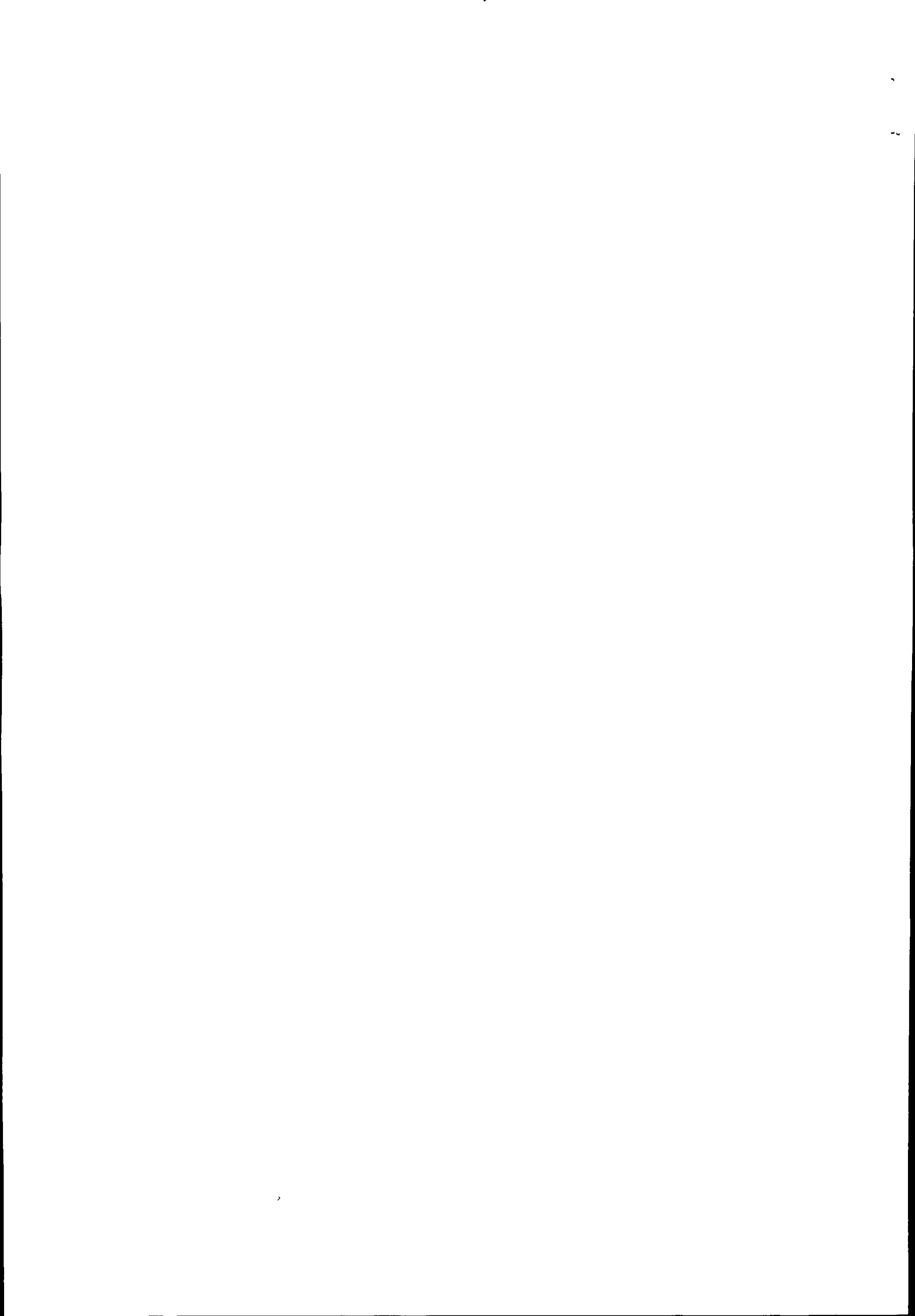


**ADVIES
MILIEUKWALITEITS-
DOELSTELLINGEN
BODEM EN WATER**



**ADVIES
MILIEUKWALITEITSDOELSTELLINGEN
BODEM EN WATER**

TCB A91/03

Leidschendam
juli 1991

Technische commissie bodembescherming, Postbus 450, 2260 MB Leidschendam,
telefoon 070-3174698

VOORWOORD

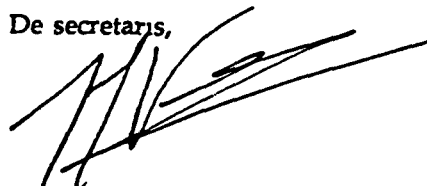
Het voorliggende advies over de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water is op verzoek van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer opgesteld. De notitie geeft deels invulling aan de ecotoxicologische evaluatie van bestaande normen voor verschillende milieucompartimenten. Voor 31 stoffen is zo'n ecotoxicologische risico-evaluatie uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn, te samen met bestaande milieukwaliteitsnormen ondergebracht in een stelsel van streef-, richt-, en grenswaarden.

In het advies ligt de nadruk op de gebruikte methodiek van de ecotoxicologische risico-evaluatie. Hierbij speelt de gemodificeerde methode van Van Straalen en Denneman een belangrijke rol. Deze methode is nog steeds onderwerp van een wetenschappelijke discussie. De methode heeft in eerdere adviezen van de Technische commissie bodembescherming een duidelijke rol gespeeld bij de evaluatie van beleidsvoorstellen. Gezien de snelle ontwikkelingen in het gebruik van de methode achtte de commissie het noodzakelijk om uitvoerig op de technisch-wetenschappelijke aspecten van de methode in te gaan. Tevens is ingegaan op de intercompartimentale afstemming van verschillende milieukwaliteitsdoelstellingen.

Tot slot wordt een algemene visie op normstelling gegeven, waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen bestaande normen voor in het milieu voorkomende stoffen, nieuwe normen voor in het milieu voorkomende stoffen en normen voor nieuwe stoffen die nog niet in het milieu voorkomen.

De voorbereiding van het advies werd verzorgd door Drs. J. van Wensem, plaatsvervangend secretaris van de commissie.

De secretaris,



Dr. J.J. Vegter

De voorzitter,



Ir. H. Haverkate

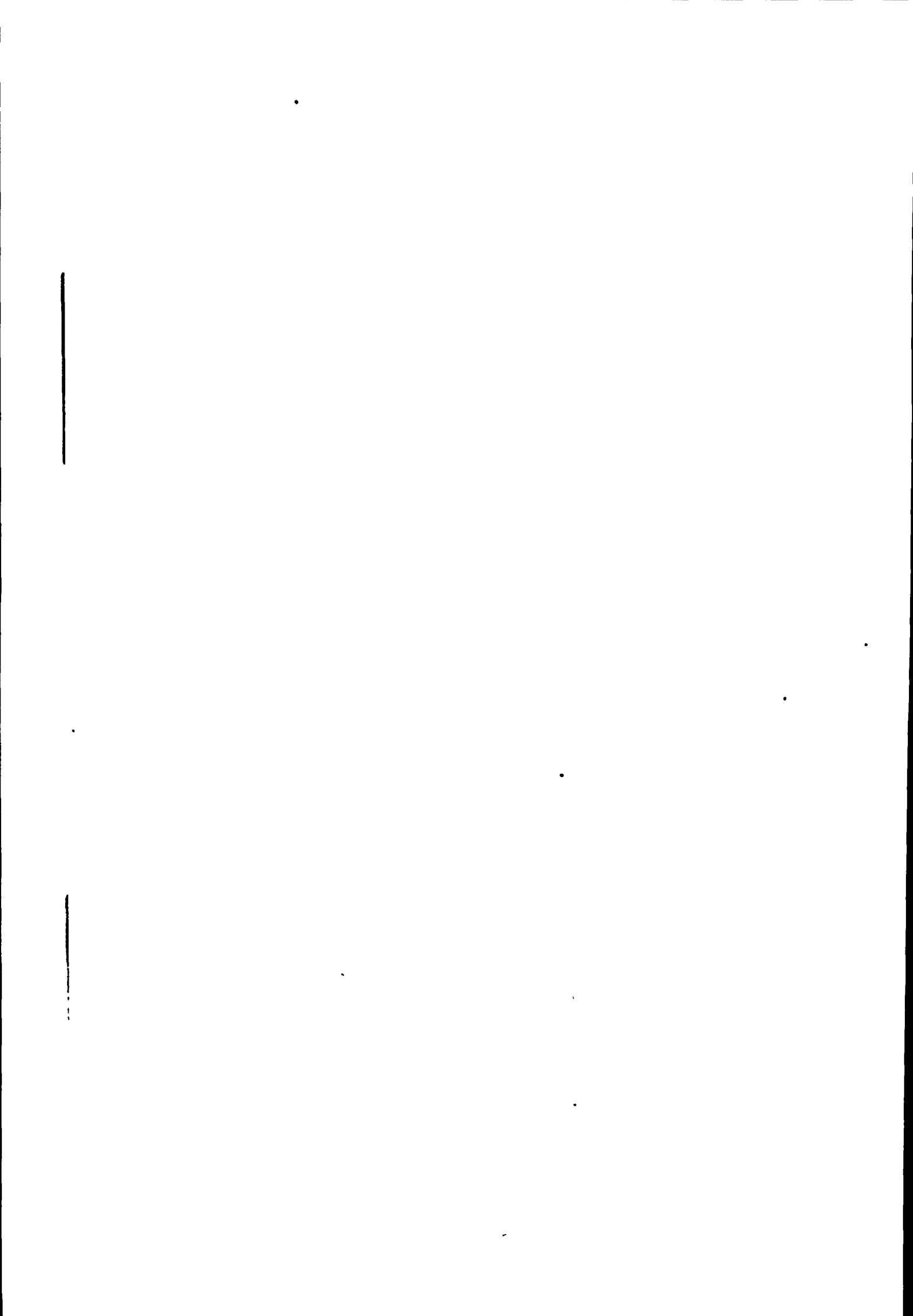
1

1

INHOUD

1	INLEIDING	1
2	BENADERING IN MILBOWA	7
3	RISICO-EVALUATIE	13
4	INTERCOMPARTIMENTALE AFSTEMMING	29
5	HOOGTE VAN GRENS- EN STREEFWAARDEN	37
6	EVALUATIE HOE VERDER?	41
7	CONCLUSIES	49
8	REFERENTIES	53

BIJLAGE



1 INLEIDING

1.1 ADVIESAANVRAAG

Bij brief DWB/11191004, d.d. 6 februari 1991 (en nagekomen brief DWB/13291013, zie bijlage), verzocht de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer de Technische commissie bodembescherming (TCB) om advies over de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (1). Deze notitie verscheen in januari 1991 en heeft tot doel het operationaliseren van een stelsel van grens-, richt- en streefwaarden voor microverontreinigingen in de bodem en het oppervlaktewater. Tevens worden reeds bestaande milieukwaliteitsdoelstellingen zoals de referentiewaarden bodemkwaliteit en de kwaliteitsdoelstelling 2000 voor oppervlaktewater en nieuw gevormd sediment in dit stelsel ondergebracht. De technisch-wetenschappelijke motivering voor de voorstellen die in de notitie worden gedaan, wordt gevormd door het rapport "Streven naar waarden" (2).

In "Streven naar waarden" worden, op basis van de uitgangspunten geformuleerd in de notitie "Omgaan met risico's" (3) voor 45 geselecteerde stoffen Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus (MTRs) en Verwaarloosbare Risiconiveaus (VRs) afgeleid voor oppervlaktewater, sediment en grond. Tevens wordt beschreven of en hoe relaties kunnen worden gelegd tussen oppervlaktewater, sediment en grond. Op basis van dit rapport zijn voor 31 stoffen streefwaarden voor oppervlaktewater en sediment/grond afgeleid. Tevens werden grenswaarden voor oppervlaktewater en nieuw gevormd sediment afgeleid. Er is rekening gehouden met ecotoxicologische risico's en met de bescherming van de functionele eigenschappen van bodem en oppervlaktewater. Daarnaast heeft er afstemming van waarden tussen de verschillende milieucompartimenten plaats gevonden.

De commissie werd verzocht in haar advies speciale aandacht te geven aan de technisch-wetenschappelijke achtergrond van de drie volgende aspecten

1. Streefwaarden voor metalen

De berekende ecotoxicologische risicogrenzen voor metalen blijken lager te zijn dan de gehalten die nu als achtergrondgehalten worden beschouwd. Er is beleidsmatig

voor gekozen om de streefwaarden voor metalen in grond en grondwater te leggen op het niveau van achtergrondgehalten in relatief onbelaste gebieden. Voor oppervlaktewater waren hiervoor onvoldoende gegevens bekend. Men heeft de streefwaarden voor oppervlaktewater via partitiec коэффициenten uit streefwaarden voor grond/sediment berekend. Hierbij blijkt dat de achtergrondgehalten voor grondwater veel hoger liggen dan de streefwaarden voor oppervlaktewater.

2. Intercompartimentale afstemming

Er heeft intercompartimentale afstemming plaats gevonden tussen gehalten voor organische microverontreinigingen in oppervlaktewater en sediment en ook tussen grond en grondwater met behulp van partitiec коэффициenten. Voor metalen is alleen een relatie gelegd tussen oppervlaktewater en sediment, voor grond en grondwater bleek dit niet mogelijk. Voor alle stoffen geldt dat er geen directe relatie tussen oppervlaktewater en grondwater gelegd kon worden.

3. Gebruik van evenwichtspartitiemethode

Indien er voor grond/sediment onvoldoende gegevens beschikbaar waren voor het toepassen van de methode "Van Straalen en Denneman" (4), dan is er gebruik gemaakt van de zogenoemde evenwichtspartitiemethode. Dit betekent dat MTRs voor oppervlaktewater zijn omgerekend naar MTRs voor grond/sediment.

1.2 VOORGESCHIEDENIS

In het IMP-milieubeheer 1986-1990 (5) werd een stelsel van grens-, richt- en streefwaarden voor gehalten van milieubedreigende stoffen in de verschillende milieuc compartimenten geïntroduceerd. De grens-, richt- en streefwaarden zouden tot stand moeten komen op basis van nog op te stellen, zogenoemde basisdocumenten per stof. Voor het milieuc compartiment bodem is bij de parlementaire behandeling van dit IMP en het ontwerp van de Wet bodembescherming, in afwachting van de invulling van het stelsel van grens-, richt- en streefwaarden een lijst van voorlopige waarden voor een goede bodemkwaliteit toegezegd, de zogenoemde referentiewaarden bodemkwaliteit. Voor oppervlaktewater waren reeds kwaliteitsdoelstellingen voor handen in de vorm van de zogenoemde basiskwaliteit voor oppervlaktewateren en een aantal functiegerichte kwaliteitsdoelstellingen. De referentiewaarden bodemkwaliteit wer-

den in het Milieuprogramma voortgangsrapportage 1988-1991 (6) opgenomen. Bij het opstellen van de referentiewaarden is gebruik gemaakt van gegevens omtrent aan de bodem te stellen milieuhygiënische randvoorwaarden vanuit andere beleidsterreinen, zoals drinkwaternormen, oppervlaktewaternormen, (ontwerp)normen Warenwet en reeds geformuleerde beleidsdoelstellingen ten aanzien van nitraat en fosfaat. Voor zware metalen, arseen en fluor zijn waarden afgeleid uit een analyse van veldgegevens uit landelijke gebieden en als schoon beschouwde waterbodems. Voor een aantal stoffen zijn de referentiewaarden aangepast op grond van effecten. Bij de normering van organische verbindingen is gebruik gemaakt van modelberekeningen en ten dele toxicologische risicobeoordelingsmethoden (6).

De referentiewaarden bodemkwaliteit zijn dus slechts in beperkte mate gebaseerd op een ecotoxicologische risicobeoordeling. Naar aanleiding van het presenteren van de referentiewaarden werden onderzoekers aangemoedigd om in een iteratief proces met de overheid de referentiewaarden op hun merites te beoordelen (7). Dit zou plaats kunnen vinden in het kader van een aantal onderzoeksprogramma's zoals het Speerpuntprogramma bodemonderzoek en in de eerder genoemde basisdocumenten voor stoffen.

In de afgelopen periode zijn er een aantal formele risico-evaluatiemethoden voorgesteld, waarmee het in het algemeen mogelijk is om risico's van bestaande en voorgestelde normen voor stoffen in bodem en water te beoordelen (8). Aanleiding tot de discussie over formele risico-evaluatiemethoden was de bijdrage van Van Straalen op het TCB-symposium Bodemkwaliteit (9). De TCB heeft deze methode een aantal malen toegepast om bestaande normen te evalueren (advies "Ontwerp-besluit gebruik en kwaliteit overige organische meststoffen"; rapporten "Een oecotoxicologische risico-evaluatie van referentie-, LAC- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem", "Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem" en "Normering van waterbodems", ref 10 t/m 13).

De commissie ziet het verschijnen van de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water dan ook als een gedeeltelijke uitwerking van het zogenoemde iteratief proces dat in principe kan leiden tot bijstelling van de milieukwaliteitsdoelstellingen voor grond en grondwater. Het advies van de commissie zal dan ook met name op dit aspect ingaan.

1.3 OPZET VAN HET ADVIES

De commissie zal voornamelijk ingaan op de streefwaarden voor grond/sediment, grondwater en oppervlaktewater. In hoofdstuk 2 wordt een feitelijk overzicht gegeven van de wijze waarop de streefwaarden in de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water tot stand zijn gekomen en op welke gegevens deze zijn gebaseerd. In hoofdstuk 3 begint het commentaar van de commissie op de risico-evaluatiemethodiek. De nadruk zal daarbij gelegd worden op het gebruik van de RIVM(RAB)-methode. Er zal alleen ingegaan worden op de methodiek zelf en niet op de resultaten die hiermee bereikt zijn. In hoofdstuk 4 zal worden ingegaan op het gebruik van evenwichtspartitiec коэффициënten bij het omrekenen van risiconiveaus voor aquatische systemen naar terrestrische systemen en bij de intercompartimentale afstemming. In hoofdstuk 5 zal de commissie globaal ingaan op de resultaten van de risico-evaluatie voor 31 stoffen en de inschaling van bestaande normen in een stelsel van grens-, (niet-) en streefwaarden. In hoofdstuk 6 zal de commissie proberen aan te geven welke weg er haar inziens moet worden gegaan in de verdere ontwikkeling van normen voor een algemene milieukwaliteit. In hoofdstuk 7 zullen de conclusies van de commissie verwoord worden.

1.4 TERMINOLOGIE

L(E)C50 concentratie in een toxiciteitsexperiment waarbij 50% van de blootgestelde individuen binnen een bepaalde tijdsduur sterft (L) of een negatief effect (E) ondervindt.

NO(A)EC hoogste concentratie van een in serie in een experiment toegepaste concentraties waarbij nog geen (negatief) effect is aangetroffen

QSAR Quantitatieve Structuur ActiviteitsRelatie op basis van de chemische structuur van een stof wordt het effect berekend.

MICROVERONTREINIGINGEN. chemische verbindingen of elementen die in lage concentraties in het milieu aanwezig en potentieel schadelijk zijn; wordt gebruikt als synoniem voor stoffen

RISICO volgens de notitie "Omgaan met risico's" ongewenste gevolgen van een bepaalde activiteit verbonden met de kans dat deze zich zullen voordoen. In dit advies het percentage soorten dat in het milieu in contact komt met een concentratie van een stof die hoger is dan de NOEC van die soorten.

RIVM(RAB)-METHODE rekenwijze die wordt gebruikt om op basis van toxiciteitsgegevens ontleend aan laboratoriumexperimenten, stofgehalten in het milieu te schatten, die geen als nadelig te waarden effecten op ecosystemen veroorzaken (RAB-methode Risico Analyse Bodemverontreiniging oorspronkelijke methode van Van Straalen en Denneman).

GRENSWAARDEN tussendoel bij het bereiken van een algemene milieukwaliteit

RICHTWAARDE: tussendoel bij het bereiken van een algemene milieukwaliteit.

STREEFWAARDE. het milieukwaliteitsniveau voor een bepaald compartiment waarbij de risico's voor als nadelig te waarden effecten verwaarloosbaar worden geacht Het betreft hier risico's voor ecosystemen, voor functionele eigenschappen van het milieu en voor andere compartimenten

RISICONIVEAU concentratie van een stof in het milieu waarbij sprake is van een bepaald risico

MAXIMAAL TOELAATBAAR RISICONIVEAU (MTR) in "Streven naar waarden" de concentratie van een stof in het milieu waarboven soorten of ecologische evenwichten onaanvaardbaar (kwalitatief of kwantitatief) worden beïnvloed in een onbelast milieu Algemeen een concentratie in het milieu waarbij de bovengrens van een bepaald beschermingsniveau wordt bereikt

VERWAARLOOSBAAR RISICONIVEAU (VR) concentratie van een stof in het milieu waarbij de ondergrens van een beschermingsniveau wordt bereikt, is in MILBOWA in principe gelijk gesteld aan het MTR/100

|

|

2 BENADERING IN MILBOWA

2.1 INLEIDING

Op basis van een ecotoxicologische risico-evaluatie zijn voor 31 stoffen streef- en/of grenswaarden afgeleid. Voor grond/sediment en grondwater zijn streefwaarden, voor nieuw gevormd sediment zijn grenswaarden en voor gehalten van opgeloste stoffen en totaalgehalten in oppervlaktewater zijn streef- en grenswaarden afgeleid. In het hierna volgende zal voornamelijk worden ingegaan op de wijze waarop de streefwaarden ten behoeve van de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (MILBOWA) zijn afgeleid en op de intercompartimentale afstemming daarvan.

Bij de intercompartimentale afstemming tussen vier compartimenten (oppervlaktewater, sediment, grond en grondwater) moet rekening worden gehouden met slechts drie relaties: sediment-oppervlaktewater, grond-grondwater en oppervlaktewater-grondwater, omdat op voorhand de beleidsmatige keuze gemaakt is dat streefwaarden voor grond en sediment aan elkaar gelijk zijn.

Hieronder volgt een overzicht van de procedure die is gevolgd om tot de streefwaarden voor grond/sediment en oppervlaktewater te komen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen metalen en organische microverontreinigingen. Met RIVM(RAB)-methode wordt de oorspronkelijke methode van Van Straalen en Denneman bedoeld, inclusief de in "Streven naar waarden" (2) aangebrachte modificaties. Met EPA-methode wordt bedoeld dat er een methode van de Environmental Protection Agency (VS) wordt toegepast, eveneens met modificaties die zijn aangegeven in "Streven naar waarden". EP houdt in dat er gebruik is gemaakt van de zogenoemde evenwichtspartitie-methode. Hierbij worden waarden die gebaseerd zijn op aquatische ecotoxicologische gegevens, omgerekend met behulp van partitiec Coëfficiënten naar waarden voor grond/sediment. Van deze methode is ook gebruik gemaakt om streefwaarden voor grond/sediment om te rekenen naar streefwaarden voor oppervlaktewater.

2.2 METALEN

Tabel 1
Gebruikte methoden voor risico-evaluatie metalen

Risico-evaluatie methode	RIVM(RAB)-methode	EPA-methode
Grond/sediment	Cd, Pb, Cu	Zn, Ni, Hg, Cr, As
Oppervlaktewater	Cd, Zn, Ni, Pb, Hg, Cr, Cu, As	-

Tabel 1 geeft een overzicht van de gebruikte risico-evaluatiemethoden voor metalen. De resultaten hiervan hadden maximaal toelaatbare risiconiveaus (MTRs) en verwaarloosbare risiconiveaus (VRs) tot gevolg, die beneden de huidige achtergrondgehalten in relatief onbelaste gebieden lagen (zowel in water als grond). Er is daarom de beleidsmatige keuze gemaakt om de streefwaarden voor grond/sediment op de achtergrondgehalten van metalen in relatief onbelaste gebieden te leggen. Voor metalen in oppervlaktewater is er voor gekozen bij het afleiden van streefwaarden gebruik te maken van een empirische relatie tussen sediment en oppervlaktewater (14). De streefwaarden voor oppervlaktewater zijn dus omgerekende grond/sediment streefwaarden (zie tabel 2).

Tabel 2
Methode voor intercompartmentale afstemming metalen

	Grond/sediment	Grondwater	Oppervlaktewater
Grond/sediment	-		
Grondwater	Geen relatie bekend, door gebruik van achtergrondgehalten minder relevant	-	
Oppervlaktewater	Afstemming is niet nodig omdat de streefwaarden voor oppervlaktewater zijn berekend uit streefwaarden voor grond/sediment.	Geen relatie bekend, door gevolgde benadering zijn streefwaarden grondwater hoger dan streefwaarden oppervlaktewater; is voorgelegd aan de TCB.	-

2.3 ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

In tabel 3 wordt een overzicht gegeven van de risico-evaluatiemethodiek voor 23 organische microverontreinigingen. Met de op deze wijze afgeleide streefwaarden voor grond/sediment en oppervlaktewater is een intercompartimentale afstemming uitgevoerd (zie tabel 4).

Tabel 3
Gebruikte methoden bij risico-evaluatie organische microverontreinigingen

Risico-evaluatiemethode	RIVM(RAB)-methode	EPA-methode	EPA/EP- of EP-methode (water naar grond)
Grond/sediment	-	Atrazin, lindaan, azinfos-methyl, diazinon, malathion, parathion-ethyl, dieldrin, mono-, di-, tri-, tetra- en pentachloorfenol, fluorantheen	TBTO, naftaleen, anthraceen, fenanthreen, benzo[a]-anthraceen, chryseen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, benzo[ghi]peryleen, Indeno-[123-cd]pyreen
Oppervlaktewater	TBTO, atrazin, lindaan, azinfos-methyl, diazinon, malathion, parathion-ethyl, dieldrin, pentachloorfenol	Mono-, di-, tri-, tetrachloorfenol, naftaleen, anthraceen, fenanthreen, fluorantheen, benzo[a]-anthraceen, chryseen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, benzo[ghi]peryleen, Indeno-[123-cd]pyreen	-

Tabel 4
Methode bij intercompartimentale afstemming organische microverontreinigingen

	Grond/sediment	Grondwater	Oppervlakte- water
Grond/sediment	-		
Grondwater	Afstemming is niet nodig omdat de streefwaarden voor grond/sediment zijn berekend uit streefwaarden voor (grond)water	-	
Oppervlakte- water	1. Voor 10 stoffen is afstemming niet nodig omdat de streefwaarden voor grond/sediment zijn berekend uit streefwaarden voor (oppervlakte)water. 2. Voor 13 stoffen was het ook mogelijk streefwaarden op basis van terrestrische toxiciteits gegevens af te leiden, bij vergelijking van deze met waarden berekend uit water via K_d 's is het hoogste* getal gekozen	Door de onderlinge afstemming van streefwaarden voor oppervlaktewater en grond/sediment, en door de afleiding van de streefwaarden voor grondwater uit grond/sediment, zijn de streefwaarden voor oppervlaktewater en grondwater gelijk aan elkaar	-

* De meeste streefwaarden voor organische microverontreinigingen voor grond zijn afgeleid m b v. de EPA-methode. De waarden voor water zijn meestal afgeleid met de RIVM(RAB)-methode. Deze laatste waarden werden betrouwbaarder geacht en als ze via de evenwichtspartitiemethode leidden tot een hogere schatting voor de streefwaarden voor grond dan op basis van de terrestrische gegevens werd geschat, dan werden deze op aquatische toxiciteit gebaseerde waarden aangehouden.

2.4 HERKOMST VAN GEGEVENS VOOR AFLEIDEN STREEFWAARDEN

Er zijn in het totaal met behulp van de ecotoxicologische risico-evaluatie 93 streefwaarden afgeleid (3 compartimenten, 31 stoffen). Uit tabel 5 blijkt dat er voor 56% van de streefwaarden een "eigen" gegevensbestand is gebruikt (39% op ecotoxicologische basis (10% RIVM(RAB)-methode en 29% EPA-methode) en 17% achtergrondgehalten). De overige streefwaarden (44%) zijn van deze gegevensbestanden afgeleid via partiticoëfficiënten.

Tabel 5
Herkomst van gegevens waarop de 31 streefwaarden per compartiment zijn gebaseerd

Op basis van*	Gegevens eigen compartiment, RIVM-(RAB)	Gegevens eigen compartiment, EPA	Gegevens ander compartiment, EP	Achtergrondgehalten	Achtergrondgehalten, EP	Totaal
METALEN						
Grond/sediment				8		8
Grondwater				8		8
Oppervlaktewater					8	8
ORGANISCHE STOFFEN						
Grond/sediment		13	10			23
Grondwater			23**			23
Oppervlaktewater	9	14				23
TOTAAL	9	27	33	16	8	93

* Streefwaarden voor totaalgehalten in oppervlaktewater zijn buiten beschouwing gelaten.

** Afgeleid van grond/sediment, voor 10 stoffen indirect uit oppervlaktewater

De streefwaarden voor organische microverontreinigingen in grond/sediment zijn voor 13 stoffen gebaseerd op terrestrische ecotoxiciteitsgegevens en voor 10 stoffen op aquatische ecotoxiciteitsgegevens die via een partiticoëfficiënt zijn omgerekend naar waarden voor grond/sediment. Daarna heeft intercompartimentale afstemming tussen grond/sediment en oppervlaktewater plaats gevonden. Voor de 13 stoffen zijn dus twee getallen beschikbaar; een streefwaarde op basis van terrestrische toxiciteitsgegevens en een waarde die via een partiticoëfficiënt is afgeleid uit aquatische toxiciteit. Als de waarden van elkaar afwijken is voor de hoogste waarde gekozen (zie toelichting tabel 4). De streefwaarden voor organische microverontreinigingen in grondwater zijn afgeleid van streefwaarden voor grond/sediment via partiticoëfficiënten. Omdat de streefwaarden voor grond/sediment afgestemd zijn op de streefwaarden voor oppervlaktewater en steeds dezelfde partiticoëfficiënt per stof wordt gebruikt,

zijn de streefwaarden voor organische microverontreinigingen in grondwater en oppervlaktewater gelijk aan elkaar.

Verder worden er in de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water streefwaarden gegeven waarvoor geen risico-evaluatie en/of intercompartimentale afstemming is uitgevoerd (tabel 2 in de notitie). Deze streef- en grenswaarden zijn gebaseerd op bestaande referentiewaarden, A-waarden uit de Leidraad bodemsanering, waarden voor de algemene milieukwaliteit waterbodem en kwaliteitsdoelstelling 2000. Afhankelijk van de hoogte en de betekenis werden deze waarden ingeschaald in het systeem van streef- en grenswaarden.

Uit het voorafgaande mag geconcludeerd worden dat de RIVM(RAB)-methode voor weinig stoffen kon worden toegepast, vooral in het terrestrische milieu. Verder laat tabel 5 zien dat veel streefwaarden voor de verschillende milieucompartimenten niet kunnen worden opgevat als onafhankelijk geschatte waarden, omdat door het gebruik van de evenwichtspartitiemethode en de intercompartimentale afstemming streefwaarden voor één stof in verschillende compartimenten uiteindelijk op één getal voor één compartiment gebaseerd zijn.

3 RISICO-EVALUATIE

3.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk zal worden ingegaan op de risico-evaluatiemethodiek zoals die in de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water is gebruikt voor 31 stoffen. Voor metalen en organische stoffen wordt dezelfde risico-evaluatiemethodiek gebruikt. Deze groepen van stoffen zullen in dit hoofdstuk niet apart besproken worden. Er zal worden ingegaan op het gebruik van extrapolatiefactoren en er zullen een aantal kanttekeningen gemaakt worden bij de RIVM(RAB)-methode, die een belangrijk onderdeel vormt van de risico-evaluatiemethodiek. In dit hoofdstuk zal niet worden ingegaan op de hoogte van de streef- en grenswaarden die in MILBOWA zijn afgeleid met behulp van de risico-evaluatiemethodiek. Hiervoor wordt verwezen naar hoofdstuk 5.

De risico-evaluatie die in MILBOWA is uitgevoerd voor 31 stoffen in grond en water, is gebaseerd op twee verschillende methoden. De methoden leiden beide tot schattingen van concentraties van stoffen in een milieucompartiment waarbij er sprake is van een maximaal toelaatbaar risico voor het ecosysteem. Voor iedere stof apart is een bestand aangelegd met gegevens over de ecotoxiciteit van de stof voor verschillende soorten organismen. De keuze voor één van beide methoden wordt bepaald door de kwaliteit van de gegevens over de ecotoxiciteit.

Bij vier of meer gegevens over de chronische toxiciteit (NOEC) van een stof voor groei of reproductie van verschillende soorten organismen in hetzelfde milieucompartiment, wordt de RIVM(RAB)-methode toegepast. Dit is een rekenkundige methode die op basis van toxiciteitsgegevens, ontleend aan laboratoriumexperimenten, stofgehalten in het milieu schat, die geen als nadelig te waarden effecten op het ecosysteem veroorzaken. In MILBOWA zijn de resultaten van deze methode (concentraties in het milieu) gelijk gesteld aan de concentratie waarbij sprake is van zogenoemde maximaal toelaatbaar risico.

Bij drie gegevens over de chronische toxiciteit of uitsluitend gegevens over de acute toxiciteit van een stof voor verschillende soorten organismen in hetzelfde milieucom-

partiment wordt de gemodificeerde EPA-methode toegepast. Deze methode gaat steeds uit van de laagst gevonden waarde voor de toxiciteit in een gegevensbestand en hanteert vaste extrapolatiefactoren om een maximaal toelaatbaar risiconiveau te schatten.

Het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) is, volgens de brochure "Omgaan met risico's" (3), in principe een factor 100 lager gesteld dan het maximaal toelaatbaar risiconiveau. In de notitie MILBOWA worden grens- en streefwaarden voorgesteld als een omschrijving van een algemene milieukwaliteit. De grenswaarden zijn gelijk of lager dan de maximaal toelaatbare risiconiveaus. De streefwaarden zijn gelijk aan de verwaarloosbare risiconiveaus. De factor 100 tussen het MTR en VR wordt voorgesteld als een compensatie voor onzekerheden met betrekking tot de extrapolatie tussen laboratorium en het veld, waaronder een compensatie voor de combinatietoxiciteit van mengsels van stoffen zoals die in het milieu kunnen worden aangetroffen.

De commissie kan zich voorstellen dat de risico-evaluatiemethodiek bij het afleiden van normen is toegepast voor milieucompartimenten waarvoor nog geen kwaliteitsnormen bestonden op streefwaardenniveau (bijvoorbeeld oppervlaktewater). Zij betreurt het echter dat de methode zonder meer in afleidende zin is gebruikt voor normen voor grond en grondwater en niet, zoals op grond van de voorgeschiedenis (zie hoofdstuk 1) mocht worden verwacht, in een evaluerende zin is toegepast op de referentiewaarden bodemkwaliteit. Voor het afleiden van nieuwe normen is naar oordeel van de commissie een zwaarder (sterker) instrument nodig, dan voor het evalueren van bestaande normen. De discussie hierover wordt uitgewerkt in hoofdstuk 6.

3.2 EXTRAPOLATIEFACTOREN

In de gemodificeerde EPA-methode worden extrapolatiefactoren van 10, 100 of 1000 gebruikt om een maximaal toelaatbaar risiconiveau te schatten. In tabel 6 wordt aangegeven hoe de hoogte van de extrapolatiefactor afhangt van de beschikbare gegevens.

Tabel 6

Extrapolatiefactoren die, in afhankelijkheid van de gegevens over de ecotoxiciteit van een stof, in de gemodificeerde EPA-methode worden gebruikt om maximaal toelaatbare risiconiveaus te schatten (uit "Streven naar waarden" (2))

Vereiste informatie	Extrapolatiefactor
Laagste acute L(E)C50 of QSAR voor acute toxiciteit	1000
Laagste van L(E)C50s voor minimaal algen/kreeftachtigen/vissen	100
Laagste NOEC of QSAR voor chronische toxiciteit van de meest gevoelige soort	10

Volgens de notitie MILBOWA moet, in navolging van de notitie "Omgaan met risico's", tussen het maximaal toelaatbaar risiconiveau en het verwaarloosbaar risiconiveau in principe een extrapolatiefactor van 100 gehanteerd worden. De hoogte van de totale extrapolatiefactor tussen de ecotoxiciteitsgegevens en het verwaarloosbare risiconiveau bedraagt dus, bij gebruik van de gemodificeerde EPA-methode, 1 000, 10 000 of 100.000. Bij de RIVM(RAB)-methode bedraagt de extrapolatiefactor tussen het resultaat van de methode en het verwaarloosbaar risiconiveau 100.

Er zijn voldoende argumenten aanwezig om het gebruik van extrapolatiefactoren tussen een beperkte hoeveelheid ecotoxiciteitsgegevens en het verwaarloosbaar risiconiveau te motiveren. De hoogte van de extrapolatiefactoren die worden gebruikt, is echter tot nu toe in hoge mate arbitrair. Er zijn onvoldoende gegevens beschikbaar om op wetenschappelijke gronden enige aanwijzing te verkrijgen omtrent de juiste hoogte van een extrapolatiefactor. In de regel zijn de waarden van de extrapolatiefactoren zodanig gekozen dat het risico voor het milieu zo klein mogelijk is gehouden, met andere woorden, alle onzekerheid wordt ten gunste van het milieu berekend.

De commissie vraagt zich echter af of als gevolg van de manier waarop extrapolatiefactoren zijn gebruikt in de risico-evaluatiemethodiek, de resulterende verwaarloosbare risiconiveaus niet onnodig laag zijn. Bij de gemodificeerde EPA-methode wordt immers al uitgegaan van de laagste waarde die werd aangetroffen in het gegevensbestand, wat al een beveiliging inhoudt. Dit is tevens het geval bij de RIVM(RAB)-methode, waar op basis van een gemiddelde gevoeligheid en de variatie daarin, een waarde wordt afgeleid die de gevoeligheid van de meest gevoelige soorten in een ecosysteem aangeeft. De commissie erkent dat er op het terrein van extrapolatie bijzonder weinig kennis bestaat, maar acht een waarschuwing voor het hanteren van

(extra) hoge extrapolatiefactoren - bij gebrek aan ecotoxicologische gegevens - hier op zijn plaats

Bijzondere aandacht hierbij behoeft de vraag of het noodzakelijk is het resultaat van de RIVM(RAB)-methode te moeten delen door 100 om tot een concentratie van een stof in het milieu te komen waarbij er sprake is van een verwaarloosbaar risico. Hierbij moet voorop worden gesteld dat het hanteren van de RIVM(RAB)-methode met een 95%-beschermingsniveau en de gelijkstelling daarvan aan het MTR een beleidskeuze is. Het 95%-niveau heeft echter wel enige achtergrond. In de eerste publicaties over de RAB-methode werd de methode veelal gebruikt om de referentiewaarden bodemkwaliteit te evalueren. Dit leidde tot beschermingspercentages van 85% voor cadmium (4), 98% voor lood, 74% voor kwik, 75% voor nikkel (11), 95% voor lindaan, 90% voor aldrin en 89% voor dieldrin (12) bij de betreffende referentiewaarden. Bij de berekening van deze percentages werd rekening gehouden met de onzekerheid ten gevolge van een kleine steekproefomvang. Bij verwaarlozing van deze onzekerheidsmarge, leidde de evaluatie van de referentiewaarden tot beschermingspercentages van ongeveer 95 tot 99%. Op basis van de toen bekende gegevens vonden de betreffende onderzoekers het 95% en 99% beschermingsniveau ecologisch relevant (11) en aanvaardbaar als een verwaarloosbaar risico, zonder over-conservatief te zijn (het werd immers toegestaan dat 1% of 5% van de soorten met overschrijding van de NOEC te maken kreeg). De keuze voor een 95% beschermingsniveau is dus min of meer gekijkt op de referentiewaarden. Achterliggende gedachte hierbij was ongetwijfeld dat de resultaten van de methode de overheid in ieder geval geen aanleiding konden geven voor verhoging van de referentiewaarden.

Er is in publicaties over de RAB-methode aandacht besteed aan de vraag of er een laboratorium-veld extrapolatiefactor gebruikt moest worden (4). Daarbij werd een aantal argumenten naar voren gehaald die pleitten voor een extrapolatiefactor hoger dan wel lager dan één. Een van deze argumenten betrof de combinatietoxiciteit van mengsels van stoffen. De onderzoekers kwamen toen tot de conclusie dat er gezien de argumenten die voor een extrapolatiefactor hoger dan één pleitten en de argumenten die voor een extrapolatiefactor lager dan één pleitten, voorlopig het beste een factor van één kon worden aangehouden. Tevens werd er nader onderzoek aanbevolen. Geconstateerd kan worden dat hier in de tussentijd nauwelijks iets aan gedaan is.

Gezien het bovenstaande kan verwacht worden dat in ieder geval voor metalen de RIVM(RAB)-methode met 95% bescherming resultaten oplevert die ongeveer op het niveau van de referentiewaarden liggen. In MILBOWA worden de resultaten van de

RIVM(RAB)-methode daarna door 100 gedeeld om het verwaarloosbaar risiconiveau af te leiden. Hiermee heeft het beleid een arbitraire keuze gemaakt waarvan op voorhand kon worden voorspeld dat deze grote afwijkingen ten opzichte van de referentiewaarden voor metalen zou veroorzaken. Er is echter tot nu toe niet vastgesteld dat de referentiewaarden voor metalen te hoge waarden zouden zijn om een goede milieukwaliteit aan te geven.

Voor organische microverontreinigingen ligt de situatie niet zo eenvoudig. Er zijn minder aanwijzingen dat de RIVM(RAB)-methode bij 95% tot resultaten leidt die vergelijkbaar zijn met referentiewaarden. De commissie heeft er dan echter wel moeite mee dat voor organische verbindingen waarvoor geen risico-evaluatie is uitgevoerd, geen veiligheidsfactor van 100 is gebruikt, maar dat de referentiewaarden voor deze verbindingen direct op het niveau van de streefwaarde zijn vastgesteld. Deze waarden zijn immers op minder ecotoxicologische gegevens gebaseerd dan de streefwaarden waarvoor wel een risico-evaluatie is uitgevoerd.

3.3 BLOOTSTELLING

Het kanselement in de risicobenadering voor ecosystemen bevindt zich in de kans op blootstelling van een organisme aan een bepaalde microverontreiniging. In de notitie "Omgaan met risico's" wordt de kans op blootstelling gelijk gesteld aan één. Bij de RIVM(RAB)-methode wordt er derhalve ook van uitgegaan dat de kans op blootstelling gelijk is aan één. Het argument hiervoor is dat het gaat om de bescherming van populaties en dat er sprake is van een continue belasting door een concentratie van een bepaalde stof. In laboratoriumexperimenten is de blootstellingskans ook gelijk aan één, daar de organismen uitsluitend homogeen verontreinigd substraat en/of voedsel krijgen aangeboden. Het risiconiveau wordt geschat alsof deze concentratie in het milieucompartiment homogeen verdeeld is en overal voorkomt. Theoretisch gezien is dit uitgangspunt juist: de afgeleide norm geldt in principe voor heel Nederland en mag overal voorkomen. In werkelijkheid zal de verspreiding van stoffen in de bodem heel heterogeen zijn en zullen er plaatsen worden aangetroffen waar de concentratie hoger is dan de norm en plaatsen waar de concentratie lager is dan de norm. Daadwerkelijke nadelige effecten op soorten zullen alleen voorkomen als een groot gedeelte van de in Nederland aanwezige individuen van deze soort zich op een plek bevindt waar de concentratie de norm overschrijdt en hieraan niet kan ontsnappen. De schaal waarop de heterogeniteit in de verspreiding van stof voorkomt speelt dus

een belangrijke rol. Hierbij wordt ook belangrijk hoe bodems of wateren beoordeeld moeten worden. Als een bodem of water lokaal niet aan de streefwaarde voldoet dan hangt het werkelijke risico hiervan dus af van de grootte van deze locatie. Het risiconiveau wordt op de schaal van heel Nederland berekend, terwijl met dit risiconiveau lokaal bodems en wateren worden beoordeeld. Hierdoor ontstaat er discrepantie tussen de norm en de gemeten waarde. Het feit dat de schaalproblematiek niet bij de afleiding van een risiconiveau wordt meegenomen leidt waarschijnlijk tot overschatting van de daadwerkelijke risico's (zie ook discussie over herstel in het TCB-advies "Bodembescherming en bestrijdingsmiddelen", 15)

Voorts moet rekening gehouden worden met de biologische beschikbaarheid. Er zijn geen methoden voor de voorspelling van de biologische beschikbaarheid. Het is echter wel duidelijk dat de opname van een stof door een organisme, en daarmee het effect op het organisme, niet zonder meer vanuit de totale concentratie in het milieu voorspeld kan worden. De interne concentratie in de organismen in laboratoriumexperimenten neemt vaak sneller toe en wordt hoger dan op grond van veldgegevens verwacht mag worden, hetgeen aangeeft dat bij dezelfde gehalten van een stof de blootstelling in laboratoriumexperimenten veel hoger kan zijn dan de blootstelling in het veld (zie bijvoorbeeld ref. 16)

3.4 ASELECTE STEEKPROEF

De RIVM(RAB)-methode gaat er vanuit dat de gevoeligheid van soorten voor een bepaalde stof een theoretische kansverdeling volgt: een log-logistische verdeling. De vorm van deze verdeling wordt bepaald door twee parameters, die worden geschat op grond van beschikbare gegevens over gevoeligheid van soorten voor een stof in het laboratorium. Hierbij gaat het om effecten op groei of reproductie die zijn waargenomen bij een (semi)chronische blootstelling aan een stof. Dit houdt in dat de experimenten zo zijn uitgevoerd dat de concentraties van de stof in het voer of medium waaraan een soort wordt blootgesteld niet dodelijk zijn en de blootstellingsduur een relatief groot gedeelte van de generatietijd van een soort beslaat.

De invoergegevens voor de methode, waaruit de parameters geschat worden, moeten aan de eis voldoen dat de soorten waarvan de gevoeligheid voor een stof is bepaald een aselechte steekproef vormen uit alle soorten die potentieel in een bepaald ecosysteem kunnen voorkomen (4, 17). Hiervoor is het noodzakelijk dat alle soorten in een

"hoge hoed" worden gedaan en dat daaruit een trekking wordt gedaan. Van de "getrokken" soorten wordt de gevoeligheid voor een bepaalde stof onderzocht. Voor een realistische uitkomst is het gezien de statistische achtergrond van de methode een absolute eis dat ook alle te beschermen soorten in de hoge hoed zitten. In de praktijk is het echter slechts mogelijk om een beperkt aantal soorten in het laboratorium te houden en daarmee toxiciteitstoetsen uit te voeren. Dit aantal soorten is heel erg klein ten opzichte van het totaal aantal soorten.

Dit zal worden geïllustreerd aan de hand van de situatie voor bodemorganismen. Bij de vraag hoe de representatieve groep bodemorganismen is samengesteld, moet in principe gedacht worden aan alle soorten die in Nederland kunnen voorkomen. Het doel is immers om aan 95% van alle soorten bodemorganismen bescherming te bieden, dus ook aan zeldzame soorten. Er is geen "definitieve" lijst voorhanden van alle soorten die in Nederland kunnen voorkomen. In tabel 7 wordt een overzicht gegeven van (geschatte) aantallen (soorten) bodemorganismen per belangrijk geachte groep.

Tabel 7

Overzicht van aantallen individuen per vierkante meter (bosbodems) en het aantal soorten dat in Nederland voorkomt voor een aantal belangrijke groepen meercellige bodemorganismen (gegevens voor aantallen per vierkante meter zie ref. 18, verder mondelinge en schriftelijke mededelingen van Van Straalen).

	Aantal/m ²	Soorten in NL
Nematoden	2-20 10 ⁶	300
Potwormen (<i>Enchytraeidae</i>)	20000	25
Regenwormen (<i>Lumbricidae</i>)	1000	28
Landslakken (<i>Mollusca</i>)	8000	125
Miljoen- en duizendpoten (<i>Myriapoda</i>)	1000	52
Pissebedden (<i>Isopoda</i>)	500	23
Mieren (<i>Formicidae</i>)	800	62
Kevers (<i>Coleoptera</i>)	1000	3800
Vliegen(larven) (<i>Diptera</i>)	1000	4500
Spinnen (<i>Araneidae</i>)	1000	580
Springstaarten (<i>Collembola</i>)	40000	±100
Mijten (<i>Acari</i>)	120000	±800

Deze tabel dient met enige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. De gegevens voor aantallen per vierkante meter zijn hoog omdat het voornamelijk schattingen voor bosbodems betreft. Bovendien zijn deze aantallen onderhevig aan sterke schommelingen in tijd en plaats. Het aantal soorten in Nederland van sommige groepen is niet precies bekend en moest geschat worden (springstaarten, mijten). Een dergelijke lijst kan worden opgesteld voor andere relevante groepen bodemorganismen: virussen, bacteriën, actinomyceten, schimmels, protozoën, algen, platwormen, raderdier-

tjes, beerdertjes, gewervelde bodemdieren en planten (19) De groep van planten kan ook weer in allerlei subgroepen worden ingedeeld

In het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek wordt in lijn B een aantal toetsen voor de bodem ontwikkeld Zoals het zich nu laat aanzien komen er standaardtoetsen beschikbaar voor (tussen haakjes aantallen soorten) protozoen (1), nematoden (1), springstaarten (2), mijten (2), pissebedden (2), muljoenpoten (2), spinnen (1) en regenwormen (3). Verder zijn er ook toetsen voor planten, één voor éénzaadlobbigen (monocotylen) en één voor tweezaadlobbigen (dicotylen). Tevens zijn er toetsen bekend voor de microbiele activiteit in de bodem, zoals glutaminezuurafbraak, respiratie, verschillende enzymactiviteiten en nitrificatie Het nadeel van de microbiele toetsen is echter dat de RIVM(RAB)-methode niet van toepassing is op dergelijke gegevens. Dit is een gevolg van het feit dat in experimenten meestal de activiteit van meerdere soorten micro-organismen tegelijk wordt bepaald Het mag niet zonder meer worden aangenomen dat de uitkomsten van deze microbiele experimenten een identieke statistische verdeling volgen als de uitkomsten van experimenten waarin de gevoeligheid van individuele parameters zoals groei en reproductie van organismen, is bepaald

Een ander punt is dat door uit te gaan van NOECs, verkregen uit toetsen met chronische blootstelling, soorten met een lange generatietijd onaantrekkelijk zijn als toetssoorten De experimenten nemen hierdoor namelijk veel tijd in beslag Ook heel gevoelige soorten (voor laboratoriumcondities) en ongevoelige soorten (voor stoffen) worden, om verschillende redenen, vaak niet gebruikt in toetsen

Het is uit het bovenstaande duidelijk dat er geen standaardtoxiciteitstoets voor iedere relevante groep bodemorganismen is, laat staan voor alle soorten. Dit probleem kan deels ondervangen worden door de toetssoorten voor laboratoriumexperimenten zo uit te kiezen dat zij een representatieve afspiegeling vormen van de soorten die in werkelijkheid voorkomen, door bijvoorbeeld uit alle (taxonomische) groepen die voorkomen één of meer vertegenwoordigers te kiezen. Ook dan zal het aantal toetssoorten echter aanzienlijk groter en diverser moeten zijn dan nu het geval is.

Tot nu toe is de weg gevolgd dat, vanwege de onmogelijkheid van een aselechte steekproef, er werd gekozen voor soorten die representatief zouden zijn ten aanzien van taxonomie, morfologie en blootstellingsroute, omdat deze een representatief beeld zouden geven van de totale spreiding in gevoeligheid van soorten in een ecosysteem. Dit kan echter ook tot gevolg hebben dat de variatie in gevoeligheid anders wordt ge-

schat dan in werkelijkheid het geval is. De statistische procedure gaat uit van een willekeurige greep uit het bodemleven, terwijl de gebruiker van de huidige methode zijn best doet om zoveel mogelijk diversiteit in de steekproef te krijgen. Het is de vraag of deze grote diversiteit altijd leidt tot grotere variatie in gevoeligheid, maar deze mogelijkheid moet zeker niet uitgesloten worden. De schatting van de waarden behorend bij het 95% beschermingsniveau zouden hierdoor in het algemeen lager kunnen komen te liggen dan de werkelijke waarden.

Er wordt naar gestreefd om bij het verzamelen van toxiciteitsgegevens een standaardpakket van toetssoorten per stof te gebruiken. Dit maakt de methode minder afhankelijk van wetenschappelijke publicaties, die vaak niet goed bruikbaar zijn. De daarin beschreven proeven zijn op heel verschillende wijzen uitgevoerd en soms niet expliciet bedoeld om een NOEC vast te stellen. Voor het aquatisch milieu zou zo'n standaardpakket bijvoorbeeld kunnen bestaan uit o.a. een vis, een kreeftachtige en een alg. De variatie in gevoeligheid voor stoffen wordt echter niet alleen bepaald door de eigenschappen van een stof, maar voor een belangrijk deel ook door de eigenschappen van de soorten zelf. Dat betekent dat met het gebruik van een standaardpakket van toetssoorten een min of meer vaste variatiecomponent wordt geïntroduceerd, hetgeen afbreuk doet aan een juiste schatting van de variatie in gevoeligheid van soorten op basis van een aselechte steekproef uit alle potentieel voorkomende soorten.

3.5 KANSVERDELING EN BETROUWBAARHEIDSINTERVAL

De RIVM(RAB)-methode heeft als uitgangspunt dat de gevoeligheid van soorten een log-logistische verdeling volgt. De TCB heeft al eerder opgemerkt dat op theoretische gronden een log-normale verdeling de meest voor de hand liggende verdeling is en dat de log-logistische verdeling uitsluitend is gekozen vanwege de wiskundige eenvoud. Inmiddels is er een methode ontwikkeld die van dezelfde principes uitgaat als de RIVM(RAB)-methode, maar verder van een log-normale verdeling gebruik maakt. Analyses hebben laten zien dat de resultaten van deze methode geen grote afwijkingen vertoont ten opzichte van de RIVM(RAB)-methode (20). Gezien het relatief kleine aantal gegevens dat beschikbaar is voor de methoden is het bijzonder moeilijk om uit te maken of er voor een log-logistische dan wel een log-normale verdeling gekozen moet worden. Het voornaamste verschil tussen de methoden zit in de vorm van de verdeling in de uitersten, d.w.z. of bij de lage of bij de hoge percentielen. Omdat de methoden bij 5% worden toegepast, wat in dit verband als een laag percentage mag

worden gezien, kan het toch uitmaken voor welke kansverdeling wordt gekozen. De commissie is er voorstander van de methode met een log-normale verdeling verder uit te werken, omdat dit goed aansluit bij de statistische theorie en daaruit af te leiden robuuste standaardmethoden. Met een dergelijke keuze kan veel discussie over "methoden" vermeden worden en de aandacht worden gericht op de volgende punten: schatting van een bepaald risiconiveau met een betrouwbaarheidsinterval en de gevolgen van het beschikken over een niet aselechte steekproef uit een niet representatieve groep soorten.

Hierbij dient opgemerkt te worden dat tot nu toe steeds gebruik is gemaakt van de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval rond het geschatte risiconiveau (RAB-methode) of het midden van het betrouwbaarheidsinterval (RIVM(RAB)-methode). De commissie is echter van oordeel dat de methode zo ontwikkeld dient te worden dat zowel de boven- als ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval bekend zijn. Alleen hiermee is het mogelijk te beoordelen of de schatting van een bepaald risiconiveau op basis van een aantal gegevens een betrouwbare schatting is. Door eisen te stellen aan de breedte van het betrouwbaarheidsinterval kunnen te beperkte gegevensbestanden herkend worden. Dit vereist echter een besliscriterium voor de aanvaardbare breedte van het betrouwbaarheidsinterval. Dit zou kunnen samenhangen met de andere relevante bronnen van onzekerheid, als het gaat om het toetsen van gehalten van stoffen in de bodems aan normwaarden, te weten de variatie die wordt veroorzaakt door de bemonstering van de bodem en de variatie die wordt veroorzaakt door de analysetechnieken voor stoffen (21). Door het gehele betrouwbaarheidsinterval van de RIVM(RAB)-methode te beschouwen, wordt informatie verschaft over de onzekerheden in de mate van bescherming van het ecosysteem, dus de kans dat er ten onrechte een te laag of te hoog verwaarloosbaar risiconiveau wordt gehanteerd.

Voor de log-normale verdeling geldt dat de onder- en bovengrens voor een betrouwbaarheidsinterval eenvoudig te berekenen zijn uit de waarden die hiervoor worden gegeven in tabellenboeken voor normale verdelingen. Voor de log-logistische verdeling is het mogelijk om ook de bovengrens te bepalen met de methode waarmee in de RIVM(RAB)-methode een ondergrens (95%) of het midden (50%) van het betrouwbaarheidsinterval van een bepaald risiconiveau worden afgeleid. Dit is echter een nogal bewerkelijke methode.

3.6 SPECIFIEK WERKENDE STOFFEN EN NUTRIENTEN

Een gevolg van de statistische achtergrond van de RIVM(RAB)- en daaraan verwante methoden is het feit dat de methoden niet toepasbaar zijn voor stoffen die een werkingsmechanisme hebben, waarbij de gevoeligheid van soorten geen log-logistische of log-normale verdeling volgt. Hierdoor kan de methode waarschijnlijk niet gebruikt worden voor (specifiek werkende) bestrijdingsmiddelen, maar ook niet voor essentiële micronutriënten, zoals de metalen koper en zink. In "Streven naar waarden" is de methode wel gebruikt voor bestrijdingsmiddelen, maar heeft men alleen de gegevens voor gevoelige (doel)soorten gebruikt. Het argument hiervoor was dat het combineren van de gegevens voor niet-doelsoorten en doelsoorten leidde tot een zodanige toename in de variatie in gevoeligheid dat het MTR bijzonder laag zou komen te liggen.

De commissie heeft in haar advies "Bodembescherming en bestrijdingsmiddelen" aandacht besteed aan deze problematiek (15). Hierbij kwam ze, in tegenstelling tot de benadering in "Streven naar waarden", tot de aanbeveling om, bij specifiek werkende bestrijdingsmiddelen, gegevens van doelsoorten niet te gebruiken in de methoden. Als argument hiervoor werd aangevoerd dat bij zeer specifiek werkende middelen een MTR op basis van alleen doelsoorten lager zal zijn dan een MTR op basis van niet-doelsoorten. Bij het gebruik van alleen doelsoorten voor specifiek werkende middelen wordt het MTR en daarmee ook de streefwaarde steeds lager, wat mogelijk het gebruik van een dergelijk specifiek werkend middel in gevaar brengt. Daarnaast kan bij effecten op doelsoorten niet van een nadelig neveneffect worden gesproken.

Het is echter moeilijk aan te geven welke bestrijdingsmiddelen zo specifiek werken dat er geen sprake meer is van een symmetrische kansverdeling van gevoeligheden (op log-schaal) en er zijn ook geen voorbeelden van bekend. In ieder geval moet de RIVM(RAB)-methode niet worden toegepast als er aanwijzingen zijn dat er geen sprake meer is van één symmetrische kansverdeling. De commissie geeft er in dergelijke gevallen bij bestrijdingsmiddelen de voorkeur aan om de methode voor doelsoorten en niet-doelsoorten apart toe te passen en de daaruit af te leiden waarden afhankelijk van het type beleidsvraag toe te passen.

Bijvoorbeeld: bij beoordeling van bestrijdingsmiddelen die in het kader van teelt worden toegepast, wordt de waarde afgeleid van niet-doelsoorten toegepast. In gebieden waar de betreffende teelt niet plaatsvindt geldt de lagere waarde gebaseerd op doelsoorten.

Voor nutriënten geldt eenzelfde problematiek. Dit is toegelicht in de publicaties over de RAB-methode en in TBC-adviezen waarin gebruik is gemaakt van de RAB-methode (4, 11, 12)

3.7 SELECTIE GEGEVENS EN BEPALING VAN NOECS

De RIVM(RAB)-methode gaat uit van een No Observed (Adverse) Effect Concentration (NO(A)EC). Het bestaan van een geen-effect-niveau drukt uit dat niet iedere verhoging van een concentratie van een stof een negatief effect tot gevolg heeft. Met andere woorden, er is een bepaald drempelniveau voor een stof waarboven negatieve effecten gaan optreden. Onder dit niveau is een organisme in staat om, eventueel via een speciaal afweermechanisme, negatieve effecten van de stof te voorkomen. In toxiciteitsexperimenten wordt een reeks van concentraties getest. De NOEC is de hoogste concentratie waarbij nog geen negatief effect wordt waargenomen.

Aan het bepalen van een toxicologisch criterium in een toxiciteitsexperiment moet een aantal eisen worden gesteld, onder andere ten aanzien van reproduceerbaarheid en statistische toetsbaarheid. Vaak wordt eerst een zogenaamd "range finding" experiment uitgevoerd, waarbij het effect van een beperkt aantal, relatief ver uiteenliggende concentraties wordt bepaald (concentratiestappen factor 10). Naar aanleiding van het resultaat wordt de "range" van concentraties voor het uiteindelijke experiment gekozen. Gangbaar is in die range een vaste vermenigvuldigingsfactor te kiezen waarmee tegemoet gekomen wordt aan het idee dat er tussen de gekozen concentraties en het waargenomen effect een logaritmisch verband is (d.w.z. het effect neemt lineair toe met de logaritme van de concentratie). Dit houdt in dat in goed uitgevoerde experimenten concentratiestappen worden gebruikt die oplopen met een factor tweede- of derde machtswortel van 10. De schatting van de NOEC is vanwege dergelijke concentratiestappen niet continu maar discreet. De werkelijke NOEC zal tussen de geschatte hoogste geen effect concentratie en de laagste effect-concentraties in liggen, maar in de regel wordt de hoogste concentratie zonder effect als NOEC gegeven. Hiermee wordt de NOEC meer of minder te laag geschat, wat uiteindelijk ook kan leiden tot lagere schattingen van een maximaal toelaatbaar risiconiveau.

Tot nu toe zijn de schattingen van deze concentraties voornamelijk gebaseerd op toxiciteitsgegevens uit wetenschappelijke artikelen, waarin het effect van een stof op een eigenschap van een soort werd onderzocht. Het vereist een flinke hoeveelheid "expert judgement" om uit deze gegevens geschikte gegevens te destilleren en om tot een keuze te komen bij een onevenwichtige samenstelling van de gegevens. Dit laatste

probleem ontstaat doordat bepaalde soorten organismen veelvuldig zijn gebruikt in toxiciteitsexperimenten. Een verzameling van NOEC-waarden voor een stof kan bijvoorbeeld bestaan uit 5 gegevens voor regenwormen en één gegeven elk voor springstaart, pissebed en plant. Bij gebruik van alle gegevens zouden de regenwormen de uitkomst sterk kunnen domineren. Daarbij zijn er ook aanwijzingen dat de variatie in gevoeligheid voor stoffen binnen een taxonomische groep kleiner is dan de variatie tussen taxonomische groepen. In "Streven naar waarden" is de dominantie van een bepaalde taxonomische groep voorkómen door steeds de laagste NOEC uit die groep te kiezen. Dit kan aanleiding geven tot een systematisch lagere schatting van een maximaal toelaatbaar risiconiveau dan werkelijk nodig is. De commissie geeft er de voorkeur aan om de benadering te volgen uit het RIVM-rapport "Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's" (22). Hier is het geometrische gemiddelde van meer NOECs voor één taxonomische groep gebruikt.

Een tussenoplossing voor het gebrek aan gegevens kan worden gezocht in het poolen van gegevens voor verschillende stoffen. De variatie in gevoeligheid voor een stof wordt bepaald door enerzijds de eigenschappen van de stof en anderzijds door de eigenschappen van de organismen zelf. Alle schattingen van de variatie in gevoeligheid voor een bepaalde stof hebben een gemeenschappelijke component, het aandeel van de organismen zelf. Hiervan kan gebruik gemaakt worden door bij de schatting van de variatie van de gevoeligheid voor een stof ook gegevens over de variatie van gevoeligheid voor andere stoffen te gebruiken. Een eerste verkenning, waarbij homogeniteit van variantie als criterium werd gebruikt om tot poolen te mogen overgaan, liet zien dat deze methode wellicht perspectieven biedt (23).

3.8 CONCLUSIES

Ten aanzien van het gebruik van de RIVM(RAB)-methode:

1. Zijn er onvoldoende gegevens omdat er te weinig toetssoorten zijn en er weinig experimenten zijn uitgevoerd. Dit is vooral voor de bodem het grootste struikelblok,
2. Is er onzekerheid over de geldigheid van de aannames die in de methode worden gemaakt,
3. Is er onzekerheid over de juiste schatting van het betrouwbaarheidsinterval,
4. Is er onzekerheid over de manier waarop de verzameling van toetsgegevens is op te vatten als een steekproef van soorten uit het milieu,

5 Is er onzekerheid of met 95% bescherming op NOEC-niveau een ecosysteem voldoende beschermd is.

Door de gemaakte keuzes in MILBOWA leidt de risico-evaluatiemethodiek mogelijk tot een overdreven conservatieve benadering omdat de onzekerheden steeds naar één kant toe zijn uitgewerkt (ten gunste van ecosystemen). Dit komt bij onder andere doordat

- a De RIVM(RAB)-methode is gebaseerd op NOECs, d w z iedere statistisch significante afwijking in groei of reproductie wordt als een negatief effect gezien, ongeacht de omvang van de gevolgen hiervan voor de populatiegroeisnelheid, of, op een hoger niveau, het ecosysteem,
- b De blootstellingskans op één is gesteld,
- c (Per taxonomische groep) steeds de laagste NOEC is gebruikt,
- d Het noodzakelijk werd geacht een extrapolatiefactor van 100 te gebruiken tussen het resultaat van de methoden en het verwaarloosbaar risiconiveau

Dit alles kan gemakkelijk tot overschatting van de werkelijke risico's leiden. Te lage streefwaarden kunnen allerlei negatieve consequenties hebben, afhankelijk van de betekenis die aan de streefwaarden zal worden gegeven. Als deze vergelijkbaar is met die van de referentiewaarden, dan hebben de streefwaarden consequenties voor bijvoorbeeld de mate waarin een verontreinigde bodem gesaneerd moet worden en voor de nog toelaatbaar geachte uitloging uit bouwstoffen. Te lage streefwaarden kunnen bij het beoordelen leiden tot een stigmatisering van bodems en oppervlaktewateren. Gezien de vele vragen die bij de toepassing van de risico-evaluatiemethodiek kunnen worden gesteld en het gebrek aan geschikte basisgegevens beveelt de commissie aan om in ieder geval bij de RIVM(RAB)-methode gebruik te maken van het betrouwbaarheidsinterval dat de methode in principe oplevert. Bij de evaluatie zijn zowel de bovengrens als de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval voor het 95% beschermingsniveau van belang. Slechts indien een bestaande norm buiten het interval ligt zou op ecotoxicologische gronden overwogen kunnen worden om de norm aan te passen. De breedte van het betrouwbaarheidsinterval is een goede maat voor de kwaliteit van de ecotoxicologische onderbouwing voor milieunormen. Dit is niet alleen voor evaluatie van bestaande normen, maar met name ook voor de ontwikkeling van nieuwe normen van belang.

Het verschil dat de commissie wenst aan te brengen tussen de evaluatie van bestaande normen en de ontwikkeling van nieuwe normen heeft ook een meer principiële achtergrond; de commissie vindt dat er bij het afleiden en herzien van normen

voor natuurlijke en in het milieu voorkomende niet natuurlijke stoffen meer overwe-
gingen een rol moeten spelen dan alleen het risico voor ecosystemen. In hoofdstuk 6
zal de commissie hier verder op ingaan.

|

|

4 INTERCOMPARTIMENTALE AFSTEMMING

4.1 INLEIDING

In hoofdstuk 2 is in de tabellen 2 en 4 aangegeven welke methode is gevolgd bij de intercompartimentale afstemming van streefwaarden voor grond/sediment, grondwater en oppervlaktewater. Daaruit bleek dat er slechts in beperkte mate sprake is van intercompartimentale afstemming. Bij afstemming tussen 2 compartimenten dient er volgens de commissie voor beide compartimenten een onafhankelijke schatting te zijn gemaakt voor een verwaarloosbaar risico-niveau. Door mathematische relaties te gebruiken, kunnen beide concentraties met elkaar worden vergeleken, waarna bij grote verschillen op grond van een bepaald criterium een beslissing wordt genomen om één van beide aan te passen. Voor de 31 stoffen waarbij "intercompartimentale afstemming" heeft plaats gevonden, trad de hierboven beschreven situatie slechts op voor 13 stoffen waarbij grond/sediment en oppervlaktewater werden vergeleken.

In alle andere gevallen heeft er, door gebrek aan gegevens, slechts omrekening van concentraties voor water naar grond/sediment plaats gevonden of, voor metalen, omrekening van grond/sediment naar oppervlaktewater. Van de 93 streefwaarden voor grond/sediment, grondwater en oppervlaktewater zijn er 41, via een mathematische relatie, afgeleid van een streefwaarde voor een ander compartiment.

Bij het gebruik van partitiec коэффициënten gaat men er vanuit dat bij contact tussen water en grond er een evenwicht ontstaat in de verdeling van een daarin aanwezige stof over de beide media. Er zijn verschillende manieren om partitiec коэффициënten te bepalen: door het uitvoeren van experimenten, door berekeningen op basis van de stoffeigenschaften onder bepaalde aannames of door metingen in het veld in mengende compartimenten (zwevend slib en oppervlaktewater, grond en grondwater). De partitie van hydrofobe, apolaire organische verbindingen over grond en water wordt voornamelijk bepaald door de hoeveelheid organische stof die zich in de grond bevindt (24). Bij hoge organisch stofgehalten geldt dit echter niet meer. Voor hydrofiele, polaire en ionogene verbindingen geldt dat de partitie afhankelijk is van een groot aantal eigenschappen van zowel de vaste als vloeibare fase. Voor metalen geldt dat de partitie afhankelijk is van de hoeveelheid organische stof, kleimineralen, ijzer-,

mangaan- en aluminiumhydroxides, kalk en fosfaat in de grond. Ook eigenschappen van de vloeibare fase spelen een belangrijke rol, zoals de redoxpotentiaal, pH, anion- en kation activiteit, opgelost organische stof en de speciatie van de metalen (25)

Dit heeft er toe geleid dat er geen methoden voor handen zijn om partitiec коэффициenten voor metalen op eenvoudige wijze experimenteel te bepalen of op grond van bepaalde eigenschappen te berekenen, zoals voor apolaire organische verbindingen. Er bestaat slechts een model waaraan de sorptie van cadmium wordt beschreven (26) als functie van een aantal bodemparameters. Voor andere metalen is de ontwikkeling nog niet zover.

4.2 BRUIKBAARHEID VAN PARTITIECOEFFICIENTEN VOOR HET AFLEIDEN VAN NORMEN

In de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water gaat het bij de intercompartimentale afstemming om waarden die zijn gebaseerd op ecotoxicologische risico's. Bij het gebruik van partitiec coefficients bij omrekening van deze waarden naar waarden voor een ander compartiment wordt er vanuit gegaan dat de toxiciteit van een stof uitsluitend wordt veroorzaakt door de niet geadsorbeerde fractie van de verontreiniging. De opname van organische stoffen door organismen verloopt voor veel stoffen voornamelijk via de waterfase. Dit blijkt vooral te gelden voor stoffen met een $K_{ow} \leq 5$. De opname van stoffen door bodemorganismen met een hard pantser (veel arthropoden) vindt echter voornamelijk plaats via het voedsel en niet via de huid die de voornaamste opnameroute is voor aquatische organismen en "weke" bodemdieren. In de darm van bodemdieren met een hard pantser kunnen verschillende condities heersen, waarbij vooral de pH een factor van belang is. Het is niet ondenkbaar dat bodemdieren over zodanige darmcondities beschikken dat zij zelf invloed kunnen uitoefenen op de beschikbaarheid van microverontreinigingen in het voedsel en dat ook de geadsorbeerde fractie van de stof van belang wordt. Voor polaire verbindingen is dit een factor om rekening mee te houden. Voor apolaire verbindingen zal dit echter waarschijnlijk geen factor van belang zijn, omdat de sorptie van deze verbindingen nauwelijks wordt beïnvloed door de pH.

De voornaamste vraag die zich voordoet bij de intercompartimentale afstemming is of de gebruikte relaties voor omrekening tussen de compartimenten, en dan met name de daarin gebruikte partitiec coefficients, een betrouwbaar resultaat opleveren. Daarbij moet onderscheid gemaakt worden tussen afstemming van streefwaarden

voor verschillende compartimenten en het afleiden van streefwaarden voor een compartiment uit een streefwaarde voor een ander compartiment. Het tweede vereist naar oordeel van de commissie een grotere betrouwbaarheid dan het eerste.

Partitiecoëfficiënten voor organische microverontreinigingen worden voldoende betrouwbaar geacht om globaal normen voor water om te rekenen in normen voor grond en vice versa. Er moet echter wel rekening gehouden worden met een bepaalde foutenmarge. In het verleden zijn partitiecoëfficiënten al gebruikt voor het afleiden van referentiewaarden voor grond op basis van waarden in water. Uit de toenmalige analyses is echter gebleken dat de verschillen bij vergelijking van berekende partitiecoëfficiënten met experimenteel bepaalde partitiecoëfficiënten, binnen de bandbreedte van 1 log eenheid lagen (24). Mede naar aanleiding daarvan is er voor gekozen de referentiewaarden voor organische microverontreinigingen, voor zover deze boven de detectiegrens lagen, in klassen in te delen met een klassebreedte van 1 log eenheid (factor 10). De commissie is er voorstander van om ook nu deze meer globale benadering te volgen voor streefwaarden voor organische verbindingen in grond/sediment die zijn berekend met behulp van partitiecoëfficiënten uit streefwaarden voor water.

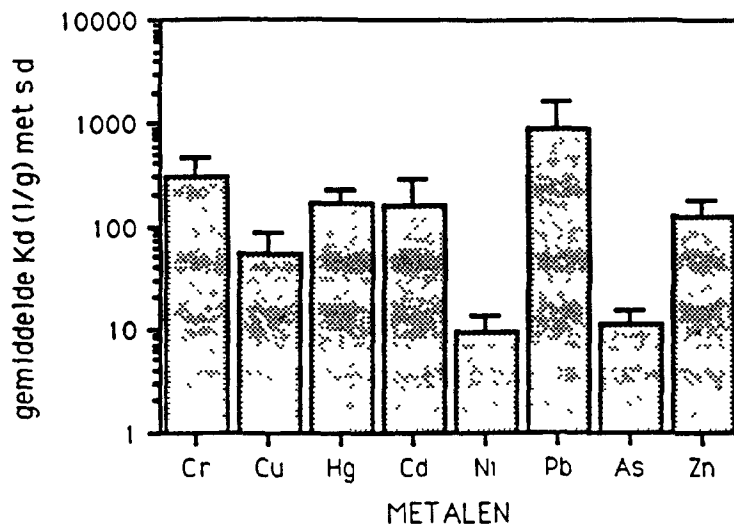
Voor metalen is de situatie aanzienlijk gecompliceerder. De adsorptie van metalen aan grond is afhankelijk van een groot aantal factoren van zowel de waterfase als de vaste fase. Als nu intercompartimentale afstemming noodzakelijk wordt geacht, dan zouden, in theorie, de volgende wegen kunnen worden bewandeld

- a Er wordt een overzicht gemaakt van alle waarden die een partitiecoëfficiënt voor een metaal kan aannemen onder allerlei mogelijke condities, waaruit een gemiddelde, hoogste- en laagste waarde worden afgeleid. Het gebruiken van een gemiddelde voor intercompartimentale afstemming is echter niet geschikt omdat er in werkelijkheid bijzonder grote afwijkingen in kunnen optreden. Om er zeker van te zijn dat onder alle omstandigheden het sediment is beschermd tegen toelevering van opgeloste metalen in oppervlaktewater moet dan worden uitgegaan van de laagste waarde voor de partitiecoëfficiënt. Om er zeker van te zijn dat het grondwater beschermd is tegen levering van metalen uit de grond moet echter worden uitgegaan van de hoogste partitiecoëfficiënt. In praktijk leidt dit tot een zeer onoverzichtelijke situatie, vooral als men bedenkt dat sediment op een gegeven moment op het land kan worden gebracht en het dan aan eisen voor de grond moet voldoen.

- b. Men zou ook uit kunnen gaan van evenwichten die zich in praktijk instellen. Bij een geconstateerde overschrijding van een niveau in een compartiment ten gevolge van toelevering uit een ander compartiment zouden dan maatregelen (aanpassing van de norm voor het toeleverende compartiment) kunnen worden genomen. Hierbij moet er rekening mee gehouden worden dat er lokaal grote verschillen kunnen optreden in de verdeling van metalen over de water en vaste fase. In praktijk zal het dan ook uiterst moeilijk zijn om te beoordelen wanneer er sprake is van een niet meer aanvaardbare situatie.

De streefwaarden voor metalen in oppervlaktewater zijn in MILBOWA met behulp van partitiec коэффициenten afgeleid uit streefwaarden voor sediment. De partitiec coefficients die hiervoor zijn gebruikt, zijn in "Streven naar waarden" afgeleid van waarden uit de notitie "Kansen voor waterorganismen" (14). Daarin zijn voor metalen de mediaanwaarden bepaald van gemeten verdelingen over zwevend slib en oppervlaktewater (K_d -waarden*), gemiddeld over een periode van 4 jaar voor 13 Nederlandse wateren (zie figuur 1). Deze mediaanwaarden zijn gedeeld door een factor 1,5 omdat zwevend slib een ongeveer 1,5 maal zo hoge bindingscapaciteit voor metalen heeft dan een standaardwaterbodem. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door hogere percentages organische stof en lutum in zwevend slib.

* K_d is gehalte in zwevend slib ($\mu\text{g/g}$), gedeeld door gehalte in water ($\mu\text{g/l}$).



Figuur 1

De gemiddelde K_d -waarde voor metalen (met standaard-deviatie), berekend uit gemiddelden voor de periode 1983 - 1986 in 13 grote, Nederlandse, oppervlaktewateren uit "Kansen voor waterorganismen" (14). De variatie van de gemiddelden over de periode 1983 - 1986 per water is niet verdisconteerd. Bij eenzelfde soort berekening van K_d 's voor metalen en arseen in de Rijn bij Lobith (1980 t/m 1984) verschilde de hoogste en laagste jaarwaarde maximaal 50% van de mediaanwaarde (27).

De commissie acht deze manier om landelijk bruikbare K_d 's voor metalen te berekenen de meest reële benadering die thans mogelijk is. Toch zal, zoals hiervoor is gesteld, in praktijk rekening moeten worden gehouden met grote variatie in K_d -waarden tussen locaties, waardoor de beoordeling of een bepaald oppervlaktewater aan de streefwaarden voor metalen voldoet, erg moeilijk zal zijn. Net als voor referentiewaarden die zijn afgeleid na het gebruik van een partiticoëfficiënt voor organische stoffen, beveelt de commissie ook hier aan om geen vast getal als streefwaarde te geven, maar een bepaalde klasse, die het gehalte begrenst waarbinnen de streefwaarde zou kunnen liggen.

Overigens verwacht de commissie dat er in Nederland veel meer gegevens beschikbaar zijn voor metaalgehalten in allerlei verschillende oppervlaktewateren, dan in "Streven naar waarden" zijn gegeven. Deze gegevens zouden zeker ook gebruikt moeten worden bij het afleiden van streefwaarden voor metalen in oppervlaktewater.

Door de benadering die is gevolgd in MILBOWA ontstaat de situatie dat de streefwaarden voor metalen in oppervlaktewater niet gelijk zijn aan die voor grondwater (in tegenstelling tot de situatie voor organische microverontreinigingen). De streef-

waarden voor grondwater, die zijn afgeleid van achtergrondgehalten, zijn hoger dan de streefwaarden voor oppervlaktewater (zie tabel 8)

Tabel 8

Streefwaarden voor totaalconcentraties en concentraties van opgeloste zware metalen in oppervlaktewater en streefwaarden voor concentraties van opgeloste metalen in grondwater (totaal is inclusief alle zwevende deeltjes en organismen die voorkomen in het water, opgelost is meten nadat er gefiltreerd is over een filter van 0,45 µm).

Metaal	Oppervlaktewater (µg/l)		Grondwater (µg/l)
	Totaal	Opgelost	Opgelost
Cadmium	0,05	0,01	1,5
Kwik	0,02	0,003	0,05
Koper	3	1	15
Nikkel	9	7	15
Lood	4	0,2	15
Zink	9	2	150
Chroom	5	0,5	1
Arseen	5	4	10
Cobalt	-	-	20
Moiybdeen	-	-	5
Tin	-	-	10
Barium	-	-	50

Er zijn echter geen aanwijzingen dat het grondwater in Nederland ernstig is verontreinigd met metalen. Er zijn een aantal mogelijke verklaringen voor de lagere streefwaarden voor oppervlaktewater ten opzichte van streefwaarde voor grondwater. Het kan van nature zo zijn dat concentraties van metalen in het grondwater hoger zijn dan in het oppervlaktewater. Dit zou deels verklaard kunnen worden door het feit dat metalen in het oppervlaktewater voor een deel gebonden zijn aan deeltjes in het water (plankton, slibdeeltjes, organische stof). Vergelijking van de streefwaarden voor de totale hoeveelheid metalen in oppervlaktewater (zie tabel 8) laat echter zien dat deze nog steeds lager zijn dan de streefwaarden voor de opgeloste fractie van metalen in grondwater. Een andere mogelijke verklaring voor het verschil ligt in het feit dat oppervlaktewater kan worden beschouwd als grondwater dat in belangrijke mate is gemengd met relatief mineraalarm regen- en smeltwater. Verder geldt voor chroom en arseen, dat grondwater relatief zuurstofarm is en deze metalen in oplossing gaan in anaerobe situaties.

Ten gevolge van de aanzienlijke spreiding in de partiticoëfficiënten zouden de streefwaarden voor oppervlaktewater in werkelijkheid grote afwijkingen kunnen vertonen van de berekende waarden. Uitgaande van het idee dat de natuurlijke ge-

halten in grond- en oppervlaktewater in principe aan elkaar gelijk zouden moeten zijn, ligt het echter voor de hand te verwachten dat ten gevolge van de grote spreiding in K_d 's de streefwaarden voor oppervlaktewater zowel hoger als lager dan de streefwaarden in grondwater zouden kunnen zijn. Dit blijkt niet het geval te zijn. De berekende streefwaarden voor oppervlaktewater zijn altijd lager dan de achtergrondgehalten in grondwater. Het verschil tussen de streefwaarden voor opgeloste gehalten in grondwater en oppervlaktewater kan dus niet verklaard worden uit fouteve, empirisch afgeleide K_d -waarden voor metalen

De commissie acht, gezien het bovenstaande, de verklaring dat het grondwater van nature hogere concentraties van metalen bevat dan oppervlaktewater als de meest waarschijnlijke

4.3 IS AFSTEMMING NODIG?

Intercompartmentale afstemming is belangrijk als het ene compartiment een ander compartiment kan verontreinigen. In die zin betreurt de commissie het dan ook dat er, afgezien van de aangekondigde normstelling voor vluchtige verbindingen (MILBOWA, p 28), nog geen aandacht is besteed aan afstemming van luchtkwaliteit op bodem en oppervlaktewaternormen. De commissie heeft al meerdere malen gesignaleerd dat de atmosferische depositie in Nederland een reële bedreiging vormt voor het handhaven van een goede milieukwaliteit voor de bodem, op de langere termijn.

Een vraag die zich bij het gebruik van partiticoëfficiënten voor intercompartmentale afstemming voordoet is of het noodzakelijk is dat de streefwaarden in alle gevallen in elkaar omgerekend moeten kunnen worden. Afhankelijk van toepassing van de streefwaarden is het namelijk niet per definitie noodzakelijk dat streefwaarden voor het ene compartiment kunnen worden omgerekend naar streefwaarden voor een ander compartiment. Het stellen van eisen aan een bepaalde emissie kan in eerste instantie uitsluitend gebeuren op basis van de norm voor het betrokken compartiment. Het zelfde geldt voor saneringen tot een bepaalde norm. Indien aan dergelijke normen wordt voldaan kan het in sommige situaties voorkomen dat er een kans op verontreiniging van een ander milieucompartiment bestaat. Door in dat geval de verschillende normen lokaal op elkaar af te stemmen door middel van lokaal geldende relaties, wordt de gewenste integratie bereikt zonder dat daar een universeel geldende omrekeningsfactor voor ontwikkeld hoeft te worden.

|

|

5 HOOGTE GRENS- EN STREEFWAARDEN

In de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water wordt voor een groot aantal stoffen streef- en/of grenswaarden in verschillende milieucapartimenten gegeven. Als een grote verdienste van het verschijnen van MILBOWA ziet de commissie het unifieren van de zeer uiteenlopende normenstelsels voor de verschillende milieucapartimenten. De commissie kan zich in grote lijnen vinden in de wijze waarop verschillende normenlijsten zijn opgenomen in het stelsel van streef- en grenswaarden en, meer specifiek, in het feit dat de referentiewaarden zich op het niveau van de streefwaarden bevinden. Ook kan zij instemmen met het voor de bodem geformuleerde uitgangspunt dat, gezien de persistente van de meeste stoffen, er geen grenswaarden zijn afgeleid.

De commissie kon slechts globaal ingaan op de consequenties van de getalsmatige invulling van streefwaarden voor de bodem op basis van de resultaten van de ecotoxicologische risico-evaluatie, aangezien er in de notitie MILBOWA niet is aangegeven welke gevolgen de voorgestelde waarden hebben voor de uitvoering van het beleid. Kanttekening hierbij blijft dat de commissie zich niet volledig kan verenigen met de wijze waarop de grens- en streefwaarden zijn afgeleid.

Voor de streefwaarden voor metalen in grond en grondwater zijn achtergrondgehalten uit relatief onbelaste gebieden gebruikt, waarmee in feite niets is veranderd ten opzichte van de referentiewaarden (zie tabel 9).

Hoogte grens- en streefwaarden

Tabel 9

De referentiewaarden bodemkwaliteit voor grond en grondwater en de in de nootie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water voorgestelde streefwaarden voor grond en grondwater. De waarden voor grond zijn gegeven in µg/kg en voor grondwater µg/l tenzij het getal is gemerkt (*), dan zijn de waarde gegeven in mg/kg en ng/l voor respectievelijk grond en grondwater. d* betekent dat de referentie- of streefwaarde beneden de detectiegrens van de stof ligt (d) betekent dat de aangegeven waarde de detectiegrens is. De referentiewaarden voor organische stoffen in grondwater zijn gebaseerd op de A-waarden uit de Leidraad Bodemsanering (28) **.

	Grond in µg/kg behalve * (mg/kg)		Grondwater (opgelost) in µg/l in ug behalve * (ng/l)	
	Referentie- waarde	Streef- waarde	Referentie- waarde	Streef- waarde
<u>Metalen</u>				
Cadmium	0,8*	0,8*	1,5	1,5
Kwik	0,3*	0,3*	0,05	0,05
Koper	36*	36*	15	15
Nikkel	35*	35*	15	15
Lood	85*	85*	15	15
Zink	140*	140*	150	150
Chroom	100*	100*	1	1
Arseen	29*	29*	10	10
<u>PAK</u>				
Naftaleen	10	15	0,2 (d)	0,1
Anthraceen	100	50	0,005 (d)	0,02
Fenanthreen	100	45	0,005 (d)	0,02
Fluorantheen	100	15	0,005 (d)	0,005
Benzo[a]anthraceen	1000	20	0,005 (d)	0,002
Chryseen	10	20	0,005 (d)	0,002
Benzo[k]fluorantheen	10000	25	0,005 (d)	0,001
Benzo[a]pyreen	100	25	0,005 (d)	0,001
Benzo[ghi]peryleen	10000	20	0,005 (d)	0,0002
Indeno[123cd]pyreen	10000	25	0,005 (d)	0,0004
<u>Chloorfenolen</u>				
Monochloorfenol	d*	2,5	0,01 (d)	0,25
Dichloorfenol	d*	3	0,01 (d)	0,15
Trichloorfenol	d*	1	0,01 (d)	0,025
Tetrachloorfenol	-	1	0,01 (d)	0,01
Pentachloorfenol	100	2	0,01 (d)	0,02
<u>Organochloor- bestrijdingsmiddelen</u>				
Dieldrin	10	0,8	1/0,01 (d)	0,02*
γ-HCH (lindaan)	1	0,05	1/0,01 (d)	0,2*
<u>Organofosfor- bestrijdingsmiddelen</u>				
Azinfos-methyl	10	0,06	1/0,01 (d)	0,7*
Parathion-ethyl	10	0,04	1/0,01 (d)	0,05*
Diazinon	-	0,07	1/0,01 (d)	0,9*
Malathion	d*	0,02	1/0,01 (d)	0,04*
<u>Organotin-verbindingen</u>				
TBTO	-	0,1	-	0,1*
<u>Triazines</u>				
Atrazin	-	0,05	-	7,5*

** Voor een deel zijn deze gelijk aan de detectiegrens. De referentiewaarden die op grond aquatische toxiciteit gehanteerd zouden moeten worden liggen vaak onder deze grens. Zie Tabel 2 uit het TCB Advies Toetsingskader en IBC-criteria bodemverontreiniging (29).

De commissie heeft overigens in haar advies over het "Toetsingskader en IBC-voorzieningen lokale bodemverontreiniging" (29) geadviseerd de referentiewaarden voor zink en cadmium in het grondwater, die gelijk aan de streefwaarden worden gesteld, aan te passen op basis van recente informatie over de kwaliteit van het Nederlandse grondwater (30).

Voor grondwater werd de referentiewaarde voor 7 PAK aangescherpt tot een lagere streefwaarde (zie tabel 9). Voor de 3 laag-moleculaire PAK is de streefwaarde voor grondwater hoger komen te liggen dan de referentiewaarde. Voor grond/sediment zijn de streefwaarden voor 8 PAK lager dan de referentiewaarden, voor naftaleen en chryseen ligt de streefwaarde hoger dan de referentiewaarde. De risico-evaluatie voor PAK in grond/sediment heeft er vooral toe geleid dat de waarden voor de verschillende PAK dichter bij elkaar zijn komen te liggen. De commissie signaleerde al eerder dat de referentiewaarden voor een aantal PAK in grond wellicht aan de hoge kant waren (31). Bij een herziening van de normstelling van oppervlaktewater zouden de referentiewaarden voor PAK voor de bodem in samenhang daarmee moeten worden aangepast. Als de som van de streefwaarden voor PAK (0,26 mg/kg) in grond echter wordt vergeleken met achtergrondgehalten in relatief onbelaste gebieden, dan moet geconstateerd worden dat de streefwaarden relatief lage waarden zijn.

Ten aanzien van de streefwaarden voor bestrijdingsmiddelen voor oppervlaktewater, grond/sediment en grondwater merkt de commissie op dat deze mogelijk aan de lage kant zijn vanwege het gebruik van uitsluitend doelsoorten in de risico-evaluatie. Een vergelijking van deze waarden met een risico-evaluatie waarbij uitsluitend niet-doelsoorten worden gebruikt, acht de commissie zinvol.

Met betrekking tot de streefwaarden voor metalen in oppervlaktewater beveelt de commissie aan om deze waarden te vergelijken met (nog te verzamelen) gegevens voor achtergrondgehalten in oppervlaktewater.

Voor de volledigheid wijst de commissie erop dat zij in het advies "concept-voorstel Bouwstoffenbesluit" (32) voor de metalen barium, cobalt, vanadium en antimoon referentiewaarden heeft voorgesteld die op vergelijkbare wijze zijn afgeleid als voor de andere metalen (tot nu toe waren alleen A-waarden opgesteld). Voor deze metalen is overigens geen risico-evaluatie uitgevoerd.

|

|

6 EVALUATIE: HOE VERDER?

6.1 INLEIDING

De commissie kan zich vinden in het standpunt dat een ecotoxicologische evaluatie van risico's van stoffen voor het milieu een plaats dient te hebben in het opstellen van milieukwaliteitsdoelstellingen. Er is echter nog een groot aantal problemen dat een wetenschappelijk verantwoorde toepassing van dergelijke methoden bemoeilijkt. Een deel van deze problemen is van fundamentele aard en betreft onder meer de relatie tussen de resultaten van laboratoriumonderzoek en werkelijke effecten op ecosystemen in het veld. De commissie signaleert hier een parallel met de beoordeling van milieurisico's van stoffen voor de mens, waarbij zowel van toxicologische als epidemiologische studies gebruik wordt gemaakt. De epidemiologische kant van de ecotoxicologie is echter nog nauwelijks tot ontwikkeling gebracht. Stimulering van wetenschappelijk onderzoek op dit gebied acht de commissie dringend gewenst.

Een tweede aandachtspunt waarover onderzoek zal moeten worden uitgevoerd is het gecombineerde effect van meerdere stoffen op populaties van planten en dieren en op ecosystemen. Omdat in het milieubeleid ecotoxicologische risico's van stoffen beoordeeld worden aan de hand van hun effecten op primaire populatieparameters als groei, mortaliteit en reproductie, mag worden verwacht dat veel stoffen een effect zullen hebben, omdat deze parameters door tal van fysiologische en gedragsmechanismen beïnvloed kunnen worden. In het rapport "Normering van Waterbodems" (13) signaleerde de commissie reeds dat op grond van het werk van Deneer (33) kan worden geconcludeerd dat de parameters groei, reproductie en sterfte relatief ongevoelig zijn voor effecten van een enkele stof, maar dat wel met een effect van een combinatie van zeer veel stoffen rekening moet worden gehouden. De commissie pleitte toen voor het ontwikkelen van normen voor somparameters voor de beoordeling van oppervlaktewater en bodem, in lijn met hetgeen in het advies "Beoordeling van bodemverontreiniging met polycyclische aromaten" voor PAK is voorgesteld.

Echter, in een zuiver stofgericht, preventief beleid, bijvoorbeeld in het kader van de Wet milieugevaarlijke stoffen waarin het gaat om het al dan niet toelaten of verbieden van chemicaliën lijkt een somparameter benadering minder goed realiseerbaar. Bovenstaande argumenten wijzen in dat geval wel op de noodzaak van extrapolatie-

factoren, zoals in de notitie MILBOWA voor combinatietoxiciteit is voorgesteld. Tevens kan worden geconcludeerd dat een te uniforme benadering in de milieunormstelling wellicht contraproductief zou kunnen werken. Naar het oordeel van de commissie zou de doorwerking van de combinatietoxiciteit in de normstelling af dienen te hangen van het beleid dat men op grond van de norm wenst te voeren.

Naast bovengenoemde fundamentele problemen en het gebrek aan basisgegevens uit geschikte ecotoxicologische toetsen zijn er een aantal interpretatieproblemen die wellicht samenhangen met het statistische formalisme waarin de risicobeoordelingsmethode is vervat. Deze worden hieronder nader geanalyseerd. Tenslotte wijst de commissie aan het einde van dit hoofdstuk op een aantal tekortkomingen die praktische toepassing van normen bij het beoordelen van bodems (en van oppervlaktewateren) bemoeilijkt.

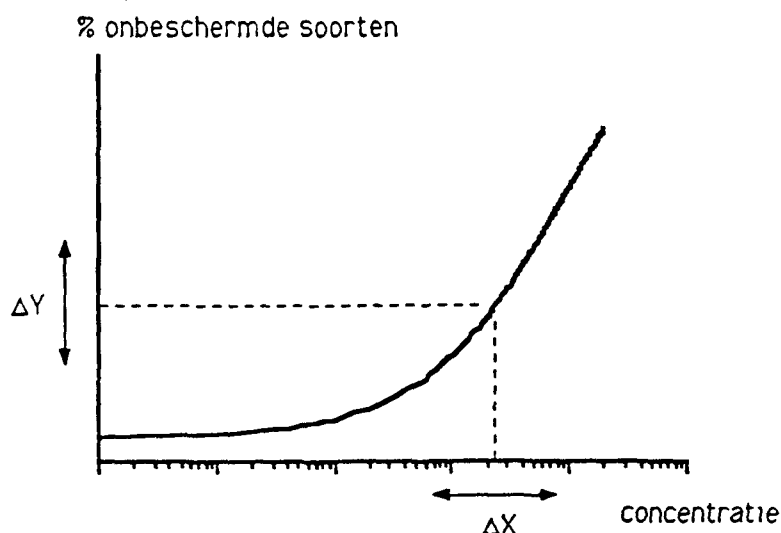
6.2 RISICOBEOORDELING MET DE RIVM(RAB)-METHODE

Aan de term risicobeoordeling wordt in het milieubeleid een brede interpretatie gegeven, zowel de beoordeling van normen als de beoordeling van delen van het milieu kan met de term worden aangeduid. Het gaat daarbij om het volgende type vragen:

1. Biedt een bestaande norm voldoende bescherming aan het ecosysteem met andere woorden moet een norm op grond van ecotoxicologische argumenten worden aangepast?
2. Hoe groot is het risico, in termen van het percentage soorten dat een negatief effect van een stof ondervindt, bij een bepaalde gemeten concentratie in bodem of oppervlaktewater?
3. Wat is het 95% beschermingsniveau voor soorten in een ecosysteem op grond van toxiciteitsexperimenten met een stof?

Omdat bovenstaande vragen aan de hand van beperkte ecotoxicologische gegevensbestanden beantwoord moeten worden, zal er altijd een bepaalde mate van onzekerheid blijven bestaan ten aanzien van de juistheid van het resultaat van de methode. Dit kan tot uitdrukking gebracht worden door het resultaat van de methode weer te geven in de vorm van een betrouwbaarheidsinterval. De RIVM(RAB)-methode zelf is niets meer dan een wiskundige relatie tussen het percentage onbeschermden soor-

ten in een (hypothetisch) ecosysteem en de concentratie van een toxische stof in een bepaald milieucompartiment. Deze relatie is weergegeven in figuur 2.



Figuur 2

Het percentage onbeschermden soorten uitgezet tegen de logaritme van de concentratie. Afhankelijk van het gebruik zijn twee maten voor de betrouwbaarheid gewenst: bij de afleiding van een norm de betrouwbaarheid van de schatting van de concentratie waarbij 5% van de soorten onbeschermd is (op de x-as) en bij de evaluatie van een norm de betrouwbaarheid van de schatting van het percentage soorten dat onbeschermd is bij een bepaalde norm (op de y-as).

Bij het evalueren van bestaande normen gaat het om de vraag in hoeverre de norm afwijkt van hetgeen men op ecotoxicologische gronden van een beleidsmatig gekozen beschermingsniveau, i.c. het 95% beschermingsniveau mag verwachten. Dus bij een vaste waarde van y wordt het betrouwbaarheidsinterval Δx berekend. Indien de norm binnen Δx ligt, hoeft geen aanpassing plaats te vinden. Indien de norm buiten Δx ligt, dan zou aanpassing moeten plaatsvinden zodat de nieuwe norm binnen Δx komt te liggen. Een voor de hand liggende keuze zou de "meest waarschijnlijke" waarde kunnen zijn (de zogenaamde puntschatting behorende bij het interval) of het midden van het interval. Er kunnen echter ook beleidsmatige redenen zijn om bijvoorbeeld de ondergrens van het interval te kiezen, bijvoorbeeld als grondslag voor lozingsvergunningen voor milieuvreemde stoffen.

Bij de tweede vraag gaat het om een schatting van het percentage soorten dat bij een bepaalde concentratie van een stof in het milieu nadelig wordt beïnvloed. Op grond van een vaste waarde van x moet dan een schatting van het interval Δy worden gege-

ven. De wijze waarop een dergelijk interval wordt berekend, is tot nu toe nog niet beschreven. Niettemin kan een dergelijke benadering van belang zijn bijvoorbeeld bij het vaststellen van prioriteiten in de aanpak van verontreinigde situaties.

Bij de derde vraag gaat het om het ontwikkelen van nieuwe normen. Indien er naast ecotoxicologische argumenten ook andere grondslagen zijn voor de normstelling bijvoorbeeld functiegerichte kwaliteitscriteria, achtergrondwaarden, productnormen voor uit het milieucompartiment te winnen grondstoffen (bijvoorbeeld drinkwater-normen bij oppervlaktewater en grondwater) of normen gebaseerd op toxiciteit voor de mens, dan kan op grond van deze informatie eerst een voorlopige waarde worden bepaald die dan aan de hand van de ecotoxicologische risicobeoordeling kan worden beoordeeld en wellicht worden aangepast. Dit is geheel in overeenstemming met de iteratieve procedure die voor de verbetering van de referentiewaarden bodemkwaliteit is voorgesteld (7) en met de bij vraag 1 beschreven situatie. Een nieuwe situatie doet zich voor wanneer de ecotoxicologie de enige grondslag zou vormen voor een norm. Het betrouwbaarheidsinterval behorende bij het 95% beschermingsniveau kan dan nergens mee worden vergeleken. Indien, bijvoorbeeld als gevolg van een gebrek aan gegevens, het interval zeer breed is zou overwogen kunnen worden om geen norm te stellen totdat voldoende gegevens verzameld zijn. Vaak is het echter gewenst ter bescherming van het milieu toch over getalsmatige kwaliteitscriteria te beschikken. De keuze van de norm zou echter samen kunnen hangen met het beleid dat op grond van de norm wordt gevoerd. Bij een beleid dat gericht is op het toelaten van nieuwe stoffen is de vraag "blijft de potentiële concentratie in het milieu onder de risicogrens?" relevant. De keuze voor de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval ligt hier voor de hand, omdat men er zo zeker mogelijk van wil zijn dat het milieu aan de gewenste kwaliteit blijft voldoen. Bij de beoordeling van de kwaliteit van een milieucompartiment ligt de vraag heel anders, namelijk: wordt in deze bodem of in dit oppervlaktewater de risicogrens overschreden? Dit is waarschijnlijk het geval bij een overschrijding van de bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval. De keuze tussen boven- of ondergrens in de normstelling kan ook gemotiveerd worden op grond van de vraag waar de bewijslast voor de beoordeling ligt.

Bij de toelating van nieuwe stoffen zou bescherming van het ecosysteem de hoogste prioriteit moeten hebben, om de risico's zo klein mogelijk te houden. De producent van de stof heeft hier in feite de bewijslast omtrent de milieu-ongevaarlijkheid van de stof. In eerste instantie zouden nieuwe stoffen, onafhankelijk van hun potentiële verspreiding, moeten worden getoetst op de toxiciteit en persistentie. Door een vergelijkend systeem te hanteren (zie advies "Bodembescherming en bestrijdingsmiddelen",

15) kunnen hiermee stoffen geselecteerd worden die alleen al vanwege toxiciteit en/of persistentie niet toegelaten kunnen worden in het milieu. Daarna zou, zoals bij het "Uniform Beoordelingssysteem voor Stoffen" (34) is voorgesteld, een PEC/NEC verhouding kunnen worden gehanteerd (Predicted Environmental Concentration/No Effect Concentration). De NEC zou dan kunnen worden bepaald met behulp van een methode zoals de RIVM(RAB)-methode. De kans op het ten onrechte afleiden van een te lage norm is hierbij van relatief ondergeschikt belang, omdat de stof nog niet in het milieu aanwezig is en de bewijslast bij de producent ligt. De commissie is er dan ook voorstander van om voor nieuwe stoffen de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval rond het berekende maximaal toelaatbaar risiconiveau van een stof te hanteren. Overigens ziet de commissie met belangstelling uit naar de berekeningswijzen voor de Predicted Environmental Concentrations.

De commissie heeft niet de pretentie om met bovenstaande overwegingen een volledige procedure voor te stellen voor de manier waarop in verschillende beleidskaders omgegaan zou moeten worden met onzekerheden in de normstelling. Zij wil slechts benadrukken dat een te sterk doorgevoerde uniformering in de normstelling nadelig zou kunnen zijn voor de verdere uitwerking van het milieubeleid. In zijn advies over de multifunctionaliteit van de bodem (35) benadrukte de Centrale Raad voor de Milieuhygiëne dat er relatie gelegd zou moeten worden tussen de onderbouwing van een norm en het beleid waarbinnen die norm een rol zou moeten spelen. De commissie onderschrijft dit standpunt. Zij kan zich goed voorstellen dat in een preventief stoffenbeleid, waar men met een zeer groot aantal stoffen geconfronteerd wordt, men met slechts beperkt onderbouwde extra veilige normen moet volstaan.

Dergelijke normen zijn dan haast per definitie ongeschikt om milieucompartimenten te beoordelen. Het in ecologisch opzicht afkeuren van grote delen van Nederland op grond van, zoals voor de ecotoxicologische onderbouwing wordt voorgesteld, slechts 4 toxiciteitstoetsen en een ruime veiligheidsmarge vanwege het grote gebrek aan relevante gegevens, lijkt de commissie wetenschappelijk gezien moeilijk verdedigbaar.

6.3 GRENS- EN STREEFWAARDEN IN DE PRAKTIJK

Bij de publicatie van de referentiewaarden bodemkwaliteit in het Milieuprogramma voortgangsrapportage 1988-1991 (6) werd het volgende vermeld: "Bij het beoordelen

van de bodemkwaliteit dient gebruik gemaakt te worden van de nog te publiceren technische handleiding". Tot nu toe is een dergelijke handleiding nog niet verschenen. Bij het operationaliseren van een stelsel van streef- en grenswaarden dringt zich opnieuw de vraag op hoe bodem, grondwater, waterbodem en oppervlaktewater beoordeeld moeten worden. Welke criteria worden gehanteerd om te beslissen of één van deze compartimenten al dan niet voldoet aan de gestelde milieukwaliteitsdoelstellingen of -eisen? Al eerder heeft de commissie vermeld (§ 6.2) dat bij een milieukwaliteitseis die is afgeleid met behulp van een ecotoxicologische risico-evaluatie, de betrouwbaarheid van deze waarde ook een rol dient te spelen bij de beoordeling van de bodem. Hierbij moet met minstens drie bronnen van onzekerheid rekening worden gehouden, te weten de onzekerheid die wordt veroorzaakt door de bemonstering van de bodem, door de analysetechniek van de stof en de onzekerheid van de norm (21). Dit houdt onder andere in dat er voorschriften moeten komen voor de wijze van bemonstering van de milieuc compartimenten. De commissie heeft reeds aangekondigd om bij de advisering over de herziening van de Leidraad bodemsanering nader in te gaan op de verschillende wijzen van onderzoek naar - en de beoordeling van - de bodemkwaliteit (36).

6.4 TOT SLOT

De commissie heeft in het voorafgaande haar oordeel gegeven over de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. In MILBOWA is vooral uitwerking gegeven aan de eerder verschenen notitie "Omgaan met risico's". De in MILBOWA gepresenteerde grens- en streefwaarden zullen een rol gaan spelen in het effectgerichte beleid. De effectiviteit van deze waarden staat of valt met het beleid dat op basis van deze waarden kan worden gevoerd. Op basis van milieukwaliteitsdoelstellingen zou het mogelijk moeten zijn om tot terugdringen, stopzetten of voorkomen van emissies van stoffen naar het milieu te komen. Tot nu toe hebben de referentiewaarden bodemkwaliteit of daarvan afgeleide toetsingswaarden in een aantal regelingen een rol gespeeld bij het normeren van emissies uit lokale bronnen van bodemverontreiniging (Ontwerp Bouwstoffenbesluit, Lozingenbesluit).

De commissie is er niet van overtuigd dat de vaak lagere waarden die met risico-evaluatiemethoden zijn afgeleid eenzelfde rol zouden kunnen vervullen. In voorgaande hoofdstukken wees de commissie reeds op het gevaar van een onterecht "verontreinigd" verklaren van bodems en oppervlaktewateren, en op de wijze waarop

met wetenschappelijke onzekerheden in de normstelling in relatie tot de "bewijslast" bij een beleidsbeslissing zou kunnen worden omgegaan

De commissie signaleert dat met het verschijnen van MILBOWA wellicht is getracht alle oplossingsrichtingen die voor milieuproblemen met stoffen zijn gekozen in het keurslijf van de risico-filosofie te passen. Een voorbeeld hiervan is de invulling van een toelaatbaar geachte tijdelijke overschrijding van de streefwaarden bij lokale bodemverontreiniging (p. 23). In MILBOWA wordt voor de bodem het maximaal toelaatbaar risiconiveau als bovengrens gegeven voor de overschrijding van de streefwaarden. In het verleden heeft de commissie geadviseerd over het verschijnsel marginale bodembelasting, waarbij zij voor kleinschalige, redelijk goed gedefinieerde gevallen van lokale bronnen van bodemverontreiniging zoals bouwstoffen, een ander uitgangspunt heeft besproken (29). Marginale bodembelasting zou per stof omschreven worden met behulp van een rekenmethode waarbij de emissie vanuit een bouwstof (-werk) niet meer mocht zijn dan de hoeveelheid stof die kan leiden tot de toename van de referentiewaarde met 1% in 100 jaar in een bodemlaag van één meter. Het lijkt de commissie overbodig om een andere invulling aan het begrip marginale bodembelasting te geven, zoals in MILBOWA is gebeurd. Bovendien vindt de commissie dit ook ongewenst daar de invulling in MILBOWA aanleiding kan zijn voor een veel ruimere mogelijkheid tot overschrijding van de streefwaarden.

|

|

7 CONCLUSIES

De commissie ziet het verschijnen van de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen voor bodem en water als een gedeeltelijke uitwerking van het zogenoemde iteratief proces dat in principe kan leiden tot bijstelling van milieukwaliteitsdoelstellingen voor bodem en water.

Met de uiteindelijke resultaten van de ecotoxicologische risico-evaluatie voor 31 stoffen, en de intercompartimentale afstemming, kan de commissie instemmen. Zij vindt overigens dat de afgeleide waarden voor PAK in de bodem relatief laag zijn, als de som van de PAK wordt vergeleken met de som van achtergrondgehalten. De streefwaarden voor bestrijdingsmiddelen zijn naar verwachting ook laag, daar alleen gebruik is gemaakt van gegevens voor doelsoorten. Met de inschaling van de overige normen in een stelsel van streef-, (ncht-) en grenswaarden kan de commissie instemmen.

Hoewel de keuzes die in de notitie MILBOWA met betrekking tot de toegepaste risico-evaluatiemethodiek zijn gemaakt op dit moment als de juiste beschouwd kunnen worden, acht de commissie een verdere wetenschappelijke onderbouwing van de methodiek noodzakelijk. Dit zou in de toekomst kunnen leiden tot aanpassing van de voorgestelde normen. De commissie ziet hierin geen bezwaar omdat de verdere ontwikkeling en vervolmaking van risicoschattingen voor ecosystemen nog de nodige wetenschappelijke inspanningen zal vergen. Met name acht de commissie het gewenst dat er verder onderzoek wordt uitgevoerd naar de statistische aspecten, de eisen die de methodiek stelt aan de ecotoxicologische invoergegevens en de hoogte van de factor die wordt gebruikt ter compensatie voor onzekerheden ten aanzien van de extrapolatie van laboratorium naar het veld (waaronder combinatietoxiciteit van mengsels van stoffen).

De commissie betreurt het dan ook dat bij het gebruik van de methode, voor stoffen waarvoor reeds een norm gesteld was, geen gebruik is gemaakt van een betrouwbaarheidsinterval voor een concentratie van een stof in een milieucompartiment waarbij sprake is van een zeker risico. De RIVM(RAB)-methode kan in principe dergelijke betrouwbaarheidsintervallen opleveren en wordt daarmee een meer evaluerende methode dan nu het geval is.

De commissie constateerde dat onzekerheden in de risico-evaluatiemethodiek bij het opstellen van de technische onderbouwing van de notitie MILBOWA, het rapport "Streven naar waarden", zodanig worden geïnterpreteerd dat grotere onzekerheid automatisch leidt tot strengere normen. Vanuit het oogpunt van preventie lijkt dit een goed principe. Bij het beoordelen van de kwaliteit van concrete bodems en oppervlaktewateren zou een dergelijk automatisme echter tot problemen aanleiding kunnen geven. Door de (arbitraire) hoogte van de extrapolatiefactoren en de opeenstapeling van keuzes die extra veiligheid voor het milieu inbouwen, leidt de risico-evaluatiemethodiek gemakkelijk tot lage waarden voor stofgerichte milieukwaliteitsdoelstellingen en is het mogelijk dat delen van het milieu die niet aan dergelijke kwaliteitsdoelstellingen voldoen, ten onrechte als "verontreinigd" worden beschouwd. De commissie acht het noodzakelijk dat de wijze waarop met onzekerheden in de onderbouwing van normen moet worden omgegaan, gerelateerd wordt aan het beleidskader waarbinnen de norm wordt toegepast.

De commissie betreurt het dat het compartiment lucht (nog) niet betrokken is bij het opstellen van grens- en streefwaarden en de intercompartimentale afstemming. Voorts acht de commissie het niet altijd noodzakelijk dat streefwaarden voor verschillende compartimenten in elkaar omgerekend kunnen worden. De mogelijkheid hiertoe blijkt ook beperkt te zijn.

De commissie acht de gehanteerde partitiec коэффициënten voor organische microverontreinigingen om een norm voor grond af te leiden uit de norm voor water onvoldoende nauwkeurig om tot één getal te komen en zij stelt voor om daaruit voortvloeiende normen in klassen in te delen, zoals destijds ook is gebeurd met de referentiewaarden bodemkwaliteit voor organische verbindingen in de bodem.

De verschillen tussen de streefwaarden voor grondwater en oppervlaktewater hebben volgens de commissie een natuurlijke oorzaak.

Ten behoeve van de ontwikkeling van nieuwe normen voor bestaande, in het milieu voorkomende stoffen, beveelt de commissie aan weliswaar gebruik te maken van de ecotoxicologische risico-evaluatiemethode, maar achtergrondgehalten en andere kwaliteitseisen een minstens zo'n grote rol te laten spelen. Een nieuwe norm zou moeten worden gezien als een startpunt voor steeds betere onderbouwing. Aanpassing van de norm dient plaats te vinden op grond van voldoende kennis. De vraag die daarbij beantwoord moet worden is in hoeverre de oude norm onvoldoende bescherming biedt. Er zou meer helderheid geschapen worden als er een duidelijk ver-

schil wordt aangebracht in de procedures die leiden tot nieuwe normen en de procedures die gehanteerd worden bij het evalueren (onderbouwen) van bestaande normen

Voor nieuwe stoffen stelt de commissie voor in eerste instantie naar toxiciteit en persistentie alleen te kijken. Mocht een stof op basis van deze eigenschappen toelaatbaar worden geacht, dan zou een PEC/NEC-verhouding kunnen worden gehanteerd, waarbij de NEC wordt gevormd door de ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval van het geschatte maximaal toelaatbaar risiconiveau.

|

|

8 REFERENTIES

1. Nottie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, 1991. Tweede kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr 1.
2. Meent, D van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel & W. Slooff, 1990. Streven naar waarden. RIVM rapport nr 670101 001, Bilthoven
- 3 Nottie Omgaan met risico's, 1989. Verschenen als bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan VROM, Leidschendam
- 4 Straalen, N M van & C A J Denneman, 1989 Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18.241-251.
5. Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990, 1985 Tweede Kamer, vergaderjaar 1985-1986, 19 204, nrs. 102
- 6 Milieuprogramma voorgangsrapportage 1988-1991, 1987. Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20 202, nrs 1-2
- 7 Vegter, J J , J.M Roels & H F. Bavinck, 1988. Soil quality standards science or science fiction. In Wolf, K., W.J. van den Brink & F.J. Colon (eds), *Contaminated Soil '88* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 309-316
8. Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen, 1988 Gezondheidsraad, advies nr. 28, Den Haag
- 9 Symposium Bodemkwaliteit, 1987. Verslag van symposium gehouden te Ede op 10 december 1986. Voorlopige Technische commissie bodembescherming, Leidschendam.
- 10 Advies Ontwerp-besluit gebruik en kwaliteit overige organische meststoffen, 1989. Technische commissie bodembescherming, advies nr. A89/02, Leidschendam

- 11 Rapport Een oecotoxicologische risico-evaluatie van de referentie-, LAC- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem, 1989 Technische commissie bodembescherming, rapport nr. A89/04-R, Leidschendam
12. Rapport Oecotoxicologische evaluatie van referentiewaarden voor gehalten van bestrijdingsmiddelen in de bodem, 1989. Technische commissie bodembescherming, rapport nr. A89/10-R, Leidschendam
13. Rapport Normering van waterbodems, 1989 Technische commissie bodembescherming, rapport nr A89/06-R, Leidschendam
- 14 Kansen voor waterorganismen, 1989 Dienst binnenwateren/RIZA, nota nr 89 016a,b, Lelystad
- 15 Advies Bodembescherming en bestrijdingsmiddelen, 1990 Technische commissie bodembescherming, advies nr A89/05, Leidschendam
- 16 Hopkin, S P , 1990 Species-specific differences in the net assimilation of zinc, cadmium, lead, copper and iron by the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber* Journal of Applied Ecology 27 460-474
17. Kooijman, S A L M , 1987 A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species Water Res 21 269-276
- 18 Kevan, D K Geciteerd in Paul, E A. & F E. Clark, 1988 Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, Inc , San Diego
- 19 Bodemecologie, 1984. VROM, Reeks Bodembescherming nr. 37. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- 20 Ecotoxicological Effect Assessment extrapolation from single species toxicity data, 1990 Adviesbureau BKH, Den Haag.
21. Bavinck, H.F., J.M. Roels & J.J. Vegter, 1988. The importance of measurement procedures in curative and preventive soil protection. In Wolf, K., W J van den Brink & F.J. Colon (eds), Contaminated Soil '88. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 125-133.

- 22 Denneman, C A J & C.A M van Gestel, 1990 *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's* RIVM-rapport nr 725201001, Bilthoven
- 23 Van Wensem, J & J.J. Vegter, 1990 *Ecotoxicological trigger values: is pooling of all available data possible?* F. Arendt, M. Hinsenveld & W.J. van den Brink (eds), *Contaminated Soil '90* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 173-180
24. *Betekenis van het sorptie-evenwicht voor de verdeling van organische (micro)-verontreinigingen in de bodem*, 1986. VROM, Reeks Bodembescherming nr. 54. Staatsuitgeverij, Den Haag
- 25 Partitie van zware metalen in terrestrische en aquatische systemen, rapportage aan het Ministerie van VROM, 1989 DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV, Amersfoort
- 26 Mobiliteit van cadmium in de bodem, 1984 VROM, Reeks Bodembescherming nr. 36. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- 27 Onderwaterbodem overleg RWS - DGMH, 1986 Interim rapport van de werkgroep normering, Leidschendam
- 28 Leidraad bodemsanering, Technisch-inhoudelijk deel, aflevering 4, 1988 SDU uitgeverij, Den Haag
- 29 Advies Toetsingskader en IBC-criteria lokale bodemverontreiniging, 1990 Technische commissie bodembescherming, advies nr. A90/01, Leidschendam.
30. Van Duijvenbouden, W. (ed), 1989. *De kwaliteit van het grondwater in Nederland* RIVM, rapport nr. 728820001, Bilthoven.
31. Advies Beoordeling van bodemverontreiniging met polycyclische aromaten, 1989. Technische commissie bodembescherming, advies nr. A89/03, Leidschendam
32. Advies Concept-voorontwerp Bouwstoffenbesluit, 1990. Technische commissie bodembescherming, advies nr. A89/13, Leidschendam.

- 33 Deneer, J W , 1988 The toxicity of aquatic pollutants QSAR's and mixture toxicity studies Academisch proefschrift, RUU
- 34 Stoffen uniform beoordelen?, 1991 Gezondheidsraad, advies nr. 1991/08, Den Haag.
- 35 Advies over de multifunctionaliteit van de bodem, 1991 Centrale Raad voor de Milieuhygiene, nr 91/424, Den Haag
- 36 Advies Ontwerp-Besluit verplicht bodemonderzoek Bij brief aan de Minister van VROM, kenmerk TCB91/108/S, dd 3 mei 1991 Technische commissie bodembescherming, Leidschendam



DIRECTORAAT-GENERAAL MILIEUBEHEER

Aan de voorzitter van de Technische
Commissie Bodembescherming
ir. H. Haverkate
Postbus 450
2260 MB LEIDSCHENDAM

Directie: DWB
Hoofdafdeling: Drinkwater en
Milieukwaliteit
Afdeling: Kwaliteit

Uw kenmerk

Uw brief van

Kenmerk

Datum

DWB/11191004

6 februari 1991

Onderwerp

Adviesaanvraag notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water"

Geachte voorzitter,

Hierbij leg ik u de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" ter advisering voor. Deze notitie is onlangs aan de Tweede Kamer aangeboden.

Het doel van deze notitie is het operationaliseren van het stelsel van grens-, richt- en streefwaarden dat is geïntroduceerd in het IMP-Milieubeheer 1986-1990. De notitie beperkt zich tot milieukwaliteitsdoelstellingen voor microverontreinigingen voor bodem en oppervlaktewater. Het belang van deze notitie is dat hiermee concrete invulling wordt gegeven aan de ecotoxicologische risico-evaluatie voor bodem en oppervlaktewater, en dat de milieukwaliteitsdoelstellingen voor bodem en oppervlaktewater waar mogelijk op elkaar zijn afgestemd. Voorts worden bestaande milieukwaliteitsdoelstellingen zoals de referentiewaarden bodemkwaliteit en de kwaliteitsdoelstelling 2000 voor oppervlaktewater en nieuw gevormd sediment in het stelsel van streef-, richt-, en grenswaarden ondergebracht. Met deze notitie wordt voor een belangrijk deel invulling gegeven aan het actiepunten A-35 uit het Nationaal Milieubeleidsplan.

De technisch-wetenschappelijke onderbouwing van de notitie is te vinden in het RIVM-rapport "Streven naar waarden". Hierbij is een ecotoxicologische risico-evaluatie uitgevoerd waarbij

de notitie "Omgaan met risico's" als uitgangspunt is genomen. De keuzes in de notitie "Omgaan met risico's" zijn onder meer gebaseerd op het advies van de Gezondheidsraad "Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen".

In het RIVM-rapport is de ecotoxicologische risico-evaluatiemethode voor stoffen verder uitgewerkt en zijn voor 45 stoffen Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus (MTR's) en Verwaarloosbare Risiconiveaus (VR's) voor oppervlaktewater, sediment en grond afgeleid. Tevens is in dit rapport beschreven of en hoe relatie tussen oppervlaktewater, sediment en grond kunnen worden gelegd.

Op basis van dit RIVM-rapport zijn streefwaarden oppervlaktewater, grond/sediment en grondwater en grenswaarden voor het oppervlaktewater en nieuw gevormd sediment afgeleid. Hierbij is, behalve met ecotoxicologische risico's ook rekening gehouden met bescherming van de functionele eigenschappen en intercompartimentale afstemming.

Tevens is een concept-nota van wijzigingen op de derde Nota waterhuishouding opgesteld, die hierbij eveneens ter advisering wordt voorgelegd. Op basis van de ecotoxicologische risico-evaluatie bleek namelijk voor een aantal stoffen een aanscherping van de grenswaarde (kwaliteitsdoelstelling 2000) noodzakelijk.

Graag zou ik zien dat de Technische Commissie Bodembescherming haar advies in ieder geval ingaat op de volgende aspecten:

- Voor de in beschouwing genomen metalen blijkt dat de ecotoxicologische risicogrenzen (het VR en met name voor bodem ook het MTR) beneden de achtergrondgehalten liggen. Gevraagd wordt op de wetenschappelijke aspecten van dit probleem in te gaan. In de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" is de beleidsmatige keuze gemaakt om de streefwaarden te leggen op het niveau van achtergrondgehalten in relatief onbelaste gebieden. Gevraagd wordt de getalsmatige invulling van de achtergrondgehalten voor metalen in het grondwater te bezien, onder meer omdat blijkt dat de achtergrondgehalten voor metalen in grondwater veel hoger liggen dan achtergrondgehalten voor metalen in het oppervlaktewater.
- Voor microverontreinigingen heeft een intercompartimentale koppeling plaatsgevonden tussen oppervlaktewater en sediment en tussen grond en grondwater met behulp van partiticoëfficiënten. Voor de metalen is een relatie gelegd tussen oppervlaktewater en sediment. Geconcludeerd is dat een relatie tussen grond en grondwater voor de metalen (nog) niet kan worden gelegd. Voor alle stoffen wordt geconcludeerd dat een directe relatie tussen grondwater en oppervlaktewater (nog) niet kan worden gelegd.



Kenmerk

DWB/11191004

Datum

6 februari 1991

Bladnummer

-3-

- Indien voor grond en/of sediment onvoldoende ecotoxicologische gegevens beschikbaar zijn voor toepassen van de methode van 'Van Straalen en Denneman' is gebruik gemaakt van de evenwichts-partitiemethode. Dit betekent dat een MTR voor het oppervlaktewater wordt omgerekend naar een MTR voor grond en/of sediment. Ik verzoek om op de wetenschappelijke aspecten hiervan in te gaan.

Aangezien het in de bedoeling ligt om streef- en grenswaarden op te nemen in het Milieuprogramma 1992-1995, verzoek ik u om uw advies vóór mei 1991 uit te brengen.

De notitie 'Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water' zal tevens ter advisering worden voorgelegd aan de Gezondheidsraad, de Centrale raad voor de milieuhygiëne, de Raad van de Waterstaat en de Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren. Bij deze brief ontvangt u een afschrift van deze adviesaanvragen.

Hoogachtend,

De Minister van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,

J.G.M. Alders

Concept-Nota van wijzigingen op de derde Nota waterhuishouding

In bijlage 1 van de derde Nota waterhuishouding¹ zijn kwaliteit doelstellingen voor oppervlaktewater en (nieuw gevormde) waterkoudens voor het jaar 2000 gepresenteerd. In de regeringsbeslissing derde Nota waterhuishouding² is vastgelegd, dat deze kwaliteitsdoelstelling 2000 het karakter heeft van een grenswaarde, voor 1 bereiken waarvan een inspanningsverplichting geldt voor waterkwaliteitsbeheerders.

In de Regeringsbeslissing derde Nota waterhuishouding is vermeld dat in de notitie <Omgaan met risico's> een keuze wordt gemaakt ten aanzien van het afleiden van het maximaal toelaatbaar risiconiveau en het verwaarloosbaar risiconiveau. Voorts is ook reeds in de derde Nota en het NMP vermeld dat voor een aantal stoffen de voorgestelde risicobenadering wordt toegepast met het doel grens-en streefwaarden af te leiden voor water, sediment, grond en grondwater. Hierbij is tevens de intercompartimentale afstemming een belangrijk aspect. In de regeringsbeslissing is hierofover bovendien aangekondigd, dat indien uit dit project mocht blijken dat de grenswaarde voor bepaalde stoffen strenger dient te zijn dan de kwaliteitsdoelstelling 2000, dat dan de betreffende waarden in de derde Nota waterhuishouding zullen worden gewijzigd bij Nota van wijzigingen.

Onlangs is met de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" het resultaat van bovengenoemd project gepresenteerd. Uit de resultaten van de ecotoxicologische risico-evaluatie blijkt dat voor een beperkt aantal stoffen een aanscherping van de getalswaarden in de derde Nota waterhuishouding nodig is.

De wijzigingen hebben betrekking op:

- A. Een aanscherping van de grenswaarde voor een vijftal stoffen
- B. Een uitbreiding van de te normeren stoffen in de groep van PAK.

ad A. Op grond van hiervoor genoemde notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" wordt bijlage 1 van de derde Nota waterhuishouding (Getalswaarden algemene milieukwaliteit, kwaliteitsdoelstelling 2000) als volgt gewijzigd:

	grenswaarde water	grenswaarde waterbodem
zink (M-lijst)	10 µg/l	150 mg/kg
chromium (M-Lijst)	20 µg/l	380 mg/kg
arsen (I-lijst)	10 µg/l	55 mg/kg
malathion (I-lijst)	4 µg/l	
parathion-ethyl (I-lijst)	5 µg/l	

ad B. Voor de PAK vindt een uitbreiding van de kwaliteitsdoelstelling plaats met een grenswaarde voor naftaleen. De intercompartimentale afstemming van normen vormt de aanleiding tot het toevoegen van de navolgende grenswaarde voor naftaleen:

grenswaarde water	
naftaleen (I-lijst)	0,1 µg/l

1 Kamerstukken II, vergaderjaar 1988-1989, 21 250 nrs. 1-2

2 Kamerstukken II, vergaderjaar 1989-1990, 21 250 nr.3



Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Directoraat-Generaal Milieubeheer

Postbus 450, 2260 MB Leidschendam

Telefoon (070) 320 93 67, telex 32362 vrom nl

Facsimile 31 70 327 98 68

DWB fax nr. 3 17 42 69

Vanaf 1 september 1990

Telefoon (070) 317 41 74

Facsimile 31 70 317 48 31

Directie: DWB
Hoofdafdeling Drinkwater
en Milieukwaliteit
Afdeling Kwaliteit

Aan de secretaris van de
Technische Commissie Bodembe-
scherming
Postbus 450
2260 MB LEIDSCHENDAM

Uw kenmerk

Uw brief van

Kenmerk

Datum

Onderwerp

DWB/13291013

15 februari 1991

Adviesaanvraag notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water"

Onlangs heeft u een adviesaanvraag met betrekking tot de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water" ontvangen. Helaas zijn er bij het opstellen van tabel 2 in de notitie : "Overige streef- en grenswaarden voor microverontreinigingen" een paar fouten geslopen. Bij deze brief wordt daarom een erratum bij bovenstaande tabel gegeven. De juiste versie van de tabel wordt als
/. bijlage bij de brief gevoegd.

Ik hoop u hiermee voldoende te hebben ingelicht.

Het hoofd van de hoofdafdeling
Drinkwater en Milieukwaliteit,

ir. G.W. Ardon

Erratum bij de notitie "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water"

In tabel 2 : Overige streef- en grenswaarden voor microveronreinigingen dienen de volgende wijzigingen te worden aangebracht

1. Organofosforbestrijdingsmiddelen, pagina 23.
De grenswaarde van cumafos moet zijn 0,002 µg/l
(in plaats van 0,005 µg/l).
2. Overige verontreinigingen, pagina 25.
Toegevoegd dient te worden een grenswaarde voor niet gevormd sediment van minerale olie van 1000 mg/kg.
3. Toegevoegd dient te worden onder de kolom streefwaard grondwater (pagina 22 t/m 25) de waarden zoals deze in bijgevoegde tabel 2 staan vermeld.