



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden voor bodem

RIVM briefrapport 607711012/2013
E. Brand et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden voor bodem

RIVM Briefrapport 607711012/2013
E. Brand et al.

Colofon

© RIVM 2013

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

Ellen Brand, RIVM
Els Smit, RIVM
Eric Verbruggen, RIVM
Liesbet Dirven-van Breemen, RIVM
Miranda Mesman, RIVM

Contact:
Ellen Brand
Centrum voor Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid (DMG)

ellen.brand@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu, DGMI duurzaamheid.

Rapport in het kort

Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden voor bodem

Bij de ecologische risicobeoordeling van een stof in de bodem wordt gekeken welke concentraties schadelijk zijn voor het ecosysteem. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van ecologische risicogrenswaarden. De huidige grenswaarden voor ecologische risico's van stoffen in de bodem zijn tussen 2001 en 2012 bepaald op basis van destijds beschikbare gegevens over de mate waarin een stof schadelijk kan zijn. De (internationale) methoden waarmee die waarden worden bepaald zijn sindsdien aangepast en aangescherpt.

Het RIVM heeft onderzocht op welke gegevens de huidige ecologische risicogrenswaarden van 34 stoffen of stofgroepen (16 metalen en 18 organische stoffen/stofgroepen) zijn gebaseerd en in hoeverre daarin onzekerheden zitten. Bij 20 stoffen (vooral metalen en oude bestrijdingsmiddelen) is in meer of mindere mate onzekerheid aanwezig. Voor deze stoffen kan via een aanvullende analyse bepaald worden of het zinvol is om de risicogrenswaarden te herzien.

Of een herziening zinvol is hangt van drie factoren af. Als eerste de mate van onzekerheid in de risicogrenswaarden: deze is groter als er beperkte gegevens beschikbaar zijn, of als ze zijn verouderd. Verder is het voor de prioritering van belang om te weten of een stof in de praktijk vaak wordt aangetroffen en of dat met problemen gepaard gaat. Ten slotte is het relevant of er nieuwe kennis of inzichten beschikbaar zijn gekomen, die de risicogrenswaarden kunnen beïnvloeden. Dit moet uit de aanvullende analyse blijken. Voor de resterende stoffen is geen aanvullend onderzoek nodig. De huidige risicogrenswaarden kennen namelijk weinig onzekerheden of er is geen nieuwe relevante informatie beschikbaar.

Mede op basis van dit briefrapport zal bepaald worden welke risicogrenzen met prioriteit worden geëvalueerd.

Trefwoorden:

Risicogrenswaarden, ecologie, risicobeoordeling, bodem

Abstract

Underpinning ecological risk limits for soil

In ecological risk assessment of a contaminant it is assessed at which concentrations the presence of a compound exerts negative effects on the ecosystem. Environmental quality standards are used for this purpose. The current quality standards have been derived in stages over the period of 2001 to 2012, based on the available information on toxicology of the compound at that time. Since then the (international) methods to derive these standards have been changed.

RIVM has done research to determine on which data the current ecological soil quality standards of 34 compounds or groups of compounds (16 metals and 18 organic compounds or groups) are based and to which extent there are uncertainties in these quality standards. For 20 compounds (mostly metals and old pesticides) there were more or less uncertainties present. For these compounds further analysis can be done to determine whether it is useful to revise the ecological quality standard.

It depends on three aspects whether a revision is useful. Firstly the magnitude of uncertainty of the quality standard: this uncertainty is higher when there are limited data or if the data are outdated. Secondly it is necessary to determine whether the compounds are regularly found in field research and if this causes problems. Thirdly it is relevant whether there is new knowledge available that can influence the quality standard. This should become apparent from additional analysis. For the remaining compounds there is no further research necessary, because the uncertainty of the current quality standards is low or there are no new data available to derive new quality standards.

Partly based on this report, it will be determined which quality standards will have priority to be evaluated.

Keywords:

Standard setting, ecology, risk assessment, soil

Inhoud

1	Inleiding—9
1.1	Aanleiding—9
1.2	Vraag- en doelstelling—9
1.3	Werkwijze—10
1.4	Leeswijzer—10
2	Ecologische Risicogrenswaarden—11
2.1	Selectie van stoffen—11
2.2	Overzicht ecologische risicogrenswaarden—11
2.2.1	Rapportages risicogrenswaarden—11
2.2.2	Ecologische risicogrenswaarden—12
2.3	Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden—14
2.3.1	Invloed van veranderde methodieken—14
2.3.2	Onzekerheden in de huidige methodiek en hoeveelheid gegevens—16
2.4	Scoringsmethodiek—17
2.5	Scoring per stof—19
2.5.1	Arseen—19
2.5.2	Barium—19
2.5.3	Beryllium—20
2.5.4	Cadmium—21
2.5.5	Chroom(III)—21
2.5.6	Kobalt—21
2.5.7	Koper—22
2.5.8	Kwik (anorganisch)—22
2.5.9	Lood—22
2.5.10	Molybdeen—22
2.5.11	Nikkel—23
2.5.12	Seleen—23
2.5.13	Thallium—24
2.5.14	Tin—24
2.5.15	Vanadium—25
2.5.16	Zink—25
2.5.17	PAK (individueel)—25
2.5.18	Naftaleen—26
2.5.19	Antraceen—26
2.5.20	Fenantreen—26
2.5.21	Fluorantheen—26
2.5.22	Chryseen—27
2.5.23	Benzo[a]antraceen—27
2.5.24	Benzo[k]fluorantheen—27
2.5.25	Benzo[a]pyreen—28
2.5.26	Benzo[ghi]peryleen—28
2.5.27	Indeno[123]pyreen—28
2.5.28	Groepsbenadering PAK op basis van interne concentraties—28
2.5.29	Minerale olie—29
2.5.30	PCB (som 7)—30
2.5.31	Drins (Dieldrin, Endrin en Aldrin)—30
2.5.32	DDT/DDE/DDD—31
2.6	Samenvatting onzekerheidsscore per stof—31
3	Discussie en aanbevelingen—33
3.1	Selectie van stoffen—33

- 3.2 Wel/geen nader onderzoek—33
- 3.2.1 Geen nader onderzoek nodig—33
- 3.2.2 Nader onderzoek nodig en prioritering daarvan—34
- 3.2.3 Nieuwe ecologische grenswaarden toepassen—35
- 3.3 Samenvattend overzicht vervolgacties—36
- 3.4 Invulling nader onderzoek—36

Lijst met afkortingen—39

Referenties—41

Bijlage 1: Stoffen voor inventarisatie—47

Bijlage 2: Overzicht oorspronkelijke literatuur—49

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Het Rijk is verantwoordelijk voor een onderbouwd normenstelsel voor verontreinigende stoffen voor het (grond)water, de bodem en de lucht. Voor het vaststellen van de normen gebruikt het Rijk wetenschappelijk onderbouwde risicogrenswaarden waarop een maatschappelijke afweging is toe gepast.

In 2012 is een discussienotitie verschenen waarin voor de periode 2012-2015 een aantal onderwerpen rondom de onderbouwing van de ecologische risicobeoordeling van bodem is besproken. Diverse onderdelen waarmee de ecologische risicobeoordeling voor bodem en grondwater wordt onderbouwd, kunnen worden aangepast aan nieuwe wetenschappelijke inzichten. Daarnaast is het gewenst oplossingen te vinden voor knelpunten die zich in de praktijk voordoen (Mesman en Lijzen, 2012). De discussienotitie stelt voor om te focussen op de volgende vier thema's:

1) Het is van belang de gegevens die binnen de normstelling voor bodem worden gebruikt voor de zogeheten bodemtypecorrectie aan te passen aan de nieuwste wetenschappelijke inzichten. Bij de bodemtypecorrectie wordt de algemene bodemnorm voor metalen in Nederland omgerekend naar de lokale bodemchemische situatie. Het onderzoek is erop gericht de nieuwe gegevens uit te werken en te implementeren in een wetenschappelijk onderbouwde methode voor de bodemtypecorrectie.

2) Het implementeren van het meten en beoordelen van de zogeheten biologische beschikbaarheid van een stof. Tot nu toe wordt voor de normstelling van een stof uitgegaan van de totale concentratie van een stof die zich in de bodem bevindt. Organismen in de bodem worden niet aan deze totale concentratie blootgesteld, maar aan het 'biobeschikbare deel'.

3) Het is belangrijk om een consistent gebruik te creëren van de 'soortgevoelighedsverdelingen' (SSD's) in de normstelling en risicobeoordeling. Dit is een statistische methode om gegevens over de giftige effecten van stoffen voor organismen weer te geven. Zowel binnen Nederland als binnen Europa worden ze op uiteenlopende wijze gebruikt.

4) Er is meer inzicht nodig in de gegevens die worden gebruikt om risicogrenswaarden voor ecologische risico's te bepalen en de onzekerheid van de risicogrenswaarden. Deze risicogrenswaarden kunnen op verouderde of een beperkte hoeveelheid gegevens zijn gebaseerd, waardoor de risicogrenswaarde toe is aan herziening. Daarnaast kan er sprake zijn van een verouderde methodiek om tot de risicogrenswaarde te komen.

1.2 Vraag- en doelstelling

Het RIVM is gevraagd uit te zoeken op welke manier de ecologische risicogrenswaarden voor bodem voor een aantal stoffen tot stand is gekomen. Ook is de vraag wat de (on)zekerheid is van die waarden en of er aanleiding is om de risicogrenswaarde opnieuw af te leiden. Een aanleiding daarvoor kan zijn als de waarde in het verleden is gebaseerd op erg weinig gegevens en er nu mogelijk meer gegevens beschikbaar zijn.

De doelstelling van dit briefrapport is om een overzicht te geven van de huidige onderbouwing van de ecologische risicogrenswaarden voor bodem voor een aantal geselecteerde stoffen. Binnen deze risicogrenswaarden zal een onderscheid worden gemaakt tussen de meest recent afgeleide waarden en de beleidsmatig vastgestelde waarden voor zover dit van toepassing is voor de geselecteerde stoffen. De resultaten zullen worden gebruikt om prioriteiten te stellen bij de eventuele actualisatie van risicogrenzen voor bodem.

1.3 Werkwijze

Gezien de beperkte tijd waarin dit onderzoek heeft plaatsgevonden is gestart met een inventarisatie van de stoffen, die in aanmerking komen voor beoordeling binnen dit onderzoek (zie ook bijlage 1). Van deze geselecteerde stoffen is een overzicht gemaakt van de huidige risicogrenswaarden, zowel beleidsmatig vastgesteld als de meest recent afgeleide ecotoxicologische waarden. Hierbij zijn de volgende waarden gepresenteerd:

- Serious Risk Concentration (SRC_{eco}) (organische stoffen);
- Serious Risk Addition (SRA_{eco}) (metalen);
- Maximal Permissible Concentration (MPC_{eco}) (organische stoffen);
- Maximal Permissible Addition (MPA_{eco}) (metalen);
- Interventiewaarden bodem/ indicatief niveau bodem organische stoffen en metalen).

Voor de geselecteerde stoffen is niet alleen een overzicht gegeven van de huidige risicogrenswaarden maar is tevens een korte beschrijving gegeven over hoe deze waarden tot stand zijn gekomen en wat de (on)zekerheid van de vastgestelde waarden is. Hieruit wordt dus duidelijk hoeveel informatie beschikbaar was ten tijde van de vaststelling, en of deze informatie is beoordeeld op kwaliteit. Daarnaast wordt de methodiek om tot de risicogrenswaarde te komen vergeleken met de in 2012 gangbare methodiek om risicogrenswaarden af te leiden. Tot slot is per stof weergegeven op basis van welke wetenschappelijke literatuur (toxiciteitstudies) deze waarden zijn vastgesteld (zie ook bijlage 2).

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van de huidige ecologische risicogrenswaarden, hoe deze destijds tot stand zijn gekomen en wat de (on)zekerheden per stof zijn. In hoofdstuk 3 worden de resultaten bediscussieerd en worden enkele aanbevelingen gedaan.

2 Ecologische Risicogrenswaarden

2.1 Selectie van stoffen

In bijlage 1 zijn alle stoffen opgenomen die op basis van de onderstaande criteria in aanmerking zouden komen voor inventarisatie.

Stoffen die voldoen aan één of meerdere van de volgende criteria zijn relevant voor de evaluatie (criteria hebben en aflopende prioriteit):

- metalen waarop de bodemtypecorrectie wordt toegepast (Spijker, 2012);
- stoffen die zijn opgenomen in het standaard stoffenpakket voor landbodem en waterbodem uit regionale wateren van het Besluit bodem kwaliteit (Bbk);
- stoffen die zijn opgenomen in het standaard stoffenpakket NEN 5740;
- stoffen waarvoor een maximale waarde bestaat.

In totaal komen op basis van deze criteria meer dan 50 stoffen of stofgroepen in aanmerking voor evaluatie. Gezien de beperkte tijd is een beperkt aantal van de stoffen geselecteerd voor deze rapportage. Voor de selectie van deze stoffen is in eerste instantie gekeken naar de metalen waarvoor de bodemtypecorrectie wordt toegepast (zie Spijker (2012)) en het standaard stoffenpakket van het Besluit bodem kwaliteit (Bbk). In tabel 2.1 zijn stoffen opgenomen die in deze rapportage zullen worden geëvalueerd.

Tabel 2.1: Geselecteerde stoffen voor de inventarisatie.

Geselecteerde stoffen	
Arseen	Naftaleen
Barium	Antraceen
Beryllium	Fenantreen
Cadmium	Fluorantheen
Chroom	Benzo[a]antraceen
Kobalt	Chryseen
Koper	Benzo[k]fluorantheen
Kwik	Benzo[a]pyreen
Lood	Benzo[ghi]peryleen
Molybdeen	Indeno[123]pyreen
Nikkel	Minerale Olie
Seleen	PCB (Som 7)
Thallium	Drins (Dieldrin, Endrin en Aldrin)
Tin	DDT/DDE/DDT
Vanadium	
Zink	

2.2 Overzicht ecologische risicogrenswaarden

Voor de geselecteerde stoffen (tabel 2.1) zijn gedurende een periode van 11 jaar één of meerdere risicogrenswaarden afgeleid. Voor een deel van deze stoffen is de grenswaarde tussentijds al herzien. Hierna volgt een kort overzicht van de relevante rapportages en de beschikbare risicogrenswaarden.

2.2.1 Rapportages risicogrenswaarden

Verbruggen et al. (2001) hebben risicogrenswaarden afgeleid voor een groot aantal stoffen, waaronder metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en bestrijdingsmiddelen. Voor de metalen die hier worden besproken zijn

de onderliggende toxiciteitsgegevens in 2001 uit eerdere rapporten ongewijzigd overgenomen (Van de Meent et al. 1990; Van de Plassche et al. 1992; Slooff et al. 1995; Crommentuijn et al. 1997; Janus, 1993; Janus et al. 1996; Janus, 2000;). De methodiek van Traas (2001) is gevolgd bij het afleiden van de risicogrenswaarden.

Van Vlaardingen et al. (2005) hebben risicogrenswaarden voor negen sporenelementen afgeleid. Dit rapport is een update van Van de Plassche et al. (1992) en Verbruggen et al. (2001) en beslaat de openbare literatuur tot 2003. De studies die bij de vorige afleidingen in 1992 en 2001 waren gebruikt zijn in principe niet opnieuw geëvalueerd. De nieuw gevonden literatuur is wel geëvalueerd en hierbij zitten ook studies van vóór 1992. Voor een aantal studies zijn eindpunten uit 1992/2001 opnieuw afgeleid, waarbij EC10-waarden (effect concentratie waarbij 10% van de organismen een effect ondervindt) zijn berekend uit de gerapporteerde effectgegevens. Omdat daarvoor de studies opnieuw zijn bekeken, worden deze gegevens voor de onzekerheidsscore (zie paragraaf 2.4) als 'nieuwe dataset' beschouwd. De MPC_{eco}-waarden zijn afgeleid volgens het Technical Guidance Document (TGD) uit 2003 (EC 2003). Voor de SRC_{eco} is de methodiek van Traas uit 2001 gevolgd (Traas, 2001; Verbruggen et al. 2001). Samenvattend geldt voor de risicogrenswaarden uit 2005 dat het een mix is van oude en nieuwe toxiciteitsgegevens en oude en nieuwe methodieken om tot risicogrenswaarden te komen.

Verbruggen et al. (2012) hebben risicogrenswaarden voor 16 PAK afgeleid, waaronder de 10 PAK's die in Verbruggen et al. (2001) waren behandeld. Het rapport beslaat de openbare literatuur tot 2008. Voor alle stoffen is de beschikbare literatuur opnieuw geëvalueerd en zijn MPC_{eco}- en SRC_{eco}-waarden afgeleid volgens de meest recente methodiek.

2.2.2 *Ecologische risicogrenswaarden*

In tabel 2.2 wordt een overzicht gegeven van de huidige ecologische risicogrenswaarden voor de geselecteerde stoffen. Tevens zijn de huidige Interventiewaarden (IW) binnen het bodembeleid en de gehanteerde achtergrondconcentraties in bodem (zowel INS¹ als AW 2000²) in het overzicht opgenomen. Voor enkele stoffen bestaan er geen Interventiewaarden maar Indicatieve niveaus. De Indicatieve niveaus hebben een grotere mate van onzekerheid dan de Interventiewaarden. De status van de Indicatieve niveaus is daarom niet gelijk aan de status van de Interventiewaarde. Voor een uitgebreide beschrijving van de verschillen tussen Interventiewaarden en Indicatieve niveaus wordt verwezen naar bijlage 1 van de Circulaire bodemsanering (2009). In paragraaf 2.5 wordt per stof een toelichting gegeven over de (on)zekerheden van de gepresenteerde risicogrenswaarden.

¹ INS = Internationale Normstelling Stoffen

² AW 2000 = Achtergrondwaarden 2000

Tabel 2.2: Overzicht van de huidige ecologische risicogrenswaarden voor de geselecteerde stoffen.

Stof	IW circulaire Bodem- sanering (mg/kg)	Indicatief niveau circulaire Bodem- sanering (mg/kg)	Achtrgrond -waarde (AW2000 /INS (mg/kg)	SRC _{eco} incl. achtergrond conc. (AW 2000/ AW INS) (mg/kg)	SRA _{eco} (mg/kg)	MPC _{eco} incl. achter- grondconc (AW 2000/ AW INS) (mg/kg)	MPA _{eco} (mg/kg)	Jaartal van afleiden
Arseen	76	n.v.t.	20/29	76/85	56	20,9/29,9	0,9	2001 ¹
Barium	*	*	190/155	400/360	210	200/160	8,2	2005 ²
Beryllium	n.v.t.	30	1,5/1,1	3,5/3	1,9	1,9/1,5	0,43	2005 ²
Cadmium	13	n.v.t.	0,6/0,8	12,6/12,8	12	1,4/1,6	0,79	2001 ¹
Chroom (III)	180	n.v.t.	55/100	175/220	120	100	0,38	2001 ¹
Kobalt	190	n.v.t.	15/9	30/24	15	15,2/9,2	0,23	2005 ²
Koper	190	n.v.t.	40/36	100/96	60	43/40	3,4	2001 ¹
Kwik (anorganisch)	36	n.v.t.	0,15/0,3	36/36	36	2/2,2	1,9	2001 ¹
Lood	530	n.v.t.	50/85	540/575	490	105/140	55	2001 ¹
Molybdeen	190	n.v.t.	1,5/0,5	271/270	269	2,3/1,3	0,76	2005 ²
Nikkel	100	n.v.t.	30/35	95/100	65	30/35	0,26	2001 ¹
Seleen	n.v.t.	100	4/0,7	5,2/1,9	1,2	4/0,7	5,8 x 10 ⁻³	2005 ²
Thallium	15	n.v.t.	1,5/1	2,5/2	1	1,6/1,1	0,1	2005 ²
Tin	n.v.t.	900	6,5/19	257/269	250	6,6/19	0,068	2005 ²
Vanadium	n.v.t.	250	80/42	105/67	25	80/42	0,032	2005 ²
Zink	720	n.v.t.	140/140	350/350	210	156/156	16	2001 ¹
PAK (som 10)	40	n.v.t.	n.v.t.	40	n.v.t.	?	n.v.t.	1990 ⁴
Naftaleen	-	n.v.t.	n.v.t.	14	n.v.t.	0,69	n.v.t.	2012 ³
Antraceen	-	n.v.t.	n.v.t.	60	n.v.t.	0,34	n.v.t.	2012 ³
Fenantreen	-	n.v.t.	n.v.t.	90	n.v.t.	3,6	n.v.t.	2012 ³
Fluorantheen	-	n.v.t.	n.v.t.	310	n.v.t.	4,8	n.v.t.	2012 ³
Chryseen	-	n.v.t.	n.v.t.	38	n.v.t.	1,6	n.v.t.	2012 ³
Benzo[a]- antraceen	-	n.v.t.	n.v.t.	91	n.v.t.	0,19	n.v.t.	2012 ³
Benzo[k]- fluorantheen	-	n.v.t.	n.v.t.	44	n.v.t.	0,79	n.v.t.	2012 ³
Benzo[a]- pyreen	-	n.v.t.	n.v.t.	76	n.v.t.	0,16	n.v.t.	2012 ³
Benzo[ghi]- peryleen	-	n.v.t.	n.v.t.	9,6	n.v.t.	0,49	n.v.t.	2012 ³
Indeno[123]- pyreen	-	n.v.t.	n.v.t.	89	n.v.t.	0,38	n.v.t.	2012 ³
Minerale olie	5 x 10 ⁻³	n.v.t.	n.v.t.	5 x 10 ⁻³	n.v.t.	1 x 10 ⁻³	n.v.t.	1995 ⁵
PCB (som 7)	1	n.v.t.	n.v.t.	3,4	n.v.t.	3 x 10 ⁻⁴	n.v.t.	2001 ¹
Drins (som)	4	n.v.t.	n.v.t.	0,14	n.v.t.	0,012	n.v.t.	2001 ¹
Dieldrin + aldrin	-	n.v.t.	n.v.t.	0,22	n.v.t.	-	n.v.t.	2001 ¹
Endrin	-	n.v.t.	n.v.t.	0,095	n.v.t.	9,5 x 10 ⁻⁴	n.v.t.	2001 ¹
DDT	1,7	n.v.t.	n.v.t.	1	n.v.t.	0,010	n.v.t.	2001 ¹
DDE	2,3	n.v.t.	n.v.t.	1,3	n.v.t.	0,013	n.v.t.	2001 ¹
DDD	34	n.v.t.	n.v.t.	34	n.v.t.	0,021	n.v.t.	2001 ¹

n.v.t. = niet van toepassing

? = waarde niet te achterhalen

1 Verbruggen et al. (2001)

2 Van Vlaardingen et al. (2005)

3 Verbruggen (2012); op deze getallen moet de 'toxic unit'³ benadering worden toegepast

4 Denneman en van Gestel (1990)

5 Van den Berg R., (1995)

* = De norm voor barium is op dit moment teruggetrokken. Indien er verhoogde barium concentraties worden aangetroffen en er het vermoeden bestaat dat dit van antropogene oorsprong is wordt er getoetst aan de oude waarde van 920 mg/kg

- = Er bestaat geen interventiewaarde voor de individuele PAK. Er is alleen een som-norm voor PAK(10). Deze is gelijk aan 40 mg/kg.

2.3 Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden

De wetenschappelijke risicogrenswaarden worden afgeleid uit toxiciteitsgegevens voor bijvoorbeeld bodemorganismen die zijn blootgesteld aan een verontreinigende stof. Voor sommige stoffen zijn veel toxiciteitsgegevens beschikbaar om een degelijke risicogrenswaarde mee af te leiden. Voor sommige andere stoffen is dat niet het geval. Bij een beperkte dataset (hetzij in aantallen data, hetzij in kwaliteit van de data) wordt de methode om de risicogrenswaarde mee af te leiden aangepast, bijvoorbeeld doormiddel van hogere veiligheidsfactoren (Van Vlaardingen & Verbruggen, 2007; Traas, 2001; Van de Meent et al. 1990; Kalf et al. 1999). De afgelopen jaren is ook de gehanteerde methodiek om risicogrenswaarden af te leiden enkele malen herzien. Ook dit kan invloed hebben op de getalswaarde van de risicogrenswaarde.

2.3.1 Invloed van veranderde methodieken

De risicogrenswaarden die in dit rapport worden besproken zijn afgeleid tussen 2001 en 2012. De methodiek voor het afleiden van ecologische risicogrenswaarden is in de loop van die jaren veranderd. De veranderingen hebben allereerst te maken met de beoordeling van de intrinsieke kwaliteit van onderliggende toxiciteitsstudies en daarmee de selectie van eindpunten No Observed Effect Concentration (NOEC), EC50, et cetera. Daarnaast zijn er veranderingen geweest in de manier waarop de eindpunten worden gebruikt voor het afleiden van de risicogrenswaarde.

2.3.1.1 Evaluatie van studies en selectie van eindpunten

Er zijn de afgelopen jaren steeds meer testrichtlijnen voor bodem- en waterorganismen beschikbaar gekomen en daarmee ook nieuwe criteria voor het toetsen van de validiteit van de ecologische risicogrenswaarden. In het algemeen kan worden gesteld dat er nu kritischer wordt gekeken naar hoe een studie is uitgevoerd en of er omstandigheden zijn geweest die maken dat de gerapporteerde uitkomst twijfelachtig is. Dit is bijvoorbeeld het geval als er een vluchtige stof is getest, maar niet met metingen is gecontroleerd of de toegevoegde concentraties wel echt aanwezig waren. Ook zijn er in het verleden wel studies meegenomen waarin een stof niet door de grond was gemengd,

³ Bij de 'toxic unit' benadering wordt per afzonderlijke stof (in dit geval PAKs) getoetst aan de risicogrens (meting/risicogrens) om tot een risico index te komen. De som van de risico-indices voor de individuele stoffen mag vervolgens bij elkaar niet groter zijn dan 1. Indien de som groter is dan 1 kan er sprake zijn van onaanvaardbare risico's.

maar op het bodemoppervlak was aangebracht door bespuiting of druppelen. De concentratie in de bodem werd dan vervolgens geschat. Een ander voorbeeld is dat er NOEC-waarden werden afgeleid door de gerapporteerde effectconcentraties, bijvoorbeeld een EC80-waarde, door een bepaalde factor te delen. Grofweg kan worden gesteld dat vanaf 2000, toen het protocol voor het afleiden van risicogrenzen werd herzien (Traas, 2001), de beoordeling van studies op een niveau was dat vergelijkbaar is met de huidige maatstaven.

2.3.1.2 Datavereisten voor statistische extrapolatie

De belangrijkste wijziging is dat statistische extrapolatie (Species Sensitivity Distribution (SSD)) in het verleden al werd toegepast als er chronische eindpunten waren voor vier taxonomische groepen⁴, zonder dat daarbij eisen werden gesteld aan de trofische niveaus⁵ die in de dataset vertegenwoordigd moesten zijn. De uitkomst van deze SSD, het 5^e percentiel (Hazardous Concentration 5% (HC5)) voor MPC_{eco} (of MPA_{eco}), en het 50^e percentiel (HC50) voor SRC_{eco} (of SRA_{eco}) werd zonder veiligheidsfactor gebruikt als risicogrens. Met de invoering van het Europese Technical Guidance Document (TGD; EC, 2003) zijn de eisen voor het toepassen van SSD's aanzienlijk uitgebreid. Er zijn nu minstens 10 (en bij voorkeur meer dan 15) waarden nodig van tenminste 8 taxonomische groepen voordat een SSD kan worden gemaakt. De voorgeschreven taxonomische groepen vertegenwoordigen verschillende trofische niveaus (primaire producenten, primaire en secundaire consumenten). Voor water is er exact gespecificeerd welke taxonomische groepen in de data-set aanwezig moeten zijn, voor bodem is dit echter niet het geval maar gegevens op het niveau van de drie beschreven trofische niveaus lijken een duidelijke minimum vereiste. Deze verandering heeft vooral gevolgen voor risicogrenswaarden op het niveau van de MPC_{eco} of MPA_{eco}. De SSD kan veel minder vaak worden toegepast en als het wel kan, wordt meestal nog een veiligheidsfactor op de HC5 toegepast. Als er te weinig gegevens beschikbaar zijn om een SSD op basis van chronische toxiciteitsgegevens toe te passen, wordt er een veiligheidsfactor op de laagst beschikbare waarde toegepast. De manier waarop dit in het verleden werd gedaan, verschilt ten dele ook van de huidige werkwijze.

Voor de SRC_{eco} of SRA_{eco} hoeft de verandering in eisen aan de SSD weinig uit te maken, tenminste, als er minimaal twee trofische niveaus vertegenwoordigd zijn in de chronische dataset. De SRC_{eco} of SRA_{eco} werd voorheen berekend als het 50^{ste} percentiel van de gevoeligheidsverdeling. Bij een normale verdeling is dit per definitie gelijk aan het geometrisch gemiddelde van de NOEC dat tegenwoordig wordt gebruikt. Echter, als er voor minder dan twee taxonomische groepen chronische NOEC-waarden aanwezig zijn en/of de NOEC-waarde maar een enkel trofisch niveau beslaat, wordt ook naar de verhouding tussen acute en chronische toxiciteit gekeken en wordt een vergelijking gemaakt met het getal dat wordt verkregen uit evenwichtspartitie. Volgens de RIVM-guidance uit 2001 (Traas, 2001), werd de vergelijking met acute gegevens en evenwichtspartitie altijd toegepast als er voor minder dan vier taxonomische groepen NOEC-waarden beschikbaar waren of de NOEC-waarden niet normaal verdeeld waren. De vergelijking met evenwichtspartitie werd gedaan vanwege het uitgangspunt dat een SRC_{eco} of SRA_{eco} in het bodemcompartiment niet mocht leiden tot overschrijding van de risicogrenzen in water (intercompartimentele

⁴ Bijvoorbeeld schimmels, insecten, spinachtigen, bacteriën en nematoden

⁵ Bijvoorbeeld algen, watervlooiën en vissen behoren tot drie verschillende (elkaar opvolgende) trofische niveaus

afstemming). Dit uitgangspunt werd na de komst van de TGD (EC, 2003) verlaten voor de afleiding van de MPC_{eco} of MPA_{eco} , maar is in Van Vlaardingen et al. (2005) nog wel toegepast bij de afleiding van de SRC_{eco}/SRA_{eco} . De harmonisatie van risicogrenzen tussen compartimenten is definitief verlaten in 2007, toen de huidige INS-guidance (Integrale Normstelling Stoffen) werd uitgebracht (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Ook dit kan voor verschillen in risicogrenswaarden zorgen.

2.3.1.3 Soorten en processen

Een ander belangrijk punt is dat in het verleden twee waarden werden afgeleid: een voor soorten (bijvoorbeeld regenwormen en planten) en een voor processen of enzymactiviteit (bijvoorbeeld remming van nitrificatie). De laagste van de twee bepaalde de risicogrens. Met de invoering van de TGD in 2003 worden gegevens voor processen bij de afleiding van de MPC_{eco}/MPA_{eco} meegenomen als één van de trofische niveaus in de totale dataset en bepalen dus mede de hoogte van de veiligheidsfactor. De methodiek van de TGD is in Nederland overgenomen en verwerkt in de INS-guidance van 2007 (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Inmiddels is de TGD weer vervangen door de REACH guidance documenten (ECHA, 2008), maar voor het afleiden van risicogrenzen voor bodem is de methodiek vrijwel niet gewijzigd. Dit betekent dat vanaf 2003 de afleiding van risicogrenswaarden op MPC_{eco}/MPA_{eco} niveau qua methodiek op dit punt vergelijkbaar is met de huidige situatie. Echter, als nu een SSD wordt toegepast, worden soorten en processen nog steeds niet in dezelfde verdeling meegenomen. Bij de afleiding van de SRC_{eco}/SRA_{eco} of de afleiding van de MPC_{eco}/MPA_{eco} via de SSD methode (die beiden gebaseerd zijn op een gevoeligheidsverdeling van hetzij soorten hetzij microbiële processen) wordt dus nog steeds de laagste waarde gebruikt. Dit is ongewijzigd ten opzichte van de situatie in 2001 en daarvoor. Hierbij moet worden opgemerkt dat de huidige methodiek voor het afleiden van SRC_{eco} -waarden met betrekking tot terrestrische gegevens voor soorten en processen eigenlijk niet goed is gedocumenteerd. Als er zowel soorten en processen zijn wordt meestal de laagste van de twee genomen, omdat processen en soorten twee verschillende verdelingen representeren die in principe niet met elkaar gecombineerd kunnen worden. Dit betekent dat data voor één van de twee groepen niet meetellen in de uiteindelijke waarde. Voor het beschermdoel van de MPC_{eco} is dit te rechtvaardigen. Daarin moeten alle processen en soorten in de bodem worden beschermd en dit betekent dat het laagste getal leidend moet zijn. Voor het beschermdoel van de SRC_{eco} is dit minder duidelijk. In de huidige richtlijn voor het afleiden van milieurisicogrenzen (Van Vlaardingen en Verbruggen 2007) wordt daarom ook al aanbevolen dat de afleiding van de SRA_{eco}/SRC_{eco} voor bodem in principe op het laagste getal moet worden gebaseerd, maar dat dit in een case-by-case benadering zou moeten worden bekeken (zie bijvoorbeeld paragraaf 2.5.2).

2.3.2 *Onzekerheden in de huidige methodiek en hoeveelheid gegevens*

Onafhankelijk van de kwaliteit van de eindpunten, geldt bij het afleiden van risicogrenswaarden dat de onzekerheid over de uitkomst toeneemt als er minder gegevens zijn. Ook al bestaat de dataset uit betrouwbare gegevens en is de methodiek up-to-date, kunnen er nog steeds (te) weinig of geen gegevens zijn. De mate van onzekerheid wordt vertaald in veiligheidsfactoren: naar mate er meer gegevens (aantal en/of trofische niveaus) zijn kan een kleinere veiligheidsfactor worden toegepast. Daarmee is de grote van de veiligheidsfactor een maat voor de resterende onzekerheid. Hoe groter de factor, hoe minder zeker de uitkomst.

Als er helemaal geen of weinig gegevens voor bodemorganismen zijn, kan worden teruggevallen op evenwichtspartitie. Hierbij wordt de risicogrenswaarde voor water omgerekend naar een risicogrenswaarde voor bodem met behulp van de sorptiecoëfficiënt. Op het eerste gezicht lijkt dit een zeer onzekere methode, er wordt immers een vertaling gemaakt van het compartiment water naar het compartiment bodem. Maar, als de kwaliteit van de sorptiegegevens goed is en de dataset voor waterorganismen is groot, is de onzekerheid minder groot dan bij een kleine set aan bodemgegevens. Ter illustratie, als een risicogrenswaarde voor water is afgeleid met statistische extrapolatie op gegevens voor chronische blootstelling en de dataset voor bodemorganismen bestaat uit een enkele waarde uit een kortdurende test, weegt de onzekerheid met betrekking tot de vertaling van water naar bodem ruimschoots op tegen het gebrek aan gegevens voor bodemorganismen.

2.4 Scoringsmethodiek

De conclusie van het voorgaande is dat er zowel wat betreft de selectie van gegevens, als de manier waarop die gegevens worden gebruikt aanzienlijke veranderingen zijn geweest. Beide zijn van invloed op de uiteindelijke risicogrenswaarde. Maar er is op voorhand niet altijd te zeggen of die risicogrenswaarde ook zou veranderen als er opnieuw naar zou worden gekeken. Risicogrenswaarden op MPC_{eco} of MPA_{eco}-niveau die zijn afgeleid volgens de oude SSD-methodiek zouden zeer waarschijnlijk nu anders uitvallen, alleen al vanwege het feit dat er nu een andere methodiek wordt toegepast.

Wanneer het gaat om de evaluatie van onderliggende gegevens, is het niet bij voorbaat zo dat de studies in het verleden anders beoordeeld zouden zijn. Als de risicogrenswaarde indertijd is afgeleid met bijvoorbeeld een veiligheidsfactor 10 op de laagste NOEC-waarde, kan bij her-evaluatie blijken dat dit een betrouwbaar eindpunt was en de nieuwe methodiek ook op een factor 10 uitkomt. Echter, elke waarde die is gebaseerd op oude methodiek en/of oude data heeft een grotere mate van onzekerheid dan nieuwe waarden gebaseerd op recent geëvalueerde data. Dit geldt ook voor de SRC_{eco}- en SRA_{eco}-waarden. Nader onderzoek blijft nodig om dit vast te stellen.

Ook in de huidige methodiek zit onzekerheid, maar die heeft vooral te maken met de grootte van de dataset die na evaluatie overblijft en het type toxiciteitsgegevens. Die onzekerheid is voor een deel vertaald in veiligheidsfactoren en dus kunnen die factoren worden gebruikt als maat voor de onzekerheid.

In de tabellen hieronder zijn voor de meest voorkomende situaties de mate van onzekerheid over de afgeleide risicogrenswaarde aangegeven. Vanwege de verschillen in methodiek is er onderscheid gemaakt tussen het MPC_{eco}/MPA_{eco}-niveau en het SRC_{eco}/SRA_{eco}-niveau.

Voor het MPC_{eco}/MPA_{eco}-niveau geldt dat een risicogrenswaarde die volgens de huidige guidance is afgeleid met een SSD op basis van een recent geëvalueerde dataset het meest zeker is (++)). Een SSD volgens de oude methodiek en met een oude dataset is zeer onzeker (--). Voor het SRC_{eco}/SRA_{eco}-niveau leveren de oude SSD en het huidige geometrisch gemiddelde onder voorwaarden dezelfde uitkomst, maar blijft er onzekerheid als er oude gegevens zijn gebruikt of als de SRC_{eco} is gebaseerd op acute toxiciteitsgegevens.

Soms weegt onzekerheid over een factor (methodiek, dataset) op tegen een andere, zoals in het bovengenoemde voorbeeld waar evenwichtspartitie onzekerheid oplevert, maar de uitgebreide dataset voor waterorganismen dit compenseert.

In tabellen 2.3 en 2.4 wordt een voorstel gedaan voor een generieke scoringsmethode die dient als uitgangspunt voor het beoordelen van de risicogrenswaarden. Er kunnen voor een specifieke stof redenen zijn om een hogere of lagere score toe te kennen als er zich bijzondere situaties hebben voorgedaan. Dit zou nader bekeken moet worden indien daar op basis van de generieke scoring aanleiding toe is.

Tabel 2.3: Mate van (on)zekerheid in de afleiding van de MPC_{eco}/MPA_{eco} als gevolg van methodiek en type gegevens. ++ = zeer zeker, + = zeker, +/- is matig zeker, - onzeker en -- = zeer onzeker. Nieuwe dataset = geëvalueerd na 2000, oude dataset = voor 2000 of later overgenomen zonder nieuwe evaluatie.

Wijze van afleiding risicogrenswaarde	Type dataset	Score
SSD bodem met voldoende taxa volgens nieuwe methodiek	nieuw	++
Veiligheidsfactor van 10 op NOEC bodem	nieuw	+
Veiligheidsfactor van 50 op NOEC bodem	nieuw	+/-
Evenwichtspartitie op MTR voor water op basis van SSD en/of veiligheidsfactor ≥ 100 op NOEC bodem	nieuw	+/-
Evenwichtspartitie op MTR voor water op basis van NOEC met veiligheidsfactor 10 en/of veiligheidsfactor ≥ 100 op NOEC bodem	nieuw	-
Evenwichtspartitie op MTR water op basis van NOEC veiligheidsfactor ≥ 50 of met veiligheidsfactor ≥ 100 op NOEC bodem	nieuw	--
SSD bodem met voldoende taxa volgens nieuwe methodiek	oud	+/-
Veiligheidsfactor 10 op NOEC bodem	oud	-
Veiligheidsfactor ≥ 50 op NOEC bodem	oud	--
SSD bodem oude methodiek (4 taxonomische groepen)	oud	--
Evenwichtspartitie op MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico) water	oud	--

Tabel 2.4: Mate van (on)zekerheid in de afleiding van de SRC_{eco}/SRA_{eco} als gevolg van methodiek en type gegevens. ++ = zeer zeker, + = zeker, +/- is matig zeker, - onzeker en -- = zeer onzeker. Nieuwe dataset = geëvalueerd na 2000, oude dataset = voor 2000 of later overgenomen zonder nieuwe evaluatie.

Wijze van afleiding risicogrenswaarde	Type dataset	Score
SSD bodem met voldoende taxa volgens nieuwe methodiek	nieuw	++
Geometrisch gemiddelde NOEC bodem voor ≥ 2 taxa van tenminste twee trofische niveaus	nieuw	+
Evenwichtspartitie op SRC_{eco} voor water op basis van SSD en/of geometrisch gemiddelde NOEC bodem voor 1 taxon	nieuw	+/-
Evenwichtspartitie op SRC_{eco} water op basis	nieuw	-

Wijze van afleiding risicogrenswaarde	Type dataset	Score
van NOEC (3 taxa) en/of geometrisch gemiddelde LC50 bodem met veiligheidsfactor 10		
Evenwichtspartitie op SRC _{eco} water op basis van NOEC (2 of minder taxa)	nieuw	--
SSD bodem oude methodiek (4 taxonomische groepen én minimaal 2 trofische niveaus in gehele data set)	oud	+/-
Geometrisch gemiddelde NOEC bodem én minimaal twee trofische niveaus en/of evenwichtspartitie op SRC _{eco} voor water op basis van SSD en/of geometrisch gemiddelde NOEC water	oud	-
SSD op NOEC bodem oude methodiek (<2 trofische niveaus in gehele dataset)	oud	--
NOEC bodem en/of LC50 bodem en/of evenwichtspartitie op SRC _{eco} voor water of basis van veiligheidsfactoren	oud	--

2.5 Scoring per stof

In de volgende paragrafen wordt per stof gescoord welke onzekerheden er bestaan met betrekking tot de afleiding van de MPC_{eco}/MPA_{eco} en de SRC_{eco}/SRA_{eco}. Tabel 2.7 in paragraaf 2.6 geeft een samenvattend overzicht van deze scoring.

2.5.1 Arseen

Verbruggen et al. (2001) rapporteren NOEC-waarden voor drie soorten uit twee taxonomische groepen (planten en regenwormen). Daarnaast zijn er 20 NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit. De eindpunten zijn overgenomen uit Crommentuijn et al. (1997) en niet opnieuw geëvalueerd. De MPA_{eco} (0,9 mg/kg) is gebaseerd op de NOEC-waarden voor soorten met een veiligheidsfactor van 50 (score --). De SRA_{eco} (56 mg/kg) is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van NOEC-waarden voor soorten (score -). Deze waarde kwam lager uit dan die voor microbiële processen en enzymactiviteit op basis van statistische extrapolatie (160 mg/kg).

Opgemerkt moet worden dat het geometrisch gemiddelde van de NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit 183 mg/kg is, terwijl dit gelijk zou moeten zijn aan de HC50. De reden van het verschil is niet duidelijk, mogelijk is er bij het invoeren van de data voor statistische extrapolatie voor gekozen om bepaalde getallen niet mee te nemen. Wat betreft het al dan niet samenvoegen van soorten en processen (zie paragraaf 2.3.1.3) wordt opgemerkt dat dit voor deze dataset niet veel uitmaakt. Het geometrisch gemiddelde van alle soorten en processen samen wordt namelijk sterk beïnvloed door het relatief grote aantal processen en is 157 mg/kg.

2.5.2 Barium

Risicogrenswaarden voor barium zijn zowel door Verbruggen et al. (2001) als Van Vlaardingen et al. (2005) afgeleid. De MPA_{eco} van Verbruggen et al. (2001) is 9 mg/kg. Deze waarde is afgeleid met evenwichtspartitie, gebaseerd op de MPA_{eco} voor water van Crommentuijn et al. (1997) en Van de Plassche et al. (1992) (score --). De SRA_{eco} van Verbruggen et al. (2001) van 730 mg/kg is

afgeleid met statistische extrapolatie op de NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit uit de eerdere rapportages (score --).

Van Vlaardingen et al. (2005) rapporteren NOEC/EC10-waarden voor drie soorten uit twee taxonomische groepen (regenwormen en insecten) en vier waarden voor microbiële processen. De dataset bevat drie trofische niveaus. De eindpunten voor de soorten zijn afkomstig uit nieuw geëvalueerde studies. De MPA_{eco} (8,2 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC/EC10-waarde voor soorten (nieuwe studie) met een veiligheidsfactor van 10 (score +). De SRA_{eco} (206, afgerond 210 mg/kg) is berekend als het geometrisch gemiddelde van de NOEC/EC10-waarden voor drie soorten (score +). Deze waarde is gebruikt voor de interventiewaarde, omdat het geometrisch gemiddelde voor de vier processen hoger uitkomt (685 mg/kg). Het geometrische gemiddelde van alle soorten en processen samen is 409 mg/kg. In dit geval maakt het dus wel uit of de laagste van soorten of processen wordt gekozen, of het geometrisch gemiddelde van alle waarden samen. De dataset geeft echter geen aanleiding om af te wijken van de keuze voor de laagste waarde van soorten of processen en een case-by-case benadering te volgen (zie 2.3.1.3).

In de Circulaire bodemsanering 2009 (zoals gewijzigd op 3 april 2012) staat dat de norm voor barium op dit moment tijdelijk is ingetrokken vanwege het feit dat de gehanteerde achtergrondwaarden voor barium frequent boven de interventiewaarde liggen (Circulaire bodemsanering, 2009). Een deel van dit probleem wordt veroorzaakt doordat de achtergrondwaarde voor barium gebaseerd is op het 95-percentiel van barium concentraties in relatief onbeïnvloede gebieden. Op basis van het 95-percentiel van de meest recente informatie kan de achtergrondconcentratie een factor 3 hoger liggen (Mol et al. 2012; Van der Veer, 2006). De huidige achtergrondwaarden corresponderen met het 95-percentiel van de reactieve fracties van barium. In de praktijk is barium echter veelal gebonden in bariumsulfaat en derhalve niet beschikbaar voor het uitoefenen van negatieve effecten. Als in de praktijk verhoogde barium concentraties door antropogene invloed worden aangetroffen wordt op dit moment getoetst aan de vroegere interventiewaarde van 920 mg/kg bodem (Circulaire bodemsanering, 2009).

2.5.3

Beryllium

Er zijn NOEC/EC10-waarden beschikbaar voor zeven soorten uit drie taxonomische groepen (regenwormen, insecten en planten) en twee NOEC/EC10-waarden voor microbiële processen (Van Vlaardingen et al, 2005). De data zijn deels nieuw ten opzichte van Van de Plassche et al. (1992), in andere gevallen zijn eindpunten herberekend op basis van gegevens in de originele publicatie. Daarom wordt de dataset als 'nieuw' beschouwd. De MPA_{eco} (0,43 mg/kg) is gebaseerd op de laagste EC10-waarde (herberekend) met een veiligheidsfactor van 10 (score +). Vanwege de eerder genoemde harmonisatie tussen compartimenten is de SRA_{eco} (1,9 mg/kg) gebaseerd op evenwichtspartitie, omdat dit lager uitkwam dan het geometrisch gemiddelde van de NOEC-waarden voor respectievelijk soorten en processen. Deze worden gerapporteerd als respectievelijk 75 en 25 mg/kg, maar herberekening levert andere getallen (zie onder). De onderliggende SRA_{eco} voor water is afgeleid met een SSD op basis van NOEC-waarden voor vijf taxonomische groepen. Met zes eencelligen en een vis voldoet de aquatische dataset echter niet aan de huidige criteria voor een SSD. Dat maakt de resulterende SRA_{eco} voor bodem onzeker (score -).

Omdat de terrestrische gegevens betrouwbaar zijn en meer dan twee trofische niveaus beslaan, zou een SRA_{eco} volgens de huidige methodiek kunnen worden afgeleid als de laagste van het geometrisch gemiddelde van de NOEC-waarden voor soorten of processen. Het geometrisch gemiddelde van alle zeven soorten is 74 mg/kg, het geometrisch gemiddelde van de twee waarden voor processen is 11 mg/kg (score +). Deze waarden kunnen dienen als indicatie voor een herziening van de SRA_{eco} . Als alle data voor soorten en processen samen geometrisch gemiddeld zouden worden zou dit een getal opleveren van 49 mg/kg, maar in dit geval is er geen reden om af te wijken van het principe om de laagste van soorten of processen te kiezen.

2.5.4 *Cadmium*

Er zijn 13 NOEC-waarden beschikbaar voor soorten uit zes taxonomische groepen (planten, weekdieren, regenwormen, pissebedden, insecten en mijten), daarnaast zijn er 70 waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (Verbruggen et al. 2001). Deze gegevens zijn ongewijzigd overgenomen uit Crommentuijn et al. (1997). De dataset bevat meer dan twee trofische niveaus. De MPA_{eco} (0,79 mg/kg) is afgeleid met statistische extrapolatie op basis van de NOEC-waarden voor soorten. De MPA_{eco} voor processen is aanzienlijk hoger (15 mg/kg). De laagste van de twee is gekozen. Hoewel niet aan de eis van tenminste acht taxonomische groepen is voldaan, vertegenwoordigt de dataset wel een brede selectie van bodemorganismen met diverse leefwijzen en voedingsstrategieën. Bovendien zijn er meer dan 10 NOEC-waarden beschikbaar. Volgens de huidige methodiek zou er wel een veiligheidsfactor worden toegepast voor het afleiden van de MPA_{eco} . De score van tabel 2.3 wordt gehandhaafd (score +/-). De SRA_{eco} (12 mg/kg) is op dezelfde SSD gebaseerd (score +/-). De SRA_{eco} welke is gebaseerd op processen is aanzienlijk hoger (120 mg/kg). Ook hier is de laagste van de twee gekozen.

2.5.5 *Chroom(III)*

Verbruggen et al. (2001) rapporteren NOEC-waarden voor twee soorten uit verschillende taxonomische groepen (planten en regenwormen). Daarnaast zijn 37 NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit. Alle eindpunten zijn ongewijzigd overgenomen uit Crommentuijn et al. (1997). De MPA_{eco} (0,38 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC-waarde voor soorten met een veiligheidsfactor van 100 (score --). Echter, gezien het feit dat er NOEC-waarden voor processen, regenwormen en planten zijn, zou de MPA_{eco} volgens de huidige methodiek worden afgeleid met een factor 10 op de laagste waarde, in dit geval 1,5 mg/kg voor processen. Deze waarde kan dienen als indicatie voor een herziening van de MPA_{eco} . De SRA_{eco} (120 mg/kg) is berekend als het geometrisch gemiddelde van de NOEC-waarden voor soorten, die twee trofische niveaus vertegenwoordigen (score -).

2.5.6 *Kobalt*

Er zijn NOEC/EC10-waarden beschikbaar voor vier soorten uit twee taxonomische groepen (planten en regenwormen), twee waarden voor microbiële processen en vier voor enzymactiviteit. In totaal bevat de dataset drie trofische niveaus (Van Vlaardingen et al. 2005). De data voor planten zijn nieuw, die voor regenwormen zijn overgenomen uit Van de Plassche et al. (1992). De eindpunten voor microbiële processen en enzymactiviteit zijn herberekend ten opzichte van Van de Plassche et al. (1992) en worden daarom als 'nieuw' beschouwd. De MPA_{eco} (0,23 mg/kg) is gebaseerd op de NOEC voor bodemprocessen (herberekende waarde) en een veiligheidsfactor van 10 (score +). De SRA_{eco} (15 mg/kg) is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde

van toxiciteitstudies voor de vier bodemorganismen. De kwaliteit van het eindpunt voor wormen is twijfelachtig en dit eindpunt ligt beduidend hoger dan de NOEC/EC10-waarden voor planten. Het geometrisch gemiddelde van de NOEC/EC10-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit ligt hoger op 55 mg/kg. Het geometrisch gemiddelde van de soorten en processen samen is 34 mg/kg. Een overall score +/- lijkt voor de SRA_{eco} van 15 mg/kg dan ook het meest op zijn plaats.

2.5.7 *Koper*

Voor koper zijn NOEC-waarden beschikbaar voor 12 soorten uit vijf taxonomische groepen (planten, nematoden, regenwormen, insecten en mijten) en 87 NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (Verbruggen et al. 2001). De eindpunten zijn ongewijzigd overgenomen uit Crommentuijn et al. (1997). De dataset vertegenwoordigt meer dan twee trofische niveaus. De MPA_{eco} (3,4 mg/kg) is afgeleid met statistische extrapolatie op de NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (score +/-). De SRA_{eco} (60 mg/kg) is gebaseerd op geometrisch gemiddelde van deze NOEC-waarden (score +/-).

De huidige interventiewaarde voor koper in bodem is 190 mg/kg. Deze waarde is niet gebaseerd op de door Verbruggen et al. (2001) voorgestelde SRA_{eco} terwijl ecologie wel de bepalende factor is voor koper. Beleidsmatig is er destijds voor gekozen de oude waarde te hanteren omdat de waarde uit Verbruggen et al. (2001) meer dan de helft lager was. In de praktijk werden hiervoor problemen verwacht.

2.5.8 *Kwik (anorganisch)*

Er zijn 18 NOEC-waarden voor verschillende terrestrische processen en enzymactiviteit. Er zijn geen gegevens voor soorten beschikbaar (Verbruggen et al. 2001). De dataset bestaat uit eindpunten voor een enkel trofisch niveau en zijn ongewijzigd overgenomen uit Slooff et al. (1995). De MPA_{eco} (1,9 mg/kg) is afgeleid door middel van statistische extrapolatie op basis van de NOEC-waarde voor terrestrische processen en enzymactiviteit (score --). De SRA_{eco} (36 mg/kg) is op dezelfde wijze afgeleid (score --).

2.5.9 *Lood*

Er zijn NOEC-waarden voor 13 soorten uit 6 taxonomische groepen (planten, regenwormen, weekdieren, kreeftachtige, insecten en mijten). Daarnaast zijn er 39 NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (Verbruggen et al. 2001). De eindpunten zijn ongewijzigd overgenomen uit Janus (2001). De dataset vertegenwoordigt meer dan twee trofische niveaus. De MPA_{eco} (55 mg/kg) is gebaseerd op statistische extrapolatie op basis van de NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (score +/-), de MPA_{eco} gebaseerd op soorten is iets hoger (66 mg/kg). Hiervan is de laagste geselecteerd. De SRA_{eco} (490 mg/kg) is gebaseerd op de SSD voor soorten (score +/-). De SRA_{eco} gebaseerd op processen is vergelijkbaar en heeft een waarde van 520 mg/kg. Hiervan is opnieuw de laagste geselecteerd. De huidige interventiewaarde is 530 mg/kg. Deze is gebaseerd op de blootstelling van kinderen.

2.5.10 *Molybdeen*

Risicogrenswaarden voor molybdeen zijn zowel door Verbruggen et al. (2001) als Van Vlaardingen et al. (2005) afgeleid. Er zijn alleen gegevens voor microbiële processen en enzymactiviteit. De MPA_{eco} van Verbruggen et al.

(2001) is 39 mg/kg. Deze waarde is afgeleid met statistische extrapolatie op basis van 24 NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (score --). De SRA_{eco} (190 mg/kg) is ook afgeleid op basis van deze SSD (score --). Deze SRA_{eco} is gebruikt voor de huidige interventiewaarde.

In 2005 is de risicogrenswaarde van molybdeen door Van Vlaardingen et al. (2005) herzien. Een aantal eindpunten die eerder waren gebruikt zijn in dit rapport niet meer meegenomen, onder andere omdat de NOEC-waarde was afgeleid vanuit hoge effectpercentages, bijvoorbeeld door een EC80-waarde te delen door 10. Dit wordt nu niet meer zo gedaan. De studies zijn echter niet opnieuw geëvalueerd. De dataset van Van Vlaardingen et al. (2005) bestaat uiteindelijk uit vier NOEC/EC10-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit. Omdat er maar één enkel trofisch niveau is vertegenwoordigd, is de MPA_{eco} afgeleid met een veiligheidsfactor van 100 (score --), wat leidt tot een MPA_{eco} van 0,76 mg/kg. De SRA_{eco} van 269 mg/kg in Van Vlaardingen et al. (2005) is afgeleid met statistische extrapolatie (score --).

Omdat er alleen NOEC-waarden voor processen beschikbaar zijn en er geen acute terrestrische gegevens zijn, is er volgens de huidige methodiek een vergelijking met evenwichtspartitie gemaakt waarbij de laagste SRA_{eco} -waarde is gekozen.

2.5.11 *Nikkel*

Verbruggen et al. (2001) rapporteren een NOEC-waarde voor een regenworm en twee NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit. De waarden zijn ongewijzigd overgenomen uit Van de Meent et al. (1990). De MPA_{eco} (0,26 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC-waarde met een veiligheidsfactor van 100 (score --). Volgens de huidige methodiek zou met twee trofische niveaus een factor 50 worden toegepast op de laagste NOEC-waarde. De NOEC-waarde voor de worm (65 mg/kg) is gebruikt als SRA_{eco} (score --), het geometrisch gemiddelde voor processen is hoger (116 mg/kg). Het geometrisch gemiddelde van de drie gegevens voor soorten en processen samen is 96 mg/kg. Er zijn in Europees verband waarschijnlijk nieuwe gegevens beschikbaar gekomen die bij een eventuele herziening van de risicogrenswaarde voor nikkel meegenomen kunnen worden.

2.5.12 *Seleen*

Er zijn NOEC/EC10-waarden voor zes plantensoorten en acht waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (van Vlaardingen et al. 2005). De eindpunten voor planten waren niet opgenomen in Van de Plassche et al. (1992) en zijn dus afkomstig uit nieuw geëvalueerde studies. De eindpunten voor processen zijn deels afkomstig uit Van de Plassche (1992), maar de studies zijn niet opnieuw geëvalueerd. Wel zijn net als bij molybdeen sommige eindpunten weggelaten uit de dataset, bijvoorbeeld omdat NOEC-waarden waren afgeleid uit hoge effectpercentages. De MPA_{eco} ($5,8 \times 10^{-3}$ mg/kg) is afgeleid op basis van de laagste NOEC/EC10-waarde voor soorten (nieuwe studies) met een veiligheidsfactor van 50 (score +/-). De SRA_{eco} (1,2 mg/kg) is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde voor de planten (één taxon; score +/-). Het geometrisch gemiddelde van de NOEC-waarden voor processen komt aanmerkelijk hoger uit (65 mg/kg). Als de studies betrouwbaar zouden blijken te zijn is het niet waarschijnlijk dat ze het uiteindelijke getal en dus ook de score zouden beïnvloeden. Het geometrisch gemiddelde van alle soorten en processen samen is 12 mg/kg. Deze waarde is ruimschoots boven de NOEC-waarden voor alle plantensoorten.

Het huidige indicatieve niveau is niet gebaseerd op het onderzoek van Van Vlaardingen et al. (2005) maar dateert nog uit 1998 (Kreule en Swartjes, 1998). Het huidige indicatieve niveau staat wel op de lijst om herzien te worden. Hierbij is gekozen voor de voorgestelde SRA_{eco} van 1,2 mg/kg.

2.5.13 *Thallium*

Van Vlaardingen et al. (2005) rapporteren NOEC/EC10-waarden voor drie soorten uit drie taxonomische groepen (planten, regenwormen en weekdieren/slakken). Tevens zijn er acute L/EC50-waarden voor twee soorten uit twee taxonomische groepen (planten en regenwormen). Deze gegevens zijn afkomstig uit nieuw geëvalueerde studies. Er zijn geen toxiciteitstudies beschikbaar voor terrestrische processen. De MPA_{eco} is afgeleid met een factor 10 op de laagste NOEC/EC10-waarde en is 0,1 mg/kg (nieuwe studies, score +). De SRA_{eco} (1 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie. De onderliggende SRA_{eco} voor water is afgeleid met statistische extrapolatie op basis van NOEC-waarden voor vier taxonomische groepen (nieuwe studies). Dit levert een score +/- voor de SRA_{eco} voor bodem.

De door Van Vlaardingen et al. (2005) gerapporteerde SRA_{eco} op basis van de geometrisch gemiddelde NOEC/EC10-waarden (1,5 mg/kg) voldoet aan de huidige methodiek (score +). Volgens de huidige methodiek is er met de aanwezige dataset geen vergelijking met evenwichtspartitie meer nodig. Er zou nu dus worden gekozen voor 1,5 mg/kg in plaats van bovengenoemde 1 mg/kg.

De huidige interventiewaarde voor thallium is niet gebaseerd op het onderzoek van Van Vlaardingen et al. (2005) maar dateert uit 1998 (Kreule en Swartjes, 1998). De huidige interventiewaarde staat wel op de lijst om herzien te worden (zie ook Brand et al. 2012). Als voorstel voor herziening is gekozen voor de SRA_{eco} van 1 mg/kg.

2.5.14 *Tin*

Er zijn zeven NOEC/EC10-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (Van Vlaardingen et al. 2005). De studies zijn ook opgenomen in Van de Plassche et al. (1992) en zijn niet opnieuw geëvalueerd. Er zijn geen gegevens beschikbaar voor organismen. Omdat er maar één trofisch niveau is vertegenwoordigd in de dataset, is de MPA_{eco} (0,068 mg/kg) gebaseerd op de laagste NOEC/EC10-waarde met een veiligheidsfactor van 100 (score --). De waarde op basis van evenwichtspartitie kwam hoger uit en is daardoor niet geselecteerd. De SRA_{eco} (250 mg/kg) is afgeleid met statistische extrapolatie op basis van de NOEC-waarde voor microbiële processen en enzymactiviteit (score --). In theorie zou de HC50 gelijk moeten zijn aan het geometrisch gemiddelde van de dataset. Dit blijkt na herberekening echter 118 mg/kg te zijn.

Omdat er alleen NOEC-waarden voor processen beschikbaar zijn en er geen acute terrestrische gegevens zijn, zou volgens de huidige methodiek equilibrium partitie zijn toegepast. Aanbevolen wordt dit te doen met de meest recente aquatische dataset voor zoetwater (voor metalen is het samenvoegen van gegevens voor zoet- en zoutwaterorganismen onder de Kaderrichtlijn water niet meer is toegestaan (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2009)).

Het huidige indicatieve niveau is niet gebaseerd op het onderzoek van Van Vlaardingen et al. (2005) maar dateert uit 1998 (Kreule en Swartjes, 1998).

Door Brand et al. 2012 wordt geadviseerd de waarde uit 1998 te vervangen door de SRA_{eco} van 250 mg/kg. De rapportage van Brand et al. 2012 refereert nog niet aan de in deze rapportage genoemde nieuw berekende HC50 waarde van 118 mg/kg. De rapportage van Brand et al. dateert inhoudelijke deels van vóór 2012, waardoor bij de afleiding van de SR_{eco} intussen een nieuwe methodiek beschikbaar is die gevolgd zal worden bij een normvoorstel van tin op het HC50 niveau.

2.5.15 *Vanadium*

Voor vanadium zijn NOEC/EC10-waarden beschikbaar voor twee plantensoorten en vier waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (Van Vlaardingen et al. 2005). Tevens zijn er acute L/EC50-waarden voor drie soorten uit twee taxonomische groepen (planten en regenwormen). De gegevens voor planten en regenwormen zijn afkomstig uit nieuw geëvalueerde studies, die voor microbiële processen en enzymactiviteit niet. De MPA_{eco} (0,032 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC/EC10-waarde voor planten met een veiligheidsfactor van 50 (score +/-). De SRA_{eco} (25 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC/EC10-waarde voor planten en niet op het geometrisch gemiddelde van de twee plantensoorten samen (40 mg/kg) of het geometrisch gemiddelde van de processen (23 mg/kg). Processen lijken het meest gevoelig, maar deze dataset is niet opnieuw geëvalueerd en niet meegenomen in de SRA_{eco} . Omdat deze processen niet zijn meegenomen maar mogelijk wel gevoelig zijn, wordt de SRA_{eco} van 25 mg/kg met score - beoordeeld. Door een evaluatie uit te voeren op de dataset van processen kan beter worden beoordeeld welke invloed het meenemen van deze data heeft.

Het huidige indicatieve niveau is niet gebaseerd op het onderzoek van Van Vlaardingen et al. (2005) maar dateert nog uit 1998 (Kreule en Swartjes, 1998). Door Brand et al. 2012 wordt geadviseerd de waarde uit 1998 te vervangen door de SRA_{eco} van 25 mg/kg.

2.5.16 *Zink*

Voor zink zijn er NOEC-waarden voor zeven soorten uit vier taxonomische groepen (planten, regenwormen, weekdieren en kreeftachtigen) en 27 NOEC-waarden voor verschillende microbiële processen en enzymactiviteit (Verbruggen et al. 2001). Alle eindpunten zijn ongewijzigd overgenomen uit Janus (1993) en Janus et al. (1996). De MPA_{eco} (16 mg/kg) is afgeleid met statistische extrapolatie op basis van de NOEC-waarden voor microbiële processen en enzymactiviteit (score +/-), de laagste NOEC-waarde voor één van de zeven soorten is 210 mg/kg. De SRA_{eco} (210 mg/kg) is afgeleid op basis van dezelfde SSD (score +/-). Het geometrisch gemiddelde van de soorten is 385 mg/kg. De huidige interventiewaarde voor zink in bodem is 720 mg/kg. Deze waarde is niet gebaseerd op de door Verbruggen et al. (2001) voorgestelde SRA_{eco} terwijl ecologie wel de bepalende factor is voor zink. Beleidsmatig is er destijds voor gekozen de oude waarde te hanteren omdat de waarde uit Verbruggen et al. (2001) meer dan de helft lager was en de waarde voor zink in stedelijk gebied vaak al wordt overschreden.

2.5.17 *PAK (individueel)*

Voor PAK bestaat op dit moment alleen een somwaarde voor PAK-10 van 40 mg/kg welke dateert uit 1990 (Denneman en Van Gestel, 1990). Gezien de

beperkte hoeveelheid literatuur (alleen terrestrische gegevens voor naftaleen en fluorantheen en enkele aquatische data voor naftaleen, fenanthreen, benzo(a)anthraceen, chryseen en benzo(a)pyreen) en de datum van afleiding heeft de huidige somwaarde voor PAK-10 een score --. In 2012 is door Verbruggen een voorstel gedaan voor individuele risicogrenswaarden voor 16 verschillende PAK. Hierbij is zowel naar de traditionele afleiding gekeken op basis van externe concentraties (zie paragrafen 2.5.18 t/m 2.5.27) als naar een alternatieve aanpak waarbij de milieurisicogrenzen zijn afgeleid op basis van de berekende concentratie van stoffen in organismen nadat zij de stoffen via het water hebben opgenomen. Deze aanpak is gebaseerd op toxiciteitsdata voor 16 PAK (hierna Groepsbenadering PAK; zie paragraaf 2.5.28). In de volgende paragrafen zullen de onzekerheden m.b.t. tot de in 2012 voorgestelde waarden worden besproken. Voor PAK wordt geadviseerd om de waarden uit 2012 over te nemen in het gangbare beleid en om tevens toetsing van PAK uit te breiden van PAK-10 naar PAK-16.

2.5.18 *Naftaleen*

Er zijn NOEC/EC10-waarden beschikbaar voor drie soorten uit twee taxonomische groepen (regenwormen en insecten) en een studie zonder waargenomen effect voor verschillende microbiële processen. Er is ook een studie met planten beschikbaar, maar hieruit kon geen eindpunt worden afgeleid. Wel is duidelijk dat planten niet tot de meest gevoelige groep behoren. Inclusief planten zijn drie trofische niveaus vertegenwoordigd in de dataset. De MPC_{eco} (0,69 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC-waarde in de dataset en een veiligheidsfactor van 10 (score +). De SRC_{eco} (14 mg/kg) is berekend als geometrisch gemiddelde van drie NOEC/EC10-waarden voor soorten (score +).

2.5.19 *Antraceen*

Er zijn NOEC/EC10-waarden beschikbaar voor twee soorten uit verschillende taxonomische groepen (regenwormen en insecten). Er zijn ook gegevens voor planten en micro-organismen, maar uit deze studies konden geen eindpunten worden afgeleid. Inclusief deze studies zijn er vier trofische niveaus vertegenwoordigd in de dataset. Omdat niet duidelijk is of de beschikbare NOEC/EC10-waarden zijn afgeleid voor de meest gevoelige taxonomische groep, is voor de MPC_{eco} (0,34 mg/kg) een veiligheidsfactor van 50 toegepast in plaats van 10 (score +/-). De SRC_{eco} (60 mg/kg) is berekend als het geometrisch gemiddelde van de NOEC/EC10-waarden. Verbruggen (2012) concludeert dat dit gezien de gegevens voor planten een goede schatting is van de HC50 (score +).

2.5.20 *Fenantreen*

Er zijn NOEC/EC10-waarden voor acht soorten uit drie taxonomische groepen (regenwormen, insecten en planten) en een waarde voor nitrificatie. Alle trofische niveaus zijn vertegenwoordigd in de dataset en de MPC_{eco} (3,6 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC/EC10 met een veiligheidsfactor van 10 (score +). De SRC_{eco} (90 mg/kg) is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de NOEC/EC10-waarden voor acht soorten (score +). Met de ene NOEC-waarde voor processen erbij is het geometrisch gemiddelde vrijwel gelijk (95 mg/kg).

2.5.21 *Fluorantheen*

Er zijn NOEC/EC10-waarden voor zes soorten uit drie taxonomische groepen (regenwormen, insecten, planten) en een waarde voor nitrificatie. Alle trofische niveaus zijn vertegenwoordigd in de dataset en de MPC_{eco} (4,8 mg/kg) is

gebaseerd op de laagste NOEC/EC10, in dit geval nitrificatie, met een veiligheidsfactor van 10 (score +). De SRC_{eco} (310 mg/kg) is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de NOEC/EC10-waarden voor zes soorten (score +).

Het moet worden opgemerkt dat terrestrische processen verder buiten beschouwing zijn gelaten, omdat de analyse vooral op soorten was gebaseerd. Het ene getal voor nitrificatie van 48 mg/kg is het laagste getal dat er in de dataset aanwezig is. Volgens de huidige methodiek zou de SRC_{eco} dus eigenlijk 48 mg/kg moeten zijn (score +). Echter, in dit geval zou het ene getal voor nitrificatie voorbij gaan aan het feit dat er zes getallen zijn voor soorten en het feit dat NOEC-waarden voor processen in het algemeen niet tot de laagste NOEC-waarden voor de PAK behoren. Hier is de case-by-case benadering zoals vermeld in de richtlijn (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007) toegepast. In het geval dat een geometrisch gemiddelde van de NOEC-waarden voor alle soorten en de ene NOEC-waarde voor nitrificatie zou worden genomen, wordt het geometrisch gemiddelde 237 mg/kg.

2.5.22 *Chryseen*

Er zijn studies beschikbaar met drie organismen uit twee taxonomische groepen (regenwormen, insecten), maar in alle gevallen werd bij de hoogste testconcentratie geen effect gevonden. De MPC_{eco} (1,6 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, de onderliggende MPC_{eco} voor water is afgeleid met de laagste veiligheidsfactor van 10 (score -). Ook de SRC_{eco} (38 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, waarbij de onderliggende SRC_{eco} voor water in afwezigheid van effecten op het niveau van de wateroplosbaarheid is gezet (score +/-).

2.5.23 *Benzof[a]antraceen*

Er zijn studies beschikbaar met vijf soorten uit drie taxonomische groepen (regenwormen, kreeftachtige en insecten), maar er kon maar slechts voor één soort (pissebed) een NOEC/EC10-waarde worden afgeleid. Hoewel er slechts twee trofische niveaus vertegenwoordigd zijn, is de MPC_{eco} (0,19 mg/kg) toch afgeleid met een veiligheidsfactor van 10 omdat de geteste pissebed erg gevoelig blijkt te zijn (score +). Verbruggen (2012) concludeert dat het niet gerechtvaardigd is om de SRC_{eco} (91 mg/kg) op deze ene zeer gevoelige soort te baseren, terwijl de andere terrestrische soorten geen effecten laten zien, en gebruikt daarom evenwichtspartitie. De onderliggende SRC_{eco} voor water is berekend als het geometrisch gemiddelde van twee NOEC-waarden voor een enkel trofisch niveau (algen), maar wordt ondersteund door aanvullende gegevens voor vissen en kreeftachtige (score +/-).

2.5.24 *Benzo[k]fluorantheen*

Er zijn twee toxiciteitstudies beschikbaar voor twee verschillende soorten uit een enkele taxonomische groep (insecten). In beide gevallen werd bij de hoogste testconcentratie geen effect gevonden. De MPC_{eco} (0,79 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, de onderliggende MPC_{eco} voor water is afgeleid met de laagste veiligheidsfactor van 10 (score -). Ook de SRC_{eco} (44 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, waarbij de onderliggende SRC_{eco} voor water op het niveau van de wateroplosbaarheid is gezet (score -).

2.5.25 *Benzo[a]pyreen*

Er zijn NOEC/EC10-waarden voor vier soorten uit drie taxonomische groepen (regenwormen, kreeftachtige, planten) en een waarde voor nitrificatie. Er zijn bovendien aanvullende studies met regenwormen, mijten, insecten en planten waarbij geen effecten werden gevonden. In totaal zijn gegevens beschikbaar voor 14 soorten uit drie taxonomische groepen en drie studies over microbiële processen. Alle trofische niveaus zijn vertegenwoordigd in de dataset en de MPC_{eco} (0,16 mg/kg) is gebaseerd op de laagste NOEC/EC10-waarde met een veiligheidsfactor van 10 (score +). Omdat in het merendeel van de studies geen effecten werden gevonden, is de SRC_{eco} (76 mg/kg) gebaseerd op evenwichtspartitie. De onderliggende SRC_{eco} voor water is in afwezigheid van effecten op het niveau van de wateroplosbaarheid gezet. Volgens de scoretabel leidt dit tot een score +/-, maar omdat er in dit geval veel experimentele gegevens voor bodemorganismen aanwezig zijn, is een hogere score gerechtvaardigd (score +).

2.5.26 *Benzo[ghi]peryleen*

Voor benzo[ghi]peryleen is één studie beschikbaar. In deze studie traden geen effecten op tot maximale oplosbaarheid van benzo[ghi]peryleen in poriewater. De MPC_{eco} (0,49 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, de onderliggende MPC_{eco} voor water is afgeleid met de laagste veiligheidsfactor van 10 (score -). Ook de SRC_{eco} (9,6 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, waarbij de onderliggende SRC_{eco} voor water in afwezigheid van effecten op het niveau van de wateroplosbaarheid is gezet (score -).

2.5.27 *Indeno[123]pyreen*

Voor indeno[123]pyreen is één studie beschikbaar. In deze studie traden geen effecten op tot maximale oplosbaarheid van indeno[ghi]pyreen in poriewater. De MPC_{eco} (0,38 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, de onderliggende MPC_{eco} voor water is afgeleid met een veiligheidsfactor van 100 (score--). Ook de SRC_{eco} (89 mg/kg) is gebaseerd op evenwichtspartitie, waarbij de onderliggende SRC_{eco} voor water is berekend als het geometrisch gemiddelde van twee NOECs voor twee trofische niveaus (score -).

2.5.28 *Groepsbenadering PAK op basis van interne concentraties*

Behalve de standaard methode waarbij per individuele PAK een MPC_{eco} danwel SRC_{eco} wordt vastgesteld, heeft Verbruggen (2012) ook gekeken naar de totale dataset voor 16 PAK (i.p.v. de standaard PAK-10). Hieruit bleek dat de toxiciteit van PAK met name afhangt van de partitie vanuit de verschillende media water, bodem en sediment in de organismen. Daarom werden alle ecotoxiciteitsgegevens voor de verschillende PAK teruggerekend naar interne concentraties in organismen. Hiervoor zijn eerst de concentraties in bodem met behulp van evenwichtsconstanten teruggerekend naar poriewaterconcentraties. Vervolgens zijn de poriewaterconcentraties vertaald naar interne concentraties met behulp van bekende gegevens over de verdeling tussen water en membranen. Uitgedrukt als interne concentratie blijken er geen verschillen meer te zijn in toxiciteit tussen de individuele PAK in de compartimenten bodem en sediment en kunnen dus alle gegevens voor bodem en sediment in één grote dataset worden gebruikt. Met deze dataset werden risicogrenzen per individuele PAK (HC5 en HC50) afgeleid (zie tabel 2.5), uitgedrukt als interne concentratie. Deze waarden zijn gebaseerd op een zeer grote dataset en hebben dus een relatief kleine onzekerheid. Vervolgens zijn als laatste stap de HC5 en HC50 weer teruggerekend naar de concentraties van de individuele PAK in bodem en

sediment. De resulterende MPC_{eco} en SRC_{eco}-waarden, zoals gerapporteerd in Verbruggen (2012) zijn gebaseerd op een SSD en zouden daarom een betrouwbaarheidsscore ++ krijgen.

Tabel 2.5: Voorstel voor de MPC_{eco} en SRC_{eco} voor individuele PAK gebaseerd op interne concentraties in organismen.

PAK	MPC _{eco} (gebaseerd op interne concentraties) (mg/kg)	SRC _{eco} (gebaseerd op interne concentraties) (mg/kg)
Naftaleen	0,43	26
Antraceen	0,71	42
Fenantreen	0,67	40
Fluorantheen	0,99	59
Chryseen	1,7	103
Benzo[a]-antraceen	1,9	112
Benzo[k]-fluorantheen	2,5	151
Benzo[a]-pyreen	2,6	154
Benzo[ghi]-peryleen	3,1	186
Indeno[123]-pyreen	4,9	289

2.5.29

Minerale olie

Voor minerale olie is op dit moment alleen een interventiewaarde van 5000 mg/kg en een MPC van 1000 mg/kg voor som EC10-EC40 beschikbaar. Minerale olie is een complex mengsel van verschillende alifatische en aromatische koolwaterstoffen en de samenstelling in het milieu kan sterk variëren. De huidige somnorm voor minerale olie houdt geen rekening met deze variabiliteit en is dan ook niet direct te relateren aan de toxiciteit. De ecologische risico onderbouwing ontbreekt daarmee waardoor het getal een score -- krijgt. In 2004 (en herzien in 2008 door Verbruggen et al.) zijn door Verbruggen voorstellen gedaan voor MPC_{eco} en SRC_{eco} waarden gebaseerd op toxiciteitsgegevens voor individuele olie fracties. Deze verschillende oliecomponenten bezitten verschillend accumulatiegedrag. De belangrijkste scheiding zit tussen de alifatische en aromatische fracties. In tabel 2.6 zijn de voorgestelde risicogrenswaarden weergegeven. Het wordt geadviseerd deze waarden over te nemen in het gangbare beleid voor hergebruik van grond.

Tabel 2.6: Voorgestelde MPC_{eco} en SRC_{eco} waarden voor minerale olie fracties.

Minerale olie fractie		MPC _{eco} (mg/kg)	SRC _{eco} (mg/kg)
Alifatisch	EC 5-6	0,83	18
	EC 6-8	0,82	17
	EC 8-10	0,75	16
	EC 10-12	1,4	30
	EC 12-16	15	320
	EC 16-21	-	-
Aromatisch	EC 5-7	2,0	44
	EC7-8	2,3	49
	EC 8-10	2,6	55
	EC10-12	3,0	63
	EC 12-16	3,6	77
	EC 16-21	4,7	100
	EC 21-35	11	230

- Als er geen stoffen uit een fractie met een lagere milieurisicogrens aanwezig zijn, mogen deze waarden achterwege worden gelaten, omdat de oplosbaarheid zo laag is dat de interne concentratie corresponderend met de milieurisicogrens niet zal worden bereikt. In de "toxic unit" benadering kan de bijdrage van deze fractie de maximale TU waarde niet overschrijden. Als de maximale TU waarde nul is, is de bijdrage aan de toxiciteit verwaarloosbaar.

2.5.30 PCB (som 7)

Voor PCB is een interventiewaarde voor PCB (som 7) van 1 mg/kg beschikbaar. In 2001 is door Verbruggen et al. een SRC_{eco} van 3,4 mg/kg afgeleid. Deze SRC_{eco} heeft echter een minimale onderbouwing omdat er destijds weinig literatuur beschikbaar was. Tevens is in 2001 geen rekening gehouden met doorvergiftiging van PCB in de voedselketen. Uit recente literatuur blijkt dat doorvergiftiging in de ecologische voedselketen de meest kritische parameter is in tegenstelling tot directe toxiciteit van PCB op het ecosysteem. De SRC_{eco} scoort daarmee een score --. Vooral de marterachtige blijken gevoelig te zijn voor PCB. Momenteel wordt dan ook gewerkt aan een nieuwe risicogrenswaarde voor PCB gebaseerd op studies van de marterachtige. Hierbij wordt rekening gehouden met doorvergiftiging in lijn met de methode voor afleiding van Maximale Waarden. Op het moment van schrijven was er nog geen nieuwe risicogrenswaarde beschikbaar.

2.5.31 Drins (Dieldrin, Endrin en Aldrin)

De risicogrenzen voor de som van drins zijn afkomstig uit Verbruggen et al. (2001). De onderliggende gegevens komen uit Van de Plassche et al. (1994) en Van de Meent et al. (1990) en zijn niet opnieuw geëvalueerd. De MPC_{eco} voor de som van aldrin, dieldrin en endrin is 0,012 mg/kg. Deze waarde is berekend als het geometrisch gemiddelde van de MPC_{eco} van aldrin (0,038 mg/kg), dieldrin (0,043 mg/kg) en endrin (0,00095 mg/kg). De MPC_{eco}-waarden voor aldrin en dieldrin zijn berekend op basis van evenwichtspartitie vanuit de MPC voor water. Deze MPC voor water is berekend als de HC5 van de gecombineerde chronische toxiciteitsgegevens voor vijf taxonomische groepen (score --). De waarden op basis van toxiciteitsgegevens voor soorten kwam hoger uit (0,05 mg/kg). De MPC_{eco} voor endrin is berekend met een factor 1000 op een enkele acute toxiciteitswaarde (score --). Voor endrin kwam het resultaat op basis van equilibrium partitie hoger uit.

De SRC_{eco} voor de som van aldrin, dieldrin en endrin is 0,14 mg/kg. Deze waarde is berekend als het geometrisch gemiddelde van de SRC_{eco} van aldrin en dieldrin (0,22 mg/kg) en die van endrin (0,095 mg/kg). De SRC_{eco} voor

aldrin+dieldrin is berekend als de HC50 van acute L/EC50-waarden voor soorten (2,2 mg/kg) met een factor 10 voor de omrekening van acuut naar chronisch (score --). De resulterende waarde van 0,22 mg/kg is lager dan de HC50 die werd berekend met evenwichtspartitie op basis van chronische aquatische toxiciteitsgegevens (1,7 en 1,9 mg/kg voor respectievelijk aldrin en dieldrin). Voor endrin was maar een enkele acute toxiciteitswaarde beschikbaar van 0,95 mg/kg, waar een factor 10 op is toegepast (score --). Ook hier kwam het resultaat op basis van evenwichtspartitie met chronische aquatische studies hoger uit (0,48 mg/kg).

2.5.32 DDT/DDE/DDD

De SRC_{eco} voor DDT/DDE/DDD zijn afkomstig uit Verbruggen et al. (2001). De onderliggende gegevens komen uit Van de Plassche et al. (1994) en zijn niet opnieuw geëvalueerd.

De MPC_{eco} voor DDT is 0,010 mg/kg. Deze waarde is afgeleid op basis van een enkele acute L/EC50 voor insecten met een veiligheidsfactor van 1000 (score --). De SRC_{eco} voor DDT van 1 mg/kg is afgeleid op een enkele acute L/EC50 voor insecten met een factor 10 (score --). De waarde op basis van evenwichtspartitie kwam met 10 mg/kg hoger uit, maar ook deze is gebaseerd op acute studies.

Voor DDE waren geen gegevens over bodemorganismen of processen beschikbaar. De MPC_{eco} van 0,013 mg/kg en de SRC_{eco} van 1,3 mg/kg is afgeleid met evenwichtspartitie op een enkele chronische NOEC (score --).

Voor DDD waren geen gegevens over bodemorganismen of processen beschikbaar, de dataset voor water bestond uitsluitend uit acute gegevens. De MPC voor water van 0,024 µg/L is afgeleid met een factor van 100 op de laagste waarde, de MPC_{eco} voor bodem van 0,021 mg/kg is vervolgens afgeleid met evenwichtspartitie (score --). Het geometrisch gemiddelde van deze waarden was 38 µg/L, waarop voor het afleiden van een chronische waarde een factor 10 is toegepast. De SRC_{eco} van 34 mg/kg is vervolgens afgeleid met evenwichtspartitie op deze waarde (score --).

2.6 Samenvatting onzekerheidsscore per stof

Tabel 2.7 geeft een samenvattend overzicht van de onzekerheidsscore per stof.

Tabel 2.7: Overzicht onzekerheidsscore per stof voor MPA_{eco}/MPC_{eco} en de SRA_{eco}/SRC_{eco}.

Stof	Onzekerheidsscore	
	MPA _{eco} /MPC _{eco}	SRA _{eco} /SRC _{eco}
Arseen	--	-
Barium	+ (--) ¹	+ (--) ¹
Beryllium	+	-
Cadmium	+/-	+/-
Chroom (III)	--	-
Kobalt	+	+/-
Koper	+/-	+/-
Kwik (anorganisch)	--	--
Lood	+/-	+/-
Molybdeen	-- (--) ¹	-- (--) ¹
Nikkel	--	--
Seleen	+/-	+/-
Thallium	+	+/-

Stof	Onzekerheidsscore	
	MPA _{eco} /MPC _{eco}	SRA _{eco} /SRC _{eco}
Tin	--	--
Vanadium	+/-	-
Zink	+/-	+/-
Naftaleen	+	+
Antraceen	+/-	+
Fenantreen	+	+
Fluorantheen	+	+
Chryseen	-	+/-
Benzo[a]-antraceen	+	+/-
Benzo[k]-fluorantheen	-	-
Benzo[a]-pyreen	+	+
Benzo[ghi]-peryleen	-	-
Indeno[123]-pyreen	--	-
Groepsbenadering PAK (gebaseerd op toxiciteitsdata voor 16- PAK)	++	++
Minerale olie (som EC10- EC 40)	--	--
PCB (som 7)	--	--
Drins (som)	--	--
Dieldrin + aldrin	--	--
Endrin	--	--
DDT	--	--
DDE	--	--
DDD	--	--

1 SRA_{eco} waarde uit Verbruggen et al. (2001).

3 Discussie en aanbevelingen

3.1 Selectie van stoffen

Stoffen die voldoen aan één of meerdere van de in paragraaf 2.1 genoemde criteria zijn relevant voor de evaluatie van de ecologische risicogrenswaarden. Op basis van deze criteria komen meer dan 50 stoffen in aanmerking voor een evaluatie van de ecologische risicogrenswaarden. Gezien de beperkte tijd is in deze rapportage een deel van deze stoffen (34 stuks) geëvalueerd. De geselecteerde stoffen zijn metalen waarvoor de bodemtypecorrectie wordt toegepast en de stoffen zoals opgenomen in het standaard pakket voor het Bbk. Echter ook voor de overige stoffen die voor een evaluatie in aanmerking komen (zie bijlage 1) zou het wenselijk zijn de ecologische risicogrenswaarde te evalueren.

3.2 Wel/geen nader onderzoek

3.2.1 *Geen nader onderzoek nodig*

Voor de volgende stoffen bestaat op basis van de generieke scoring relatief weinig onzekerheid over de ecologische risicogrenswaarde en hoeft er geen nader onderzoek te worden verricht (score + of ++):

- Barium;
- Naftaleen;
- Fenantreen;
- Fluorantheen;
- Benzo[a]-pyreen;
- Individuele PAK waarde uit groepsbenadering PAK (gebaseerd op toxiciteitsdata voor PAK-16).

Voor de volgende stoffen bestaat er enige onzekerheid (score +/-, - of --) met betrekking tot de MPA_{eco} en/of de SRA_{eco} waarde. Voor deze stoffen is echter geen nader onderzoek nodig, omdat dit waarschijnlijk niet tot andere grenswaarden zal leiden.

Het betreft:

- Seleen;
- Thallium;
- Antraceen;
- Chryseen;
- Benzo[a]-antraceen;
- Benzo[k]-fluorantheen;
- Benzo[ghi]-peryleen;
- Indeno[123]-pyreen;
- Minerale olie.

Voor seleen zijn de MPA_{eco} en de SRA_{eco} gebaseerd op nieuwe studies en een evaluatie van de bestaande studies zou niet tot een andere waarde danwel score leiden. Voor thallium zijn eveneens nieuwe studies gebruikt maar zou volgens de huidige methode geen vergelijking meer plaatsvinden met evenwichtspartitie wat in Van Vlaardingen et al. 2005 nog wel gedaan is. Hierdoor zou de door Van Vlaardingen et al. voorgestelde SRA_{eco} van 1 mg/kg naar 1,5 mg/kg gaan. Voor beide stoffen wordt geadviseerd om de in 2012 door Brand et al. voorgestelde ecologische risicogrenzen op te nemen in het gangbare beleid.

De PAK zijn in 2012 herzien volgens de huidige gangbare methodiek en gebaseerd op de interne concentraties in organismen (gebaseerd op beschikbare literatuur tot en met 2008). De onzekerheden die zijn geconstateerd bij de getallen die zijn afgeleid volgens de gangbare methode komen vooral voort uit het ontbreken van voldoende bruikbare literatuur. Sinds de literatuur van 2008 zal de beschikbaarheid van nieuwe literatuur waarschijnlijk niet wezenlijk zijn toegenomen. In 2008 is tevens op basis van de interne concentratie in organismen voor de individuele PAK een waarde vastgesteld welke zeer goed scoren. Daarom wordt voor deze stoffen geadviseerd om de in 2012 voorgestelde ecologische risicogrenzen op basis van interne concentraties op te nemen in het gangbare beleid. Tevens wordt geadviseerd om de beoordeling van PAK-10 uit te breiden naar PAK-16. Momenteel bestaat er voor de PAK alleen een som norm voor PAK-10 (40 mg/kg).

Voor minerale olie zijn in 2008 nieuwe voorstellen gedaan voor de verschillende olie fracties voor de SR_{eco} en MPC_{eco} . Tot op heden zijn deze waarden niet opgenomen in het gangbare beleid. Geadviseerd wordt deze waarden wel op te nemen in het beleid voor hergebruik van grond.

3.2.2 *Nader onderzoek nodig en prioritering daarvan*

Conform de in deze rapportage voorgestelde generieke scoringsmethode bestaat voor de volgende stoffen enige onzekerheid rond de MPA_{eco} en/of de SRA_{eco} waarde (score +/-, - of --). Het betreft:

- Arseen;
- Beryllium;
- Cadmium;
- Chroom (III);
- Kobalt;
- Koper;
- Anorganisch kwik;
- Lood;
- Molybdeen;
- Nikkel;
- Tin;
- Vanadium;
- Zink;
- PCB (som 7)
- Dieldrin/Endrin/Aldrin (Drins)
- DDT/DDE/DDD.

Voor een deel van deze stoffen geldt dat de ecologische risicogrenswaarde is afgeleid in 2001. Uitzonderingen hierop zijn beryllium, kobalt, molybdeen, tin, en vanadium. Voor deze metalen zijn de risicogrenswaarden in 2005 afgeleid.

Prioritering

Het feit dat er enige onzekerheid rond de grenswaarde bestaat wil niet zeggen dat een herziening van de grenswaarde tot een andere waarde zal leiden. Dit hangt ondermeer af van de evaluatie van de eerder gebruikte literatuur. Hierbij moet worden beoordeeld of de gebruikte literatuur ook voldoet aan de nu gestelde eisen. Daarnaast kan de beschikbaarheid van nieuwe literatuur een invloed hebben op een eventuele nieuwe waarde. Ook het toepassen van de nieuwste afleidingsmethodiek kan leiden tot andere risicogrenswaarden. De genoemde onzekerheid in de grenswaarde wordt gebruikt als eerste aanleiding voor nader onderzoek van de beschikbare literatuur en de toegepaste

methodiek. Hieruit kan blijken of een herziening van de waarde ook daadwerkelijk tot een ander getal zal leiden.

Het zal niet mogelijk zijn om voor alle stoffen tot herziening over te gaan, vanwege de kosten- en tijdsinspanningen die dit oplevert. Er zal een keuze gemaakt moeten worden welke stoffen prioriteit krijgen. Bij die keuze spelen een aantal aspecten een rol.

- Mate van onzekerheid;
- Jaartal van beoordeling van gegevens;
- Aangetroffen concentraties in Nederland;
- De hoeveelheid van gegevens in de literatuur.

Op basis van de onzekerheid scores **arseen, chroom(III), kwik, nikkel, drins en DDT/DDE/DDD** een – of -- (zie tabel 2.7) en hebben daardoor een hoge prioriteit voor evaluatie. Een nader onderzoek, zou gezien de datum van afleiden (2001) en de veranderingen in de methodiek sindsdien, ook relevant kunnen zijn voor *cadmium, koper, lood, zink en PCB*.

Voor chroom (III) en nikkel zijn in de bijbehorende scoringsparagrafen in hoofdstuk 2 al indicaties gegeven voor een nieuwe risicogrenswaarde. Echter deze kunnen niet direct worden overgenomen en dienen nog het volledige traject van vaststelling te doorlopen. Voor de PCB loopt op dit moment een traject voor herziening van de risicogrens voor doorvergiftiging. De risicogrenswaarden voor *molybdeen* dateert uit 2005 maar ook voor de stof is er nog onzekerheid met betrekking tot de gebruikte literatuur.

Voor de stoffen *beryllium, kobalt, tin en vanadium* kunnen vraagtekens geplaatst worden bij het nut van een uitgebreid nader onderzoek om de achterliggende literatuur te beoordelen. Voor deze stoffen is de beschikbare literatuur (deels) vrij recent (in 2005) beoordeeld. Mogelijk kan voor beryllium en kobalt worden volstaan met het toepassen van de nieuwste methodiek om tot herziene risicogrenswaarden te komen. Voor beryllium is in de bijbehorende scoringsparagraaf in hoofdstuk 2 al een indicatieve waarde gegeven. Ook deze waarde moet nog het volledige traject van vaststelling doorlopen en kan niet direct worden gebruikt.

Voor tin zou de methodiek (met name het geometrisch gemiddelde) zoals voorgesteld in Van Vlaardingen et al. (2005) en Brand et al. (2012) gecontroleerd moeten worden omdat deze bij herberekening in deze rapportage niet gelijk was aan de gerapporteerde SRC_{eco} van 250 mg/kg. Daarnaast is de gebruikte literatuur in 2005 niet geëvalueerd waardoor er de SRC_{eco} gebaseerd is op literatuur uit 1992.

Voor vanadium zou een evaluatie van de dataset voor processen inzicht kunnen geven of het meenemen van deze data nog invloed heeft op de uiteindelijk voorgestelde SRA_{eco} door Van Vlaardingen et al. (2005) en Brand et al. (2012). De processen bleken niet te zijn geëvalueerd.

3.2.3 *Nieuwe ecologische grenswaarden toepassen*

Voor een aantal stoffen die genoemd worden in deze rapportage zijn de nieuwste ecologische grenswaarden nog niet opgenomen in het gangbare beleid rond bodemverontreiniging. Voor deze stoffen wordt geadviseerd deze grenswaarden alsnog op te nemen in het beleid. Het gaat hierbij om de volgende stoffen:

- Barium;
- Seleen;
- Thallium;

- Alle individuele PAK uitgaande van de groepsbenadering gebaseerd op interne concentratie in het organisme voor PAK-16;
- Minerale olie (fractiebenadering).

3.3 Samenvattend overzicht vervolgacties

Tabel 3.1 geeft een samenvattend overzicht van de te overwegen vervolgacties per stof. Prioritering van de vervolgacties kan gedaan worden op basis van de onzekerheidsscore per stof (zie paragraaf 3.2.2).

Tabel 3.1: Te overwegen vervolgacties per stof.

Stof	Vervolgactie
Arseen	Nader onderzoek: literatuurevaluatie en indien noodzakelijk toepassen nieuwe methodiek
Cadmium	
Chroom (III)	
Koper	
Kwik (anorganisch)	
Lood	
Molybdeen	
Nikkel	
Tin	
Vanadium	
Zink	
PCB	
Drins	
DDT/DDE/DDD	
Beryllium	Nader onderzoek: toepassen nieuwe methodiek (literatuurevaluatie is voldoende)
Kobalt	
Barium	Overnemen nieuwe ecologische risicogrenswaarde in gangbaar beleid
Seleen	
Thallium	
Naftaleen*	
Antraceen*	
Fenantreen*	
Fluorantheen*	
Chryseen*	
Benzo[a]-antraceen*	
Benzo[k]-fluorantheen*	
Benzo[a]-pyreen*	
Benzo[ghi]-peryleen*	
Indeno[123]-pyreen*	
Minerale olie (fractiebenadering)	

* Overnemen waarde uit groepsbenadering gebaseerd op toxiciteitsdata voor 16-PAK.

3.4 Invulling nader onderzoek

Aanvullend op de stoffen die in deze rapportage zijn geëvalueerd wordt geadviseerd om ook voor de overige stoffen (met name organische verbindingen, zoals beschreven in bijlage 1) de onderbouwing van de ecologische risicogrenswaarde te achterhalen. Uit dit onderzoek zou kunnen

blijken dat er meer (organische) stoffen zijn waarvoor de ecologische risicogrenswaarde onzekerheden kent.

Daarnaast wordt voor enkele van de geselecteerde stoffen (arseen, cadmium, chroom (III), koper, kwik, lood, molybdeen, nikkel, tin, vanadium, zink, PCB, Drins en DDT/DDE/DDD) geadviseerd nader onderzoek te verrichten in de vorm van een literatuurevaluatie. Hieruit wordt mogelijk duidelijk of een herziening van de risicogrenswaarde ook daadwerkelijk tot een andere waarde zal leiden of dat de huidige waarde kan worden gehandhaafd. Indien er aanleiding toe is, kan met het toepassen van de huidige methodiek vervolgens een nieuwe risicogrenswaarde worden afgeleid.

Voor een tweetal stoffen (beryllium en kobalt) is de beschikbare literatuur reeds geëvalueerd en kan worden volstaan met het toepassen van de nieuwste methodiek om tot een nieuwe ecologische grenswaarde te komen. Voor beryllium bestaat de verwachting dat de risicogrenswaarde minder streng zal worden.

Lijst met afkortingen

AF	Assessmentfactor of onzekerheidsfactor
AW 2000	Achtergrondwaarden 2000
Bbk	Besluit bodemkwaliteit
EC10	Concentratie waarbij 10% effect optreedt
EC80	Concentratie waarbij 80% effect optreedt
EqP	Equilibrium Partitioning of evenwichtspartitie
HC5	Hazardous Concentration. De concentratie waarbij 5% van de organismen en processen niet zijn beschermd.
HC50	Hazardous Concentration. De concentratie waarbij 50% van de organismen en processen niet zijn beschermd.
INS	Integrale normstelling stoffen
IW	Interventiewaarde
LC50	Lethal concentration. De concentratie waarbij 50% van de organismen komt te overlijden
MPA _{eco}	Maximal Permissible Addition. Maximaal toegestane toevoeging
MPC _{eco}	Maximal Permissible Concentration. Maximaal toegestane concentratie
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
NOEC	No Observed Effect Concentration. De concentratie waarbij nog net geen effect optreedt.
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
QSAR	Quantitative structure activity relationship
REACH	Registratie, Evaluatie en Autorisatie van Chemische stoffen
SRA _{eco}	Serious risk addition
SRC _{eco}	Serious risk concentration
SSD	Species Sensitivity Distribution
TGD	Technical guidance document

Referenties

- BKH. (1995) Update toxiciteitsgegevens voor vier stoffen in het kader van MILBOWA.
- Brand E., Bogte J.J., Baars A.J., Janssen P.J.C.M., Tiesjema G., Van Herwijnen R., Van Vlaardingen P., Verbruggen E.M.J., (2012), Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd and 4th series of compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711 006.
- Circulaire bodemsanering 2009 zoals gewijzigd op 3 april 2012. Staatscourant Jaargang 2012 Nr. 6563
- Cleven R.F.M.J., Janus J.A., Annema J.A., Slooff W., (1993). Basisdocument Zink (Integrated Criteria Document Zinc: Ecotoxicity (Appendix)). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 710401 028.
- Crommentuijn T., Polder M.D., Van de Plassche E.J., (1997). Maximaal Toelaatbaar Risiconiveaus en Verwaarloosbaar Risiconiveaus voor metalen, rekening houdend met achtergrondgehalten. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601501 001.
- Crommentuijn T., Brils J., Van Straalen N.M., (1993). Influence of cadmium on life-history characteristics of *Folsomia candida* (Willem) in an artificial soil substrate. *Ecotox. Environ. Safe.* 26: 216-227.
- Denneman C.A.J., en Van Gestel C.A.M., (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C (toetsings) waarden op basis van ecotoxicologische risico's. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 725201 001
- Deul L.E., en Swoboda A.R., (1972). Arsenic toxicity to cotton and soya beans. *J. Environ. Qual.* 1: 317-320.
- Doelman P., en Haanstra L., (1989). Short- and long-term effects of heavy metals on phosphatase activity in soils, an ecological dose-response model approach. *Biology and Fertility of Soils*, 8: 235-241.
- Doelman P., en Haanstra L., (1986). Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2: 213-218.

- EC. (2003). Technical Guidance Document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC), no. 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Ispra, Italië: European Commission Joint Research Centre. ECHA. (2008). ECHA. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Helsinki, Finland: European Chemicals Agency. Guidance for the implementation of REACH. May 2008.
- Haanstra L., en Doelman P., (1991). An ecological dose-response model approach to short- and long-term effects of heavy metals on arylsulphatase activity in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 11: 18-23.
- Juma N.G., en Tabatabai M.A., (1977). Effects of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biology Biochemistry*, 9: 9-13.
- Janus J.A., (1993). Integrated Criteria Document Zinc: Ecotoxicity (Appendix). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 710401 028.
- Janus J.A., Van Beelen P., Vaal M.A., Senhorst H.A.J., Van de Guchte C., (1996). Een nadere blik op zink - antwoord op het uitgebrachte 'Industrie addendum' waarin commentaar is geleverd op het 'Basisdocument Zink'. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601014 012 / Rijksinstituut voor integraal zoetwater beheer en afvalwaterbehandeling (RIZA), Lelystad, Nederland. RIZA rapportnr. 96.038.
- Janus J.A., 2001. Ecotoxicity of lead. Aquatic and terrestrial data (Addendum to the Integrated Criteria Document Lead). Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Addendum to RIVM Report no. 601014 003.
- Kreule P., Swartjes F.A., (1998). Proposals for intervention values for soil and groundwater, including the calculation of the human-toxicological serious soil contamination concentrations: fourth series of compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 711701 005
- Kalf D.F., Mensink B.J.W.G., Montforts M.H.M.M., (1999). Protocol for derivation of harmonised Maximum Permissible Concentration (MPCs). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601506 001
- Liang C.N., en Tabatabai M.A., (1978). Effects of trace elements on nitrification in soils. *J. Environ. Qual.*, 7: 291-293.
- Mesman M. en Lijzen J.P.A., (2012). Discussienotitie normstelling ecologische risico's. Onderzoeksprogramma 2012-2014. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711 008.

- Mol M., Spijker J., Van Gaans P. and Römkens P. (red.), (2012). *Geochemische bodematlas van Nederland*. Wageningen Academic Publishers. ISBN978-90-8686-186-6.
- Slooff W., Van Beelen P., Annema J.A., Janus J.A., (1995). *Basisdocument Kwik* Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601014 008
- Spijker J., (2012). *The Dutch Soil Type Correction. An Alternative Approach*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711 005.
- Spurgeon D.J., Hopkun S.P., Jones D.T., (1994). Effects of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Env. Pol.*, 84: 123-130.
- Tabatatai M.A., (1977). Effects of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 9: 9-13.
- Traas T.P., (ed). 2001. *Guidance document on deriving environmental risk limits*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601501 012.
- Van de Meent D., Aldenberg T., Canton J.H., Van Gestel C.A.M., Slooff W., (1990). *STREVEN NAAR WAARDEN*. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem". Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 670101 002.
- Van de Plassche E.J., Polder M.D., Canton J.H., (1992). *Maximaal toelaatbare risiconiveaus voor water, sediment en bodem op basis van toxiciteitsgegevens voor 9 sporenelementen*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 679101 002.
- Van de Plassche E.J., Canton J.H., Eijs Y.A., Everts J.W., Janssen P.J.C.M., Van Koten-Vermeulen J.E.M., Polder M.D., Posthumus R., De Stoppelaar J.M., (1994). *Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning: Underlying data. (Annex)*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 679101012.
- Van den Berg R., (1995). *Exposure of man to soil contamination. A qualitative and quantitative analysis, resulting in proposals for human-toxicological C values*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 725201 011
- Van der Veer G., (2006). *Geochemical soil survey of the Netherlands. Atlas of major and trace elements in topsoil and parent material; assessment of natural and anthropogenic enrichment factors*. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.

- Van Gestel C.A.M., Van Dis W.A., Dirven-Van Breemen E.M., Sparenburg P.M., Baerselman R., (1991). Influence of cadmium, copper and pentachlorophenol on the growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta; Annelida). *Biol. Fertil. Soils*. 12: 117-121.
- Van Gestel C.A.M., Dirven-Van Breemen E.M., Baerselman R., Emans H.J.B., Janssen J.A.M., Postuma R., Van Vliet P.J.M., (1992). Comparison of sublethal and lethal criteria for nine different chemicals in standardized toxicity tests using the earthworm *Eisenia andrei*. *Ecotox. Environ. Safe*. 23: 206-220.
- Van Straalen N.M., Schobben J.H.M., De Goede R.G.M., (1989). Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods. *Ecotox. Environ. Safe*. 17: 190-204.
- Van Vlaardingen P.L.A., Posthumus R., Posthuma-Doodemanet C.J.A.M., (2005). Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601501 029
- Van Vlaardingen P.L.A. en Verbruggen E.M.J., (2007). Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of "International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands" (INS). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601782 001.
- Van Vlaardingen P.L.A., en Verbruggen E.M.J., (2009). Aanvulling risicogrenzen voor negen sporenelementen. Afleiding volgens de Kaderrichtlijn Water-methodiek. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601714 011
- Van Wensem J., Krijgsman M., Postma J.F., Van Westrienen R.W., Wezenbeek J.M., (1992). A comparison of test systems for assessing effects of metals on isopod ecological functions. *Ecotox. Environ. Safe*. 24: 203-216.
- Verbruggen E.M.J., Posthumus R., Van Wezel A.P., (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and water: Updated proposals for first series of compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 711701 020
- Verbruggen E.M.J., (2004). Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 601501021.
- Verbruggen E.M.J., Beek M., Pijnenburg J., Traas T.P., (2008). Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27: 2436-2448

Verbruggen E.M.J., (2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapportnr. 607711 007

Vonk J.W., Rademaker M.C.J., Van Gestel C.A.M., (1994). De invloed van bodemeigenschappen op de toxiciteit van metalen voor bodemorganismen. Department of Ecology and Ecotoxicology, Vrije Universiteit, Amsterdam. (in Dutch). Rapportnr. D94005

Bijlage 1: Stoffen voor inventarisatie

Op basis van de gestelde selectiecriteria in hoofdstuk 2 komen de stoffen zoals omschreven in tabel B1.1 in aanmerking voor inventarisatie. Per stof is aangegeven op welke criteria deze stof scoort. Echter gezien de beperkte tijd die beschikbaar was voor dit onderzoek, zijn in deze rapportage alleen de met een * gemarkeerde stoffen geïnventariseerd. Hierbij is gekozen voor de metalen waarop de bodemtypecorrectie wordt toegepast en voor de stoffen die zijn opgenomen in het standaard stoffenpakket van het Bbk

*Tabel B1.1: Stoffen die op basis van de in hoofdstuk 2 gestelde selectiecriteria in aanmerking komen voor een inventarisatie. Stoffen met een * zijn in deze rapportage geïnventariseerd.*

Stof	
Antimoon ⁽⁴⁾	Indeno[123]pyreen* (2,3,4)
Arseen* ^(1,4)	Minerale olie ^(2,3,4)
Barium* ^(1,2,3,4)	Hexachloorbenzeen ⁽⁴⁾
Beryllium* ^(1,4)	Trichloorfenolen ⁽⁴⁾
Cadmium* ^(1,2,3,4)	Tetrachloorfenolen ⁽⁴⁾
Chroom (III)* ^(1,4)	Pentachloorfenolen ⁽⁴⁾
Kobalt* ^(1,2,3,4)	Drins (som) ⁽⁴⁾
Koper* ^(1,2,3,4)	HCH(a) ⁽⁴⁾
Anorganisch kwik* ^(1,2,3,4)	HCH(b) ⁽⁴⁾
Lood* ^(1,2,3,4)	HCH(y) ⁽⁴⁾
Molybdeen* ^(1,2,4)	DDE ⁽⁴⁾
Nikkel* ^(1,2,3,4)	DDT ⁽⁴⁾
Seleen* ^(1,3,4)	DDD ⁽⁴⁾
Thallium* ^(1,4)	TBTO ⁽⁴⁾
Tin* ^(1,4)	Tetrabutyltin ⁽⁴⁾
Vanadium* ^(1,2,3)	TFT ⁽⁴⁾
Zink* ^(1,2,3,4)	Tributyltin ⁽⁴⁾
Naftaleen* ^(2,3,4)	Aldrin ⁽⁴⁾
Antraceen* ^(2,3,4)	Dieldrin ⁽⁴⁾
Fenantreen* ^(2,3,4)	Endrin ⁽⁴⁾
Fluorantheen* ^(2,3,4)	Trichloorbenzeen ⁽⁴⁾
Benzo[a]antraceen* ^(2,3,4)	Tetrachloorbenzeen ⁽⁴⁾
Chryseen* ^(2,3,4)	Pentachloorbenzeen ⁽⁴⁾
Benzo[k]fluorantheen* (2,3,4)	PCB (som) ⁽²⁾
Benzo[a]pyreen* ^(2,3,4)	Chloride ⁽³⁾
Benzo[ghi]peryleen* ^(2,3,4)	EOX ⁽³⁾

1 metalen waarop de bodemtypecorrectie wordt toegepast (Spijker, 2012);

2 stoffen die zijn opgenomen in het standaard stoffenpakket A. voor landbodem en waterbodem uit regionale wateren van het Besluit bodem kwaliteit (Bbk);

3 stoffen die zijn opgenomen in het standaard stoffenpakket NEN 5740.

4 stoffen waarvoor een maximale waarde bestaat;

Bijlage 2: Overzicht oorspronkelijke literatuur

Tabel B2.1 geeft per stof een overzicht van de oorspronkelijke toxiciteitstudies die zijn gebruikt om tot een voorstel voor de ecologische bodemnormen te komen. Hierbij is geprobeerd zo veel mogelijk terug te gaan naar de oorspronkelijke referentie. Tevens is aangegeven of de desbetreffende referentie de toxiciteitstudies heeft gestandaardiseerd of dat de oorspronkelijke bodem eigenschappen zijn gebruikt.

Tabel B2.1: Oorspronkelijke toxiciteitstudies per stof.

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
Arseen	Verbruggen et al. 2001. Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Crommentuijn et al. 1997a Gestand. data en niet gestand. data in tabellen. Chronische tox, op Pag 185 en microbiële processen en enzymactiviteit op pag 197	Denneman & Van Gestel, 1990. BKH, 1995. Tabatatai, 1977, Denneman & Van Gestel, 1990. BKH, 1995.	Deul & Swoboda, 1972.
Barium	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem. Acute, Chronische bod tox data Pag 168 en 176, Microbial/enzym pag 185			

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
Cadmium	Verbruggen et al. 2001. Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Crommentuijn et al. 1997 Gestand. data en niet gestand. data in tabellen. Chronische tox, op Pag 186 en microbiële processen en enzymactiviteit op pag 199.	Denneman & Van Gestel, 1990. BKH, 1995. Van Gestel et al. 1991. Spurgeon et al. 1994 Vonk et al. 1994. Van Wensem et al. 1992. Crommentuijn et al. 1993. Van Straalen et al. 1989 Liang & Tabatabai 1978, Denneman Van Gestel, 1990, Juma & Tabatabai, 1977, Doelman & Haanstra, 1989, BKH, 1995, Doelman & Haanstra, 1986	

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
Chroom (III)	Verbruggen et al. 2001 Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Crommentuijn et al. 1997 Gestand. data en niet gestand. data in tabellen. Chronische tox, op Pag 189 en microbiële processen en enzymactiviteit op pag 205.	Denneman & Van Gestel, 1990. Van Gestel et al. 1992, Haanstra & Doelman, 1991, Denneman & Van Gestel, 1990, Juma & Tabatabai, 1977, Doelman & Haanstra, 1989, Doelman & Haanstra, 1986	
Kobalt	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem. Chronische bod tox data Pag 171 en Microbial/enzym pag 180			

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
Koper	Verbruggen et al. 2001. Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Crommentuijn et al. 1997 Gestand. data en niet gestand. data in tabellen. Chronische tox, op Pag 191 en microbiële processen en enzymactiviteit op pag 207.	Denneman & Van Gestel, 1990. BKH, 1995. Van Gestel et al. 1991. Spurgeon et al. 1994 Van de Meent et al. 1990, BKH, 1995, Denneman & Van Gestel, 1990, Haanstra & Doelman, 1991, Juma & Tabatabai, 1977, Doelman & Haanstra, 1989, Doelman & Haanstra, 1986.	
Beryllium	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem. Chronische bod tox data Pag 170			
Lood	Verbruggen et al. 2001. Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Janus et al. 2001; Gestand. data en niet gestand. data in tabellen. Chronische tox, op Pag 46 en microbiële processen en enzymactiviteit op pag 41.		
Kwik (anorganisch)	Verbruggen et al. 2001 Gerekend met gestandaardiseerde bodem dta	*Slooff et al. 1995		

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
Molybdeen	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem. Microbial/enzym pag 183			
Nikkel	Verbruggen et al. 2001. Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Van de Meent et al. 1990 Niet gestand. data in tabellen Bijlage D Pag. 26 .		
Seleen	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem data. Chronische bod tox data Pag 173 Microbial/enzym pag 181			
Thallium	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem data. Acute bod tox data Pag 169			
Tin	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem data. Microbial/enzym pag 184			
Vanadium	Van Vlaardingen, 2005. Gerekend met data van niet gestandaardiseerde bodem. Acute en chronische bod tox data Pag 167 en 171, Microbial/enzym pag 179			

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
Zink	Verbruggen et al. 2001. Gerekend met gestandaardiseerde bodem data	Cleven, 1993; adapted Janus et al. 1996; Crommentuijn et al. 1997		
Naftaleen	Verbruggen, 2012 Gerekend met data van gestandaardiseerde bodem . Gestand. data en niet gestand. data in tabel opgenomen pag.142			
Antraceen	Verbruggen, 2012 Pag 222			
Fenantreen	Verbruggen, 2012 Pag.191			
Fluorantheen	Verbruggen, 2012 Pag 269			
Benzo[a]-antraceen	Verbruggen, 2012 Pag 295			
Chryseen	Verbruggen, 2012 Pag292			
Benzo[k]-fluorantheen	Verbruggen, 2012 Pag 300			
Benzo[a]pyreen	Verbruggen, 2012 Pag311			
Benzo[ghi]peryleen	Verbruggen, 2012 Pag 316			
Indeno-[1,2,3-cd]pyreen	Verbruggen, 2012 Pag320			
Minerale Olie	Verbruggen, 2004	Verbruggen et al. 2008		
PCB	Verbruggen et al. 2001.			
Drins	Verbruggen et al. 2001.	Van de Plassche et al. (1994)	Van de Meent et al. (1990)	

Stof	Eerste verwijzing	Tweede verwijzing	Derde verwijzing	Oorspronkelijke literatuur
DDT/DDE/DDD	Verbruggen et al. 2001.	Van de Plassche et al. (1994)		

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl