

RIVM rapport 711701028 /2002

**Achtergronden bij de herziene risicogrenzen
voor bodem, sediment en grondwater in het
kader van de “Evaluatie interventiewaarden
bodemsanering”**

J.P.A. Lijzen, A.J. Baars, P.F. Otte, E.M.J.
Verbruggen en A.P. van Wezel

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Directoraat Generaal Milieu (DGM), Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied, in het kader van project 711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

Abstract

In 2001 revised risk limits were published that would function as the basis for the Dutch Intervention Values for soil contamination. These revised risk limits represent the result of the technical evaluation of the first series of Dutch Intervention Values for soil and groundwater. This report 'Background of the revised risk limits for soil, sediment and groundwater in the project 'Evaluation of Intervention Values for soil contamination'' presents information on what the main causes of the differences between these risk limits and the current Intervention Values for soil/sediment and groundwater are, how firm the revised risk limits are and what future developments will probably have an impact on the newly derived values. The reasons for revising the ecotoxicologically based risk limits for soil are: more ecotoxicological data, use of equilibrium-partitioning in the case of little data availability; differences in data evaluation and derivation of separate (instead of summed) values per compound. The main reasons for revising the human toxicologically based risk limits for soil are: revised human-toxicological Maximum Permissible Risk levels, modifications of the model concepts for human exposure modelling and revised input parameters for substances (e.g. Kow, Koc, vapour pressure). How firm ecotoxicological risk limits are largely depends on the amount (and quality) of available toxicity data, the possibility of new data becoming available in the near future and developments in the risk assessment methodology. New data are not expected in large numbers. The firmness of the human-toxicological risk limits also depends on the quality of the data, the possibility of new data becoming available, the basis of and new insights into modelling human exposure and the distribution of data in the input parameters. The uncertainty of the derived risk limits depends, for many compounds, partly on the Koc.

The differences between the recommendations of the Technical Soil Protection Committee (TCB) on derivation of intervention values and the derivation of risk limits for underpinning Intervention Values are very limited; these are clarified here in a separate chapter.

Developments in both the ecotoxicological and human-toxicological risk assessment that could have an impact on the methodology and derived values are identified. No directly applicable results are expected from ecotoxicological developments in the short term. With respect to human risk assessment, some results can be expected on the bioavailability of soil contaminants in the human body and uptake of contaminants in crops. Furthermore, it is recommended to encourage implementing of some developments in risk assessment in the longer term (e.g. generating more toxicological data and stimulating implementation of bioavailability in soil quality objectives).

Voorwoord

Deze rapportage is opgesteld aansluitend op het project evaluatie interventiewaarden, waarvan via een integrerend rapport (RIVM-rapport 711701023, Lijzen et al., 2001) en diverse afzonderlijke rapporten de resultaten zijn gepubliceerd. Het moet meer inzicht geven in de oorzaken en achtergronden van de voorgestelde aanpassingen van de risicogrenzen ten opzichte van de huidige interventiewaarden bodem en grondwater. Het wordt aanbevolen deze rapportage te lezen samen met, en als aanvulling op, het genoemde integratierapport. Daarin zijn de getalswaarden voor alle risicogrenzen systematisch opgenomen. Voor meer achtergronden voor specifieke stoffen onderdelen wordt verwezen naar de diverse onderliggende rapportages.

Inhoud

INHOUD	4
SAMENVATTING	6
1. INLEIDING	9
2. VERANDERING HUMAAN-TOXICOLOGISCHE RISICOGRENZEN VOOR BODEM	13
2.1 <i>Inleiding</i>	13
2.2 <i>Veranderingen in het humaan-toxicologische Maximaal Toelaatbaar Risico (oraal en inhalatoir)</i>	13
2.2.1 Metalen	13
2.2.2 Andere anorganische verbindingen	14
2.2.3 Aromatische verbindingen	14
2.2.4 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)	15
2.2.5 Gechloreerde koolwaterstoffen	15
2.2.6 Bestrijdingsmiddelen	16
2.2.7 Minerale olie (total petroleum hydrocarbons, TPH)	17
2.2.8 Overige organische verbindingen	17
2.3 <i>Verandering blootstelling: modelconcepten</i>	22
2.3.1 Ingestie grond	22
2.3.2 Inhalatie van binnenlucht	22
2.3.3 Consumptie van gewas	22
2.4 <i>Verandering blootstelling: input-parameters</i>	23
2.4.1 Oplosbaarheid (S), dampdruk (Vp) en Henry constante (H)	24
2.4.2 Octanol-water verdelingscoëfficiënt (Kow)	25
2.4.3 Organisch koolstof genormaliseerde verdelingscoëfficiënt bodem-water (Koc)	26
2.4.4 Partitiecoëfficiënt bodem-water voor metalen (Kp)	27
2.4.5 Bioconcentratiefactor metalen (BCF)	27
2.5 <i>Verandering SRC_{humaan} per stofgroep</i>	28
2.5.1 Metalen	28
2.5.2 Andere anorganische stoffen	29
2.5.3 Aromaten	29
2.5.4 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)	29
2.5.5 Gechloreerde koolwaterstoffen	29
2.5.6 Bestrijdingsmiddelen	33
2.5.7 Minerale olie	33
2.5.8 Andere organische stoffen	33
2.6 <i>Onzekerheidsanalyse humane risicogrens m.b.t. stofgerelateerde gegevens</i>	34
2.6.1 Inleiding	34
2.6.2 Keuze van stoffen	36
2.6.3 Kansverdelingen voor stofspecifieke parameters	36
2.6.4 Resultaten	37
2.6.5 Discussie	39
3. VERANDERING ECOTOXICOLOGISCHE RISICOGRENZEN VOOR BODEM	41
3.1 <i>Analyse oorzaken van verandering</i>	41
3.2 <i>Metalen</i>	41
3.3 <i>Monoaromatische koolwaterstoffen</i>	42
3.4 <i>Poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's)</i>	43
3.5 <i>Gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen</i>	44

3.6	<i>Chloorbenzenen</i>	45
3.7	<i>Chloorfenolen</i>	46
3.8	<i>Bestrijdingsmiddelen</i>	47
3.9	<i>Ftalaten</i>	48
4.	VERANDERING RISICOGRENZEN VOOR GRONDWATER	53
4.1	<i>Onderbouwing van risicogrenzen</i>	53
4.2	<i>Metalen</i>	53
4.3	<i>Andere anorganische stoffen</i>	54
4.4	<i>Aromaten</i>	54
4.5	<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)</i>	55
4.6	<i>Gechloreerde koolwaterstoffen</i>	55
4.7	<i>Bestrijdingsmiddelen</i>	56
4.8	<i>Minerale olie</i>	57
4.9	<i>Andere organische stoffen</i>	57
5.	LOPENDE EN TOEKOMSTIGE ONTWIKKELINGEN	61
5.1	<i>Inleiding</i>	61
5.2	<i>Ecotoxicologische risicobeoordeling</i>	61
5.3	<i>Humaan-toxicologische risicogrenzen</i>	65
5.4	<i>Humane blootstelling</i>	66
5.5	<i>Algemene en analytische aspecten</i>	68
6.	OVEREENKOMSTEN EN VERSCHILLEN MET TCB ADVIEZEN	69
6.1	<i>Inleiding</i>	69
6.2	<i>Advies: Herziening IW lood (TCB S12, 1999)</i>	69
6.3	<i>Advies: Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden (TCB S18, 1999)</i>	71
7.	CONCLUSIE	73
	LITERATUUR	76
	BIJLAGE 1 VERZENDLIJST	80
	BIJLAGE 2 OPDRACHTBRIEF	81
	BIJLAGE 3 ONZEKERHEIDS- EN GEVOELIGHEIDSANALYSE	85

Samenvatting

In 2001 zijn herziene risicogrenzen gepubliceerd die de basis vormen voor de interventiewaarden bodemsanering in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb). Deze zijn het resultaat van de technisch-inhoudelijke evaluatie van de interventiewaarden. Bij de opdrachtgever bestond, ten behoeve van de discussie over de beleidsmatige implementatie van de resultaten, de behoefte meer inzicht te hebben in 1) de oorzaken van verschillen tussen de risicogrenzen en de vigerende interventiewaarden voor bodem en grondwater, 2) de robuustheid van de voorstellen en 3) ontwikkelingen die in de toekomst tot aanpassingen kunnen leiden. In deze rapportage wordt hierop ingegaan; met name op de stoffen waarvoor het verschil tussen de herziene risicogrenzen voor bodem en/of grondwater en de huidige interventiewaarde groter is dan een factor 2.

Afzonderlijk is ingegaan op de oorzaken van verschillen van relevante humaan-toxicologische risicogrenzen voor bodem (zowel voor de veranderingen in het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) als voor veranderingen in de berekende humane blootstelling), de oorzaken van verschillen in de ecotoxicologische risicogrenzen voor bodem en de oorzaken van verschillen tussen de herziene risicogrenzen voor grondwater en de huidige interventiewaarde grondwater. Voor de ecotoxicologisch bepaalde risicogrenzen zijn de belangrijkste oorzaken van een herziene waarde voor bodem:

- meer ecotoxicologische data;
- gebruik evenwichtspartitie bij weinig bodemdata;
- andere gegevensevaluatie;
- afleiden van een individuele waarde per stof (in plaats van een groeps waarde);
- een onbekende herkomst van de huidige HC50-waarde.

Voor de humaan-toxicologische bepaalde risicogrenzen zijn de belangrijkste oorzaken van een herziene waarde voor bodem:

- een aangepaste MTR_{humaan} ;
- aanpassing van de modelconcepten voor humane blootstelling in CSOIL;
- en aanpassing van de inputparameters voor stoffen.

Voor de risicogrenzen voor grondwater zijn de belangrijkste oorzaken van de vaak hogere waarden:

- het niet meer toepassen van een factor 10 tussen de berekende concentratie in het (porie)water en het grondwater;
- het directe gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens (in plaats van evenwichtspartitie meer met de risicogrenzen voor bodem);
- het afleiden van waarden voor individuele stoffen;
- en wijziging van humane toxiciteit en blootstelling.

De robuustheid van de ecotoxicologische onderbouwde risicogrenzen blijkt vooral afhankelijk van het aantal reeds beschikbare toxiciteitsdata, het feit of veel nieuwe data binnen korte tijd beschikbaar komen en lopende ontwikkelingen in de ecotoxicologische risicobeoordeling. De verwachting is dat nieuwe data niet in grote getale beschikbaar zullen komen. De robuustheid van de partiticoëfficiënt voor metalen (in waterbodem) is relatief laag.

De robuustheid van de humaan-toxicologische risicogrenzen is afhankelijk van het beschikbaar komen van nieuwe humaan-toxicologische data, het beschikbaar komen van nieuwe inzichten over modellering van humane blootstelling en de spreiding in de (fysisch-chemische) stof parameters. Ook hier is de verwachting dat nieuwe toxicologische data niet in grote getale beschikbaar zullen komen. Met name de Koc blijkt voor de SRC voor bodem voor veel stoffen een belangrijke factor.

De verschillen tussen de afleiding van de herziene risicogrenzen en de inhoud van de TCB adviezen over de afleiding zijn zeer beperkt en voor zover aanwezig in een apart hoofdstuk toegelicht.

Zowel voor de humaan-toxicologische risicobeoordeling als de ecotoxicologische risicobeoordeling is aangegeven welke lopende ontwikkelingen invloed op de risicogrenzen kunnen hebben. Voor de ecotoxicologische risicobeoordeling worden geen op korte termijn toepasbare resultaten van genoemde nieuwe ontwikkelingen verwacht. Ter verhoging van de betrouwbaarheid is het beschikbaar komen van meer data wel zeer gewenst. Daarnaast wordt aandacht voor het ontwikkelen van generieke waarden voor stoffen met een a-specifiek werkingsmechanisme sterk aanbevolen.

Het beschikbaar komen van nieuwe humaan-toxicologische data is onregelmatig en relatief beperkt. Op het gebied van acute toxiciteit en de afleidingsmethodiek van MTR-waarden zijn ontwikkelingen gaande, maar deze leveren naar verwachting op korte termijn geen aanleiding tot aanpassing. Aan modellering van onderdelen van de humane blootstelling wordt in beperkte mate gewerkt. De komende jaren kan aanvullende informatie over opname van stoffen in gewassen en biobeschikbaarheid van stoffen in grond in het menselijk lichaam mogelijk tot verbetering van de modellering van de blootstelling leiden. Het is nog onzeker of nieuwe kennis over de vervluchtiging vanuit de bodem naar binnenlucht komende jaren beschikbaar zal komen.

Rekening houden met de biobeschikbaarheid voor metalen (en organische stoffen) voor de ecotoxicologische onderbouwde waarden verdient aandacht en kan mogelijk op de middellange termijn in de risicobeoordeling geïmplementeerd worden.

1. Inleiding

De resultaten van het technisch wetenschappelijke deel van het project Evaluatie interventiewaarden bodemsanering zijn begin 2001 gerapporteerd in diverse rapporten (zie Tabel 1.1). Alvorens de resultaten van dit project geïmplementeerd zullen worden in het beleid zal bij het Ministerie van VROM de beleidsmatige fase van dit project worden uitgevoerd.

Op basis van genoemde RIVM rapportages kan worden geconcludeerd dat indien de herziene risicogrenzen zonder meer in het beleid worden opgenomen de gevolgen voor het beleid en de uitvoering daarvan aanzienlijk kunnen zijn. Alvorens over te gaan tot de discussie over de wijze waarop de resultaten in het beleid geïmplementeerd zullen worden is het voor het Ministerie van VROM belangrijk om, voor de stoffen waarvoor een andere risicogrens is afgeleid dan de huidige interventiewaarde, meer inzicht te hebben in (zie opdrachtbrief, bijlage 2)

- de oorzaken daarvan;
- de robuustheid van de voorstellen;
- en of er zover nu reeds zichtbaar in de toekomst soortgelijke (en mogelijk tegengestelde) veranderingen te verwachten zijn.

Deze informatie wordt van belang gevonden voor het krijgen van inzicht in het wetenschappelijke draagvlak en voor consensus over de voorgestelde aanpassingen. Deze informatie zal, naast een analyse van de consequenties en doorwerking van de herziene risicogrenzen, worden gebruikt bij het tot stand komen van in het beleid te hanteren waarden. Dit rapport brengt informatie die over een groot aantal andere rapportages is verdeeld bij elkaar en geeft meer in detail een toelichting over de stoffen met de meest opmerkelijke veranderingen. Door het expliciet in beeld brengen van deze informatie kunnen beleidsmatige keuzen onderbouwd worden en kunnen eventuele vragen beter beantwoord worden.

Tabel 1.1 RIVM-rapporten die het resultaat zijn van het project Evaluatie interventiewaarden bodemsanering

Titel	Auteurs, jaar	rapportnr
Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds	Verbruggen et al., 2001	711701020
Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels	Baars et al., 2001	711701025
Evaluation and revision of the CSOIL parameter set; proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds	Otte et al., 2001	711701021
Evaluation of the most relevant model concepts for human exposure; proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL	Rikken et al., 2001	711701022
Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Values	Köster, 2001	711701019
Proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons on base of fractions of petroleum hydrocarbons	Franken et al., 1999	711701015
Revision of the Intervention Value for lead; evaluation of the Intervention Values derived for Soil/sediment and Groundwater	Lijzen et al., 1999	711701013
Accumulation of metal in plants as function of soil type	Versluijs and Otte, 2001	711701024
Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater.	Lijzen et al., 2001	711701023

Dit toelichtende rapport richt zich op de stoffen waarvoor veranderingen zijn voorgesteld. Hiertoe zijn de volgende criteria gebruikt, hetgeen ook in de opdrachtbrief is aangegeven (zie bijlage 2):

- het MTR_{humaan} (TDI/CR_{oral} of TCL/CR_{inhal}) of de SRC_{humaan} voor grond verandert met meer dan een factor twee in vergelijking met de oude waarde, én de SRC_{humaan} bepaalt de voorgestelde interventiewaarde of de nieuwe SRC_{eco} en nieuwe SRC_{humaan} verschillen minder dan een factor twee;
- de SRC_{eco} verandert meer dan een factor twee in vergelijking met de oude waarde, én de SRC_{eco} bepaalt de voorgestelde interventiewaarde of de nieuwe SRC_{eco} en nieuwe SRC_{humaan} verschillen minder dan een factor twee.

Het toepassen van deze criteria heeft geleid tot de lijst van stoffen zoals in Tabel 1.2 opgenomen.

Voor de in Tabel 1.2 genoemde stoffen wordt in dit rapport aangegeven wat de belangrijkste wijzigingen zijn die hebben geleid tot het verschil van de voorgestelde waarde met de huidige waarden. Voor de achtergronden en onderbouwing van de wijzigingen wordt uitdrukkelijk verwezen naar de bestaande rapportages.

Aangegeven zal worden of de veranderingen een gevolg zijn van:

- nieuwe (toxicologische) data (zo ja, dan wordt aangegeven of in het verleden nauwelijks data voorhanden waren of wat de kenmerken van de nieuwe data zijn indien deze lager/hoger zijn dan de aanwezige data)
- aangepaste selectiecriteria voor de (toxicologische) data (zo ja, dan wordt aangegeven op welke wijze is procedure aangepast en waarom).
- aanpassingen in het blootstellingsmodel (zo ja, dan wordt aangegeven wat er op welke wijze is aangepast en waarom).
- aanpassingen in de inputdata voor blootstellingsmodellering (zo ja, dan wordt aangegeven wat op welke wijze aangepast en waarom).

Inzicht in de robuustheid van de afgeleide risicogrenzen is, naast inzicht in de oorzaken van verandering, tot op zekere hoogte gegeven door een onzekerheidsanalyse uit te voeren voor de SRC_{humaan} op basis van de onzekerheid in stofgerichte parameters (zie 2.6). Ook de betrouwbaarheidsscore (reliability score) in het integratierapport (Lijzen et al., 2001) is een maat voor de robuustheid van de afgeleide risicogrenzen.

Tot slot wordt kort ingegaan op de ontwikkelingen die voor zover nu te overzien tot veranderingen in de risicobeoordeling ten behoeve van bodemverontreiniging zouden kunnen leiden. Of concreter: is op basis van beschikbare kennis en inzicht in het lopend en toekomstig onderzoek in de komende jaren te verwachten dat gegevens, waarvoor de interventiewaarden gevoelig zijn, verder zullen veranderen.

Ook zal kort worden aangegeven waar de geselecteerde parameter waarden afwijken van de door de Technische Commissie Bodembescherming geadviseerde waarden en wat de inhoudelijke redenen zijn deze waarden niet te gebruiken in de afleiding.

In Figuur 1.1 en Figuur 1.2 is voor de geïntegreerde risicogrenzen voor bodem en voor grondwater aangegeven of deze gebaseerd is op humane of op ecotoxicologische risico's.

Tabel 1.2 Stoffen waarop in dit rapport toelichting wordt gegeven op de oorzaak van de wijzigingen; waarden meer dan factor 2 groter of kleiner

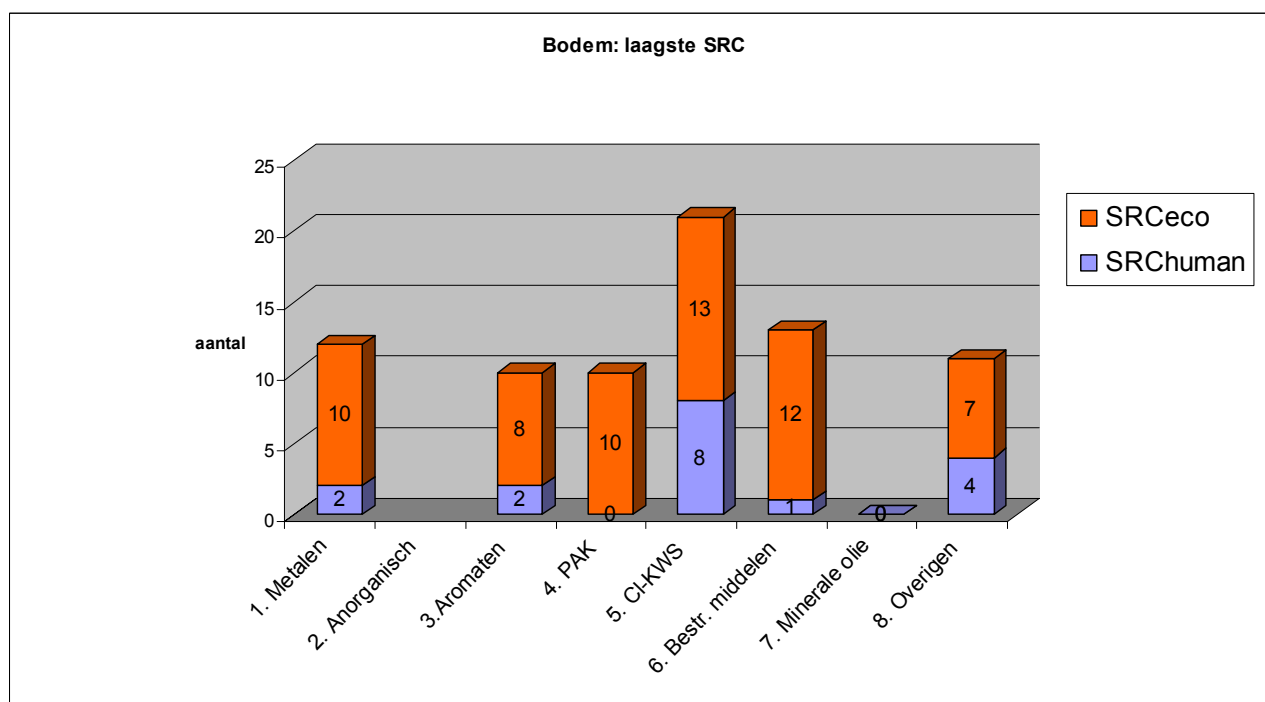
Stof	Herziening MTR (oraal of inhalatoir)	Herziening SRC _{humanaan}	Herziening SRC _{eco}	Bepalende risicogrens*
Arseen	lager	hoger	hoger	E
Cadmium				E
Kwik (anorganisch)			hoger	E
Lood			hoger	E + H
Molybdeen			lager	E
Koper			lager (Δ bijna 0.5)	E
Nikkel			lager	E
Zink			lager	E
Kobalt		lager		E + H
Tolueen	lager	lager	lager	H
Ethyl benzeen	TCL hoger	hoger		E + H
Fenol			lager	E
Cresolen (som)			lager	E
Fenantreen	hoger		hoger	E
Fluorantheen	hoger			E
Benzo(a)anthraceen	lager			E
Chryseen	hoger			E
Benzo(a)pyreen	lager			E
Benzo(k)fluorantheen	lager			E
Indeno(123cd)pyreen	lager			E
Naftaleen			lager	E
Anthraceen			lager	E
Dichloromethaan	TCL lager	hoger	lager	E
Trichloroetheen			lager	E
Tetrachloroetheen				H + E
Vinylchloride				H
Monochloorfenol			lager (Δ <0.5)	E
Dichloorhfenolen (som)			hoger	E
Trichloorfenolen (som)			hoger	E
Tetrachloorfenolen (som)			hoger	E
Pentachloorfenol		lager	hoger	E + H
Trichloorbenzenen (som)	lager	lager	lager	E
Tetrachloorbenzenen (som)			lager	E
Hexachloorbenzeen			lager	E + H
Chloornaftalenen (som)			lager	E + H
Dioxinen (incl. PCDF's en dioxine-achtige PCB's)	TDI hoger, TCL lager	lager		H
Aldrin	lager	lager		E + H
Drins totaal			lager	E
DDT			lager	E
DDE			hoger	E
DDD			hoger	E
alfa-HCH		lager	hoger	E
gamma-HCH				E + H
Carbaryl			lager	E
Carbofuran			lager	E
Atrazine			lager	E
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	lager	lager	hoger	H
Dihexylftalaat	lager	nieuw		E + H
Di-isobutylftalate				E
Dimethylftalaat	lager	nieuw		E + H
Pyridine		hoger		H

* E= bepalende risicogrens SRC_{eco}

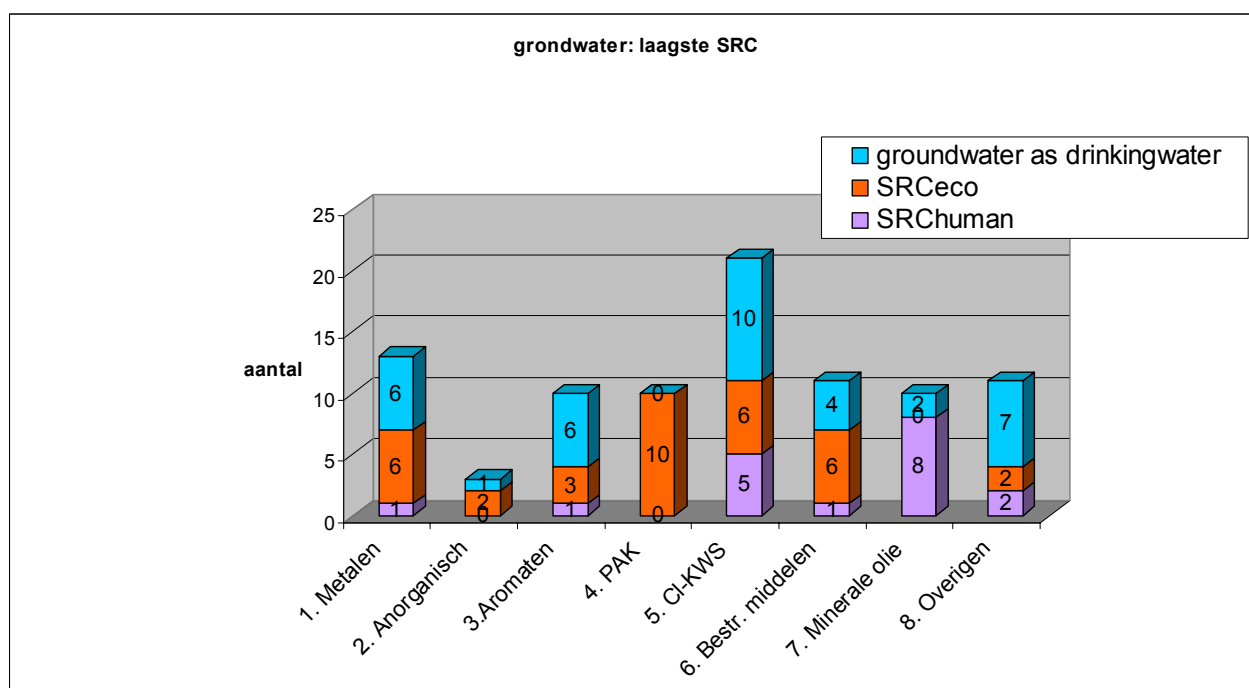
H= bepalende risicogrens SRC_{humanaan}

E+H= SRC_{eco} bepalend, SRC_{humanaan} minder dan factor 2 groter

H+E= SRC_{humanaan} bepalend, SRC_{eco} minder dan factor 2 groter



Figuur 1.1 Bepalende risico (humaan of ecotoxicologisch) voor de risicogrens voor bodem voor 8 stofgroepen¹



Figuur 1.2. Bepalende risico (drinkwatercriterium, ecotoxicologisch of humaan) voor de risicogrens voor grondwater voor 8 stofgroepen¹

¹ Voor minerale olie bestaat nog geen ecotoxicologische onderbouwing (SRC_{eco})

2. Verandering humaan-toxicologische risicogrenzen voor bodem

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt toegelicht welke wijzigingen in het afleiden van de humane risicogrenzen voor bodem (SRC_{humaan}) hebben geleid tot de getalsmatige verschillen van deze risicogrenzen met de huidige interventiewaarden voor grond. Dit is gedaan voor de geselecteerde stoffen (zie Tabel 1.2) en in paragraaf 2.2 voor de stoffen waarvoor het MTR (oraal of inhalatoir) met meer dan een factor 2 is veranderd.

In paragraaf 2.5 wordt per stof een toelichting gegeven op de veranderingen; in de paragrafen daarvoor worden de afzonderlijke oorzaken van veranderingen nader toegelicht

2.2 Veranderingen in het humaan-toxicologische Maximaal Toelaatbaar Risico (oraal en inhalatoir)

In RIVM rapport nr. 711701025 (Baars et al., 2001: “Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels”) zijn de MTR-waarden zoals afgeleid in de periode 1991-1993 geëvalueerd, en waar nodig werden nieuwe waarden afgeleid. Het voorliggende rapport geeft een samenvatting en verklaring van de verschillen tussen de “oude” (periode 1991/1993: Vermeire et al., 1991; Vermeire, 1993) en de “nieuwe” MTR-waarden (Baars et al., 2001).

Tabel 2.1 is een kopie van tabel 1 in Baars et al. (2001) met alleen de stoffen waar het MTR (oraal of inhalatoir) meer dan een factor 2 is veranderd ten opzichte van de oude waarde. Er is een kolom toegevoegd die de verschillen geeft tussen de oude en nieuwe waarden uitgedrukt als het quotiënt van nieuwe MTR gedeeld door oude MTR. MTRs die niet eerder werden afgeleid worden aangegeven door *. Quotiënten ≤ 0.5 en ≥ 2.0 (**vet** gedrukt) duiden op MTR-waarden die in belangrijke mate verschillen van de waarden afgeleid in de periode 1991/1993. Figuur 2.1 geeft een grafisch overzicht van de verschillen tussen de huidige en de herziene orale en inhalatoire risicogrenzen.

De aandacht wordt gevestigd op de procedure volgens welke MTR-waarden in het algemeen worden afgeleid. Deze procedure is samengevat in hoofdstuk 2 in Baars et al. (2001), en is meer uitvoerig uiteengezet en gedocumenteerd in Janssen en Speijers (1997). Conform Janssen en Speijers (1997) is de benadering pragmatisch in die zin dat gebruik gemaakt werd van bestaande evaluaties van gezaghebbende nationale of internationale organisaties om onnodige duplicatie te voorkomen. Dergelijke bestaande evaluaties worden kritisch beoordeeld op hun bruikbaarheid en toepasbaarheid in het onderhavige kader, en op basis daarvan werd waar nodig aanvullende literatuuronderzoek uitgevoerd. De consequentie van die benadering is, dat als een nieuw afgeleide MTR-waarde verschilt van de oude waarde, dat altijd een gevolg is van de verwerking van nieuwe toxicologische gegevens en/of een internationaal breed geaccepteerde nieuwe interpretatie van bestaande toxicologische gegevens.

2.2.1 Metalen

Arseen. De nieuwe TDI is gebaseerd op nieuwe toxicologische gegevens. De TCL is nieuw (deze inhalatoire MTR werd in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens).

Cadmium. De nieuwe TDI is gebaseerd op nieuwe toxicologische gegevens (die aantonen dat de nier meer gevoelig is voor Cd-intoxicatie dan eerder werd aangenomen) alsmede op een verbeterde interpretatie van de gegevens.

Chroom III. In de huidige herevaluatie (2001) wordt onderscheid gemaakt tussen Cr(III) oplosbaar enerzijds en Cr(III) onoplosbaar en metallisch anderzijds; op grond van gebrek aan gegevens was dit in 1991/1993 niet mogelijk. Op basis van recente specifieke toxicologische gegevens voor Cr(III) onoplosbaar en metallisch is de (nieuwe) TDI voor deze verbindingen veel groter dan de voorgaande TDI.

De TCL is nieuw (deze MTR werd in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens).

Chroom VI. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens wordt Cr (VI) na orale inname niet langer als carcinogeen beschouwd. Als gevolg daarvan werd een nieuwe TDI afgeleid waarvan de waarde aanzienlijk groter is dan de MTR-waarde voor carcinogene risico's zoals afgeleid in 1991/1993.

Kwik. In 1991/1993 werd voor Hg slechts onderscheid gemaakt tussen Hg anorganisch en Hg organisch; in de herevaluatie werd hieraan Hg metallisch toegevoegd. Op basis van nieuwe en internationaal breed geaccepteerde toxicologische gegevens is de nieuwe TDI voor Hg anorganisch groter, en de TDI voor Hg organisch kleiner dan de voorgaande waarden.

De TCL voor Hg metallisch is nieuw (deze MTR werd in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens).

Zink. Als gevolg van nieuwe toxicologische gegevens is de nieuwe TDI kleiner dan de voorgaande waarde.

2.2.2 Andere anorganische verbindingen

Cyaniden. Als gevolg van gebrek aan gegevens werd de TCL voor vrije cyaniden in de evaluatie van 1991/1993 gebaseerd op de geurdrempel. Voor de huidige herevaluatie waren nieuwe gegevens beschikbaar, hetgeen resulteerde in een TCL die kleiner is dan de voorgaande waarde.

Ten aanzien van complexe cyaniden waren in 1991/1993 slechts zeer beperkte gegevens voorhanden. Op basis van nieuwe gegevens, niet alleen betreffende de toxiciteit maar ook betreffende de orale absorptie, is de nieuwe TDI aanzienlijk groter dan de voorgaande waarde. Ook in internationaal verband wordt deze interpretatie van de gegevens breed ondersteund.

2.2.3 Aromatische verbindingen

Benzeen. De evaluatie van benzeen zoals uitgevoerd in 1991 was gebaseerd op het carcinogene risico. Echter, in 1993 werd duidelijk dat er op basis van de bestaande toxicologische gegevens een TDI en een TCL konden worden afgeleid die kleiner waren dan de overeenkomstige MTR-waarden voor carcinogene risico's (toen – evenals nu - gedefinieerd als het $1:10^4$ levenslange additionele risico op het ontstaan van kanker als gevolg van blootstelling aan de betreffende stof) zoals afgeleid in 1991. Deze TDI- en TCL-waarden werden dan ook voorgesteld als basis voor de toenmalige interventiewaarden.

Sinds die tijd zijn nieuwe toxicologische gegevens beschikbaar gekomen, en op basis van die gegevens werden nieuwe MTR-waarden voor carcinogene risico's afgeleid die wat kleiner zijn dan de eerder afgeleide TDI- en TCL-waarden. Een en ander wordt uitvoerig toegelicht in Baars et al. (2001), appendix 3.1.

Ethylbenzeen. Voor de voorgaande afleiding van de TCL (1991/1993) waren slechts enkele short-term studies beschikbaar. Inmiddels zijn er nieuwe studies uitgevoerd, waaronder een chronische toxiciteit/carcinogeniteitstudie. Op basis van deze nieuwe gegevens is de nieuwe TCL-waarde groter dan de eerder afgeleide waarde.

Tolueen. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens, in het bijzonder enkele recente humaan-epidemiologische studies, zijn de nieuwe TDI- en TCL-waarden kleiner dan de voorgaande waarden.

Xylenen. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens zijn de nieuwe TDI- en TCL-waarden groter dan de voorgaande waarden.

Fenol. Als gevolg van nieuwe – zij het beperkte - toxicologische gegevens is de nieuwe TCL kleiner dan de voorgaande waarde.

2.2.4 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

In 1991/1993 werd een groep van 9 PAK's geëvalueerd op basis van hun relatieve carcinogene potentie ten opzichte van benzo(a)pyreen. De toen beschikbare gegevens lieten alleen maar de conclusie toe dat benzo(a)pyreen en chryseen een gelijkwaardige carcinogene potentie hadden, en dat de potentie van de andere zeven PAK's tien maal kleiner was. Sinds die tijd zijn meer gedetailleerde en meer betrouwbare gegevens beschikbaar gekomen, niet alleen voor meerdere PAK's, maar ook voor wat betreft hun carcinogene potentie. De evaluatie van 2001 omvat daarom meer PAK's, en wel de 17 zogenaamde EPA-PAK's, die in het algemeen in gevallen van bodemverontreiniging als routine bepaald worden. Twaalf ervan worden heden ten dage als carcinogeen beschouwd, en voor elke individuele PAK kon de (nieuwe) relatieve carcinogene potentie ten opzichte van de potentie van benzo(a)pyreen worden vastgesteld. Vijf PAK's worden beschouwd als niet-carcinogeen, en hiervoor werden derhalve (nieuwe) TDI's afgeleid (zie Tabel 2.1). Opgemerkt wordt nog dat, in tegenstelling tot de evaluatie van 1991/1993, benzo(g,h,i)-peryleen en fenantheen thans niet meer als carcinogeen worden gezien.

2.2.5 Gechloreerde koolwaterstoffen

Trichlooretheen. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens zijn de nieuwe TDI- en TCL-waarden kleiner dan de voorgaande waarden.

Tetrachlooretheen. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens, met name een aantal nieuwe humane inhalatie-studies die aantonen dat de stof neurotoxisch en nefrotoxisch is, is de nieuwe TCL kleiner dan de voorgaande waarde.

Vinylchloride. In de voorgaande evaluatie was de TDI gebaseerd op een aantal goed uitgevoerde carcinogeniteitstudies van TNO, waarbij de incidentie van hepatocellulaire carcinoma's als eindpunt werd genomen. Echter, nu heden ten dage de onderliggende mechanismen beter worden begrepen is in de herevaluatie – in overeenstemming met de opvattingen van de auteurs - de gesommeerde incidentie van hepatocellulaire carcinoma's, angiosarcoma's én neoplastische nodules als eindpunt genomen. De eerdere TCL was gebaseerd op humaan-epidemiologische onderzoeken. Bij grondige beschouwing van die studies bleek evenwel dat ze allemaal diverse tekortkomingen hadden. De nieuwe TCL werd derhalve gebaseerd op een aantal goed uitgevoerde dierstudies. Als gevolg van een en ander zijn de huidige MTR-waarden voor carcinogene risico's kleiner dan de voorgaande waarden.

Chloorbenzenen

Trichloorbenzenen. De TDI en TCL-waarden zijn nieuw (deze MTRs werden in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens, wel werd de TDI van hexachloorbenzeen gebruikt en de TCL van 1,2-dichloorbenzeen).

Pentachloorbenzeen. De TCL en TDI van pentachloorbenzeen (en tetrachloorbenzeen) konden niet geëvalueerd worden bij gebrek aan gegevens. In 1991 werd op basis van de veronderstelling dat ze allemaal een overeenkomstig toxiciteitsprofiel zouden hebben, voorgesteld om voor tri-, tetra-, penta-, en hexachloorbenzenen de meest gevoelige TDI te gebruiken (die van hexachloorbenzeen) en als TCL die van de meer vluchtige (1,2-dichloorbenzeen).

Van mono-, de di- en de trichloorbenzenen is bekend (naar de huidige stand van kennis) dat ze *niet-carcinogeen* zijn. Hexachloorbenzeen is wel carcinogeen. Omdat voor de tetrachloorbenzenen en pentachloorbenzeen onvoldoende gegevens bekend zijn, en alle chloorbenzenen niet gelijk behandeld kunnen worden, zijn de MTRs niet herzien. Vanuit een pragmatisch standpunt geredeneerd is besloten voor tetra- en pentachloorbenzeen, bij gebrek aan beter, de oude waarden te blijven hanteren, dus een TDI van $0,5 \mu\text{g.kg.lg}^{-1}\text{dag}^{-1}$ en een TCL van $600 \mu\text{g.m}^{-3}$. Deze waarden dienen als voorlopig te worden beschouwd!

Hexachloorbenzeen. Op grond van nieuwe toxicologische gegevens wordt hexachloorbenzeen heden ten dage als carcinogeen beschouwd. De nieuwe $\text{MTR}_{\text{oraal}}$ voor carcinogene risico's is kleiner dan de voorgaande TDI-waarde, terwijl de $\text{MTR}_{\text{inhalatoir}}$ geheel nieuw is (deze inhalatoire MTR werd in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens, wel werd de TCL voor 1,2-dichloorbenzeen gebruikt, zie vorige paragraaf).

Pentachloorfenol. Studies die na 1991 zijn uitgevoerd hebben schadelijke effecten aangetoond bij lagere niveaus dan de no-effect-levels in eerdere onderzoeken. Als gevolg van deze nieuwe gegevens is de nieuwe TDI kleiner dan de voorgaande waarde.

Chloornaftalenen. In de evaluatie van 1991/1993 moesten de MTR-waarden voor de chloornaftalenen worden gebaseerd op gegevens van gechloreerde PAK's, vanwege ontbrekende gegevens voor de chloornaftalenen zelf. Sinds die tijd zijn er echter wel studies met chloornaftalenen beschikbaar gekomen, en op basis van deze nieuwe gegevens is de TDI voor deze stoffen groter, en is de TCL kleiner dan de respectievelijke voorgaande waarden.

Dioxinen (polychloor-dibenzodioxinen, polychloor-dibenzofuranen en planaire polychloor-bifenylen)

In de laatste tien jaar is de toxicologie en de toxiciteit van de dioxinen in vele internationale organisaties talloze malen uitvoerig besproken, met inbegrip van de nieuwe gegevens die in deze periode ter beschikking zijn gekomen. Het RIVM heeft aan vrijwel al die discussies deelgenomen. In overeenstemming met de resultaten van deze besprekingen is de huidige TDI kleiner dan de voorgaande waarde.

Polychloor-bifenylen (PCB's), niet-planair. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens is de nieuwe TDI kleiner dan de voorgaande waarde. De TCL is geheel nieuw (deze MTR werd in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens).

2.2.6 Bestrijdingsmiddelen

DDT, DDD & DDE. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens is de nieuwe TDI kleiner dan de voorgaande waarde.

γ-Hexachloorcyclohexaan (γ-HCH). In nieuwe dierstudies met γ-HCH in relatief lage doseringen werden schadelijke immunomodulerende effecten gevonden die eerder niet zijn waargenomen. Op grond van deze nieuwe toxicologische gegevens is de TDI voor γ-HCH kleiner dan de voorgaande waarde.

Carbaryl. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens is de nieuwe TDI kleiner dan de voorgaande waarde. De TCL is geheel nieuw (deze MTR werd in 1991/1993 niet afgeleid als gevolg van gebrek aan gegevens).

Carbofuran. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens is de nieuwe TDI kleiner dan de voorgaande waarde.

Triazines: atrazine. Op basis van nieuwe toxicologische gegevens is de nieuwe TDI groter dan de voorgaande waarde.

2.2.7 Minerale olie (total petroleum hydrocarbons, TPH)

Voor de evaluatie van 1991/1993 waren geen gegevens beschikbaar, met uitzondering van één dierexperiment waarin aangetoond werd dat ratten voer met 5% hoog geraffineerde olie (de zgn. “medicinal white oil”, in het Nederlands “vloeibare paraffine” of “paraffine-olie” genoemd, volgens de Farmacopee “petrolatum liquidum”) zonder schadelijke gevolgen konden verdragen. De TDI werd gebaseerd op deze studie. Deze is echter niet gebruikt voor het afleiden van en voorstel voor interventiewaarde.

Sinds die tijd zijn vele nieuwe gegevens beschikbaar gekomen. Op grond van deze gegevens en gebaseerd op de huidige benadering van de Amerikaanse en Australische overheden worden bodems die verontreinigd zijn met olie geanalyseerd op het gehalte van een aantal goed gedefinieerde oliefracties; deze oliefracties worden op hun beurt gekarakteriseerd door het zgn. equivalente C-getal. Deze procedure wordt overigens voorafgegaan door een analyse op een aantal bekende carcinogenen en/of bekende olieproducten (zoals bepaalde vliegtuigbrandstoffen). Voor elk van de gedefinieerde oliefracties zijn in de evaluatie van 2001 specifieke MTR-waarden afgeleid. Een en ander wordt uitvoerig toegelicht in Baars et al. (2001), appendix 7.6.

2.2.8 Overige organische verbindingen

Ftalaten. Tengevolge van het ontbreken van gedetailleerde gegevens konden de ftalaten in 1991/1993 slechts als groep in zijn geheel worden geëvalueerd. Sinds die tijd zijn echter nieuwe gegevens beschikbaar gekomen die de afleiding van TDI-waarden voor de vier meest voorkomende ftalaten mogelijk maakten. Op grond van deze nieuwe gegevens is de TDI voor bis(2-ethylhexyl)ftalaat kleiner dan de voorgaande waarde, terwijl de TDI's voor de drie andere ftalaten groter zijn. In gevallen waar ftalaten niet anders dan als groep kunnen worden beoordeeld dient de TDI voor bis(2-ethylhexyl)ftalaat, wat het meest voorkomende ftalaat is, te worden gebruikt. Een en ander wordt uitvoerig toegelicht in Baars et al. (2001), appendix 3.9.

*Tabel 2.1 Humaan-toxicologische Maximum Toelaatbare Risico's – evaluatie 2001 en verschillen met de evaluatie van 1991/1993 (vet = factor 2 of meer groter/kleiner dan huidige waarde; **vet+onderstreept** = risicogrens bodem humaan-toxicologisch bepaald en meer dan factor 2 verschil)*

STOF C.Q. STOFKLASSE	MTR oud (1991/1993)		MTR nieuw (2001)			Verskil nieuw/oud
	type	waarde	type	waarde	opmerking	
1. Metalen						
Arseen	TDI	2,1	TDI TCL	1,0 1,0		0,48 *
Cadmium	TDI	1,0	TDI	0,5	2	0,50
Chroom III	TDI	5,0	-	-		-
Chroom III, oplosbaar	-	-	TDI	5,0		1,0
Chroom III, onoplosbaar & metallisch	-	-	TDI TCL	5000 60		1000 *
Chroom VI	pCR _{oral} CR _{inhal}	0,7×10 ⁻³ 2,5×10 ⁻³	pTDI CR _{inhal}	5,0 2,5×10 ⁻³	3, 4 4	7150 1,0
Kwik, metallisch	-	-	TCL	0,2		*
Kwik, anorganisch	TDI	0,6	TDI	2,0		3,3
Kwik, organisch	TDI	0,6	TDI	0,1		0,17
Zink	TDI	1000	TDI	500		0,50
2. Andere anorganische verbindingen						
Cyaniden, vrij	TDI pTCL	50 200	TDI TCL	50 25		1,0 0,12
Cyaniden, gecomplexeerd	TDI	13	TDI	800	6	62
3. Aromatische verbindingen						
Benzeen	pCR _{oral} 1991 CR _{inhal} 1991 TDI 1993 pTCL 1993	170 1200 4,3 30	pCR _{oral} CR _{inhal}	3,3 20	7	0,77 0,67
Ethylbenzeen	TDI TCL	136 77	TDI TCL	100 770		0,74 10
Tolueen	pTDI TCL	430 3000	TDI TCL	223 400		0,52 0,13
Xylenen	pTDI TCL	10 54	TDI TCL	150 870		15 16
Fenol	TDI pTCL	60 100	TDI pTCL	40 20	26	0,67 0,20
4. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)						
PAK's, totaal	CR _{oral}	6,3	CR _{oral}	0,5	22	0,08
- benz[a]anthraceen	CR _{oral}	20	CR _{oral}	5,0		0,25
- benzo[k]fluorantheen	CR _{oral}	20	CR _{oral}	5,0		0,25
- benzo[a]pyreen	CR _{oral}	2	CR _{oral}	0,5		0,25
- chryseen	CR _{oral}	2	CR _{oral}	50		25
- fluorantheen	CR _{oral}	20	CR _{oral}	50		2,5
- indeno[1,2,3-c,d]pyreen	CR _{oral}	20	CR _{oral}	5,0		0,25
- fenanthreen	CR _{oral}	20	TDI	40		2,0
- pyreen	CR _{oral}	20	CR _{oral}	500		25
5. Gechloreerde koolwaterstoffen						
Trichlooretheen	pTDI TCL	540 1900	pTDI pTCL	50 200	10 10	0,09 0,11
Tetrachlooretheen	TDI TCL	16 2500	TDI TCL	16 250		1,0 0,10

STOF C.Q. STOFKLASSE	MTR oud (1991/1993)		MTR nieuw (2001)			Verschil nieuw/oud
	type	waarde	type	waarde	opmerking	
<u>Vinylchloride</u>	CR _{oral}	3,5	<u>CR_{oral}</u>	<u>0,6</u>		0,17
	CR _{inhal}	100	<u>CR_{inhal}</u>	<u>3,6</u>		0,04
1,2,3-Trichloorbenzeen	-	-	TDI	8,0		*
			pTCL	50		*
1,2,4-Trichloorbenzeen	-	-	TDI	8,0		*
			pTCL	50		*
1,3,5-Trichloorbenzeen	-	-	TDI	8,0		*
			pTCL	50		*
<u>Hexachloorbenzeen</u>	TDI	0,5	<u>CR_{oral}</u>	<u>0,16</u>		0,32
			<u>pCR_{inhal}</u>	<u>0,75</u>	18	*
<u>Pentachloorfenol</u>	TDI	30	<u>TDI</u>	<u>3,0</u>		0,1
<u>Chloornaftalenen</u>	TDI	0,5	<u>TDI</u>	<u>80</u>	13	160
	TCL	600	<u>pTCL</u>	<u>1,0</u>	14	0,002
<u>Dioxinen (PCDD's, PCDF's, planaire PCB's)</u>	TDI	10×10 ⁻⁶	<u>TDI</u>	<u>1-4×10⁻⁶</u>	15	0,1-0,4
Polychloor-bifenylen, niet-planair	TDI	0,09	TDI	0,01	16	0,11
			TCL	0,5	16	*
6. Bestrijdingsmiddelen						
DDT, DDD, DDE (totaal)	TDI	20	TDI	0,5	19	0,02
β-Hexachloorcyclohexaan	TDI	0,02	TDI	0,02		1,0
<u>γ-Hexachloorcyclohexaan</u>	TDI	1	<u>TDI</u>	<u>0,04</u>		0,04
	TCL	0,25	<u>pTCL</u>	<u>0,14</u>	8	0,56
Carbamaten: carbaryl	TDI	10	TDI	3,0		0,30
			TCL	10		*
Carbamaten: carbofuran	TDI	10	TDI	2,0		0,20
Triazinen: atrazine	TDI	2	TDI	5,0		2,5
7. Minerale olie (TPH)	TDI	25×10³	-	-		-
- alifatisch >EC5-EC8	-	-	TDI	2000	23, 24	0,08
			TCL	18,4×10 ³	23, 24	*
- alifatisch >EC8-EC16	-	-	TDI	100	23	0,004
			TCL	1000	23	*
- alifatisch >EC16-EC35	-	-	TDI	2000	23	0,08
- alifatisch >EC35	-	-	TDI	20.0×10 ³	23	0,80
- aromatisch >EC5-EC9	-	-	TDI	200	23	0,008
			TCL	400	23	*
- aromatisch >EC9-EC16	-	-	TDI	40	23	0,002
			TCL	200	23	*
- aromatisch >EC16-EC35	-	-	TDI	30	23	0,001
8. Overige organische verbindingen						
Ftalaten (totaal)	TDI	25	TDI	4,0		0,16
- <u>bis(2-ethylhexyl)ftalaat</u>	-	-	<u>TDI</u>	<u>4,0</u>		0,16
- dibutylftalaat	-	-	TDI	52		2,1
- diethylftalaat	-	-	pTDI	200	27	8,0
- butylbenzylftalaat	-	-	TDI	500		20

MTR: maximum toelaatbaar risico (maximum permissible risk, MPR)

TDI: toelaatbare dagelijkse inname (µg/kg lg/dag) (tolerable daily intake)

TCL: toelaatbare concentratie in lucht (µg/m³) (tolerable concentration in air, TCA)

CR_{oral}: 1:10⁴ levenslang additioneel kanker risico oraal (µg/kg lg/dag)

CR_{inhal}: 1:10⁴ levenslang additioneel kanker risico inhalatoir (µg/m³)

p: voorlopig

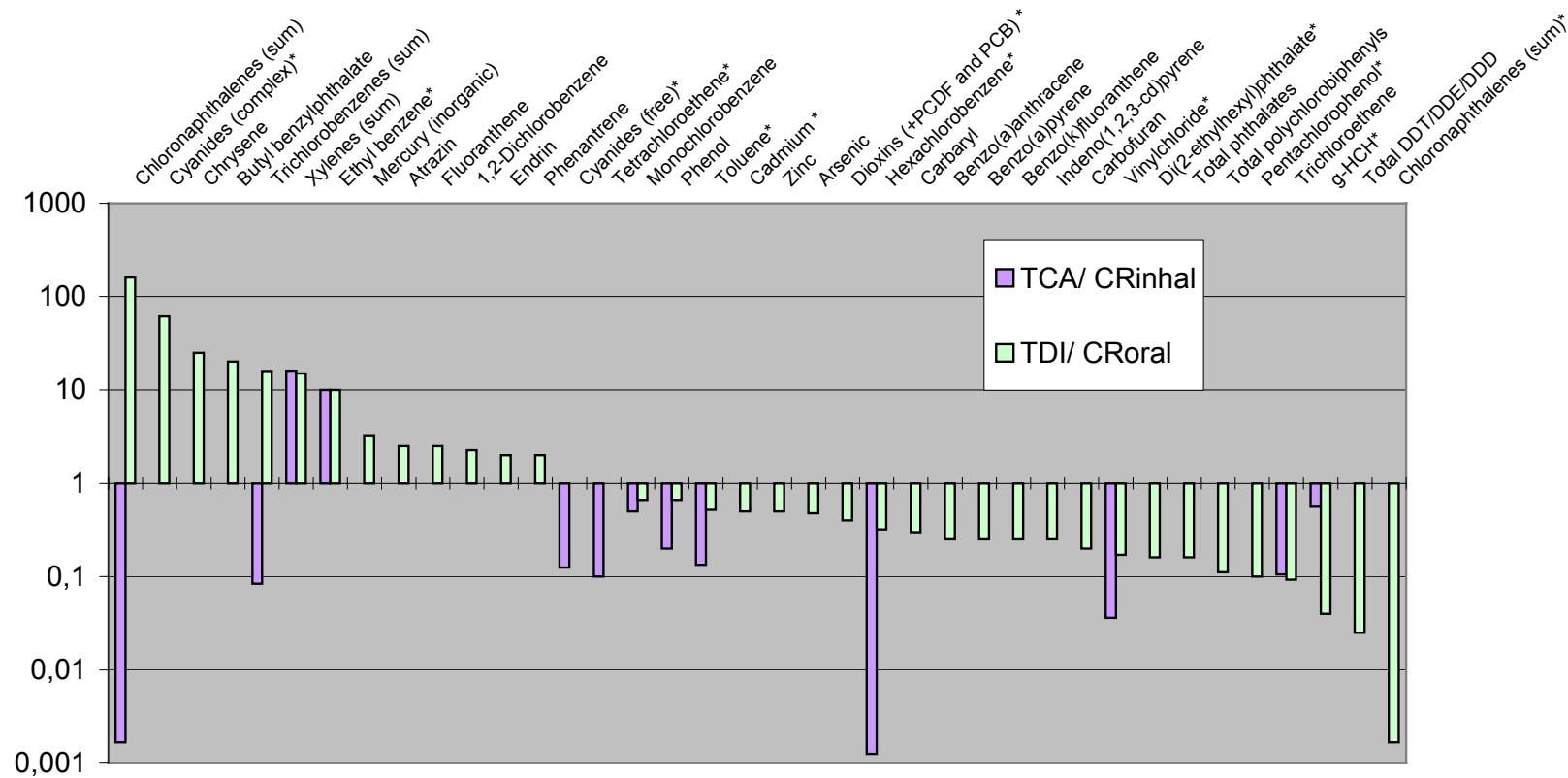
lg: lichaamsgewicht

*: nieuwe MTR-waarde, niet afgeleid in 1991/1993.

Tabel 3 - Opmerkingen

2. De TDI is gebaseerd op een toelaatbare wekelijkse inname van 3,5 µg/kg lg/week.
3. De TDI is voorlopig omdat het kanker-risico na orale blootstelling niet kan worden ingeschat als gevolg van gebrek aan gegevens. Derhalve geldt de pTDI alleen voor niet-carcinogene toxische risico's.
4. Chroom VI induceert allergische contact dermatitis (ACD). De 10% drempelwaarde (een waarde waarbij niet meer dan 10% van de voor chroom gesensibiliseerde sub-populatie zal reageren, en waarbij tenminste 99,84% van de algemene bevolking beschermd is) bedraagt 0,001% Cr(VI) (overeenkomend met 10 mg/L) of 0,089 µg/cm².
6. De TDI (uitgedrukt in CN⁻) geldt voor ferri ferrocyanide (zowel vast als in oplossing), en is afgeleid van de TDI voor vrij cyanide, gebaseerd op de lage biologische beschikbaarheid van gecomplexeerde cyaniden in het algemeen en ferri ferrocyanide in het bijzonder.
7. De CR_{oral} is voorlopig omdat de waarde werd afgeleid uit de CR_{inhal} via route-to-route extrapolatie.
8. De TCL is voorlopig omdat de waarde werd afgeleid uit de TDI via route-to-route extrapolatie. De betrouwbaarheid is gering omdat er aanwijzingen zijn voor route-specifieke biotransformatie.
10. De TDI en TCL zijn voorlopig vanwege gebrek aan betrouwbare toxiciteitstudies
13. De TDI is afgeleid voor 1- en 2-chloornaftaleen. Er zijn aanwijzingen dat de hoger gechlorde naftalenen toxischer zijn, maar betrouwbare gegevens ontbreken. Derhalve mag deze TDI alleen maar gebruikt worden voor de monochloornaftalenen.
14. De TCL is afgeleid voor tri- en tetrachloornaftalenen. Er zijn aanwijzingen dat de hoger gechlorde naftalenen toxischer zijn, maar betrouwbare gegevens ontbreken. Derhalve mag deze TCL alleen maar gebruikt worden voor de mono-, di-, tri- en tetrachloornaftalenen.
15. De WHO benadrukt dat de limietwaarde van 4 pg/kg lg/dag beschouwd moet worden als een maximum toelaatbare dagelijkse inname op voorlopige basis, en dat het uiteindelijke streven er op gericht is om de inname te verlagen tot hoeveelheden kleiner dan 1 pg/kg lg/dag.
16. De TDI en de TCL zijn gebaseerd op en uitgedrukt als de hoeveelheid van de zeven indicator-PCB's (IUPAC nummers # 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180).
18. De CR_{inhal} is voorlopig omdat de waarde werd afgeleid uit de CR_{oral} via route-to-route extrapolatie.
19. De TDI geldt ook voor de som van DDT, DDD en DDE.
22. De MPR-waarden zijn gebaseerd op benzo(a)pyreen equivalenten.
23. Deze MPR-waarden gelden niet voor carcinogene risico's, en mogen derhalve pas worden toegepast nadat gericht onderzoek heeft aangetoond dat carcinogene risico's zijn uitgesloten.
EC: Het equivalente koolstof-getal. De EC is gebaseerd op equivalente retentietijden in een gaschromatografische analyse gericht op kookpuntsvergelijking (m.b.v. een niet-polair kolommateriaal), teneinde het gehalte van de verschillende koolwaterstoffen te normaliseren tot equivalente gehalten van n-alkanen.
24. Deze MPR-waarden gelden uitsluitend als het gehalte van n-hexaan in het mengsel minder bedraagt dan 10%. In die gevallen waarin 10% of meer n-hexaan aanwezig is, dient een meer gedetailleerde risicobeoordeling uitgevoerd te worden, mede gebruikmakend van de TDI van n-hexaan (van 60 µg.kg⁻¹.dag⁻¹).
26. De TCL is voorlopig vanwege de beperkte gegevens.
27. De TDI is voorlopig vanwege de beperkte gegevens.

oral and inhalative MPRhuman revised/ current (>2)



Figuur 2.1 Verschillen (>factor 2) tussen herziene en huidige orale en inhalatoire MTR-waarden; alleen stoffen met een sterretje worden toegelicht in deze rapportage (zie tabel 2)

2.3 Verandering blootstelling: modelconcepten

Drie blootstellingsroutes domineren de humane blootstelling. Voor deze drie routes wordt kort weergegeven welke verschillen in modelconcepten hebben kunnen leiden tot afleiding van andere risicogrenzen. Voor meer informatie wordt verwezen naar Lijzen et al. (2001) en Rikken et al. (2001) voor achtergronden bij de aanpassing van modelconcepten.

2.3.1 Ingestie grond

De ingestie van grond door volwassenen en kinderen is vooral voor de minder mobiele stoffen (hoge K_{oc} en K_p) een belangrijke blootstellingsroute. Het modelconcept hiervan is niet veranderd. De ingestie is nog steeds een jaargemiddelde dagelijkse ingestie van grond, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen volwassenen en kinderen. Acute effecten van eenmalig grotere hoeveelheden grondingestie door kinderen zijn ook relevant bevonden, maar niet modelmatig opgenomen.

De parameter “gemiddelde grondingestie door kinderen” is op basis van literatuurgegevens bijgesteld van 150 naar 100 mg/dag. Voor de gemiddelde grondingestie door volwassenen is op basis van de beschikbare data niet aangepast.

2.3.2 Inhalatie van binnenlucht

Het concept voor berekening van de binnenluchtconcentratie was alleen gebaseerd op diffusie van verontreiniging door lucht (en water) op een bepaalde diepte. Uit (inter)nationaal onderzoek naar emissie van radon bleek dat het convectief transport door de onverzadigde bodem ook een rol speelt naast diffusie. Dit principe is reeds toegepast in het VOLASOIL model (bedoeld voor de locatiespecifieke risicobeoordeling). Bij de herziening is de convectieve flux daarom toegevoegd aan het CSOIL model. Aandachtspunt hierbij was de parameterisatie, aangezien dit van grote invloed is op de uitkomsten van het model. De aanpassing leidt tot een hogere binnenluchtconcentratie en daarmee tot lagere risicogrenzen voor bodem. De risicogrenzen voor grondwater (gelijkgesteld aan het de concentratie in het poriewater op de overgang onverzadigde/verzadigde zone) worden in principe ook lager. Dit wordt echter gecompenseerd door het feit dat de risicogrenzen voor grondwater niet standaard een factor 10 lager is dan de berekende poriewaterconcentratie in de huidige benadering.

Naast het convectief transport is de verdampingsflux (van water) uit het CSOIL-model verwijderd, omdat dit van ondergeschikt belang bleek en niet correct in het model was opgenomen. Alleen voor goed oplosbare weinig vluchtige verbindingen kan het in theorie tot een onderschatting van de risico's betekenen.

Tenslotte is van invloed op de risicobeoordeling van inhalatie van (binnen)lucht, dat de blootstelling via lucht direct getoetst wordt aan de TCL (of CR_{inhal}). Dit terwijl voorheen eerst de totale blootstelling werd getoetst aan de orale toxiciteit en daarna werd gecheckt of de TCL niet werd overschreden. Dit leidde (voor enkele stoffen) tot een in feite te conservatieve risicogrenzen.

2.3.3 Consumptie van gewas

De belangrijkste aanpassing van de blootstelling via gewasconsumptie is de berekening van de concentratie in het gewas. Het onderscheid tussen metalen en organische stoffen is gebleven. Metalen zijn net als voorheen gebaseerd op empirische data. Verschil is dat met een consumptiegemiddelde BCF is gerekend en dat indien mogelijk rekening is gehouden met de

afhankelijkheid van de BCF van de concentratie in de bodem, organisch stofgehalte, lutumgehalte en de pH (zie Otte et al., 2001; Versluijs en Otte, 2001).

Voor organische stoffen is wederom gekozen voor een modelmatige aanpak omdat er te weinig empirische gegevens zijn. Er is daarbij onderscheid gemaakt tussen ondergrondse en bovengrondse plantendelen. Voor beide delen is de benadering volgens Trapp en Matthies (1995) gekozen (zie Rikken et al., 2001). In absolute zin is de bijdrage van ondergrondse plantendelen dominant in de blootstelling.

Voor ondergrondse plantendelen wordt de BCF bepaald op basis van de Kow en het vetgehalte. De empirische factor die de mate van overeenkomst tussen octanol en plantenvet moet aangeven is mede op basis van de geëvalueerde data uit de literatuur bepaald. De toetsing aan de beperkte literatuurgegevens leidt tot een model dat met name voor stoffen met een hogere logKow tot een lagere BCF leidt dan de huidige onderbouwing

Voor de bovengrondse plantendelen is de belangrijkste verbetering dat rekening gehouden wordt met de vluchtigheid van de stof (partitie octanol-lucht, Koa). Ten opzichte van het huidige concept is met name de BCF voor vluchtige stoffen aanzienlijk verlaagd.

2.4 Verandering blootstelling: input-parameters

De waarden voor molmassa (M), oplosbaarheid (S), dampdruk (Vp) en dissociatie constante (pKa) zijn overwegend gebaseerd op waarden zoals opgenomen in erkende en vrij toegankelijke internationale databases. De dataset is aangevuld met de dataset van Van den Berg (1997). In geval van onvoldoende beschikbare data is een berekende waarde (EPIWIN) toegevoegd aan de set.

Deze strategie is ook toegepast voor de samenstelling van een nieuwe Kow en Koc dataset, naast andere overwegingen (zie 2.4.2 en 2.4.3).

Omdat bepaalde fysisch-chemische parameters temperatuur afhankelijk zijn, zijn waarden voor oplosbaarheid, dampdruk en dissociatie constante alleen in overweging genomen als de temperatuur bij de waarde is vermeld. De waarden buiten de temperatuur range 0–25°C zijn niet meegenomen. Al deze waarden zijn gecorrigeerd voor de standaard bodemtemperatuur (10 °C) waarna het geometrisch gemiddelde werd genomen.

Tabel 2.2 geeft een beeld van de veranderingen in methodiek en onderbouwing voor de bepaling van de fysisch-chemische modelparameters in vergelijking met de huidige modelparameters. Het betreft hier een globaal overzicht. Voor individuele contaminanten kan het geschetste beeld iets anders zijn.

Tabel 2.2 Veranderingen in methodiek en onderbouwing van parameters

Verschillen	M	Vp	S	pKa	log Kow	log Koc	Kp metalen	BCF metalen
vergroting onderliggende dataset		+	+	+		+	+	+
andere keuze dataset					+			
correctie voor bodemtemperatuur		+	+					
correcties i.v.m. geconstateerde fouten	+	+	+					
verhoging realiteitswaarde (m.b.t. de toepassing)						+	+	+

2.4.1 Oplosbaarheid (S), dampdruk (Vp) en Henry constante (H)

Er kunnen grote verschillen optreden tussen individuele waarden in de dataset. Na vergelijking met de data van Van den Berg (1995) blijken de huidige en herziene waarden (het geometrisch gemiddelde) voor een aantal stoffen substantieel te verschillen.

De reden voor deze verschillen kunnen zijn:

- Meetfouten. Voor een aantal stoffen is de oplosbaarheid moeilijk vast te stellen. Dit geldt in het bijzonder voor stoffen met een lage of zeer hoge oplosbaarheid;
- De beschikbaarheid van meer data;
- De herziene waarden voor S en Vp zijn temperatuur gecorrigeerd;
- Correctie van foutieve waarden (ten gevolge van invoerfouten);
- Bij gebrek aan data werden voorheen wel afgeleide of geschatte waarden gebruikt.

Oplosbaarheid

Betreffende de afleiding van interventiewaarden 1e tranche is van de in dit rapport beschouwde stoffen een invoer fout geconstateerd voor pyridine (Van den Berg, 1997). Bij de evaluatie is voor deze stoffen de “juiste” (gecorrigeerde) waarde genomen. De huidige waarden voor de oplosbaarheid (Van den Berg, 1995) werden in hoofdzaak overgenomen uit het “Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals” (Verschuieren, 1983) en uit Verschuieren en Kolkhuis Tanke (1989). De herziene waarden zijn gebaseerd op minimaal 3 waarden en deze zijn bovendien voor standaard bodemtemperatuur gecorrigeerd.

In vergelijking met de data van 1995 zijn voor 12 stoffen verschillen groter dan een factor 3 vastgesteld. Dit leidt slechts incidenteel tot een substantieel andere blootstelling.

Op basis van de dataset is geconstateerd dat de spreiding van de individuele data aanzienlijk kan zijn. Dit geldt vooral voor stoffen met een lage oplosbaarheid (< 1 mg/l). Jager et al. (1997) berekende de dispersie factor k voor oplosbaarheid. Deze factor is als volgt gedefinieerd: *95 % van de waarden valt binnen een factor k van de mediaan*. Voor stoffen met een oplosbaarheid van < 1 mg/l is de dispersiefactor 12. Voor stoffen met een oplosbaarheid > 1 mg/l is de dispersiefactor 2,4. Hieruit blijkt dat een verschil van een factor 2-10 niet ongewoon is.

Dampdruk

Voor de huidige waarden (Van den Berg, 1995) zijn dezelfde referenties gebruikt als voor de oplosbaarheid. Voor catechol, resorcinol en hydrochinon is destijds door gebrek aan bruikbare data een fictieve ondergrens van 133 Pa (1 mmHg) genomen (Van den Berg, 1997).

In vergelijking met de data van 1995 zijn voor 14 stoffen verschillen groter dan een factor 5 vastgesteld. Het betreft hier in alle gevallen (op catechol na) stoffen met een lage dampdruk (< 1 Pa). Bij stoffen met een lage dampdruk zal de blootstelling via inhalatie overigens klein zijn in vergelijking met andere blootstellingsroutes. De impact van de waarde voor de dampdruk op de totale blootstelling is daarom naar verwachting klein.

Ook voor de data voor dampdruk kan worden geconstateerd dat de spreiding van de individuele data aanzienlijk kan zijn. Meetproblemen blijken vooral voor te komen bij stoffen met lage dampdruk. De berekende dispersiefactor k voor dampdruk is 60 voor stoffen met een dampdruk < 1 Pa en 1,9 bij stoffen met een dampdruk > 1 Pa (Jager et al., 1997).

Henry constante

De Henry constante wordt volgens het CSOIL concept berekend uit de oplosbaarheid, de dampdruk en de molmassa. Deze benadering wordt ook in andere kaders toegepast (EUSES,

INS). Tijdens de evaluatie is overwogen om ook de Henry constante te baseren op experimentele waarden. Echter, voor de meeste stoffen zijn goed gedocumenteerde en betrouwbare waarden niet beschikbaar. Om de consistentie te handhaven is daarom besloten voor alle stoffen de Henry constante te berekenen. Hieruit volgt dat de opmerkingen met betrekking tot de betrouwbaarheid en geconstateerde verschillen voor oplosbaarheid en dampdruk onverkort geldig zijn voor de daaruit berekende Henry constante. In vergelijking met de data van 1995 werden voor 18 stoffen verschillen groter dan een factor 5 vastgesteld. Het betreft hier in alle gevallen stoffen met een lage vluchtigheid en (op catechol, resorcinol en hydroquinon na) een slechte wateroplosbaarheid.

De herzieningen van S, Vp en H hadden voor resorcinol, hydrochinon, a-HCH en Di(2-ethylhexyl)ftalaat een substantieel effect ($> \text{factor } 2$) op de $\text{SRC}_{\text{humaan}}$. Alleen voor de laatste stof is het humaan-toxicologisch risico bepalend.

In hoofdstuk 2.5 zal voor op de herziene waarden voor S, Vp en H voor individuele stoffen nader worden ingegaan wanneer dit heeft bijgedragen aan een substantieel effect op de humane risicogrens.

2.4.2 Octanol-water verdelingscoëfficiënt (Kow)

Besloten is de LOGPSTAR Kow-waarden uit de Medchem database te gebruiken. De LOGPSTAR Kow-waarden zijn geëvalueerde waarden en deze set wordt algemeen beschouwd als één van de meest complete en betrouwbare sets. Indien voor een stof geen LOGPSTAR waarde beschikbaar is, wordt de CLOGP-waarde (dat is een op basis van een fragmentmethode berekende Kow) geselecteerd.

De herkomst van de huidige Kow-set (Van den Berg, 1995 en 1997) is niet volledig traceerbaar. Voor een deel zal deze set overigens op dezelfde referenties zijn gebaseerd als de LOGPSTAR Kow-set. Vergelijking van de huidige Kow-set (Van den Berg, 1995) met de LOGPSTAR Kow-data en de Kow-data gebaseerd op de zelf samengestelde set toont veelvuldig substantiële verschillen met de huidige set. Het gaat om 12 stoffen met een lage Kow ($\log \text{Kow} < 4$ en verschil $> 0,2 \log$ eenheid), 2 stoffen met een gemiddelde Kow ($\log \text{Kow} 4\text{-}5,5$ en verschil $> 0,5 \log$) en 7 stoffen met een hoge Kow ($\log \text{Kow} > 5,5$ en verschil $> 0,7 \log$). Een deel van deze verschillen is te verklaren doordat voor 16 stoffen de log Kow berekend was uit de oplosbaarheid. Hoewel de relatie tussen oplosbaarheid en Kow is aangetoond (Kolkhuis Tanke, 1989) wordt hiermee een extra onzekerheid geïntroduceerd. Bij vergelijking van de LOGPSTAR-data met de gemiddelde waarden uit de zelf samengestelde dataset levert voor 8 stoffen substantiële verschillen op. Bij vergelijking met de Kow set gebruikt in INS kader blijken er voor 9 stoffen verschillen te noteren.

De verschillen zijn vermoedelijk te wijten aan analysefouten en daarmee te nuanceren. Jager et al. (1997) berekende een dispersiefactor k voor stoffen met een lage Kow ($\log \text{Kow} < 4$) van 2,8 voor stoffen met een gemiddelde Kow ($\log \text{Kow} 4\text{-}5,5$) van 12 en voor stoffen met een hoge Kow ($\log \text{Kow} > 5,5$) van 24.

Volgens de definitie van de dispersiefactor zal 95 % van de log Kow-waarden voor respectievelijk lage, middel en hoge Kow liggen binnen een 0,4, 1,1 en 1,4 log eenheid van de gemiddelde waarde. Verschillen groter dan de aangegeven marges worden in totaal voor slechts 7 stoffen, waaronder een aantal chloorfenolen, geconstateerd.

De herziening van de Kow set had een substantieel effect op de $\text{SRC}_{\text{humaan}}$ van 2,3,4,5-tetrachloorfenol, PCB 153, DDE, DDT, dieldrin, carbaryl, carbofuran, pyridine, tetrahydrofuran, di(2-ethylhexyl)ftalaat). Alleen voor PCB 153, pyridine, tetrahydrofuran,

di(2-ethylhexyl)ftalaat is het humaan toxicologisch risico ook bepalend voor de geïntegreerde risicogrens.

In hoofdstuk 2.5 zal op de herziene log Kow waarden nader worden ingegaan wanneer dit heeft bijgedragen aan een substantieel effect op de humane risicogrens.

2.4.3 Organisch koolstof genormaliseerde verdelingscoëfficiënt bodem-water (Koc)

De huidige Koc-waarden, zoals gebruikt voor de afleiding van alle eerste tranche stoffen (Van den Berg, 1995), zijn allemaal afgeleid van de Kow volgens de relatie van Karickhoff (1981). Deze relatie is gebaseerd op kwantitatieve lineaire modellen waarbij een relatie wordt gelegd tussen (empirische) Kow's en Koc's. Er zijn vele van dergelijke modellen (Gerstl, 1990; Sabljic, 1995) en deze worden ook veelvuldig gebruikt. Het nadeel van dergelijke modellen is echter dat zij in het algemeen zijn afgeleid voor een bepaald specifiek domein. Daarmee wordt bedoeld dat het model slechts valide is, of gebruikt mag worden, voor een specifieke groep organische verbindingen zoals fenolen, organische zuren, esters, hydrofobe organische verbindingen enz. Een probleem daarbij is dat de indeling van bepaalde contaminanten tot een bepaalde groep en daarmee de keuze voor een geschikt model vaak niet eenvoudig te maken is. De meer generieke modellen, zoals het model van Karickhoff, die zich niet beperken tot een (klein) domein, hebben als nadeel dat de foutmarge groter is. Dergelijke modellen dienen dan ook te worden gebruikt met voorzichtigheid (Bockting et al., 1993).

Omdat de Koc een belangrijke parameter is, de twee belangrijkste blootstellingsroutes lopen immers via het poriewater, zijn bij aanvang van de evaluatie diverse deskundigen geconsulteerd over de gewenste aanpak. Er bleek een brede voorkeur te bestaan voor het gebruik van gemeten Koc's (zie de genoemde beperkingen van de verschillende QSARS). Omdat de verwachting was dat voor een aantal stoffen de beschikbaarheid van gemeten Koc's beperkt zou zijn werd besloten één "*Kow based*" Koc aan de dataset van gemeten Koc's toe te voegen. In het algemeen had men een voorkeur voor de modellen van Sabljic gezien de degelijke onderbouwing en het goed omschreven toepassingsgebied. Met deze benadering wordt de voorkeur voor gemeten Koc's uitgedrukt door het feit dat alle gemeten Koc's worden opgenomen in de dataset waarna één berekende Koc wordt toegevoegd. Vervolgens wordt de gemiddelde log Koc geselecteerd voor CSOIL. Bovendien werd met het RIZA besloten om voor de modellering van de risico's ten gevolge van het gebruik van verontreinigde sedimenten dezelfde Koc set te gebruiken.

Bij vergelijking van de huidige Koc data (Van den Berg, 1995) met de herziene Koc data zien we dat verschillen veelvuldig voorkomen. Dit is niet verwonderlijk gezien:

- a) De onzekerheidsmarge van het Karickhoff model;
- b) Het toepassingsdomein van het Karickhoff is "*predominantly hydrophobics*"; hierdoor is dit model niet voor alle eerste tranche stoffen van toepassing;
- c) De gememoreerde verschillen tussen de beide Kow sets (paragraaf 2.4.2).

De beperkingen van het gebruikte model zijn trouwens al eerder onderkend. In de Systematiek Urgentie van Bodemsanering (Koolenbrander, 1995) blijken voor de meeste organische stoffen gemeten log Koc's te zijn gebruikt. Hoewel een referentie ontbreekt zijn deze vermoedelijk overgenomen uit een RIVM rapport van Bockting et al. (1993). Dit rapport is één van de geraadpleegde additionele bronnen voor de evaluatie van Koc's.

In totaal worden voor 27 stoffen substantiële verschillen tussen de huidige Koc's en de herziene Koc's waargenomen. Onder deze stoffen bevinden zich 12 stoffen met één of meerdere functionele groepen. Voor deze stoffen wordt betwijfeld of het gebruik van het

Karickhoff model wel juist was. Voor 5 andere stoffen is bij de afleiding van een Koc mogelijk uitgegaan van een substantieel verschillende en mogelijk onjuiste Kow.

De nieuwe Koc-set is ook vergeleken met de Koc's welke worden gebruikt in INS kaders. De achtergronden van deze Koc's zijn slechts globaal onderzocht. Ze blijken voor een deel gebaseerd op gemeten Koc's en deels "*Kow based*" of anderszins berekend (INS, 1999).

Voor 14 stoffen blijken er substantiële verschillen voor te komen. De verschillen betreffen 7 Koc's die afgeleid zijn van de Kow (Van de Plassche en Bockting, 1993; Van de Plassche, 1994) en 6 Koc's van chloorfenolen. Als we de Koc's van de chloorfenol isomeren niet apart beschouwen maar als mono-, di-, tri- en tetrachloorfenol dan zijn de Koc's overigens wel goed vergelijkbaar.

Bij de afleiding van Koc's van dissociërende organische stoffen (fenolen) is overigens rekening gehouden met de pH van de CSOIL standaard bodem en de verschillen in adsorptie tussen de neutrale vorm en de geladen vorm (voor fenolen is dat het fenolaat ion). Voor een gedetailleerde toelichting zie Otte et al. (2001).

2.4.4 Partitiecoëfficiënt bodem-water voor metalen (Kp)

De huidige Kp-set is gebaseerd op een studie van Van den Berg en Roels (1991). In beginsel werd het geometrisch gemiddelde geselecteerd van gemeten "veld" Kp's. Dit geldt overigens niet voor alle metalen. Soms is gebruik gemaakt van lab Kp's of werd de Kp berekend uit de Bioconcentratie Factor plant/bodem. Combinaties van lab en veld Kp's komen ook voor.

Voor de evaluatie van de CSOIL Kp set is als vertrekpunt de studie van Koops et al. (1998) genomen. Deze studie betreft de vergelijking van een aantal bij het RIVM gebruikte Kp-sets. Koops concludeerde dat de degelijkheid en onderbouwing van de van Van den Berg-Roels-set niet erg sterk is. Voorts hebben de Kp's geen relatie met de CSOIL standaardbodem en het metaalgehalte in het toepassingsgebied. Wel vond Koops et al. dat de set kwantitatief gezien vergelijkbaar was met andere sets. In de aanbevelingen pleit Koops et al. voor een geleidelijke vervanging van de Van den Berg-Roels-set door een uitgebreide Van den Hoop-Janssen-set met aandacht voor het concentratiebereik.

Voor de evaluatie zijn vier sets met elkaar vergeleken. Behalve de Van den Berg-Roels-set werden de Bockting-set (1992; gebruikt voor de afleiding van MTR_{eco}), de Sauvé-set (2000; zeer recent met een stevige onderbouwing) en de PGBO data set (Otte et al., 2000; in feite de Van den Hoop-Janssen set met aanvulling) onderzocht. Dit resulteerde in een herziene Kp-set waarbij zoveel als mogelijk rekening werd gehouden met:

- de voorkeur voor veld-gemeten Kp's;
- het toepassingsgebied (sterk verontreinigde grond);
- afhankelijkheid van pH, lutum en organische stof en normalisatie op de CSOIL standaardbodem.

De herziene Kp-waarden blijken aanzienlijk hoger te liggen dan de huidige Kp's. De herziene Kp's moeten worden beschouwd als een Kp toepasbaar voor een gemiddelde Nederlandse situatie voor een CSOIL standaardbodem.

De waarden zijn daarom niet vergelijkbaar met een locatiespecifieke Kp (bodemtype, verontreinigingsgraad en matrix) genomen op een specifiek tijdstip. De herziene Kp's hebben dan ook een generiek karakter en kunnen daardoor sterk verschillen met locatiespecifiek gemeten Kp waarden.

2.4.5 Bioconcentratiefactor metalen (BCF)

De huidige BCF-data is overgenomen uit een literatuuronderzoek van Bockting en Van den Berg (1992). Deze BCF's zijn gebaseerd op gemeten plantgehalten en totaal bodemgehalten.

Vooral door gebrek aan data kon men een groot aantal factoren die van invloed zijn op de metaalopname van planten niet meenemen.

De herziene BCF-set is gebaseerd op de bevindingen van het onderzoek naar de accumulatie van metalen in planten als functie van bodemtype (Versluijs en Otte, 2001).

In tegenstelling tot de huidige BCF-set zijn uitsluitend velddata van bestaande verontreinigingssituaties en uitsluitend gegevens betreffende consumeerbare delen van moestuingewassen gebruikt. Bovendien zijn een aantal belangrijke opname bepalende factoren voor zover als mogelijk meegenomen. Een ander belangrijk verschil met de huidige set is de berekening van een "*consumptie gemiddelde BCF*". Dit in tegenstelling met de huidige BCF waarbij men (door gebrek aan data) geen rekening kon houden met het feit dat de hoeveelheid verbouwde en geconsumeerde gewassen onderling verschilt (bijvoorbeeld spinazie versus radijs).

Andere factoren die voor zover als de dataset dat toeliet zijn verdisconteerd in de herziene BCF zijn de drie belangrijkste bodemparameters (pH, lutum en organisch stof) en de concentratieafhankelijkheid.

Gezien de verschillen in afleiding zijn de beide BCF-sets niet zonder meer te vergelijken. De herziene BCF's zijn (in tegenstelling met de huidige waarde) een consumptie gemiddelde waarde voor verontreinigingssituaties rond (voor zover mogelijk) de interventiewaarde. Bovendien zijn ze genormaliseerd voor een standaardbodem.

Voor Arseen, Barium en Nikkel werden de BCF's substantieel (> factor 2) naar beneden bijgesteld. Voor Kobalt en Kwik werden de BCF's substantieel (> factor 2) naar boven bijgesteld. Voor de overige metalen bleken de verschillen kleiner.

2.5 Verandering SRC_{humaan} per stofgroep

In deze paragraaf is voor de relevante stoffen aangegeven wat de belangrijkste oorzaak van verandering is. In gegaan wordt op:

- effecten van de modelconcepten;
- effecten van inputparameters en;
- effecten van het MTR_{humaan} .

In Figuur 2.2 is grafisch een overzicht gegeven van de verschillen tussen de huidige en de herziene $SRCh_{\text{humaan}}$ en de bijbehorende orale en inhalatoire MTR.

2.5.1 Metalen

Cadmium. De TDI voor cadmium is met 50% verlaagd, maar dit leidt niet tot een veel lagere SRC, omdat de BCF bodem-plant voor cadmium ook iets lager is (van 0.37 naar 0.31) en de hoeveelheid gewasconsumptie lager is.

Kobalt. De lagere risicogrens voor kobalt wordt grotendeels bepaald door de hogere BCF die voor deze stof is afgeleid (van 0,021 naar 0,58).

Bockting en Van den Berg (1992) baseerden de BCF voor kobalt (ook voor As, Ba, Hg, Mo en Sn) op een pragmatische inschatting vanwege de schaarste aan gegevens. De BCF voor groenten werd op 0,03 geschat en de BCF voor aardappelen werd gesteld op 50 % hiervan (0,015). Bij de evaluatie werd een dataset van 128 waarnemingen samengesteld. Na eliminatie van gegevens van potproeven en niet-moestuingewassen bleven 18 waarnemingen over.

Hieruit werd een consumptiegemiddelde BCF berekend van 0,58. Omdat deze gegevens niet afkomstig zijn van verontreinigde gronden en niet gerelateerd kunnen worden aan de standaard bodem wordt deze waarde als onzeker geclassificeerd.

De kansverdeling van deze consumptiegemiddelde BCF geeft een 10-, 50-, en 90 percentielen van respectievelijk 0,086, 0,25 en 1,2 en een gemiddelde BCF van 0,58.

Lood. De blootstelling van kinderen is bepalend voor de afleiding van deze risicogrens. Er is een hogere risicogrens afgeleid dan voorheen (622 ipv 300 mg/kg) door een lagere gemiddelde grondingestie door kinderen (150 naar 100 mg/dag; Lijzen et al., 1999, 2001), een relatieve biobeschikbaarheid in het menselijk lichaam van lood in grond (Fa) van 0,6 in plaats van 1 (Lijzen et al., 1999) en een iets lagere gewasconsumptie.

Voor de BCF werd een iets hogere waarde vastgesteld (0,017 i.p.v. 0,013). Aangenomen is dat de bijdrage aan het loodgehalte van bladgewassen door lokale depositie is meegenomen bij de vaststelling van de BCF, omdat deze is gebaseerd op veldgegevens.

2.5.2 Andere anorganische stoffen

Cyaniden. De risicobeoordeling voor vrije en complexe cyanide en thiocyanaten, is sterk gewijzigd omdat, i.t.t. de huidige onderbouwing de opname en blootstelling via planten waarschijnlijk is uitgesloten (Köster, 2001). Het kwantitatief afleiden van een risicogrens voor bodem is gezien het gedrag van cyaniden in bodem niet mogelijk met het blootstellingsmodel CSOIL. In Köster (2001) wordt de huidige onderbouwing geëvalueerd en worden een aantal voorstellen gedaan voor beoordeling van cyaniden in de bodem.

2.5.3 Aromaten

Ethylbenzeen. De hogere SRC_{human} voor bodem wordt veroorzaakt door de hogere herziene TCA en het direct toetsen van blootstelling via lucht aan deze TCA. De herziening van de stofparameters leidt niet tot grote aanpassingen, omdat veranderingen en effect op de SRC_{humana} voor bodem van een kleinere orde blijken dan de herziening van de TCA.

Tolueen. De lagere SRC_{humana} voor bodem wordt vooral veroorzaakt door de lagere TCL voor tolueen. Ook het directe toetsen van de blootstelling via lucht en de hogere blootstelling aan binnenlucht spelen een rol.

De herziening van de stofparameters draagt door de verlaging van de Koc (van 2,30 tot 2,09 log eenheid) enigszins bij tot een lagere risicogrens (ongeveer 30 %).

2.5.4 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

Net als voorheen is voor de geïntegreerde risicogrens de ecotoxicologische waarde bepalend. In paragraaf 2.2 wordt ingegaan op de oorzaken van de herziening van de orale MTR. De herziening van de stofparameters heeft geen substantieel effect op de hoogte van de humane risicogrens. Alleen voor naftaleen is door de aanpassing van de waarde voor dampdruk (van 2,27 naar 6,83 Pa) een substantieel (ongeveer -40 %) effect op de SRC_{humana} gevonden.

2.5.5 Gechloreerde koolwaterstoffen

Tetrachlooretheen. Voor tetrachlooretheen is de humane risicogrens in bodem verhoogd van 3,9 naar 8,8 mg/kg. De TCA voor deze stof is met factor 10 verlaagd. Desondanks is het feit dat blootstelling via lucht direct getoetst wordt aan de TCA (in plaats van eerst aan de orale MTR, zie paragraaf 2.3.2) de belangrijkste reden voor deze hogere risicogrens in bodem.

De aanpassing van de stofparameters laten slechts een marginaal effect zien.

Vinylchloride. Er zijn 4 oorzaken voor de lagere risicogrens in bodem te noemen. De belangrijkste oorzaak is de herziene lagere inhalatoire MTR (CR_{inhal})(zie paragraaf 2.2.).

De herziening van de stofparameters heeft geleid tot een verdere verlaging van de risicogrens. Met name de verlaging van de log Koc heeft hieraan bijgedragen (van 2,32 naar 1,56; SE 0,24). Deze logKoc is overigens vrijwel identiek aan de waarde die is afgeleid in INS kader. De waarden voor dampdruk, oplosbaar en Henry constante worden als onzeker beschouwd. Bovendien is de berekende blootstelling gevoelig voor deze parameters. Een derde oorzaak is de hogere geschatte blootstelling als gevolg van het aangepaste modelconcept. Volgens het herziene concept wordt een binnenluchtconcentratie van $3,80 \mu\text{g}^3/\text{m}^3$ berekend, volgens het oude concept was dit $1,32 \mu\text{g}^3/\text{m}^3$ (bij een bodemconcentratie van 0,0022 mg/kg). Belangrijk, maar juist in de andere richting werkend, is het directe gebruik van de TCA voor toetsing van de blootstelling via lucht.

Chloornaftalenen. Er zijn meerdere oorzaken voor de hogere risicogrenzen voor chloornaftalenen in de bodem, waarvan de exacte bijdragen niet eenvoudig te bepalen is. Zeer belangrijk is de hogere TDI (orale MTR). Doordat de TCA veel lager is en de TCA direct getoetst wordt aan de blootstelling speelt de blootstelling via binnenlucht een belangrijkere rol dan voorheen. Een tweede oorzaak is de lagere geschatte blootstelling via planten.

Pentachloorbenzeen. De herziening van de log Koc (van 4,78 naar 3,92) is de belangrijkste oorzaak van de lagere humane risicogrens (via een hogere concentratie in het poriewater). De log Koc is gebaseerd op 6 waarden met een standaardafwijking van 0,49 log eenheid. De herziene waarde is goed vergelijkbaar met de log Koc die in INS verband is vastgesteld (3,90). De waarde van de Koc heeft effect op de blootstelling via de twee belangrijkste blootstellingsroutes; inhalatie van binnenlucht en de consumptie van gewassen uit eigen tuin. Ook draagt het herziene modelconcept bij aan een hogere blootstelling via de inhalatie van binnenlucht. Daarentegen leidt de aanpassing van het modelconcept ook tot een lagere blootstelling via de consumptie van gewassen uit eigen tuin. De TCL en TDI van pentachloorbenzeen zijn niet herzien of opnieuw vastgesteld (zie § 2.2.5 voor een toelichting). De berekening is (onterecht) alleen met de vigerende TDI uitgevoerd. Zou overeenkomstig het herziene modelconcept de vigerende TDI en TCL (voor de inhalatoire blootstelling) zijn gebruikt, dan leidt dit tot een hogere risicogrens (16 mg/kg i.p.v. 7 mg/kg). Deze wijkt weinig af van de huidige waarde van 23 mg/kg.

Hexachloorbenzeen. De lagere herziene $\text{SRC}_{\text{humaan}}$ heeft twee belangrijke oorzaken. De eerste is de lagere log Koc (van 4,95 naar 4,06) die is afgeleid. De herziene log Koc is gebaseerd op 13 waarden en heeft een standaardafwijking van 0,5. De herziene log Koc is vrijwel identiek aan de waarde die in INS verband is afgeleid. De tweede oorzaak van de lagere risicogrens is de lagere orale MTR (van 0,5 naar $0,16 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) (zie 2.2.5).

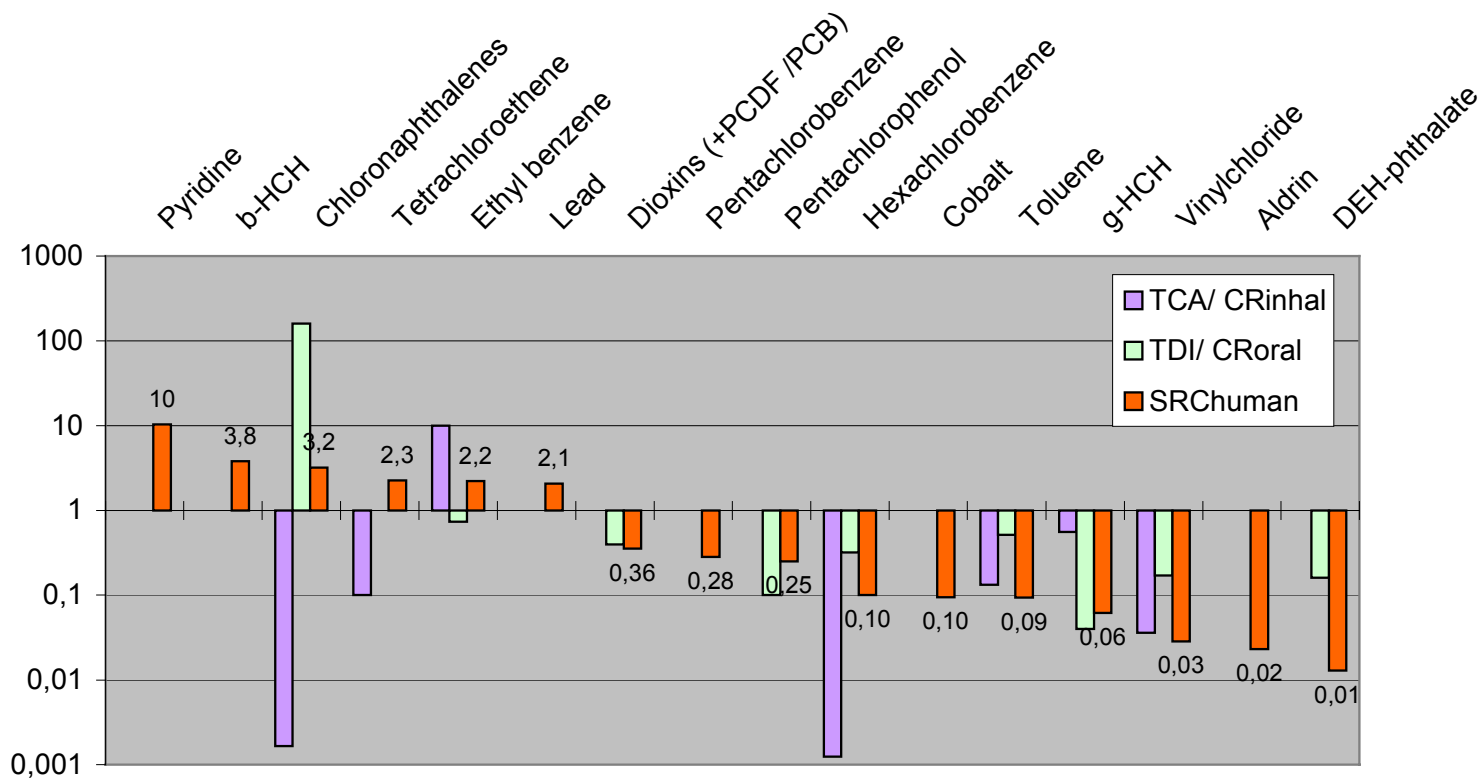
Pentachloorfenol. De belangrijkste oorzaak voor de lagere $\text{SRC}_{\text{humaan}}$ is de lagere orale MTR (CR_{oraal}) die is afgeleid (van 30 naar $3 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Daarnaast heeft herziening van de stofparameters geleid tot een verdere (kleine) verlaging van de risicogrens door de herziening van de log Koc (van 3,56 naar 3,20; beide gecorrigeerd voor bodem pH). De herziening van het concept leidt juist tot lagere plant concentraties en werkt dus in tegengestelde richting.

Dioxinen. De belangrijkste oorzaak voor een lagere risicogrens voor dioxinen is de lagere TDI voor deze groep van stoffen. In de praktijk kan ook het gebruik van de toxiciteits-equivalenten aanleiding zijn voor een andere beoordeling.

Tabel 2.3 Relatieve verandering van herziene t.o.v huidige risicogrenzen (en blootstelling) en belangrijkste oorzaken voor verandering van de SRC_{humana}. Veranderingen die tegengesteld werken of marginale bijdragen staan tussen haakjes

STOF	Herziene waarde/ huidige waarde			Bepalende risico	Oorzaken verandering SRC _{humana}			bijdrage routes		
	TDI/ CRI	TCA/ CRA	bloot- stelling		MTR	modelconcept blootstelling	inputparameters	ingestie	gewas	binnen- lucht
Lood	1		2,1	2,1	E+H	-	- Fag ↓ grondingestie kind ↓ (gewascons. ↓)	69	31	0
Ethyl benzeen	0,74	10	3,0	2,2	E+H	TCL ↑	TCL toetsing	0	1	96
Tetrachloroetheen	1	0,10	2,3	2,3	H	-	TCL toetsing	0	1	99
Chloronafthalenen (som)	160	0,0017	0,02	3,2	E+H	TDI ↑	plantopname ↓ TCL toetsing	4	48	37
b-HCH	1		3,8	3,8	H	-	plantopname ↓ (gewascons. ↓)	10	63	21
Pyridine	1	1	10	10	H	-	plantopname ↓	1	35	3
Cadmium	0,50		1,6	0,80		TDI ↓	-			
Cobalt	1	nw	0,10	0,10	E+H	-	- BCF ↑	4	96	0
Tolueen	0,52	0,13	0,18	0,09	H	TCL ↓	(TCL toetsing) binnenlucht ↑	0	1	98
Vinylchloride	0,17	0,04	0,17	0,03	H	CRinhal ↓	(TCL toetsing) binnenlucht ↑	0	0	100
Pentachloorbenzeen	1		0,28	0,28	H		binnenlucht ↑ Koc lager	2	38	58
Hexachloorbenzeen	0,32	0,0013	0,31	0,10	E+H	CRoral ↓	- Koc lager	2	94	2
Pentachloorfenol	0,1		2,5	0,25	E+H	TDI ↓	(plant ↓) Koc lager	1	89	0
Dioxinen (+PCDF and PCB)	0,4		0,89	0,36	H	TDI ↓	-	10	89	1
Aldrin	1	nw	0,02	0,02	E+H	-	- Koc lager	0	98	1
g-HCH	0,04	0,56	1,5	0,06	E+H	TDI ↓	(plant ↓) Koc lager	4	89	0
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	0,16		0,08	0,01	H	TDI ↓	- Kow hoger	2	98	0

MPR_{human} (oral and inhal.) & SR_{human} for soil: revised/ current (>2)



Figuur 2.2 Verschillen (> factor 2) tussen de herziene en de huidige humane risicogrens voor bodem (SR_{chumaan}), samen met de verschillen van de MTR voor stoffen waarvoor humane risico (bijna) bepalend is

2.5.6 Bestrijdingsmiddelen

b-HCH

De verhoging van de SRC_{humaan} wordt vooral veroorzaakt door de herziening van het modelconcept voor de berekening van het plantgehalte; dit leidt tot een lagere blootstelling. De herziening van de stofparameter heeft een marginaal effect op de humane risicogrens.

g-HCH

De verlaging van de SRC_{humaan} wordt vooral veroorzaakt door de verlaging van de orale MTR (van 1 naar $0,04 \mu\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{lg}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Verder draagt ook de verlaging van de log Koc (van 3,33 naar 2,99; SE 0,29) bij tot (een hogere blootstelling en) een lagere risicogrens, maar dit wordt meer dan gecompenseerd door de lagere opname in gewas volgens het herziene modelconcept.

Aldrin

De herziening van met name de log Koc heeft geleid tot een lagere SRC_{humaan} voor aldrin. De SRC_{humaan} is gevoelig voor zowel de Kow als de Koc (belangrijkste blootstellingsroute route is via plantopname). Op basis van onderliggende data werd een lagere gemiddelde waarde voor de log Koc vastgesteld (van 7,01 naar 3,94, SD van 1, n=12). Er is duidelijk sprake van een grote spreiding (2,61 tot 5,37), maar de oude waarde was in elk geval veel te hoog (*het is niet geheel duidelijk of verschillende databases gebruik maken van dezelfde bronnen; als vermoedelijke dubbeltellingen worden verwijderd, dan is log Koc 4,27*).

Daarnaast heeft de verlaging van de log Kow geleid tot een lagere blootstelling (van 7,4 naar 6,5). Opvallend is dat de geselecteerde log Kow nogal afwijkt van de log Kow gebaseerd op de dataset. Gezien de vraagtekens die gezet kunnen worden bij zowel de Kow als de Koc is het verstandig om aanvullend onderzoek te verrichten alvorens deze waarden definitief vast te stellen.

2.5.7 Minerale olie

Voor verschillende fracties van minerale olie (TPH-fracties) zijn humane risicogrenzen afgeleid (fractiebenadering). Afhankelijke van de fractie zijn deze risicogrenzen zowel hoger als lager dan de huidige interventiewaarde voor bodem.

2.5.8 Andere organische stoffen

Pyridine

De herziening van de log Koc (van 0,76 naar 1,93; SE 0,96; n=4) is vrijwel geheel verantwoordelijk voor de verhoging van de SRC_{humaan} voor pyridine. Verder draagt de herziening van het modelconcept voor plantopname iets bij aan de hogere SRC_{humaan} .

Di(2-ethylhexyl)ftalaat

Zowel de verlaging van de orale MTR (TDI) als de herziening van de log Kow dragen bij aan de verlaging van de risicogrens. De MTR oraal is verlaagd van 25 naar $4 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$.

De herziening van de log Kow (van 5,12 naar 7,42) draagt, door een hogere plantopname, bij aan een verdere verlaging.

Tetrahydrofuran

De verhoging van de SRC_{humaan} komt door een lagere berekende blootstelling. Dit wordt vooral veroorzaakt door de correctie van foutieve data (S van $218 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ naar $406 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) en het feit dat de log Kow gebaseerd was op de oplosbaarheid (van 1,17 naar 0,47).

2.6 Onzekerheidsanalyse humane risicogrens m.b.t. stofgerelateerde gegevens

2.6.1 Inleiding

Door te kijken naar de onzekerheid van de afgeleide norm of de spreiding rondom die norm verkrijgt men inzicht in de *robuustheid* van een afgeleide risicogrens.

In dit hoofdstuk beperken we ons tot de onzekerheid van de SRC_{humaan} . Op de onzekerheid van de SRC_{eco} wordt in dit hoofdstuk niet ingegaan.

De onzekerheid van de SRC_{humaan} wordt bepaald door:

- Onzekerheid MTR (oraal en inhalatoir);
- Onzekerheid blootstellingsmodel inclusief de blootstellingsdata;
- Onzekerheid fysisch-chemische stofdata.

MTR

De onzekerheid van het humaan maximaal toelaatbare risico (MTR) is moeilijk aan te geven. De onzekerheid kan indicatief worden ingeschat door de beschikbaarheid en kwaliteit van de onderliggende data te beoordelen. Een dergelijke “expert-judgement” beoordeling heeft geresulteerd in het oormerken van afgeleide MTRs en TCL's met hoge, gemiddelde of lage zekerheid (Lijzen et al., 2001).

Blootstellingsmodellering en scenario

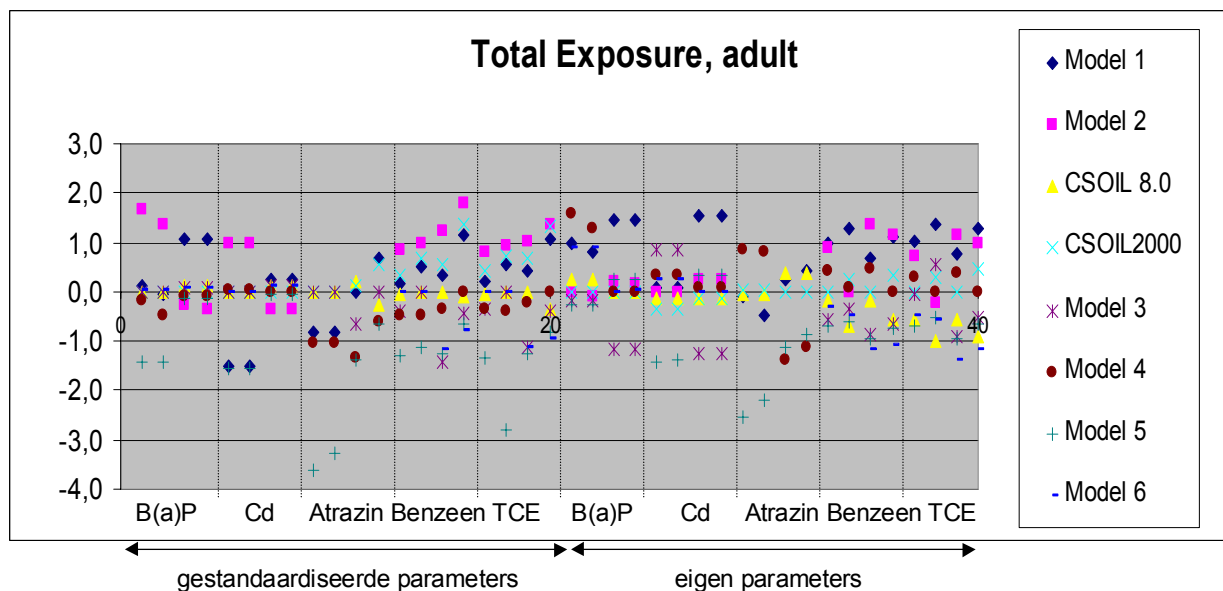
De onzekerheid van de berekende blootstelling met het gebruikte blootstellingsmodel (CSOIL) wordt bepaald door de concepten die de verschillende blootstellingsroutes beschrijven alsmede de data welke de receptor en het gebruik en de locatie beschrijven. Over de onzekerheid van de belangrijkste CSOIL routes (ingestie van grond, inhalatie van binnenlucht en de consumptie van gewassen uit eigen tuin) is in kwantitatieve zin weinig bekend.

De route via ingestie van grond heeft waarschijnlijk een relatief kleine onzekerheid. Deze wordt bepaald door twee parameters t.w. hoeveelheid grondingestie (AID) en de relatieve biobeschikbaarheid van de stof in grond (Fag).

Voor de blootstelling via inhalatie van binnenlucht is de onzekerheid relatief veel groter en blootstelling via consumptie van gewassen uit eigen tuin neemt waarschijnlijk een midden positie in. Een validatie van het model zou meer informatie kunnen geven. Van enige vorm van validatie is tot op heden, mede vanwege de complexiteit van een dergelijk onderzoek, geen sprake geweest. Een andere mogelijkheid om enigszins zicht te krijgen op de spreiding in de modeluitkomst ten gevolge van de conceptuele onzekerheid (ook wel fundamentele onzekerheid genoemd, Ragas et al., 1999) is een vergelijking met andere blootstellingsmodellen.

Swartjes en Bouwman (in voorbereiding) vergeleken 8 Europese blootstellingsmodellen waaronder het herziene CSOIL 2000 model. Deze studie toonde aan dat verschillen in de berekende blootstelling in de orde van grootte van 10-tallen kunnen liggen, zelfs als van gestandaardiseerde invoergegevens wordt uitgegaan (zie Figuur 2.3). Voor blootstelling via grondingestie ligt de berekende blootstelling bij gestandaardiseerde parameters binnen een factor 3 van elkaar; bij gebruik van de eigen parameters loopt dit op tot een factor 60 op niet woon locaties (industrie). Voor blootstelling via gewasconsumptie ligt de berekende blootstelling met verschillende modellen bij gestandaardiseerde parameters veel verder uit elkaar (maximaal een factor 100); bij gebruik van de eigen parameters liggen de maximale verschillen in dezelfde orde van grootte. Voor blootstelling via inhalatie van binnenlucht ligt de berekende blootstelling met verschillende modellen bij gestandaardiseerde parameters nog verder uit elkaar (maximaal een factor 500); bij gebruik van de eigen parameters liggen deze

maximale verschillen in dezelfde orde van grootte. Duidelijk moet wel gesteld worden dat de genoemde factoren uiterst zijn en dat de routes in absolute zin een marginale bijdrage kunnen leveren aan de totale blootstelling (bijv. blootstelling aan atrazine via de lucht). Zonder de dieper liggende oorzaken van deze verschillen te achterhalen, suggereren deze verschillen dat de modelmatige weergave van de blootstelling een grote invloed kan hebben op de geschatte blootstelling.



Figuur 2.3 Genormaliseerde waarden (ten opzichte van de mediane waarde) van de berekende totale blootstelling van volwassenen voor 6 buitenlandse, de oude en herziene versie van CSOIL voor 40 scenario's (5 stoffen, 2 bodemtypen en 2 typen bodemgebruik met gestandaardiseerde en eigen input-parameters)

Op de onzekerheid die wordt veroorzaakt door de input parameters (ook wel operationele onzekerheid genoemd, Ragas et al., 1999) die de receptor (de mens), het gebruik en de locatie beschrijven heeft men meer zicht verworven (Vissenberg en Swartjes, 1996). Hanteert men echter het uitgangspunt dat de afleiding van de SRC_{humaan} plaatsvindt vanuit een gestandaardiseerde (hypothetische) model situatie (de receptor, het gedrag en de locatie zijn in zekere mate beleidsmatig vastgelegd), dan is het niet noodzakelijk de onzekerheid van deze parameters in beschouwing te nemen. Dit uitgangspunt geldt overigens alleen bij de afleiding van normen en bepaling van het generieke risico. Indien de blootstelling of het risico bepaald wordt van een populatie of individu is het wel gewenst om de receptor, het gedrag en de locatie te beschrijven met behulp van een kansverdeling en daarmee de onzekerheden modelmatig door te rekenen. Dit kan plaatsvinden bij de actuele risicobeoordeling.

Stof-specifieke data

De onzekerheid die wordt veroorzaakt door de fysisch-chemische stofdata (die het stofgedrag in de bodem mede bepalen) wordt in dit hoofdstuk in beeld gebracht. In deze onzekerheidsanalyse wordt de spreiding rond de berekende norm in beeld gebracht door de onzekerheid van de onderliggende aannames modelmatig door te rekenen. Hiertoe worden op basis van de verzamelde data kansverdelingen gefit voor elke parameter. In het geval dat de blootstelling via de route "ingestie van grond" en belangrijke bijdrage aan de totale blootstelling levert werden ook de hoeveelheid grondingestie en de relatieve biobeschikbaarheid van lood in grond beschouwd. Met behulp van een Monte Carlo simulatie wordt de onzekerheid van de invoerparameters doorgerekend naar een spreiding in de SRC_{humaan} .

2.6.2 Keuze van stoffen

De onzekerheidsanalyse is uitgevoerd voor vier stoffen welke elk model staan voor een groep contaminanten² en waarvan de afgeleide SRC_{humaan} (mede) bepalend is voor de vaststelling van de interventiewaarde. Tabel 2.4 geeft de belangrijkste kenmerken van de geselecteerde stoffen alsmede de groep waartoe zij worden gerekend.

Tabel 2.4 Geselecteerde stoffen

stof	metaal / organische stof	mobiel / immobiel	belangrijkste blootstellingsroute	groep
lood	metaal	immobiel	ingestie grond (70%) consumptie gewas (30%)	metalen
tolueen	organische stof	mobiel	inhalatie binnenlucht (>95%)	aromaten
vinylchloride	organische stof	mobiel	inhalatie binnenlucht (>95%)	VOC
aldrin	organische stof	matig mobiel	consumptie gewas (>95%)	pesticiden

2.6.3 Kansverdelingen voor stofspecifieke parameters

De keuze voor een geschikte kansverdeling (de vorm van de kansverdeling) wordt bepaald door het karakter van de variabele en de beschikbare data (gemiddelde en spreiding). De kansverdelingen kunnen softwarematig (goodness-of-fit test) worden bepaald met software pakketten, bijvoorbeeld Crystall Ball. Een gebruikelijke methode is de chi-square test. Voor de verschillende stoffen zijn, op basis van de datasets (Otte et al., 2001) verdelingen gefit. Door de beperkte omvang van de datasets leidde dit echter meestal niet tot geschikte kansverdelingen. Daarom is uitgegaan van de meest waarschijnlijke kansverdeling. Tabel 2.5 geeft een overzicht van de kansverdelingen voor de verschillende stoffen³.

Organische stoffen: S, Vp, Kow en Koc.

Jager et al. (1997) hebben voor verschillende stofspecifieke parameters de meest waarschijnlijke vorm van de kansverdeling onderzocht. Voor oplosbaarheid, dampdruk, Kow en Koc is dat de lognormale verdeling. De in dit rapport gebruikte kansverdelingen zijn hierop gebaseerd. De verzamelde ruwe data zijn daartoe eerst log getransformeerd waarna gemiddelde en de standaardafwijking werden vastgesteld en een normale verdeling werd gefit (op de log getransformeerde data). In één uitzonderlijke geval (de oplosbaarheid van vinylchloride) bleek de spreiding van de ruwe data dermate groot dat dit leidde tot een onrealistische standaardafwijking. Daarom werd voor de oplosbaarheid van vinylchloride een uniforme verdeling gekozen. De geselecteerde log Kow van alle organische stoffen is de logP* waarde (Otte et al., 2001). Omdat hiervan de standaard afwijking onbekend is werd de standaardafwijking gebruikt die bepaald was met de eigen dataset (Otte et al., 2001). Op basis hiervan werd een normale verdeling gefit (op de log Kow data).

Lood: BCF, AIDc en Fag.

Voor lood werd een kansverdeling bepaald voor de drie input parameters die de belangrijkste blootstellingsroutes beschrijven. Het betreft de generieke consumptie gemiddelde BCF (route consumptie van gewassen uit eigen tuin), de hoeveelheid grondingestie kind⁴ (AIDc) en de

² Het feit dat een stof model staat voor een groep contaminanten wil niet zeggen dat de bevindingen integraal van toepassing zijn op andere stoffen uit de groep.

³ De molecuulmassa van de stoffen is niet meegenomen in de Monte Carlo simulatie omdat de onzekerheid van de molecuulmassa zeer klein is.

⁴ De SRC humaan voor lood is uitsluitend gebaseerd op de blootstelling van het kind (0-6 jaar).

relatieve biobeschikbaarheid van lood in grond (Fag). De twee laatstgenoemde parameters zijn bepalend voor de route ingestie grond. Beide blootstellingsroutes (grondingestie en gewasconsumptie) zijn verantwoordelijk voor meer dan 99 % van de totale blootstelling. De kansverdeling van de hoeveelheid grondingestie (AIDc) werd gebaseerd op de 8 referenties waarop de geselecteerde waarde van 100 mg/dag is gebaseerd (Otte et al., 2001). Aangenomen werd een lognormale verdeling. De data werd eerst log getransformeerd waarna het gemiddelde en de standaardafwijking werden berekend. Vervolgens werd een normale verdeling gefit.

De relatieve biobeschikbaarheid van lood in grond is gebaseerd op een mediaan waarde van 44 % en een 90 percentiel van 59 % (Lijzen et al., 1999). Omdat de relatieve biobeschikbaarheid de verhouding is van de biobeschikbaarheid van twee verschillende matrices wordt verondersteld dat de Fag normaal verdeeld is.

De generieke BCF voor lood is berekend uit plant-bodem opname relaties verkregen door lineaire modellering van velddata (Versluijs en Otte, 2001). In het geval van lood zijn dit opname modellen voor 9 gewassen. De kansverdeling van de generieke BCF werd berekend door eerst kansverdelingen te fitten op de coëfficiënten die de opname modellen beschrijven. Vervolgens is de kansverdeling bepaald van de generieke BCF middels Monte Carlo simulatie waarna het resultaat gebruikt werd als input in het CSOIL model. Bijlage 3 geeft de resulterende kansverdeling van de generieke BCF voor lood. Het gemiddelde werd vastgesteld op 0,077 en de mediaan op 0,0062. Voor de afleiding van de SRC_{humanaan} werd een generieke BCF van 0,017 gebruikt (Otte et al., 2001). Deze waarde is deterministisch vastgesteld op basis van de genoemde opname modellen waarbij rekening werd gehouden met de beperkte geldigheid van de afgeleide relaties. De BCF van 0,017 blijkt ongeveer overeen te komen met het 75 percentiel.

Tabel 2.5 Gebruikte kansverdelingen voor de verschillende stoffen

stof	parameter	unit	value selected	log gem.	log st. dev.	verdeling vorm	dataset N
lood	BCF	-	0,017	-	rekenk. gem 0,077	n.v.t.	n.v.t.
	AIDc	mg/dag	100	geomean	2,061	L	8
	Fag	-	0,6	90 perc.	mediaan 0,44	N	14
tolueen	S	mg/l	611	geomean	2,79	L	11
	Vp	Pa	2959	geomean	3,47	L	3
	Kow	-	5,37E+02	logP*	2,73	L	-
	Koc	-	1,23E+02	geomean	2,09	L	16
aldrin	S	mg/l	2,46E-02	geomean	-1,61	L	3
	Vp	Pa	2,33E-03	geomean	-2,63	L	4
	Kow	-	3,16E+06	logP*	6,5	L	-
	Koc	-	8,71E+03	geomean	3,94	L	12
vinylchloride	S	mg/l	4,28E+02	geomean	min 1,40	U	11
	Vp	Pa	2,98E+05	geomean	5,47	L	17
	Kow	-	3,31E+01	logP*	1,52	L	-
	Koc	-	3,63E+01	geomean	1,56	L	4

2.6.4 Resultaten

De resultaten van de onzekerheidsanalyse zijn gegeven in Tabel 2.6. Een manier om de onzekerheid uit te drukken én onderling te vergelijken is de ratio van 10 en 90 percentiel te vergelijken. Deze ratio's worden in de tabel gegeven. Daarna worden per stof de resultaten besproken.

Tabel 2.6 Resultaten onzekerheidsanalyse

	Tolueen Cs	Aldrin Cs	Vinylchloride Cs	lood Cs
verdelingen				
log S	2,79 (0,059) N	-1,609(0,639) N	1,4 - 10000 U	
log Vp	3,47 (0,059) N	-2,633(0,617) N	5,474(0,059) N	
log Kow	2,73 (0,050) N	6,50 (1,61) N	1,52 (0,476) N	
log Koc	2,09 (0,343) N	3,94 (1,04) N	1,56 (0,24) N	
Resultaten	Value	Value	Value	Value
Trials	5000	5000	5000	5000
Mean	4,46E+01	6,01E+00	1,39E-02	8,55E+02
Median	3,23E+01	2,85E-01	1,12E-02	7,84E+02
Mode	---	---	---	---
Standard Deviation	4,14E+01	1,31E+01	1,11E-02	4,92E+02
Variance	1,71E+03	1,72E+02	1,23E-04	2,42E+05
Skewness	3,14	2,64	1,98	5,00
Kurtosis	19,21	9,27	9,76	88,74
Coeff. of Variability	0,93	2,18	0,80	0,58
Range Minimum	2,53E+00	1,69E-06	1,23E-03	6,46E-01
Range Maximum	5,22E+02	6,40E+01	1,18E-01	1,22E+04
Range Width	5,19E+02	6,40E+01	1,17E-01	1,22E+04
Mean Std. Error	5,86E-01	1,85E-01	1,57E-04	6,96E+00
Percentile	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
0%	2,53E+00	1,69E-06	1,23E-03	6,46E-01
10%	1,22E+01	2,52E-03	3,16E-03	3,95E+02
25%	1,91E+01	2,45E-02	5,96E-03	5,68E+02
50%	3,23E+01	2,85E-01	1,12E-02	7,84E+02
75%	5,50E+01	3,21E+00	1,86E-02	1,06E+03
90%	9,00E+01	2,42E+01	2,77E-02	1,38E+03
100%	5,22E+02	6,40E+01	1,18E-01	1,22E+04
ratio 90-10 percentiel	7,35E+00	9,59E+03	8,76E+00	3,49E+00

Tabel 2.7 Bijdrage parameters aan de variantie van de SRC_{human} (%)

	Tolueen	Aldrin	Vinylchloride	lood
S	3,7	0,1	67,9	
Vp	2,5	0,8	2,5	
Kow	0,1	59,3	0,0	
Koc	93,7	39,7	29,7	
BCFme				28,8
AIDc				27,8
Fag				18,7

Tolueen

De 10 en 90 percentielen van de SRC_{humaan} liggen op respectievelijk 12,2 en 90 mg/kg. De mediaan is 32 mg/kg en het gemiddelde is 44,6 mg/kg. De mediaan waarde is gelijk aan de voorgestelde SRC_{humaan} . Van de parameters die in beschouwing zijn genomen draagt de vooral de Koc bij aan de onzekerheid (voor meer dan 90%; zie Tabel 2.7).

De verhouding tussen de 10 en 90 percentielen is kleiner dan 10 zodat we, binnen de scope van dit onderzoek, kunnen concluderen dat er sprake is van een betrouwbare SRC_{humaan} . Het is de verwachting dat, gezien de onzekerheid van het voor tolueen belangrijkste modelconcept (blootstelling via inhalatie), de bijdrage van de fysisch-chemische data aan de onzekerheid van de SRC_{humaan} relatief klein zal zijn.

Aldrin

De 10 en 90 percentielen van de SRC_{humaan} liggen op respectievelijk 0,003 en 24 mg/kg. De mediaan is 0,29 mg/kg en het gemiddelde is 6,0 mg/kg. De mediaan waarde komt goed overeen met de voorgestelde SRC_{humaan} (0,32 mg/kg). Van de parameters die in beschouwing zijn genomen dragen vooral de Koc en de Kow bij aan de onzekerheid (zie Tabel 2.7)

De verhouding tussen de 10 en 90 percentielen is groot. Binnen de scope van dit onderzoek moeten we daarom concluderen dat de onzekerheid over de juiste waarde voor log Kow en in

mindere mate log Koc de afleiding van een betrouwbare SRC_{humaan} verhindert. Dit werd naar aanleiding van de evaluatie van de CSOIL parameter set al eerder geconcludeerd (Otte, 2001).

Vinylchloride

De oplosbaarheid van vinylchloride blijkt een behoorlijke spreiding te hebben hoewel de geselecteerde waarde (428 mg/dm^3 , $N=11$) redelijk overeen komt met waarde waarop de huidige interventiewaarden zijn gebaseerd (1100 mg/dm^3). Omdat uit de ruwe data geen realistische lognormale verdeling bleek te fitten werd gekozen voor een uniforme verdeling. De 10 en 90 percentielen van de SRC_{humaan} liggen op respectievelijk 0,003 en 0,03 mg/kg. De mediaan is 0,011 mg/kg en het gemiddelde is 0,014 mg/kg. De mediaan waarde verschilt van de voorgestelde SRC_{humaan} (0,002 mg/kg). Dit komt voornamelijk door het gebruik van een uniforme verdeling voor de waarde van de oplosbaarheid waardoor alle waarden tussen het maximum en het minimum dezelfde “zwaarte” krijgen. Bij de afleiding van de voorgestelde SRC_{humaan} is de waarde van de oplosbaarheid gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de data.

Van de parameters die in beschouwing zijn genomen dragen vooral de oplosbaarheid en de Koc bij aan de onzekerheid van de SRC_{humaan} (zie Tabel 2.7).

De verhouding tussen de 10 en 90 percentielen is kleiner dan 10 wat lijkt te wijzen op een redelijke betrouwbaarheid. Dit dient echter wel genuanceerd te worden vanwege de problematische vaststelling van een beste waarde voor de oplosbaarheid en de meest geschikt verdeling. Het is overigens de verwachting dat ook het voor vinylchloride belangrijkste modelconcept (blootstelling via inhalatie) belangrijk zal bijdragen aan de onzekerheid van de SRC_{humaan} .

In Lijzen et al. (2001) krijgt de fysisch-chemische data set een Reliability Score van “high”. Dit komt vooral doordat de herziene dataset vergelijkbaar was met de huidige data, de hoeveelheid beschikbare data en de verbeterde afleiding van de Koc.

Lood

De SRC_{humaan} is, in afwijking van de normale procedure, uitsluitend gebaseerd op de blootstelling gedurende de kindertijd (0 tot 6 jaar). De 10 en 90 percentielen van de SRC_{humaan} liggen op respectievelijk 395 en 1380 mg/kg. De mediaan is 784 mg/kg en het gemiddelde 855 mg/kg. Van de parameters die in beschouwing zijn genomen dragen de hoeveelheid grondingestie (AIDc) en de generieke BCF in gelijke mate bij aan de spreiding rond de SRC_{humaan} .

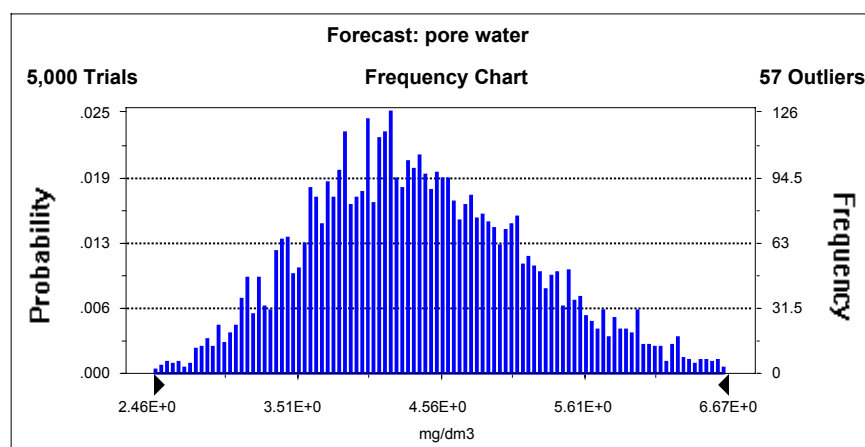
De berekende mediaan waarde (784 mg/kg) is hoger dan de voorgestelde SRC_{humaan} (622 mg/kg). Dit komt omdat bij de afleiding van de SRC_{humaan} gekozen is voor het 90-percentiel van de beschikbare data over de relatieve biobeschikbaarheid voor lood in grond (Fag). Ook bij de vaststelling van de generieke BCF is gekozen voor een enigszins conservatieve benadering.

2.6.5 Discussie

De onzekerheid van de SRC_{humaan} als gevolg van de onzekerheid van de fysisch-chemische parameters is in beeld gebracht voor 4 stoffen. Uit de gevoeligheidsanalyse blijkt dat, voor mobiele organische stoffen de spreiding rond de log Koc veelal bepalend is voor de spreiding rond de berekende SRC_{humaan} . Dit komt omdat de blootstelling in belangrijke mate plaats vindt via het poriewater (via de routes inhalatie binnenlucht en consumptie van gewassen uit eigen tuin). Bij metalen (lood) blijken de generieke BCF en de hoeveelheid grondingestie (AIDc) beide in gelijke mate bij te dragen aan de onzekerheid.

De Koc is gebaseerd op empirische (veld) Koc's, waardoor een groot deel van de spreiding te verklaren valt door de invloed van temporele en ruimtelijke verschillen. Bij een generieke risicobeoordeling, welke ten grondslag ligt aan de SRC_{humaaan} , is niet te vermijden.

Bij organische contaminanten waarbij de meeste blootstelling (> 95%) via inhalatie binnenlucht en consumptie van gewassen uit eigen tuin verloopt de blootstelling via het poriewater. De onzekerheid die veroorzaakt wordt door de Koc is in de poriewaterconcentratie niet aanwezig. Hierdoor vertoont de poriewaterconcentratie een kleinere spreiding dan het metaalgehalte in de bodem. Voor de humane risicogrens van toluen in grondwater daalt in een dergelijk geval de verhouding tussen de 10 en 90 percentielen van 7,4 naar 1,6 (zie Figuur 2.4 en Bijlage 3: tabel B).



Figuur 2.4 Poriewaterconcentratie bij blootstelling toluen is gelijk aan het MTR

Bij vluchtige verbinding kan ook de spreiding rond de oplosbaarheid en dampdruk en daarmee de Henry coëfficiënt een rol spelen. Men dient rekening te houden met de mogelijkheid dat de betrouwbaarheid van oplosbaarheid, dampdruk en daarmee de Henry coëfficiënt voor zeer vluchtige organische stoffen (zie vinylchloride) laag kan zijn. De fundamentele onzekerheid⁵ (modelconcept) is op dit moment nog niet kwantitatief in beeld te brengen. Het is echter de verwachting dat de fundamentele onzekerheid nog belangrijk zal bijdragen, vooral indien de blootstelling loopt via de routes inhalatie binnenlucht en consumptie van gewassen uit eigen tuin.

Bij de beoordeling van de onzekerheid is het belangrijk niet alleen de operationele onzekerheid te beschouwen maar ook de onzekerheden die worden veroorzaakt door het gekozen modelconcept alsmede de onderliggende aannames. Tenslotte mag men niet uit het oog verliezen dat spreiding in de blootstelling een natuurlijk fenomeen is wat ook door metingen wordt bevestigd. Met het Nader Onderzoek kan de onzekerheid verkleind worden door locatie specifieke metingen waarbij de resultaten van gevoeligheid en onzekerheidsanalyse kunnen worden gebruikt om metingen op de meest kritische onderdelen in te zetten.

⁵ Men veronderstelt dat de fundamentele onzekerheid groter is dan de onzekerheid veroorzaakt door de input parameters (Ragas et al., 1999)

3. Verandering ecotoxicologische risicogrenzen voor bodem

3.1 Analyse oorzaken van verandering

In dit hoofdstuk wordt toegelicht welke wijzigingen in het afleiden van de ecotoxicologische risicogrenzen voor bodem hebben geleid tot de verschillen van deze herziene risicogrenzen met de huidige HC50-waarden voor bodem. Dit is gedaan voor de geselecteerde stoffen (zie Tabel 1.2). In Tabel 3.1 zijn de belangrijkste oorzaken van veranderingen samengevat.

In Figuur 3.1 is grafisch een overzicht gegeven van de omvang van de verschillen tussen de huidige en de herziene SRC_{eco} .

3.2 Metalen

Arseen

Drie redenen kunnen worden gegeven voor de verandering van de SRC_{eco} van arseen van 40 naar 85 mg/kg. Ten eerste werd geen achtergrondgehalte toegevoegd door Denneman en Van Gestel (1990,1991). Dit veroorzaakt een verschil van 29 mg/kg, (een toevoeging van 73% bij de waarde afgeleid uit de oude gegevens en 52% bij de herziene waarde). Ten tweede is in de afleiding door Denneman en Van Gestel een studie gebruikt, die werd gerapporteerd als lager dan, om het geometrisch gemiddelde voor de macrofyt *Glycine max* te bepalen. Hiervoor werd de waarde eerst nog door een factor twee gedeeld. Het weglaten van deze waarde zou de oude SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel met 23 mg/kg verhogen. Ten derde werd in de afleiding van de nieuwe SRC_{eco} een aanvullende studie voor de oligochaat *Eisenia fetida* opgenomen. Het meenemen van deze studie zorgt voor een verlaging met 7 mg/kg ten opzichte van de waarde berekend uit de rest van de huidige gegevens. Echter, voor de gegevens gebruikt door Denneman en Van Gestel zou deze studie tot een verhoging met 1 mg/kg leiden tot 41 mg/kg.

Kwik

Zowel de oude als de nieuwe waarde voor de SRC_{eco} van kwik is gebaseerd op processen. De hogere nieuwe SRC_{eco} voor anorganisch kwik kan volledig worden toegeschreven aan de meerekening van aanvullende gegevens. Veel van de gegevens, die vermeld werden door Denneman en Van Gestel werden niet opgenomen in de afleiding van de SRC_{eco} . De bijdrage van de achtergrondconcentratie aan de nieuwe SRC_{eco} is verwaarloosbaar.

Lood

Voor lood leidt de aanwezigheid van meer toxiciteitsgegevens voor terrestrische soorten tot een verhoging van de SRC_{eco} met 201 mg/kg (69%). Verder zorgt de achtergrondconcentratie van 85 mg/kg voor een verdere toename (van 29%).

Molybdeen

Denneman en Van Gestel stelden geen SRC_{eco} voor molybdeen voor, omdat de studies aangaande terrestrische processen niet waren uitgedrukt als NOEC of EC50 en omdat geen correctie voor het bodemtype mogelijk was. Ze concludeerden dat de SRC_{eco} ruim onder de 480 mg/kg zou moeten liggen. De huidige SRC_{eco} is echter gelijkgesteld aan deze 480 mg/kg. Voor de nieuwe SRC_{eco} werden meer gegevens over terrestrische processen opgenomen en ECx data werden omgerekend naar NOECs volgens de richtlijnen van het project “Integrale Normstelling Stoffen”. De nieuwe SRC_{eco} is van deze gegevens afgeleid met behulp van statistische extrapolatie en is 190 mg/kg.

Koper

Denneman en Van Gestel stelden de SRC_{eco} voor koper van 190 mg/kg vast met behulp van statistische extrapolatie uit de chronische studies voor soorten. In deze waarde is de achtergrondconcentratie niet opgenomen. De nieuwe waarde voor de SRC_{eco} is 96 mg/kg. Deze waarde is gebaseerd op het geometrische gemiddelde voor processen, waaraan een achtergrondconcentratie van 36 mg/kg is toegevoegd. De waarde voor soorten van 340 mg/kg is hoger dan de SRC_{eco} afgeleid door Denneman en Van Gestel tengevolge van de aanwezigheid van meer gegevens en de toevoeging van de achtergrondconcentratie. Het is duidelijk dat in dit geval processen gevoeliger zijn dan soorten.

Nikkel

De redenen voor de lagere waarde voor de herziene SRC_{eco} voor nikkel zijn tamelijk complex. Het belangrijkste zijn de verschillen in de evaluatie en behandeling van de gegevens. De gegevens voor soorten waarvoor geen duidelijk gehalte organische stof was gegeven, werden niet gebruikt in het project “Integrale Normstelling Stoffen”. Daarom is één studie voor *Eisenia fetida*, die gebruikt werd door Denneman en Van Gestel, weggelaten bij de afleiding van de nieuwe SRC_{eco} , die uitkwam op 100 mg/kg. Indien dit niet het geval zou zijn, dan zou de waarde voor soorten vrijwel gelijk zijn aan de waarde voor processen (160 tegen 150 mg/kg). De oude SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel is met name hoger dan de nieuwe waarde, omdat de oude SRC_{eco} het geometrische gemiddelde was van de waarde voor soorten en processen, waarbij de waarde voor processen was gebaseerd op EC50 waarden gedeeld door 5 in plaats van de huidige factor 10. In het project “Integrale Normstelling Stoffen” worden slechts een paar gegevens voor processen vermeld, waarvoor het effectpercentage minder dan 10% is (NOECs). Het meenemen van de andere gegevens gerapporteerd door Denneman en Van Gestel zou op de uiteindelijke nieuw af te leiden SRC_{eco} waarde geen invloed hebben. Verder is bij de nieuwe SRC_{eco} de achtergrondconcentratie van 35 mg/kg bijgeteld. De oude SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel was niet gecorrigeerd voor de achtergrondconcentratie.

Zink

De nieuwe SRC_{eco} voor zink is 370 mg/kg lager (52%) dan de oude waarde. De nieuwe waarde is gebaseerd op processen in plaats van soorten. Echter ook de nieuwe waarde voor soorten is 190 mg/kg lager (27%) dan de oude waarde, zelfs na bijtelling van de achtergrondconcentratie bij de nieuwe waarde. Zonder de correctie voor de achtergrondconcentratie zouden de nieuwe SRC_{eco} waarden voor processen 510 mg/kg (71%) en voor soorten 330 mg/kg (46%) lager zijn dan de oude waarde. De reden voor de verandering van de SRC_{eco} is de beschikbaarheid van meer toxiciteitsgegevens.

3.3 Monoaromatische koolwaterstoffen

Fenol

De lagere nieuwe waarde voor de SRC_{eco} voor fenol van 14 mg/kg is gebaseerd op evenwichtspartitie. De oude SRC_{eco} was gebaseerd op toxiciteitsgegevens voor twee endemische soorten oligochaeten. De vier soorten oligochaeten, die gerapporteerd worden door Denneman en Van Gestel, zijn over het hoofd gezien in het nieuwe literatuuronderzoek, maar het geometrische gemiddelde van deze gegevens gedeeld door 10 is 34 mg/kg, wat nog steeds hoger is dan de waarde afgeleid met behulp van evenwichtspartitie.

Cresolen

Twee redenen kunnen worden gegeven voor de verlaging van de SRC_{eco} voor de som van cresolen. Ten eerste is voor de terrestrische studies met de macrofyt *Lactuca sativa* niet de langste blootstellingsduur gekozen (14 d). In plaats daarvan werd de laagste NOEC gekozen (groei na 7 d). Voor *m*-cresol is er geen verschil maar voor *o*-cresol is de NOEC 50 mg/kg in plaats van 160 mg/kg. Het geometrische gemiddelde voor deze stoffen is dan 28 mg/kg in plaats van 50 mg/kg (de SRC_{eco} voorgesteld door Denneman en Van Gestel). Ten tweede werd evenwichtspartitie ook beschouwd in de afleiding van de nieuwe SRC_{eco} waarden. De nieuwe SRC_{eco} voor de som van cresolen is het geometrisch gemiddelde van de SRC_{eco} voor alle individuele cresolen, die de minimum waarde zijn van evenwichtspartitie en directe terrestrische gegevens indien beschikbaar. Deze waarden zijn de directe afgeleide SRC_{eco} voor *o*- en *m*-cresol en de waarde afgeleid via evenwichtspartitie voor *p*-cresol, waarvoor geen terrestrische gegevens beschikbaar waren.

Tolueen

Beide terrestrische studies met tolueen, vermeld in Van de Plassche et al. (1993) waarop de nieuwe SRC_{eco} waarde is gebaseerd, zijn incorrect omgerekend naar standaard bodem. Deze rekenfouten hebben geleid tot de lagere SRC_{eco} van 47 mg/kg. De correcte NOECs zouden 500 mg/kg voor *Lactuca sativa* en 50 mg/kg voor *Eisenia fetida* moeten zijn. Dit leidt tot een SRC_{eco} van 160 mg/kg (of 150 mg/kg zoals gegeven door Denneman en Van Gestel). De huidige SRC_{eco} voor tolueen is 130 mg/kg. Vergeleken met deze waarde, is de waarde bepaald met evenwichtspartitie lager: 79 mg/kg. De SRC_{eco} voor tolueen in bodem moeten worden gecorrigeerd naar deze 79 mg/kg in plaats van 47 mg/kg (< factor twee lager dan de oude waarde).

De MTR is afgeleid van de laagste NOEC. Deze is dus niet 14 maar 50 mg/kg. Daarom verandert de voorgestelde MTR van 0,14 naar 0,50 mg/kg.

3.4 Poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Fluorantheen

Voor fluorantheen afzonderlijk is geen SRC_{eco} afgeleid door Denneman en Van Gestel. In plaats daarvan werd een waarde voor de som van PAK's gebruikt. Het is besloten om voor de nieuwe SRC_{eco} waarden geen waarde te presenteren voor de som van alle PAK's. Voor fluorantheen is de afgeleide waarde aanzienlijk hoger dan voor de rest van de PAK's.

Naftaleen

Zowel de waarde afgeleid door Denneman en Van Gestel als de nieuwe SRC_{eco} voor naftaleen zijn gebaseerd op evenwichtspartitie. Het gebruikte geometrische gemiddelde van de aquatische toxiciteitsgegevens is vrijwel overeenkomstig (340 tegen 290 µg/l) en hetzelfde geldt voor de gebruikte K_p (79 tegen 57 l/kg). De hieruit resulterende SRC_{eco} voor bodem van Denneman en Van Gestel was 27 (30) mg/kg, terwijl de nieuwe waarde 17 mg/kg is. De huidige SRC_{eco} voor naftaleen van 40 mg/kg is een waarde voor de som van alle PAK's. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle PAK's, maar voor elke stof afzonderlijk.

Anthraceen

Door Denneman en Van Gestel werd geen waarde afgeleid voor anthraceen. De nieuwe SRC_{eco} voor anthraceen is gebaseerd op evenwichtspartitie. De resulterende SRC_{eco} voor bodem is 1,6 mg/kg, wat veel lager is dan de waarde van 73 mg/kg afgeleid uit twee acute terrestrische studies met macrofyten. De huidige SRC_{eco} voor anthraceen van 40 mg/kg is een

waarde voor de som van alle PAK's. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle PAK's, maar voor elke stof afzonderlijk.

Benzo[a]anthraceen

Door Denneman en Van Gestel werd geen waarde afgeleid voor benzo[a]anthraceen. De nieuwe SRC_{eco} voor benzo[a]anthraceen van 2,5 mg/kg is gebaseerd op één terrestrische NOEC. De huidige SRC_{eco} voor benzo[a]anthraceen van 40 mg/kg is een waarde voor de som van alle PAK's. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle PAK's, maar voor elke stof afzonderlijk.

Benzo[a]pyreen

Door Denneman en Van Gestel werd geen waarde afgeleid voor benzo[a]pyreen. De nieuwe SRC_{eco} voor benzo[a]pyreen van 7,0 mg/kg is gebaseerd op vier terrestrische NOECs. De huidige SRC_{eco} voor benzo[a]pyreen van 40 mg/kg is een waarde voor de som van alle PAK's. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle PAK's, maar voor elke stof afzonderlijk.

Indeno[1,2,3-c,d]pyrene

Door Denneman en Van Gestel werd geen waarde afgeleid voor indeno[1,2,3-c,d]pyrene. De nieuwe SRC_{eco} voor indeno[1,2,3-c,d]pyrene van 1,9 mg/kg is gebaseerd op aquatische QSAR schattingen waarop evenwichtspartitie en een assessment factor van 10 is toegepast. De huidige SRC_{eco} voor indeno[1,2,3-c,d]pyrene van 40 mg/kg is een waarde voor de som van alle PAK's. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle PAK's, maar voor elke stof afzonderlijk.

3.5 Gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen

Dichloormethaan

De nieuwe SRC_{eco} voor dichloormethaan van 3,9 mg/kg is gebaseerd op terrestrische processen. De huidige SRC_{eco} voor dichloormethaan van 60 mg/kg is een generieke waarde voor alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen. Denneman en Van Gestel stelden de waarde van 30 mg/kg voor voor de som van alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen, maar voor elke stof afzonderlijk.

Trichlooretheen

De nieuwe SRC_{eco} voor trichlooretheen van 2,5 mg/kg is gebaseerd op terrestrische processen. De huidige SRC_{eco} voor trichlooretheen van 60 mg/kg is een generieke waarde voor alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen. Denneman en Van Gestel stelden de waarde van 30 mg/kg voor voor de som van alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen, maar voor elke stof afzonderlijk.

Tetrachlooretheen

De nieuwe SRC_{eco} voor tetrachlooretheen van 16 mg/kg is gebaseerd op terrestrische soorten en evenwichtspartitie, beide methoden gaven dezelfde uitkomst. De huidige SRC_{eco} voor tetrachlooretheen van 60 mg/kg is een generieke waarde voor alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen. Voor de nieuwe SRC_{eco} is geen waarde voorgesteld voor de som van alle gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen, maar voor elke stof afzonderlijk. Denneman en Van Gestel stelden de waarde van 15 mg/kg voor voor tetrachlooretheen, gebaseerd op dezelfde terrestrische studie als de nieuwe SRC_{eco} waarde. Hun waarde was echter gebaseerd

op een chronisch effect gerapporteerd als lager dan, terwijl de nieuwe waarde werd gebaseerd op letaliteit (LC50) met een assessment factor van 10.

3.6 Chloorbenzenen

Trichloorbenzenen

De nieuwe SRC_{eco} voor trichloorbenzenen van 11 mg/kg is het geometrische gemiddelde van de waarden voor de drie isomeren. De SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel van 30 mg/kg werd ook bepaald voor het geometrisch gemiddelde van de drie isomeren. De huidige SRC_{eco} van 30 mg/kg is een waarde voor de som van alle chloorbenzenen, behalve penta- en hexachloorbenzeen. De reden voor het verschil tussen de nieuwe SRC_{eco} en de waarde voorgesteld door Denneman en Van Gestel is dat voor 1,2,3-trichloorbenzeen de terrestrische gegevens van het project “Integrale Normstelling Stoffen” zijn gebruikt in plaats van de gegevens van Denneman en Van Gestel en dat voor 1,2,4-trichloorbenzeen evenwichtspartitie is toegepast.

De nieuwe SRC_{eco} voor 1,2,3-trichloorbenzeen is afgeleid van een NOEC voor *Lactuca sativa* van 5,0 mg/kg. De waarde van 25 mg/kg van Denneman en Van Gestel was gebaseerd op deze NOEC en een geometrisch gemiddelde van 120 mg/kg voor *Eisenia fetida* (groei), uit het RIVM-rapport 71840 005 (Van Gestel et al., 1989c). Echter, in de daarop volgende publicatie van Van Gestel en Ma zijn deze NOEC waarden weggelaten en worden alleen de LC50 waarden gerapporteerd. Deze LC50 waarden zijn ook de enige waarden gerapporteerd in het “Integrated Criteria Document Chlorobenzenes” en in de EPA-database Terretox⁶.

De nieuwe SRC_{eco} voor 1,2,4-trichloorbenzeen van 5,1 mg/kg is afgeleid met behulp van evenwichtspartitie. De waarde van 20 mg/kg, voorgesteld door Denneman en Van Gestel, was gebaseerd op LC50s voor twee endemische soorten aardwormen. Als alle vier de oligochaten en *Lactuca sativa* zouden zijn meegenomen zou er een vergelijkbaar geometrisch van 19 mg/kg.

Zowel de nieuwe SRC_{eco} als de oude waarde van Denneman en Van Gestel voor 1,3,5-trichloorbenzeen is gebaseerd op één NOEC voor *Lactuca sativa* van 50 mg/kg.

Tetrachloorbenzenen

De nieuwe SRC_{eco} voor de som van tetrachloorbenzenen van 2,2 mg/kg is het geometrisch gemiddelde van de waarden voor de drie isomeren. Een geometrisch gemiddelde van 10 mg/kg voor twee isomeren, waarvoor terrestrische gegevens beschikbaar werd voorgesteld door Denneman en Van Gestel. De huidige SRC_{eco} van 30 mg/kg voor de som van tetrachloorbenzenen is een waarde voor de som van alle chloorbenzenen, behalve penta- en hexachloorbenzeen.

De nieuwe SRC_{eco} voor 1,2,3,4-tetrachloorbenzeen van 16 mg/kg is afgeleid van de EC50 (groei) voor *Lactuca sativa* met een assessment factor van 10. De waarde van 50 mg/kg, voorgesteld door Denneman en Van Gestel, was gebaseerd op de NOEC voor groei.

De nieuwe SRC_{eco} voor 1,2,3,5-tetrachloorbenzeen van 0,65 mg/kg is afgeleid van de EC50 (groei) voor *Lactuca sativa* met een assessment factor van 10. De waarde van 2,5 mg/kg, voorgesteld door Denneman en Van Gestel, was gebaseerd op de NOEC voor groei, wat een waarde was die gerapporteerd is als lager dan.

De nieuwe SRC_{eco} voor 1,2,4,5-tetrachloorbenzeen van 1 mg/kg is afgeleid van de EC50 (groei) voor *Lactuca sativa* met een assessment factor van 10. Deze studie (Hulzebos et al., 1993) werd niet vermeld door Denneman en Van Gestel.

⁶ Voor de vier bodemtypes die gebruikt zijn in deze acute toxiciteitsstudie, zijn twee organisch stof percentages verwisseld in het “Integrated Criteria Document Chlorobenzenes”. Dit heeft echter geen effect op het berekende geometrische gemiddelde.

Hexachloorbenzeen

De huidige waarde voor de SRC_{eco} van hexachloorbenzeen is gebaseerd op één NOEC voor *Lactuca sativa* van 500 mg/kg (Denneman en Van Gestel). De nieuwe waarde van 2,0 mg/kg is gebaseerd op evenwichtspartitie.

3.7 Chloorfenolen

Monochloorfenolen

De nieuwe SRC_{eco} van 5,4 mg/kg voor de som van de monochloorfenolen is het geometrisch gemiddelde van de waarden voor de drie isomeren. Een geometrisch gemiddelde van 35 mg/kg voor twee isomeren, waarvoor terrestrische gegevens beschikbaar zijn, werd gegeven door Denneman en Van Gestel. De huidige SRC_{eco} voor de som van monochloorfenolen van 10 mg/kg is een waarde voor de som van alle chloorfenolen, behalve pentachloorfenol.

De nieuwe SRC_{eco} van 7,8 mg/kg voor 2-chloorfenol werd afgeleid met behulp van evenwichtspartitie. De SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel is 45 mg/kg. Deze waarde is gebaseerd op een EC50 van 220 mg/kg voor *Lactuca sativa* waarop een assessment factor van 5 is toegepast. In de huidige methodologie zou deze factor 10 zijn.

De nieuwe SRC_{eco} van 14 mg/kg voor 3-chloorfenol is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van een EC50 voor *Lactuca sativa* en twee LC50s voor oligochaeten, waarop een assessment factor van 10 is toegepast. EC50s en LC50s worden afzonderlijk behandeld door Denneman en Van Gestel en daarom is de SRC_{eco} alleen gebaseerd op de twee LC50s voor oligochaeten. Deze SRC_{eco} is 30 mg/kg.

Voor 4-chloorfenol werd geen SRC_{eco} afgeleid door Denneman en Van Gestel. De nieuwe SRC_{eco} van 1,4 mg/kg voor deze stof is gebaseerd op evenwichtspartitie.

Dichloorfenolen

Voor dichloorfenolen werden in de afleiding van de nieuwe SRC_{eco} dezelfde gegevens gebruikt als door Denneman en Van Gestel. Denneman en Van Gestel gebruikten een assessment factor van 5 in plaats van 10 voor EC50 waarden voor *Lactuca sativa*. Als een factor 10 gebruikt zou zijn voor zowel LC50 als EC50 zou de SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel 30 i.p.v. 40 mg/kg zijn.

De nieuwe SRC_{eco} voor de som van dichloorfenolen is echter voor alle dichloorfenolen afzonderlijk afgeleid met behulp van evenwichtspartitie. De nieuwe waarde voor de som van dichloorfenolen is 22 mg/kg (4 mg/kg lager dan de waarde van 26 mg/kg afgeleid uit directe terrestrische gegevens en 18 lager mg/kg lager dan de waarde van 40 mg/kg van Denneman en Van Gestel). De huidige SRC_{eco} voor de som van dichloorfenolen van 10 mg/kg is een waarde voor de som van alle chloorfenolen, behalve pentachloorfenol.

Trichloorfenolen

Voor trichloorfenolen zijn in de nieuwe afleiding van de SRC_{eco} meer gegevens gebruikt. De beschikbare gegevens waren dezelfde als die vermeld door Denneman en Van Gestel maar sommige gegevens werden niet gebruikt in de afleiding van de oude SRC_{eco} waarden. Denneman en Van Gestel leidden een waarde af van 15 mg/kg voor trichloorfenolen. Voor de nieuwe SRC_{eco} afgeleid uit direct terrestrische toxiciteitsgegevens is het geometrisch gemiddelde 9,6 mg/kg. Voor evenwichtspartitie is dit gemiddelde 41 mg/kg. De nieuwe SRC_{eco} voor de som van trichloorfenolen van 22 mg/kg is het geometrisch gemiddelde van de SRC_{eco} voor alle afzonderlijke trichloorfenolen, die elk het minimum zijn van evenwichtspartitie en directe terrestrische gegevens indien beschikbaar. De huidige SRC_{eco} voor de som van trichloorfenolen van 10 mg/kg is een waarde voor de som van alle chloorfenolen, behalve pentachloorfenol.

Tetrachloorfenolen

Een waarde van 65 mg/kg werd afgeleid voor 2,3,4,5-tetrachloorfenol door Denneman en Van Gestel. Dit is dezelfde waarde als de nieuwe SRC_{eco} voor deze stof (64 mg/kg). De nieuwe SRC_{eco} voor de som van tetrachloorfenolen van 21 mg/kg is het geometrisch gemiddelde van de SRCs_{eco} voor tetrachloorfenolen afzonderlijk, die elk het minimum zijn van evenwichtspartitie en directe terrestrische gegevens indien beschikbaar. De huidige SRC_{eco} voor de som van tetrachloorfenolen van 10 mg/kg is een waarde voor de som van alle chloorfenolen, behalve pentachloorfenol.

Pentachloorfenol

De nieuwe SRC_{eco} voor pentachloorfenol is gebaseerd op meer gegevens. Genoeg gegevens over terrestrische processen waren beschikbaar voor een statistische extrapolatie. Daarom werd geen vergelijking gemaakt met evenwichtspartitie. De laagste waarde afgeleid uit directe terrestrische gegevens was die van acute toxiciteitsgegevens gedeeld door een assessment factor van 10. De hieruit voorkomende SRC_{eco} is 12 mg/kg. The SRC_{eco} voor pentachloorfenol afgeleid door Denneman en Van Gestel van chronische toxiciteitsgegevens was 5 mg/kg.

3.8 Bestrijdingsmiddelen

DDT

Voor DDT zijn de zowel de nieuwe SRC_{eco} en de SRC_{eco} van Denneman en Van Gestel gebaseerd op dezelfde gegevens voor *Gryllus pennsylvanicus*. Denneman en Van Gestel gebruikten de waarde met 0% organisch stof niet en daarom was hun SRC_{eco} 1,3 mg/kg, terwijl de nieuwe SRC_{eco} 1,0 mg/kg is. De huidige SRC_{eco} van 4 mg/kg voor DDT is een waarde voor de som van DDT, DDE en DDD.

DDD

Denneman en Van Gestel hebben DDE en DDD niet in beschouwing genomen. Er werd geen onderscheid gemaakt tussen DDT, DDE en DDD voor de huidige SRCs_{eco}. De nieuwe SRCs_{eco} zijn voor deze stoffen afzonderlijk afgeleid en de waarde voor DDD van 34 mg/kg is hoger dan die voor de andere twee.

DDE

De nieuwe SRC_{eco} van 1,3 mg/kg werd afgeleid met behulp van evenwichtspartitie en is een SRC_{eco} voor deze stof afzonderlijk. De huidige SRC_{eco} voor DDE van 4 mg/kg is een waarde voor de som van DDT, DDE en DDD.

HCHs

Denneman en Van Gestel hebben α - en β -HCH niet in beschouwing genomen. Er werd geen onderscheid gemaakt tussen α -, β - en γ -HCH voor de huidige SRCs_{eco}. De nieuwe SRCs_{eco} zijn voor deze stoffen afzonderlijk afgeleid en de waarden voor α - en β -HCH van 17 en 13 mg/kg zijn hoger dan die voor γ -HCH van 1,2 mg/kg en daarom verandert ook de som van 2 mg/kg naar 6,4 mg/kg.

Drins

De huidige SRC_{eco} voor de som van drins (4 mg/kg) is gelijkgesteld aan de waarde die door Denneman en Van Gestel voor dieldrin werd afgeleid. Deze SRC_{eco} was een geometrisch gemiddelde van een waarde voor soorten (*Folsomia candida*) en een waarde voor bacteriën (niet gespecificeerd) en processen. De nieuwe waarden zijn echter verschillend omdat

processen en soorten niet meer samen genomen worden. Het verschil tussen deze twee waarden is bijna twee orden van grootte. Verder is er nu een vergelijking gemaakt tussen chronische en acute toxiciteitsgegevens, hoewel voor dieldrin het verschil tussen waarden berekend uit de acute en chronische gegevens niet erg groot is. Als laatste zijn in de afleiding van de SRC_{eco} dieldrin en aldrin niet afzonderlijk behandeld, omdat aldrin in bodem gemakkelijk omgezet wordt in dieldrin. De SRC_{eco} voor dieldrin en aldrin van 0,22 mg/kg is gebaseerd op acute toxiciteitsgegevens, waarbij een assessment factor van 10 is toegepast. De NOEC voor *Folsomia candida* van 0,5 mg/kg is in dezelfde orde van grootte. De nieuwe SRC_{eco} voor de som van drins van 0,14 mg/kg is een geometrisch gemiddelde van de waarden voor dieldrin/aldrin en endrin. De SRC_{eco} voor endrin is in dezelfde orde van grootte (0,095 mg/kg) en is ook gebaseerd op acute terrestrische toxiciteitsgegevens.

Carbaryl

De voornaamste reden voor de lagere waarde van de nieuwe SRC_{eco} voor carbaryl (0,45 mg/kg) in vergelijking met de huidige SRC_{eco} (5 mg/kg) is het toepassen van evenwichtspartitie. Het gebruik van andere terrestrische toxiciteitsgegevens of andere procedures leidde niet tot een zeer verschillende waarde ten opzichte van de huidige SRC_{eco} (7,3 in plaats van 5 mg/kg). Omdat echter het aantal terrestrische gegevens beperkt is, werd evenwichtspartitie toegepast.

Carbofuran

De voornaamste reden voor de lagere waarde van de nieuwe SRC_{eco} voor carbofuran (0,017 mg/kg) in vergelijking met de huidige SRC_{eco} (1,5 mg/kg) is het toepassen van evenwichtspartitie. De gerapporteerde terrestrische toxiciteitstudies door Denneman en Van Gestel en het voor de nieuwe SRC_{eco} gebruikte Van de Plassche et al. (1994) zijn bijna hetzelfde. Echter andere selectiecriteria voor de toxicologische eindpunten, andere gegevens waarop de SRC_{eco} gebaseerd is en andere procedures om de SRC_{eco} te bepalen, leidden ook tot een lagere waarde. Uit de acute toxiciteitstudies wordt een getal afgeleid van 0,41 mg/kg, wat een factor 4 lager is dan de huidige SRC_{eco} . De nieuwe SRC_{eco} afgeleid met behulp van evenwichtspartitie is twee orden van grootte lager dan de huidige SRC_{eco} . Het aantal terrestrische gegevens is echter zo beperkt, dat evenwichtspartitie werd toegepast.

Atrazine

De voornaamste reden voor de lagere waarde van de nieuwe SRC_{eco} voor atrazine (0,71 mg/kg) in vergelijking met de huidige SRC_{eco} (6 mg/kg) is het toepassen van evenwichtspartitie. De achtergrond van de huidige SRC_{eco} is niet bekend. Het gebruik van gegevens voor processen of acute terrestrische toxiciteitsgegevens voor soorten leidt ook een afname van de SRC_{eco} van 50% of meer. Denneman en Van Gestel stelden een SRC_{eco} voor van 90 mg/kg, wat een geometrisch gemiddelde was van twee waarden, één voor soorten en één voor processen en bacteriën.

3.9 Ftalaten

Dihexylftalaat

Denneman en Van Gestel leidden SRC_{eco} van 20, 150 en 150 mg/kg af voor drie ftalaten, maar niet voor dihexylftalaat. Ze stelden een indicatieve waarde voor de som van ftalaten van 50 mg/kg voor. De huidige SRC_{eco} is iets hoger: 60 mg/kg. De nieuwe SRC_{eco} , waaronder die voor dihexylftalaat, zijn afgeleid voor iedere stof afzonderlijk. Geen directe terrestrische toxiciteitsgegevens zijn beschikbaar voor deze stof en daarom is de SRC_{eco} van 220 mg/kg afgeleid met behulp van evenwichtspartitie.

Di-iso-butylftalaat

De nieuwe SRC_{eco} voor di-iso-butylftalaat van 17 mg/kg werd afgeleid met behulp van evenwichtspartitie en is een SRC_{eco} voor deze stof afzonderlijk. De huidige SRC_{eco} van 60 mg/kg is een waarde voor de som van alle ftalaten. Denneman en Van Gestel stelden een waarde van 50 mg/kg voor de som van alle ftalaten voor.

In Tabel 3.1 zijn de belangrijkste oorzaken van de veranderingen in de SRC_{eco} samengevat. Als een verandering ervoor zorgt dat de nieuwe waarde relatief hoger wordt ten opzichte van de oude waarde dan is dit aangegeven met een +. Als de nieuwe waarde relatief lager wordt door een bepaalde oorzaak dan is dit aangegeven met een -. Sommige categorieën kunnen alleen als afdoende verklaring dienen voor de waargenomen verandering. Omdat echter bij het achterwege laten van deze factor nog steeds grote veranderingen kunnen optreden zijn ook andere categorieën in zo'n geval gemerkt.

Tabel 3.1 Relatieve verandering en belangrijkste oorzaken van verandering van de ecotoxicologische risicogrens (SRCeco 2001 t.o.v. huidige SRCeco)

Stof	Verandering	Data	Methodiek					Overig	
		Nieuwe gegevens	EqP bij weinig bodemdata	Preferente volgorde	Achtergrond gehalte opgeteld	Processen	Gegevens evaluatie	Individ. stoffen i.p.v. som	Herkomst HC50 onbekend
Arseen	2,1	-			+		+		
Kwik	3,6	+							
Lood	2	+			+				
Molybdeen	0,4	+					+		
Koper	0,51				+	-			
Nikkel	0,48			-	+		-		
Zink	0,49	-			+	-			
Fenol	0,35		-						
Cresolen	0,26		-				-		
Tolueen	0,36		- (< 2*)						+
Fluorantheen	6,5							+	
Naftaleen	0,43							-	
Anthraceen	0,04							-	
Benzo[a]anthraceen	0,06							-	
Benzo[a]pyreen	0,18							-	
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	0,05							-	
Dichloormethaan	0,07							-	-
Trichlooretheen	0,04							-	-
Tetrachlooretheen	0,27							-	-
Trichloorbenzenen	0,37		-				-	-	
Tetrachloorbenzenen	0,07	-	-				-	-	-
Hexachloorbenzeen	0,07		-						
Monochloorfenolen	0,54		-				-	-	+
Dichloorfenolen	2,2		-				-	+	+
Trichloorfenolen	2,2		+				-	+	+
Tetrachloorfenolen	2,1		-					+	+
Pentachloorfenol	2,4	+							
DDT	0,25						-	-	-
DDD	8,5							+	-
DDE	0,33							-	-
HCHs	3,2	+						+	
Drins	0,04	-					-	-	
Carbaryl	0,09		-						
Carbofuran	0,01		-				-		
Atrazine	0,12	-	-					-	+
Dihexylftalaat	3,7							+	-
Di-iso-butylftalaat	0,28							-	-

Toelichting bij Tabel 3.1

Kolom 2 geeft de relatieve verandering ten opzichte van de huidige interventiewaarde.

Kolom 3 t/m 9 geven aan welke oorzaak hebben bijgedragen aan een verhoging (+) of verlaging (-) van de nieuwe SRC_{eco} ten opzichte van de huidige SRC_{eco} ;

kolom 3 voor de beschikbaarheid van nieuwe gegevens;

kolom 4 het gebruik van evenwichtspartitie;

kolom 5 het gebruik van een minimum waarde in plaats van een preferente volgorde voor het afleiden van de SRC_{eco} ;

kolom 6 het optellen van de achtergrondconcentratie voor metalen;

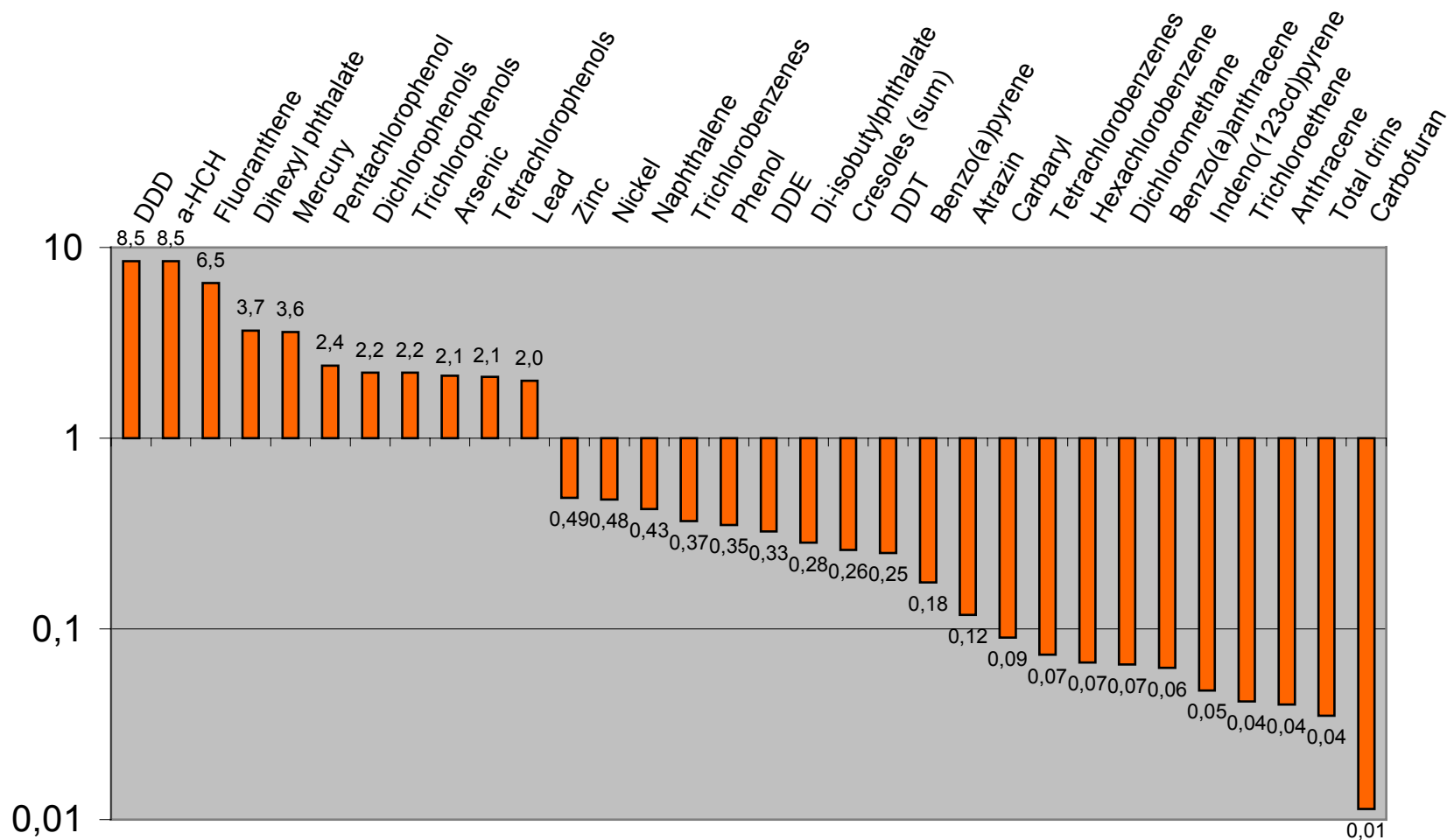
kolom 7 het meenemen van effecten op processen in de evaluatie;

kolom 8 het omgaan met de beschikbare gegevens (zoals het toepassen van een factor 10 i.p.v. 5 voor EC_{50} s en het niet meenemen van studies zonder duidelijk eindpunt of organisch stofgehalte van de bodem);

kolom 9 het niet toepassen van somnormen voor bepaalde groepen van stoffen.

Kolom 10 geeft aan hoe de huidige SRC_{eco} zich verhoudt tot de waarde voorgesteld door Denneman en Van Gestel. Een + geeft aan dat de huidige SRC_{eco} lager is dan de waarde van Denneman en Van Gestel, waardoor de nieuwe SRC_{eco} relatief hoger is.

SRC eco: revised/ current (>2)



Figuur 3.1 Verschillen tussen de herziene ecotoxicologische risicogrens voor bodem (SRCeco) en de huidige HC50 voor grond

4. Verandering risicogrenzen voor grondwater

4.1 Onderbouwing van risicogrenzen

Zoals in het integratie rapport van de Evaluatie interventiewaarden (Lijzen et al., 2001) is aangegeven is de risicogrens op 3 elementen gebaseerd:

- SRC_{eco} : directe toxiciteit voor waterorganismen ($HC50_{water}$);
- SRC_{human} : concentratie in (porie)water CSOIL (EqP);
- maximale concentratie in grondwater als drinkwater (volw. 2 l dag < MTR_{humaan}).

In de huidige (oude) procedure is de interventiewaarde grondwater gebaseerd op evenwichtspartitie met de interventiewaarde voor bodem. Het afgeleide gehalte in (porie)water is vervolgens gedeeld door een factor 10. Daarna is nog getoetst aan een drinkwatercriterium (welke hetzelfde is als hiervoor genoemd). Uit Van den Berg en Roels (1991: tabel 9) is af te leiden, welke risicogrenzen op evenwichtspartitie (en delen door een factor 10) zijn gebaseerd en welke op het drinkwatercriterium. Uit Swartjes (1999) is afgeleid of de huidige interventiewaarde op humane of ecotoxicologische risico's is gebaseerd. In dit hoofdstuk wordt aangegeven:

- op welk risico de risicogrens gebaseerd is (welke is de laagste);
- wat de basis van de huidige waarde is;
- wat de reden(en) is (zijn) voor verandering van de waarde voor grondwater.

In Tabel 4.1 en Tabel 4.2 zijn de oorzaken van de verschillen tussen de herziene en huidige waarden weergegeven voor respectievelijk kleinere en grotere waarden. In de volgende paragrafen worden deze tabellen per stofgroep toegelicht. In Figuur 4.1 is grafisch een overzicht gegeven van de omvang van de verschillen tussen de huidige interventiewaarde en de herziene risicogrens voor grondwater.

4.2 Metalen

Chroom III. De factor 6 hogere herziene waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met ecotoxicologische waarde voor grond.

Kobalt. De factor 2 lagere herziene waarde wordt veroorzaakt doordat de herziene uitwerking van het drinkwater criterium een factor 2 lager is. De oude waarde is niet reproduceerbaar met de nu beschikbare data.

Koper. De factor 4 lagere herziene waarde wordt veroorzaakt door de lagere waarde voor de directe ecotoxiciteit dan de huidige waarde via EqP met de ecotoxicologische waarde voor grond.

Kwik. De factor 47 hogere herziene waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt directe ecotoxiciteit het laagste i.p.v. EqP met ecotoxicologische waarde voor grond.

Lood. De factor 4 lagere herziene waarde wordt veroorzaakt door het hanteren van een hogere K_p voor lood in de bodem. Hierdoor wordt EqP met de humane risicogrens de laagste in plaats van het drinkwatercriterium voor kinderen. Overigens is bij de voorgestelde waarde

nog geen rekening gehouden met een minimaal gewenste afstand tussen streefwaarde en interventiewaarde van een factor 5 (zoals nu het geval bij lood).

Nikkel. De factor 7 *hogere* herziene waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt directe ecotoxiciteit het laagste i.p.v. EqP met ecotoxicologische waarde voor grond.

Zink. De factor 9 *lagere* herziene waarde wordt veroorzaakt door de lagere waarde voor directe ecotoxiciteit dan de huidige waarde via EqP met de ecotoxicologische waarde voor grond.

4.3 Andere anorganische stoffen

Cyaniden. De factor 50 *lagere* herziene waarde voor vrije en complexe cyaniden wordt veroorzaakt door de lagere waarde voor directe ecotoxiciteit dan de huidige waarde, welke (waarschijnlijk) gebaseerd is op het drinkwatercriterium voor vrije cyaniden. De factor 4 *lagere* herziene waarde voor thiocyanaten komt waarschijnlijk doordat de huidige waarde een somwaarde is. De factor 20 *lagere* waarde voor cyaniden totaal komt doordat deze gebaseerd is op thiocyanaten (niet op vrije cyaniden) en consumptie van drinkwater door kinderen (gezien acute toxiciteit van thiocyanaten).

4.4 Aromaten

Benzeen. De factor 4 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische waarde voor grond.

Ethylbenzeen. De factor 22 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische waarde voor grond. De ecotoxicologische en humaan-toxicologische waarde liggen overigens vrijwel op hetzelfde niveau.

Cresol. De factor 8 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarde voor grond.

Tolueen. De factor 4 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van een factor 10 tussen poriewater en grondwater en door het directe toetsen van de blootstelling aan de TCA (welke overigens wel is verlaagd). Hierdoor wordt het humaan-toxicologische risico het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische waarde voor grond.

Xyleen. De factor 16 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door een hogere TCA in combinatie met de introductie van een ecotoxicologische waarde. Hierdoor wordt het ecotoxicologische het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische waarde voor grond.

Catechol. De factor 2 *lagere* waarde wordt veroorzaakt door de introductie van een directe ecotoxicologische waarde voor water. Hierdoor wordt deze het laagste i.p.v. het drinkwater criterium.

Styreen. De factor 13 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het direct toetsen aan de TCA. Hierdoor wordt de nieuwe ecotoxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond.

4.5 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

De meeste (8) risicogrenzen voor individuele PAK zijn *hogere* dan de huidige individuele interventiewaarden voor grondwater, variërend van een factor 2 (benzo(a)anthraceen) tot een factor 30 (fluorantheen). Dit wordt veroorzaakt door het niet meer hanteren van EqP met een factor 10 en de introductie van een waarde voor directe toxiciteit in water. Hierdoor wordt de nieuwe ecotoxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond.

De risicogrenzen voor anthraceen is een factor 4 lager dan de huidige waarde. Dit wordt veroorzaakt door de lagere waarde voor directe ecotoxiciteit voor waterorganismen. Hierdoor wordt dit de laagste waarde i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond.

4.6 Gechloreerde koolwaterstoffen

Dichloormethaan. De factor 2 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het direct toetsen aan de TCA. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond.

Tetrachloormethaan. De factor 13 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het direct toetsen aan de TCA. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond. Overigens is de herziene humaan toxicologische waarde weinig groter dan het drinkwatercriterium.

Tetrachlooretheen. De factor 13 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het direct toetsen aan de TCA (ondanks een lagere TCA). Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond.

Trichloormethaan. De factor 2 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarde voor grond. Overigens is de herziene humaan toxicologische waarde minder dan een factor 2 groter dan het drinkwatercriterium.

Trichlooretheen. De factor 3 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het direct toetsen van de inhalatoire blootstelling aan de TCA (ondanks een lagere TCA). Hierdoor wordt de humaan toxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarde voor grond. Overigens is het drinkwatercriterium minder dan een factor 2 groter dan deze humaan toxicologische waarde.

Vinylchloride. De factor 12 *lagere* waarde wordt veroorzaakt door een lagere TCA (factor 25), het nieuwe modelconcept voor vervluchtiging (factor 2) en een lagere Koc (factor 6) (en ondanks het verwijderen van de factor 10 en het direct toetsen van de inhalatoire blootstelling

aan de TCA). Hierdoor is de humaan-toxicologische waarde de laagste, net als bij de huidige onderbouwing.

Chloorbenzenen. Alle (6) risicogrenzen voor de verschillende chloorbenzenen zijn *hoger* dan de huidige individuele interventiewaarden voor chloorbenzenen in grondwater, variërend van een factor 6 (mono- en hexachloorbenzenen) tot een factor 14 (tri- en pentachloorbenzenen). Dit wordt veroorzaakt door het niet meer hanteren van EqP met een factor 10 en, voor mono-, di-, tri- en hexachloorbenzenen, door de introductie van een waarde voor directe toxiciteit in water. Hierdoor wordt voor deze 4 groepen de nieuwe ecotoxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische waarde voor grond.

Voor tetrachloorbenzenen wordt het drinkwatercriterium het laagste en voor pentachloorbenzenen blijft de humaan-toxicologische waarde het laagst.

Chloorfenolen. De meeste (4 van 5) risicogrenzen voor de verschillende chloorfenolen zijn *hoger* dan de huidige individuele interventiewaarden voor chloorbenzenen in grondwater, variërend van een factor 3 (dichloorfenol) tot een factor 28 (pentachloorfenol). Dit wordt veroorzaakt door het niet meer hanteren van EqP met een factor 10 en, voor pentachloorfenol, door een lagere Koc en de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water. Hierdoor wordt voor 3 groepen het drinkwater criterium het laagste en voor pentachloorfenol het ecotoxicologische criterium, i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarde voor grond.

Chloornaftalenen. De factor 25 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het direct toetsen van de inhalatoire blootstelling aan de TCA (ondanks een lagere TCA) en de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water. Hierdoor wordt deze laatste het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische waarde voor grond. Overigens is de humaan-toxicologische waarde vrijwel gelijk aan de ecotoxicologische.

PCBs. Drie van de zeven risicogrenzen van de individuele indicator PCB's zijn *hoger* dan de huidige somwaarde voor PCB in grondwater, variërend van een factor 3 (PCB 101) tot een factor 29 (PCB28). Dit wordt veroorzaakt door het niet meer hanteren van EqP met een factor 10 en het afleiden van waarden voor individuele (indicator) PCB's. Voor PCB 180 is de risicogrens een factor 3 lager. Dit wordt veroorzaakt door het gebruik van (andere) individuele indicator PCB's met een hogere Kow (en Koc). Het humane criterium is het laagste, net als bij de huidige waarde.

Dioxinen. De belangrijkste oorzaak voor de factor 3 hogere risicogrens voor dioxinen in grondwater is het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 (ondanks de 2,5 keer lagere TDI).

4.7 Bestrijdingsmiddelen

DDT, DDE, DDD. De *hogere* waarde voor DDT (factor 43) en DDE (factor 10) wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water. Overigens is de huidige som interventiewaarde voor DDT/DDE/DDD in grondwater van 0,01 µg/l niet direct traceerbaar. De waarde voor DDD is nieuw en 380 maal groter dan de huidige somwaarde. Voor alle stoffen is de ecotoxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de humaan-toxicologische voor grond (hoewel de herziene waarde hiervoor ook sterk is verlaagd door de 40 maal lagere MTR_{humaan}).

Aldrin. De factor 6 *hogere* waarde voor Aldrin t.o.v. de somwaarde voor drins wordt veroorzaakt door het niet meer toepassen van een factor 10 en de veel lagere Koc, gebruikt voor het afleiden van de humaan toxicologische waarde (zie 2.5.6). Hierdoor wordt de humaan toxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarde voor grond.

Dieldrin. De factor 33 *hogere* waarde van dieldrin t.o.v. de somwaarde voor drins wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium en de ecotoxicologische waarde de laagste waarden i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarden voor grond.

Endrin. De factor 9 *hogere* waarde van endrin t.o.v. de somwaarde voor drins wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10, de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water en door het niet gebruiken van een somwaarde. Hierdoor wordt de ecologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarden voor grond.

α -HCH. De factor 33 *hogere* waarde van α -HCH t.o.v. de somwaarde voor HCH wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en het afleiden van waarden voor individuele drins. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarden voor grond.

Carbofuran. De factor 14 *lagere* waarde wordt veroorzaakt door de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water (en het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10). Hierdoor wordt de ecotoxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarden voor grond.

Maneb. De factor 320 *hogere* waarde van α -H wordt veroorzaakt door de introductie van een waarde voor directe ecotoxiciteit in water (en het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10). Hierdoor wordt de ecotoxicologische waarde het laagste i.p.v. EqP met de ecotoxicologische waarden voor grond. Overigen is door het polymere karakter van maneb is het toepassen van het evenwichtspartitie concept en het gebruik van een Koc niet zinvol.

4.8 Minerale olie

Voor minerale olie zijn voor verschillende fracties van minerale olie humane risicogrenzen voor grondwater afgeleid (zgn. fractie benadering). Afhankelijke van de fractie is de risicogrens hoger of lager dan de huidige interventiewaarde voor grondwater. De uiteindelijke beoordeling hangt zeer sterk af van de samenstelling, waardoor momenteel geen goed vergelijk mogelijk is tussen de huidige en voorgestelde risicogrenzen.

4.9 Andere organische stoffen

Cyclohexanon. De factor 10 *hogere* waarde wordt veroorzaakt door het niet meer gebruiken van evenwichtspartitie vanuit bodem (EqP) met een factor 10 en een lagere Kow en Koc. Hierdoor wordt het drinkwatercriterium het laagste i.p.v. EqP met de humaan toxicologische waarden voor grond.

Ftalaten. Zes van de zeven risicogrenzen van de individuele ftalaten zijn *hoger* dan de huidige somwaarde voor ftalaten in grondwater, variërend van een factor 2 (Dihexylftalaat) tot een factor 1331 (diethylftalaat). Dit wordt veroorzaakt door het niet meer hanteren van EqP met een factor 10 en het afleiden van individuele waarden voor 7 ftalaten. Door de verschillende MTRs en stofgedrag leidt dit tot zeer uiteenlopende concentraties. Zowel het drinkwatercriterium, de ecologische waarde als de humaan-toxicologische waarde zijn het laagste voor de verschillende stoffen, i.p.v. alleen de humaan-toxicologische waarde in de huidige situatie.

*Tabel 4.1 Oorzaak verandering voor stoffen waarbij herziene risicogrenzen voor grondwater >factor 2 **kleiner** dan huidige interventiewaarde grondwater*

STOF	Ratio nieuw/oud	laagste *	bijna laagste**	basis huidige IW	belangrijke oorzaken verschil (niet uitputtend)
Cobalt	0,47	DW		DW	niet traceerbare lagere max conc drinkwater
Copper	0,25	E		EqP	nwe eco waarde opp. water
Lead	0,23	H		DW	hogere Kp
Zinc	0,11	E		EqP	nwe eco waarde opp. water
Cyanides (free)	0,02	E		DW	nwe eco waarde opp. water
Cyanides (complex, pH<5)	0,02	E		DW	nwe eco waarde opp. water
Thiocyanates (sum)	0,24	DW		DW	hetzelfde tov totaal cyaniden
Cyanides total CN	0,05	DW		DW	totaal CN op basis van thiocynaat en kinderen
Catechol	0,50	E		DW	nwe eco waarde opp. water
Anthracene	0,28	E		EqP	nwe eco waarde opp. water
Vinylchloride	0,08	H		EqP	lagere TCA, ander modelconcept, lagere Koc
PCB180	0,30	H		EqP	andere individuele (indicator) PCB (met hogere logKow)
Carbofuran	0,07	E		EqP	nwe eco waarde opp. water
Mineral oil	<			-	nwe waarden voor fracties
alifaten EC >6-8	0,74	H			nwe waarde
alifaten EC >8-10	0,03	H			nwe waarde
alifaten EC >10-12	0,02	H			nwe waarde
alifaten EC >12-16	0,0010	H			nwe waarde
alifaten EC >16-21	0,000002	H			nwe waarde
aromaten EC >8-10	1,07	H			nwe waarde
aromaten EC >10-12	2,22	DW	H		nwe waarde
aromaten EC >12-16	2,22	DW			nwe waarde
aromaten EC >16-21	0,91	H	DW		nwe waarde
aromaten EC >21-35	0,01	H			nwe waarde

* DW = gebaseerd op drinkwatercriterium (grondwater direct te gebruiken als drinkwater)

H= humaan-toxicologisch onderbouwd risico

E= ecotoxicologisch onderbouwd

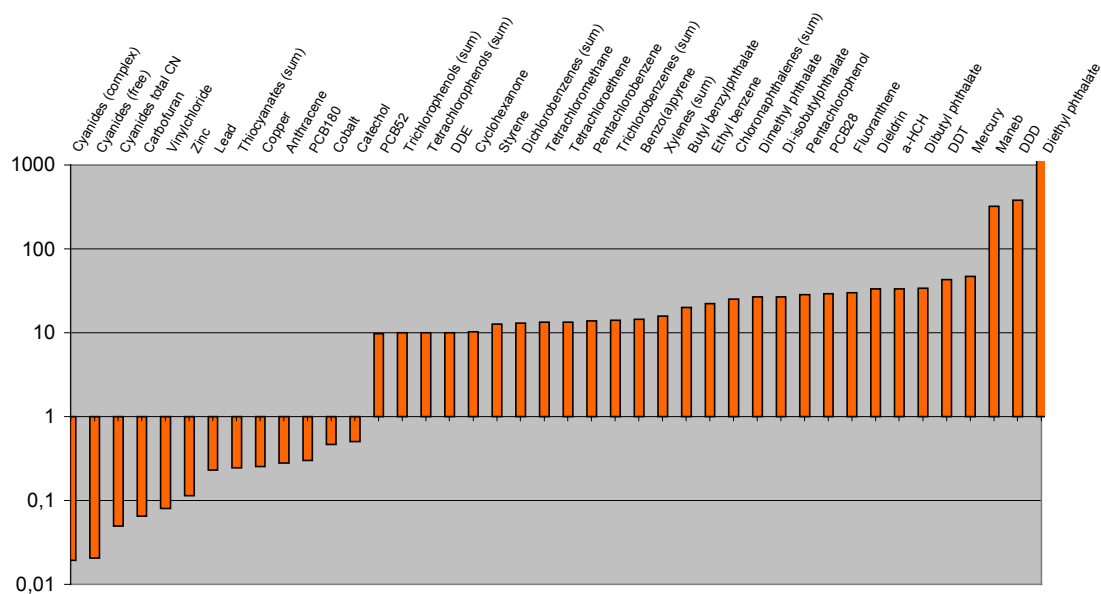
** deze waarde is binnen factor 2 van de laagste waarde

*Tabel 4.2 Oorzaak verandering voor stoffen waarbij herziene risicogrenzen voor grondwater >factor 2 **groter** dan huidige interventiewaarde grondwater (zie noten bij Tabel 4.1)*

STOF	Ratio nieuw/oud	laagste	bijna laagste**	basis huidige IW	belangrijke oorzaken verschil (niet uitputtend)
ChromiumIII (soluble)	6	DW	E	EqP?	geen EqP+ factor 10, hogere Kp
Mercury (inorganic)	47	E		EqP	geen EqP + factor 10
Nickel	7	E	H	EqP	geen EqP + factor 10
Benzene	4	DW		DW	geen EqP + factor 10
Ethyl benzene	22	DW	H,E	EqP	geen EqP + factor 10
Cresoles (sum)	8	DW		EqP	geen EqP + factor 10, lagere blst mens
Toluene	4	H	DW	EqP	geen factor 10, direct toetsen aan TCA

<i>Xylenes (sum)</i>	16	E		DW	hogere TCA + nwe eco waarde
<i>Styrene</i>	13	E	DW	EqP	geen EqP + factor 10, direct toetsen aan TCA, nwe eco waarde
<i>Naphthalene</i>	4	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Phenanthrene</i>	6	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Fluoranthene</i>	30	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Benzo(a)anthracene</i>	2	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Chrysene</i>	6	E	H	EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Benzo(a)pyrene</i>	14	E	H	EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Benzo(ghi)perylene</i>	4	E	H	EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Benzo(k)fluoranthene</i>	7	E	H	EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Dichloromethane</i>	2	DW		DW	geen factor 10, direct toetsen aan TCA
<i>Tetrachloromethane</i>	13	DW	H	EqP	geen factor 10, direct toetsen aan TCA
<i>Tetrachloroethene</i>	13	DW		EqP	geen factor 10, direct toetsen aan TCA (+lagere TCA)
<i>Trichloromethane</i>	2	DW	H	DW	geen factor 10
<i>Trichloroethene</i>	3	H	DW	EqP	geen factor 10, direct toetsen aan TCA (+lagere TCA)
<i>monochlorobenzene</i>	6	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Dichlorobenzenes (sum)</i>	13	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Trichlorobenzenes (sum)</i>	14	E	H	DW	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Tetrachlorobenzenes (sum)</i>	7	DW	H	EqP	geen factor 10
<i>Pentachlorobenzene</i>	14	H	HDW	EqP	geen factor 10
<i>Hexachlorobenzene</i>	6	E	DW,H	EqP	geen factor 10, nwe eco waarde
<i>Dichlorophenols (sum)</i>	3	DW		DW	geen factor 10
<i>Trichlorophenols (sum)</i>	10	DW		EqP	geen factor 10
<i>Tetrachlorophenols (sum)</i>	10	DW	E	EqP	geen factor 10
<i>Pentachlorophenol</i>	28	E	DW	EqP	geen factor 10, lagere Koc, nwe eco waarde
<i>Chloronaphthalenes (sum)</i>	25	E	H	DW	geen factor 10, direct toetsen aan TCA, nwe eco waarde
<i>Total polychlorobiphenyls</i>	-			EqP	
<i>PCB28</i>	29	H	DW	-	geen factor 10, individuele (indicator) PCB
<i>PCB52</i>	10	H		-	geen factor 10, individuele (indicator) PCB
<i>PCB101</i>	3	H		-	geen factor 10, individuele (indicator) PCB
<i>Dioxins (+PCDF and PCB)</i>	3	H		EqP	geen factor 10 (+lagere TDI)
<i>DDT</i>	43	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>DDE</i>	10	E		EqP	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>DDD</i>	380	E	H	-	geen EqP + factor 10, nwe eco waarde
<i>Aldrin</i>	6	H		EqP	individuele drin, lagere Koc, geen factor 10
<i>Dieldrin</i>	33	DW	E	EqP	individuele drin, geen factor 10
<i>Endrin</i>	9	E		EqP	individuele drin, geen factor 10, nwe eco waarde
<i>a-HCH</i>	33	DW		-	individuele HCH, geen factor 10
<i>Maneb</i>	320	E		EqP	geen EqP mogelijk, nwe eco waarde
<i>Cyclohexanone</i>	10	DW		DW	geen factor 10, lagere Kow+Koc
<i>Dimethyl phthalate</i>	27	DW			andere (individuele) ftalaat
<i>Diethyl phthalate</i>	1331	DW			andere (individuele) ftalaat, hogere TDI
<i>Di-isobutylphthalate</i>	27	DW	E		andere (individuele) ftalaat, geen factor 10
<i>Dibutyl phthalate</i>	34	E			andere (individuele) ftalaat, nwe eco waarde
<i>Butyl benzylphthalate</i>	20	E		EqP	andere (individuele) ftalaat, hogere TDI, nwe eco waarde

SRC for groundwater: revised/current



Figuur 4.1 Verschillen tussen voorgestelde herziene risicogrens voor grondwater en de huidige interventiewaarde grondwater

5. Lopende en toekomstige ontwikkelingen

5.1 Inleiding

Naast een inzicht in de achtergronden van de voorgestelde herziene risicogrenzen bestaat er de behoefte aan een overzicht van de ontwikkelingen die ertoe kunnen leiden dat er in de toekomst nog veranderingen gewenst zijn (zie bijlage 2). Oftewel: is het de verwachting dat gegevens waarvoor de interventiewaarden gevoelig zijn in de komende jaren verder zullen veranderen.

Een groot aantal onderwerpen is op een rij gezet welke een impact kunnen hebben op de risicobeoordeling t.b.v. interventiewaarden. Per onderwerp is vervolgens aangegeven:

- wat de ontwikkeling globaal inhoudt;
- of dit implicaties zal/moet hebben op de potentiële risicobeoordeling (t.b.v. interventiewaarden) of elders (bv. meer in de actuele risicobeoordeling);
- op welke termijn resultaten zijn te verwachten of beschikbaar kunnen komen (mits prioriteit gegeven);
- leidt dit tot *grotere* of *kleinere* risico's voor specifieke of alle stoffen.

Onderscheid is gemaakt in de ecotoxicologische risicobeoordeling, de humaan-toxicologische risicogrenzen, de humane blootstelling en analytische of meer algemene onderwerpen.

5.2 Ecotoxicologische risicobeoordeling

- **Beschikbaar komen van meer toxiciteitsdata**

Voor de stoffen waarvoor interventiewaarden bestaan is de hoeveelheid nieuwe aquatische en terrestrische toxiciteitsgegevens die op dit moment vrijkomt vrij gering. Het herzien van interventiewaarden op een termijn korter dan 5 jaar lijkt dan ook weinig zinvol. Voor die stoffen waar vrijwel geen (terrestrische) studies voor aanwezig zijn, kan een enkele nieuwe toxiciteitsstudie grote effecten hebben op de hoogte van de SRC_{eco}. Zo zijn recentelijk een paar NOECs voor terrestrische soorten beschikbaar gekomen voor barium (Kuperman et al., 2001). Het geometrisch gemiddelde van deze NOECs, omgerekend naar standaard bodem is 340 mg/kg. De hernieuwde SRC_{eco} van 730 mg/kg was gebaseerd op terrestrische processen in afwezigheid van gegevens over soorten. Omdat terrestrische soorten en processen altijd met elkaar worden vergeleken, betekent dit dat in dit geval de voorgestelde SRC_{eco} meer dan een factor 2 omlaag zou gaan. Dat zal alleen tot aanzienlijke verandering kunnen leiden voor stoffen met een kleine dataset. Veranderingen kunnen beide richtingen opgaan.

Aanbeveling. Om de onzekerheid ten gevolge van het gebrek aan data zo sterk mogelijk te verkleinen zou een gericht onderzoeksprogramma zeer aan te raden zijn (voor de belangrijke, -nader te specificeren- stoffen). Zo'n programma zou dan een aantal toxiciteitstesten moeten omvatten (bijvoorbeeld chronische studies voor aquatische en terrestrische organismen uit tenminste 4 verschillende taxonomische groepen (bijvoorbeeld *Lactuca sativa*, *Folsomia candida*, *Eisenia fetida*, *Porcellio scaber* of *Melanotus communis* voor terrestrische soorten en *Lemna minor*, *Vibrio fischeri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Tetrahymena pyriformis*, *Microcystis aeruginosa*, *Lymnea stagnalis*, *Chironomus riparius*, *Daphnia magna* of *Pimephales promelas* voor aquatische soorten) en testen voor 4 typen terrestrische processen). Het voordeel van zo'n complete dataset is dat de uitschieters naar boven en naar beneden er worden uitgehaald. De onzekerheid van het geometrisch gemiddelde (HC50) kan met statistische extrapolatie worden aangegeven. Een bijkomend voordeel is dat er geen acuut-

chronisch ratio (factor 10) meer hoeft te worden toegepast, omdat bij voldoende gegevens, NOECs alleen afdoende zijn. Om gevoeligheidsverschillen tussen aquatische en terrestrische organismen te kunnen ontdekken, zou het ook zeer nuttig zijn om gelijktijdig een paar goede partitievoëfficiënten te bepalen. Voor metalen is het gebruik van generieke partitievoëfficiënten voor dit doel minder geschikt. Deze resultaten zouden dan ook in de tweedelijns beoordeling ingezet kunnen worden, waar beoordeling via poriewater een steeds belangrijkere rol lijkt te krijgen.

- **Ontwikkelen generieke waarde voor stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme (bv narcotiserende stoffen), inclusief gebruik van interne kritische concentraties in organismen (en planten)**

De BSAF (Biota-to-Soil-Accumulation Factor; verhouding tussen de concentratie van een stof in een organisme ten opzichte van die in bodem/sediment) is een constante die min of meer onafhankelijk is van fysisch-chemische eigenschappen (Kow) voor niet- metaboliseerbare organische stoffen. Dit is een gevolg van het feit dat zowel sorptie als bioconcentratie in gelijke mate afhankelijk zijn van de hydrofobiteit van zo'n stof. Verondersteld dat de opname van een stof via de waterfase plaatsvindt, zou dit betekenen dat effectconcentraties voor verschillende stoffen ongeveer gelijk zijn, mits gelijke interne concentraties van verschillende stoffen in een organisme ook tot gelijke effecten leiden. Voor veel stoffen blijken de afgeleide SR_{eco} waarden om een bepaalde waarde verdeeld te zijn, met uitschieters naar beide kanten. De uitschieters zijn grotendeels te verklaren door de uitschieters in de experimentele gegevens tengevolge van variëteit in toxiciteitsgegevens.

De stoffen waarvoor dit vooral geldt zijn stoffen waarvan verwacht mag worden dat ze voor het merendeel van de soorten geen specifiek (een a-specifiek) werkingsmechanisme hebben, waardoor enkel de totale geaccumuleerde hoeveelheid (de interne kritische concentratie in een organisme) van een stof van belang is. Deze constante waarde in bodem en sediment voor een bepaald risiconiveau is ook in andere publicaties vastgesteld (DiToro, 2001). In zo'n geval zou het mogelijk zijn om een generieke terrestrische waarde vast te stellen voor stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme. Een voordeel hiervan is dat de experimentele variabiliteit, die nu tot soms grote verschillen leidt voor nauw verwante stoffen, wordt geminimaliseerd. Voor een deel van de stoffen zal dit een lagere en voor een ander deel een hogere waarde betekenen.

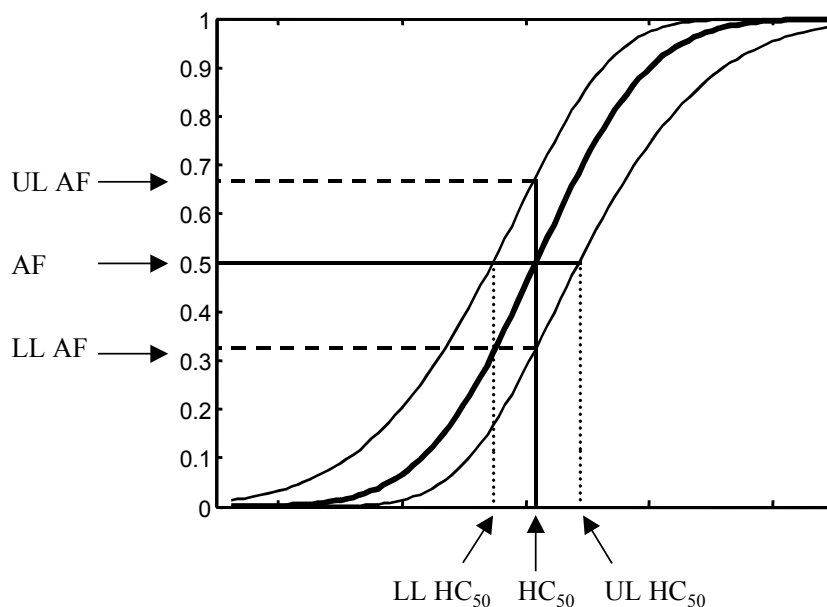
- **Verwijderen EqP voor beoordelen metalen (door uitvoeren directe toxiciteitstesten met sediment en bodem)**

Bij gebrek aan voldoende terrestrische gegevens wordt de evenwichtspartitie (EqP) methode regelmatig gebruikt om vanuit aquatische toxiciteitsgegevens toch iets te kunnen zeggen over de toxiciteit in de bodem. De EqP-methode lijkt voor organische stoffen goed te werken, hoewel uitschieters veroorzaakt kunnen worden door onzekerheden en variabiliteit in de gebruikte Koc-waarden of de aquatische studies.

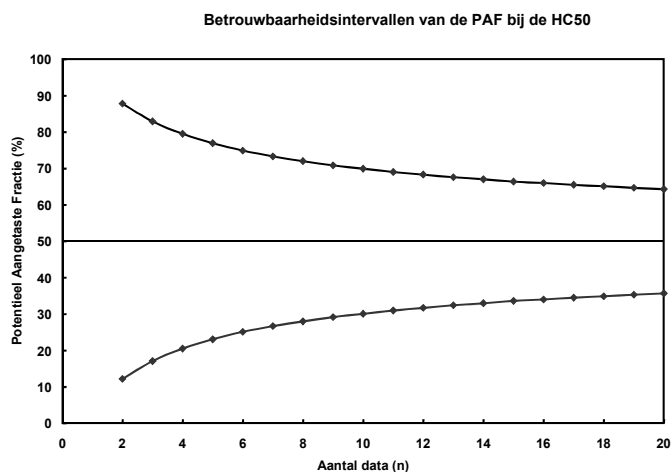
Voor metalen is het verschil in K_p-waarden uit verschillende experimenten dusdanig, dat het gebruik van evenwichtspartitie hier niet aan te raden is. Voor de meeste metalen zijn echter zoveel terrestrische gegevens beschikbaar, dat dit ook niet nodig is. Voor sediment zijn helaas geen directe toxiciteitsgegevens beschikbaar. Het afleiden van milieukwaliteitsnormen voor metalen in sediment blijft dus een probleem. De validatie van de EqP-methode wordt afzonderlijk ook nog beschreven in een RIVM-rapport in voorbereiding (Van Beelen et al., 2001). Aanbevolen wordt dit onderzoek te stimuleren. Naar verwachting zullen de risicogrenzen voor metalen in sediment op basis van directe toxiciteit lager zijn dan de waarden gebaseerd op EqP, omdat dit voor terrestrische organismen meestal ook het geval is en de K_p-waarden voor sediment gemiddeld meer dan een ordegrrootte hoger zijn dan die voor landbodem.

- **Rekening houden met onzekerheid van afgeleide waarde door statistische intervallen af te leiden**

Een soort gevoeligheidsdistributie (SSD) geeft de relatie aan tussen de fractie van de soorten of processen die potentieel schade ondervindt en de concentratie van een verbinding. Deze SSD wordt gebruikt wanneer voor vier of meer taxonomische groepen data beschikbaar zijn. Voor interventiewaarden is de concentratie die leidt tot het beschermen van 50% van de soorten/processen het gekozen criterium (HC50). Het is mogelijk de onzekerheid rond deze HC50 aan te geven in een onder- en boven- concentratiegrens (LLHC50 en ULHC50; Aldenberg en Jaworska, 2000). Dit is aangegeven op de x-as van Figuur 5.1. De breedte van deze onzekerheidsband hangt direct samen met het aantal beschikbare toxiciteitsdata (Figuur 5.2). Wanneer er bijvoorbeeld normen zijn gebaseerd op 4 data, geeft de onderkant van het 90%-betrouwbaarheidsinterval (5-percentiel) van de HC50 een bescherming aan 20% van de soorten of processen. Deze ondergrens neemt toe tot zo'n 30% beschermde soorten of processen bij 10 toxiciteitsdata.



Figuur 5.1 Relatie tussen bovenste concentratie grens van de HC50 (UL HC50) en de mediane fractie daarbij beschermde soorten.



Figuur 5.2 Betrouwbaarheidsinterval rond HC50 (5- en 95-percentielen) afhankelijk van het aantal beschikbare toxiciteitsdata.

Het is voorstelbaar dat de onzekerheid die er is bij weinig beschikbare data tot heroverweging van de afgeleide normen leidt, omdat men de kans op zo'n laag beschermingsniveau wil vermijden. De meest voor de hand liggende aanbeveling is dan over te gaan tot datageneratie, waardoor het betrouwbaarheidsinterval rond de HC50 verkleind wordt. Ook kan gedacht worden van het gebruiken van de betrouwbaarheidsgrenzen rond het gekozen beschermingscriterium voor normstellingsdoeleinden.

De techniek is in principe voorhanden. De resultaten kunnen zowel voor potentiële als voor actuele risicobeoordeling worden ingezet, en zullen dan leiden tot lagere risico's voor het ecosysteem. De aan te brengen veranderingen zijn vooral relevant voor stoffen waar het ecotoxicologisch risico doorslaggevend is, en waar de SRC_{eco} is afgeleid met behulp van statistische extrapolatie en gebaseerd op een klein aantal data. In Verbruggen et al. (2001) wordt voor 47 stoffen een SSD gegeven (voor bodem en water), 17 daarvan zijn gebaseerd op minder dan 10 toxiciteitsdata.

- **Gebruik assessment factoren tussen L(E)C50 en NOEC, en voorkeur gebruik chronische data**

Nu wordt een voorkeur gegeven aan chronische NOEC-data om normen op te baseren, er wordt bij weinig beschikbare NOEC-data een vergelijking gemaakt met L(E)C50/10 (acute toxiciteit). Er gaan stemmen op om veel vaker gebruik te maken van acute data, omdat die veelal voor meer species beschikbaar zijn. Uit een studie gebaseerd op een grote database (De Zwart, in press) blijkt dat globaal gezien de gebruikte factor 10 goed gekozen is. Op zichzelf is een uitsplitsing van deze factor naar Mode-of-Action van de stoffen mogelijk, echter data zijn dan meer beperkt. Overigens hebben eerdere studies (o.a. Roex et al., 1999) laten zien dat wanneer als chronisch eindpunt naar intrinsieke populatie-groeisnelheid wordt gekeken de factor 10 een sterke onderschatting kan zijn. Geconcludeerd wordt dat deze lopende ontwikkelingen waarschijnlijk niet tot grote veranderingen leiden op korte termijn.

- **Gebruik gegevens semi-veld en veldstudies voor afleiden norm**

Er wordt in het kader van bestrijdingsmiddelen beoordeling gewerkt aan criteria voor de beoordeling van veldstudies; wat zijn minimale kwaliteitseisen, hoe kunnen gevonden effecten worden ingedeeld etc. Dit werk is in ontwikkeling. Tegelijk wordt ontwikkeling gepleegd in het kader van het afleiden van MTRs voor bestrijdingsmiddelen hoe dit type testen kan worden ingezet. Tot nog toe worden veldstudies gebruikt ter vergelijking met SSDs die zijn afgeleid van laboratorium experimenten (Versteeg et al., 1999; Van den Brink et al., in press). Conclusie is op basis van de informatie die nu voorhanden is dat directe effecten in een veldsituatie geassocieerd zijn met de lage niveaus in de SSD, en dat indirecte effecten niet voorspeld worden. Terrestrische veldstudies hebben nog enkele bijkomende bezwaren als de vaak lange duur van expositie (waardoor aanpassing en rekolonisatie mogelijk is), dat de SSD vaak door vrij specifieke soorten is ingevuld, en dat verschillen in biobeschikbaarheid tussen laboratorium- en veldcondities de interpretatie van de data kunnen bemoeilijken.

Voor generieke normstelling is deze ontwikkeling in de kinderschoenen; voor actuele risicobeoordeling kan dit een steeds grotere rol gaan spelen binnen een termijn van meerdere jaren.

- **Resultaten essentiële metalen**

Er is een werkgroep Vervolgonderzoek Essentiële Metalen (VEM) bezig normstellingsmethodieken aan te passen aan essentiële metalen. Er is echter veel kennis vereist over ecosysteem specifieke kennis over soortensamenstelling. Bezien moet worden of dit een begaanbare weg is. Eind 2002 zijn resultaten van het door de werkgroep uitgezette werk te verwachten. De verwachting is dat, omdat het om deficiëntie niveaus gaat, de

resultaten van het onderzoek weinig invloed zal hebben op de risicogrenzen bij lagere beschermingsniveaus (HC50-niveau).

5.3 Humaan-toxicologische risicogrenzen

- **Nieuwe humaan-toxicologische gegevens**

Het beschikbaar komen van nieuwe toxicologische gegevens is niet voorspelbaar. Nationale en internationale organisaties voeren, elk volgens hun eigen programma, stofs specifieke evaluaties uit. Deze evaluaties berusten op - meestal omvangrijk en langdurig - toxicologisch onderzoek. Dergelijk onderzoek wordt i.h.a. echter niet door de evaluerende instanties uitgevoerd, maar wordt, onafhankelijk van en slechts zelden beïnvloedbaar door die evaluerende instanties, uitgevoerd (1) in een universitaire setting, of (2) door contractlaboratoria in opdracht van een producent of andere belanghebbende. In de laatste situatie is het onderzoek veelal vertrouwelijk, zodat we niet weten of en, zo ja, wat er op een bepaald moment in uitvoering is. In geval van universitair onderzoek weten we het trouwens meestal ook pas op het moment dat de resultaten gepubliceerd of op een congres worden gepresenteerd. Een evaluatie voor alle stoffen binnen 5 jaar is daarom niet zinvol.

- **Acute (kortdurende) blootstelling en MTR**

Uitgangspunt voor het MTR is dat bij levenslange (voortdurende) blootstelling op dit niveau geen gezondheidsschadelijke effecten mogen worden ondervonden. Een kortdurende blootstelling boven het MTR-niveau leidt derhalve, mede vanwege de in de afleiding van het MTR toegepaste onzekerheids- of veiligheidsfactoren, dan ook in het algemeen niet tot schadelijke gevolgen. Uiteraard is deze vuistregel niet onbepaald toepasbaar, noch in de tijdsduur van de blootstelling, noch op het niveau van de blootstelling. Met andere woorden, een kortdurende blootstelling op een niveau dat vele malen hoger is dan het MTR is bepaald niet zonder risico, en ook een blootstelling voor langere periode (weken/maanden) op een niveau van meer dan twee- tot vijfmaal het MTR leidt tot een significant risico. Bovendien is de stelling niet zonder meer voor alle stoffen geldig. Voor het merendeel van de stoffen geldt dat naarmate de blootstelling langer duurt de schadelijke effecten zichtbaar worden bij lagere blootstelling, maar dit geldt niet zonder meer voor alle stoffen. Met name acuut-werkende toxische stoffen (bijvoorbeeld cyanide en zwavelwaterstof) geven ook bij kortdurende blootstelling al aanleiding tot schadelijke effecten.

Momenteel wordt door RIVM gewerkt aan een tweetal projecten die de effecten van kortdurende blootstellingen aan schadelijke stoffen tot onderwerp hebben:

1. Acute toxiciteit en risicobeoordeling (waarin aandacht voor verschillende aspecten van deze vraagstelling, waaronder de kortdurende blootstelling aan carcinogene stoffen);
2. Acute Exposure Guideline Levels (specifiek gericht op de gevolgen van kortdurende (10 minuten tot 8 uur) inhalatoire blootstellingen bij calamiteiten).

- **Aanpassing methodiek afleiding van het MTR** (differentiatie van assessmentfactoren en probabilistisch bepalen toxiciteit en MTR)

In de humaan-toxicologische beoordeling van stoffen moeten de gevaren van de betreffende stof gerelateerd worden aan de blootstellingsniveaus. Voor stoffen die geacht worden een toxicologische drempelwaarde te hebben moet een “no observed adverse effect level” (NOAEL) of, indien dit niet mogelijk is, een “lowest observed adverse effect level” (LOAEL) afgeleid worden. Deze parameters worden doorgaans afgeleid uit (dier)experimentele en/of (humaan)epidemiologische gegevens. Vervolgens wordt een grenswaarde (het MTR) afgeleid waarbij de NOAEL of LOAEL wordt gedeeld door een samengestelde onzekerheidsfactor (UF). In het algemeen wordt al sedert tientallen jaren, ook internationaal, standaard als UF een factor 100 gebruikt, opgebouwd uit een factor 10 om te compenseren voor inter-, en een

factor 10 om te compenseren voor intraspecies verschillen. Indien nodig worden additionele factoren toegepast om te compenseren voor de verschillen in tijdschalen van blootstelling, de aard van de waargenomen schadelijke effecten, en de kwaliteit van de onderliggende data.

Sinds enkele jaren wordt de kritiek op deze traditionele, tamelijk rigide methode luider, waarbij het belangrijkste punt is dat de benadering te zeer een “worst case” karakter zou hebben. Het is juist dat de uit de toxicologische data geselecteerde NOAEL een slechte schatter kan zijn voor het onbekende, werkelijke “no adverse effect level” (NAEL). In de afgelopen jaren zijn nieuwe benaderingen om tot een “betere” c.q. betrouwbaardere schatting van deze NAEL te komen gepubliceerd, waarvan de belangrijkste het z.g. “benchmark dose” concept is. In die benadering wordt, gebaseerd op een lognormale verdeling van de effectparameters, een kritische effect dosis (benchmark dose) afgeleid uit regressieanalyse van de dosis-effect relatie. Voorwaarde daarvoor is echter wel dat er voldoende gegevens beschikbaar moeten zijn. Dit is door Slob en Pieters (1997) beschreven en door Vermeire et al. (1998, 2001) uitgebreid met een probabilistische benadering voor de schatting van de UF's, eveneens op basis van een lognormale verdeling ervan. Deze benadering biedt bovendien het voordeel dat ze de betrouwbaarheid van de geschatte NOAELs en daaruit afgeleide MTRs inzichtelijk maakt.

Meer onderzoek is echter nodig om de traditionele methode volledig te kunnen vervangen. Bovendien zijn de huidige testprotocollen niet opgesteld om dosis-effect curven te genereren, en zal de internationale acceptatie van een dergelijke benadering veel tijd kosten. Overigens bleek uit een analyse van historische gegevens (NOAEL-ratio's) dat het veronderstelde “worst case” karakter van de traditionele aanpak in zijn algemeenheid niet juist is (Vermeire et al., 1998). Daarnaast moet worden opgemerkt dat voor de stoffen die belangrijk zijn in de context van bodemverontreinigingen, de beschikbare gegevens vaak te beperkt zijn om een probabilistische afleiding van NOAEL en MTR met vrucht te kunnen toepassen. Implementatie van deze ontwikkelingen wordt in de komende vijf jaar nog niet verwacht.

5.4 Humane blootstelling

- **BCF planten voor metalen harmonisatie van de methodiek en onderliggende datasets.**

De afgelopen periode is er onderzoek verricht naar de accumulatie van metalen door planten (Versluijs en Otte, 2001). Op basis van dit onderzoek zijn BCF waarden voor potentiële risico's vastgesteld. Harmonisatie met de methodiek gehanteerd door Alterra heeft slechts ten dele plaatsgevonden. Voorts zijn er nog mogelijkheden om (i.s.m. Alterra), door de beschikbaarheid van andere (veld)datasets, de onderbouwing te verstevigen. Hoewel niet geheel goed in te schatten, is de verwachting dat een mogelijke integratie vooral tot kleine veranderingen zullen leiden en, doordat voor de meeste metalen ecotoxicologische risico's dominant zijn, weinig doorwerking zal hebben. In de actuele risicobeoordeling is deze doorwerking er wel en zijn grotere aanpassingen mogelijk.

- **Waterbodems: BCF-vis voor metalen zijn zwak onderbouwd.**

In samenwerking met het RIZA is er een nieuwe richtlijn NO voor waterbodems voorgesteld (Elswijk et al., 2001). Onderdeel hiervan was de evaluatie en herziening van SEDISOIL (het model dat wordt gebruikt om het humane risico te beoordelen). Hierbij zijn een aantal verbeterpunten aangegeven waaronder de onderbouwing en evaluatie van de BCF-vis voor metalen. De blootstelling door metalen vindt voor een belangrijk deel plaats via de route consumptie van vis. De resultaten van deze verbeterpunten kunnen binnen de termijn van 5 jaar tot aanpassingen leiden.

- **Opname organische stoffen in wortelgewassen**

Bij de evaluatie van dit modelconcept is geconstateerd dat de berekening waarschijnlijk tot een overschatting van de gehalten in wortelgewassen leidt. Op basis van de (beperkt) beschikbare velddata is dit bijgesteld. Toekomstige veldgegevens en conceptuele verbeteringen zouden binnen enkele jaren tot een verdere verbetering van de modellering van deze route kunnen leiden. Dit zal eerder tot een verder verlaging dan een verhoging van de geschatte opname leiden.

- **Dermale opname van organische stoffen (in CSOIL en SEDISOIL)**

Voor een beperkt aantal organische stoffen kan de blootstelling via de huid substantieel bijdragen aan de totale blootstelling. Dit zou met name het geval kunnen zijn bij het scenario recreatie (water- en landbodem), omdat dan de bedekkingsgraad van het lichaam en verblijftijden hoger kunnen zijn. Bovendien zijn er specifieke omstandigheden denkbaar die een dergelijk onderzoek rechtvaardigen (denk aan recreanten in wetsuits, surfers). Nieuwe inzichten zouden zowel tot lagere als hogere dermale blootstelling kunnen leiden.

- **Verdiepen humane risicobeoordeling voor stoffen met onzekere en relevante toxiciteitsgrenzen (b.v. Henrycoefficient en oplosbaarheid van vinylchloride)**

De evaluatie IW heeft aangetoond dat voor sommige stoffen de spreiding rond de verwachte blootstelling groot kan zijn door de onzekerheid van stofgegevens. Een verdieping van de risicobeoordeling voor dit soort stoffen zou de onzekerheid van die risicogrenzen kunnen verminderen (meer onderzoek naar de meest kritische parameters). Ook kan in voorkomende gevallen worden gedacht aan een aparte benadering (alleen een IW voor porie/grondwater).

- **Evalatie vervluchtigingsmodule**

Er is een project ingediend door TNO, TAUW en RIVM bij het SKB (Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem) voor evaluatie van de modelering van vervluchtiging in het model VOLASOIL. Dit is uiteindelijk afgewezen. Wanneer een dergelijk project doorgang zou vinden, kan dit aanleiding zijn (vooral voor de actuele risicobeoordeling) de geschatte blootstelling via deze route aan te passen. De verwachting is dat dit in meer gevallen tot een verlaging dan een verhoging van de schatting zal leiden.

- **Beschikbaarheid van stoffen in grond t.o.v. voeding in het menselijk lichaam**

Al meerdere jaren wordt onderzoek gedaan naar beschikbaarheid (bioaccessability) van contaminanten in grond in het menselijke lichaam. De beleidsmatig relevante resultaten totnogtoe zijn opgenomen in een samenvattend rapport (Rompelberg en De Zwart, 2001; zie ook Sips et al., 2001). Voor lood is besloten de resultaten van het onderzoek reeds te gebruiken. Resultaten voor andere stoffen kunnen aanleiding zijn dit ook voor andere stoffen te doen. Vooral in de actuele risicobeoordeling is in toenemende mate implementatie van de resultaten te verwachten.

- **Monte-Carlo analyse humane blootstelling: gebruik van t.b.v. het onderzoek naar onzekerheden in de risico beoordeling**

Met de nieuwe modelversies (CSOIL, SEDISOIL), de resultaten uit de evaluatie en de eerste ervaringen met Monte-Carlo simulatie is het mogelijk om op een efficiënte manier de blootstelling uit te drukken in een kansverdeling. Een eerste verkenning hiervan is gerapporteerd in paragraaf 2.6 van dit rapport. Randvoorwaarden en precieze doelstellingen dienen nog te worden gedefinieerd. Met deze methoden kunnen normen op een probabilistische methode (voor blootstelling) worden gebaseerd en het kan t.b.v. de actuele risicobeoordeling worden ingezet. Met dit onderzoek kan vooral worden nagegaan welke aspecten vooral bijdragen aan de onzekerheid. Voordat dit instrument ingezet kan worden voor normstelling

moet worden bepaald met welke onzekerheden, ruimtelijke variatie en variatie in tijd rekening gehouden dient te worden.

- **Rekening houden met kortdurende (intensieve) blootstelling (en toxiciteit).**

Zie paragraaf 5.3, humaan-toxicologische risicogrenzen.

5.5 Algemene en analytische aspecten

- **Biobeschikbaarheid**

Momenteel wordt met de bodemtypecorrectie voor metalen alleen gecorrigeerd voor het natuurlijk voorkomen van stoffen gecorreleerd aan organisch stof en lutum en voor organische stoffen aan organisch stof. Met name voor metalen is er veel kritiek op het feit dat de biobeschikbaarheid (voor het ecosysteem) vrijwel geen rol speelt. In september 2001 is een workshop georganiseerd in opdracht van de Stuurgroep INS door het RIVM en het RIZA met medewerking van deskundigen van een groot aantal onderzoeksinstituten en universiteiten. Hieruit bleek dat er kansrijke mogelijkheden zijn beter rekening te houden met biobeschikbaarheid in de normstelling, met name door het gebruik van specifieke (extractie) technieken voor de bodem. Wel zal dit nog aanvullend onderzoek vergen naar de relevantie van deze technieken voor de fractie die beschikbaar voor verschillende groepen organismen (RIVM/RIZA, 2002). Hoewel sterk afhankelijk van de prioriteit die aan onderzoek wordt gegeven en beleidsmatige voorkeuren, is implementatie van deze methodieken binnen 3 jaar niet haalbaar.

- **Speciatie metalen**

Voor de beschikbaarheid voor het ecosysteem en opname in planten (in het verlengde van de vorige paragraaf) en mogelijk voor de beschikbaarheid in is het zinvol rekening te houden met de speciatie van metalen in de bodem. Het is echter niet te verwachten dat hier autonoom bruikbare ontwikkelingen beschikbaar komen. Dit zou met name invloed hebben op de actuele risicobeoordeling.

- **Beoordeling (en SRC) baseren op meting van poriewater, gezien onzekerheid Koc**

De blootstelling aan mobiele organische verontreinigingen loopt hoofdzakelijk via de routes inhalatie binnenlucht en gewasconsumptie uit eigen tuin. Een deel van de onzekerheid van de SRC_{humaan} wordt veroorzaakt door verdeling van de stof over de bodemfasen (vast-poriewater-bodemlucht). Voor de SRC_{eco} geldt dat voor het aquatisch compartiment vaak veel beter onderbouwde risicogrenzen beschikbaar zijn dan voor het terrestrische compartiment. Daarom worden de terrestrische risicogrenzen vaak met behulp van evenwichtspartitie afgeleid. Het toepassen van de evenwichtspartitie theorie brengt echter extra onzekerheid met zich mee, onder andere vanwege het gebruik van partiticoëfficiënten. Indien de SRC gebaseerd zou worden op de concentratie van de stof in het poriewater zou de onzekerheid welke wordt veroorzaakt door de verdeling van de stof tussen vaste fase en vloeibare fase (Koc) wegvallen. Voorwaarde hierbij is dan wel dat er een goede methode beschikbaar is om de concentratie in het poriewater vast te stellen. In het kader van ecologische risicobeoordeling wordt bij diverse instituten en organisaties aan dergelijke methoden (SPME voor organische stoffen, DGT of $CaCl_2$ voor metalen) gewerkt (RIVM/RIZA, 2002). Aansluiting bij dit onderzoek lijkt wenselijk.

6. Overeenkomsten en verschillen met TCB adviezen

6.1 Inleiding

Voor het project Evaluatie interventiewaarden zijn in 1999 twee adviezen aangevraagd door het Ministerie van VROM bij de Technische Commissie Bodembescherming (TCB). In dit hoofdstuk is de inhoud van deze adviezen kort samengevat en is aangegeven of de uiteindelijke uitwerking (o.m. in Lijzen et al., 2001) in lijn is met deze adviezen. Voor de juiste en volledige inhoud van de adviezen wordt verwezen naar de teksten zelf. De nadruk ligt op de onderwerpen waar verschillen zijn tussen het advies en de uitwerking. Het kan zijn dat adviezen op zich onderschreven worden, maar hieraan geen gevolg gegeven kon worden of dat bewust andere keuzes zijn gemaakt. Op de volgende eerder uitgebrachte adviezen wordt hier niet nader ingegaan:

- Advies: Herziening Leidraad Bodembescherming I (TCB A01, (1992);
- Advies: 2e en 3e tranche interventiewaarden (TCB A21, 1997);
- Advies: Interventiewaarden bodemsanering vierde tranche (TCB S63, 1998).

6.2 Advies: Herziening IW lood (TCB S12, 1999)

Procedure afleiding interventiewaarde

TCB-advies: Verwezen wordt naar “Advies Herziening Leidraad bodembescherming 1” (TCB A01, 1992), waarin over de integratie van de ecotoxicologische en humaan-toxicologische risicogrenzen wordt aangegeven dat het de voorkeur heeft in principe de laagste waarde van beide te kiezen. Daarbij is een methode voor keuze beschreven om wanneer beide waarden in de buurt van elkaar liggen voor de meest betrouwbare te kiezen. Het gebruik van de destijds voorgestelde (veiligheids)parameter N wordt daarmee afgeraden (gebruik van deze parameter N was voor de vervolgtranches al niet meer gebruikt).

De uitwerking in het rapport is overeenkomstig dit advies in de zin dat in principe voor de laagste is gekozen, tenzij er een groot verschil in de beoordeling van de onzekerheid zit. In die gevallen is op basis van expert judgement bepaald of de meer betrouwbare -hogere- waarde beter gekozen kan worden. Dit is in het voorstel door de TCB ook gedaan, maar alleen bij verschillen binnen een zekere bandbreedte. Overigens komt deze afwijking in het integratie maar voor 1 stof voor.

Achtergrondblootstelling mens

TCB-advies: niet meenemen achtergrondblootstelling in interventiewaarden bepaling, alleen voor bepaling actuele risico's in de urgentiesystematiek.

De uitwerking van de humane risicogrenzen t.b.v. interventiewaarden is in lijn met dit advies. Wel is beter inzicht verkregen in de grootte van de achtergrondblootstelling voor een groot aantal stoffen. In de discussie is aangegeven in welke mate het MTR al opgevuld wordt door deze achtergrondblootstelling. Deze informatie kan zo nodig gebruikt gaan worden in de actuele risicobeoordeling.

Blootstelling kind

TCB-advies: alleen blootstelling kinderen gebruiken als blootstelling voor kinderen kritisch kan zijn, ook blootstelling van foetus zou indien nodig meegenomen moeten worden.

Voor lood was, en is, deze lijn gevolgd, omdat kinderen gevoeliger zijn voor lood dan volwassenen. Er is specifieke aandacht besteed aan de blootstelling van de foetus door lood. Voor andere stoffen was er geen aanleiding om te veronderstellen dat kinderen gevoeliger zijn en is het uitgangspunt “levenslang gemiddelde blootstelling” gehanteerd. Hiermee wordt

een tijdelijke overschrijding van het MTR gedurende de kinderjaren toegestaan. Het is nog de vraag of dit te rechtvaardigen is voor alle stoffen, rekening houdend met de aard van de effecten.

Orale biobeschikbaarheid

TCB-advies: niet hanteren van waarde lager dan 1 voor relatieve biobeschikbaarheid in het maag-darmkanaal van lood in bodem t.o.v. voedsel (relatieve F_{grond}), vanwege een aantal redenen (geen standaard analyse methode, spreiding in de metingen, weinig veldmetingen, lab-onderzoek met gespikete monsters, onbekende invloed bodem stofeigenschappen, afhankelijkheid van mate van verontreiniging, weinig bekend over bepalende factoren voor opname van verontreiniging).

*De meeste van de genoemde bezwaren tegen een lagere waarde gelden voor alle parameters of worden vanwege de waargenomen spreiding in dit geval aan de voorzichtige kant gekozen (90-percentiel van de bio-accessability, F_B , van geteste veldbodems; zie Rompelberg en de Zwart, 2001). De relatieve biobeschikbaarheid is gedefinieerd als de verhouding tussen de biobeschikbaarheid van stoffen in grond en de biobeschikbaarheid van stoffen in studies waarop de MTR is gebaseerd (via voedsel of water): relatieve $F_{\text{grond}} = F_{\text{grond}} / F_{\text{MTR}}$. De biobeschikbaarheid van lood in grond (of voedsel) hangt af van de absorptie van lood vanuit het maagdarmkanaal (F_A) en de bioaccessability in het maagdarmkanaal (F_B): $F_{\text{grond}} = F_A * F_B$. Voor F_A is een waarde van 0,45 gehanteerd. Een 90-percentiel waarde voor de F_B voor grond van 0,59 en een F_B van 1 voor de MTR, leidt tot: relatieve $F = 0,27/0,45$.*

Kleine aanpassingen CSOIL

TCB-advies: kleine aanpassingen zijn weinig zinvol, omdat het nauwelijks bijdraagt aan een betere IW. Overdreven nauwkeurige parameters afronden.

Doel het project evaluatie interventiewaarden was naast een wetenschappelijk-inhoudelijke toetsing ook actualisatie en verbetering van de traceerbaarheid. Wanneer dit leidt tot kleine aanpassingen moeten deze ons inziens ook doorgevoerd worden. Daarnaast wordt er de voorkeur aan gegeven niet tussentijds af te ronden (alleen risicogrens), waardoor input-data een relatief hoge nauwkeurigheid suggereren.

Ingestie grond

TCB-advies: gezien de impact van de ingestie van grond wil de commissie liever aan de veilige kant blijven (150 mg grond/dag).

Uitgangspunt is het beschermen van (het gedrag van) de gemiddelde mens. Als de bescherming van het gemiddelde gedrag van een kind bepalend is dan is het gebruik van de gemiddelde waarde voor de dagelijkse grondingestie het meest logisch. Wanneer beleidsmatig een veiliger waarde gewenst is kan ook de bovenkant van het 90% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde worden gekozen (125 mg/dag). Wanneer een groter deel van de kinderen beschermd moet worden (ander uitgangspunt: 90 of 95-percentiel), zou een waarde van 150 of 200 mg/dag gehanteerd kunnen worden.

Overigens is grondingestie door kinderen uiterst variabel tussen verschillende kinderen en in de tijd. Daarnaast is er een onzekerheid in de meting van deze ingestie welke in de gebruikte referentie is gebaseerd op tracer studies. De gebruikte referenties maken op een wetenschappelijk zo verantwoorde wijze gebruik van de gemeten data. Het advies richt zich niet op de interpretatie van deze data.

Peer review

TCB-advies: Uitvoeren van peer review voor lood en mogelijk andere stoffen.

Het uitvoeren van een peer review wordt, mede op basis van het advies door de OZBG-Humaan onderschreven en is opgenomen in het rapport als aanbeveling. Het kan het draagvlak van de afgeleide normen versterken. Wel is het de vraag of het in de praktijk tot andere/betere waarden zal leiden.

Niet wezenlijk verbeterde technisch-wetenschappelijke onderbouwing

TCB-advies: Handhaven waarde lood vanwege niet wezenlijk verbeterde technisch-wetenschappelijke onderbouwing

Er kunnen redenen zijn de waarde voor lood te handhaven op de bestaande waarde. Echter de herziene risicogrens is (voorstel voor de IW) is ons inziens wel verbeterd, en wel door:

- *rekening te houden met de orale biobeschikbaarheid (zij het met een voorlopige waarde)*
- *grondingestie door kinderen te baseren op (wetenschappelijke interpretatie) van alle beschikbare empirische gegevens*
- *een bevestiging van de reeds gehanteerde MTR_{humaan} (internationaal gedragen)*
- *versteviging van de ecotoxicologische onderbouwing*

Daarnaast is in het integratierapport ook de onderbouwing van de humane blootstellingsroute voor gewasconsumptie verbeterd (BCF_{plant})

6.3 Advies: Plan van aanpak grote evaluatie interventiewaarden (TCB S18, 1999)

Procedure afleiding interventiewaarde (zie paragraaf 6.2)

Bodemtypecorrectie in samenhang met de pH

TCB-advies: differentieren van interventiewaarden op basis van pH is wetenschappelijk verdedigbaar, maar toepassen hiervan is in de praktijk moeilijker. Daarom bij potentiële risico's niet doen (of pH vastzetten) en, mogelijk in de toekomst bij de bepaling van de locatiespecifieke risico's wel doen.

Hoewel in principe een herziening van de bodemtypecorrectie onderwerp was van de evaluatie is er geen voorstel voor gedaan. Voor humane risicogrens wordt wel aangegeven hoe bodemtype correctie zou kunnen, afhankelijk van de pH (en organische stof en lutum) en bij vastzetten ervan. Voor ecotoxicologische risicogrenzen is er nog geen eensgezindheid over de kwantificering van effecten van de pH op de biobeschikbaarheid van metalen. Over de complexe materie van de mogelijkheden voor verwerken van biobeschikbaarheid in de normstelling is in september 2001 een workshop georganiseerd (voor bodem, waterbodem en water)(RIVM/RIZA, 2002).

Toegevoegd risico methode

TCB-advies: Deze methode is toegepast op basis van beleidsmatige redenen. De TCB ziet geen wetenschappelijk argumenten voor het optellen van de achtergrondgehalten bij de SRC_{eco} (voorheen EBVC) in de zin dat het tot een verbeterde risicobenadering leidt.

De uitwerking van de SRC_{eco} is niet in lijn met dit advies. Wetenschappelijke reden om het toegevoegd risico-concept te gebruiken is dat de achtergrondconcentraties niet zijn meegerekend in de nominale concentraties van de laboratorium studies, die ten grondslag liggen aan de SRC_{eco} . Dit argument was nog niet meegenomen in het TCB-advies.

Sediment

TCB-advies: K_p voor sedimenten kan tot zeer hoge SRC_{eco} leiden. Voor sediment zowel SRC_{eco} als SRC_{humaan} afleiden. SRC_{eco} op basis van waterbodem dieren (bodembewonende

vissen) en waterdieren. SRC_{humaan} op basis van SEDISOIL. Uiteindelijke IW zou bepaald moeten worden door laagste van land- en waterbodem, vanwege de mogelijkheid dat waterbodem in landbodem omgezet wordt.

Dit advies wordt onderschreven, maar de uitwerking in het rapport kon niet helemaal in overeenstemming zijn hiermee. Dit komt doordat er (vrijwel) geen toxicologische data zijn waterbodemorganismen. Hierdoor zijn de ecotoxicologische risicogrenzen voor waterbodem afgeleid van de toxiciteitsdata voor waterorganismen via evenwichtspartitie. Voor organische stoffen is dit concept breed gedragen en de spreiding/onzekerheid van de K_p ($K_{oc} \cdot OC$) relatief beperkt. Voor metalen staan door (het gebruik van) de hoge K_p voor metalen in waterbodem de afgeleide risicogrenzen ter discussie

Grondwater

TCB-advies: aanbeveling huidige methodiek en gebruik van ECOTOX EBVC ($=SRC_{\text{eco}}$) voor grondwater. Voor de humtox-EBVC ($=SRC_{\text{humaan}}$) kan gebruik gemaakt worden van het gebruik als drinkwater en de drinkwaterregelgeving.

De uitwerking is in overeenstemming met het advies. Alle componenten zijn opgenomen in methodiek. Ten opzichte van de huidige methodiek wordt niet langere een factor 10 tussen poriewater en grondwater gehanteerd. Hiervoor is onvoldoende wetenschappelijke basis. Toepassing van een eventuele veiligheidsfactor aan het beleid over gelaten. Overigens doet de TCB geen expliciete uitspraak over het gebruik van een dergelijke factor.

7. Conclusie

Concluderend wordt ingegaan op de belangrijkste oorzaken van de aanpassing van de risicogrenzen ten opzichte van de huidige humane en ecotoxicologische risicogrenzen voor bodem en ten opzichte van de interventiewaarde voor grondwater en op de factoren die de robuustheid van de herziene risicogrenzen bepalen.

In Tabel 7.1 zijn de belangrijkste veranderingen en oorzaken daarvan samengevat voor de risicogrenzen voor bodem en grondwater.

De belangrijkste oorzaken van een herziene geïntegreerde SRC voor bodem zijn voor de ecotoxicologische bepaalde SRC:

- meer ecotoxicologische data (D);
- gebruik evenwichtspartitie bij weinig bodemdata (M);
- andere gegevens evaluatie (M);
- voorstel individuele waarde per stof (O);
- onbekende herkomst van de huidige HC50-waarde (O).

De belangrijkste oorzaken van een herziene geïntegreerde SRC voor bodem zijn voor de humaan-toxicologische bepaalde SRC:

- aangepaste MTR_{humaan} ;
- aanpassing van de concepten voor humane blootstelling in CSOIL;
- aanpassing van de inputparameters (met name Koc en Kow).

De belangrijkste oorzaken van de vaak hogere geïntegreerde SRC voor grondwater zijn:

- het niet meer toepassen van een factor 10 tussen de berekende concentratie in het (porie)water en het grondwater;
- het directe gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens (in plaats van evenwichtspartitie meer met de risicogrenzen voor bodem);
- afleiden van waarden voor individuele stoffen.
- wijziging van de MTR_{humaan} (en de overige redenen genoemd bij de humaan bepaalde SRC voor bodem).

Een groot aantal van de afgeleide waarden voor waterbodem zijn hoger dan die voor bodem doordat voor deze stoffen alleen afleiding met evenwichtspartitie van aquatische toxiciteitsdata mogelijk is en voor bodem wel directe toxiciteitsdata beschikbaar zijn. In de gevallen dat de SRC voor waterbodem lager is dan die voor bodem is de humaan-toxicologische waarde bepalend.

De robuustheid van de ecotoxicologische onderbouwde risicogrenzen is afhankelijk van het aantal reeds beschikbare aantal toxiciteitsdata, het feit of veel nieuwe data binnen korte tijd beschikbaar komen en lopende ontwikkelingen in de ecotoxicologische risicobedoordeling. De verwachting is dat nieuwe data niet in grote getale beschikbaar zullen komen.

Toepasbare resultaten van genoemde nieuwe ontwikkelingen worden niet op korte termijn verwacht. Ter verhoging van de betrouwbaarheid is het beschikbaar komen van meer data zeer gewenst, zeker wanneer directe toxiciteitsdata voor bodem en water bodem. Dit geldt in het bijzonder voor metalen. Daarnaast is aandacht voor het ontwikkelen van generieke waarden voor stoffen (met a-specifiek werkingsmechanisme) sterk aanbevolen.

Tabel 7.1 Veranderingen en hoofdoorzaken van beide risicogrenzen voor bodem en de veranderingen van de risicogrenzen voor grondwater (t.o.v. IW-grondwater); ratio's groter dan 2 zijn groen, kleiner dan 2 rood, geen getal betekent niet relevant.

STOF	Bepalend risico voor bodem ¹	SRCeco bodem		SRChumaan bodem		SRC grondwater	
		ratio nieuw/ oud	oor-zaken ²	ratio nieuw/ oud	oor-zaken ³	bepalend ⁴	ratio nieuw/ IWgw
Arseen	E	2,1	DM				
Kwik	E	3,6	D				47
Lood	E+H	2	DM	2,1	MI	E	0,23
Cadmium	E			0,8	M	H	
Cobalt	E+H			0,1	I	DW	0,47
Molybdeen	E	0,4	DM				
Koper	E	0,51	M			E	0,25
Nikkel	E	0,48	M				
Zink	E	0,49	DM			E	0,11
Cyaniden						E	0,02
Thiocyanaten						E	0,24
Ethylbenzeen	E+H			2,2	MC	DW	22
Fenol	E	0,35	M				
Cresolen	E	0,26	M				
Tolueen	H	0,36	MO	0,09	HI		
Xyleen						E	16
Styreen						E	13
Catechol						E	0,5
Fluorantheen	E	6,5	O			E	30
Naftaleen	E	0,43	O				
Anthraceen	E	0,04	O			E	0,28
Benzo[a]anthraceen	E	0,06	O				
Benzo[a]pyreen	E	0,18	O			E	14
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	E	0,05	O				
Dichloormethaan	E	0,07	O				
Trichlooretheen	E	0,04	O				
Tetrachlooretheen	H	0,27	O	2,3	C	DW	13
Vinylchloride	H			0,03	MCI	H	0,08
Tetrachloormethaan						DW	13
Dichloorbenzeen						E	13
Trichloorbenzenen	E	0,37	MO			E	14
Tetrachloorbenzenen	E	0,07	DMO				
Pentachloorbenzeen	H			0,28	CI	H	14
Hexachloorbenzeen	E+H	0,07	M	0,1	MI		
Monochloorfenolen	E	0,54	MO				
Dichloorfenolen	E	2,2	MO				
Trichloorfenolen	E	2,2	MO			DW	10
Tetrachloorfenolen	E	2,1	M			DW	10
Pentachloorfenol	E+H	2,4	D	0,25	MI	E	28
PCB28						H	29
PCB52						H	10
PCB180						H	0,3
Chloornaftaleen	E+H			3,2	MCI	E	28
Dioxines	H			0,36	M		
DDT	E	0,25	MO			E	43
DDD	E	8,5	O			E	380
DDE	E	0,33	O			E	10
HCHs	E	3,2	DO				
α-HCH						DW	33
β-HCH	H			3,8	CI		
γ-HCH	E+H			0,06	MI		
Drins	E	0,04	DMO				
Aldrin	E+H			0,02	I		
Dieldrin						DW	33
Carbaryl	E	0,09	M				
Carbofuran	E	0,01	M			E	0,07
Maneb						E	320
Atrazine	E	0,12	DMO				

STOF	Bepalend risico voor bodem ¹	SRCeco bodem		SRChumaan bodem		SRC grondwater	
		ratio nieuw/ oud	oor- zaken ²	ratio nieuw/ oud	oor- zaken ³	bepa- lend ⁴	ratio nieuw/ IWgw
Dihexylftalaat	E	3,7	O				
Di- <i>iso</i> -butylftalaat	E	0,28	O			DW	27
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	H			0,01	MI		
Dimethylftalaat						DW	27
Diethylftalaat						DW	1331
Dibutylftalaat						E	34
Butyl benzylftalaat						E	20
Cyclohexanon						DW	10
Pyridine	H			10	C		

1. E= eco bepalend; H= humaan bepalend; E+H= eco bepalend, maar humaan binnen factor 2; H+E: humaan bepalend maar eco binnen factor 2.
2. zie hoofdstuk 3: D= meer data; M= methodisch verschil; O= overige verschillen
3. zie hoofdstuk 2: M= aanpassing MTR; C= aanpassing modelconcept humane blootstelling; I is aanpassing input-parameters.
4. zie hoofdstuk 4: H= humaan; E =eco; DW= drinkwater

De robuustheid van de humaan-toxicologische risicogrenzen is afhankelijk van het beschikbaar komen van nieuwe humaan-toxicologische data, de onderbouwing van de dominante blootstellingsroute en met name voor de route inhalatie binnenlucht en consumptie van gewas afhankelijk van de spreiding in de fysisch-chemische parameters.

De verwachting is dat nieuwe toxicologische data en nieuwe inzichten die tot aanpassing van de humane MTR zullen leiden niet in grote getale beschikbaar zullen komen, zeker voor de stoffen die goed onderzocht zijn.

Een Monte Carlo analyse met de spreiding in input-parameters voor 4 stoffen geeft aan dat het verschil tussen het 10- en 90-percentiel van de afgeleide risicogrenzen een factor 3 tot 9 kan zijn (factor 1,75-3 hoger en lager dan de mediane waarde). Met name de Koc blijkt voor de SRC voor bodem steeds een belangrijke factor.

Op het gebied van acute toxiciteit en de afleidingsmethodiek van MTR-waarden zijn ontwikkelingen gaande, maar deze leveren naar verwachting op korte termijn geen aanleiding tot aanpassing. Aan modellering van onderdelen van de humane blootstelling wordt in beperkte mate gewerkt. Zowel voor opname van metalen als van organische stoffen in planten kan dit mogelijk tot verbetering van de modellering leiden binnen enkele jaren. Kennis over de biobeschikbaarheid van stoffen in grond in het lichaam kan voor een aantal stoffen aanleiding zijn de nieuwe inzichten in de afleiding van risicogrenzen op te nemen. Evaluatie van de kennis over vervluchtiging vanuit de bodem naar binnenlucht in de praktijk is gewenst, maar het is onzeker of in de komende jaren beschikbaar zal komen.

Implementatie van biobeschikbaarheid voor metalen voor de ecotoxicologische onderbouwde waarden verdient aandacht. Wanneer voldoende prioriteit aan wordt gegeven aan hieraan gerelateerd onderzoek, kan dit aanleiding zijn op de middellange termijn hiermee bij de normstelling rekening te houden.

Literatuur

- Aldenberg, T. en J.S. Jaworska (2000). Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 46, pp 1-18.
- 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. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 711701025.
- Beelen, P. van, E.M.J. Verbruggen en W.J.G.M. Peijnenburg (2001). The evaluation of the equilibrium partitioning method using sensitivity distributions of species in water and soil or sediment. RIVM, Bilthoven. RIVM report 607220005.
- Bockting, G.J.M., and R. van den Berg (1992). The accumulation of trace metals in crops grown on contaminated soils. A literature study. RIVM, Bilthoven. RIVM report 725201009 (in Dutch).
- Bockting, G.J.M., E.J. van de Plassche, J. Struijs and J.H. Canton (1992). Soil-water partition coefficients for trace elements. RIVM, Bilthoven. RIVM report 679101003.
- Bockting, G.J.M., E.J. van de Plassche, J. Struijs en J.H. Canton (1993). Soil-water partition coefficients for organic compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM report 679101013.
- Denneman, C.A.J. and C.A.M. van Gestel (1991). Assessment of C-values for soil ecosystems using aquatic ecotoxicological data. RIVM, Bilthoven. RIVM report 725201008 (in Dutch).
- Denneman, C.A.J. and C.A.M. van Gestel (1990). Soil contamination and soil ecosystems: proposals for ecotoxicological C values. RIVM, Bilthoven. RIVM report 725201001 (in Dutch).
- DiToro D.M. and J.A. McGrath (2000). Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. Ii. Mixtures and sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* VOLUME 19 NUMBER 8, August 2000 pages 1971–1982.
- Elswijk, M., J.A. Hin, P.J. den Besten, L.M. van der Heijdt, M. van der Hout, C.A. Schmidt (2001). Richtlijn Nader Onderzoek; Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. RIZA, Lelystad. AKWA-rapport 01.005, RIZA-rapport 2001.052.
- Franken, R.O.G., A.J. Baars, G.H. Crommentuijn and P.F. Otte (1999). Proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ("minerale olie") on base of fractions of petroleum hydrocarbons. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701015.
- Gerstl, Z. (1990). Estimation of organic chemical sorption by soils. *J. Contaminant Hydrology* 6: 357-375.
- Hulzebos, E.M., D.M.M. Adema, E.M. Dirven-van Breemen, L. Henzen, W.A. van Dis, H.A. Herbold, J.A. Hoekstra, R. Baerselman, C.A.M. van Gestel (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environ Toxicol Chem* 12: 1079-1094.
- INS (1999). Environmental Risk Limits in The Netherlands. J de Bruijn, T. Crommentuijn, K. van Leeuwen, E. van de Plassche, D. Sijm, M. van der Weiden. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 601640001.
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen and A.P. van Wezel (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, sediment and groundwater. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701 023.
- Jager, D.T., M.G.J. Rikken and P. van der Poel (1997). Uncertainty analysis of EUSES: Improving risk management by probabilistic risk assessment. RIVM, Bilthoven. RIVM report 679102039.

- Janssen, P.J.C.M., and G.J.A. Speijers (1997). Guidance on the derivation of Maximum Permissible Risk levels for human intake of soil contaminants. National Institute of Public Health and the Environment, RIVM report no. 711701006, January 1997; Bilthoven, The Netherlands.
- Karickhoff, S.W. (1981). Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere* 10(8): 833-846.
- Koolenbrander, J. (ed.) (1995). Urgentie van bodemsanering: De handleiding. SDU, Den Haag.
- Koops, R., J.J.M. van Grinsven, T. Crommentuijn, M.A.G.T. van den Hoop, F.A. Swartjes, P.R.G. Kramer and W.J.G.M. Peijnenburg (1998). Evaluatie van door het RIVM gehanteerde partiticoëfficiënten voor metalen. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711401005.
- Köster, H.W. (2001). Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Values. RIVM Bilthoven. RIVM report 711701019.
- Kuperman, R.G., R.T. Checkai, M. Simini, C.T. Phillips (2001). Toxicity of Ba, Be, Mn and Sb to soil annelids *Eisenia fetida* and *Enchytraeus crypticus*. Poster.
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen and A.P. van Wezel (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater; Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, sediment and groundwater. Bilthoven, RIVM Report number 711701023.
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, G.H. Crommentuijn, P.F. Otte, E. van de Plassche, M.G.J. Rikken, C.J.M. Rompelberg, A.J.A.M. Sips and F.A. Swartjes (1999). Revision of the Intervention value for lead; evaluation of the intervention values derived for soil/sediment and groundwater. RIVM, Bilthoven. RIVM Report 711701013 (in Dutch).
- Otte, J.G., P.F.A.M. Römkens, A. Tiktak and W. de Vries (2000). Partitie relaties voor zware metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) voor diffuus verontreinigde Nederlandse bodems (in Dutch). PGBO, Wageningen. Reports PGBO, deel 30, 44pp.
- Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, J.G. Otte, F.A. Swartjes and C.W. Versluijs (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 711701021.
- Ragas, A.M.J., Etienne, R.S., Willemsen, F.H., and Van de Meent, D. (1999). Assessing model uncertainty for environmental decision making: A case study of the coherence of independently derived environmental quality objectives for air and water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 (8): 1856-1867.
- Rikken, M.G.J., J.P.A. Lijzen and A.A. Cornelese (2001). Evaluation of model concepts on human exposure; proposals for updating of the most relevant exposure routes of CSOIL. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701022.
- RIVM/RIZA (2002). Biobeschikbaarheid in beleid. Voorbereidingen en verslag van een workshop (red. W. Peijnenburg, D. Sijm, J. Lijzen, E. Sneller, T. Traas en E. Verbruggen).
- Roex, W.M., C.A.M. Van Gestel, A.P. Van Wezel, and N.M. Van Straalen (2000). Ratios between acute aquatic toxicity and effects on population growth rates in relation to toxicant mode of action. *Environmental toxicology and chemistry*, volume 19, number 3, march 2000 pages 685-693
- Rompelberg C.J.M. en L.L. de Zwart (2001). Relatieve orale biobeschikbaarheid van contaminanten in de bodem: overzicht van werkzaamheden 1996-2001 met koppeling aan beleidsvragen. RIVM, Bilthoven. RIVM-rapport 711701027.
- Sabljić, A., H. Güsten, H. Verhaar and J. Hermens (1995). Qsar modelling of soil sorption. Improvement and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations. *Chemosphere* 31 (11-12): 4489-4514.
- Sauvé, S., W. Hendershot, H.E. Allen (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden and organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34:1125-1131.
- Sips, A.J.A.M., M.A. Bruil, C.J.G. Dobbe, E. van de Kamp, A.G. Oomen, D.P.K.H. Pereboom, C.J.M. Rompelberg, M.J. Zeilmaker (2001). Bioaccessability of contaminants from ingested soil in humans;

Method development and research on the bioaccessability of lead and benzo[a]pyrene. RIVM report 711701012/2001.

Slob, W., M.N. Pieters (1997). A probabilistic approach for deriving acceptable human intake limits and human health risks from toxicological studies – a general framework. RIVM, Bilthoven. RIVM report 620110005.

Swartjes, F.A., L.J.M. Boumans (in voorbereiding). Human exposure comparison study. RIVM/CLARINET report. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Swartjes, F.A. (1999). Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: Standards and remediation urgency. Risk Anal. 19:1235-1249

TCB (1992). Advice on the revision of the Soil Protection Guideline I. C values and priority assessment. TCB A01/1992. TCB, Leidschendam (in Dutch).

TCB (1997). Advice on the second and third series of Intervention Values. TCB A21/1997. TCB, The Hague (in Dutch).

TCB (1998). Advice on the fourth series of Intervention Values for soil remediation. TCB S63 (1998). TCB, The Hague (in Dutch).

TCB (1999a). Advice on the Project plan Evaluation Intervention Values soil. TCB S18 (1999). TCB, The Hague (in Dutch).

TCB (1999b). Advice on "Revision Intervention Value lead". TCB S12 (1999). TCB, The Hague (in Dutch).

Trapp, S. and M. Matthies (1995). Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation. Environmental Science and Technology, vol. 29, no.9, 2333-2338.

Van de Plassche, E.J., M.D. Polder, J.H. Canton (1993). Derivation of Maximum Permissible Concentrations for several volatile compounds for water and soil. RIVM, Bilthoven. RIVM Report 679101 008.

Van de Plassche, E.J. (1994). Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. RIVM, Bilthoven. RIVM Report 679101 012.

Van de Plassche, E.J., and G.J.M. Bockting (1993). Towards integrated environmental quality objectives for several volatile compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM report 679101011.

Van den Berg, R. (1995). Exposure of man to soil contamination. A qualitative and quantitative analysis, resulting in proposals for human-toxicological C values. RIVM, Bilthoven, Revised version of RIVM report 725201011.

Van den Berg, R. (1997). Verantwoording van gegevens en procedures voor de 1e tranche interventiewaarden: van RIVM-rapporten naar de Notitie interventiewaarden bodemsanering. RIVM, Bilthoven. RIVM report 715810012 (in Dutch).

Van den Berg, R. and J.M. Roels (1991). Assessment of risks to man and the environment in case of exposure to soil contamination. Integration of the results of the preceding studies. RIVM, Bilthoven. RIVM report 725201013.

Van den Brink, P.J., T.C.M. Brock, L. Posthuma (in press) The value of species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (non-)confirmation of the concept using semi-field experiments (SSD boek).

Van Gestel, C.A.M., W.A. van Dis, E.M. van Breemen, P.M. Sparenburg (1989). Development of a standardized reproduction toxicity study with the earthworm species *Eisenia fetida* using copper, pentachlorophenol, and 2,4-dichloroaniline. Ecotoxicol Environ Saf 18: 305-312.

Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus and A.P. van Wezel (2001). Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and water: updated proposals for first series of compounds. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701020.

Vermeire T.G., H. Stevenson, M.N. Pieters, M. Rennen, W. Slob, B.C. Hakkert (1998). Assessment factors for human health risk assessment – a discussion paper. RIVM, Bilthoven. RIVM report 620110007.

Vermeire, T.G. (1993). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)-waarden - Addendum op RIVM rapport nr. 725201005. RIVM, Bilthoven, RIVM report no. 715801001.

Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw & P.J.C.M. Janssen (1991). Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden. RIVM, Bilthoven., RIVM-report no. 725201005.

Vermeire, T.G., M.N. Pieters, M. Rennen, P. Bos (2001). Probabilistic assessment factors for human health risk assessment. RIVM, Bilthoven. RIVM report 601516005.

Verschuieren, K. (1983). Handbook of environmental data on organic chemicals ; 2nd ed New York ; Van Nostrand Reinhold.

Verschuieren, K. en R. Kolkhuis Tanke (1989). Risicoindexen voor bodem- en grondwaterbedreigende stoffen. Micon milieuconsultants, 1989, rapportnr. 050153-4.

Versluijs, C.W., en P.F. Otte (2001). Accumulatie van metalen in planten. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701024.

Versteeg, D.J., S.E. Belanger, G.J. Carr (1999) Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: Data-based comparison. Environ. Toxicol. Chem. 18:1329-1346.

Vissenberg, H.A., and F.A. Swartjes (1996). Evaluatie van de met CSOIL berekende blootstelling, middels een op Monte Carlo-technieken gebaseerde gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse. RIVM, Bilthoven. RIVM- report 715810018 (in Dutch).

De Zwart, D. (2002). Observed regularities in SSDs for aquatic species. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology (ed. by L.Posthuma, Suter G.W.II and T.P.Traas), pp. 133-154. CRC Press, Boca Raton, FL, U.S.A.

Bijlage 1 Verzendlijst

- 1- 2 DGM/BWL-directeur, Drs. J.A. Suurland
- 3 (Plv.) Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM, Y. de Boer
- 4 DGM, Directie Bodem, Water, Landelijk gebied, Afdeling Landelijk gebied en Bodembeheer: Dr. J.M. Roels
- 5 VROM-inspectie, Mr. G.J.R. Wolters
- 6-10 Regionale VROM-Inspecties (Groningen, Arnhem, Haarlem, Rijswijk, Eindhoven)
- 11 Drs. N.H.S.M. de Wit (DGM/BWL)
- 12 Dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/BWL)
- 13 Dr. T. Crommentuijn (DGM/BWL)
- 14 Drs. E.M. Maas (DGM/SAS)
- 15 Dr. M.E.J. van der Weiden (DGM/SAS)
- 16-38 Onderzoeksbegeleidingsgroep ECO, via dr. D.T.H.M. Sijm (RIVM-CSR)
- 39-54 Onderzoeksbegeleidingsgroep HUMAAN, via ir. J.P.A. Lijzen (RIVM-LBG)
- 55-68 Leden Werkgroep UI, via mw. dr.T. Crommentuijn (DGM/BWL)
- 69 VNG/WEB, via dhr. J. Verburg (VNG, Den Haag)
- 70 IPO/ABO, via dhr. F. Kok (Prov. Zuid-Holland, Den Haag)
- 71 NARIP, via Dr. H. Leenaers (NITG-TNO, Delft)
- 72 ONRI-werkgroep bodem, via Drs. M.F.X. Veul (Witteveen en Bos, Deventer)
- 73 Dr. J. Vegter (TCB, Den Haag)
- 74 Ing. P.J. Smit (Van Hall Instituut, Groningen)
- 75 Dr. ir. P. Römken (Alterra, Wageningen)
- 76 Dr. ir. W. de Vries (Alterra, Wageningen)
- 77 Dr. J. Vink (RIZA, Lelystad)
- 78 Dr. E. Sneller (RIZA, Lelystad)
- 79 Drs. J. Tuinstra (Royal Haskoning, Amsterdam)
- 80 Drs. E. van der Plassche (Royal Haskoning, Nijmegen)
- 81 Ir. C. Cornelis (VITO, België)
- 82 Dr. V. Dries (OVAM, België)
- 83 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie (Den Haag)
- 84 Directie RIVM
- 85 Prof.ir. N.D.van Egmond (dir. Milieu)
- 86 Ir. F. Langeweg (dir. Sector Milieuonderzoek)
- 87 Dr.ir. G. de Mik (dir. Sector Stoffen en Risico's)
- 88 Ir. R. van den Berg (hLBG)
- 89 Dr. W.H. Könemann (hCSR)
- 90 Ir. J.J.G. Kliest (hIEM)
- 91 Ir. A.H.M. Bresser (hLWD)
- 92 Drs J.H. Canton (hECO)
- 93 Dr. D.T.H.M. Sijm (CSR)
- 94 Drs. T.G. Vermeire (CSR)
- 95 Ing. P. Janssen (CSR)
- 96 Dr. T. Traas (CSR)
- 97 Dr. ir. F.A. Swartjes (ECO)
- 98 Dr. M. Rutgers (ECO)
- 99 Dr. C.J.M. Rompelberg (LBM)
- 100 Drs. B.J. de Haan (LBG)
- 101 Dr.ir. C.W. Versluijs (LBG)
- 101- 105 Auteurs
- 106 SBD/Voorlichting & Public Relations
- 107 Bureau Rapportenregistratie
- 108 Bibliotheek RIVM
- 110-130 Bureau Rapportenbeheer
- 131-150 Reserve-exemplaren

Bijlage 2 Opdrachtbrief



Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Rijnstraat 8
2515 XP Den Haag
Interne postcode 625
Tel.: 070-3394296
Fax: 070-3391290

RB 14-03-01
cc: J. L. van den Berg

Directoraat Generaal Milieubeheer
Directie Bodem, Water, Landelijk gebied

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

Jw kenmerk	Uw brief	Kenmerk	Datum
		BWL/2001025813	12 MAART 2001
Onderwerp			

Aanvullend rapport evaluatie interventiewaarden

Geachte heer van den Berg,

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

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

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

Bijlagen



Kenmerk

Datum

Bladnummer

BWL/2001025813

2

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

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

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

1) Zijn de veranderingen een gevolg van:

- nieuwe inputdata en zo ja, komt dit omdat in het verleden nauwelijks data voorhanden waren? Wat zijn de kenmerken van de nieuwe data indien deze lager/hoger zijn dan de al aanwezige data?
- aangepaste selectiecriteria voor de inputdata en zo ja, wat is er op welke wijze aangepast en waarom?

2) Zijn de veranderingen een gevolg van:

- aanpassingen in het model en zo ja, wat is er op welke wijze aangepast en waarom?
- aanpassingen in de inputparameters van het model en zo ja wat is er op welke wijze aangepast en waarom?

3) Daarnaast is het voor ons van belang om een overzicht te hebben van de ontwikkelingen die ertoe kunnen leiden dat er in de toekomst nieuwe veranderingen te verwachten zijn. Verwacht het RIVM op basis van haar deskundigheid en inzicht in lopend en toekomstig onderzoek, dat gegevens waarvoor de interventiewaarden gevoelig zijn in de komende jaren verder zullen veranderen? Zo ja welke gegevens en welk lopend onderzoek kunnen hiertoe aanleiding geven?

4) Voor sommige parameters is er door het RIVM voor gekozen om af te wijken van waarden door de Technische Commissie Bodembescherming geadviseerd. Wat is de argumentatie om af te wijken van het TCB-advies?



Kenmerk

Datum

Bladnummer

BWL/2001025813

3

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

Met vriendelijke groet,
de plaatsvervangend directeur van de
Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied

Dr. J.M. Roels

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

BWL/2001025813

Bijlage 1: lijst van stoffen**metalen**

arseen
cadmium
cobalt
koper
anorganisch kwik
lood
molybdeen
nikkel
zink

anorganische verbindingen

cyaniden (vrij)
cyaniden-complex

aromatische verbindingen

ethylbenzeen
fenol
cresolen
tolueen

PAK

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

Gechloreerde koolwaterstoffen

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

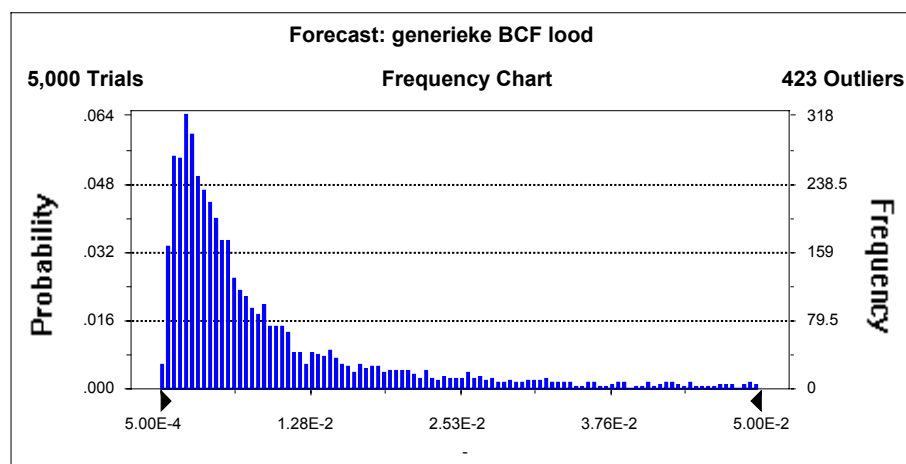
bestrijdingsmiddelen

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

overige stoffen

pyridine
tetrahydrofuran
tetrahydrothiofeen

Bijlage 3 Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse



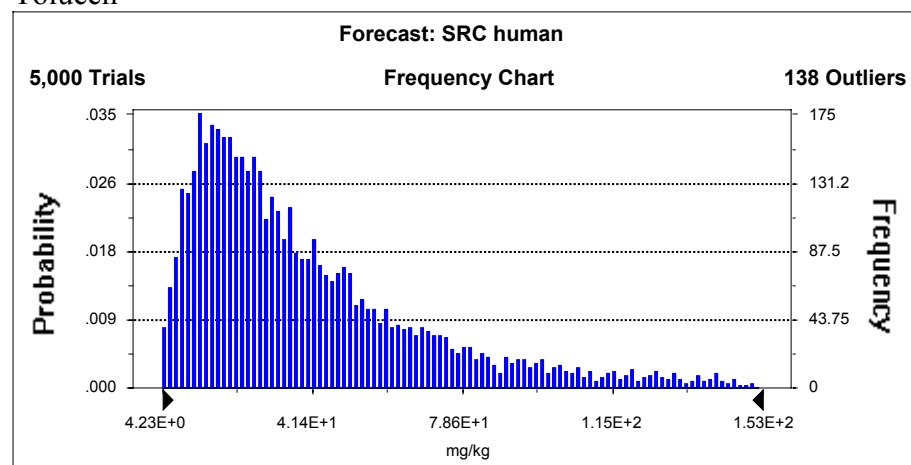
Figuur A: Kansverdeling generieke BCF lood

Verdelingen van de SRC_{humaan}

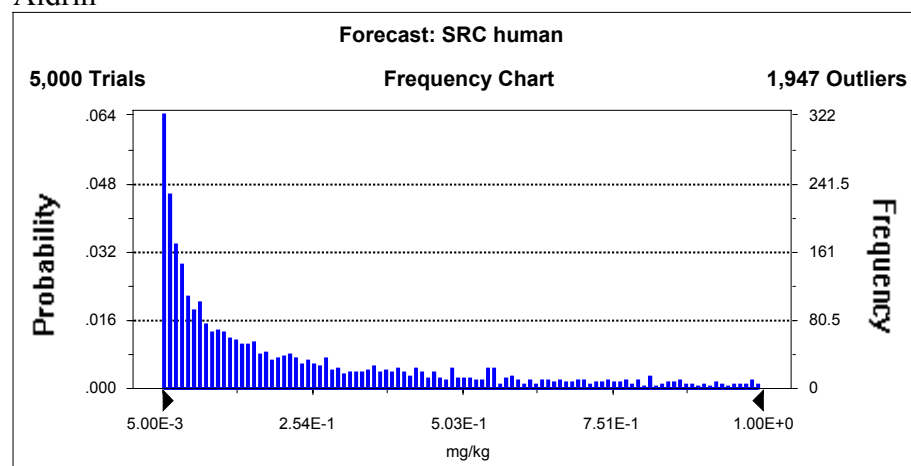
Tabel A Resultaten onzekerheidsanalyse

	Tolueen Cs	Aldrin Cs	Vinylchloride Cs	lood Cs
verdelingen				
log S	2.79 (0.059) N	-1.609(0.639) N	1.4 - 10000 U	
log Vp	3.47 (0.059) N	-2.633(0.617) N	5.474(0.059) N	
log Kow	2.73 (0.050) N	6.50 (1.61) N	1.52 (0.476) N	
log Koc	2.09 (0.343) N	3.94 (1.04) N	1.56 (0.24) N	
Resultaten	<u>Value</u>	<u>Value</u>	<u>Value</u>	<u>Value</u>
Trials	5000	5000	5000	5000
Mean	4.46E+01	6.01E+00	1.39E-02	8.55E+02
Median	3.23E+01	2.85E-01	1.12E-02	7.84E+02
Mode	---	---	---	---
Standard Deviation	4.14E+01	1.31E+01	1.11E-02	4.92E+02
Variance	1.71E+03	1.72E+02	1.23E-04	2.42E+05
Skewness	3.14	2.64	1.98	5.00
Kurtosis	19.21	9.27	9.76	88.74
Coeff. of Variability	0.93	2.18	0.80	0.58
Range Minimum	2.53E+00	1.69E-06	1.23E-03	6.46E-01
Range Maximum	5.22E+02	6.40E+01	1.18E-01	1.22E+04
Range Width	5.19E+02	6.40E+01	1.17E-01	1.22E+04
Mean Std. Error	5.86E-01	1.85E-01	1.57E-04	6.96E+00
Percentile	<u>mg/kg</u>	<u>mg/kg</u>	<u>mg/kg</u>	<u>mg/kg</u>
0%	2.53E+00	1.69E-06	1.23E-03	6.46E-01
10%	1.22E+01	2.52E-03	3.16E-03	3.95E+02
25%	1.91E+01	2.45E-02	5.96E-03	5.68E+02
50%	3.23E+01	2.85E-01	1.12E-02	7.84E+02
75%	5.50E+01	3.21E+00	1.86E-02	1.06E+03
90%	9.00E+01	2.42E+01	2.77E-02	1.38E+03
100%	5.22E+02	6.40E+01	1.18E-01	1.22E+04
ratio 90-10 percentiel	7.35E+00	9.59E+03	8.76E+00	3.49E+00

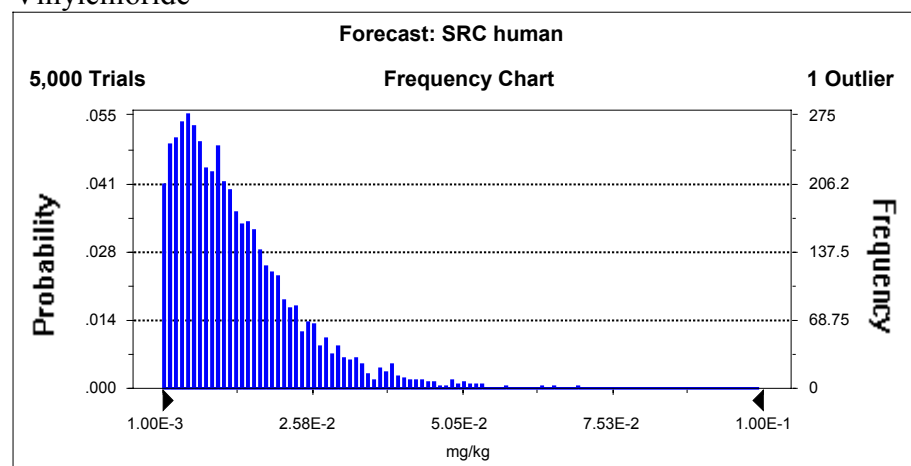
Tolueen



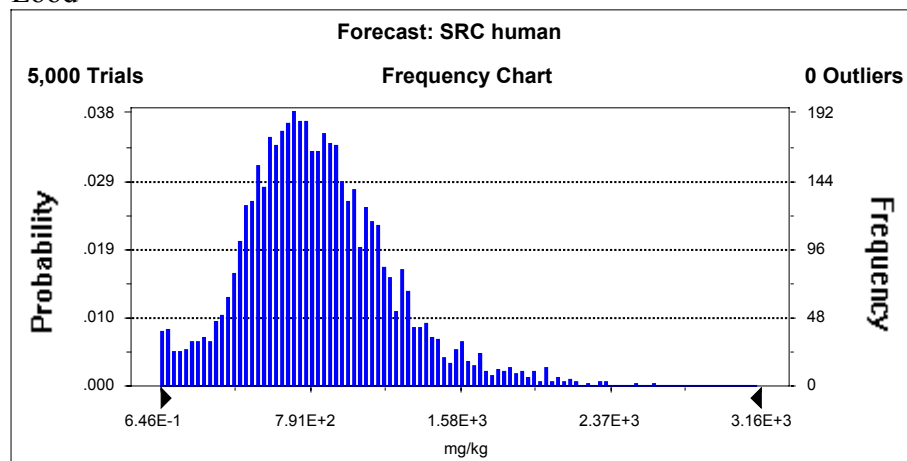
Aldrin



Vinylchloride



Lood



TableB Resultaten onzekerheidsanalyse voor totaalgehalten en poriewatergehalten

	Tolueen Cs totaal bodem gehalte	Tolueen PW totaal poriewater gehalte
Forecast	<u>mg/kg d.s.</u>	<u>mg/dm3</u>
Trials	5000	5000
Mean	4.46E+01	4.44E+00
Median	3.23E+01	4.36E+00
Mode	---	---
Standard Deviation	4.14E+01	8.46E-01
Variance	1.71E+03	7.15E-01
Skewness	3.14	0.55
Kurtosis	19.21	3.55
Coeff. of Variability	0.93	0.19
Range Minimum	2.53E+00	2.26E+00
Range Maximum	5.22E+02	8.39E+00
Range Width	5.19E+02	6.12E+00
Mean Std. Error	5.86E-01	1.20E-02
<u>Percentile</u>	<u>mg/kg</u>	<u>mg/dm3</u>
0%	2.53E+00	2.26E+00
10%	1.22E+01	3.41E+00
25%	1.91E+01	3.84E+00
50%	3.23E+01	4.36E+00
75%	5.50E+01	4.97E+00
90%	9.00E+01	5.54E+00
100%	5.22E+02	8.39E+00
ratio 90-10 percentiel	7.35E+00	1.62E+00