiensten (EASAC, 2009) kunnen door verontreiniging niet of minder functioneren. Hierdoor zijn voedseltekorten, ziekten en overstromingen mogelijk. Door de Westerse vraag naar goedkope grondstoffen en goederen ontstaan dergelijke problemen vaak in minder welvarende landen. Het mogelijk disfunctioneren van ecosysteemdiensten als gevolg van ons handelen, kan onderdeel uitmaken van verder onderzoek. Hierbij kan gedacht worden aan: vruchtbaarheid van de bodem, rol in een kringloop van stoffen, reactorvat voor afbraak van afvalstoffen, bufferwerking, wateropslag, natuurlijke zuivering van water in de bodem, biodiversiteit, bescherming tegen plagen door gezond biologisch evenwicht tussen organismen, een habitatfunctie en schuilplaats voor dierlijk en plantaardig leven in de winter en bij droogte.

Andere indirecte effecten betreffen het verlies of juist een beter hergebruik van ruimte, waardoor stress door ruimtegebrek wordt tegengegaan en groene en recreatiegebieden kunnen worden gespaard. Ook kan een goed bodembeheer (of sanering) de aanzet geven voor een betere economische ontwikkeling van locaties. De laatste twee effecten zullen het gevoel van welbevinden bevorderen (zie paragraaf 6.4.1). Er wordt aanbevolen te kijken naar mogelijkheden om deze positieve effecten van bodem te kwantificeren.

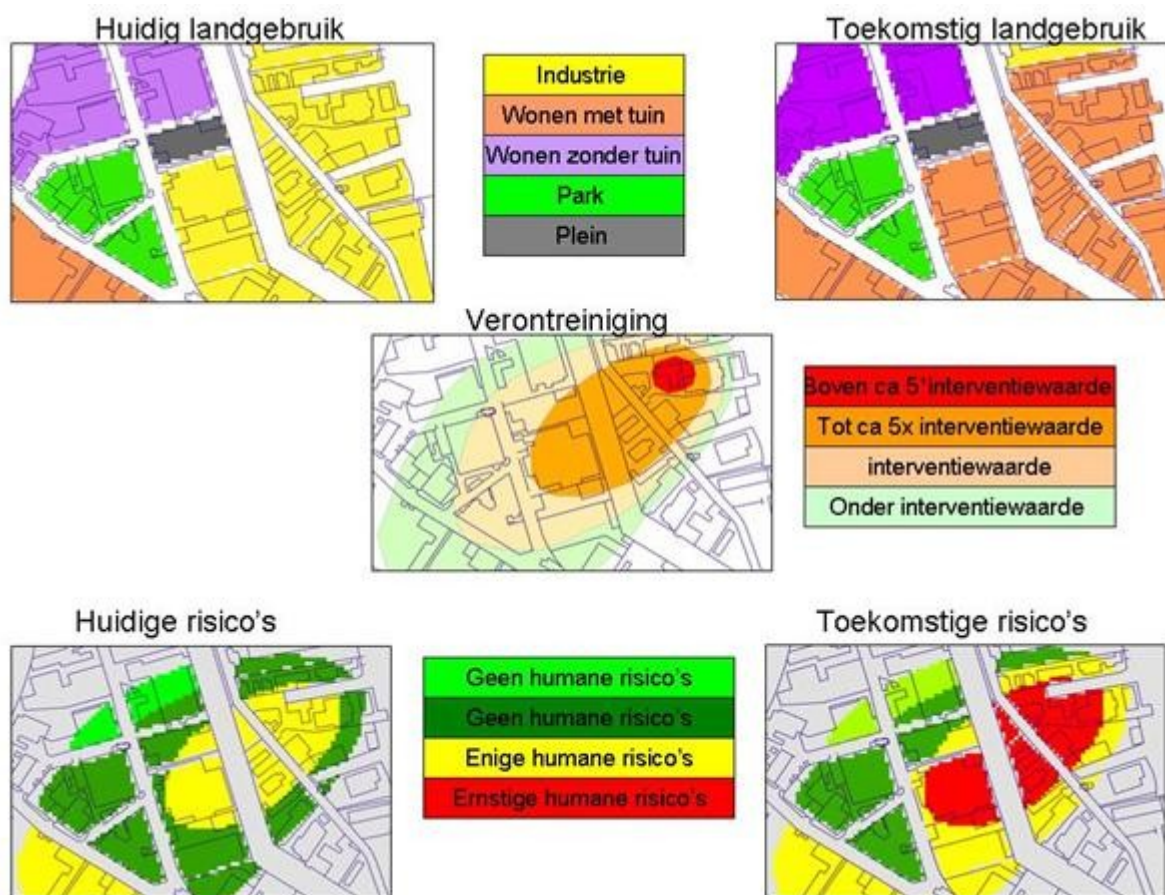
6.5 Gezondheidsrisico's en kaartbeelden

Voor het nemen van beleidsbeslissingen en voor communicatiedoeleinden is het, men name voor beleidsmakers, nuttig om gezondheidsrisico's geografisch weer te kunnen geven. Figuur 6.1 laat zien hoe door combinatie van landgebruik en de verontreinigingssituatie mogelijke risico's in beeld kunnen worden gebracht. Voor het in beeld brengen van gezondheidsrisico's is het nodig de benadering aan te passen. *Zo is meer gedetailleerde informatie nodig over bodemverontreiniging (stoffen en concentraties), blootstelling, bevolkingsdichtheid en -samenstelling.* In dit geval zou grafisch kunnen worden weergegeven in welke gebieden minder dan 1% van de populatie een gezondheidsrisico loopt, in welke gebieden minder dan 10%, enzovoort.

Daarnaast is het mogelijk om informatie en kennis over de lokale leefomgeving bijeen te brengen, zoals luchtkwaliteit, geluid, bereikbaarheid, veiligheid, groen en water. Dit kan bijvoorbeeld met Urban Strategy, een interactief, besluitvorming ondersteunend systeem ontwikkeld door TNO

(www.tno.nl/urbanstrategy). Met Urban Strategy wordt deze informatie gecombineerd en integraal aangeboden voor inzicht in de leefomgevingskwaliteit bij verschillende ingrepen in de omgeving. Een dergelijke benadering kan wellicht worden gebruikt voor het aanwijzen van 'aandachtsgebieden' waarbij het kaartbeeld van mogelijke gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging een goed hulpmiddel kan zijn.

Aanbevolen wordt deze optie om gezondheidsrisico's geografisch weer te geven nader uit te werken.



Figuur 6.1. Voorbeeld van een geografische weergave van gezondheidsrisico's.

Figuur 6.1 is afkomstig van het door TNO ontwikkelde instrument START (Spatial and temporal assessment of human Risk, TNO) (website ruimtexmilieu, 2010).

Ook in het project Milieuaandachtsgebieden is de leefomgevingskwaliteit in beeld gebracht voor factoren zoals de bodemkwaliteit, fijn stof en stikstofdioxiden in de lucht, omgevingslawaaï uit diverse bronnen en lokale risico's op het gebied van de externe veiligheid (Du Pon, 2008; Jabben, 2007). Op <http://geodata.rivm.nl/gmr/gmr.html> zijn kaarten beschikbaar waarop per postcodegebied staat aangegeven welke milieuproblemen zich daar voordoen. Er wordt nog gewerkt aan een hoger detailniveau van het kaartmateriaal en aanvullende aspecten zoals straling, lokale geluidsproblematiek door bedrijven, mogelijke risico's door hoogspanningsleidingen, groepsrisico's bij externe veiligheid en asbestverontreiniging.

Voor bodemverontreiniging is in het rapport 'Bodemsanering in beleidsaandachtsgebieden' (Versluijs, Mulder, 2007) een verkenning gedaan naar de regio's waar gebiedsgericht beleid kansrijk is door een grote dichtheid van verontreinigde locaties. Er zijn landelijke kaartbeelden gepresenteerd van clusters van bodemverontreiniging voor de vaste fase en het grondwater. Ook zijn voor planning van de aanpak van aandachtsgebieden (zoals de 40 aandachtswijken, uitleggebieden, EHS, Natura2000 en grondwaterbeschermingsgebieden) aantallen locaties bepaald, inclusief risiconiveaus en kostenberekeningen voor de aanpak.

6.6 Aanbevelingen

De huidige risicobeoordeling heeft als doel om veilige grenswaarden af te leiden, waardoor geen kennis over de relatie tussen blootstelling en gezondheidsrisico's wordt vastgelegd. Het resultaat van de huidige risicobeoordeling is een veilige gezondheidkundige grenswaarde, welke is gebaseerd op een NOAEL of LOAEL en assessment factoren. In deze gegevens zit geen informatie over een dosis-respons relatie van de stof. Daardoor geeft een gezondheidkundige grenswaarde geen informatie over gezondheidseffecten indien deze overschreden wordt.

Omdat de achterliggende studies wel informatie over de dosis-respons relatie en de biologische variatie en onzekerheid kunnen bevatten is het nuttig om de bestaande literatuur voor stoffen die het meest bepalend zijn voor gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging te herevalueren. In Appendix 1 is een lijst met stoffen opgesteld die bepalend zijn voor een belangrijk deel van de bodemverontreiniging op basis van het aantal blootgestelde personen die een gezondheidkundige grenswaarde overschrijden. In Appendix 2 is de huidige risicobeoordeling van deze stoffen in grote lijnen beschreven.

Naast de dosis-respons curve moet ook informatie over gerelateerde details zoals het type respons, de tijd voordat de respons ontstaat enzovoort, geëvalueerd worden. Ondanks dat dit het nodige werk met zich mee kan brengen is de herevaluatie van de literatuur voor deze stoffen een haalbare actie waar mogelijk waardevolle informatie mee kan worden verkregen. Daarnaast wordt aanbevolen te kijken in hoeverre een bruikbare tolerantieverdeling kan worden afgeleid op basis van de bestaande gegevens.

Voor stoffen waarvan onvoldoende dosis-respons gegevens beschikbaar zijn om een bevredigende beoordeling van de gezondheidsrisico's te kunnen doen, moet een afweging worden gemaakt of het gewenst is om nieuwe studies te verrichten.

7 Conclusies en aanbevelingen

Het doel van dit rapport is om duidelijk te krijgen of het zinvol is om verder onderzoek te doen naar de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheidsrisico's. Tevens wordt bekeken hoe informatie over deze relatie het meest effectief verkregen kan worden.

7.1 Nut van onderzoek naar de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid

Het nut van meer duidelijkheid in de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid kan vooral door beleidsmakers worden aangegeven. Hier wordt kort op een aantal voordelen ingegaan.

De laatste jaren is er veel vooruitgang geboekt in het hanteerbaar maken en oplossen van de bodemverontreiniging. Niettemin wordt verwacht dat er vanuit de maatschappij ook in de toekomst vragen gesteld zullen worden over bodemverontreiniging en daaraan gerelateerde gezondheidseffecten. Deze vragen kunnen lokale situaties betreffen, bijvoorbeeld gezondheidsklachten van burgers. Vragen kunnen ook verband houden met blootstelling uit het verleden en mogelijke gezondheidseffecten nu. Verder kan er behoefte zijn aan beleidsanalyses zoals de evaluatie van nationaal of regionaal beleid of naar ingrepen in de woonomgeving (sanering en herinrichting) en de mogelijke gezondheidsrisico's.

Een belangrijk voordeel van informatie over de relatie tussen bodemverontreiniging en gezondheid is dat de efficiëntie van verschillende bodemgerelateerde maatregelen tegenover elkaar kunnen worden afgewogen waarbij de mogelijke gezondheidswinst richtinggevend zou kunnen zijn.

Het huidige bodemsaneringsbeleid is preventief, en richt zich op het uitsluiten van gezondheidsrisico's. Bij verontreinigingsniveaus onder de interventiewaarde bodemsanering, is er in principe een verwaarloosbaar risico op een gezondheidseffect. Dit verwaarloosbare risico op een gezondheidseffect geldt ook bij levenslange blootstelling en de gevoelige mens (op basis van de beschikbare kennis en mits gevoelige situaties zijn meegenomen in de beoordeling). In welke mate wel een aanzienlijk risico op een gezondheidseffect bij de mens gaat ontstaan, is met deze benadering niet af te leiden. *Daarom is de conclusie dat de huidige risicobeoordeling in de eerste plaats goed toepasbaar is als 'trigger' om aan te wijzen wanneer het risico verwaarloosbaar is en verdere acties niet nodig zijn. Als de uitkomst is dat het risico niet verwaarloosbaar is, blijft onduidelijk boven welke grenzen (voor de concentraties van verontreinigingen) daadwerkelijk gezondheidseffecten zullen optreden omdat in de opbouw van de gehele systematiek de grenzen voor de 'trigger' aan de veilige kant zijn genomen. De huidige risicobeoordelingsmethodiek geeft dus alleen aanwijzingen voor het voorkomen van potentiële gezondheidseffecten, maar is niet bedoeld om zonder meer te gebruiken voor een nauwkeurige kwantificering van de gezondheidseffecten. Bij de uitkomst dat het risico op een locatie niet verwaarloosbaar is, volgt meestal een locatie-specifieke beoordeling.* Door inzicht in de relatie tussen bodemverontreiniging en de mate van gezondheidseffecten kan beter worden geprioriteerd in de te nemen maatregelen. De ene stof (of locatie) kan leiden tot een klein gezondheidseffect terwijl de andere een groot gezondheidseffect teweeg kan brengen. Indien gewenst, zou men nog een stap verder kunnen gaan, en de mogelijke gezondheidseffecten uitdrukken in Disability Adjusted Life Years (DALYs). Hiermee zou een schatting van de gezondheidsbaten van

bodemsanering uitgedrukt kunnen worden in valuta, zodat ook meer algemene afwegingen kunnen worden gemaakt tussen gezondheid, milieu en economie (landelijk en op locatieniveau).

Tevens is gesignaleerd dat op verschillende vlakken gewerkt wordt aan een vergelijkbare benadering voor het bepalen van de efficiëntie van beleidsmaatregelen. Voorbeelden zijn het kwantificeren van de positieve en negatieve effecten van een bepaald voedingsproduct, zoals de goede effecten van omega-3 in vis ten opzicht van de negatieve effecten van dioxines en kwik op de gezondheid. Een ander voorbeeld is het onderzoek in hoeverre beleidsmaatregelen op chemische stoffen in consumentenproducten leiden tot gezondheidswinst bij de mens. Er is dus een trend in onderzoeksvragen waarbij de kans op gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan stoffen moet worden gekwantificeerd, met als doel voor beleidsmakers om beleidsmaatregelen (beter) te kunnen onderbouwen. Dit suggereert tevens dat er bij beleidsmakers de behoefte leeft om dergelijke benaderingen te (willen) gebruiken bij het nemen van beleidsbeslissingen. In het huidige rapport wordt inzicht gegeven in de mogelijkheden om de gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging (beter) en de bijbehorende onzekerheden te kunnen kwantificeren. De aanbevelingen worden volgens het bron-pad-receptor concept beschreven.

7.2 Bron: aard en omvang van de verontreiniging

Wat onder de 'bron' wordt verstaan is afhankelijk van de vraagstelling. Als men wil weten wat de gezondheidsrisico's zijn van bodemverontreiniging op één bepaalde locatie is de bron die betreffende locatie. Met een standaard bodemonderzoek van de betreffende locatie wordt meestal al een goed beeld verkregen van de aard en omvang van de verontreiniging op die locatie. Echter, als men wil weten wat de gezondheidsrisico's zijn van bodemverontreiniging voor een groter gebied, bijvoorbeeld heel Nederland, dan is informatie over bodemverontreiniging in heel Nederland nodig. Informatie over bodemverontreiniging in heel Nederland wordt vastgelegd in het 'landsdekkend beeld'.

In het landsdekkend beeld bodemverontreiniging zijn de verontreinigende activiteiten bekend van alle locaties waarop een vervolgonderzoek nodig wordt geacht. Hieruit kunnen op basis van de gebundelde ervaring met eerder uitgevoerde onderzoeken inschattingen worden gemaakt voor de te verwachten verontreinigingen, concentraties en verspreidingspatronen.

Bij verdergaand onderzoek (metingen op locatie) wordt niet alleen de resterende werkvoorraad kleiner, ook kan via modellering de inschatting van de aard en omvang van de verontreiniging steeds beter en nauwkeuriger worden gemaakt. Het verzamelen, in kaart brengen en operationeel maken van gegevens over de onderzoeksresultaten is wel een voorwaarde. Dit gebeurt deels bij de monitoringsacties. De bestaande informatiesystemen voldoen al voor de lokalisering, de omvang van de verontreiniging in grond en grondwater, van belang zijnde verontreinigende activiteiten en de periode van de bedrijfsvoering en status van de locaties. Met name voor gegevens over het vóórkomen van verontreinigende stoffen en concentratieniveaus in grond en grondwater, zijn aanvullende acties nodig om de gegevens te operationaliseren. Dit zijn gegevens die in verschillende systemen zijn vastgelegd (zie Appendix 3 en 4), maar niet in het kader van de gangbare jaarlijkse monitoring worden verzameld. De inschattingen bij de MKBA zijn een belangrijke stap geweest voor de beschrijving van de landelijke verontreinigingssituatie van de bodem in termen van stoffen en concentratieniveaus. Bij uitbreiding van de gegevensverzameling is een betere en verdergaande analyse en modellering van de verontreinigingssituaties mogelijk.

Concluderend kan worden gezegd dat indien informatie gewenst is over de gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging voor een gebied, bijvoorbeeld heel Nederland, dat dan de bodemverontreiniging

van dit gebied in kaart moet worden gebracht. Het landsdekkend beeld geeft een overzicht van de aanwezige bodemverontreiniging in heel Nederland, maar dit bevat nog weinig informatie over stoffen en concentraties, en zou daarom verder uitgewerkt moeten worden. In Tabel A1 in Appendix 1 wordt een aantal stoffen genoemd die met betrekking tot gezondheidsrisico's aandacht vereisen.

7.3 Pad (blootstelling)

In de huidige risicobeoordeling wordt de blootstelling geschat op basis van een aantal standaard blootstellingsscenario's. Om de gewenste bescherming voor een grote groep mensen te verkrijgen zijn de scenario's behoudend ingestoken. Immers, wil je de mens in elke relevante situatie beschermen dan wordt de meest ongunstige situatie richtinggevend. Zo wordt er, als voorbeeld, van uitgegaan dat iemand zijn hele leven op een bepaalde locatie woont, en dat zijn/haar gewassen vrijwel allemaal uit eigen tuin komen (scenario: levenslang eten uit eigen moestuin).

Deze situaties komen uiteraard wel voor, maar geldt niet voor het overgrote deel van de populatie. Deze benadering resulteert in veilige grenswaarden voor contaminanten in de bodem. Echter, het geeft een behoudend beeld van de daadwerkelijke blootstelling en tevens geen informatie over de variatie in blootstelling tussen personen. Daarom zijn de huidige berekeningen niet geschikt om een realistisch beeld van de blootstelling en de variabiliteit van de blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging te leveren.

Er zijn verschillende mogelijkheden om de blootstelling zodanig in te schatten dat de relatie met gezondheidsrisico's kan worden gelegd. Dit is alleen zinvol voor situaties en stoffen waarvoor gezondheidseffecten niet zijn uit te sluiten op basis van de conservatieve benadering. Stoffen die op veel locaties de humane interventiewaarde overschrijden, waarbij ook de gevoelige situaties (eigen moestuin en hoge grondwaterstand) zijn meegenomen, staan vermeld in Appendix 1. De blootstellingsschatting kan verbeterd worden door:

- Extra metingen in contactmedia zoals gewassen, lucht en huisstof. Daardoor wordt de huidige blootstellingsschatting verfijnd. Deze extra data geven enig inzicht in de verschillen in blootstelling tussen locaties (bijvoorbeeld huishoudens) en geven een beter beeld van de daadwerkelijke blootstelling. Aandachtspunt is dat de blootstellingsroute via huisstof momenteel niet in het blootstellingsmodel CSOIL wordt meegenomen. Het is niet vooraf duidelijk hoe data van concentraties contaminanten in huisstof moeten worden gebruikt. Aanbevolen wordt hier duidelijkheid in te verschaffen. In samenwerking met GGD-en en adviesbureaus is voorgesteld om bij saneringsonderzoek uitgevoerde metingen in contactmedia te verzamelen in een gemeenschappelijke database. Met deze meetgegevens zou de beoordeling van risico's en gezondheidseffecten op termijn kunnen worden verbeterd (Otte et al., 2009).
- De blootstelling kan op een *probabilistische wijze* worden geschat. Bij probabilistisch modellering van de blootstelling wordt geprobeerd de blootstellingsverdeling van een grote groep mensen te schatten. Dit wordt al toegepast om de blootstelling van contaminanten uit voeding te bepalen. Omdat probabilistisch modelleren nog niet wordt gedaan voor contaminanten uit bodem zal de methodologie moeten worden ontwikkeld, en databases worden verzameld of gevuld. Het vullen van een database over het voor bodemverontreiniging relevante gedrag in de populatie als geheel is een grote inspanning, maar levert wel generieke informatie op die voor iedere bodemverontreinigende stof kan worden gebruikt. Aanbevolen wordt een casestudie uit te voeren waarin de blootstelling van een populatie probabilistisch wordt geschat, waarbij tevens wordt gekeken in hoeverre bestaande databases bruikbaar zijn, of waar nog aanvullingen nodig zijn.

- Ten slotte is het mogelijk een maat voor de interne blootstelling te meten bij een groep mensen. Dit is vooral relevant voor lood in bloed en cadmium in urine, omdat voor deze stoffen op basis van bestaande informatie een link kan worden gelegd tussen de externe en interne blootstelling, en tussen interne blootstelling en gezondheidsrisico. Additionele metingen in contactmedia zijn nodig om te kunnen nagaan wat de bron van de cadmium- of loodblootstelling was. Nadeel is dat de bereidheid tot medewerking van mensen moeten worden verworven, wat extra, soms onnodige onrust teweeg kan brengen.

7.4 Receptor (kans op een gezondheidseffect)

Om inzicht te krijgen in de omvang van gezondheidsrisico's wordt de blootstelling vergeleken met een gezondheidskundige grenswaarde (een MTR). De gezondheidskundige grenswaarde wordt tot op heden op deterministische wijze afgeleid, waarbij puntwaardes zijn gebruikt bij de afleiding. Om tot een veilige grenswaarde voor de mens te komen worden 'assessment factoren' gebruikt. Vaak wordt onder andere een assessment factor van 10 gebruikt voor interspeciesverschillen (om te corrigeren voor eventuele verschillen tussen proefdier en mens), en een factor 10 voor intraspeciesverschillen (om te corrigeren voor verschil in gevoeligheid tussen mensen). Als de blootstelling onder de gezondheidskundige grenswaarde zit nemen we aan dat het gezondheidsrisico verwaarloosbaar is. Met deze benadering is niet af te leiden wat de werkelijke gezondheidsrisico's zijn bij een blootstelling die de gezondheidskundige grenswaarde overschrijdt, en met welke mate van effect deze risico's corresponderen.

Een oplossing kan gevonden worden in een combinatie van de 'benchmark dose' en een 'probabilistische' benadering. In de benchmark dose-benadering wordt het gehele verloop van een dosis-respons relatie gebruikt. Hiermee kan de dosis (welke benchmark dose wordt genoemd) worden afgeleid die resulteert in een gespecificeerde effectgrootte, meestal klein, bijvoorbeeld 5% verandering ten opzichte van de controlegroep. Vergelijkbaar met de NOAEL- of LOAEL-benadering kan deze benchmark dosis worden gebruikt als startpunt voor de bepaling van een grenswaarde. Door de variabiliteit en onzekerheid van de verschillende parameters in de berekening van de grenswaarde mee te nemen wordt een distributie van *individuele* grenswaarden (of: *tolerantieverdeling*) verkregen. Deze distributie geeft de verschillen weer in gevoeligheid voor de stof tussen mensen. De onzekerheden van de onderliggende parameters worden vertaald in een range van dergelijke distributies. Door de distributie van blootstelling te vergelijken met de distributie van toleranties, waar bij de toleranties de individuele blootstellingen zijn gekoppeld aan een biologisch relevant effect, kan worden bepaald welk deel van de populatie zijn/haar individuele tolerantie overschrijdt. Hierdoor ontstaat een beeld van de fractie in een populatie met het gespecificeerde gezondheidseffect.

De benchmark dose-benadering wordt al aanbevolen door de European Food Safety Authority EFSA (2009). Het is de verwachting dat deze benadering in de toekomst de huidige NOAEL/LOAEL-benadering zal vervangen. Voor contaminanten waarvoor het gezondheidsrisico niet verwaarloosbaar is, zie Appendix 2, wordt aanbevolen om na te gaan of de benodigde dosis-respons gegevens beschikbaar zijn, zodat met de probabilistische benadering een betere, meer kwantitatieve risicobeoordeling gedaan kan worden. Dit dient dan tevens als test om te kijken in hoeverre een bruikbare tolerantieverdeling kan worden afgeleid op basis van bestaande gegevens.

8 Dankwoord

De auteurs van het rapport willen Gerlienke Schuur, Danny Houthuijs en Frank Swartjes bedanken voor de discussies, bijdrage en betrokkenheid bij het tot stand komen van dit rapport. Er is bijzondere waardering voor Wout Slob en Johannes Lijzen voor het toetsen van en rapport en het aandragen van positieve kritieken.

Literatuurlijst

ATSDR (2000). Toxicological profile for chromium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta (GA), USA. URL: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.html>.

ATSDR (2007). Toxicological profile for xylene. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta (GA), USA. URL: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp71.html>.

Baars, A.J., R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. van Apeldoorn, M.C.M. Meijerink, L. Verdam, M.J. Zeilmaker (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels; RIVM rapport 711701025, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Bakker, M.I., R. de Winter-Sorkina, A. de Mul, P.E. Boon, G. Donkersgoed, J.D. van Klaveren, B.A. Baumann, W.C. Hijman, S.P.J. van Leeuwen, J. de Boer, M.J. Zeilmaker (2008) Dietary intake and risk evaluation of polybrominated diphenyl ethers in The Netherlands. *Molecular Nutrition & Food Research* 52, 204-216.

Beckx, C. (2009) A dynamic activity-based population modelling approach to evaluate exposure to air pollution: Methods and application to a Dutch urban area. *Environmental Impact Assessment Review* 29: 179-185.

Bokkers, B.G.H. en W. Slob (2007) Deriving a data-based interspecies assessment factor using the NOAEL and the benchmark dose approach, *Critical Reviews in Toxicology* 37, 355-373.

Bokkers, B.G.H. (2009) Thesis: Extrapolation in human health hazard characterization: a probabilistic approach, ISBN 978-90-393-499-84, IRAS, Universiteit Utrecht, Nederland.

Bokkers, B.G.H., M.I. Bakker, P.E. Boon, P. Bos, S. Bosgra, G.W.A.M. van der Heijden, G. Janer, W. Slob, H. van der Voet (2009) The practicability of the integrated probabilistic risk assessment (IPRA) approach for substances in food. RIVM rapport 32012100, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Bonaccorsi, A., A. di Domenico, R. Fanelli, F. Merli, R. Motta, R. Vanzati, G.A. Zapponi (1984) The influence of soil particle adsorption on 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin biological uptake in the rabbit. *Arch.Toxicol. Suppl.* 7: 431-434.

Boon, P.E., H. van der Voet, M.T. van Raaij, J.D. van Klaveren (2008) Cumulative risk assessment of the exposure to organophosphorus and carbamate insecticides in the Dutch diet. *Food Chem Toxicol* 46, 3090-3098.

Bos, P.J.M., A.J. Baars, M.T.M. van Raaij (2004) Risk assessment of peak exposure to genotoxic carcinogens: a pragmatic approach. *Toxicology Letters* 151: 43-50.

Brand, E., P.F. Otte, J.P.A. Lijzen (2007) CSOIL 2000, an exposure model for human risk assessment of soil contamination - a model description (CSOIL 2000, een blootstellingsmodel voor humane risicobeoordeling van bodemverontreiniging - een modelbeschrijving); RIVM rapport 711701054, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Burdorf, A., S. Siesling, H. Sinninghe Damsté (2005) Regionale spreiding van het maligne mesothelioom in Nederland (Deelrapport 1), Erasmus MC, Integraal kankercentrum Rotterdam en Ziekenhuis Twenteborg, Rotterdam.

Canadian Council of Ministers of the Environment (2006) A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines. ISBN-10 1-896997-45-7 PDF. Winnipeg, Canada.

Carlou, C. (ed.) (2007) Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 306 pp.

Casteel, S.W., C.P. Weis, G.M. Henningsen, W.J. Brattin (2006) Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like material using young swine. *Environ. Health Perspect.* 114, 1162-1171.

CDC (Centre for Disease Control and Prevention) (2008) Asbestosis-Related Years of Potential Life Lost Before Age 65 Years. *MMWR Weekly* 57, 1321-1325.

Crump, K.S. (1984) A new method for determining allowable daily intakes. *Fundam Appl Toxicol* 4, 854-71.

Crump, K.S. (2002) Critical issues in benchmark calculations from continuous data. *Crit Rev Toxicol* 32, 133-53.

De Mul, A., M.I. Bakker, M.J. Zeilmaker, W.A. Traag, S.P. Leeuwen, R.L. Hoogenboom, P.E. Boon, J.D. van Klaveren (2008) Dietary exposure to dioxins and dioxin-like PCBs in The Netherlands anno 2004. *Regul Toxicol Pharmacol* 51, 278-87.

Du Pon, B., C.W. Versluijs, H.J. van Wijnen, J. Wesseling, E. Kooi, L. de Vries, W. Boasson, C. Melse, J. Jabben (2008) Milieuaandachtsgebieden in Nederland. Een landsdekkende inventarisatie van milieubelasting op woongebieden. RIVM rapport 680300005, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Devilee, J.L.A., J.C.M. Koehler, H.F.P.M. van Poll (2009a) Risicocommunicatie RIVM – Informatievoorziening volgens belanghebbenden. RIVM rapport 630005001, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Devilee, J.L.A., J.C.M. Koehler, H.F.P.M. van Poll (2009b) Risicocommunicatie RIVM – Informatievoorziening volgens belanghebbenden - Samenvatting. RIVM rapport 630005002, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

EASAC (the European Academies Science Advisory Council) (2009) Ecosystem services and biodiversity in Europe. EASAC policy report 09 February 2009. ISBN: 978-0-85403-738-4.

EC (2001) Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position paper, October 2000. European Commission, DG Environment, Working group on arsenic, cadmium and nickel compounds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg; 2001. URL: http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_as_cd_ni.pdf.

EC (2002) Ambient air pollution by mercury. Position paper, October 2001. European Commission, DG Environment, Working group on mercury. Office for Official Publications of the EC (2002), Luxembourg URL: http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/pp_mercury.pdf.

EC (2006) Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Thematic Strategy for Soil Protection [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165]

- Edler, L., K. Poirier, M. Dourson, J. Kleiner, B. Miles, H. Nordmann, A. Renwick, W. Slob, K. Walton, G. Wurtzen (2002) Mathematical modelling and quantitative methods. *Food Chem Toxicol* 40, 283-326.
- EFSA (2009) Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *The EFSA Journal* 980: 1-139.
- Falk-Filipsson, A., S. Sand, J. Nilsson, K. Victorin (2003) The benchmark dose method-review of available models, and recommendations for application in health risk assessment. *Crit Rev Toxicol* 33, 505-42.
- Freeman, G.B., R.A. Schoof, M.V. Ruby, A.O. Davis, J.A. Dill, S.C. Liao, C.A. Lapin, P.D. Bergstrom (1995) Bioavailability of arsenic in soil and house dust impacted by smelter activities following oral administration in Cynomolgus monkeys. *Fundamental and Applied Toxicology* 28: 215-222.
- Gaylor, D.W. (2000) New issues in cancer risk assessment. *Drug Metab Rev* 32, 187-92.
- Hagens, W.I., N. Walraven, M. Minekus, R. Havenaar, J.P.A. Lijzen, A.G. Oomen (2009) Relative oral bioavailability of lead from Dutch made grounds. Report no. 711701086, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, the Netherlands.
- Hegger, C., et al. (2009) GGD-richtlijn medische milieukunde: gezondheidsrisico bodemverontreiniging. RIVM rapport 609339919, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.
- Huijsmans, K.G.A., M.J.M. Vissers (2009) Handreiking 'Identificatie Spoedlocaties' Versnellingsprotocol 'Slim onderzoek'. Grontmij project 264610 (definitieve versie nog niet gepubliceerd).
- Jabben, J., C. Potma, S. Lutter (2007) Milieuaandachtsgebieden RIVM rapport 680300003, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.
- Janssen, P.J.C.M., G.J.A. Speijers (1997) Guidance document on the derivation of maximum permissible risk levels for human intake of soil contaminants. RIVM rapport 711701006, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.
- Janssen, P.J.C.M. (2008) MTR's (humaan) voor 1,2-dichlooretheen t.b.v. INS. Project (Inter)nationale Normen Stoffen (project nr. M/601782); RIVM/SIR & RIVM/SEC, 12-08-2008.
- Janssen, P., A. Oomen, F. Swartjes, P. Fischer, D. Houthuijs, E. Franssen, A. Dusseldorp (red.) (2009) Risicobeoordeling cadmium: evaluatie van enkele recente studies voor de lokale situatie in Nederland. Briefrapport RIVM 609300014, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.
- Järup, L., M. Berglund, C.H. Elinder, G. Nordberg, M. Vahter (1998) Health effects of cadmium exposure - a review of the literature and a risk estimate. *Scand J Work Environm Health* 24 suppl 1: 1-52.
- JECFA (2004). Cadmium - addendum. FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives and Contaminants, WHO Food Additives Series 52. World Health Organization, Genève, Zwitserland. URL: <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v52je22.htm>.

Jeffries, J. & I. Martin (2009) Updated technical background to the CLEA model. Science Report SC050021/SR3. ISBN 978-1-84432-856-7 Environment Agency United Kingdom.

Kernteam Landsdekkend beeld (2005) Eindrapport nulmeting werkvoorraad bodemsanering. Uitgave Kernteam Landsdekkend beeld, Groningen.

Kuo, J., I. Linkov, L. Rhomberg, M. Polkanov, G. Gray, R. Wilson (2002) Absolute risk or relative risk? A study of intraspecies and interspecies extrapolation of chemical-induced cancer risk. *Risk Anal* 22, 141-57.

Leech, J.A., W.C. Nelson, R.T. Burnett, S. Aaron, M.E. Raizenne (2002) It's about time: a comparison of Canadian and American time-activity patterns. *Journ Expo Anal Env Epidemiol* 12, 427-432.

Leisenring, W., L. Ryan (1992) Statistical properties of the NOAEL. *Regul Toxicol Pharmacol* 15, 161-71.

Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, W.E.M.J. Verbruggen, A.P. van Wezel (2002) Achtergronden bij de herziene risicogrenzen voor bodem, sediment en grondwater in het kader van de 'Evaluatie interventiewaarden bodemsanering'. RIVM rapport 711701028, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Lijzen, J.P.A., P.F. Otte, J. Bakker, A.J. Baars, A.G. Oomen, F.A. Swartjes, E. Brand (2010) Site-specific human-toxicological risk assessment of soil contamination: overview and guidance for implementation; RIVM rapport 711701050, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Melse, J.M., M-L. Essink-Bot, P.G.N. Kramers, N. Hoeymans (2000) A national burden of disease calculation: Dutch disability-adjusted life-years. *Am J Public Health* 90: 1241-1247.

Mulder, F. (2005) Het Landsdekkend beeld, omvang en aanpak. *Leidraad bodembescherming* 69, 3120. Sdu Uitgevers, Den Haag.

Murray, C.J.L., A.D. Lopez (eds.) (1996) The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020. Harvard University Press, Boston (MA), USA.

Nawrot, T., M. Plusquin, J. Hogervorst, H.A. Roels, H. Celis, J. Vangronsveld, E. van Hecke, J.A. Staessen (2006) Environmental exposure to cadmium and risk of cadmium: a prospective population-based study. *Lancet Oncology* 7, 119-126.

Nawrot, T.S., E. van Hecke, L. Thijs, T. Richart, T. Kuznetsova, Y. Jin, J. Vangronsveld, H.A. Roels, J.A. Staessen (2008) Cadmium-related mortality and long-term secular trends in the cadmium body burden of an environmentally exposed population. *Environ. Health Perspect.* 116, 1620-1628.

NKV (2005) Nationaal Kompas Volksgezondheid. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. URL: <http://www.rivm.nl/vtv/home/Kompas/index.htm>.

Register (2008a) HO-protocol spoedlocaties. PRISMA-project. Register, Groningen 20070419.

Register (2008b) Eindrapport Focus Identificatie Potentiële Spoedlocaties. Register, Groningen projectnummer 080007.

Oomen, A.G., J.P.A. Lijzen (2004) Relevancy of human exposure via dust to the contaminants lead and asbestos. RIVM rapport 711701037, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Oomen, A.G., E.F.A. Brandon, F.A. Swartjes, A.J.A.M. Sips (2006) How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis. RIVM rapport 711701042, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, The Netherlands.

Oomen, A.G., P.J.C.M. Janssen, J.C.H. van Eijkeren, M.I. Bakker, A.J. Baars (2007b) Cadmium in de Kempen - een integrale risicobeoordeling; RIVM rapport 320007001, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, M.G. Mennen, J. Spijker (2007) Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging. RIVM rapport 711701048, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Otte, P.F., J.W. Claessens, A. Dusseldorp, J.P.A. Lijzen, A.J.P. van Overveld, A. Wintersen (2009) Visiedocument database locatiespecifieke metingen. De beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging. RIVM rapport 711701095, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Park, M., A.J. Baars (2006) Maatschappelijke kosten-baten analyse bodemsanering - gezondheidseffecten door bodemverontreiniging.; RIVM/SIR briefrapport nummer 10728 (28-11-2006).

Pieters, M.N., B.C. Ossendorp, M.I. Bakker, S. Slob (2005) Probabilistic modeling of dietary intake of substances, RIVM rapport 320011001, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

RIVM, VROM, IPO, LIB, VNG (2009) Jaarverslag bodemsanering over 2008. Een rapportage van de bevoegde overheden bodemsanering (dit jaarverslag is ook beschikbaar over 2000 -2007).

Rompelberg, C.J.M., A.J. Baars (2002) Orale biobeschikbaarheid uit de matrix van bepalende studies voor MTRhumaan voor geselecteerde contaminanten: Een literatuurstudie naar gebruikte matrices. RIVM Briefrapport, mijlpaal 4143, in opdracht van het project 'Risico's in relatie tot bodemverontreiniging' (M711701), Bilthoven, Nederland.

Ruimtexmilieu, <http://www.ruimtexmilieu.nl/index.php?nID=955>, laatst bekeken op: 18 januari 2010).

Schuur, A.G., L. Preller, W. ter Burg, P.G.N. Kramers, E.D. Kroese, J.G.M. van Engelen, R.A. Bausch-Goldbohm, H.J. van Kranen, M.T.M. van Raaij (2008) Health impact assessment of policy measures for chemicals in non-food consumer products. RIVM rapport 320015001, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Slob, W. (1999) Thresholds in toxicology and risk assessment. International Journal of Toxicology 18, 259-268.

Slob, W. (2002) Dose-response modeling of continuous endpoints. Toxicological Sciences 66, 298-312.

Smith, K.R., F.C. Carlos, T. Kjellström (1999) How much global ill health is attributable to environmental factors? Epidemiology 10: 573-584.

Stouthard, M.E.A., M-L. Essink-Bot, G.J. Bonse (2000) Disability weights for diseases: a modified pro-tocol and results for a Western-European region. Eur J Public Health 10: 24-30.

Swartjes, F.A. (2002) Variation in calculated human exposure. Comparison of calculations with seven European human exposure models. RIVM rapport 711701030, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Swartjes, F.A., A.J. Baars, R.H.L.J. Fleuren, P.F. Otte (2004) Risk limits for MTBE (Methyl tertiary-Butyl Ether) in soil, sediment, groundwater, surface water and for drinking water preparation; RIVM rapport 711701039, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Swartjes, F.A., P.C. Tromp, J.M. Wezenbeek (2003) Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest. RIVM rapport 711701034, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Tromp, P.C., J. Tempelman (1995) Asbest in gebouwen onderzoek ter onderbouwing van een bepalingsmethode conform het Bouwbesluit om het risico op asbestblootstelling in gebouwen te beoordelen. TNO-rapport TNO-MW-R95/006, TNO, Delft.

Umbreit, T.H., E.J. Hesse, and M.A. Gallo (1986) Bioavailability of dioxin in soil from a 2,4,5-T manufacturing site. Science 232: 497-499.

US-EPA OoSwaER (2007a) Memorandum: Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like material using in vivo and in vitro methods. OSWER 9285.7-77, Washington DC, USA.

US-EPA OoSwaER (2007b) Memorandum: Guidance for evaluating oral bioavailability of metals in soils for use in human health risk assessment. OSWER 9285.7-80, Washington DC, USA.

Van den Berg, C. (2007) SUBIplus – analyse, selectiemethode speedlocaties. Register Groningen projectnummer 07016.

Van der Maas, P.J., P.G.N. Kramers (red.) (1997) VTV Volksgezondheid Toekomst Verkenning 1997 - III: Gezondheid en levensverwachting gewogen.; RIVM rapport 431501021, Bilthoven, Nederland.

Van der Voet, H. and W. Slob (2007) Integration of probabilistic exposure assessment and probabilistic hazard characterization Risk Analysis 27:351-371.

Van Eijkeren, J.C.H., M.J. Zeilmaker C.A. Kan, W.A. Traag, L.A.P. Hoogenboom (2006) Food Additives and Contaminants 23: 509-517.

Van Kempen, E.E.M.M., I. van Kamp, R.K. Stellato, D.J.M. Houthuijs, P.H. Fischer (2005) Het effect van geluid van vlieg- en wegverkeer op cognitie, hinderbeleving en de bloeddruk van basisschoolkinderen. RIVM rapport 441520021, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland.

Van Wezel, A.P., R.O.G. Franken, E. Drissen, C.W. Versluijs, R. van den Berg (2007) Maatschappelijke kosten-baten analyse van de Nederlandse bodemsaneringsoperatie. Rapport nr. 500122002, Milieu en Natuur Planbureau (tegenwoordig Planbureau voor de Leefomgeving), Bilthoven, Nederland.

Vergeer, M. et al. (2007) Handboek Informatiebeheer. Uitgave LIB, namens VROM, RIVM, IPO, VNG (<http://www.bodemloket.info/lib/downloads/handboek2007.pdf>)

Vermeire, T.G., A.J. Baars, J.G.M. Bessems, B.J. Blaauboer, W. Slob et al. (2007) Risk assessment of chemicals - an introduction. Toxicity testing for human health risk assessment. Springer Verlag, Heidelberg, Duitsland.

Versluijs, C.W., H.F.M.M. Mulder, H.J. van Wijnen, H.H. van den Broek (2007) Bodemsanering in beleidsaandachtgebieden RIVM rapport 607700001, beschikbaar via <http://www.rivm.nl/>, Bilthoven, Nederland

Versluijs, C.W., H.H. van den Broek (2008) Budgetverdeling bodemsanering op basis werkvoorraad een inschatting met het landelijke kostenmodel RIVM briefrapport 607053001/2008 (geactualiseerd in 2009)

Versluijs, C.W., H.F.M.M. Mulder (2008) Omvang en aanpak van bodemverontreiniging in Nederland. In: Leidraad bodembescherming afl. 91 (3150) Sdu Uitgevers, Den Haag.

VROM (1989) Notitie 'Omgaan met risico's', bijlage nr. 5 van Nationaal Milieubeleidsplan, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1988-1989, stuk 21 137 nr. 5; Sdu Uitgeverij, Den Haag.

VROM (2006) Notulen Loodoverleg d.d. 15 september 2006 Kenmerk NOBO-2006-143.

VROM (2009) NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag.

WHO (1999) Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Environmental Health Criteria, vol 210. WHO, IPCS. Geneva, Switzerland.

WHO (2005) Global burden of disease. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
URL: http://www.who.int/topics/global_burden_of_disease/en/.

WHO (2007) International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems, 10th revision, version for 2007 (ICD 10); World Health Organization, Genève, Zwitserland.
URL: <http://www.who.int/classifications/icd/en/index.html>.

WHO (2008) Annual World Health Reports. World Health Organization, Genève, Zwitserland.
URL: <http://www.who.int/whr/en>.

Woutersen, R.A., D. Jonker H. Stevenson, J.D.T. Biesebeek, W. Slob (2001) The benchmark approach applied to a 28-day toxicity study with Rhodorsil Silane in rats: the impact of increasing the number of dose groups. Food Chem Toxicol 39, 697-707.

Appendix 1: Stoffen die meest bepalend zijn voor gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging

In het kader van de MKBA (Wezel, 2007) is een inschatting gemaakt van de stoffen die bepalend zijn bij de verontreinigde locaties. Er zijn veel locaties onderzocht en de ervaring is gebundeld in dossiers en informatiesystemen. De onderzochte locaties zijn waar nodig aangepakt. Maar er liggen nog veel locaties die niet zijn onderzocht en die nog risico's kunnen opleveren. Om hier inzicht in te krijgen is een schattingsmethode nodig.

Per groep van verontreinigende activiteiten (segmenten) zijn stoffen en concentraties bepaald. Vervolgens is per segment het aantal locaties bepaald, de omvang daarvan en het percentage dat naar schatting is verontreinigd. Hiermee is de bron bekend. Per locatie is uit het aantal wonenden en werkenden op de locatie het totale aantal blootstellingen per segment berekend. Hiermee is het aantal receptoren bekend. Bij de GIS-analyse is ook bodemgebruik en bodemtype bepaald. Met SUS is voor alle voorkomende combinaties van concentratieniveau, bodemgebruik en bodemtype berekend of een blootstelling groter dan de gezondheidkundige grenswaarde (MTR) kan worden verwacht. Door combinatie van deze gegevens is het aantal personen geschat dat een blootstelling groter dan de MTR ondervindt (van de locaties die in het LDBref zijn opgenomen). Hoe groter het aantal risicovolle blootstellingen, hoe groter het belang van de verontreinigende stof in de bodemsaneringsoperatie en hoe groter het belang om de risico's op gezondheidseffecten te kennen.

In Tabel A1.1 is een selectie gemaakt van stoffen die volgens deze methode naar voren komen. In de hier gepresenteerde lijst is de grens voor het aantal blootgestelde personen die een gezondheidkundige grenswaarde (MTR) overschrijden als gevolg van blootstelling aan een bodemverontreiniging uit de inventarisatie gelegd op groter dan 10.000 personen. Het is waarschijnlijk dat het grootste deel van de gezondheidsrisico's veroorzaakt door stoffen in de bodem wordt veroorzaakt door deze stoffen.

Kanttekening is wel dat sommige stoffen minder vaak in meetprogramma's waren opgenomen en daardoor onderschat kunnen zijn.

BTEX valt op basis van de gegevens van benzeen, xylenen, ethylbenzeen en toluen ook in deze categorie. MTBE is een recent aandachtspunt. Voor polyaromatische koolwaterstoffen (PAK) was geen goede uitspraak te doen omdat de normering is gericht op individuele PAK terwijl hiervoor nog weinig metingen beschikbaar waren. Vrijwel alle beschikbare metingen waren gebaseerd op de somparameter PAK10.

Tabel A1.1. Lijst met stoffen die waarschijnlijk het meest bepalend zijn voor gezondheidsrisico's.

<i>Verontreinigende stof</i>	<i>Schatting van het aantal personen met blootstelling > MTR in Nederland</i>
Benzeen	329.000
Xylenen	91.000
Ethylbenzeen	32.000
Tolueen	7.000
BTEX (mengsels van benzeen, tolueen, ethylbenzeen en xylenen)	
Tetrachlooretheen (per)	62.000
Trichlooretheen	15.000
1,2-Dichlooretheen (cis en trans)	26.000
Methyl-t-butylether (MTBE)	
Lood	79.000
Cadmium	30.000
Arseen	24.000
Chroom	12.000

Bepaald op basis van een schatting van het aantal blootgestelde personen die een gezondheidskundige grenswaarde overschrijden.

Ter illustratie en verkenning is in Appendix 2 voor bovenstaande stoffen gekeken waar de huidige risicobeoordeling op is gebaseerd, en of deze informatie bruikbaar is om een uitspraak te doen over gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling aan deze bodemverontreiniging.

Appendix 2: Grenswaarden voor selectie van stoffen die voor bodemsanering van belang zijn

Voor de in Appendix 1 genoemde stoffen zijn humaan-toxicologische grenswaarden afgeleid zoals samengevat in Tabel A2.1. In deze tabel is tevens aangegeven (1) wat het meest kritische toxische effect is, (2) de diersoort waarin dat effect is waargenomen, en (3) welke proefdiergegevens of eventueel humane gegevens als basis hebben gediend voor de afleiding van de grenswaarde.

Tabel A2.1. Humaan-toxicologische grenswaarden voor de stoffen van Appendix 1.

Stof	Grenswaarde ¹⁾	Meest gevoelige effect ²⁾
Benzeen	pCR _{oral} : 3,3	Leukemie (<u>mens</u>)
	CR _{inhal} : 20	
Xylenen	TDI: 150	Niertoxiciteit (<u>rat</u>)
	TCA: 870	Neurotoxiciteit (rat en <u>rat nakomeling</u> , mens)
Ethylbenzeen	TDI: 100	Lever- en niertoxiciteit (<u>rat</u> , muis)
	TCA: 770	
Tolueen	TDI: 223	Lever-, nier- en neurotoxiciteit (<u>rat</u> , muis)
	TCA: 400	Neurotoxiciteit (rat, muis, <u>mens</u>)
Tetrachlooretheen	TDI: 16	Lever-, nier- en neurotoxiciteit (<u>rat</u> , <u>muis</u> , mens)
	TCA: 250	Nier- en neurotoxiciteit (muis, <u>mens</u>)
Trichlooretheen	pTDI: 50	Lever-, nier- en neurotoxiciteit (<u>muis</u> , <u>rat</u> , mens)
	pTCA: 200	Lever-, nier- en neurotoxiciteit (<u>muis</u> , <u>rat</u> , <u>mens</u>)
1,2-Dichlooretheen (cis en trans)	TDI: 30 ³⁾	Groeivertraging en hematotoxiciteit (<u>rat</u> , muis)
	TCA: 60 ³⁾	
Methyl-tertiar-butylether	TDI: 300 ⁴⁾	Lever- en niertoxiciteit (<u>rat</u>)
	TCA: 2.600 ⁴⁾	
Lood	TDI: 3,6	Neurotoxiciteit (<u>kinderen</u>)
Cadmium (oraal)	TDI: 0,5	Niertoxiciteit (<u>mens</u>)
Cadmium (inhalatoir)	CR _{inhal} : 0,05 ⁵⁾	Niertoxiciteit (mens), longkanker (<u>mens</u>)
Arseen	TDI: 1,0	Huidtoxiciteit (<u>mens orale blootstelling</u>)
	TCA: 1,0	Longkanker (<u>mens</u>) ⁶⁾
Chroom (metallisch) en chroom III (onoplosbaar)	TDI: 5.000	Lever-, nier-, cardio- en hematotoxiciteit (<u>rat</u>)
	TCA: 60	Long- en luchtwegtoxiciteit, niertoxiciteit (<u>rat</u> , mens)
Chroom III (oplosbaar)	TDI: 5,0	Lever-, nier-, cardio- en hematotoxiciteit (<u>rat</u>)
Chroom (VI)	pTDI: 5,0	Lever-, nier- en hematotoxiciteit (<u>rat</u> , muis)
	CR _{inhal} : 0,0025	Longkanker (<u>mens</u> , rat, muis)

¹⁾ Grenswaarden ontleend aan RIVM, 2001, tenzij anders aangegeven.
 TDI: toelaatbare dagelijkse inname (oraal), in µg/kg lg/dag.
 TCA: toelaatbare concentratie in inademingslucht, in µg/m³.
 CR_{oral}: 1:10⁴ levenslang additioneel kankerrisico (oraal), in µg/kg lg/dag
 CR_{inhal}: 1:10⁴ levenslang additioneel kankerrisico (inhalatoir), in µg/m³.
 p: voorlopig (*provisional*).

- ²⁾ Aangegeven wordt het meest gevoelige toxische effect (wat de basis is van de grenswaarde), en de diersoort (of mens) waar dat effect is waargenomen. Onderstreept is de diersoort (inclusief mens) die als basis diende voor de afleiding van de grenswaarde.
- ³⁾ Janssen, 2008.
- ⁴⁾ RIVM, 2004.
- ⁵⁾ RIVM, 2007b.
- ⁶⁾ Longkanker als gevolg van inhalatoire blootstelling aan arseen ontstaat door een niet-genotoxisch werkingsmechanisme. De grenswaarde (TCA) is daarom afgeleid volgens de drempelwaarde-benadering.

Benzeen

De grenswaarden voor benzeen zijn gebaseerd op het ontstaan van leukemie bij mensen na blootstelling aan benzeen. Naast leukemie veroorzaakt blootstelling aan benzeen ook hemato- en neurotoxische effecten.

In tegenstelling tot de gebruikelijke aanname dat voor genotoxisch carcinogene stoffen de dosis-respons relatie lineair is, wijzen de gegevens voor benzeen juist op een niet-lineaire dosis-respons relatie. In overeenstemming met berekeningen van de Gezondheidsraad werd dan ook op basis van een aantal epidemiologische studies van aan benzeen blootgestelde werknemers een inhalatoire grenswaarde van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ afgeleid voor het MTR, namelijk de ondergrens van het geschatte $1:10^4$ levenslange additionele kankerrisico van $20 - 36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Analyses van de dosis-respons relatie resulteerden in een schatting voor het $1:10^6$ risico (de VR) van $0,2 - 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (RIVM, 2001).

De orale grenswaarden zijn afgeleid van de inhalatoire grenswaarden door route-to-route extrapolatie (omdat humane gegevens voor het orale carcinogene risico ontbreken), uitgaande van 50% absorptie na inhalatoire, en 100% absorptie na orale blootstelling (RIVM, 2001). De bovengenoemde inhalatoire risico's corresponderen met orale grenswaarden van $3,3 - 6,0$ en $0,03 - 3,3 \mu\text{g}/\text{kg lg}/\text{dag}$ voor de orale $1:10^4$ respectievelijk $1:10^6$ levenslange additionele kankerrisico's ⁵⁾.

Omdat het hier een kans op het ontstaan van kanker betreft zouden de genoemde grenswaarden dus gebruikt kunnen worden bij blootstellingen in situaties van bodemverontreinigingen die benzeen bevatten. Een eerste aanzet hiertoe is reeds gegeven in de MKBA van het MNP (MNP, 2007). Echter, gelet op de onzekerheden in deze waarden (RIVM, 2001) is een zorgvuldige analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er wellicht betere waarden als risicogrenzen voor inhalatoire en orale blootstellingen aan benzeen kunnen worden afgeleid.

Xylenen

De grenswaarden voor de xylenen zijn gebaseerd op niertoxiciteit in proefdieren (oraal; rat) en op neurotoxiciteit in reproductie- en teratogeniteitsstudies met proefdieren (inhalatoir; rat).

Er zijn wel enige humaan-epidemiologische gegevens, maar deze werden niet betrouwbaar genoeg geacht om de gezondheidkundige grenswaarden op te baseren. De belangrijkste epidemiologische studie betreft werknemers die gedurende gemiddeld zeven jaar inhalatoir waren blootgesteld aan xylenen. Bij hen werd neurotoxiciteit (angsten, vergeetachtigheid, gebrek aan concentratievermogen, duizeligheid, alsmede keelpijn en oog- en neusirritatie) waargenomen met een LOAEC (*Lowest Observed Adverse Effect Concentration*) van $61 \text{ mg}/\text{m}^3$. De ATSDR heeft uit deze LOAEC een chronische MRL van $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ afgeleid (ATSDR, 2007). Daarbij zijn AF's van 10 (voor intraspecies variabiliteit), 10 (voor correctie van LOAEC naar NOAEC (*No Observed Adverse Effect Concentration*)) en 3 (vanwege het gebrek aan ondersteunende studies betreffende de neurotoxiciteit van de xylenen) toegepast. Een correctie voor de extrapolatie van blootstelling onder

⁵⁾ Berekend als (voorbeeld voor route-to-route extrapolatie van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ naar orale waarde): $0,5$ (absorptie) $\times 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (luchtconcentratie) $\times 20 \text{ m}^3$ (ademvolume volwassene 24 uur) : 60 kg (lichaamsgewicht volwassene) = $3,3 \mu\text{g}/\text{kg lg}/\text{dag}$.

arbeidsomstandigheden naar chronische (24-uurs) blootstelling werd niet nodig geacht vanwege de snelle biotransformatie van de xylenen.

In situaties van bodemverontreinigingen die xylenen bevatten zou dus, op grond van deze beperkte epidemiologische studie en aannemende dat de blootgestelde populatie een afspiegeling is van de totale populatie, verondersteld kunnen worden dat langdurige blootstellingen aan xylenen in de inademingslucht in concentraties $> 0,6 \text{ mg/m}^3$, afkomstig van verontreinigde bodem, direct zullen leiden tot neurotoxische verschijnselen. Bij tien maal hogere blootstellingen zouden in theorie alle blootgestelde individuen last van deze verschijnselen kunnen krijgen. Hierbij is afgezien van de AF van 3 die de ATSDR heeft toegepast omdat er maar zeer beperkte gegevens beschikbaar zijn. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare epidemiologische literatuur is dan ook gewenst om te bezien of er een betere waarde als risicogrens voor inhalatoire blootstelling aan xylenen kan worden afgeleid. Voor orale blootstellingen is het op grond van de beperkte database niet mogelijk om een schatting te maken van de dosis die bij mensen tot toxische effecten zal leiden. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare orale proefdierstudies moet daarom antwoord geven op de vraag of een BMD-benadering mogelijk is (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdosis in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze effectdosis met meer zekerheid te 'vertalen' naar de mens. Overigens is ook een analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er wellicht een (betere) waarde als risicogrens voor orale blootstelling aan xylenen kan worden afgeleid zonder dat het nodig is om te extrapoleren vanuit dierproeven.

Tolueen

De grenswaarden voor tolueen zijn gebaseerd op lever-, nier- en neurotoxiciteit in de rat (oraal), en neurotoxiciteit in de mens (inhalatoir).

Er is een aantal humaan-epidemiologische studies over de gevolgen van inhalatoire blootstelling aan tolueen; alle betreffen blootstelling op de werkplek. In één studie werd na gemiddeld 5 jaar blootstelling een LOAEC van 332 mg/m^3 vastgesteld, in een tweede studie was na gemiddeld 17 jaar blootstelling de LOAEC 130 mg/m^3 , en in een derde studie was na gemiddeld 29 jaar blootstelling de LOAEC 43 mg/m^3 . In deze studies werden vermoeidheid, problemen met het kortetermijngeheugen, problemen met het kleuren zien, en werd een gebrek aan concentratievermogen waargenomen, alsmede significante verschillen in een neurologische gedragstesten tussen blootgestelden versus controles. Om in situaties van bodemverontreiniging met tolueen een relevante blootstelling te schatten, kan worden uitgegaan van een LOAEC van ca. 170 mg/m^3 (dit is het gemiddelde van de hierboven geciteerde LOAEC's). Na correctie voor 24-uurs blootstelling resulteert een LOAEC van 40 mg/m^3 ($170 \times 8/24 \times 5/7$). Voor de extrapolatie van LOAEC naar NOAEC moet een AF van 10 worden toegepast.

In situaties van bodemverontreinigingen die tolueen bevatten zou dus, op grond van deze beperkte epidemiologische gegevens en aannemende dat de blootgestelde populatie een afspiegeling is van de totale populatie, verondersteld kunnen worden dat langdurige blootstellingen aan tolueen in de inademingslucht in concentraties $> 4 \text{ mg/m}^3$, afkomstig uit verontreinigde bodem, zullen leiden tot neurotoxische verschijnselen. Bij tien maal hogere blootstellingen zouden in theorie alle blootgestelde individuen last van deze verschijnselen kunnen krijgen. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare epidemiologische literatuur is echter gewenst om te bezien of er een betere waarde als risicogrens voor inhalatoire blootstelling aan tolueen kan worden afgeleid.

Voor orale blootstellingen is het op grond van de beperkte database niet mogelijk om een schatting te maken van de dosis die bij mensen tot toxische effecten zal leiden. Een zorgvuldige analyse van het beschikbare orale proefdier moet daarom antwoord geven op de vraag of een BMD-benadering mogelijk is (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdosis in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze

effectdosis met meer zekerheid te 'vertalen' naar de mens. Overigens is daarnaast een analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er een (betere) waarde als risicogrens voor orale blootstelling aan tolueen kan worden afgeleid zonder dat het nodig is om te extrapoleren vanuit dierproeven.

BTEX (mengsels van benzeen, tolueen, ethylbenzeen en xylenen)

Door Lijzen et al. (RIVM, 2008) wordt aangegeven hoe, indien noodzakelijk, in de praktijk omgegaan kan worden met BTEX. Individuele beoordeling van deze stoffen verdient de voorkeur, maar een sombenadering is eventueel mogelijk, zij het dat benzeen vanwege zijn carcinogeniteit te allen tijde separaat beoordeeld moet worden. De gesuggereerde sombenadering (RIVM, 2008) heeft dan ook betrekking op mengsels van tolueen, ethylbenzeen en xylenen, en beperkt zich nadrukkelijk tot het gebruiken van een 'mengsel'-grenswaarde, waaraan de gesommeerde concentratie van tolueen, ethylbenzeen en xylenen wordt getoetst.

Om een schatting te kunnen maken van de potentiële schade aan de gezondheid van blootgestelde personen dienen vooralsnog de benaderingen te worden toegepast zoals in de voorgaande paragrafen voor de individuele stoffen is weergegeven.

Tetrachlooretheen

De grenswaarden voor tetrachlooretheen (tetrachloorethyleen, perchloorethyleen) zijn gebaseerd op lever-, nier- en neurotoxiciteit bij rat en muis (oraal), en nier- en neurotoxiciteit bij de mens (inhalatoir).

Nier- en neurotoxiciteit na orale blootstelling aan tetrachlooretheen zijn ook bij mensen waargenomen, maar dit zijn oude studies met zeer kortdurende blootstellingen, die ongeschikt zijn om er een toxicologische grenswaarde op te baseren.

Er zijn verscheidene epidemiologische studies die de effecten beschrijven na inhalatoire blootstelling aan tetrachlooretheen. Neurotoxiciteit (verlengde reactietijd in verschillende neurologische testen) werd waargenomen in vrouwen die gedurende gemiddeld 10 jaar op de werkplek waren blootgesteld aan tetrachlooretheen in concentraties van gemiddeld 100 mg/m³. Niertoxiciteit werd vastgesteld bij werknemers die gemiddeld 10 jaar waren blootgesteld aan tetrachlooretheen op de werkplek, met een LOAEC van 100 mg/m³. Neurotoxiciteit werd ook vastgesteld bij vrijwilligers die 4 dagen lang gedurende 4 uur per dag werden blootgesteld aan tetrachlooretheen, de LOAEC in dit experiment was 340 mg/m³, de NOAEC was 68 mg/m³. Als voor langdurige blootstelling de LOAEC's van 100 mg/m³ bij werknemers als uitgangspunt wordt genomen, dan resulteert na correctie voor 24-uurs blootstelling een LOAEC van 24 mg/m³ ($100 \times 8/24 \times 5/7$). Voor de extrapolatie van LOAEC naar NOAEC moet een AF van 10 worden toegepast.

In situaties van bodemverontreinigingen die tetrachlooretheen bevatten zou dus, op grond van deze beperkte epidemiologische gegevens en aannemende dat de blootgestelde populatie een afspiegeling is van de totale populatie, verondersteld kunnen worden dat langdurige blootstellingen aan tetrachlooretheen in de inademingslucht in concentraties > 2,5 mg/m³, afkomstig van verontreinigde bodem, zullen leiden tot neurotoxische verschijnselen. Bij tien maal hogere blootstellingen zouden in theorie alle blootgestelde individuen last van deze verschijnselen kunnen krijgen. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare epidemiologische literatuur is echter gewenst om te bezien of er een betere waarde als risicogrens voor inhalatoire blootstelling aan tetrachlooretheen kan worden afgeleid.

Voor orale blootstellingen moet een analyse van de beschikbare orale proefdierstudies antwoord geven op de vraag of een BMD-benadering mogelijk is (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdosis in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze effectdosis met meer zekerheid te 'vertalen' naar de mens. Overigens is ook een analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er een betere waarde als risicogrens

voor orale blootstelling aan tetrachlooretheen kan worden afgeleid zonder dat het nodig is om te extrapoleren vanuit dierproeven.

Trichlooretheen

De grenswaarden voor trichlooretheen (trichloorethyleen) zijn gebaseerd op lever-, nier- en neurotoxiciteit bij rat en muis (oraal), en lever-, nier- en neurotoxiciteit bij de mens (inhalatoir). Neurotoxiciteit na orale blootstelling aan trichlooretheen is ook bij mensen waargenomen, maar dit zijn beperkte studies met kortdurende blootstellingen waarbij ook blootstelling aan andere chloorkoolwaterstoffen aanwezig was. Deze studies zijn ongeschikt om er een toxicologische grenswaarde op te baseren.

Er zijn verscheidene epidemiologische studies die de effecten beschrijven na inhalatoire blootstelling aan trichlooretheen. Casestudies en epidemiologische studies onder werknemers laten neurotoxiciteit (psychomotorische en virusmotorische storingen, vermoeidheid en duizeligheid) en soms ook levertoxiciteit zien. Samen genomen resulteren deze studies in een LOAEC van 200 mg/m³. De blootstellingsduur hoeft niet gecorrigeerd te worden voor chronische blootstelling omdat voor de neurotoxische effecten van trichlooretheen de concentratie belangrijker is dan de blootstellingsduur. Voor de extrapolatie van LOAEC naar NOAEC moet een AF van 10 worden toegepast.

In situaties van bodemverontreinigingen die trichlooretheen bevatten zou dus, op grond van deze epidemiologische gegevens en aannemende dat de blootgestelde populatie een afspiegeling is van de totale populatie, verondersteld kunnen worden dat langdurige blootstellingen aan tolueen in de inadelingslucht in concentraties > 20 mg/m³, afkomstig uit verontreinigde bodem, zullen leiden tot neurotoxische verschijnselen. Bij tien maal hogere blootstellingen zouden in theorie alle blootgestelde individuen last van deze verschijnselen kunnen krijgen. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare epidemiologische literatuur is echter gewenst om te bezien of er een betere waarde als risicogrens voor inhalatoire blootstelling aan tolueen kan worden afgeleid.

Voor orale blootstellingen moet een analyse van de beschikbare orale proefdierstudies antwoord geven op de vraag of een BMD-benadering mogelijk is (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdosis in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze effectdosis met meer zekerheid te ‘vertalen’ naar de mens. Overigens is ook een analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er een betere waarde als risicogrens voor orale blootstelling aan trichlooretheen kan worden afgeleid zonder dat het nodig is om te extrapoleren vanuit dierproeven.

1,2-Dichlooretheen (cis en trans)

De grenswaarden voor *cis*- en *trans*-1,2-dichlooretheen zijn afgeleid van de groeivertraging en de hematotoxiciteit waargenomen in ratten (oraal zowel als inhalatoir; Janssen, 2008). In tegenstelling tot de evaluatie van 2001 (RIVM, 2001) wordt 1,2-dichlooretheen thans niet meer als genotoxisch carcinogeen beschouwd (Janssen, 2008).

Voor beide blootstellingsroutes is het op grond van de beperkte database niet mogelijk om een schatting te maken van de doses die bij mensen tot toxische effecten zullen leiden. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare proefdierstudies moet dan ook antwoord geven op de vraag of BMD-benaderingen mogelijk zijn (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdoses in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze effectdoses met meer zekerheid te ‘vertalen’ naar de mens. Daarnaast is een analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er betere waarden als risicogrenzen voor orale en inhalatoire blootstelling aan *cis*- en *trans*-1,2-dichlooretheen kunnen worden afgeleid zonder dat het nodig is om te extrapoleren vanuit dierproeven.

Methyl-tertiair-butylether

De grenswaarden voor methyl-*tertiair*-butylether (MTBE) zijn gebaseerd op lever- en niertoxiciteit bij rat en muis (oraal en inhalatoir). Bij mensen is na kortdurende (2 uur) blootstelling irritatie van de luchtwegen en een zwaar gevoel in het hoofd waargenomen.

Voor beide blootstellingswegen is het op grond van de beperkte database niet mogelijk om een schatting te maken van de doses die bij mensen tot toxische effecten zullen leiden. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare proefdierstudies moet dan ook antwoord geven op de vraag of BMD-benaderingen mogelijk zijn (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdoses in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze effectdoses met meer zekerheid te 'vertalen' naar de mens. Daarnaast is een analyse van de epidemiologische literatuur gewenst om te bezien of er (betere) waarden als risicogrenzen voor orale en inhalatoire blootstelling aan MTBE kunnen worden afgeleid zonder dat het nodig is om te extrapoleren vanuit dierproeven.

Lood

De grenswaarden voor lood zijn afgeleid van de effecten van loodblootstelling op het IQ van jonge kinderen. De mogelijkheden die dat biedt voor de schatting van ziektelast als gevolg van loodblootstelling, en de problemen die daarmee gepaard gaan, zijn uitvoerig besproken in het briefrapport 'MKBA - gezondheidseffecten door bodemverontreiniging' (RIVM, 2006). Kort samengevat werd op grond van de epidemiologische literatuur het volgende geconcludeerd: (1) een additionele loodinnname van 1 µg/kg lg/dag correleert met een stijging van het lood-bloedgehalte met 10 µg/L (deze relatie geldt vanaf de *in utero* periode tot aan de leeftijd van 10 jaar), en (2) een toename van het lood-bloedgehalte met 20 - 40 µg/L correleert met een afname van het IQ met 1 punt. Per µg additionele orale blootstelling aan lood (per kg lg per dag) dus een stijging van het lood-bloedgehalte van 10 µg/L, correlerend met een IQ-daling van 0,25 - 0,5 IQ-punt. Vervolgens werd ten behoeve van ziektelastberekeningen met behulp van het EuroQol scoringssysteem een wegingsfactor voor (blijvend) IQ-verlies vastgesteld. Op basis van de actuele blootstelling kon daarmee de te verwachten ziektelast worden geschat.

Cadmium

De orale grenswaarde voor cadmium is afgeleid van het optreden van nierschade (te weten tubulaire nefropathie) bij de mens als gevolg van langdurige blootstelling aan cadmium. Deze nierschade is het gevolg van accumulatie van cadmium in de nierschors. Kortdurende verhoogde blootstelling aan cadmium leidt dus wel tot een toename van de hoeveelheid (geaccumuleerd) cadmium in de nieren, maar niet onmiddellijk tot schade. Een gehalte van 50 mg cadmium per kg nierschors (nat gewicht) is kritisch: aangenomen wordt dat beneden dit gehalte geen schade aan de nieren optreedt. Dit kritische gehalte wordt bereikt na 45 tot 50 jaar dagelijkse blootstelling aan 50 µg cadmium per dag. De orale grenswaarde is daarom door de JECFA gesteld op 7 µg cadmium per kg lg per week (equivalent aan 1 µg cadmium per kg lg per dag; JECFA, 2004), met als doel het voorkómen dat de cadmiumconcentratie in de nieren de kritische grens van 50 mg per kg nierschors (nat gewicht) bereikt. Dit correspondeert met een cadmiumuitscheiding in de urine < 2,5 µg/g creatinine.

Er zijn evenwel aanwijzingen dat een gehalte van 50 mg cadmium per kg nierschors al bij 4% van de humane populatie resulteert in biochemische veranderingen in de urine die gezien worden als 'early markers' voor de eerste schadelijke effecten op de nieren. Bij een gehalte van 125 mg cadmium per kg nierschors⁶⁾ lijkt deze schade op te treden bij 10% van de populatie (Järup et al., 1998). Het RIVM heeft destijds daarom voorgesteld de orale grenswaarde vast te stellen op 3,5 µg cadmium per kg lg per week, equivalent aan 0,5 µg/kg lg/dag (RIVM, 2001). Vanwege dezelfde redenen heeft het 'Scientific

⁶⁾ Dit gehalte correspondeert met een cadmium uitscheiding in de urine van ca. 6,5 µg/g creatinine.

Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM)' van het 'European Food Safety Authority (EFSA)' in 2009 een TDI van cadmium afgeleid van 2,5 µg/kg lg/week (0.4 µg/kg lg/dag). In Nederland wordt deze Europese richtlijn nu gevolgd.

Het werkingsmechanisme van de niertoxiciteit van cadmium is er de oorzaak van dat bij een matig verhoogde blootstelling die toxiciteit zich pas na geruime tijd (vele jaren) zal manifesteren. Een dergelijke blootstelling zal dus hoogstens pas na jaren tot een zekere (meetbare) ziektelast (kunnen) leiden. Om de ziektelast in een specifieke situatie te kunnen berekenen zal het nodig zijn om een uitgebreide analyse van de actuele en de te verwachten blootstelling uit te voeren en deze te koppelen aan de (in de toekomst) te verwachten effecten.

De inhalatoire grenswaarde voor cadmium is afgeleid uit epidemiologisch onderzoek onder werknemers, met niertoxiciteit als eindpunt. De resulterende grenswaarde van 50 ng/m³ wordt geacht ook bescherming te bieden voor het ontstaan van longkanker als gevolg van blootstelling aan cadmium(stof) (EC, 2001; RIVM, 2007b).

Op basis van epidemiologisch onderzoek onder werknemers met longkanker als eindpunt werd door de US-EPA en de WHO een VR van 0,41 - 0,55 ng/m³ berekend (EC, 2001). Afgerond is dat equivalent met een MTR van 50 ng/m³. Vooralsnog kan deze grenswaarde gebruikt worden om de ziektelast als gevolg van longkanker door blootstelling aan cadmium in de inademiningslucht te berekenen, zoals dat ook is gedaan in de MKBA van het MNP (MNP, 2007). Een zorgvuldige analyse van de recente epidemiologische literatuur is echter gewenst om te bezien of er wellicht een betere waarde als risicogrens voor inhalatoire blootstelling aan cadmium kan worden afgeleid.

Arseen

De orale grenswaarde voor arseen is afgeleid van de dermale toxische effecten (hyperpigmentatie en hyperkeratose) bij mensen na langdurige orale blootstelling. In een aantal humaan-epidemiologische onderzoeken werden grenswaarden gevonden variërend van 0,8 µg/kg lg/dag als NOAEL tot 1,9 - 3 µg/kg lg/dag als LOAEL. Aangenomen mag worden dat bij langdurige blootstelling aan 2 µg/kg lg/dag na enige tijd een substantieel deel van de blootgestelde populatie dermale toxische effecten zal gaan vertonen. Een zorgvuldige analyse van de epidemiologische literatuur is echter gewenst om te bezien of er een nauwkeuriger schatting van de omvang van dergelijke effecten en het tijdsbestek waarin deze optreden, kan worden gemaakt.

De inhalatoire grenswaarde voor arseen is afgeleid van het ontstaan van longkanker bij mensen na langdurige inhalatoire blootstelling. Aangenomen wordt dat arseen een niet-genotoxisch carcinogeen is, en daarom is de grenswaarde afgeleid via de drempelwaarde benadering. In een aantal epidemiologische studies naar longkanker als gevolg van blootstelling op de werkplek werden waarden van 125 - 415 µg/m³.jaar gevonden als waarden waarbij significante verhogingen van de incidentie van longkanker werden gevonden (EC, 2001); deze waarden kunnen dus als LOAEC worden gezien. Correctie voor continue, levenslange blootstelling⁷⁾ resulteert dan in een LOAEC van 0,39 - 1,31 µg/m³. Voor de extrapolatie van LOAEC naar NOAEC moet een AF van 10 worden toegepast. Dat leidt tot een grenswaarde van 40 - 130 ng/m³. Als de laagste van deze beide waarden wordt genomen als grenswaarde (mede ter correctie voor gevoelige groepen in de bevolking), dan zou verondersteld kunnen worden dat bij langdurige blootstellingen aan arseenconcentraties in de inademiningslucht van > 50 ng/m³ een significante toename van de longkankerincidentie zeer wel denkbaar is. Een zorgvuldige analyse van de epidemiologische literatuur is echter gewenst om te bezien of er een nauwkeuriger schatting van de omvang van de toegenomen longkankerincidentie en het tijdsbestek waarin deze optreedt, kan worden gemaakt.

⁷⁾ Correctiefactor: 8/24 (uren/dag) × 5/7 (dagen/week) × 48/52 (weken/jaar) × 1/70 (jaar/levensduur) = 3,14 × 10⁻³.

Chroom III

De orale grenswaarde van chroom III is gebaseerd op de orgaantoxiciteit (lever, nier, hart en bloed) die is waargenomen in de rat. De toxiciteit van chroom III lijkt mede afhankelijk te zijn van de wateroplosbaarheid van de onderzochte chroomverbinding. In chronische studies met ratten werd voor goed oplosbaar chroom III (chroomtriacetaat) een NOAEL van 0,46 mg/kg lg/dag gevonden, voor matig oplosbaar chroom III (chroomtrichloride) 3,6 mg/kg lg/dag en voor onoplosbaar chroom III (chroomtrioxide) 2040 mg/kg lg/dag. De gezondheidkundige grenswaarde van 5 µg/kg lg/dag is afgeleid van de NOAEL voor goed oplosbaar chroom III met een AF van 10×10 voor intra- en interspeciesvariabiliteit. Voor metallisch chroom en onoplosbaar chroom III, wat op grond van de proefdierstudies meer dan 1000 maal minder toxisch is, werd een grenswaarde van 5 mg/kg lg/dag voorgesteld. In situaties van bodemverontreiniging met chroom III-verbindingen is het dus van groot belang om vast te stellen welke chroomspeciaties aanwezig zijn. Voor de verschillende chroom III-verbindingen moet vervolgens een zorgvuldige analyse van de beschikbare dierproefstudies antwoord geven op de vraag of BMD-benaderingen mogelijk zijn (die dan moet leiden tot een nauwkeuriger vaststelling van de laagste effectdoses in proefdieren) en of er voldoende toxicokinetische en toxicodynamische gegevens zijn om deze effectdoses met meer nauwkeurigheid te 'vertalen' naar de mens.

Voor de inhalatoire blootstellingsroute zijn enige humaan-epidemiologische gegevens beschikbaar. Bij blootstellingen onder arbeidsomstandigheden werd voor metallisch chroom een NOAEC van 0,6 mg/m³ gevonden, en voor chroomtrioxide en chroomsulfaat een NOAEC van 2 mg/m³. Op grond van de eerste werd een grenswaarde van 60 µg/m³ voor metallisch chroom en onoplosbare chroom III-verbindingen voorgesteld, gebruikmakend van een AF van 10 voor intraspecies variabiliteit. Voor inhalatoire blootstelling aan oplosbare chroom III-verbindingen is bij gebrek aan gegevens geen grenswaarde afgeleid. Een zorgvuldige analyse van de epidemiologische literatuur is dus gewenst om te bezien of er betere waarden als risicogrenzen voor inhalatoire blootstelling aan de verschillende chroom III-verbindingen kunnen worden afgeleid.

Chroom VI

In tegenstelling tot chroom III is chroom VI een genotoxisch kankerverwekkende stof. Voor de orale route lijkt dat minder belangrijk te zijn, omdat in de maag een grote capaciteit tot omzetting van chroom VI naar chroom III aanwezig is. Er zijn echter enkele aanwijzingen dat orale blootstelling van muizen aan chroom VI tot voormaagtumoren leidt. Momenteel wordt daarom uitvoerig dierexperimenteel onderzoek uitgevoerd naar de carcinogene werking van oraal toegediend chroom VI (RIVM, 2007b).

Op grond van de beperkte gegevens werd een voorlopige orale grenswaarde van 5 µg/kg lg/dag afgeleid op basis van een oude studie met ratten waarin gedurende een jaar kaliumchromaat via drinkwater werd toegediend. Op de NOAEL van 2,5 mg/kg lg/dag werd een AF van $10 \times 10 \times 10$ toegepast, voor respectievelijk inter- en intraspeciesvariabiliteit, en als correctie voor de beperkte duur van de studie.

De resultaten van de studies die thans in uitvoering zijn zullen op afzienbare termijn ter beschikking komen. Naar verwachting zal een zorgvuldige BMD-benadering dan leiden tot een betere orale grenswaarde voor chroom VI.

Voor inhalatoire blootstelling aan chroom VI zijn humaan-epidemiologische gegevens beschikbaar, allen van tumorincidenties na arbeidsblootstelling in de chromaatindustrie in de jaren dertig van de twintigste eeuw. Deze hebben geleid tot een MTR van 2,5 ng/m³.

Voor de niet-carcinogene effecten van inhalatie van chroom VI in stof heeft de ATSDR een *intermediate* MRL (voor blootstellingen van 14 dagen tot één jaar) voorgesteld van 1 µg/m³ (ATSDR, 2000). Deze grenswaarde is gebaseerd op een 90-dagen studie met ratten die werden blootgesteld aan aerosolen van kaliumbichromaat. De resultaten leidden tot een BMDL₁₀ van 16 µg/m³ voor lactaat

dehydrogenase veranderingen in bronchoalveolaire spoelvloeistof als marker voor toxische effecten in de luchtwegen. De blootstelling van de ratten werd omgerekend naar een equivalente dosis voor mensen met een correctiefactor van 2,1567, wat resulteerde in een humane BMDL₁₀ van 34 µg/m³ voor humane blootstelling. Op deze BMDL₁₀ werden AF's toegepast van 3 voor interspeciesverschillen in toxicodynamiek en 10 voor intraspecies verschillen (ATSDR, 2000). Het verschil tussen de grenswaarden voor het additionele kankerrisico bij levenslange blootstelling en de niet-carcinogene effecten bij blootstellingen tot één jaar bedraagt een factor 400. Een zorgvuldige analyse van de beschikbare humaan-epidemiologische gegevens is dan ook noodzakelijk om te kunnen vaststellen wat het realiteitsgehalte van het MTR voor chroom VI is, en hoe deze moet worden gezien in relatie tot de *intermediate* MRL zoals voorgesteld door de ATSDR.

Appendix 3: Bodeminformatiesystemen

Hier volgt eerst een beschrijving van de datasystemen van de bevoegde overheden (GLOBIS, GBIS) en vervolgens van de huidige landsdekkende data systemen (LDB), die daaruit zijn opgebouwd. Tabel A3.1 geeft de karakteristieken van de datasystemen en probeert een indruk te geven over de compleetheid, toegankelijkheid, de betrouwbaarheid, onzekerheden enzovoort.

In de volgende hoofdstukken wordt geanalyseerd welke data uit deze systemen bruikbaar is voor het leggen van relaties tussen bodemverontreiniging en gezondheid. Eventuele lacunes en wenselijke verbeteracties worden vermeld.

Procesgegevens: GLOBIS

Voor het bijhouden van de hierboven genoemde gegevens heeft een aantal provincies (onder andere Utrecht, Zuid-Holland), met ondersteuning van VROM, het systeem GLOBIS ontwikkeld en aan alle bevoegde overheden aangeboden (Kernteam Landsdekkend Beeld, 2005). Dit systeem wordt voortdurend verder ontwikkeld en heeft een actieve gebruikers- en ondersteuningsgroep. De bevoegde overheden zijn wettelijk verplicht om jaarlijks een set van monitoringgegevens aan het RIVM te leveren voor het Jaarverslag bodemsanering aan de Tweede Kamer. Hierdoor is er een prikkel om het systeem bij te houden. Er is een reeks velden gedefinieerd die voor de monitoringacties verplicht bijgehouden moeten worden (Vergeer, 2005). Er zijn ook voorzieningen om gegevens uit te wisselen in een standaard format (SIKB-protocol 0101, zie www.sikb.nl).

Andere functies van GLOBIS zijn het bijhouden en faciliteren van het werkproces bodemonderzoek en -sanering (bijvoorbeeld bijhouden van datums voor acties en genereren van brieven), informeren van burgers, kadaster en makelaars. Hier gaan de bevoegde overheden, op eigen gezag, verschillend mee om. Per locatie bevat het systeem de basisgegevens zoals adressen, coördinaten en verontreinigingscontouren, van belang zijnde rapportages, omvang (oppervlak, grondwatervolume), saneringsvarianten, kosten, hoeveelheden afgevoerde grond. De gegevens zijn gericht op grond en grondwater. Een belangrijk onderdeel zijn de gegevens over de onderzoeksstatus, de geplande vervolgacties en genomen formele beslissingen/beschikkingen, bijvoorbeeld:

- a) potentieel ernstig verontreinigd (niet onderzocht),
- b) geen vervolg na een Oriënterend Onderzoek,
- c) formeel beschikt als 'ernstig niet urgent/geen spoed' na een Nader Onderzoek,
- d) in stadium van nazorg na sanering,
- e) bovengrond gesaneerd met doorlopende grondwatersanering,

(alle volgens standaardcoderingen).

Op het gebied van de verontreiniging bevat het systeem per locatie alleen gegevens over een beperkt aantal karakteristieke verontreinigingen en verontreinigingsniveaus. Dit betekent dat niet alle voorkomende verontreinigende stoffen genoemd worden. De vermelde concentratie is volgens het oordeel van het bevoegd gezag maatgevend voor de beslissing wel of niet saneren en geeft geen volledig beeld van de concentraties op de locatie. De vermelde concentratie hoeft geen volgens standaardmethoden genormaliseerde bepaling van een gemiddelde of een maximum aangetroffen waarde te zijn. Beide aspecten, welke stoffen en welke concentratieniveaus, dragen bij aan de onzekerheid van de inschatting van het effect van de verontreiniging. Doordat gegevens worden verzameld over meerdere vergelijkbare verontreinigingssituaties kan het beeld per verontreinigingssituatie worden verbeterd. Dit lukt het best voor veel voorkomende verontreinigingssituaties.

Gegevens over stoffen worden beperkt bijgehouden in GLOBIS, want voor gedetailleerd bijhouden van deze gegevens zijn er andere systemen beschikbaar (zie hieronder). Wel zijn juist de gegevens uit

GLOBIS gebruikt bij de MKBA omdat de inspanning voor gegevensverzameling en verwerking op het gebied van stoffen en concentratieniveaus tot enkele maanden beperkt moest blijven, de GLOBIS-gebruikers vanuit het netwerk monitoring bodemsanering bekend waren en de leverancier van GLOBIS (Syncera-De Straat) bereid was om op korte termijn een script te maken voor gegevensextractie bij de diverse gebruikers.

Proces- en meetgegevens: GBISsen

Sommige provincies en de meeste gemeenten hebben in plaats van GLOBIS een systeem dat naast de basisgegevens zoals bij GLOBIS meer gegevens kan bevatten over de verontreinigingen. Voorbeelden van systemen die monitoringgegevens en meetgegevens kunnen bevatten zijn NAZCA, BIS4All, Yes en Strabis. Het gebruik van de opties van zo'n systeem is echter per bevoegde overheid verschillend, zodat er nogal wat diversiteit is. Voor de monitoring en onderlinge uitwisseling is afgesproken dat ieder systeem, net als GLOBIS, monitoringgegevens in een SIKB standaard-format kan uitwisselen. Voor andere acties worden vergelijkbare formats opgesteld in overleg met het SIKB. Ten tijde van de uitvoering van de MKBA was de uitwisseling met deze systemen meestal nog niet goed geregeld.

De algemene naam voor Globis en deze systemen met monitoringfunctie is GBIS. Het LIB (Landelijk Informatiebeheer Bodem van Bodem+) coördineert het overleg tussen de gebruikersgroepen, het tot stand komen van de uitwisselingsformats, controle tools voor het juist invullen, de aansluiting van alle systemen op de monitoringsystematiek en de wijzigingen hierin, cursussen en landelijke acties.

De bevoegde overheden werken aan de 1-locatieslijsten, waarbij de gegevens over ligging en omvang (lokalisatie) en de clustering worden verbeterd (meer historische bedrijfsactiviteiten hebben plaatsgevonden op één locatie en één bedrijfsactiviteit heeft soms meerdere verontreinigingskernen veroorzaakt). Er wordt naar gestreefd om na opschoning van de systemen midden 2009 op basis van gegevensuitwisseling met de GBISsen de bij het RIVM ontwikkelde stoffen-database van lokale bodemverontreiniging uit te breiden en te actualiseren. Dit kan ook de mogelijkheid bieden om de invloed van meerdere activiteiten op een locatie in beeld te brengen.

Meetgegevens

De derde variant vormen de systemen die niet gericht zijn op monitoringrapportages maar op het vastleggen van gedetailleerde meetgegevens tot op het niveau van meetputten en laboratoriumuitslagen voor de concentraties van diverse stoffen op diverse diepten. Voorbeelden hiervan zijn 'Boormanager', AMIS, PAIS 4U, BIS 4011. Deze systemen worden ook gebruikt door gemeenten die zelf geen bevoegde overheid bodemsanering zijn, maar in overleg met provincies bodemonderzoeks/-saneringsprojecten of programma's uitvoeren. De monitoringrapportage vindt in zo'n geval plaats via de provincies, maar de uitwisseling van gegevens tussen deze gemeenten en de provincies laat soms te wensen over. De vier genoemde systemen hebben een standaard SIKB uitwisselingsformat (zie www.sikb.nl). Bij de verwerking van gedetailleerde gegevens op boorputniveau dient rekening te worden gehouden met een inspanning voor de reductie van de gegevens tot een karakteristieke maat voor een locatie.

Nulmeting Landsdekkend beeld: LDB2004

Naast de monitoring is met de systemen ook een Landsdekkend Beeld bodemverontreiniging (LDB2004) opgesteld. Dit bevat naast de onderzochte locaties ook een zo compleet mogelijk beeld van de verdachte locaties. Hiervoor zijn inventarisaties uitgevoerd op basis van de archieven van Hinderwetvergunningen en Kamers van Koophandel (vrijwel volledig) en van luchtfoto's (beperkt). De ruwe inventarisatiebestanden zijn de HBB (Historische bodembestanden). Voor opname in het GBIS heeft een clustering plaatsgevonden, dat wil zeggen een opschoning ten opzichte van overlappende en

nabijgelegen activiteiten (vaak is er ook sprake van opeenvolgende activiteiten op eenzelfde locatie) en locaties die overeenkomen met reeds bekende locaties in het GBIS. De resulterende nieuwe locaties zijn in het GBIS terechtgekomen als verdacht (potentieel verontreinigd, potentieel ernstig niet urgent of potentieel ernstig urgent). Doordat de lokalisatie eind 2004 nog niet altijd goed mogelijk was lopen er nog acties om deze ‘clustering’ via ‘de actie 1 locatie lijst’ met de huidige geactualiseerde database te verbeteren. Illegale en niet in de archieven opgenomen activiteiten, die bij bodemsanering ook een rol kunnen spelen, zijn niet via de inventarisaties in de systemen opgenomen, maar komen er alleen via meldingen (en luchtfotoanalyses) in terecht. Voor dit aspect zijn de systemen niet als compleet te beschouwen. De systemen zijn bijgewerkt tot eind 2004.

Geactualiseerd Landsdekkend Beeld: LDBref

Het RIVM houdt een landelijke centrale referentie-database van het Landsdekkend Beeld (LDB) bij (LDBref). Startpunt hiervoor was de actie voor het LDB2004, met aanvullingen op basis van later ter beschikking gekomen gegevens, controle op lokalisering en uniformering van de clustermethoden. Vervolgens is het LDBref jaarlijks bijgesteld op basis van de jaarlijkse monitoringacties (op dit moment tot eind 2008). Hierbij wordt echter een deel gemist vanwege de administratieve achterstand in de systemen (deze gegevens worden dan alleen als aantallen locaties in de tellingen bij de monitoring meegenomen). In 2010 zal een nieuw LDB worden opgesteld. Voor de ‘Maatschappelijke kosten baten analyse bodemsanering’ (Van Wezel et al., 2007) en latere ontwikkelingen, zoals de RIVM-rapporten ‘Bodemsanering in beleidsaandachtsgebieden’ (Versluijs, Mulder et al., 2007) en ‘Budgetverdeling bodemsanering op basis werkvoorraad – een inschatting met het landelijke kostenmodel’ (Versluijs, Van den Broek, 2008) zijn aan de LDBref-locaties globale risiconiveaus gekoppeld, met behulp van een analyse van de verontreinigende activiteiten en geografische gegevens over het bodemgebruik. Het LDBref is bedoeld als een integratie van de overige genoemde systemen met verwerking van nieuwe systematieken, zoals bijvoorbeeld ontwikkeld bij Focus en UBI en ook gekoppeld met de aparte databases voor het LDB-Kostenmodel en de analyse van Stoffen en concentratieniveaus per type locatie, geografische informatie, bodemgebruik en grondkosten. De gegevens zijn gebaseerd op LDB2004, GBISsen, HBBs, UBI en eigen ontwikkelingen zoals beschreven in MKBA en in (Versluijs, Mulder et al., 2007). Dit systeem is, net als de volgende twee systemen, volgend op GBISsen.

Overige systemen

Bodemloket

Voor burgers zijn actuele gegevens van de bevoegde overheden zichtbaar via www.bodemloket.nl. Hierbij is aandacht gegeven aan de presentatie voor leken. Dit systeem is volgend op de GBISsen. De DINO datacollectie van TNO sluit hierop aan. Ook anderen houden op basis van het LDB2004 (verkregen via een WOB-aanvraag) eigen systemen of deelsystemen bij, bijvoorbeeld Landmark, Arcadis en Bodemcentrum. Ook deze systemen worden jaarlijks geactualiseerd met behulp van de monitoringgegevens verzameld door het RIVM, maar ook met behulp van eigen gegevens en methodieken.

Focus database

Voor de actie ter vaststelling van de humane spoedlocaties heeft in het Focus-project een intensieve uitwisseling van ervaring met de beoordeling van locaties plaatsgevonden. Hiervoor zijn data uitgewisseld en bewerkt in de Focus-database. Deze had echter een tijdelijk karakter, is niet landelijk volledig en wordt ook niet geactualiseerd. Bij de ontwikkeling van de kennis over de spoedlocaties heeft hij wel een belangrijke rol gespeeld.

Tabel A3.1. Karakteristieken van informatiesystemen bodemverontreiniging

Informatiebehoefte (gegeven)	Type Globis (oer GBIS)	Type overige GBIS	Type ‘informatie locatie onderzoek’	LDB2004	LDBref	Bodemloket
Typering database	Vastlegging beslissingen bevoegd gezag en hiervoor benodigde informatie	Als GLOBIS, vaak met uitbreidingen meetdata, GIS en ondersteuning beheer (bijv. signalering actiedatums en generatie brieven)	Vastlegging veldmetingen, laboratorium onderzoek en boorprofielen	Nulmeting inventarisatie; opgebouwd uit info uit bodemonderzoeken plus inventarisaties mogelijk verontreinigende activiteiten (HBBs) en systematiek voor koppeling van activiteiten en locaties (clustering en 1-locatie lijst)	Geactualiseerde, gecontroleerde en verbeterde versie van LDB2004, aangevuld met extra informatie over kosten, stoffen en concentratieniveaus, geactualiseerde informatie bedrijfsactiviteiten en ruimtelijke informatie	Actuele locatie informatie voor burgers, beschikbaar op internet
Opzet	Standaard met variaties per BO	5 commerciële programma’s met variaties per BO	Verzameling ruwe gegevens per opdrachtgever, of per groep locaties, uniformering in ‘Boormanager’	Oorspronkelijke HBB plus inventarisatie bedrijfsactiviteiten met UBI-systematiek en vastgelegd in HBBs	Integratie, controle en uniformering van gegevens in GBIS, LDB2004 en HBB	Landelijk, gekoppeld met GBISsen
Eigenaars	BO	BO	Gemeenten	BO	RIVM	LIB
Geografische Reikwijdte	Per BO	Per BO	Per gemeente, niet per se volledig (voor alle locaties)	NL – landsdekkend en per BO	NL – landsdekkend	NL – nog niet landsdekkend
Locaties (alles wordt aangepast op 1-locatie lijst)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

Lokalisering op coördinaten	Variabel van contouren tot enkel meetpunt of adres	Als GLOBIS	Gedetailleerde contouren, soms bron voor GBISsen via koppeling	Beperkt en met veel fouten	Ja gecorrigeerd op latere ontwikkelingen in GBIS	Ja op basis GBISsen
Stoffen	Beperkten niet bij alle BO	Vollediger	Gedetailleerd			
Bodemgebruik	Constateringen BO bij NO/sanering	Als GLOBIS	Als GLOBIS	Niet opgenomen	Als GBIS aangevuld met GIS-analyse huidig en toekomstig gebruik; koppeling met aantal wonenden en werkenden per locatie	
Kosten	Soms	Soms	Niet	Kostenmodel v1	Kostenmodel v2 met gegevens van GBIS en VROM	Nee
Actualisatie	Actueel maar op sommige gebieden met administratieve achterstand, jaarlijks voor monitoring in dec./jan. bijgewerkt	Als GLOBIS	Actueel en historie	Half 2004	Jaarlijks, momenteel tot eind 2008	Actueel
Relaties	Werkproces BO	Werkproces BO	Basisgegevens	Uit GBIS en HBB	Uit GBIS HBB en overige bronnen	Uit GBIS en HBB

Appendix 4: Informatiestromen in het netwerk van systemen

De systemen die in Appendix 3 zijn behandeld zijn organisch gegroeid bij de uitvoering van acties in het kader van de bodemsaneringsoperatie zoals het bijhouden van de vele beoordelingen en noodzakelijke acties op locaties, de monitoring van de voortgang voor het jaarverslag bodemsanering, de opbouw van het Landsdekkend Beeld bodemverontreiniging en de vaststelling van de spoedlocaties. In het bovenstaande lopen processen uit verschillende stadia van de bodemsaneringoperatie door elkaar. Dit is onvermijdelijk gezien de duur van het onderzoek en de aanpak en de grote inspanning die de opbouw en het bijhouden van de systemen kost.

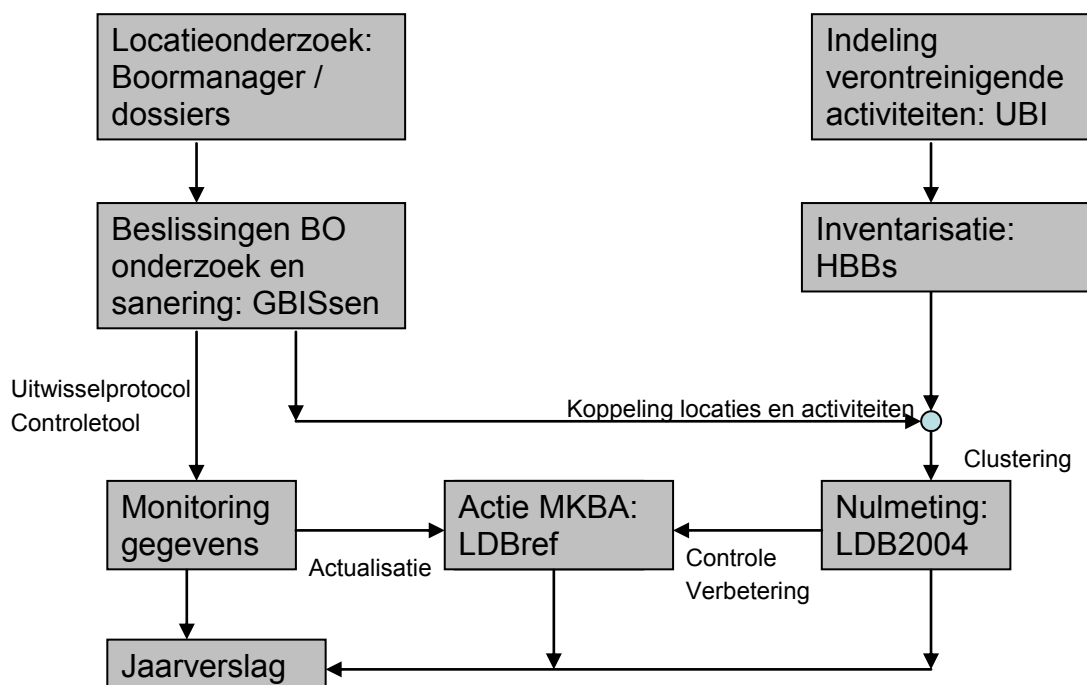
De Figuren A4.1-A4.3 hieronder geven een indruk van de gegevens stromen voor locaties, ten tijde van

- monitoring, opbouw LDB en MKBA (2000-2007);
- vaststelling spoedlocaties (2007-2009);
- aanpak spoedlocaties en transitie naar volledige decentralisatie (2010 -2015) – op basis van zich ontwikkelende contouren.

De opbouw van een centrale database met gegevens over stoffen en concentratieniveaus is pas ten tijde van de MKBA aangepakt. Een indruk van de gegevensstromen en de opties voor een meer gedetailleerde toekomstige opbouw is weergegeven in Figuur A4.1.

Locatiegegevens, plaats en onderzoeksstatus

Gegevensstromen locaties monitoring en Landsdekkend Beeld bodemverontreiniging 2000-2009

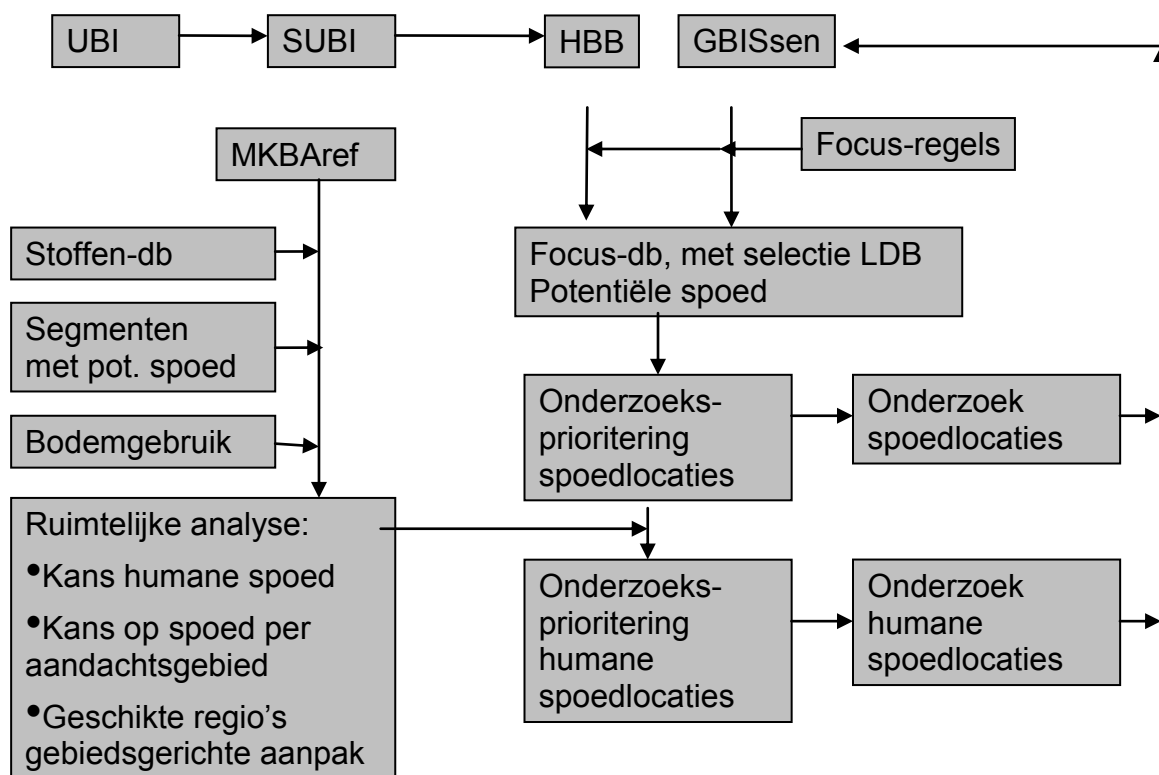


Figuur A4.1. Gegevens stromen locaties bij Monitoring en Landsdekkend Beeld (2000-2009).

Figuur A4.1 geeft de gegevensstromen weer bij de totstandkoming van het jaarverslag (RIVM, VROM, e.a., 2009), met links de monitoringactie voor de voortgang van de bodemsaneringsoperatie en rechts

de inventarisatie voor het overzicht van alle bekende en verdachte locaties in het Landsdekkend Beeld bodemverontreiniging. Voor de uitvoering van de MKBA zijn beide ontwikkelingen samengenomen in de controles, nieuwe clustering en actualisatie van de nulmeting van het LDB in het LDBref. Het LDBref is daarna jaarlijks met monitoringgegevens geactualiseerd. In de datasystemen van de bevoegde overheden wordt verschillend omgegaan met de gegevens van het HBB en het LDB resultaat. Soms zijn de gegevens over de inventarisatie en de lopende actie samengenomen in het GBIS, soms worden ze in gescheiden systemen bewaard. In veel gevallen wordt niet op het LDB2004 maar op het HBB-bestand teruggegrepen en is dit ook na 2005 verder ontwikkeld met aanvullende inventarisaties. Dit soort ontwikkelingen zijn zo veel mogelijk in het LDBref opgenomen. Bij de vaststelling van de spoedlocaties (zie Figuur A4.2) is meestal ook opnieuw uitgegaan van de HBB-bestanden.

Gegevensstromen bepaling humane spoed 2007-2009 (RIVM-Focus-BO)

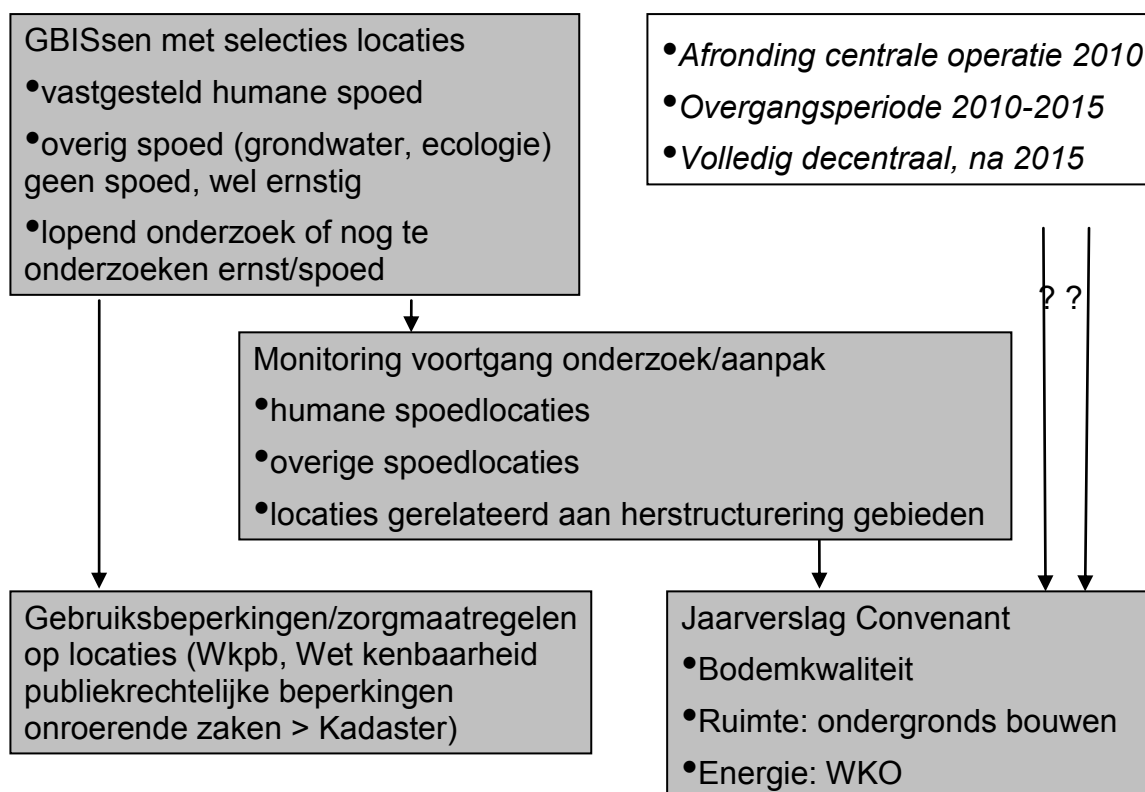


Figuur A4.2. Gegevensstromen bij de vaststelling van humane spoedlocaties (2007-2009).

Voor de actie van de vaststelling van de spoedlocaties (zie Figuur A4.2) is eerst een selectie gemaakt uit de bedrijfsactiviteiten, zoals opgenomen in de UBI-systematiek. Deze selectie, met de naam SUBI-codes, geeft een ruime selectie van de bedrijfsactiviteiten met potentiële spoed (Berg, 2007). Het vervolg is dan het verdergaand onderzoek. De selectie maakt het mogelijk de aantallen onderzoeken te beperken en meer toe te spitsen op het probleem. In het getrapte onderzoek op de locaties uit de selectie vallen veel locaties weer af en verdergaand onderzoek spitst zich steeds meer toe op de met spoed te saneren locaties. Bij de eerste stap, het Historisch Onderzoek, wordt gebruik gemaakt van regels die

door Register in samenspraak met de bevoegde overheden zijn opgesteld (Register 2008a). Voor het versnelde onderzoek nodig voor de vaststelling van de spoedlocaties is de ervaring met ‘slimme’ onderzoeksmethodieken gebundeld (Huijsmans, Vissers 2009). Het onderzoek voor de vaststelling van de humane spoedlocaties loopt nog door tot eind 2010. De voorlopige tussenstand na afloop van het Focus-project in 2008 is opgenomen in Register, 2008b. Voor de bepaling of er sprake is van humane risico's is gebruik gemaakt van de ruimtelijke analyse bij het LDBref (Versluijs, Mulder, 2007). Bij dit onderzoek is de kennis over de verontreinigingsniveaus en risico's van de locaties van het landsdekkend beeld aanzienlijk toegenomen. Omdat niet alle gegevens van de voorselecties en resultaten van Historische onderzoeken in de monitoring zijn meegenomen loopt het LDBref op dit punt achter. Er wordt naar gestreefd om na afloop van de vaststelling van de spoedlocaties het landsdekkend beeld opnieuw vast te stellen op basis van de beschikbare gegevens van de bevoegde overheden.

Opties gegevensstromen monitoring locaties 2010-2015 (RIVM-IPO-VNG)

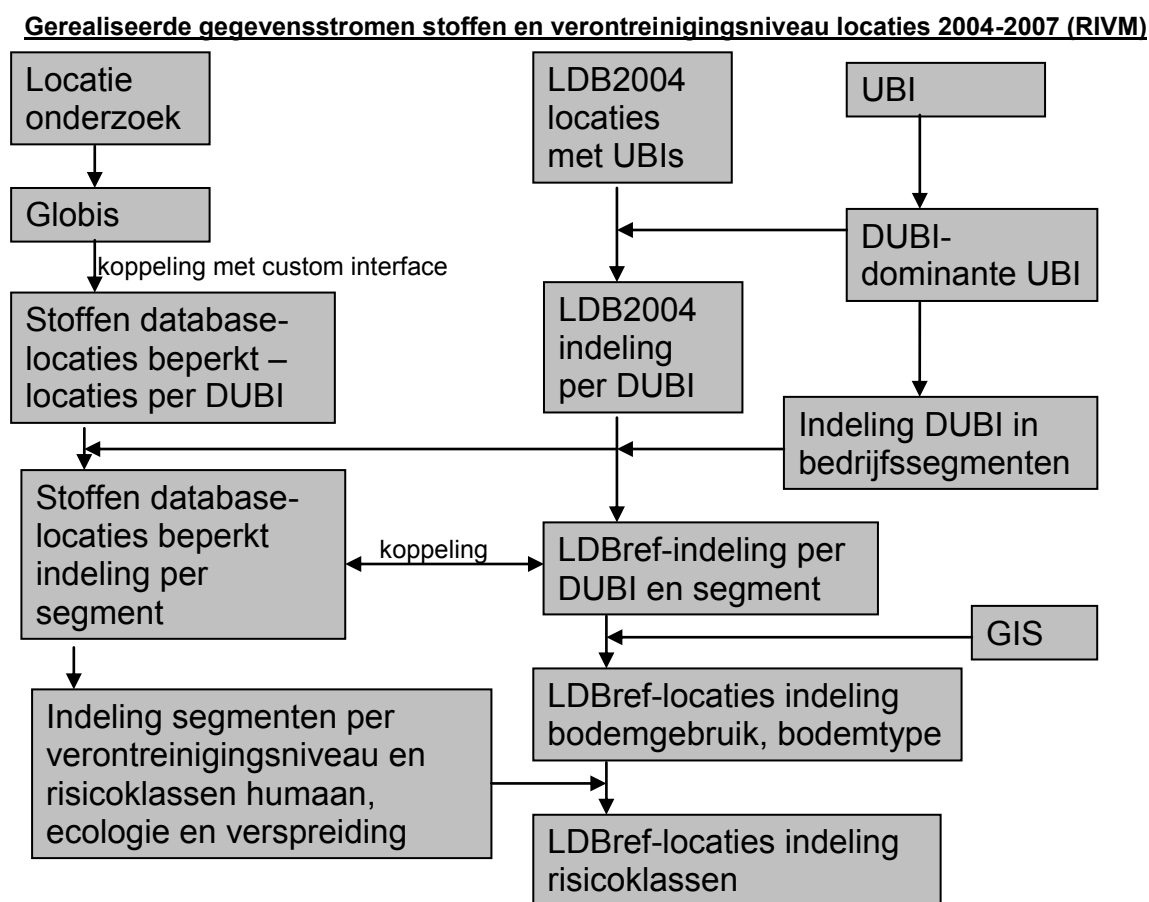


Figuur A4.3. Opties voor gegevensstromen periode 2010-2015 (transitie periode naar decentrale aanpak bodemverontreiniging).

In de komende periode blijven gegevens over bodemverontreiniging opgenomen en geactualiseerd in de GBISsen (Figuur A4.3). De omvang van het actuele landsdekkend beeld zal waarschijnlijk sterk zijn afgenomen ten opzichte van de nulmeting van 2004. De GBISsen zijn onder andere van belang voor het herkennen en onderbouwen van de gebruiksbeperkingen op locaties en het ontstaan van mogelijke

humane risico's (nieuwe humane speed) bij gebruikswijzigingen. In de periode 2010-2015 wordt de aanpak van de spoedlocaties gevolgd in het jaarverslag over de hoofdlijnen van de afspraken in het (op 10 juli 2009 getekende) 'Convenant bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties'. Naast de bodemkwaliteit spelen hierin de aspecten ruimte (ondergronds bouwen) en energie (WKO en aardwarmte).

Locatiegegevens gekoppeld met stoffen en verontreinigingsniveaus



Figuur A4.4. Gegevensstromen stoffen en verontreinigingsniveaus op verontreinigde locaties (2006-2008).

De Figuren A4.1-A4.3 gingen in de eerste plaats in op de gegevens over locaties. In Figuur A4.4 worden de gegevensstromen voor de verontreinigingen (incl. verontreinigingsniveaus) apart bekeken, omdat hierbij andere aspecten gelden. Hoewel de gegevens in diverse systemen zijn opgenomen was nooit een centrale verzameling aangelegd voor verdere evaluaties. Wel was bij de UBI-systematiek een koppeling gemaakt van stoffen en bedrijfsactiviteiten ter signalering welke stoffen bij een bepaalde verontreinigende activiteit voor zouden kunnen komen en dus in het meetprogramma zouden moeten worden opgenomen. Figuur A4.4 geeft weer hoe de meetgegevens over de bodemverontreiniging bij de MKBA zijn verzameld en gebruikt. De gegevensverzameling uit GLOBIS is centraal vastgelegd in een aparte database aansluitend op het LDBref (MKBA-stoffendatabase). Er is een koppeling mogelijk tussen de stoffendatabase en het LDBref via UBIs (coderingen voor bedrijfsactiviteiten) of segmenten (groepen van – voor de verontreinigingssituatie – vergelijkbare UBIs). Een belangrijk aspect dat de

systematiek van deze koppeling deels doorbreekt is dat op een locatie vaak een reeks van verschillende historische activiteiten (UBIs) naast elkaar of na elkaar aanwezig waren. De analyse vindt plaats op de dominante activiteit (de DUBI, dat wil zeggen de UBI die het meest maatgevend is voor de beslissing wel of niet saneren). Daarom kunnen stoffen op een locatie gevonden worden die niet uit de DUBI of het segment verwacht zouden worden. De huidige gegevensverzameling is niet uitgebreid genoeg om de analyse op alle UBIs van een locatie uit te voeren.

In de hoofdttekst wordt ingegaan op de mogelijkheden om de gegevens over stoffen beter in beeld te brengen.



RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl