

RIVM rapport 711701016

BodemGebruiksWaarden
Methodiek en uitwerking

J.P.A. Lijzen, F.A. Swartjes, P. Otte en W.J. Willems

december 1999

Dit rapport is opgesteld in opdracht van het DGM/IPO/VNG Kernteam Afwegingsproces Saneringsdoelstelling. Het is onderdeel van het project Risico's in relatie tot bodemkwaliteit (project 711701) dat in opdracht van VROM/DGM, directie Bodem, wordt uitgevoerd als onderdeel van het MAP Milieu.

Abstract

Soil-use specific remediation objectives

In 1997 the Dutch Government decided to change the approach of the Soil Clean-up policy concerning soil contamination prior to 1987. One of the decisions was to change the multifunctional approach for soil clean-up objectives to objectives dependent on the current or future use of the soil, distinguishing between mobile and immobile soil contamination. The RIVM was asked to develop soil clean-up objectives for immobile soil contamination, with the goal of creating a situation in which the human and environmental risks are of an acceptable level.

In the ensuing investigation, four classes of soil use were distinguished: I. residential and recreational green areas; II. non-recreational green areas; III. built-up and paved areas; IV. agricultural and nature areas.

For each class of soil use requirements were formulated and soil quality criteria selected to meet the requirements as adequately as possible. Soil-use specific clean-up objectives (abbreviated in Dutch as BGW) were derived by choosing the lowest value of these quality criteria. These objectives are based on the human-toxicological quality criteria, general ecotoxicological quality criteria (for organisms, soil processes and plants) and quality criteria for other specific requirements (for agricultural functions).

For the classes I and II, BGWs have been derived for seven heavy metals, arsenic, poly-aromatic hydrocarbons (PAH), DDTs and drins. No BGWs have been derived for class III because in accordance with policy no soil use requirements have been formulated for this type of soil use. For the agricultural functions within class IV, quality criteria already applied in agricultural practice can be used. Revision of these quality criteria will lead to BGWs for agricultural and nature areas in the near future. For nature areas a location-specific risk assessment will be required, along with a tailored approach to soil remediation.

Voorwoord

Deze rapportage is opgesteld in het kader van het project Afwegingsproces saneringsdoelstelling, zoals dat begin 1998 is opgestart. Het project richtte zich zowel op mobiele als immobiele verontreinigingen. De studie ten behoeve van het deelproject gericht op immobiele verontreinigingen, is door het RIVM in twee fasen uitgevoerd. Fase 1 (februari t/m mei 1998) resulteerde in een discussiestuk, waarin op basis van de beschikbare kennis mogelijkheden aangegeven en suggesties aangedragen zijn om tot functiegerichte saneringsdoelstellingen te komen. Dit discussiestuk heeft een basis gevormd voor de discussies over de concrete invulling van functiegerichte saneringsdoelstellingen voor immobiele verontreinigingen. Fase 2 (januari t/m juni 1999) is uitgevoerd volgens de voorgestelde aanpak met daarin de beleidsmatige keuzes en voorkeuren van het "KernteamA" van dit project (bestaande uit vertegenwoordigers van DGM-Bodem, IPO en VNG) en de Regiegroep BEVER.

Deze rapportage (rapportnr. 711701016) beschrijft de methodiek en geeft een definitieve uitwerking (protocol) van de BodemGebruiksWaarden (BGW's) op basis van de beleidskeuzes, die door het KernteamA en de Regiegroep BEVER zijn gemaakt.

In rapportage nr. 711701009 is de inhoud van de notities uit fase 1 en fase 2 van het project opgenomen, welke een basis hebben gevormd voor discussies rond immobiele verontreinigingssituaties. In die rapportage worden de mogelijkheden voor een methodiek voor afleiding van de BGW's in meer detail beschreven en geëvalueerd en geeft het proces weer dat heeft geleid tot de huidige uitwerking van de BGW's.

Inhoud

SAMENVATTING.....	5
1 DOEL EN WERKWIJZE.....	7
1.1 Doel.....	7
1.2 Werkwijze	7
2 CLUSTERS VAN BODEMGEBRUIK.....	11
2.1 Clustering van bodemgebruiksvormen.....	11
2.2 Normaal en bijzonder bodemgebruik.....	11
3 METHODIEK VOOR AFLEIDEN BODEMGEBRUIKSWAARDEN (BGW'S)..	13
4 GEBRUIKSEISEN (STAP 1)	15
4.1 Inleiding.....	15
4.2 Gebruikseisen m.b.t. blootstelling van de mens	15
4.3 Gebruikseisen m.b.t. soorten en processen in/op de bodem.....	16
4.4 Andere gebruikseisen	17
5 BODEMKWALITEITSEISEN (STAP 2)	19
5.1 Humane bodemkwaliteitseisen	19
5.2 Ecologische bodemkwaliteitseisen.....	21
5.3 Bodemkwaliteitseisen voor overige gebruikseisen	23
6 BEPALING BODEMGEBRUIKSWAARDEN (BGW'S) (STAP 3)	25
7 OVERWEGINGEN EN MOGELIJKE ONTWIKKELINGEN.....	29
7.1 Clustering van de bodemgebruiksvormen.....	29
7.2 Keuze bodemkwaliteitseisen	29
7.3 BodemGebruiksWaarden	30
LITERATUUR.....	32
BIJLAGE 1 VERZENDLIJST	34
BIJLAGE 2 NORMEN EN RISICOGRENZEN BODEM.....	36
BIJLAGE 3 AFLEIDING BODEMGEBRUIKSWAARDEN (BGW)	37
BIJLAGE 4 SOMWAARDE VOOR PAK.....	40

3 Methodiek voor afleiden BodemGebruiksWaarden (BGW's)

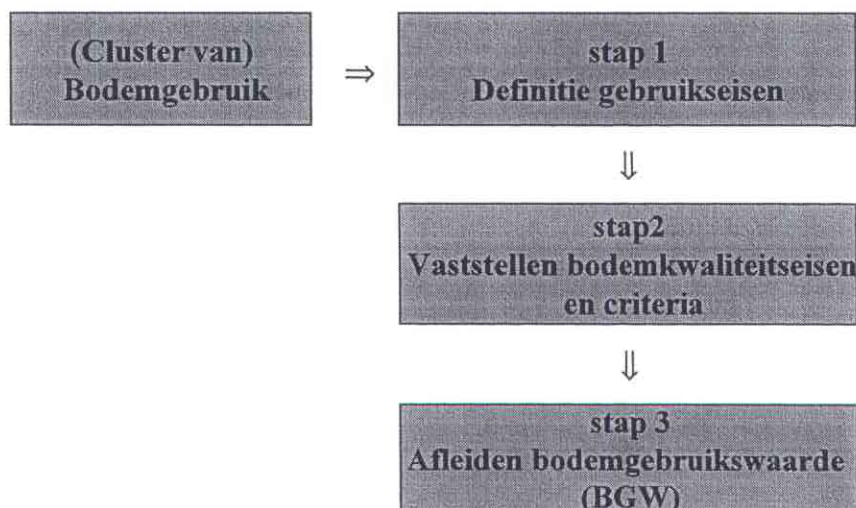
Om per cluster van bodemgebruiksvormen tot een BodemGebruiksWaarde (BGW) te komen, is een stappenbenadering gevolgd. De afleiding van de BGW's is schematisch in figuur 2 weergegeven. Deze methodiek wordt hier kort geschetst en uitgewerkt in hoofdstuk 4 t/m 6. Ten eerste moeten per cluster van bodemgebruiksvormen gebruikseisen gedefinieerd worden (stap 1). Daarbij is het van belang de doelen te formuleren die moeten worden nagestreefd per bodemgebruiksvorm (zie hoofdstuk 4). Dit kan worden gezien als een streefbeeld van wat bij een bepaalde vorm van bodemgebruik mogelijk moet zijn.

In de tweede stap zijn voor deze gebruikseisen bodemkwaliteitseisen vastgesteld. In hoofdstuk 5 is dit uitgewerkt en is aangegeven welke keuzes hiervoor zijn gemaakt.

Op basis van deze bodemkwaliteitseisen zijn per bodemgebruiksvorm

Bodemgebruikswaarden (BGW's) bepaald (stap 3). Dit is uitgewerkt in hoofdstuk 6 voor zware metalen, arseen, PAK, DDT's en drins.

De afgeleide BGW's worden uitgedrukt als totaalgehalten in een standaardbodem (met 25% lutum en 10% organische stof). Op deze waarden is de gangbare bodemtypecorrectie van toepassing op basis van het lutum- humusgehalte, zoals toegepast voor streef- en interventiewaarden (VROM, 1994). Met de pH-waarde in de bodem wordt vooralsnog geen rekening gehouden.



Figuur 2 Stappen om voor standaard bodemgebruik tot een BGW te komen

Bij de in deze rapportage beschreven uitwerking van de methodiek sluit geheel aan bij is de beleidsmatige keuzen gemaakt door het Kernteam en Regiegroep BEVER zoals ook beschreven in "Van Trechter naar Zeef" (IPO/VNG/DGM, 1999).

Met de beschreven methodiek zijn, op basis van gebruikseisen en daaraan verbonden bodemkwaliteitseisen, BodemGebruiksWaarden (BGW's) per cluster van bodemgebruiksvormen afgeleid. In de gepresenteerde methodiek is nadrukkelijk ruimte geboden voor beleidsmatige keuzen, met name wat betreft clustering van bodemgebruik,

Voor de bodemgebruiksvormen binnen cluster I en II zijn BGW's afgeleid voor zware metalen, arseen, PAK, DDT's en drins (zie tabel 7 in hoofdstuk 6). Voor cluster I zijn de LAC-sigitaalwaarden of humane risico's bepalend voor de BGW's; voor cluster II de ecologische risico's. De BGW's liggen tussen de streef- en interventiewaarden. Voor cluster III zijn geen BGW's afgeleid, omdat er beleidsmatig geen bodemgebruikseisen zijn gesteld aan deze vormen van bodemgebruik.

In de nabije toekomst zullen BGW's voor een aantal aanvullende stoffen worden afgeleid, en worden enige beleidsmatige en inhoudelijke aspecten geëvalueerd. Deze evaluatie kan aanleiding vormen de gepresenteerde methodiek aan te passen.

1 Doel en werkwijze

1.1 Doel

In het Kabinetsstandpunt over de Vernieuwing van het bodemsaneringsbeleid (VROM, 1997a) is tot een herziening van de saneringsaanpak besloten. Voor bodemverontreinigingen die van vóór 1987 dateren, wordt voor de bepaling van de saneringsdoelstelling de benadering “multifunctioneel tenzij” verlaten en kan worden gekozen voor een functiegerichte benadering, waarbij de te nemen saneringsmaatregelen worden afgestemd op het gewenste gebruik van de bodem (NMP3; VROM, 1998). De bodemsanering wordt in een maatschappelijk perspectief geplaatst teneinde stagnatie van maatschappelijke processen te voorkomen. Dit betekent dat bodems niet alleen uit milieu-overwegingen worden gesaneerd, maar ook vanuit de maatschappelijke wens om de bodem voor een ander gebruik te bestemmen. Een sanering zal minimaal moeten resulteren in een bodem die milieuhygiënisch veilig is en maatschappelijk inzetbaar is voor het beoogde gebruik.

In het Kabinetsstandpunt wordt onder meer het ontwikkelen van een nieuwe afwegingsmethodiek aangekondigd. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen mobiele verontreinigingen en immobiele verontreinigingen. Mobiele verontreinigingen moeten kosteneffectief verwijderd worden en het eventuele restant moet worden beheerst en gecontroleerd. Deze rapportage richt zich op functiegerichte saneringsdoelstellingen voor *immobiele* verontreinigingen. Het sluit daarmee aan op en bevat de informatie zoals is gebruikt in “Van Trechter naar Zeef” (IPO/VNG/DGM, 1999), welke het nieuwe afwegingsproces voor saneringsdoelstellingen beschrijft. De studie is uitgevoerd in opdracht van het KernteamA (met vertegenwoordigers van DGM, IPO en VNG; verder “Kernteam”)

Voor sanering van immobiele verontreinigingen geldt als doel dat tenminste ontoelaatbare blootstelling van mens en ecosysteem moet worden voorkomen bij het huidige of beoogde bodemgebruik. Hiervoor kan gedeeltelijke verwijdering van de verontreinigde grond (of van de verontreinigingen) en het aanbrengen van een leeflaag in de praktijk voldoende zijn. In het geval dat na sanering restverontreiniging achterblijft, zal het nodig zijn om tot een actief beheer van de bodem te komen.

Deze rapportage heeft tot doel inzicht te geven in:

- a. de methodiek om te komen tot BodemGebruiksWaarden (BGW's) voor immobiele verontreinigingen;
- b. de getalsmatige uitwerking van deze methodiek, mede op basis van beleidsmatige keuzes, zoals geformuleerd door het Kernteam en de Regiegroep BEVER.

Opgemerkt zij dat waterbodems buiten beschouwing blijven.

1.2 Werkwijze

Het RIVM heeft een methodiek voorgesteld en uitgewerkt om te komen tot een zodanige bodemkwaliteit dat uit oogpunt van risico's voor mens en ecosysteem acceptabel is. Hierbij is rekening gehouden met de aard van het bodemgebruik. Een dergelijke bodemkwaliteit is BodemGebruiksWaarde (BGW) genoemd. Aan de BGW's liggen keuzen met betrekking tot gebruikseisen en daarmee verband houdende bodemkwaliteitseisen ten grondslag, die bepalen welke functies de bodem nog moet kunnen vervullen.

Na een uitgebreide draagvlaktoetsing, waaronder zgn. Deskundigenoverleggen (DOV) met daarin potentiële gebruikers van de BGW, zijn door het Kernteam en de Regiegroep BEVER

beleidmatige keuzes gemaakt ten aanzien van clustering van bodemgebruiksvormen, keuze van gebruikseisen en toepassing van bodemkwaliteitseisen. De methodiek en getalsmatige uitwerking zijn in deze rapportage weergegeven.

De uitwerking van BodemGebruiksWaarden wordt in deze rapportage beschreven voor een beperkte groep stoffen: zware metalen, arseen, PAK, DDTs (DDT, DDE, DDD) en drins (aldrin, dieldrin, endrin). Uitwerking voor andere stoffen is mogelijk, maar wordt in een latere fase gedaan.

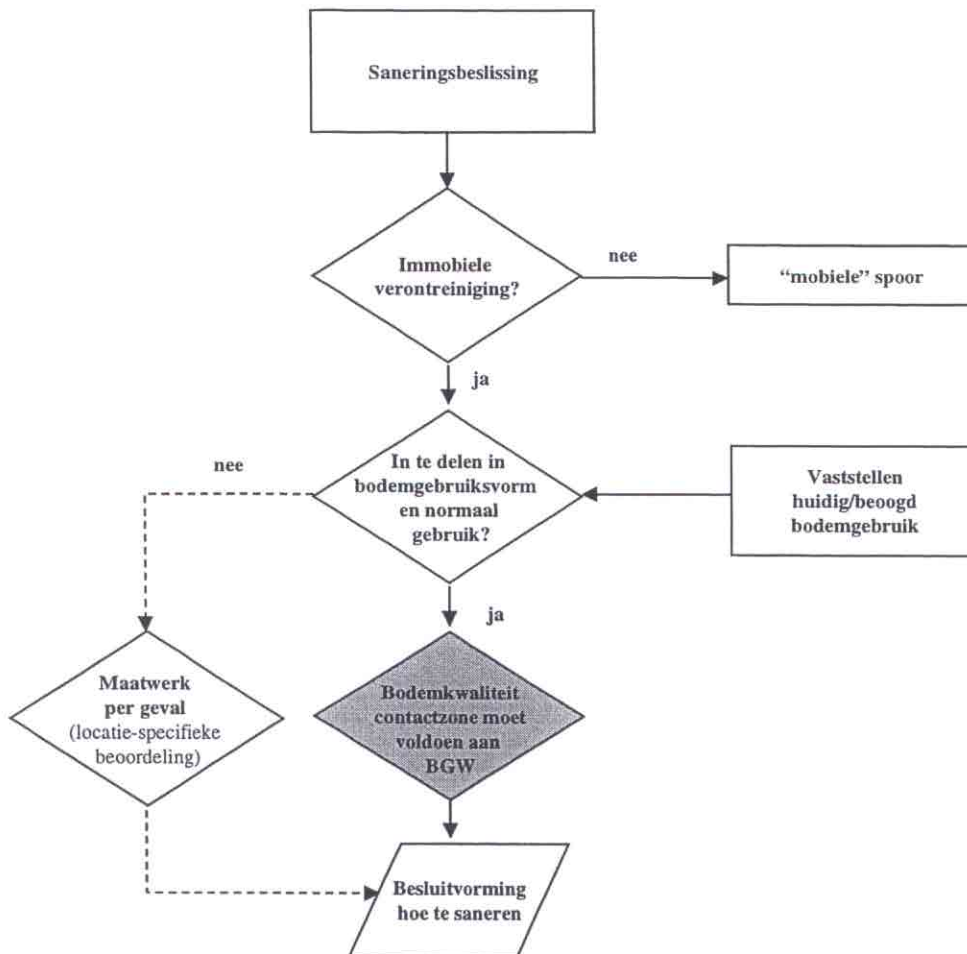
De positie van de BodemGebruiksWaarden bij het bepalen van het saneringsdoel is schematisch weergegeven in figuur 1. Deze rapportage concentreert zich op het gearceerde blok in het schema. Uitgangspunt is dat voor een bepaald geval een saneringsbeslissing genomen moet worden. Ten eerste moet nagegaan worden of het gaat om mobiele of immobiele verontreinigingssituatie. Voor de aanpak binnen het mobiele spoor wordt verwezen naar "Van Trechter Naar Zeef" (IPO/VNG/DGM, 1999).

Wanneer het gaat om immobiele verontreinigingen, moet nagegaan worden tot welke bodemgebruiksvorm het huidige of beoogde bodemgebruik van een locatie behoort en of het onder normaal bodemgebruik valt. In hoofdstuk 2 is hiertoe de indeling in 4 clusters van bodemgebruiksvormen beschreven en is aangegeven wat onder normaal bodemgebruik wordt verstaan.

Vervolgens wordt, mits het bodemgebruik past in de indeling van bodemgebruiksvormen en onder normaal bodemgebruik valt, de situatie beoordeeld door middel van de BGW, gekoppeld aan de dikte van de bodemlaag (contactzone) waarvoor deze moet gelden. De achtergronden en afleiding van de BGW zijn beschreven in de hoofdstukken 3 t/m 6.

Op basis van de BGW en dikte van de bodemlaag moet besloten worden op welke wijze de sanering uitgevoerd wordt. Deze BGW is afhankelijk van het bodemgebruik. Het is een bodemkwaliteit waarbij de risico's voor de mens en het ecosysteem acceptabel geacht worden en onbelemmerd functioneren moet waarborgen binnen het betreffende bodemgebruik.

Wanneer het bodemgebruik niet past in de indeling van bodemgebruiksvormen, er geen sprake is van normaal bodemgebruik of het om een complexe situatie gaat, kan moeilijk met een BGW worden gewerkt. In die gevallen is een locatiespecifieke beoordeling van de bodemverontreiniging en de saneringsdoelstelling mogelijk en in bepaalde gevallen gewenst (maatwerk per geval). Hierbij valt bijvoorbeeld te denken aan vluchtige verbindingen in of onder de leeflaag en saneringsdoelstellingen voor natuurgebieden. In "Van Trechter naar Zeef" (IPO/VNG/DGM, 1999) is in globale termen aangegeven wanneer dit het geval is.



Figuur 1. Schematisch overzicht van de werkwijze voor bepaling saneringseinddoel

2 Clusters van bodemgebruik

2.1 Clustering van bodemgebruiksvormen

Door het Kernteam is gekozen voor een indeling in 4 clusters van bodemgebruiksvormen (zie tabel 1). Criteria die hierbij een rol hebben gespeeld, zijn:

- verschillen in blootstelling van de mens;
- verschillen in acceptabel risico voor ecosystemen;
- toepasbaarheid in de praktijk (incl. handhaafbaarheid).

Belangrijke overwegingen voor deze indeling waren:

- beperkt aantal clusters van bodemgebruiksvormen ten behoeve van de overzichtelijkheid;
- gescheiden houden van woonfuncties en agrarische- en natuurfuncties;
- bij elkaar houden van woonfuncties en actief openbaar groen (recreatie- en speelplaatsen), omdat deze vaak in de nabijheid van elkaar voorkomen en daardoor zonder veel problemen bestemmingswijzigingen mogelijk zijn;
- alle verharding (zowel gesloten als doorlatende) en bebouwing van enige omvang bij elkaar houden, omdat in al deze gevallen het directe contact met de bodem afwezig (of zeer beperkt) is.

Als basis voor deze indeling hebben standaardgebruikscategorieën in de Circulaire Saneringsregeling Wet bodembescherming (VROM, 1997b) gediend en indelingen die in andere kaders zijn gebruikt (Roeloffzen, 1997; Werkgroep ABL, 1997).

Tabel 1 vermeldt tevens de richtwaarde voor de dikte van de leeflaag (of contactzone) zoals deze in “Van Trechter naar Zeef” is opgenomen. De richtwaarden gelden in combinatie met de BodemGebruiksWaarden, waarvan de afleiding in de volgende hoofdstukken wordt toegelicht.

Tabel 1 Clustering bodemgebruiksvormen, aard van het oppervlak, richtlijn voor dikte leeflaag (volgens: IPO/VNG/DGM, 1999)

Cluster	Bodemgebruiksvormen	Aard van het oppervlak	Richtlijn voor dikte leeflaag (cm)
I	Wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen (tuinen, moestuinen, recreatiegebieden, speelplaatsen, intensief gebruikt openbaar groen)	onverhard, bebouwd variabel	50 - 100 - 150
II	Extensief gebruikt (openbaar) groen (wegbermen, groenstroken op bedrijfs- en industrieterreinen, braakliggend terrein)	onverhard, niet bebouwd	50 - 100 - 150
III	Bebouwing en verharding (binnen alle functies; smalle stroken klinkers en tegels zijn uitgesloten)	verhard en/of bebouwd	0
IV	Landbouw en natuur (alle agrarische functies, Natuurgebieden)	onverhard, niet bebouwd	geen richtwaarde; maatwerk per geval

2.2 Normaal en bijzonder bodemgebruik

Binnen een bodemgebruiksvorm zijn verschillende wijzen van bodemgebruik mogelijk. In de Circulaire Saneringsregeling Wet bodembescherming (VROM, 1997b) wordt bij de indeling in *standaard gebruikscategorieën* rekening gehouden met normaal en bijzonder gebruik van de bodem.

Normaal gebruik is bodemgebruik dat te allen tijde mogelijk moet zijn. Daarnaast wordt aangegeven dat in bepaalde situaties ook bijzonder gebruik mogelijk moet zijn, c.q. dat hiermee rekening moet worden gehouden. Dat houdt in dat bij sanering van bodemverontreiniging bijzonder gebruik van de bodem tot extra kosten/inspanningen kan leiden, die ten laste komen van de belanghebbende. Tabel 2 geeft een voorbeeld voor de gebruikscategorie tuin.

Tabel 2 Voorbeeld van normaal en bijzonder bodemgebruik voor een tuin

normaal gebruik	bijzonder gebruik
<i>spelen van kinderen grondbewerkingen tot 1 m –mv telen van gewassen (moestuin < 10% van voedselpakket) houden van huisdieren</i>	<i>graafwerkzaamheden > 1 m –mv volkstuin (> 10% van voedselpakket) eigen watervoorziening houden van landbouwhuisdieren (kippen, schapen etc.) afvoer van grond</i>

Bij de uitwerking voor clusters van bodemgebruik is uitgegaan van normaal gebruik van de bodem. De hierbij behorende belangrijkste aspecten staan in tabel 3. In principe is het normaal bodemgebruik, zoals weergegeven in tabel 3, gelijk aan de indeling van de Circulaire Bodemsanering (VROM, 1997b). Op onderdelen wijkt het echter af. Dit is het gevolg van de toegepaste clustering.

Voor situaties die niet binnen de clustering passen, situaties met bijzonder gebruik, het stellen van aanvullende gebruikseisen of specifieke bodemomstandigheden (bijv. grote complexe gevallen, specifieke vormen van bodemgebruik, locaties met vluchtige verbindingen of lage pH), is een locatiespecifieke risicobeoordeling gewenst en kan locatiespecifiek een saneringsdoelstelling worden bepaald (zgn. maatwerk per geval). Maatwerk is ook gewenst voor agrarische en natuur functies die behoren tot cluster IV. Met name voor natuur is afleiding van alleen een BGW onvoldoende als saneringsdoelstelling. Op maatwerk wordt in deze rapportage niet ingegaan. In algemene zin wordt hier in “Van Trechter naar Zeef” op ingegaan.

Tabel 3 Belangrijkste aspecten van normaal bodemgebruik per cluster van bodemgebruik

Cluster	Bodemgebruiksvorm	Belangrijkste aspecten bij normaal bodemgebruik
I	wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen (wonen met moestuin wonen met tuin, recreatie, speelplaatsen)	graven en grondbewerken tot 1 m; telen van gewassen tot 50% van voedselpakket telen van productiegewassen (incl. veevoeder)
II	extensief gebruikt (openbaar) groen (wegbermen, groenstroken, braakliggend terrein)	graven en grondbewerken tot 1 m; groeien van siergewassen
III	bebouwing en verharding (binnen alle functies)	alleen draagfunctie van de bodem
IV	landbouw en natuur (agrarische functies, natuurgebieden)	eisen voortvloeiend uit ecologische functie en beheer; graven en grondbewerken tot 1m; telen van productiegewassen, incl. veevoeder; grazen van vee

3 Methodiek voor afleiden BodemGebruiksWaarden (BGW's)

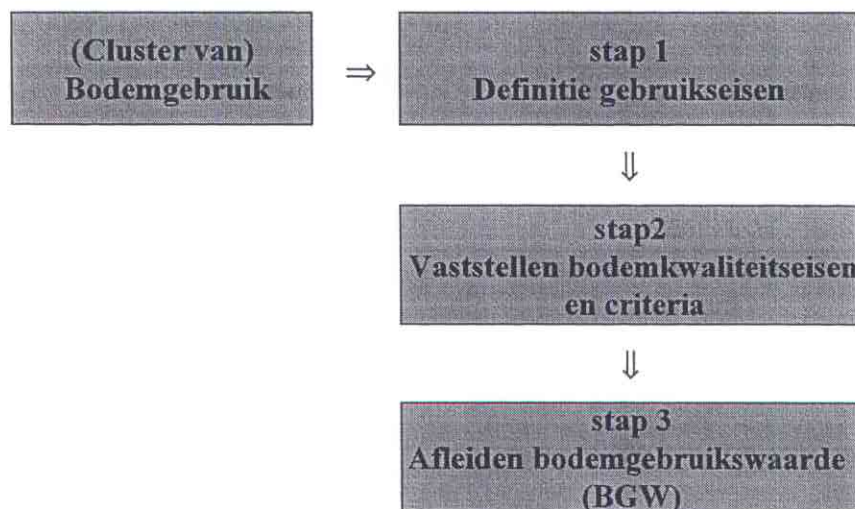
Om per cluster van bodemgebruiksvormen tot een BodemGebruiksWaarde (BGW) te komen, is een stappenbenadering gevolgd. De afleiding van de BGW's is schematisch in figuur 2 weergegeven. Deze methodiek wordt hier kort geschetst en uitgewerkt in hoofdstuk 4 t/m 6. Ten eerste moeten per cluster van bodemgebruiksvormen gebruikseisen gedefinieerd worden (stap 1). Daarbij is het van belang de doelen te formuleren die moeten worden nagestreefd per bodemgebruiksvorm (zie hoofdstuk 4). Dit kan worden gezien als een streefbeeld van wat bij een bepaalde vorm van bodemgebruik mogelijk moet zijn.

In de tweede stap zijn voor deze gebruikseisen bodemkwaliteitseisen vastgesteld. In hoofdstuk 5 is dit uitgewerkt en is aangegeven welke keuzes hiervoor zijn gemaakt.

Op basis van deze bodemkwaliteitseisen zijn per bodemgebruiksvorm

Bodemgebruikswaarden (BGW's) bepaald (stap 3). Dit is uitgewerkt in hoofdstuk 6 voor zware metalen, arseen, PAK, DDT's en drins.

De afgeleide BGW's worden uitgedrukt als totaalgehalten in een standaardbodem (met 25% lutum en 10% organische stof). Op deze waarden is de gangbare bodemtypecorrectie van toepassing op basis van het lutum- humusgehalte, zoals toegepast voor streef- en interventiewaarden (VROM, 1994). Met de pH-waarde in de bodem wordt vooralsnog geen rekening gehouden.



Figuur 2 Stappen om voor standaard bodemgebruik tot een BGW te komen

Bij de in deze rapportage beschreven uitwerking van de methodiek sluit geheel aan bij is de beleidsmatige keuzen gemaakt door het Kernteam en Regiegroep BEVER zoals ook beschreven in "Van Trechter naar Zeef" (IPO/VNG/DGM, 1999).

Met de beschreven methodiek zijn, op basis van gebruikseisen en daaraan verbonden bodemkwaliteitseisen, BodemGebruiksWaarden (BGW's) per cluster van bodemgebruiksvormen afgeleid. In de gepresenteerde methodiek is nadrukkelijk ruimte geboden voor beleidsmatige keuzen, met name wat betreft clustering van bodemgebruik,

gebruikseisen die per bodemgebruik gesteld worden en beschermingsdoelen die nagestreefd worden. Zodoende heeft het RIVM, op basis van beleidsmatige keuzen van het Kernteam en de Regiegroep BEVER met betrekking tot de te hanteren kwaliteitseisen, volgens de methodiek in deze rapportage Bodemgebruikswaarden afgeleid (BGW). Randvoorwaarde bij de keuze van bodemkwaliteitseisen was dat het, gezien de beperkte tijd, om beschikbare methodieken voor risicobeoordeling moet gaan.

Voor het vervolg is, zowel vanuit het Kernteam en de Regiegroep als vanuit het RIVM, de wens uitgesproken in ruimere mate inhoudelijk te discussiëren over de doelen die bij verschillende bodemgebruiksvormen nagestreefd zouden moeten worden en de bodemkwaliteitseisen die daar het beste bij passen of eventueel nog uitgewerkt dienen te worden om aan bepaalde doelstellingen invulling te geven.

Wanneer inzichten over gebruikseisen wijzigen of wanneer nieuwe methoden ter beoordeling van blootstelling en effecten beschikbaar komen, kunnen deze binnen de gepresenteerde methodiek worden gebruikt. Verder ontwikkeling en onderzoek van bodemkwaliteitseisen is wenselijk om deze eerste invulling op termijn te kunnen versterken.

4 Gebruikseisen (stap 1)

4.1 Inleiding

De eisen per bodemgebruiksvorm (gebruikseisen) zijn gebaseerd op “normaal” gebruik (zie § 2.2). De volgende clusters van bodemgebruik zijn ten behoeve van een standaard aanpak onderscheiden (zie § 2.1):

- I. wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen;
- II. extensief gebruikt (openbaar) groen;
- III. bebouwing en verharding;
- IV. landbouw en natuur.

Alleen voor cluster I en II worden BGW's afgeleid. Dit hoofdstuk richt zich daarom primair op deze bodemgebruiksvormen. Voor cluster III is besloten geen BGW's te bepalen, omdat de blootstelling van de mens verwaarloosbaar wordt geacht en de ecologische risico's voor deze vorm van bodemgebruik beleidsmatig minder relevant worden gevonden. Beperkt contact van de mens met de grond en ecologische effecten kunnen echter niet worden uitgesloten. Voor cluster IV (*landbouw en natuur*) is gekozen voor maatwerk per geval en is (nog) geen BGW bepaald. Voor de agrarische bodemgebruiksvormen binnen dit cluster zullen, na de evaluatie van de LAC-sigitaalwaarden, deze waarden een belangrijke functie krijgen. Dit neemt niet weg dat de genoemde gebruikseisen ook op dit cluster van toepassing kunnen zijn.

In dit hoofdstuk is aangegeven welke gebruikseisen gesteld worden aan de verschillende bodemgebruiksvormen. Daarmee wordt een streefbeeld geschetst waaraan voldaan moet kunnen worden. Hoewel de gebruikseisen primair voorkomen uit het gangbare gebruik van de bodem, is het uiteindelijk een beleidsmatige beslissing welke gebruikseisen per bodemgebruiksvorm worden gesteld. De visie, die in deze gebruikseisen tot uiting komt, is nog niet op alle aspecten uitgekristalliseerd, maar biedt voldoende basis voor het vaststellen van bodemkwaliteitseisen die hieraan invulling geven.

Er zijn drie typen gebruikseisen onderscheiden, welke achtereenvolgens in § 4.2 t/m 4.4 worden toegelicht. In tabel 4 is een samenvattend overzicht gegeven van de gebruikseisen die aan de clusters van bodemgebruiksvormen worden gesteld.

4.2 Gebruikseisen m.b.t. blootstelling van de mens

Aan cluster I worden de strengste humane gebruikseisen gesteld. Zowel consumptie van gewassen van eigen grond als contact met grond (ingestie grond en dermaal contact) mag geen onacceptabele risico's opleveren. Het gaat in feite om de gebruikseisen voor wonen met een moestuin, waarbij een groot deel van de gewassen van eigen grond gegeten moeten kunnen worden (100% van de bladgewassen en 50% van de knolgewassen).

Voor cluster II is de gebruikseis dat contact met de grond niet tot risico's mag leiden. Voor deze bodemgebruiksvorm wordt een beperkte ingestie van grond (20% van ingestie bij cluster I) en dermaal contact met grond verondersteld. Teelt van voedingsgewassen wordt niet verondersteld.

Bij bebouwing en verharding (cluster III) is gekozen om geen gebruikseisen te stellen, gezien de redenen genoemd in § 4.1.

Wanneer het gaat om relatief immobiele (en weinig vluchtige) stoffen is inhalatieve opname van verontreiniging via damp verwaarloosbaar (van den Berg, 1995). Wanneer vluchtige verontreinigingen in de bovengrond of ondergrond beoordeeld moeten worden, zal een actuele risicobeoordeling van de blootstelling via vervluchtiging (voor cluster I en III) uitgevoerd moeten worden. Dit is "maatwerk per geval" of een "integrale benadering" (van boven- en ondergrond) (IPO/VNG/DGM, 1999). Dit is ook de reden dat voor vluchtige (mobiele) verontreinigingen geen BGW's kunnen worden afgeleid.

Wanneer als aanvullende gebruikseis gesteld wordt dat er dieper in de grond gegraven moet kunnen worden dan 1,0 m (bijvoorbeeld ter bescherming van mensen die beroepsmatig geregeld in de bodem graven), dan is een aparte beoordeling van de humane blootstelling noodzakelijk. Dit wordt als een vorm van bijzonder bodemgebruik gezien, waarvoor aanvullende gebruikseisen gelden. Deze gebruikseis zou gesteld kunnen worden aan bepaald verhard oppervlak of bij aanwezigheid van leidingen.

4.3 Gebruikseisen m.b.t. soorten en processen in/op de bodem

Bodemorganismen en processen

Eisen aan het ecologisch functioneren kunnen aan alle typen van bodemgebruik gesteld worden, aangezien het handhaven van stofkringlopen onder alle omstandigheden en vormen van bodemgebruik wenselijk is. Zowel bodemorganismen, andere dieren, (microbiologische) processen als planten vervullen hier een rol in. Alleen het niveau waarop het functioneren gewaarborgd moet worden, kan verschillen. De hoogste eisen worden gesteld aan het bodemgebruik binnen cluster I (*wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen*). Voor bodemgebruik binnen cluster II (*extensief gebruikt (openbaar) groen*) kunnen de eisen mogelijk iets minder hoog worden gesteld, wanneer het ecologisch functioneren binnen dit bodemgebruik van minder groot belang wordt gevonden. Dit staat beleidsmatig echter nog ter discussie.

Voor cluster III (*bebouwing en verharding*) blijven deze gebruikseisen buiten beschouwing. De consequentie is dat bij dit bodemgebruik voor microbiële processen een zeker basisniveau voor handhaving van het zelfreinigend vermogen van de bodem niet is gewaarborgd.

Planten

Bodemgebruik met groen impliceert de aanwezigheid van vegetatie. Hiervoor is het gewenst dat bij planten die daar normaal gesproken voorkomen, geen toxische effecten optreden (geen fytotoxiciteit). Voor cluster I (*wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen*) kan dit gelden voor siergewassen, productiegewassen, grassen en inheemse flora. Bij bodemgebruik binnen cluster II (*extensief gebruikt (openbaar) groen*) gaat het in veel gevallen om minder gevoelige planten, zodat eventueel minder strenge eisen m.b.t. fytotoxiciteit kunnen worden gesteld. Dit staat beleidsmatig nog ter discussie. Plantengroei kan overigens ook zinvol zijn ter voorkoming van verstuiwing/verwaaiing van verontreinigingen. Voor *cluster III (bebouwing en verharding)* blijft deze gebruikseis voor plantengroei buiten beschouwing. Hoewel planten hier apart worden genoemd, moet benadrukt worden dat effecten op planten, bodemorganismen en processen niet los van elkaar kunnen worden gezien.

Doorvergiftiging

Naast het voorkomen van directe ecologische effecten, wordt het voor cluster I, II en IV belangrijk gevonden dat ook de risico's op doorvergiftiging naar hogere organismen worden voorkomen.

4.4 Andere gebruikseisen

Naast humane en ecologische gebruikseisen zijn nog drie gebruikseisen gedefinieerd, welke beleidsmatig van belang worden gevonden. Dit zijn:

- A. hergebruik van groenafval zonder overschrijding van regelgeving, zoals het Besluit kwaliteit en gebruik Overige Organische Meststoffen (BOOM);
- B. gebruik van gewassen voor veevoeder en het voldoen aan normen voor landbouwproducten (Warenwet);
- C. geen verspreiding/uitloging van verontreiniging.

ad A. Aan zowel cluster I als II wordt de eis gesteld dat bij verwerken van groenafval van (verontreinigde) grond de normen voor (schone) compost niet overschreden worden en zodoende dat het toepassen van deze gft-compost niet tot verhoogde gehalten in de bodem kan leiden. Ook de aanrijking van de bovengrond met verontreinigingen door bladafval is ongewenst.

ad B. Voor cluster I is het beleidsmatig gewenst dat aan particuliere tuinen tenminste dezelfde eisen gesteld worden als aan landbouwgronden en ook in particuliere tuinen commercieel verhandelbare gewassen geteeld kunnen worden (waarop de Warenwet van toepassing is). Vanuit landbouwkundig oogpunt moet de bodem geschikt zijn voor:

- de teelt van consumptiegewassen (met het oog op de kwaliteitsnormen vanuit de Warenwet);
- de teelt van veevoedergewassen of begrazing door vee (met het oog op gezondheid van het vee en kwaliteit van vlees en melk).

Voor dit doel bestaan voor landbouwgronden de zgn. LAC-sigitaalwaarden voor de bodem (m.b.t. metalen en een aantal organische stoffen) (LNV, 1991). Deze LAC-sigitaalwaarden hebben tot doel om aan te geven dat, wanneer de bodemkwaliteit dit niveau overschrijdt, nader onderzoek wenselijk is. De LAC-sigitaalwaarden zijn op een andere procedure gebaseerd dan de in het kader van de Wbb afgeleide risicogrenzen, waardoor er geen directe relatie is met de streef- en interventiewaarden. In het algemeen liggen de LAC-sigitaalwaarden tussen streefwaarden en interventiewaarden. De LAC-sigitaalwaarden worden momenteel herzien, waarbij wordt gestreefd naar afstemming met de methodiek die ten grondslag ligt aan streef- en interventiewaarden. Deze herziene waarden moeten de basis vormen voor de minimale bodemkwaliteitseisen binnen cluster IV.

ad C. Een derde eis die voor alle bodemgebruiksvormen beleidsmatig van belang wordt gevonden, is dat verspreiding (uitloging en verstuiving) van verontreiniging, ook op de lange termijn, beperkt moet zijn. Het is ongewenst dat ook relatief immobiele verontreinigingen zich gaan verplaatsen en (uiteindelijk) in het grondwater terecht kunnen komen. Momenteel is hier geen invulling aan gegeven bij het afleiden van de BGW. Mogelijk wordt in de toekomst hier nog invulling aan gegeven.

Andere eisen die kunnen worden gesteld, maar niet in methodiek zijn betrokken, betreffen:

- Geen overschrijding van gehalten voor gevaarlijk afval. In het Besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (BAGA uit de Wet Milieubeheer) zijn concentratie-grenswaarden genoemd, waarboven afvalstoffen als gevaarlijk afval worden aangemerkt (Milieuvoorschriften, 1997). Afstemming met deze waarden is van minder belang, gezien de beperkte toxicologische basis van deze getallen.
- Geen overschrijding van de eisen zoals gesteld in het Bouwstoffenbesluit (Wbb) ten aanzien van de kwaliteit van grond ten behoeve van hergebruik van grond. De

samenstellingseisen (gebaseerd op de streefwaarde en interventiewaarde) leveren geen nieuwe risicogrenzen; de uitlogingseisen (voor metalen) zijn in principe reeds van toepassing voor leeflagen die aangebracht worden met hergebruiksgrond van andere locaties. Mogelijk kunnen elementen uit het Bouwstoffenbesluit in de toekomst gebruikt worden voor uitlogingseisen aan leeflagen in het algemeen.

- Geen overschrijding van acute toxiciteit voor de mens. Als eis kan gesteld worden dat verontreinigingen, naast chronische toxiciteit, niet tot acute toxiciteit mogen leiden, wanneer kortstondig een hogere blootstelling van de mens plaatsvindt. Dit is momenteel wetenschappelijk moeilijk te kwantificeren.

Tabel 4 Beleidsmatig gestelde gebruikseisen voor de bodem per cluster van bodemgebruik (stap 1)

Gebruikseisen bij normaal gebruik	Cluster van bodemgebruiksvormen ¹			
	I	II	III	IV ²
Mens				
• gewasconsumptie uit eigen tuin (100% bladgewassen, 50% knolgewassen) mogelijk	+			
• verblijf en graven (<1.0 m), waarbij ingestie/ inhalatie gronddeeltjes en dermale opname acceptabel blijven	+	+	geen	n.v.t. ²
• verblijf in gebouw waarbij inhalatie dampen acceptabel	+ ³		+ ³	
Ecosysteem				
• aanwezigheid van bodemorganismen	+	+		
• functioneren van (microbiële) processen	+	+		
• geen doorvergiftiging naar hogere organismen	+		geen	n.v.t. ²
• geen groeibemmering van siergewassen, productie-gewassen, grassen en inheemse flora (geen fytoxiciteit)	+			
• onbelemmerd voorkomen van groenbeplantingssoorten en grassoorten, houtachtige dwergstruiken, bomen		+		
Overig				
• hergebruik groenafval mogelijk	+	+		
• geen toxiciteit voor landbouwhuisdieren (LAC)	+		geen	n.v.t. ²
• voldoen aan normen landbouwproductie (LAC-Warenwet)	+			
• geen uitloging van verontreiniging	+	+	+	

+ = beleidsmatig relevant geachte gebruikseis;

1. I= wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen;

II= extensief gebruikt (openbaar) groen;

III= bebouwing en verharding;

IV= landbouw en natuur.

2. voor landbouw en natuur is gekozen voor maatwerk; eventuele keuzes worden over de gebruikseisen worden gemaakt bij de evaluatie van de LAC-sigitaalwaarden (IKC-Landbouw, in voorbereiding)

3. gebruikseis wordt gesteld, maar komt niet tot uitdrukking in af te leiden BGW; locatiespecifieke beoordeling is noodzakelijk

5 Bodemkwaliteitseisen (stap 2)

In stap 1 zijn gebruikseisen gedefinieerd (zie hoofdstuk 4). In stap 2 worden de bodemkwaliteitseisen bepaald welke een zo goed mogelijke invulling geven aan de gestelde gebruikseisen. Randvoorwaarde hierbij is geweest dat alleen bestaande methodieken (voor risicobeoordeling) gebruikt konden worden, aangezien er geen tijd was voor de ontwikkeling en acceptatie van nieuwe methoden. Onderscheiden worden:

- humane bodemkwaliteitseisen;
- ecologische bodemkwaliteitseisen (voor bodemorganismen, planten en processen);
- overige bodemkwaliteitseisen.

5.1 Humane bodemkwaliteitseisen

Met onderstaande humane risicogrenzen zijn voor de afleiding van de BGW, met behulp van verschillende blootstellingsscenario's en het blootstellingsmodel CSOIL (versie 8.0; van den Berg, 1995), humane bodemkwaliteitseisen afgeleid. Deze werkwijze is analoog aan de bepaling van het actuele humaantoxicologische risico uit de urgentiesystematiek.

Humaan risico-niveau niet-carcinogene stoffen

De humane bodemkwaliteitseisen zijn voor niet-carcinogene stoffen gebaseerd op de vaak gehanteerde risicogrens voor de mens: het MTR-humaan (Maximaal Toelaatbaar Risico). In de beleidsnotitie Omgaan met Risico's (VROM, 1988) werd het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) op 1/100 van het maximaal toelaatbaar risico (MTR) gesteld. Pieters en Könemann (1997) geven een evaluatie van de gehanteerde bandbreedte tussen het MTR-humaan en het VR-humaan. Voor drempelwaarde stoffen is de bodemkwaliteit op VR-niveau het bodemgehalte waarbij de potentiële blootstelling gelijk is aan 1% van het MTR-humaan. Voor drempelwaarde stoffen kan echter worden geconcludeerd dat de toxicologische betekenis van het VR-humaan gezien de afleiding onduidelijk is.

Ter bepaling van de saneringsdoelstelling is daarom het MTR-humaan als vertrekpunt genomen. Het MTR-humaan is voor een individuele stof een schatting van het niveau waarvan met zekerheid gezegd kan worden dat het veilig is voor de mens bij levenslange blootstelling. Het element zekerheid in deze omschrijving impliceert dat het een conservatieve schatting is: de toegepaste extrapolatiestappen leiden ertoe dat het resultaat een zo goed mogelijke schatting is van het maximaal toelaatbaar risico. Gezien deze definitie is het MTR-humaan te interpreteren als een veilige grens voor de toelaatbare blootstelling en is het gebruik van een strengere risicogrens (bijv. VR-humaan) of een veiligheidsfactor niet direct voor de hand liggend, tenzij hiermee rekening gehouden wordt met gecombineerde blootstelling aan verschillende stoffen.

Humaan risico-niveau carcinogene stoffen

Voor potentieel carcinogene stoffen (niet-drempelwaarde stoffen, waaronder PAK) is beleidsmatig gekozen voor het VR-humaan (Verwaarloosbaar Risico); een risico-niveau met een hogere bescherming, met een extra kans op een tumor van 10^{-6} bij levenslange blootstelling (in plaats van MTR-niveau van 10^{-4} , zoals momenteel gebruikt bij de afleiding van interventiewaarden; zie ook bijlage 4). Door het hanteren van het VR voor carcinogene stoffen, is het niet meer nodig expliciet rekening te houden met achtergrondblootstelling of gecombineerde blootstelling.

Achtergrondblootstelling

Bij de keuze voor het wel of niet beschouwen van achtergrondblootstelling (basisinname) dient rekening te worden gehouden met de volgende aspecten (Swartjes et al., 1997):

- doel van de risicobeoordeling (opties: i. beoordeling van de humane blootstelling ten gevolge van bodemverontreiniging (uitgangspunt bodembeleid); ii. beoordeling van humane blootstelling als geheel (medisch uitgangspunt);
- afstemming met andere kaders;
- locatiespecifieke aspecten.

Beleidsmatig is besloten bij de afleiding van een BGW rekening te houden met (achtergrond)blootstelling uit andere bronnen dan bodemverontreiniging (m.n. voeding, drinkwater en lucht), waardoor slechts een deel van de MTR-humaan beschikbaar is voor blootstelling vanuit bodem. Dit kan aangeduid worden als generieke achtergrondblootstelling. Uit gegevens over de geschatte achtergrondblootstelling voor enkele stoffen (cadmium, lood, zink, PAK, arseen, koper en kwik), gebaseerd op diverse studies naar de inname van contaminanten en sporenelementen via voeding, drinkwater, lucht (en roken), ligt de geschatte achtergrondblootstelling voor verschillende stoffen tussen 3 en 46 % van het MTR-humaan (Werkgroep ABL, 1998; Vermeire, 1991). Bockting et al. (1994) wijzen op de beperkingen van deze waarden voor bodemgebruik-specifieke toepassing.

Besloten is om met achtergrondblootstelling rekening te houden is en dus een strenger criterium te hanteren door een generieke correctiefactor F toe te passen, waarvoor geldt: *toelaatbare blootstelling* = *MTR-humaan* / F . Als voorlopige waarde is gekozen voor $F=2$. Een beleidsmatige overweging voor het gebruik van een correctiefactor is dat men bij de sanering van een verontreinigde locatie een nieuwe situatie creëert. Deze nieuwe situatie moet een gevoel van veiligheid en zekerheid garanderen voor de gebruikers. Bovendien moet de eindsituatie duurzaam zijn, zodat ook in de (verre) toekomst de locatie zonder beperkingen kan worden gebruikt binnen het betreffende bodemgebruik.

Vanuit inhoudelijke overwegingen kan een correctiefactor worden toegepast om rekening te houden met de achtergrondblootstelling of gecombineerde blootstelling aan meerdere stoffen. De waarde $F=2$ is mede gebaseerd op data voor een aantal stoffen en behoeft in de toekomst nadere aandacht. Bij voorkeur zou deze factor stofspecifiek bepaald moeten worden, maar dergelijke waarden zijn op korte termijn niet voor een groot aantal stoffen te leveren. Voor carcinogene stoffen, waarvoor het VR-niveau wordt gehanteerd, is dit niet van toepassing.

Gecombineerde blootstelling

Het is gewenst ook rekening te houden met gecombineerde blootstelling. Momenteel is dit alleen gedaan door voor een aantal stofgroepen een somwaarde af te leiden, namelijk voor PAK, DDTs en drins. Met name bij stoffen die op een zelfde doelorgaan (bijv. lever of nieren) inwerken, is in geval van gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen sprake van een cumulatieve belasting, die in grotere of minder grote effecten kan resulteren dan zou volgen uit lineaire additie van de afzonderlijke effecten. Het kwantificeren van deze gecombineerde blootstelling betreft, vanuit toxicologisch oogpunt, echter een afweging die in feite alleen van geval tot geval gemaakt kan worden en moeilijk in een algemeen geldig toetsingskader geïmplementeerd kan worden (Swartjes et al., 1997). Voor cumulatieve effecten van meerdere PAK's is beoordeling op basis van B(a)P toxiciteitsequivalenten (Vermeire, 1993), zoals toegepast door TCB (1995) bij de advisering voor de saneringswijze van mijnterreinen, uitgewerkt (zie bijlage 4).

Biobeschikbaarheid in het lichaam

Hoewel de relatieve orale biobeschikbaarheid in het lichaam van stoffen in grond, ten opzichte van voeding, voor veel stoffen mogelijk kleiner is dan 100%, is het momenteel nog

niet mogelijk hiermee rekening te houden. Tot nog toe is in de risicobeoordeling van bodemverontreiniging uitgegaan van een relatieve biobeschikbaarheid van contaminanten in het lichaam van 100%. Dit betekent dat verondersteld is dat de verhouding tussen inname (de hoeveelheid die het lichaam binnenkomt) en opname (de hoeveelheid die het targetorgaan belast) gelijk is verondersteld aan deze verhouding bij de kritische humane blootstelling (MTR- of VR-humaan). De biobeschikbaarheid van de contaminanten in het lichaam, geldend voor het MTR-humaan (meestal die van voeding), moet dus ook worden gekend. Deze verhouding wordt de 'relatieve biologische beschikbaarheid' van een contaminant in grond genoemd.

De relatie tussen inname en opname is afhankelijk van de extractie van de contaminant in het maagdarmkanaal en de permeatie van de geëxtraheerde fractie door de maagdarmwand. Beide processen dragen er toe bij dat een gedeelte van de contaminant het lichaam zal verlaten zonder aan een effect bij te dragen. Owen (1990) geeft voor een brede range van stoffen een overzicht van het verschil tussen in- en opname. Voor verschillende stoffen loopt dit sterk uiteen.

Tot op heden is de meeste aandacht gericht op de orale beschikbaarheid van lood. Op grond van de grote ranges in de gerapporteerde orale biobeschikbaarheidsfactoren voor lood en de beperkingen van de onderzoeken voor de toepasbaarheid voor humaan-toxicologische beoordeling, is op dit moment alleen een *voorlopige* getalsmatige invulling te geven (Lijzen et al., 1999). Daarom is besloten bij de afleiding van de BGW, net als voor andere stoffen voorlopig een waarde van 1.0 toe te passen als relatieve orale biobeschikbaarheidsfactor van lood in grond ten opzichte van lood in voeding.

Blootstellingsscenario's

Wat betreft het blootstellingsscenario wordt per cluster van bodemgebruik steeds uitgegaan van het meest gevoelige gebruik daarbinnen. Voor cluster I (*wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen*) wordt uitgegaan van het scenario 'wonen met moestuin', waarbij de blootstellingsroute ingestie via gewas een belangrijke rol speelt (naast ingestie grond). Uitgegaan is van consumptie van 100% van de bladgewassen en 50% van de knolgewassen uit eigen tuin.

Voor cluster II (*extensief gebruikt (openbaar) groen*) wordt uitgegaan van een scenario, waarbij vooral beperkte ingestie van grond (20% van cluster I) en dermale opname (gelijk aan cluster I) een rol spelen. Beide scenario's zijn overeenkomstig de scenario's die zijn ontwikkeld in Bockting et al. (1994). Voor cluster III en IV zijn, zoals toegelicht in hoofdstuk 4, geen humane bodemkwaliteitseisen bepaald.

5.2 Ecologische bodemkwaliteitseisen

Bodemorganismen en processen

In § 4.3 is aangegeven dat het in cluster I en II gewenst is ecologisch functioneren ruimte te geven. Of het om een volledige of gedeeltelijke bescherming moet gaan is niet expliciet besloten. Voorlopig is gekozen de benadering te volgen, zoals deze reeds is gebruikt om de HC5 (voor bepaling streefwaarden: HC5/100 +(generiek) achtergrondgehalte) en de HC50 (voor onderbouwing interventiewaarden) te bepalen. Hierbij wordt op basis van toxiciteitsgegevens (met name de NOEC: No Observed Effect Concentrations) voor soorten (dieren en planten) en processen afzonderlijk een risicogrens bepaald. De HC5 is het 5-percentiel van de verdeling van toxiciteitsgegevens en geeft een (vrijwel) volledige bescherming van de soorten c.q. processen aan. De HC50 is het 50-percentiel van de verdeling, waardoor bij 50% van de soorten/processen mogelijk effecten kunnen optreden. Meer informatie over deze methodiek en de toxiciteitsdata zijn te vinden in INS (1997), Crommentuijn et al., (1997) en Kalf et al. (1995).

Voor de gevoelige bodemgebruiksvormen zou gekozen kunnen worden voor het ecologische Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor bodem ($MTR_{eco} = (\text{generiek}) \text{ achtergrondgehalte} + HC5$). Deze waarde is echter niet gekozen aangezien dit voor veel metalen overeenkomt met de streefwaarde en voor organische stoffen in de buurt komt van de streefwaarde, wat neer zou komen op het handhaven van multifunctionaliteit als saneringsdoelstelling. Dit wordt beleidsmatig ongewenst gevonden. Naast een HC50 en HC5 is in principe ook een andere waarde af te leiden (bv. HC25). Deze waarden zijn momenteel niet uitgewerkt, omdat deze uitwerking tijd en met name inhoudelijke discussie behoeft.

Beleidsmatig is gekozen de HC50 voorlopig als ecologisch criterium te hanteren voor cluster I en II. Dit criterium wordt eveneens gebruikt voor de afleiding van interventiewaarden en in de urgentiesystematiek in combinatie met het verontreinigd oppervlak. Aangezien met name voor immobiele stoffen het de grens is tussen ernstige en niet-ernstige bodemverontreiniging, moet de HC50 als een soepel criterium worden beschouwd. Gezien de onvolledige bescherming van het vóórkomen van soorten en processen, wordt aanbevolen en beleidsmatig overwogen deze bodemkwaliteitseis in de toekomst aan te scherpen.

Er zijn ook andere benaderingen voor het afleiden van ecologische bodemkwaliteitseisen, welke niet zijn gevolgd. Reden hiervoor is dat het hierbij gaat om een nieuwe (of in ontwikkeling zijnde) methoden welke nog nadere uitwerking en wetenschappelijke toetsing zouden behoeven. Dit betreft:

- Het gebruik van een aantal vertegenwoordigers van als essentieel beschouwde processen en soorten (sleutelprocessen en sleutelsoorten) (TCB, 1997) en zoals uitgewerkt voor metalen en enkele organische stoffen in Hesteren et al. (1998) en Van de Leemkule et al. (1998). Hierbij zou gebruik gemaakt worden van toxiciteitsdata (in de vorm van LOEC's: Lowest Observed Effect Concentrations) voor deze specifieke soorten/processen.
- Een methode die momenteel verder ontwikkeld wordt voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Bij deze methode wordt (naast gehalten) rekening gehouden met locatiespecifieke informatie, zoals meting van de toxiciteit (met behulp van bio-assays) en ecologische waarnemingen (Rutgers et al., 1998). Deze methode is nog sterk in ontwikkeling en is vooral geschikt voor meer complexe (niet-standaard) situaties. Gedacht kan worden aan bodemgebruiksvormen binnen cluster IV.

Voor cluster III zijn geen ecologische bodemkwaliteitseisen van toepassing (zie § 4.1). Voor cluster IV (landbouw en natuur) is maatwerk vereist, welke voor natuurgebieden via locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling bereikt kan worden.

Planten

In § 4.3 is aangegeven dat voor cluster I (*wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen*) en cluster II (*extensief gebruikt (openbaar) groen*) eisen gesteld worden ten aanzien van fytotoxiciteit. Aan cluster III (*bebouwing en verharding*) worden geen gebruikseisen gesteld.

Onderzocht is welke data voor invulling van deze gebruikseis beschikbaar zijn. Deze betreffen vooral data van beginnende fytotoxiciteit (m.n. LOEC's: Lowest Observed Effect Concentrations). Voordat deze data voor beginnende fytotoxiciteit toegepast kunnen worden, is een nadere analyse van deze data nodig. Aangezien deze beschikbare fytotoxiciteitsdata niet elders in de risicobeoordeling van bodemverontreiniging worden gebruikt, is beleidsmatig gekozen (voorlopig) gebruik te maken van de HC50. In de dataset voor HC50 zijn overigens ook voor een diverse metalen toxiciteitsdata voor planten opgenomen. Ook de LAC-sigitaalwaarden zijn mede gebaseerd op fytotoxiciteit (deze zijn aangegeven met "LAC-fytotox"). Aangezien de data voor beginnende fytotoxiciteit voor een aantal metalen lager

blijken te liggen dan de HC50, lijkt voor een voldoende bescherming van plantengroei een lagere waarde wenselijk.

Doorvergiftiging

Voor de risico's op doorvergiftiging zijn momenteel geen getalswaarden gebruikt, omdat het maximaal toelaatbaar risico voor ecosystemen (MTReco) als saneringsdoelstelling beleidsmatig als een te streng criterium wordt beschouwd. Hiervoor zou analoog aan directe effecten ook een HC50-benadering moeten worden gevolgd, maar deze is niet beschikbaar. Overigens spelen de risico's op doorvergiftiging voor de in deze rapportage uitgewerkte stoffen geen belangrijker rol dan directe blootstelling of spelen ze wel een rol, maar is de onzekerheid groot (de Bruijn, 1999).

Gecombineerde blootstelling

Voor een aantal stofgroepen kan in analogie met de Urgentiebepaling van expositie-additie worden uitgegaan. Voor de hier beschouwde stoffen gaat het om gecombineerde blootstelling aan een drietal metalen (te weten Cd, Pb, Hg (Van Wijnen en Stijkel, 1985)), aan PAK en aan drins. Dit moet echter worden gezien als een eenvoudige benadering van het moeilijke probleem rondom gecombineerde effecten ten gevolge van cumulatieve blootstelling.

5.3 Bodemkwaliteitseisen voor overige gebruikseisen

Hergebruik van groenafval

Beleidsmatig wordt van belang geacht dat voldaan kan worden aan de eisen voor compost, zoals gesteld in het BOOM (Leidraad Bodembescherming, 1997) en geen aanrijking van de bovengrond met verontreinigingen kan optreden (bijv. door bladafval).

Vanuit de samenstellingseisen (die gesteld worden aan metaalgehalten in compost en zeer schone compost volgens het BOOM), op basis van bioconcentratiefactoren (BCF's) plant/bodem en gegevens over de omzetting van plantenresten naar GFT-compost kunnen bodemkwaliteitseisen afgeleid worden. Dit levert momenteel een orde van grootte op voor de bodemgehalten waaraan de bodem zou moeten voldoen. Aangezien deze aanpak nieuw is, beter onderbouwd en nog getoetst moet worden, is ervoor gekozen hieraan momenteel geen getalsmatige invulling te geven.

Kwaliteitseisen voor veevoeder en voor landbouwproducten (Warenwet).

Aangegeven is dat de kwaliteitseisen die gesteld worden aan producten uit eigen tuin, gelijk gesteld moeten zijn aan kwaliteitseisen die door de overheid gesteld worden aan agrarische producten die op de markt komen. De LAC-sigitaalwaarden (LNV, 1991) zijn (naast fytotoxiciteit) gebaseerd op eisen ten aanzien van veevoederkwaliteit en Warenwetnormen. Voor de onderbouwing van de LAC-sigitaalwaarden wordt naar de betreffende rapportage verwezen (LNV, 1991). Ten behoeve van het afleiden van de BGW zijn de LAC-sigitaalwaarden voor het bodemtype klei (benadert het beste de standaardbodem met een humusgehalte van 10% en een lutumgehalte van 25%) en voor de meest gevoelige teelt/bodemgebruik gehanteerd. Ten behoeve van het inzicht is door een toevoeging aangegeven wat de achtergrond is van de LAC-sigitaalwaarde (bijv. LAC-warenwet). De waarde voor koper ten behoeve van schapen is niet toegepast, ten gunste van de naast hogere waarde (voor runderen), omdat grazen door schapen niet relevant werd geacht voor dit bodemgebruik. Momenteel worden de LAC-sigitaalwaarden herzien, na afronding hiervan zal hierop worden aangesloten.

In tabel 5 zijn voor alle beleidsmatig relevant geachte gebruikseisen de geselecteerde criteria voor bepaling van de bodemkwaliteitseisen opgenomen.

Tabel 5 Geselecteerde criteria voor bodemkwaliteitseisen voor cluster zoals vastgesteld door Kernteam en Regiegroep BEVER (stap 2)

Gebruikseisen bij normaal gebruik	Cluster	Criterium voor bodemkwaliteitseis
<p>Mens</p> <ul style="list-style-type: none"> • gewasconsumptie (tot 50% knolgewas en tot 100% bladgewas) uit eigen tuin mogelijk • verblijf (in en rond gebouw) en graven mogelijk, waarbij ingestie/inhalatie gronddeeltjes en dermale opname optreedt 	<ul style="list-style-type: none"> • I • I en II 	<p>bodemgehalte berekend op basis van:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. blootstellingsscenario (apart voor I en II) 2. kritische blootstelling, met : <ul style="list-style-type: none"> - voor niet-carcinogene stoffen: MTR-humaan met correctiefactor (F) =2 - voor carcinogene stoffen: VR-humaan (extra risico 1:10⁶ levenslang) <p><i>(voor toelichting zie tekst)</i></p>
<p>Ecosysteem: processen en soorten</p> <ul style="list-style-type: none"> • aanwezigheid bodemorganismen (en planten) • functioneren van (microbiële) processen • geen doorvergiftiging naar hogere organismen 	<ul style="list-style-type: none"> • I en II • I en II • I en II 	<ul style="list-style-type: none"> • HC50 • HC50 • geen criterium voor geselecteerd <p><i>(zie bijlage 2)</i></p>
<p>Ecosysteem: planten</p> <ul style="list-style-type: none"> • geen groeibelemering van siergewassen, productiegewassen, grassen en inheemse flora • onbelemmerd voorkomen van groenbeplantingssoorten, grassoorten, houtachtige dwergstruiken, bomen 	<ul style="list-style-type: none"> • I • II 	<ul style="list-style-type: none"> • HC50 (waarin ook toxiciteitsdata planten) LAC-sigitaalwaarden ten aanzien van fytotoxiciteit • HC50 (waarin ook toxiciteitsgegevens planten) <p><i>(zie bijlage 2)</i></p>
<p>Overig</p> <ul style="list-style-type: none"> • hergebruik groenafval mogelijk (BOOM) • geen toxiciteit voor landbouwhuisdieren • voldoen aan kwaliteitsnormen landbouwproductie • geen uitloging verontreiniging 	<ul style="list-style-type: none"> • I en II • I • I • I en II 	<ul style="list-style-type: none"> • geen toepassing van getalsmatig criterium • LAC-sigitaalwaarden <i>(zie bijlage 2)</i> • LAC-sigitaalwaarden <i>(zie bijlage 2)</i> • geen toepassing van getalsmatig criterium

6 Bepaling BodemGebruiksWaarden (BGW's) (stap 3)

Om op basis van de gebruikseisen tot een BodemGebruiksWaarde (BGW) te komen, zijn de gehanteerde bodemkwaliteitseisen samengevat in tabel 6. Hierin is per cluster van bodemgebruiksvormen aangegeven welke bodemkwaliteitseisen zijn geselecteerd. Dit is overeenkomstig de keuzes in tabel 4.

Tabel 6 Beleidsmatig geselecteerde bodemkwaliteitseisen en per cluster van bodemgebruiksvormen

Cluster/ bodemkwaliteitseis	I. wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen	II. extensief gebruikt (openbaar) groen	III. bebouwing en verharding	IV. landbouw en natuur
1 Humaan				
gewasconsumptie	+	-	-	n.v.t.
ingestie grond	+	+	-	
inhalatie damp	+ ¹	-	+ ¹	
2. Ecosysteem				
algemeen: HC50	+	+	-	n.v.t.
LAC-fytotoxiciteit	+	-	-	
doorvergiftiging	+ ²	-	-	
3. overig				
hergebruik groenafval	+ ³	+ ³	-	n.v.t.
LAC-warenwet/veevoeder	+	-	-	
uitloging	+ ⁴	+ ⁴	+ ⁴	

+ = bodemkwaliteitseis welke van belang geacht wordt;

- = bodemkwaliteitseis die beleidsmatig niet van belang geacht wordt;

1 = inhalatie damp is wel relevant, maar wordt niet beschouwd: hiervoor is een locatiespecifieke aanpak nodig

2 = doorvergiftiging wordt wel relevant geacht, maar getalswaarde is niet beschikbaar

3 = kwaliteit groenafval (i.r.t. BOOM) wordt relevant gevonden, maar er is (nog) geen getalsmatige invulling aan gegeven;

4 = potentiële uitloging wordt relevant geacht, maar er is geen getalsmatige invulling aan gegeven.

Met tabel 6, de criteria uit tabel 5 en data in bijlage 2 zijn BGW's afgeleid voor cluster I en II. In bijlage 3 zijn voor zware metalen, PAK, DDT/DDE/DDD (DDTs) en drins alle bodemkwaliteitseisen getalsmatig uitgewerkt en zijn de BGW's afgeleid door de laagste waarde te beschouwen als BGW. De waarden zijn op 2 significante cijfers afgerond. In de laatste regel van de tabellen staan de BGW's vermeld. Als de laagste waarde lager is dan de streefwaarde, dan is op de streefwaarde afgekapt. De BGW's uit bijlage 3 zijn overgenomen in tabel 7. Als referentie staan in deze tabel ook de streefwaarde (SW) en de interventiewaarde (IW) vermeld.

De afgeleide BGW's worden uitgedrukt als totaalgehalten in een standaardbodem (lutum 25%, humus 10%, pH=6). De bodemtypecorrectie (op basis van het humus- en lutumgehalte conform de correctie van streef- en interventiewaarden (VROM, 1994)) moet worden toegepast om de BGW om te rekenen naar gehalten die behoren bij de betreffende bodem. De uitzondering, zoals die geldt voor PAK (geen bodemtypecorrectie tot 10% organische stof), geldt ook voor de BGW voor PAK.

Tabel 7 Streef- en interventiewaarden en BodemGebruiksWaarden (in vet) op basis van beleidsmatige keuzes Kernteam en Regiegroep BEVER (in mg/kg standaardbodem)

STOF/	Streef waarde	Interventie waarde	I. wonen en intensief gebruikt openb. groen	II. extensief gebruikt (openbaar) groen	III. bebouwing en verharding	IV. landbouw en natuur ¹
arseen	29	55	40	40	-	30-50
cadmium	0.8	12	1	12	-	0.5-10
chromium	100	380	300	380	-	200-300
koper	36	190	80	190	-	30-200
nikkel	35	210	50	210	-	15-70
lood	85	530	85	290	-	100-800
zink	140	720	350	720	-	100-350
kwik	0.3	10	2	10	-	2
naftaleen	0.001	-	40	40	-	-
antraceen	0.001	-	40	40	-	-
fenantreen	0.005	-	1.3	40	-	-
fluorantheen	0.03	-	2.3	40	-	-
benzo(a)anthraceen	0.003	-	2.7	40	-	-
chryseen	0.1	-	0.3	40	-	-
benzo(k)fluorantheen	0.02	-	5.1	40	-	-
benzo(a)pyreen	0.003	-	0.4	40	-	-
benzo(ghi)pyreen	0.08	-	3.3	40	-	-
indenopyreen	0.06	-	6.8	40	-	-
PAK (som 10) ²	1	40	2	40	-	-
DDT/DDE/DDD (som) ²	0.0025	4	2.5	4	-	2.5-4
aldrin	0.00006	-	0.3	4	-	0.3-0.5
dieldrin	0.0005	-	0.3	4	-	0.3-0.5
endrin	0.00004	-	0.2	4	-	0.2-0.4
drins (som) ²	ind.	4	0.2	4	-	-

1 range van waarden zoals die gelden voor *agrarische functies* voor diverse teelten en grondsoorten volgens de huidige LAC-siginaalwaarden, na evaluatie van de LAC-siginaalwaarden zal dit wijzigen.

2 zie tekst voor toelichting op somwaarde PAK, DDTs en drins; voor somwaarde PAK cluster I, zie bijlage 4.

Bij de afleiding van deze BGW's is geen rekening gehouden met locatiespecifieke factoren zoals bijv. pH, welke de beschikbaarheid van met name metalen sterk kan beïnvloeden. Als er redenen zijn om hiermee wel rekening te houden (bijv. bij verwachte afname van de pH), is maatwerk noodzakelijk.

Het is beleidsmatig gewenst rekening te houden met somwaarden voor stofgroepen (net als bij de interventiewaarden bodem), onder meer met het oog op gecombineerde blootstelling aan stoffen. Bij de afleiding van de BodemGebruiksWaarden (BGW's) is, afgezien van een somwaarde voor PAK, DDTs en drins, momenteel geen rekening gehouden met gecombineerde blootstelling, omdat onvoldoende bekend is voor welke stoffen dit van toepassing zou moeten zijn.

Voor PAK zijn twee somwaarden bepaald. Voor cluster II is de ecotoxicologische risicogrens (HC50) bepalend voor PAK; de beschikbare waarde geldt voor som-PAK. Voor cluster I zijn de humane risicogrenzen bepalend, maar er waren alleen risicogrenzen voor individuele PAK beschikbaar. Daarom is voor cluster I een somwaarde voor PAK afgeleid gebaseerd op humane blootstelling (zie bijlage 4).

Voor DDT, DDE en DDD (DDTs) en voor aldrin, dieldrin en endrin zijn ook somwaarden gewenst. Voor cluster I zijn de LAC-siginaalwaarden, gebaseerd op residunormen voor melk,

bepalend. Voor DDTs geldt reeds een somwaarde. Voor de drins zijn afzonderlijke LAC-sigitaalwaarden beschikbaar. Besloten is de laagste LAC-waarde (voor endrin) als somwaarde voor drins te hanteren; dit gezien de vergelijkbare stofeigenschappen en aangezien de toxiciteit voor de mens (het MTR-humaan) voor deze stoffen aan elkaar gelijk gesteld (Vermeire et al., 1991,1993). Voor cluster II zijn de HC50-waarden voor DDTs en drins (beide somwaarden) bepalend.

Voor cluster III zijn geen BGW's afgeleid. Voor cluster IV gelden de gedifferentieerde LAC-waarden (afhankelijk van het gewas en het bodemtype) voor agrarische functies (zie tabel 7). De ranges van deze waarden zijn in tabel 7 opgenomen. Voor natuurgebieden zijn vooralsnog geen BGW's vastgesteld en geldt maatwerk.

In tabel 8 staat welke bodemkwaliteitseisen bepalend zijn voor de BGW's. Hieruit blijkt dat voor cluster I de humane risicogrens voor lood en PAK bepalend is. Voor PAK komt dit doordat gekozen is voor het hanteren van het verwaarloosbaar risico-niveau (VR) voor carcinogene stoffen. Voor een groot aantal andere stoffen is de LAC-sigitaalwaarde de bepalende bodemkwaliteitseis in cluster I.

De ecotoxicologische risicogrens (HC50) is voor bodemgebruiksvormen van cluster II voor alle stoffen de bepalende eis.

Tabel 8 Bepalende bodemkwaliteitseisen) bij afleiding van de BodemGebruiksWaarden*

STOF/	I. wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen	II. extensief gebruikt (openbaar) groen	III. bebouwing en verharding	IV. landbouw en natuur
arseen	HC50	HC50	-	**
cadmium	LAC-Warenwet	HC50	-	**
chrom	LAC-fytotox.	HC50	-	**
koper	LAC-veevoeder	HC50	-	**
nikkel	LAC-fytotox	HC50	-	**
lood	humaan	HC50	-	**
zink	LAC-fytotox	HC50	-	**
kwik	LAC-Warenwet	HC50	-	**
naftaleen	HC50	HC50	-	-
antracene	HC50	HC50	-	-
fenantreen	humaan	HC50	-	-
fluorantheen	humaan	HC50	-	-
benzo(a)anthraceen	humaan	HC50	-	-
chryseen	humaan	HC50	-	-
benzo(k)fluorantheen	humaan	HC50	-	-
benzo(a)pyreen	humaan	HC50	-	-
benzo(ghi)pyreen	humaan	HC50	-	-
indenopyreen	humaan	HC50	-	-
PAK (som 10)	humaan	HC50	-	-
DDT/DDE/DDD (som)	LAC-residu	HC50	-	**
drins (som)	LAC-residu	HC50	-	**

*) toelichting:

humaan, lood: bodemgehalte waarbij humane blootstelling (kind) gelijk is aan MTR-humaan (voor kind)

humaan, PAK: bodemgehalte waarbij humane blootstelling gelijk is aan VR-humaan

HC50: nadelige effecten mogelijk bij 50% van de soorten of 50% van de processen

LAC-fytotox LAC-sigitaalwaarde voor het bodemtype klei gebaseerd op fytotoxiciteit

LAC-warenwet LAC-sigitaalwaarde voor het bodemtype klei afgeleid van warenwetnorm

LAC-veevoeder LAC-sigitaalwaarde voor het bodemtype klei voor grasland ten behoeve van runderen

LAC-residu LAC-sigitaalwaarde gebaseerd op residubeschikking (gehalte in melk)

** : voor agrarische functies binnen cluster IV zijn naar bodemtype en teelt gedifferentieerde LAC-sigitaalwaarden van toepassing

Evaluatie en herberekening van risicogrenzen en van de BGW

De BGW's zijn gebaseerd op de op dit moment beschikbare gegevens voor de bodemkwaliteitseisen. Momenteel worden de LAC-sigitaalwaarden geëvalueerd, de resultaten daarvan zijn nog niet beschikbaar. Wanneer deze beschikbaar komen kan dit bij de herziening van de BGW's tot andere waarden leiden voor bodemgebruiksvormen in cluster I. Deze evaluatie moet ook BGW's opleveren voor de bodemgebruiksvormen binnen cluster IV (IKC Landbouw, in voorbereiding).

Naast herziene LAC-sigitaalwaarden worden in het kader van de Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering de (ecotoxicologische) HC50-waarden en de afleiding van de humaan toxicologische risicogrenzen geëvalueerd. De resultaten van deze evaluatie kunnen ook aanleiding zijn op relatief korte termijn de BGW's aan te passen.

In de toekomst kunnen (nieuwe) bodemkwaliteitseisen worden opgesteld (of herzien) om invulling te geven aan de gebruikseisen die per bodemgebruiksvorm zijn gesteld. Bovendien kunnen aanvullende (of andere) gebruikseisen worden gedefinieerd. Ook kunnen volgens dezelfde methodiek voor andere stoffen Bodemgebruikswaarden worden afgeleid.

7 Overwegingen en mogelijke ontwikkelingen

Aan de saneringsdoelstellingen en BGW's liggen een groot aantal keuzes ten grondslag. Dit hoofdstuk geeft een aantal aanvullende overwegingen die bij het afleiden van de BGW een rol spelen of mogelijk van belang zijn voor een verder ontwikkeling van de BGW en saneringsdoelstellingen voor immobiele verontreinigingen.

7.1 Clustering van de bodemgebruiksvormen

Clustering van bodemgebruiksvormen heeft zowel voor- als nadelen. Voordeel is dat met een beperkt aantal BGW's kan worden volstaan, wat overzichtelijk is en het toepassen van BGW werkbaar houdt. Ook leidt het tot een betere handhaafbaarheid van gebruiksbepalingen als grotere oppervlakten dezelfde kwaliteit kennen; er ontstaat bij functiewijziging in het stedelijk gebied niet direct de noodzaak de bodemkwaliteitseisen weer aan te moeten passen. Nadeel is dat er een aantal bodemgebruiksvormen zijn geclusterd, waaraan in principe andere gebruikseisen gesteld kunnen worden. De strengste gebruikseis binnen een cluster van bodemgebruiksvormen is maatgevend voor de BGW gesteld. Dit heeft tot gevolg dat verschillen in de risico's binnen één cluster niet tot uitdrukking komen en dat voor de minder gevoelige bodemgebruiksvormen binnen een cluster strengere gebruikseisen gehanteerd worden dan wanneer afzonderlijke waarden per bodemgebruik waren afgeleid. Voor deze beperkte differentiatie van bodemgebruikswaarden is echter bewust gekozen.

7.2 Keuze bodemkwaliteitseisen

Gehanteerde bodemkwaliteitseisen

Ten behoeve van de bodemgebruikswaarden is een groot aantal mogelijke bodemkwaliteitseisen geïnventariseerd die invulling kunnen geven aan gebruikseisen. Besloten is een aantal van de bodemkwaliteitseisen (nog) niet te gebruiken ter invulling van de gebruikseisen. Deze zijn in hoofdstuk 5 kort toegelicht. Daarnaast is in de uiteindelijke uitwerking een aantal van de gebruikseisen niet omgezet in een bodemkwaliteitseis, omdat deze bodemkwaliteitseisen nog niet voldoende onderbouwd of te kwantificeren waren. Dit betreft de volgende gebruikseisen:

- voorkomen van opstapeling in de voedselketen als gevolg van doorvergiftiging van stoffen;
- voldoen aan de kwaliteit van groenafval (BOOM);
- acceptabele uitloging;
- criteria voor fytotoxiciteit.

Als gevolg zijn bij de uiteindelijke vaststelling van de BGW's voor clusters II slechts twee bodemkwaliteitseisen gehanteerd (humane risicogrens en HC50). Voor cluster I zijn drie bodemkwaliteitseisen gehanteerd (humane risicogrens, HC50 en LAC; zes bij onderscheiden van verschillende achtergronden van de LAC-waarden: LAC-fytotox, LAC-Warenwet, LAC-veevoeder en LAC-residu). Mogelijk kunnen nog nieuwe bodemkwaliteitscriteria worden opgesteld, om invulling te geven aan de hiervoor genoemde gebruikseisen. Voor de bodemgebruiksvormen in cluster III zijn geen bodemkwaliteitseisen van toepassing, aangezien beleidsmatig geen gebruikseisen zijn gesteld. Wel moge duidelijk zijn dat dit niet betekent dat er geen risico's zijn voor het optreden van ecologische effecten of geen kans is op blootstelling van de mens.

LAC-sigitaalwaarden

Een bijzondere positie wordt ingenomen door de LAC-sigitaalwaarden. Deze zijn namelijk op een andere procedure gebaseerd en voor een ander doel afgeleid dan de andere toegepaste

bodemkwaliteitseisen. De andere (humane en de ecologische) bodemkwaliteitseisen, zijn weliswaar eveneens van verschillend karakter, maar deze zijn allemaal in een zelfde kader (Wbb) afgeleid en reeds toegepast. Hierbij is het de vraag of de uiteindelijke waarde voor de BGW (de laagste risicogrens) voortkomt uit de strengste gebruikseis of uit het hanteren van een andere procedure. Dit pleit voor afstemming van de verschillende procedures in de toekomst. De herziening van de LAC-sigitaalwaarden, welke momenteel wordt uitgevoerd, biedt de mogelijkheid tot deze afstemming met andere risicogrenzen binnen de Wbb te komen. Deze herziening zal op relatief korte termijn de BGW's opleveren voor de bodemgebruiksvormen binnen cluster IV (IKC Landbouw, in voorbereiding). Bij de eerstvolgende herziening van de BGW's kan dit tot andere waarden leiden voor bodemgebruiksvormen in cluster I, zodat deze in overeenstemming blijven met de nieuwe LAC-sigitaalwaarden voor agrarische functies.

Ecologische risicogrens

Voor de ecologische gebruikseis is voorlopig voor de HC50 als bodemkwaliteitseis gekozen. Dit is een niveau dat tevens is gehanteerd voor de onderbouwing van de interventiewaarden en beduidend soepeler is dan de Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecosystemen (HC5+ (generiek) achtergrondgehalte) en zeker het Verwaarloosbaar Risiconiveau, welke in het preventieve beleid worden gehanteerd. Het feit dat mogelijk effecten zijn waar te nemen bij gehalten ter hoogte van de HC50, leidt ertoe dat hieraan in de toekomst nog aandacht besteed moet worden. Op dit moment is geen waarde tussen de HC5 en HC50 beschikbaar, maar afleiding hiervan is wel mogelijk. Ook is er geen andere methode operationeel die kan leiden tot getalsmatige kwaliteitseisen ten behoeve van het optimaal functioneren van ecosystemen bij een bepaald bodemgebruik

In het kader van de Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering worden de HC50-waarden herzien. De resultaten van deze evaluatie kunnen aanleiding zijn op relatief korte termijn de BGW's aan te passen.

Humane risicogrens

Voor de humane risicogrens is gekozen voor een strenger beschermingsniveau dan die zijn gekozen voor de interventiewaarden. Voor carcinogene stoffen (niet-drempelwaarde stoffen) is gekozen voor het Verwaarloosbaar Risiconiveau. Dit niveau ligt een factor 100 lager dan het MTR-humaan, waardoor rekening gehouden is met achtergrondblootstelling (blootstelling uit andere bronnen) en blootstelling aan meerdere stoffen tegelijk (gecombineerde blootstelling) en het additionele risico veel kleiner is dan op het MTR-niveau.

Voor niet-carcinogene stoffen (drempelwaarde stoffen) is in principe ook gekozen voor een strengere beoordeling, maar een VR, als 1/100 van het MTR, heeft toxicologisch weinig betekenis. Daarom is uitgegaan van het MTR-humaan, maar is wel achtergrondblootstelling in de beschouwing betrokken, door het gebruik van een correctiefactor met de waarde $F=2$. Dit laatste betekent dat de helft van de blootstelling afkomstig kan zijn van andere bronnen dan de bodemverontreiniging. In de toekomst wordt getracht deze waarde stofspecifiek in te vullen. Ook kan overwogen worden rekening te houden met gecombineerde blootstelling aan meerdere stoffen tegelijk.

Bovenstaande aanpak leidt tot een verschil in de beoordeling van deze twee groepen stoffen. Dit verschil is in principe niet gewenst, maar is bewust gemaakt op grond van de overweging dat voor niet-carcinogenen het hanteren van een lagere waarde dan het MTR-humaan waarschijnlijk weinig toxicologische betekenis heeft.

7.3 BodemGebruiksWaarden

De BGW's voor zware metalen, arseen, PAK, DDTs en drins liggen tussen streef- en interventiewaarden. Voor cluster I (*wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen*) zijn in

veel gevallen de LAC-sigitaalwaarden bepalend voor de berekening van de BGW's. De waarden zijn hoger dan het gehanteerde niveau voor preventief bodembeleid, alwaar de streefwaarde wordt gehanteerd. Dit is te verwachten aangezien multifunctionaliteit is verlaten. De HC50 wordt (met name voor het gevoelige bodemgebruik) als een soepel criterium voor het saneringseinddoel gezien ten opzichte van het gestelde doel van onbelemmerd kunnen vervullen van de gewenste ecologische functies (=gebruikseisen).

Voor cluster I is de BGW voor lood gebaseerd op humane blootstelling via contact met grond en voedingsgewassen. De hoeveelheid voedselconsumptie is gebaseerd op de bodemgebruiksvorm "moestuin", d.w.z. dat een relatief hoge blootstelling via inname van voedingsgewassen beschouwd is. De hieruit resulterende risicogrens is lager dan de streefwaarde, zodat de uiteindelijke BGW gelijk is aan streefwaarde (85 mg/kg).

Voor cluster I is voor PAK de (humane) risicogrens op basis van B(a)P-equivalenten bepalend voor de BGW voor de groep van 10 PAKs. Reden hiervan is onder meer dat een blootstellingsscenario is gehanteerd met hoge bijdrage via inname van voedingsgewassen "moestuin". Opname van PAK in voedingsgewassen is echter nog een onzekere factor (zie ook: TCB, 1998). In combinatie met de keuze voor een beoordeling op VR-niveau wordt de humane risicogrens lager dan de ecologische risicogrens. Dit betekent overigens niet dat voor PAKs in het algemeen eerder humane dan ecologische effecten zijn te verwachten. De lagere humane waarde ontstaat vooral door het stellen van strengere eisen aan de *kans* van optreden van humane effecten dan aan de kans op ecotoxicologische effecten (HC50).

Voor cluster II zijn alle BGW's gebaseerd op de HC50. Aangezien voor veel beschouwde stoffen de HC50 eveneens bepalend is voor de interventiewaarden, is de BGW in die gevallen gelijk aan de interventiewaarde.

Voor de bepaling van deze BGW's heeft naast de HC50 alleen de humane blootstelling via grondingestie en dermale opname een rol gespeeld. Aangezien voor vrijwel alle beschouwde stoffen in het algemeen eerder ecologische dan humane risico's te verwachten zijn, komt de dominantie van de HC50 als bepalend criterium voor de uiteindelijke BGW overeen met constatering in het veld.

Somwaarde PAK

De berekening van de BGW's voor PAK neemt een bijzondere positie in. Gezien de bestaande ecologische som-risicogrens voor PAK, bestond de wens eveneens een *humane* som-risicogrens te berekenen. Aangezien de separate PAKs een verschillend gedrag in de bodem en met name een verschillende toxiciteit vertonen, is volgens de conventionele procedure alleen een humane risicogrens te berekenen voor individuele PAKs. Wel kan op basis van de B(a)P-equivalenten methode een som-risicogrens worden berekend voor de 8 carcinogene PAKs (zie bijlage 4).

Op deze wijze is geen rekening gehouden met verschillen in mobiliteit tussen de PAK en daarmee samenhangend de opname in voedingsgewassen en de hieruit volgende blootstelling. Wel is rekening gehouden met verschillen in toxiciteit tussen de PAK en de relatieve maat van voorkomen. Resumerend kan worden gesteld dat de onzekerheid in de PAK-risicogrens op basis van B(a)P-equivalenten relatief groot is.

Beleidsmatig is besloten de som-BGW afgeleid voor 8 PAKs ook voor de niet-carcinogene PAKs (antraceen en naftaleen) te laten gelden. Dit is inhoudelijk niet juist, maar zal in de praktijk waarschijnlijk in beperkte rol spelen, aangezien naftaleen en antraceen veelal slechts een kleine fractie van totaal-PAK uitmaken.

Literatuur

- Berg, R. van den, 1995. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden (725201006, herziene versie). RIVM, Bilthoven, maart 1995.
- Bockting, G.J.M., Swartjes, F.A., Koolenbrander, L.G.M. & Berg, R. van den (1994) Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunning-aanvragen. Deel I. Bodemgebruik-specifieke beoordelingsmethodiek voor de humane blootstelling. RIVM-rapport no. 715810001.
- BOOM. Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen. Stb 1991, 613/laatste wijziging 20/12/1996. Wet bodembescherming.
- Bruijn, J., T. Crommentuijn, K. van Leeuwen, E. v.d. Plassche, D. Sijm en M. van de Weijden. Environmental Risklimits in the Netherlands (rapportnr 601640 001). RIVM, Bilthoven 1999.
- Crommentuijn, G.H. et al.. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account (rap. nr. 601501001) RIVM, Bilthoven, 1997.
- Hesteren, S. van, M.A. van de Leemkule en M.A. Pruiksmá. Minimale bodemkwaliteit: een gebruiksgerichte benadering vanuit de ecologie. Deel 1: metalen (concept; rapnr 97.4). WEB Natuurontwikkeling, Amsterdam, januari 1998.
- IKC-Landbouw, in voorbereiding. Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden.
- INS, 1997. Ministerie van VROM. Integrale Normstelling stoffen. Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Den Haag, december 1997.
- IPO/VNG/DGM, 1999. Afwegingsproces saneringsdoelstelling; Van Trechter naar Zeef. Opgesteld door KernteamA, vastgesteld door Bever-Regiegroep. Redactie: Th. Edelman en W. Kooper. Bunnik, 1999.
- Kalf, D.F. et al.. Integrated environmental quality objectives for polyaromatic hydrocarbons (rapnr 679101018).RIVM, Bilthoven, december 1995.
- Kernteam A, 1999. Afwegingsproces saneringsdoelstelling- de Bodemgebruiksnormen; Beslisnotitie voor de regeigroep van 27 mei 1999 (RG/99/51).
- Leemkule, M.A. van de S. van Hesteren en M.A Pruiksmá. Minimale bodemkwaliteit: een gebruiksgerichte benadering vanuit de ecologie. Deel 2: Immobiele organische microverontreinigingen (concept; rapnr 98.502). WEB Natuurontwikkeling, Amsterdam, mei 1998.
- Leidraad bodembescherming, SDU, Den Haag, 1997.
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, G.H. Crommentuijn, P.F. Otte, E. van de Plassche, M.G.J. Rikken, C.J.M Rempelberg, A.J.A.M. Sips en F.A. Swartjes. Herziening interventiewaarde lood. Evaluatie van de afleiding van de interventiewaarde grond/sediment en grondwater (rapportnr 711701 013) RIVM, Bilthoven, februari 1999.
- LNV, 1991. Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden. LAC-Signaalwaardenrapport. Den Haag, december 1991.
- Milieuvoorschriften, 1997. VUGA, Den Haag.
- Owen, B.A., 1990. Literature-Derived Absorption Coefficients for 39 Chemicals via Oral and Inhalation Routes of Exposure. Reg.Tox. and Pharmacol. 11: 237-252.
- Pieters, M.N. en W.H. Könemann, 1997. Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. RIVM rap. nr. 620110004, Bilthoven, maart 1997.

- Plassche E.J. van de, 1994. Toward integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning (reportnr 679101012) RIVM, juni 1994.
- Roeloffzen, A.B. Notitie Uitwerking systeemkeuze bodemsanering. Gemeentewerken Rotterdam, 17 november 1997.
- Rutgers, M., J. Faber, J. Postma en H.Eijsackers. Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging (PGBO-rapport deel 16). PGBO, Wageningen, 1998.
- Swartjes, F.A., P.J.C.M. Janssen, H.A. Vissenberg. Reactie op een drietal vragen m.b.t.: Advies blootstellingsniveau's in het kader van Actief Bodembeheer. RIVM-notitie 711701101. Bilthoven, 1997
- Slooff, W., J.A. Janus, A.J.C.M. Matthijssen, G.K. Montizaan en J.P.M. Ros, 1989. Basisdocument PAK (rapport nr. 758474007). RIVM, Bilthoven, 1989.
- TCB, 1989. Advies beoordeling van bodemverontreiniging met polycyclische aromaten (TCB A89/03). Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.
- TCB, 1995. Advies saneringswijze mijnterreinen. TCB A14(1995).
- TCB, 1997. Ecologische risico's van bodemverontreiniging TCB rapport R07; J.H. Faber (red.)
- TCB, 1998. Advies actuele risicobeoordeling van bodemverontreiniging met PAK (TCB A26(1998). Technische commissie bodembescherming, Den Haag, 1998.
- Vermeire, T.G., Apeldoorn, M.E. van, Fouw, J.C. de & Janssen, P.J.C.M. (1991) Voorstel voor de humaantoxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. In Dutch: RIVM-report no. 725201005. 170 pp.
- Vermeire, T.G..Voorstel voor de humaantoxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. Betreft addendum op rapport 725201005. RIVM rapport nr. 715801001. 1993
- Vissenberg, H.A., and F.A. Swartjes (1996). Evaluatie van de met CSOIL berekende blootstelling, middels een op Monte Carlo technieken gebaseerde gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse. Hoofdrapport en bijlagen. RIVM-rapport 715810018. RIVM, Bilthoven
- VROM, 1988. Beleidsnotitie Omgaan met Risico's (bijlage bij "het Nationaal milieubeleidsplan Kiezen of Verliezen". Tweede Kamer, 1988-1989, 21137, no5.
- VROM, 1994. Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming, Tweede fase. Den Haag, december 1994
- VROM, 1997a. Kabinetsstandpunt over de vernieuwing van het Bodemsaneringsbeleid. VROM, juni 1997.
- VROM, 1997b. Circulaire saneringsregeling Wet bodembescherming: Beoordeling en afstemming. Den Haag, december 1997.
- VROM, 1997c. Integrale Normstelling stoffen. Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Den Haag, december 1997.
- VROM, 1998. Nationaal Milieubeleidsplan 3. Ministerie voor VROM, EZ, LNV, V en W, Fin. en BZ, Den Haag, 1998.
- Werkgroep Actief Bodembeheer Limburg, 1998. Actief Bodembeheer in Limburg (eindrapportage 1998). Maastricht, januari 1998.
- Wijnen, J.H. van, A. Stijkel (1985). Beoordeling van het gezondheidsrisico van de bodemverontreiniging Steendijkpolder-Zuid. Sector Volksgezondheid en Milieu van de GG&GD, Amsterdam.

Bijlage 1 Verzendlijst

- 1- 6 DGM/Bodem-directeur, Drs. J.A. Suurland
- 7 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM, Dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 8 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Afdeling Integraal Bodembeleid;
Dr. J.M. Roels
- 9 Hoofdinspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne, Mr. G.J.R. Wolters
- 10-14 Regionale Inspecties van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne
- 15 Mr. drs. A. Gravesteijn (DGM/Bo)
- 16 Drs. N.H.S.M. de Wit (DGM/Bo)
- 17 Mw. dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/Bo)
- 18 Mw. dr. T. Crommentuijn (DGM/Bo)
- 19 Dr. C. Plug (DGM/SVS)
- 20 Dr. J.A. van Zorge (DGM/SVS)
- 21 Mw. dr. P.M.E.J. van der Weiden (DGM/SVS)
- 22 Drs. van Lint (DGM/DWL)
- 23 Dr. C.J.M. van den Bogaard (DGM/IMH)
- 24-41 Regiegroep BEVER via Programmabureau BEVER (DGM/Bo)
- 42-46 Kernteam, via K. Vossen (Quintens, Bunnik)
- 47-62 Deskundigen Overleg 1 van najaar 1998, via K. Vossen (Quintens, Bunnik)
- 63-75 Onderzoeksbegeleidingsgroep ECO, via dr. D.T.H.M. Sijm (RIVM-CSR)
- 76-88 Onderzoeksbegeleidingsgroep HUMAAN, via ir. J.P.A. Lijzen (RIVM-LBG)
- 89-98 Leden Werkgroep UI, via mw. dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/Bo)
- 99 VNG/WEB, via mw. mr. Adansar (VNG, Den Haag)
- 100 IPO/ABO, via Ir. P.J.M. Kuijper (Prov. Utrecht, Utrecht)
- 101 NARIP, via Dr. H. Leenaers (NITG-TNO, Delft)
- 102 ONRI-werkgroep bodem, via Drs. M.F.X. Veul (Witteveen en Bos, Deventer)
- 103 Ing. P.J. Smit (Van Hall Instituut, Groningen)
- 104 Dr. ir. P. Römkens (AB-DLO, Wageningen)
- 105 Dr. ir. W. de Vries (SC-DLO, Wageningen)
- 106 Prof. dr. H.J.P. Eijsackers (DLO, Wageningen)
- 107 Drs. C.A.J. Denneman (Prov. Noord-Holland, Haarlem)
- 108 Drs. G.J.M. Bockting (IWACO, Rotterdam)
- 109 Ir. A.B. Roeloffzen (Gemeentewerken Rotterdam)
- 110 Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
- 111 Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 112 Prof.ir. N.D.van Egmond (dir. Milieu)
- 113 Ir. F. Langeweg (dir. Sector Milieuonderzoek)
- 114 Dr.ir. G. de Mik (dir. Sector Stoffen en Risico's)
- 115 Dr. W.H. Könemann (hCSR)
- 116 Drs J.H. Canton (hECO)
- 117 Ir. J.J.G. Kliest (hIEM)
- 118 Mw Dr. J.A. Hoekstra (hLAE)
- 119 Dr. R.C.G.M. Smetsers (hLSO)
- 120 Dr.ir. D. van Lith (hLLO)
- 121 Ir. A.H.M. Bresser (hLWD)
- 122 Dr. E. Lebret (hLBO)
- 123 Dr. A. Opperhuizen (hLEO)
- 124 Dr. M. Rutgers (ECO)
- 125 Drs. D.T. Jager (ECO)
- 126 Dr. P. Peijnenburg (ECO)
- 127 Dr. A.J. Baars (CSR)
- 128 Ing. P.J.C.M. Janssen (CSR)
- 129 Prof.dr. C.J. van Leeuwen (CSR)

- 130 Drs. M.G. J. Rikken (CSR)
- 131 Dr. D.T.H.M. Sijm (CSR)
- 132 Drs. T.G. Vermeire (CSR)
- 133 Mw. dr.A.P. van Wezel (CSR)
- 134 Ir. R. van den Berg (hLBG)
- 135 Dr.ir. J.J.M. van Grinsven (LBG)
- 136 Ir. R.O.G. Franken (LBG)
- 137 Dr.ir. C.W. Versluijs (LBG)
- 138 Mw. ir. E.R. Soczó (LBG)
- 139 Dr.ir. J.J.B. Bronswijk (LBG)
- 140-143 Auteurs
- 144 SBD/Voorlichting & Public Relations
- 145 Bureau Rapportenregistratie
- 146 Bibliotheek RIVM
- 147 Bibliotheek RIVM, depot LBG
- 148 Bibliotheek CSR
- 149-180 Bureau Rapportenbeheer
- 181-200 Reserve-exemplaren

Bijlage 2 Normen en risicogrenzen voor de bodem (mg/kg d.s.)

Norm/risicogrens	SW (=VR)	IW	HC50	VR	MTR	MTR- door- vergif- tiging	LAC-sigitaalwaarden [LNV, 1991]						
							laagste waarde van divers bodemgebruik		warenwet/residu		fytotoxiciteit		
Stof			(AG+ HC5/100)	(AG+ HC5)			veevoeder zand	klei/veen	zand	klei/veen	zand	klei	veen
Arseen	29	55	40	29	34		-	-	-	-	30	50	50
Cadmium	0.8	12	12	0.81	1.6		0.5	1	0.5	1	5	10	10
Chroom	100	380	230	100	100		-	-	-	-	200	300	300
Koper	36	190	190	36	40		50	80	-	-	50	200	200
Nikkel	35	210	210	35	38		-	-	-	-	15	50	70
Lood	85	530	290	86	140		150	150	100	200	500	800	800
Zink	140	720	720	140	160		-	-	-	-	100	350	350
Kwik	0.3	10	10	0.32	2.2		-	-	-	-	-	-	-
PAK (som 10)	1	40	40						2	2	-	-	-
naftaleen	0.001			0.001	0.14								
anthraceen	0.001			0.001	0.12								
fenantreen	0.005			0.005	0.51								
fluorantheen	0.03			0.026	2.6								
benzo[a]antraceen	0.003			0.003	0.25								
chryseen	0.1			0.107	10.7								
benzo[k]fluorantheen	0.02			0.024	2.4								
benzo[a]pyreen	0.003			0.003	0.26								
benzo[ghi]peryleen	0.08			0.075	7.5								
indeno[123cd]pyreen	0.06			0.059	5.9								
DDT/DDE/DDD			4	4					2.5	2.5			
DDT	9E-05			4	0.01	0.16							
Aldrin/dieldrin/endrin			4	4									
Aldrin	6E-05			0.35	0.05	0.087			0.3	0.3			
Dieldrin	5E-04			4	0.05	0.087			0.3	0.3			
Endrin	4E-05			0.06	0.003	0.02			0.2	0.2			
HCH (som)			2	2									
alfa HCH	0.003			2	0.22				0.3	0.3			
beta HCH	0.009			2	0.092				0.1	0.1			
gamma HCH	5E-05			2	0.005	0.27			2.5	2.5			

Toelichting:

SW = streefwaarde bodem [VROM, 1997]

IW = interventiewaarde bodem [VROM, 1994, 1997]

HC50 = concentratie waarbij bij 50% van de processen/organismen mogelijk een effect kan ontstaan [VROM, 1994]

VR = ecologisch verwaarloosbaar risiconiveau; voor metalen: achtergrond (AG) + HC5/100 [Crommentuijn e.a.]; voor PAK uit [Kalf e.a., 1995]

MTR = ecologisch maximaal toelaatbaar risiconiveau; voor metalen: AG + HC5 [Crommentuijn e.a.]; voor PAK uit [Kalf e.a. 1995];

MTR voor drins en DDT indicatieve waarde [Plassche, 1994]

MTR-doorvergiftiging = ecologisch maximaal toelaatbaar risiconiveau gebaseerd op doorvergiftiging van vogels en zoogdieren (gecombineerde data) [Plassche, 1994]

LAC-sigitaalwaarden = bodemgehalte afhankelijk van bodemtype en teelt waarboven nader onderzoek naar mogelijke effecten gewenst is [LNV, 1991] onderscheid is gemaakt in mogelijke fytotoxiciteit, mogelijke overschrijding van gehalten in veevoedergewassen, mogelijke overschrijding van Warenwetnormen en overschrijding van de residubeschikking; bij meerdere waarden is de laagste voor het bodemtype klei is de laagste waarde genomen

Referenties

Ministerie van VROM. Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming, Tweede fase. Den Haag, december 1994

Ministerie van VROM, 1997c. Integrale Normstelling stoffen. Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Den Haag, december 1997.

Kalf, D.F. e.a.. Integrated environmental quality objectives for polyaromatic hydrocarbons (rapnr 679101018). RIVM, Bilthoven, december 1995.

Crommentuijn, T. e.a.. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background conc. into account (rapnr 601501001). RIVM, Bilthoven, October 1997.

Plassche E.J. van de. Toward integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning (reportnr 679101012) RIVM, juni 1994

LNV. Landbouwadviescommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden. Signaalwaarden voor het gehalte van milieukritische stoffen in de bodem met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde gronden. Den Haag, december 1991.

Bijlage 3 Afleiding Bodemgebruikswaarden (BGW) (in mg/kg)

	I wonen en intensief gebruikt openb. groen	II extensief gebruik openb. groen	III bebouwing en verharding	IV landbouw en natuur		I wonen en intensief gebruikt openb. groen	II extensief gebruik openb. groen	III bebouwing en verharding	IV landbouw en natuur	
Arseen						Cadmium				
SW	29	29	29	29		0.8	0.8	0.8	0.8	
TW:(SW+IW)/2	42	42	42	42		6.4	6.4	6.4	6.4	
IW	55	55	55	55		12	12	12	12	
1 humaan, MTR, F=1	-	-	-	-		-	-	-	-	
1 humaan, MTR, F=2	75	3350	-	-		2.1	1600	-	-	
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-		-	-	-	-	
2 eco alg.: HC50	40	40	-	-		12	12	-	-	
2a fytotox: LAC-fytotox	50	-	-	30-50		10	-	-	5-10	
2b eco: processen	-	-	-	-		-	-	-	-	
2c eco: organismen	-	-	-	-		-	-	-	-	
3a BOOM	pm	pm	-	-		pm	pm	-	-	
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig		1	-	-	0.5-3	
3d uitloging	pm	pm	pm	-		pm	pm	pm	-	
BGW	40	40	-	LAC		1	12	-	LAC	

	Chroom					Koper			
SW	100	100	100	100		36	36	36	36
TW:(SW+IW)/2	240	240	240	240		113	113	113	113
IW	380	380	380	380		190	190	190	190
1 humaan, MTR, F=1	-	-	-	-		-	-	-	-
1 humaan, MTR, F=2	310	8000	-	-		1300	100000	-	-
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-		-	-	-	-
2 eco alg.: HC50	380	380	-	-		190	190	-	-
2a fytotox: LAC-fytotox	300	-	-	200-300		200	-	-	50-200
2b eco: processen	-	-	-	-		-	-	-	-
2c eco: organismen	-	-	-	-		-	-	-	-
3a BOOM	pm	pm	-	-		pm	pm	-	-
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig		80	-	-	30-80
3d uitloging	pm	pm	pm	-		pm	pm	pm	-
BGW	300	380	-	LAC		80	190	-	LAC

	Nikkel					Lood*			
SW	35	35	35	35		85	85	85	85
TW:(SW+IW)/2	123	123	123	123		308	308	308	308
IW	210	210	210	210		530	530	530	530
1 humaan, MTR, F=1	-	-	-	-		-	-	-	-
1 humaan, MTR, F=2	550	80000	-	-		62	900	-	-
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-		-	-	-	-
2 eco alg.: HC50	210	210	-	-		290	290	-	-
2a fytotox: LAC-fytotox	50	-	-	15-70		800	-	-	500-800
2b eco: processen	-	-	-	-		-	-	-	-
2c eco: organismen	-	-	-	-		-	-	-	-
3a BOOM	pm	pm	-	-		pm	pm	-	-
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig		150	-	-	100-200
3d uitloging	pm	pm	pm	-		pm	pm	pm	-
BGW	50	210	-	LAC		85	290	-	LAC

*bodemgebruiksvorm I + II op basis blootstelling kind

	Zink					Kwik			
SW	140	140	140	140		0.3	0.3	0.3	0.3
TW:(SW+IW)/2	430	430	430	430		5.1	5.1	5.1	5.1
IW	720	720	720	720		10	10	10	10
1 humaan, MTR, F=1	-	-	-	-		-	-	-	-
1 humaan, MTR, F=2	3550	100000	-	-		22	1000	-	-
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-		-	-	-	-
2 eco alg.: HC50	720	720	-	-		10	10	-	-
2a fytotox: LAC-fytotox	350	-	-	100-350		niet aanwezig	-	-	niet aanwezig
2b eco: processen	-	-	-	-		-	-	-	-
2c eco: organismen	-	-	-	-		-	-	-	-
3a BOOM	pm	pm	-	-		pm	pm	-	-
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig		2	-	-	2
3d uitloging	pm	pm	pm	-		pm	pm	pm	-
BGW	350	720	-	LAC		2	10	-	LAC

SW = streefwaarde
 TW = tussenwaarde
 IW = interventiewaarde
 BGW= bodemgebruikswaarde

"-" = criterium is beleidsmatig niet van belang geacht of niet van toepassing (voor cluster IV)
 niet aanwezig = geen getalsmatige invulling beschikbaar
 p.m. = nu geen getalsmatige invulling aan gegeven
 "?" = waarde onbekend.

Voor toelichting zie tekst

Bijlage 3 Afleiding Bodemgebruikswaarden (BGW) (in mg/kg)

vervolg

	I wonen en intensief gebruikt openb. groen	II extensief gebruik openb. groen	III gebruik bebouwing en verharding	IV landbouw en natuur	I wonen en intensief gebruikt openb. groen	II extensief gebruik openb. groen	III gebruik bebouwing en verharding	IV landbouw en natuur	
naftaleen					Anthraceen				
SW	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
TW:(SW+IW)/2	20	20	20	20	20	20	20	20	
IW	40	40	40	40	40	40	40	40	
1 humaan, MTR, F=1	-	-	-	-	-	-	-	-	
1 humaan, MTR, F=2	55	34000	-	-	8450	58600	-	-	
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-	
2 eco alg.: HC50	40	40	-	-	40	40	-	-	
2a fyto tox: LAC-fyto tox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-	
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-	
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-	
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-	
BGW	40	40	-	?	40	40	-	?	
fenantreen					fluorantheen				
SW	0.005	0.005	0.005	0.005	0.03	0.03	0.03	0.03	
TW:(SW+IW)/2	20	20	20	20	20	20	20	20	
IW	40	40	40	40	40	40	40	40	
1 humaan, 10-4, F=2	67	20580	-	-	114	23270	-	-	
1 humaan, VR:10-6, F=1	1.3	146	-	-	2.3	200	-	-	
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-	
2 eco alg.: HC50	40	40	-	-	40	40	-	-	
2a fyto tox: LAC-fyto tox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-	
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-	
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-	
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-	
BGW	1.3	40	-	?	2.3	40	-	?	
benzo(a)anthraceen					Chryseen				
SW	0.003	0.003	0.003	0.003	0.1	0.1	0.1	0.1	
TW:(SW+IW)/2	20	20	20	20	20	20	20	20	
IW	40	40	40	40	40	40	40	40	
1 humaan, 10-4, F=2	1500	23500	-	-	13	2350	-	-	
1 humaan, VR:10-6, F=1	2.7	460	-	-	0.3	46	-	-	
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-	
2 eco alg.: HC50	40	40	-	-	40	40	-	-	
2a fyto tox: LAC-fyto tox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-	
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-	
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-	
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-	
BGW	2.7	40	-	?	0.3	40	-	?	
benzo(k)fluorantheen					Benzo(a)pyreen				
SW	0.02	0.02	0.02	0.02	0.003	0.003	0.003	0.003	
TW:(SW+IW)/2	20	20	20	20	20	20	20	20	
IW	40	40	40	40	40	40	40	40	
1 humaan, 10-4, F=2	3230	23500	-	-	120	2350	-	-	
1 humaan, VR:10-6, F=1	5.1	470	-	-	0.4	47	-	-	
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-	
2 eco alg.: HC50	40	40	-	-	40	40	-	-	
2a fyto tox: LAC-fyto tox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-	
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-	
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-	
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-	
BGW	5.1	40	-	?	0.4	40	-	?	

SW = streefwaarde

TW = tussenwaarde

IW = interventiewaarde

BGW= bodemgebruikswaarde

"-"

= criterium is beleidsmatig niet van belang geacht of niet van toepassing (voor cluster IV)

niet aanwezig = geen getalsmatige invulling beschikbaar

p.m.

= nu geen getalsmatige invulling aan gegeven

"?"

= waarde onbekend.

Voor toelichting zie tekst

Bijlage 3 Afleiding Bodemgebruikswaarden (BGW) (in mg/kg)

vervolg

	I wonen en intensief gebruikt openb. groen	II extensief gebruik gebruikt openb. groen	III bebouwing en verharding	IV landbouw en natuur	I wonen en intensief gebruikt openb. groen	II extensief gebruik gebruikt openb. groen	III bebouwing en verharding	IV landbouw en natuur	
benzo(ghi)perileen					indenopyreen				
SW	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	
TW:(SW+IW)/2	20	20	20	20	20	20	20	20	
IW	40	40	40	40	40	40	40	40	
1 humaan, 10-4, F=2	4940	23500	-	-	4230	23500	-	-	
1 humaan, VR:10-6, F=1	3.3	470	-	-	6.8	470	-	-	
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-	
2 eco alg.: HC50	40	40	-	-	40	40	-	-	
2a fyto: LAC-fytotox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-	
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-	
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-	
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-	
BGW	3.3	40	-	?	6.8	40	-	?	

	DDT				DDE			
	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
SW	0.00009	0.00009	0.00009	0.00009	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
TW:(SW+IW)/2	2	2	2	2	2	2	2	2
IW	4	4	4	4	4	4	4	4
1abc humaan F=1	-	-	-	-	-	-	-	-
1abc humaan F=2	2070	23500	-	-	143	23500	-	-
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-
2 eco alg.: HC50	4	4	-	-	4	4	-	-
2a fyto: LAC-fytotox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-
2d doorvergiftiging	-	-	-	-	-	-	-	-
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-
3b LAC-residu	2.5	-	-	2.5-4	2.5	-	-	2.5-4
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-
BGW	2.5	4	-	LAC	2.5	4	-	LAC

*LAC-signaal waarde voor DDT-totaal

	Aldrin				Dieldrin			
	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
SW	0.00006	0.00006	0.00006	0.00006	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
TW:(SW+IW)/2	2	2	2	2	2	2	2	2
IW	4	4	4	4	4	4	4	4
1abc humaan F=1	-	-	-	-	-	-	-	-
1abc humaan F=2	1.7	117	-	-	0.6	110	-	-
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-
2 eco alg.: HC50	0.35	0.35	-	-	4	4	-	-
2a fyto: LAC-fytotox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-
2d doorvergiftiging	-	-	-	-	-	-	-	-
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-
3b LAC-residu**	0.3	-	-	0.3-0.5	0.3	-	-	0.3-0.5
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-
BGW	0.3	0.35	-	LAC	0.3	4	-	LAC

*HC50-somwaarde voor aldrin, dieldrin en endrin is vastgesteld op 4

**LAC-signaalwaarde voor Aldrin/Dieldrin

	Endrin				Dieldrin			
	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
SW	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005
TW:(SW+IW)/2	2	2	2	2	2	2	2	2
IW	4	4	4	4	4	4	4	4
1abc humaan F=1	-	-	-	-	-	-	-	-
1abc humaan F=2	0.5	110	-	-	0.6	110	-	-
2 eco alg.: MTR	-	-	-	-	-	-	-	-
2 eco alg.: HC50	0.05	0.05	-	-	4	4	-	-
2a fyto: LAC-fytotox	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig	niet aanwezig	-	-	niet aanwezig
2b eco: processen	-	-	-	-	-	-	-	-
2c eco: organismen	-	-	-	-	-	-	-	-
2d doorvergiftiging	-	-	-	-	-	-	-	-
3a BOOM	pm	pm	-	-	pm	pm	-	-
3b LAC-residu	0.2	-	-	0.2-0.4	0.3	-	-	0.3-0.5
3d uitloging	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	-
BGW	0.05	0.05	-	LAC	0.3	4	-	LAC

*HC50-somwaarde voor aldrin, dieldrin en endrin is vastgesteld op 4

SW = streefwaarde

TW = tussenwaarde

IW = interventiewaarde

BGW= bodemgebruikswaarde

"-" = criterium is beleidsmatig niet van belang geacht of niet van toepassing (voor cluster IV)

niet aanwezig = geen getalsmatige invulling beschikbaar

p.m. = nu geen getalsmatige invulling aan gegeven

"?" = waarde onbekend.

Bijlage 4 Somwaarde voor PAK

Gehanteerde procedure

Aangezien voor PAK de behoefte bestond, aan een op humane risico's gebaseerde somwaarde, net als voor de ecologische risico's gebaseerde somwaarde voor PAK, is deze in dit kader bepaald. Aangezien de PAKs verschillen in blootstelling en met name in toxiciteit vertonen, kan geen somnorm worden berekend op basis van de conventionele procedure. Wel kan voor de carcinogene PAKs een somwaarde worden vastgesteld op basis B(a)P-equivalenten. Drie stappen zijn nodig voor een humaan toxicologische normering op basis van B(a)P-equivalenten:

1. Humaan toxicologische norm voor B(a)P stellen;
2. Relatieve carcinogene potentie van de PAKs ten opzichte van B(a)P vaststellen;
3. Representatief PAK-profiel definiëren.

Ad 1. Humaan toxicologische norm voor B(a)P

Gekozen is voor het VR-niveau. Voor de verschillende blootstellingsscenario's kan een *humaan toxicologische risicogrens voor B(a)P op VR-niveau* worden afgeleid. Voor bodemgebruik I en bodemgebruik II is het na volgende bepaald.

- I. Voor bodemgebruik I is besloten voor het meest gevoelige element "wonen met moestuin/volkstuin" een risicogrens af te leiden: 0,4 mg/kg (waarbij blootstelling volgens scenario "moestuin" (grondingestie en verhoogde gewasconsumptie) gelijk is aan het VR (MTR/100)). Voor andere scenario's binnen cluster I kunnen ook risicogrenzen worden afgeleid, maar deze zijn niet relevant voor cluster I als geheel (voor "wonen met tuin" en "recreatie" kunnen risicogrenzen worden afgeleid van resp. 2 mg/kg en 12 mg/kg).
- II. Voor bodemgebruik II is besloten op basis van het scenario werken een risicogrens af te leiden: 47 mg/kg (blootstelling volgens scenario "werken" (alleen beperkte grondingestie) gelijk aan het VR (MTR/100)). Hierbij is zowel ingestie van volwassenen als kinderen beschouwd, omdat op wegbermen en braakliggende terreinen ook kinderen verblijven.

Twee andere opties waren:

- 7 mg/kg: blootstelling gelijk aan het VR (afgeleid door TCB voor mijnbouwterreinen), onder de aanname van: blootstelling alleen door grondingestie kinderen (TCB, 1989).
- 11 mg/kg: HUM-TOX EBVC/100 volgens scenario "wonen met tuin"; (VR-niveau volgens TCB, waarbij geen rekening is gehouden met wateroplosbaarheid)

Deze twee zijn niet gebruikt, omdat 1) een waarde voor moestuin gewenst was, 2) de waarde van 7 mg/kg niet reproduceerbaar bleek en 3) de waarde van 11 mg/kg geen rekening houdt met de oplosbaarheid. De waarde van 7 mg/kg heeft wel enige beleidsmatige betekenis, aangezien dit wordt gebruikt als saneringscriterium voor mijnbouwterreinen.

Ad 2. Relatieve carcinogene potentie van de PAKs ten opzicht van B(a)P

Aannamen:

- I. Antracene en naftaleen niet carcinogeen.
- II. Fluorantheen, benzo(a)antracene, benzo(k)fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, benzo(ghi)peryleen en fenantreen: carcinogene potentie is 10% van die van B(a)P.
- III. Chryseen heeft een carcinogene potentie die gelijk is aan die van B(a)P

Besloten is, hoewel er gebrek aan gedetailleerd inzicht bestaat, deze aannamen te hanteren (Vermeire et al, 1991) en daarmee aan te sluiten bij de werkwijze zoals gevolgd door de TCB voor het Laura-terrein (chryseen even carcinogeen als benzo(a)pyreen). Volgens de B(a)P-equivalenten procedure wordt geen rekening gehouden met verschillen in blootstelling van de diverse PAKs, alleen met verschillen in carcinogeniteit. Dit is voor blootstelling waarbij tevens blootstelling via gewasconsumptie wordt beschouwd een beperking. Wel resteert de vraag hoe antracene en naftaleen moeten worden beoordeeld.

Ad 3: Representatief PAK-profiel

De beschikbare data hierover zijn:

1. Gemiddeld PAK-profiel industrieterreinen (basisdocument PAK): 5,6 B(a)P-equivalenten (exclusief naftaleen, antraceen en fenantreen)
2. Representatief PAK-profiel voor mijnbouwterreinen (Laura-terrein TCB): 5 B(a)P-equivalenten (exclusief naftaleen, antraceen en fenantreen)
3. Representatief PAK-profiel voor "standaard" havenslib (basisdocument PAK): 4,6 B(a)P-equivalenten (exclusief naftaleen en antraceen)

Uit de 1. t/m 3. volgt een waarde van 5 voor een gemiddeld PAK-profiel in Nederland. Aangezien de verschillen tussen industrieterreinen, mijnbouwterreinen en havenslib gering zijn, is besloten een waarde van 5 B(a)P-equivalenten als representatieve waarde voor een gemiddeld PAK-profiel in Nederland te hanteren. Hierbij is aangenomen dat chryseen even carcinogeen is als B(a)P.

Getalsmatige uitwerking

De somnorm op basis van B(a)P-equivalenten volgt uit vermenigvuldiging van de 1) humaan toxicologische norm voor B(a)P en 2) de waarde van 5 voor het aantal B(a)P-equivalenten voor een gemiddeld Nederlands PAK-profiel. Dit resulteert in een somnorm van

- 2 mg/kg voor bodemgebruiksvorm I; dit is gebaseerd op een humaan toxicologische norm voor B(a)P van 0,4 mg/kg (scenario "moestuin");
- 235 mg/kg voor bodemgebruiksvorm II; dit is gebaseerd op een humaan toxicologische norm voor B(a)P van 47 mg/kg (scenario "werken").

Hoewel niet-carcinogeen zijn ook naftaleen en antraceen onder deze totalen gevat. Beleidsmatig is dit wenselijk gevonden. Aangezien in de gemiddelde PAK-profielen beide stoffen van ondergeschikt belang zijn, leidt dit waarschijnlijk niet tot problemen.

Onzekerheden

De drie verschillende stappen die benodigd zijn om tot een humaan toxicologische norm voor een somwaarde voor PAK te komen, dragen ieder bij tot de mate van onzekerheid:

- De humaan toxicologische norm voor B(a)P. De humaan toxicologische risicogrens t.b.v. de interventiewaarden kent een relatief beperkte onzekerheid (Vissenberg en Swartjes, 1996), aangezien de blootstelling met name bepaald wordt door grondingestie. De onzekerheid wordt groter naar mate blootstelling via inname van voedingsgewassen toeneemt. Voor blootstelling via scenario "wonen met moestuin" op VR-niveau is de bijdrage via gewasinnname 97%. Hieruit valt te concluderen dat de onzekerheid van de humane risicogrens voor B(a)P volgens scenario "moestuin" groot is. Volgens het scenario "werken" (voor cluster II) is de onzekerheid relatief klein, aangezien de blootstelling volledig door ingestie van grond wordt bepaald.
- Relatieve carcinogene potentie van de PAKs ten opzichte van B(a)P. Met name de relatieve carcinogene potentie van chryseen speelt een belangrijke rol: indien de carcinogeniteit van chryseen niet gelijk, maar slechts 10% van die van B(a)P is, dan volgt uit de gegeven PAK-profielen ongeveer een factor 2 minder aan B(a)P-equivalenten (waarmee de waarde van de humaan toxicologische somnorm voor PAK eveneens een factor 2 hoger wordt).
- Representatief PAK-profiel. Op grond van de geringe verschillen in de PAK-profielen voor industrieterreinen, mijnbouwterreinen en havenslib, lijkt deze keuze slechts in geringe mate bij te dragen aan de onzekerheid. In geval van een sterk afwijkend PAK-profiel kunnen eventueel de B(a)P-equivalenten behorend bij dit PAK-profiel worden gebruikt.