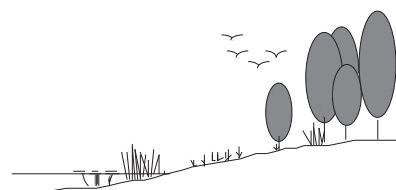


MINIMALE BODEMKWALITEIT:

EEN GEBRUIKSGERICHTE BENADERING VANUIT
DE ECOLOGIE

DEEL 1: METALEN

S. van Hesteren
M.A. van de Leemkule
M.A. Pruiksmā



MINIMALE BODEMKWALITEIT:

EEN GEBRUIKSGERICHTE BENADERING
VANUIT DE ECOLOGIE

DEEL 1: METALEN

S. van Hesteren
M.A. van de Leemkule
M.A. Pruiksma

WEB Natuurontwikkeling
Donker Cuirtiusstraat 7-400^a
1051 JL Amsterdam

INHOUD

1	INLEIDING	1
1.1	Algemeen kader	
1.2	Doelstelling van het onderzoek	
1.3	Afbakening en onderzoeksmethode	
1.4	Opbouw rapportage	
2	HET OPSTELLEN VAN EISEN VANUIT DE BODEMGEBRUIKS- CATEGORIEËN	5
2.1	Multifunctionaliteit versus functiespecifieke eisen	
2.2	Eisen vanuit plantengroei en bodemecologie: sleutelprocessen, -soorten en aandachtssoorten	
2.3	Gebruikscategorie A: tuinen en volkstuinen	
2.4	Gebruikscategorie B: bermen en reststroken	
2.5	Gebruikscategorie C: openbaar groen en recreatie	
3	NAAR EEN MINIMALE BODEMKWALITEIT PER BODEMGEBRUIKS- CATEGORIE	17
3.1	Biologische beschikbaarheid van metalen	
3.2	Mogelijkheden tot differentiatie vanuit de fytotoxicologie	
3.3	Mogelijkheden tot differentiatie vanuit de bodemecologie	
3.4	Minimum bodemkwaliteitseisen van bodemgebruikscategorieën	
4	ALTERNATIEVE INVALSHOEKEN MINIMALE BODEMKWALITEIT	45
4.1	Leeflagen	
4.2	Fytoremediatie en vegetatie-ontwikkeling op metaalgecontamineerde bodems	
4.3	Ecologische functies van de bodemgebruikscategorieën	
4.4	De kwaliteit van groenafval	
4.5	Functiegerichte bodemsanering in andere landen	
5	SAMENVATTING EN CONCLUSIES	67
6	LITERATUUR	71
	DANKWOORD	77
	BRONNEN	79

1 INLEIDING

1.1 ALGEMEEN KADER

Reeds enige tijd is een proces van beleidsvernieuwing in de bodemsanering gaande, onder de naam BEVER (TCB, 1997). Bij de minister van VROM en de Tweede Kamer bestond de wens de in 1995 in werking getreden saneringsregeling van de Wet bodembescherming snel te evalueren. Het formele saneringsdoel uit deze saneringsregeling is dat een geval van bodemverontreiniging multifunctioneel gesaneerd dient te worden, tenzij er 'locatiespecifieke omstandigheden' zijn om hiervan af te wijken (Ouboter & Kooper, 1997). Recentelijk is geconcludeerd dat bodemsanering te duur is en de bodemsaneringsoperatie onvoldoende rendement heeft, omdat per tijdseenheid te weinig gevallen worden aangepakt. Bovendien leidt de omvang van de bodemverontreinigingsproblematiek in relatie tot de voor de aanpak daarvan beschikbare middelen ertoe, dat stagnatie optreedt in ruimtelijke en economische processen (VROM, 1997). De geconstateerde knelpunten hebben geresulteerd in een koerswijziging van een multifunctionele naar een meer functionele benadering van bodemsanering, waarbij de bodem in eerste instantie geschikt gemaakt wordt voor het beoogde gebruik. Herstel van de multifunctionaliteit is echter niet uitgesloten, als dat op grond van rendementsoverwegingen doelmatig is. Waar bodemverontreiniging tot dusverre vooral 'probleemsignalerend' werd benaderd, pretendeert functiegerichte sanering een oplossing te zijn (TCB, 1997). De functionele benadering geldt echter slechts voor gevallen van bodemverontreiniging die dateren van vòòr 1987 (VROM, 1997). Bij nieuwe gevallen dient de verontreiniging terstond volledig te worden verwijderd.

In de functionele benadering staat de vraag centraal welke gebruiksfuncties van de bodem onder welke omstandigheden nog gerealiseerd kunnen worden. Het gaat derhalve om de minimum bodemkwaliteitseisen, teneinde het gewenste gebruik te kunnen realiseren. De TCB heeft aangegeven dat het perspectief van bodembeoordeling daarmee verandert. Er moet meer gedacht worden vanuit gebruikseisen en het ontwerpen van verantwoord en duurzaam bodemgebruik, dan alleen aan het vermijden of accepteren van toxicologische risico's (TCB, 1997). Bij het beoordelen van de geschiktheid van de bodem schiet een strikt humaan-toxicologische benadering tekort.

De op basis van humane blootstellingsrisico's geformuleerde functiegerichte stofcriteria in Moet (1995) onderstrepen dit (zie onder andere tabel 4.13.). Met betrekking tot bepaalde contaminanten (waaronder metalen) zijn bijvoorbeeld voor de gebruiksvorm 'recreatie en groenvoorziening' getalswaarden aangegeven, waarbij plantengroei vrijwel volledig is uitgesloten (mond. med. Ernst, 1997). De waarden van Moet (1995) zijn ook bij andere categorieën geen garantie voor onbelemmerde doorgang van het beoogde gebruik van de bodem. De TCB (1993) waarschuwde reeds in een vroeg stadium voor beperkingen van differentiatie op grond van humane blootstellingsroutes. Volgens de TCB (1997) is het wenselijk reeds in een vroeg stadium relevante ecologische randvoorwaarden te betrekken bij de gebruiksgerichte bodembeoordeling, omdat anders de aandacht voor andere aspecten van bodemkwaliteit dan de blootstelling van de mens dreigt te verdwijnen. De huidige opzet van ecotoxicologische risicobeoordeling is echter niet in staat bodems geschikt te verklaren voor specifieke gebruiksvormen (ibid.).

1.2 DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK

Ecologisch onderzoeks- en adviesbureau WEB NATUURONTWIKKELING is door de TCB gevraagd een inventarisatie-onderzoek uit te voeren betreffende de minimale bodemkwaliteit voor verschillende typen bodemgebruik vanuit ecologisch perspectief. Het gaat daarbij in principe om bodemgebruiksvormen in het stedelijk gebied. De verkregen informatie heeft echter wel degelijk relevantie als spin-off naar het landelijk gebied.

Het onderzoek betekent allereerst het globaal formuleren van eisen die vanuit een bepaald gebruik aan de bodem gesteld moeten worden op basis van een beschrijving van de bodemgebruikscategorieën; welke organismen moeten logischerwijs kunnen voorkomen en welke ecologische functies zijn minimaal bij het betreffende bodemgebruik. Dit wordt gevolgd door het uitwerken van kwalitatieve ecologische randvoorwaarden voor de minimale bodemkwaliteit per gebruiksvorm. Het identificeren, selecteren en functioneren van 'gebruiksspecifieke' aandachtsoorten, sleutelsoorten en -processen en de relatie tot bodemkwaliteit dient ter onderbouwing van deze ecologische randvoorwaarden. Het onderzoek resulteert derhalve niet direct in getalsnormen, maar biedt een aanzet tot het incorporeren van ecologische informatie in de functionele benadering van bodemsanering. Wellicht ten overvloede dient opgemerkt dat het onderhavige onderzoek uitsluitend een ecologische invalshoek

kent. Humaantoxicologische informatie is derhalve niet in het onderzoek meegenomen.

1.3 AFBAKENING EN ONDERZOEKSMETHODE

Bodemgebruikscategorieën

De terminologie van bestemmingsplannen onderscheidt acht vormen van bodemgebruik, te weten: (1) wonen met tuin, (2) wonen met moestuin, (3) wonen zonder tuin, (4) verkeer, (5) werken, (6) maatschappelijk/ cultureel, (7) recreatie en (8) groenvoorziening. Moet (1995) clustert deze in vier gebruiksvormen: (1) wonen met moestuin, (2) wonen met tuin, (3) wonen zonder tuin, verkeer, maatschappelijk/ cultureel, werken en (4) recreatie en groenvoorziening. Ook Faber (1997) hanteert deze laatste indeling met betrekking tot gebruiksgerichte bodembeoordeling. In het onderhavige onderzoek is hierbij in eerste instantie aansluiting gezocht. Gedurende het onderzoek is hier echter van afgeweken door een te grote mate van overlap tussen vormen van bodemgebruik in de praktijk (zie onder andere § 2.3 voor argumentatie). Dit heeft geresulteerd in de volgende bodemgebruikscategorieën:

- tuinen en volkstuinten;
- bermen en reststroken;
- openbaar groen en recreatie.

Aandachtstoffen

In het onderzoek is om pragmatische redenen een selectie gemaakt uit het brede scala aan contaminanten, welke bij gebruiksgerichte bodembeoordeling dienen te worden betrokken. De functionele benadering van bodemsanering gaat uit van een onderscheid tussen mobiele en niet-mobiele verontreiniging. Dit betekent echter geen gesimplificeerde tweedeling in mobiele en niet-mobiele stoffen (zie ook § 3.1), maar een beoordeling van de mobiliteit van de contaminanten op basis van specifieke bodemeigenschappen per locatie. Mobiliteit lijkt derhalve ongeschikt als enig selectie criterium ter afbakening van aandachtstoffen voor het onderhavige onderzoek. Op basis van de beschikbaarheid van literatuurgegevens met betrekking tot fytotoxiciteit en bodembiologische processen, de ecologische relevantie, de algemeenheid van het type bodemverontreiniging en de relatieve immobiliteit, is gekozen voor metalen in het algemeen en arseen, cadmium, chroom, koper, lood,

nikkel en zink in het bijzonder. Overigens is arseen een metalloïde, maar wordt gemakshalve in dit onderzoek tot de metalen gerekend.

Onderzoeksmethode

Ten behoeve van het inventarisatie-onderzoek is gebruik gemaakt van twee typen informatie: (1) literatuurgegevens en (2) specifieke kennis bij deskundigen. Met betrekking tot literatuur is met behulp van verschillende geautomatiseerde literatuurzoeksystemen specifiek gezocht naar recente informatie (artikelen, handboeken en basisrapporten) met betrekking tot bodemgebruik, hergebruik van verontreinigde locaties, leeflagen, metaaltoxiciteit en -tolerantie bij planten, bodemfauna en micro-organismen, biologische beschikbaarheid, life support functies en redundantie (de mate waarin verschillende soorten elkaars functie in bodembioïologische processen kunnen overnemen). Deskundigen zijn geraadpleegd (in de vorm van interviews en korte telefonische vraaggesprekken), vanwege de betrekkelijk nieuwe invalshoek van gebruiksspecifieke bodemkwaliteit, alsmede ter ondersteuning van gemaakte keuzen in het onderzoeksproces of om kennislacunes in de wetenschappelijke literatuur te ondervangen middels expert-judgement.

1.4 OPBOUW RAPPORTAGE

Het volgende hoofdstuk geeft kwalitatieve ecologische randvoorwaarden per bodemgebruikscategorie. Hoofdstuk 3 gaat vervolgens in op de vraag hoe en of vanuit deze randvoorwaarden een relatie met de minimale bodemkwaliteit (metalen) kan worden gelegd. Hoofdstuk 4 geeft alternatieve invalshoeken met betrekking tot het bepalen of het realiseren van een minimale bodemkwaliteit. Het afsluitende hoofdstuk 5 geeft tenslotte de conclusies van het onderzoek weer.

2 HET OPSTELLEN VAN EISEN VANUIT DE BODEMGEBRUIKSCATEGORIEËN

2.1 MULTIFUNCTIONALITEIT VERSUS FUNCTIESPECIFIEKE EISEN

Zoals reeds in § 1.1 is aangegeven, is in het bodemsaneringsbeleid recentelijk afgestapt van het herstellen van de multifunctionaliteit als voorkeursvariant. Dit houdt in dat bij het saneren het beoogde gebruik van de locatie meegenomen wordt in de besluitvorming en in eerste instantie alleen voor een specifiek type bodemgebruik weer functioneel gemaakt moet worden (Lokhorst, 1997). Verdergaande sanering kan vanuit het oogpunt van rendement voor de gebruiker of het milieu echter overwogen worden. Vanuit ecologisch perspectief zou de minimale functiegerichte saneringsvariant de realisatie van biodiversiteitsdoelstellingen voor bepaalde typen grondgebruik buiten beschermde gebieden, zoals openbaar groen, volkstuinen en bermen, in gevaar kunnen brengen. Dit staat haaks tegenover de huidige praktijk in verschillende gemeenten, waar dergelijke grondgebruiksvormen veelal onderdeel uitmaken van groenstructuren (stedelijke ecologische infrastructuren) en/ of vanuit een perspectief van natuurbetekenis worden benaderd (De Bruin et al., 1995; Vissers et al., 1995; Van Hesteren et al., 1996; Van der Weijden & Schippers, 1996; Tenner et al., 1997; zie ook § 4.3).

Algemene Natuurkwaliteit

Naar aanleiding van een discussiereeks in het tijdschrift *Landschap* aangaande het begrip Algemene Natuurkwaliteit (ANK), leggen Udo de Haes et al. (1997) een relatie tussen grondgebruikstypen en de soortenrijkdom. Zij menen dat voor elke vorm van grondgebruik een fundamentele verantwoordelijkheid bestaat een bijdrage te leveren aan behoud en ontwikkeling van de soorten diversiteit in Nederland. Het Nederlandse beleid inzake biodiversiteit is uitgewerkt in een Strategisch Plan van Aanpak (SPA), waarin één actiepoint zicht richt op het operationaliseren van biodiversiteitsdoelstellingen buiten de EHS ten behoeve van het milieubeleid (in Schouten et al., 1997). Een verkenning hiertoe is gedaan door Jansen (1996). Hij maakt ten aanzien van de functionele betekenis van de ANK onderscheid in het behoud van de biodiversiteit omwille van economische functies (zoals verdienen

uit recreatie vanwege de biodiversiteit) en het behoud van de biodiversiteit omwille van life support functies (zie tevens § 2.2). Hierbij wordt het begrip life support versmald tot ‘ondersteuning voor het mensenleven’, dat wil zeggen dat waarde wordt gehecht aan soorten die deelnemen in thans bekende voor de mens belangrijke processen of die belangrijke functies vervullen voor het voortbestaan van de mens (ibid.). Bij de operationalisering van de functionele betekenis van ANK is het belangrijk te onderkennen dat de ecologische wetenschap nog niet in staat is alle voor de mens belangrijke processen te benoemen, laat staan alle soorten die daarbij eventueel een rol in spelen (ibid.). Een pragmatische keuze van soorten- of soortengroepen en processen, welke op basis van de huidige stand van kennis duidelijke indicatoren vormen, biedt derhalve het meeste perspectief (Alkemade & Schouten, 1995). Een vergelijkbare aanpak wordt ook in het onderhavige onderzoek uitgewerkt (zie § 2.2 en § 3.3).

Eusynanthrope flora en fauna

Ten aanzien van een gebruiksgerichte ecologische beoordeling van de bodemkwaliteit gaat het in de eerste plaats om het aangeven in hoeverre aan ecologische randvoorwaarden moet worden voldaan, wil het bodemgebruik tenminste op een acceptabel niveau tot zijn recht komen (Faber, 1997). Naast een antropocentrische invalshoek aangaande de functionele betekenis van ANK, zoals hierboven aangegeven, is het uiteraard mogelijk om ten aanzien van ontwerp-eisen voor de verschillende bodemgebruikscategorieën rekening te houden met de intrinsieke betekenis van bijzondere natuurkwaliteiten. Hiertoe voegt Faber (1997) een nieuw element toe aan de gebruiksgerichte ecologische bodembeoordeling. Dit betreft het belang van het behoud van eusynanthrope soorten (flora en fauna die uitsluitend voorkomen in de bebouwde omgeving) als ecologische randvoorwaarde voor een viertal gebruiksvormen (zie tabel 2.1.).

Benadering binnen het onderzoek

In het onderhavige onderzoek is er voor gekozen allereerst in hoofdstuk 2 en 3 de mensgerichte invalshoek uit te werken. Dit komt voort uit de overweging dat functiegericht saneren, zeker waar het gaat om een minimumkwaliteit, een beleidsmatige keuze betreft die minder gewicht aan algemene, niet-gebruiksgebonden ecologische randvoorwaarden toekent. Paragraaf 4.3. gaat vervolgens in op de vraag of

een invalshoek van minimale bodemkwaliteit, waarbij recht wordt gedaan aan de aanvullende natuurfuncties van bodemgebruikscategorieën wenselijk is.

Tabel 2.1. Kwalitatieve ecologische randvoorwaarden bij verschillende vormen van bodemgebruik; de mate waarin deze dienen te worden vervuld kan per gebruiksvorm variëren (naar Faber, 1997).

Gebruiksvorm	Ecologische randvoorwaarden
natuur	alle soorten, interacties en processen
agrarisch bedrijf	gevoeligste productiegewassen en vee, zelfreinigend vermogen van de bodem
recreatie, groenvoorziening	ongevoelige plantensoorten, nutriëntencycli, zelfreinigend vermogen van de bodem, huisdieren, eusynanthrope flora en fauna
wonen met moestuin, volkstuinen	gevoeligste productiegewassen, nutriëntencycli, zelfreinigend vermogen van de bodem, huisdieren, eusynanthrope flora en fauna
wonen met tuin	plantengroei (siergewassen), nutriëntencycli, zelfreinigend vermogen van de bodem, huisdieren, eusynanthrope flora en fauna
wonen zonder tuin, verkeer, werken, maatschappelijk/ cultureel	groenbepanting en bermvegetatie, zelfreinigend vermogen van de bodem, eusynanthrope flora en fauna

2.2 EISEN VANUIT PLANTENGROEI EN BODEMECOLOGIE: SLEUTELPROCESSEN, -SOORTEN EN AANDACHTSSOORTEN

Een indeling naar subecosystemen

Teneinde te komen tot functiespecifieke ontwerp-eisen en daaraan gerelateerde minimale bodemkwaliteitseisen, is het noodzakelijk allereerst de ecologische randvoorwaarden per bodemgebruikscategorie uit te werken. In navolging van Lokhorst (1997) is daartoe uitgegaan van een (vereenvoudigde) indeling naar een drietal subecosystemen, te weten: (1) algemene en microbiële processen, (2) bodemfauna en (3) flora. De eerste twee subecosystemen zijn nauw gerelateerd aan het duurzaam functioneren van de bodem. Het gaat in dit onderzoek om het selecteren van sleutelsoorten en -processen binnen deze subecosystemen, die relevant zijn voor de verschillende bodemgebruikscategorieën. Hierbij staat het concept van het life support system centraal. Hoewel er sterke overeenkomst bestaat tussen dit concept en het streven naar multifunctionaliteit van de bodem (Schouten et al., 1997), is het evident dat bepaalde bodemprocessen niet slechts in multifunctionele bodems zijn vereist. Het be-

houd van een zekere mate van bodemvruchtbaarheid (decompositie/ nutriëntenbeschikbaarheid) geldt bijvoorbeeld als minimale functionele eis voor alle in § 1.3 onderscheiden bodemgebruikscategorieën (zie onder andere § 3.3). Deze algemene eis komt grotendeels overeen met de randvoorwaarde nutriëntencycli in tabel 2.1., zoals door Faber (1997) gehanteerd. De relatie tussen het type bodemgebruik en het subsysteem flora (of gewenste gewassen) is directer: juist het voorkomen van bepaalde planten is reeds een invulling van de bodemgebruikscategorie. Een voorbeeld is de aanwezigheid van bomen in openbaar groen.

Sleutelprocessen: algemene en microbiële processen

Met betrekking tot behoud van het life support system is de instandhouding van essentiële processen in de bodem (life support functies), zoals de afbraak van organisch materiaal en de recycling van nutriënten, cruciaal. Deze processen zijn in de meeste gevallen een resultante van de activiteiten van bodemorganismen (Schouten et al., 1997). De paragrafen 2.3. tot en met 2.5. beschrijven de globale eisen ten aanzien van het behoud van de life support functies per bodemgebruikscategorie. In hoofdstuk 3 worden deze eisen specifiek ingevuld. Hoewel het accepteren van een zekere mate van metaalcontaminatie per definitie resulteert in een bodem die niet geheel zelfstandig (mond. med. Doelman, 1997) en/ of optimaal kan functioneren, is een aantal deelprocessen te karakteriseren dat ook voor de onderscheiden bodemgebruikscategorieën cruciaal is (sleutelprocessen). Aan de hand van enkele selectiecriteria (waaronder verschillen in gevoeligheid van algemene en microbiële processen voor metalen), is in § 3.3 een sleutelproces gekozen. De relatie van dit proces met specifieke metaaltoxiciteitsgegevens komt eveneens in de betreffende paragraaf aan de orde.

Sleutelsoorten: bodemfauna

Van een aantal soorten(-groepen) is bekend dat zij belangrijke deelprocessen ten aanzien van life support functies vervullen. Door sleutelsoorten (key stone species) en -groepen van bodemfauna te identificeren, kunnen specifieke eisen ten aanzien van de minimale bodemkwaliteit worden onderbouwd. Dit komt in § 3.3 aan de orde. Hierbij speelt niet alleen een rol welke specifieke functie een bepaalde soort of soortengroep vervult, maar tevens in welke mate functionele redundantie mag worden verwacht. Aangenomen wordt dat over het algemeen veel soorten dezelfde functie kun-

nen vervullen in bodemecosystemen, met andere woorden: er is sprake van redundantie ten aanzien van bepaalde deelprocessen van life support functies, zodat bij het verdwijnen van één of enkele soorten het deelproces nog niet stagneert. Voor sommige deelprocessen binnen decompositie is dit evident (bijvoorbeeld begrazing van schimmels door bodemfauna), terwijl voor een functie als stikstoffixatie door *Rhizobium* in wortelknolletjes het verdwijnen van één soort reeds kan leiden tot functieverlies (Giller et al., 1997). Bij de keuze van sleutelsoorten en/ of -groepen binnen de bodemfauna spelen tenslotte criteria als informatiebeschikbaarheid (aangaande de relatie met metaalcontaminatie) en bruikbaarheid met betrekking tot differentiatie naar bodemgebruikscategorieën een rol.

Aandachtsoorten: flora

De mogelijkheid tot plantengroei in het algemeen betreft een ontwerp-eis, die uiteraard geldt voor alle drie de onderscheiden bodemgebruikscategorieën. Het is echter mogelijk een differentiatie binnen een algemene eis als plantengroei te maken via (typen) plantensoorten. Het gaat dan echter niet om soorten(-groepen), die onmisbaar zijn vanuit het perspectief van het functioneren van de bodem als ecosysteem, maar om aandachtsoorten die redelijkerwijs moeten kunnen voorkomen om het functioneren van een bepaalde bodemgebruikscategorie te rechtvaardigen. Een voorbeeld is sla (*Lactuca sativa*) in een volkstuin. In sommige gevallen is het onderscheid tussen sleutelsoorten en aandachtsoorten niet scherp. In het geval van witte klaver (*Trifolium repens*) in grasland en bermen geldt bijvoorbeeld dat het kunnen voorkomen van de soort alleen niet voldoende zegt. Het gaat juist om het al dan niet kunnen functioneren van de symbiotische interactie van witte klaver met *Rhizobium*. In de paragrafen 2.3. tot en met 2.5. zijn aandachtsoorten of -soortengroepen per bodemgebruikscategorie geselecteerd, op basis van de huidige - gangbare - invulling van het type bodemgebruik.

2.3 GEBRUIKSCATEGORIE A: TUINEN EN VOLKSTUINEN

Definiëring bodemgebruikscategorie

Om een aantal redenen is in het onderzoek gekozen voor verdere uitwerking van de samengestelde bodemgebruikscategorie tuinen en volkstuinen. Gedurende het onderzoek werd duidelijk dat het onderscheid tussen de bodemgebruikscategorieën 'wonen met tuin' en 'wonen met moestuin/ volkstuinen' slechts vanuit huumaantoxicologisch

gezichtspunt relevant is. Vanuit een eco(toxico)logische invalshoek is met name de plantengroei van belang. In de praktijk zijn er vanuit het subecosysteem flora (voorkomende plantensoorten) geen verschillen tussen beide categorieën. Doelman (mond. med., 1997) stelt dat ook vanuit het aspect bodemvruchtbaarheid (nutriëntenbeschikbaarheid voor de plantengroei) geen argumenten zijn om onderscheid te maken tussen de categorieën.

Voor het beoordelen van het blootstellingsrisico van de mens in de categorie 'wonen met tuin' is de VNG uitgegaan van 10% gewasconsumptie uit eigen tuin, voor de categorie 'wonen met moestuin' van 50% aardappel- en 100% groenteconsumptie uit eigen tuin (Moet, 1995). De percentageverschillen zijn voor het onderhavige onderzoek niet relevant. Wel het feit dat het bovenstaande reeds suggereert dat in de praktijk zowel in tuinen als in moes- en volkstuinten verschillende typen productiegewassen worden verbouwd.

Faber (1997) ziet wel mogelijkheden op basis van ecologische randvoorwaarden te differentiëren tussen beide bodemgebruikscategorieën (zie tabel 2.1.). Voor moes- en volkstuinten kiest hij als randvoorwaarde een bodem die geen beperkingen met zich meebrengt voor de gevoeligste productiegewassen. Dit betekent dat in principe ieder gewas moet kunnen worden geteeld op de bodem. Voor tuinen kiest Faber (ibid.) in plaats van de gevoeligste productiegewassen het algemene criterium plantengroei met de toevoeging siergewassen. Een dergelijk onderscheid strookt niet met de praktijk, waar drie typen volkstuinten voorkomen: moestuinten, siertuinten en gecombineerde tuinen (Vissers et al., 1995). De twee extremen (siertuinten en moestuinten) zijn minder gebruikelijk dan gecombineerde tuinen, waarin beide gewastypen (productie- en siergewassen) verbouwd worden (De Zoeten et al., 1988).

Ecologische randvoorwaarden

De bodemgebruikscategorie 'tuinen en volkstuinten' vereist het kunnen voorkomen van een breed scala aan plantensoorten en structuurtypen. Dit betreft voor siergewassen houtachtige soorten, zoals bijvoorbeeld de vlinderstruik (*Buddleia davidii*), tulpenboom (*Magnolia x soulangeana*) en de conifeer levensboom (*Thuja occidentalis*), knol- en bolgewassen zoals de gele krokus (*Crocus flavus*) en trompetnarcis (*Narcissus pseudonarcissus* ssp. *major*) en kruidachtige soorten. Van deze laatste groep alleen al zijn in de 'Dikke zadenlijst' van leverancier Cruydt-hoeck (1993), 897 soorten voor

tuinen beschreven. Voorts zijn zowel in tuinen als volkstuintuinen gazons vrij algemeen. Veruit de belangrijkste (vaak zelfs de enige gewenste) component daarvan betreft grassoorten (Neuteboom, 1989). Naast siergewassen en grassoorten voor gazons is tevens inheemse flora van belang voor de bodemgebruikscategorie, bijvoorbeeld in het geval van privé-heemtuinen. In dergelijke tuinen ligt de nadruk op het nastreven van een hoge floristische diversiteit van inheemse soorten, door een vrij intensief onderhoud en het aanbrengen van abiotische variatie (Vissers et al., 1995).

Tenslotte vereist de bodemgebruikscategorie tuinen en moestuinen de mogelijkheid tot een grote variëteit aan productiegewassen: vrijwel alle soorten groenten, aardappelen en vele soorten inheems fruit (zoals aardbei, appel en peer). In moestuinen worden vaak snelgroeiende bladgroenten als kropsla, andijvie en spinazie aangetroffen (De Zoeten et al., 1988). Vanuit de humane blootstellingsroutes is van deze gewassen bekend dat zij duidelijk meer cadmium accumuleren dan andere gewassen (Wegener Sleeswijk en Kleijn, 1993). In dit onderzoek gaat het echter om de fytotoxiciteit. Gezien het feit dat zowel siergewassen, productiegewassen, grassen als inheemse flora functioneel onderdeel uitmaken van de bodemgebruikscategorie, lijkt een bodemkwaliteit waarbij geen beginnende fytotoxiciteit optreedt een minimale eis. Voor deze categorie zijn daarom geen specifieke aandachtsoorten onderscheiden.

Volgens de TCB (1993) komt een gebruiksgericte sanering van landbouwgrond of wonen met (moes)tuin zeer dicht bij volledig herstel van de multifunctionaliteit. Naar onze mening is er echter een fundamenteel verschil tussen de gebruiksvorm 'gangbare landbouw' en de bodemgebruikscategorie 'tuinen en volkstuintuinen'. In de landbouw wordt de afhankelijkheid van bodembioologische processen omzeild door het gebruik van kunstmest (Schouten et al., 1997). Hoewel het evident is dat in tuinen en volkstuintuinen in bepaalde gevallen kunstmest wordt toegepast, kan dit in de praktijk niet als noodzakelijke maatregel gelden. Ten eerste is het gebruik van kunstmest op bepaalde volkstuintuinen niet toegestaan (De Zoeten et al., 1988). Ten tweede mag gebruikers van tuinen en volkstuintuinen niet de mogelijkheid worden ontnomen voor een 'ecologische tuin' te kiezen (mond. med. Doelman, 1997). De consequentie is dat naast vergaande ecologische randvoorwaarden vanuit de plantengroei, life support functies als afbraak van organisch materiaal, recycling van voedingsstoffen en de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten in

voldoende mate gegarandeerd moeten zijn. Voor niet gestimuleerde systemen geldt daarnaast dat er ten aanzien van de bodemvruchtbaarheid een belangrijke rol is weggelegd voor mycorrhiza en symbiotische stikstofbinding (mond. med. Doelman, 1997). Het formuleren van specifieke eisen vanuit een aantal relevante bodembio-
logische parameters is derhalve noodzakelijk (zie § 3.3 en 3.4).

2.4 GEBRUIKSCATEGORIE B: BERMEN EN RESTSTROKEN

Definiëring bodemgebruikscategorie

De bodemgebruikscategorie 'bermen en reststroken' komt in principe overeen met de gebruiksvorm 'wonen zonder tuin, verkeer, werken, maatschappelijk/ cultureel', zoals onderscheiden in Moet (1995) en ook door Faber (1997) gehanteerd. Bermen zijn het met vegetatie begroeide deel van infrastructurele voorzieningen (Niemeijer & Verburg, 1995a). Hoewel bermen ook onderdeel kunnen zijn van natte infrastructurele voorzieningen (waterbouw), zoals oevers en dijklichamen, beperkt dit onderzoek zich tot de functies van bermen ten aanzien van wegenbouw en verkeer. Dit betreft zowel zijbermen als midden- of tussenbermen. Reststroken betreffen eigenlijk eveneens bermen, maar dan in een bredere zin van het woord: het gaat hier om (begroeide) overhoekjes in de stedelijke woonomgeving of bedrijfsterreinen. De ecologische functie van bermen en reststroken komt in § 4.3 aan de orde.

Ecologische randvoorwaarden

Een berm dient in de eerste plaats als waterdoorlatende opsluiting van het eigenlijke weglichaam. In verband met de verkeersveiligheid moet een berm tevens voldoende draagkracht bezitten. Verbetering van de draagkracht van de berm wordt bereikt door voldoende schraalheid van de bovengrond, waardoor minder bandenspoorvorming optreedt (Van der Weijden & Schippers, 1996; Niemeijer & Verburg, 1995a). Bemesten is in normale omstandigheden in bermen dan ook ongewenst. De bermvegetatie is niet gericht op productie. Er treedt juist meer dan voldoende stikstofbemesting op door luchtverontreiniging, inspoeling en overwaaien van meststoffen vanuit de landbouw (Niemeijer & Verburg, 1995b). Schrale bermen herbergen minder wormen; ze zijn daardoor minder rul dan voedselrijke bermen en leveren minder slipgevaar op. Vanwege deze punten worden schrale bermen functioneler geacht dan voedselrijke, 'vette', bermen (Van der Weijden & Schippers, 1996). Deze invalshoek biedt perspectieven ten aanzien van het aspect bodem-

vruchtbaarheid, waarbij voor bermen de eisen ten aanzien van de nutriëntenbeschikbaarheid voor planten duidelijk lager liggen dan voor tuinen en volkstuinen.

Zoals eerder vermeld is een berm in de regel begroeid met vegetatie. Verharde bermen hebben als nadeel dat ze geen plaats bieden om er kabels en leidingen in te leggen die bereikbaar blijven (Niemeijer & Verburg, 1995a). Faber (1997, zie tabel 2.1.) geeft twee ecologische randvoorwaarden vanuit de plantengroei: groenbeplanting en bermvegetatie. Deze randvoorwaarden vertonen veel overlap, indien gekeken wordt naar de structurele verscheidenheid van het begrip bermvegetatie. Deze is in drie typen onder te verdelen: (1) grazige vegetaties (grassen en kruiden), (2) houtachtige dwergstruiken (heide) en (3) bomen. Met het aangegeven van minimale eisen en aandachtsoorten betreffende deze structurele verscheidenheid, mag verwacht worden dat randvoorwaarden voor reststroken eveneens gewaarborgd zijn.

Met betrekking tot erosiepreventie is een belangrijk doel een voldoende stevige en gesloten zode te verkrijgen. Een gangbare methode om een grazige, erosiebestendige vegetatie aan te brengen is het inzaaien van grassen. Het inzaaien van kruiden is niet gebruikelijk, vanwege de mogelijkheid van floravervalsing (Niemeijer & Verburg, 1995a). Op basis van ecologische uitgangspunten is het aanbrengen van gebiedseigen bermmaaisel wel een mogelijkheid om snel kruidachtige vegetaties te bewerkstelligen. Diverse grassoorten zijn geschikt om in te zaaien. Een eigen soorten- en rassenkeuze door de bermbeheerder is derhalve mogelijk. Er bestaat echter ook een standaardmengsel voor bermen. Dit betreft het B3-zaadmengsel, welke is opgenomen in de Rassenlijst voor Landbouwgewassen (Ebskamp & Bonthuis, 1997). Naar onze mening is het gebruik van dit mengsel een minimale ontwerp-eis voor grazige bermvegetaties. Op basis van de samenstelling van het standaardmengsel zijn de soorten *Festuca rubra*, *Festuca ovina* en *Agrostis capillaris* geselecteerd als aandachtsoorten voor de bodemgebruikscategorie 'bermen en reststroken'. Een aanvullende ecologische randvoorwaarde betreft het kunnen functioneren van de symbiotische stikstofbinding van witte klaver (*Trifolium repens*), welke ten behoeve van startbemesting nuttig is teneinde snel een erosiebestendige zode te realiseren (Melman & Verkaar, 1990; Niemeijer & Verburg, 1995a). Zonder aanvullende groenbemesting hoeft dit niet ten koste te gaan van de eerder geuite wens tot een schrale top-laag.

Op relatief zure bodems wordt ook wel heide ingezaaid. Heidesoorten groeien met name op voedselarme bodems. Afhankelijk van de vochttoestand van de bodem is dit gewone dopheide (*Erica tetralix*; natte tot vochtige bodem) of struikheide (*Calluna vulgaris*; droge tot vochtige bodem). Beide gelden als aandachtsoort voor de bodemgebruikscategorie 'bermen en reststroken'.

Met betrekking tot het derde structuurtype van bermvegetatie, bomen, het volgende. De wens tot het binnen korte termijn realiseren van rijk gevarieerde bermbeplantingen heeft in de jaren zeventig geleid tot aanplant in mengingen tot wel 10 soorten (in Van der Sluijs & Melman, 1990). De ervaring heeft echter geleerd dat dergelijke beplantingen vanwege de onderlinge groeiverschillen weinig succesvol zijn. Momenteel wordt er naar gestreefd slechts enkele hoofd houtsoorten in het sortiment op te nemen (ibid.). Het kunnen voorkomen van enkele (relatief ongevoelige) boomsoorten, kan ons inziens gelden als minimale ontwerp-eis voor de bodemgebruikscategorie 'bermen en reststroken'.

2.5 GEBRUIKSCATEGORIE C: OPENBAAR GROEN EN RECREATIE

Definiëring bodemgebruikscategorie

De bodemgebruikscategorie openbaar groen en recreatie omvat enerzijds parken en plantsoenen, anderzijds sportvelden, speelgazons en recreatieterreinen (campings).

Ecologische randvoorwaarden

De bodemgebruikscategorie 'openbaar groen en recreatie' omvat een groot aantal verschijningsvormen van beplanting (Boer en Schils, 1993). De minimale randvoorwaarde voor openbaar groen betreft in ieder geval het kunnen voorkomen van houtige (bomen en struiken) en kruidachtige begroeiingen (kruiden en grassen). Hoewel in openbaar groen ook sierbeplantingen worden toegepast, zoals gecultiveerde rozen of bollen, is het maar de vraag of de mogelijkheid tot dergelijke beplantingen in iedere groenvoorziening aanwezig moet zijn.

In vergelijking tot de gebruikscategorie bermen en reststroken is de ontwerp-eis vanuit openbaar groen en recreatie ten aanzien van boomsoorten minder vrijblijvend. Het is niet voor te stellen een locatie als groenvoorziening te bestemmen, als op de betreffende bodem geen algemeen toegepaste beplantingssoorten kunnen groeien. Een tien-

tal algemene boomsoorten en -geslachten in groenvoorzieningen zijn geselecteerd als aandachtsoorten voor de bodemgebruikscategorie, te weten (op basis van onder andere Van Heusden et al., 1994; Grimberg, 1994; Boer & Schils, 1993):

- | | |
|--|---|
| - zomereik (<i>Quercus robur</i>); | - wilg (<i>Salix spec.</i>); |
| - gewone esdoorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>); | - linde (<i>Tilia spec.</i>); |
| - witte paardekastanje
(<i>Aesculus hippocastanum</i>); | - gewone es
(<i>Fraxinus excelsior</i>); |
| - populier/ abeel
(<i>Populus spec.</i>); | - ijsterbes
(<i>Sorbus aucuparia</i>); |
| - ruwe berk (<i>Betula pendula</i>); | - iep (<i>Ulmus spec.</i>). |

Voor wat betreft struikvormers zijn hazelaar (*Corylus avellana*), meidoorn (*Crataegus spec.*), gewone vlier (*Sambucus nigra*), sporkehout (*Frangula alnus*) en vogelkers (*Prunus padus*) geselecteerd als aandachtsoorten.

Voor sportvelden en speelgazons is van groot belang dat de grasvegetatie een stevige, dichte en vlakke zode vormt, die ook het bespelen in de winter goed verdraagt. Sommige grassoorten zijn hierdoor geschikter dan andere soorten. Op basis van selectiecriteria als zodevorming, betredingstolerantie en wintervastheid zijn Engels raaigras (*Lolium perenne*) en veldbeemdgras (*Poa pratensis*) de meest gebruikte soorten in sportvelden (Ebskamp & Bonthuis, 1997; Te Velde et al., 1989). Vanuit het oogpunt van recreatieterreinen komt daarboven nog de eis dat het grasveld gedurende langere tijd bedekt moet kunnen zijn (bijvoorbeeld met een tent). Met name uitlopervormende grassoorten kunnen dit overleven. Naast veldbeemdgras wordt daarom vaak roodzwenkgras (*Festuca rubra*) gebruikt (Te Velde et al., 1989). Bovengenoemde soorten zijn geselecteerd als aandachtsoorten voor de bodemgebruikscategorie 'openbaar groen en recreatie'.

De gebruiksvorm openbaar groen stelt hogere eisen aan de bodemvruchtbaarheid (dus de mate van ongestoordheid van bodembiologische processen) dan bermen en reststroken, maar lagere dan tuinen en volkstuinten. Hoewel voor een breed scala aan plantensoorten het voedingsstoffenaanbod gegarandeerd moet zijn, is het streven naar het realiseren van hoge gewasproductie geen relevante eis voor openbaar groen. Bij recreatieterreinen en sportvelden wordt vaak een uitgebalanceerde bemesting toegepast (Kappen, 1989). Hoewel activiteit van regenwormen de doorlatendheid en

homogeniteit van sportvelden in positieve zin beïnvloedt, kan deze echter ook te groot worden met als gevolg, dat bij een 'rijkere' ondergrond een snelle vervetting en een onvoldoende dichtheid van de toplaag ontstaat. Soms worden zelfs maatregelen als zure bemesting toegepast om het aantal regenwormen terug te dringen (ibid.). Een zeer actief wormenbestand geldt derhalve niet als ecologische randvoorwaarde voor deze bodemgebruikscategorie (zie § 3.3 en 3.6).

3 NAAR EEN MINIMALE BODEMKWALITEIT PER BODEMGEBRUIKSCATEGORIE

3.1 BIOLOGISCHE BESCHIKBAARHEID VAN METALEN

In hoofdstuk 2 is ingegaan op de ecologische randvoorwaarden ten behoeve van het garanderen van een (vanuit het oogpunt van de mens) onbelemmerde invulling van de bodemgebruikscategorieën. Dit hoofdstuk gaat in op de relatie tussen deze randvoorwaarden en het voorkomen van metalen in de bodem. Een eerste aspect daarvan behandelt deze paragraaf: de biologische beschikbaarheid van metalen in relatie tot mobiliteit.

Bepalen van de biologische beschikbaarheid

De toxiciteit van stoffen voor organismen is in sterke mate afhankelijk van de beschikbaarheid van die stof en de blootstellingsroute (Tenner et al., 1997). Professor Mulder (scheikunde Utrecht) stelde reeds in het midden van de vorige eeuw ten aanzien van bodemonderzoek: 'uit het voorhanden zijn kun je niet afleiden hoe het met de beschikbaarheid zit'. Volgens Lexmond (mond. med., 1997) begint een gebruiksgericte benadering van bodemkwaliteit met het loslaten van het totaalgehalte van zware metalen in de bodem als beoordelingsmaatstaf. Totaalgehalten worden veelal direct in verband gebracht met het effect, terwijl slechts een bepaald deel van het totale gehalte dit effect veroorzaakt. Lexmond (ibid.) stelt daarom voor gebruik te maken van de metaalconcentratie die zich instelt bij het suspenderen van grond met een verdunde zoutoplossing: 0,01 M CaCl_2 , hetgeen reeds gebeurt bij zijn vakgroep. Van der Guchte (1996) onderschrijft de goede mogelijkheden van deze extractie voor metalen, gezien het feit dat daarmee het probleem van de biologische beschikbaarheid voor een groot deel kan worden afgedekt. De 'milde' extractie benadert de in het poriënwater of bodemvocht opgeloste fractie van de metalen (Pepels & Lagas, 1993). De waarde die uit deze bepaling resulteert vormt het uitgangspunt voor de evenwichtspartitie-theorie, welke er van uitgaat dat voor

bodemorganismen de interne blootstelling goed voorspeld kan worden vanuit de concentraties in de waterfase (in Lokhorst, 1997). Voor bepaalde bodemorganismen is dit vastgesteld (ibid.), maar er zijn vraagtekens te plaatsen of dit algemeen geldend is (bijvoorbeeld gemycorrhizeerde planten of macrofaunasoorten, welke zich gedeeltelijk kunnen onttrekken aan direct contact met de waterfase). Daar geen onderbouwde en gevalideerde grenswaarden voor de biobeschikbare gehalten voorhanden zijn, kan op basis van de extractie nog geen uitspraak worden gedaan over actuele en potentiële ecologische risico's. Een vergelijk met referentiemonsters kan wellicht uitkomst bieden. Lexmond (mond. med., 1997) stelt voor zink een waarde van 2 mg/l voor. Hierboven krijgen de gevoeliger gewassen problemen. Een en ander is uitgetest in potproeven met sperziebonen en veldwaarnemingen van groeiremming bij tuinbonen, veldbonen en spinazie (ibid.).

Van Wensem et al. (1994) stellen voor bij risicobeoordeling van metaalverontreiniging meer gebruik te maken van de (door veldonderzoek verkregen) interne drempelwaarde (ITC of internal threshold (body) concentration) en concentratiefactor (CF) van bodemorganismen. In de volgende paragraaf komen dergelijke aspecten aan de orde vanuit het oogpunt van fytotoxiciteit.

Biobeschikbaarheid en bodemfactoren

Lexmond (mond. med., 1997) wijst op de complexiteit en inmiddels meervoudige betekenis van het begrip biologische of biobeschikbaarheid. De biobeschikbaarheid van zware metalen hangt - afgezien van het type organisme - af van een scala aan bodemfactoren. Bockting & Van den Berg (1992) geven hiervan een vrij volledig overzicht. De belangrijkste bodemfactoren die de biobeschikbaarheid van metalen beïnvloeden zijn het organische-stofgehalte, het lutum-gehalte en de pH (mond. med. Doelman, 1997; mond. med. Lexmond, 1997; Runday, 1996). Met betrekking tot de biobeschikbaarheid van metalen is de diepte van de verontreiniging uiteraard van belang, vanwege de evidente relatie met blootstelling. Opgemerkt dient, dat door transport dieper gelegen verontreinigingen op termijn wel dicht bij het oppervlak effecten kunnen veroorzaken (Tenner et al., 1997) of omgekeerd (mond. med. Faber, 1997). Biologische factoren als bioturbatie en bewortelingsdiepte spelen daarbij een rol.

Zware metalen hechten over het algemeen sterk aan organische stof (ook al verschilt dit niet alleen per element, maar ook per type organische stof (mond. med. Doelman, 1997)) en lutumdeeltjes in de bodem en zijn daardoor minder makkelijk beschikbaar voor bodemorganismen (Tenner et al., 1997). Organisch materiaal blijkt in de praktijk verschillende rollen te kunnen spelen als het gaat om mobiliteit en immobiliteit van zware metalen. Wanneer organisch materiaal opgebracht wordt voor fixatie van mobiel metaal, zoals in de praktijk plaatsvindt (mond. med. Lexmond, 1997; mond. med. Doelman, 1997), moet wel rekening gehouden worden met de mineralisatie waardoor in de loop der tijd het metaal weer beschikbaar wordt. Hierbij dient opgemerkt, dat een hoog gehalte aan zware metalen de natuurlijke processen in een bodem beïnvloedt. Dit betekent bijvoorbeeld dat de bioturbatie geremd wordt en daarmee de (re)mobilisatie van zware metalen (mond. med. Doelman, 1997).

Algemeen geldt dat bij lagere pH meer metalen in oplossing gaan (mond. med. Lexmond, 1997; Van Straalen en Bergema, 1995; Cairney, 1996). Er zijn echter verschillende kanttekeningen te plaatsen bij de algemene tendensen. Ten eerste de factor tijd: experimenten hebben aangetoond dat zware metalen gedurende de tijd sterker gebonden raken aan de bodem (mond. med. Lexmond, 1997). Daarmee verband houdt het feit dat de wateroplosbaarheid van zware metalen in door menselijk handelen gecontamineerde bodems een factor 10 hoger is dan in van nature verrijkte bodems (Van Straalen en Verkleij, 1991). Bockting & Van den Berg (1992) stellen bovendien vast dat de aard van de verontreiniging (bijvoorbeeld het verschil tussen mijnafval en opgebracht zuiveringsslib) een zeer belangrijke factor is ten aanzien van de mobiliteit van metalen en daarmee de schadelijkheid voor organismen. Doelman (mond. med., 1997) wijst voorts op de rol van de heterogeniteit van de bodem, waarmee geen rekening gehouden wordt in het beleid dat uitgaat van gemiddelde systemen. De zuurgraad kan bijvoorbeeld op microniveau veel lager zijn dan de algeheel geldende pH. Dat betekent dat het ecosysteem veel kan mobiliseren op microschaal, terwijl in totaliteit immobiliteit zal overheersen. Daarmee is tevens aangegeven dat het onderscheid tussen mobiele en immobiele verontreinigingen dat in het beleid gemaakt wordt, niet zo duidelijk ligt.

Mobiliteit van de elementen

Arseen is een metalloïde en gedraagt zich in het milieu vaak afwijkend van de zware metalen. De beschikbaarheid is vooral gerelateerd aan de hoeveelheid ac-

tief ijzer (mon. med. Lexmond, 1997). Adsorptie van arseen aan organische stof treedt vrijwel niet op, maar binding aan lutumdeeltjes is wel van belang (Tenner et al., 1997). Hierbij speelt de pH een belangrijke rol (Bockting & Van den Berg, 1992). In de bovengrond is arseen in het algemeen sterk aan de grond gebonden, weinig mobiel en relatief slecht beschikbaar voor organismen (Bockting & Van den Berg, 1992; Tenner et al., 1997). Van de zware metalen kan gesteld worden dat cadmium, nikkel en zink vrij mobiel zijn, in tegenstelling tot chroom, koper en lood (Bockting & Van den Berg, 1992). Zoals reeds gesteld, hangt de speciatie en beschikbaarheid van deze metalen voor een belangrijk deel af van de pH van de bodem (Tenner et al., 1997). De pH bepaalt voor sommige metalen tevens het relatieve belang van adsorptie aan organische stof ten opzichte van adsorptie aan lutumdeeltjes (ibid.).

Bodemtypecorrectie

De relatie tussen biobeschikbaarheid en bodemtype kan de in experimenten gevonden toxiciteit van een stof sterk beïnvloeden (Van Straalen en Bergema, 1995; Faber 1995; Tenner et al., 1997). Ten behoeve van het bodembeschermingsbeleid worden toxiciteitsgegevens daarom omgerekend naar een standaardbodem (bodemtypecorrectie). Bij standaardiseren vindt echter alleen correctie plaats voor organisch materiaal (omgerekend naar 10%) en lutum (omgerekend naar 25%) en niet voor pH. Dat dit een gemis mag worden genoemd, blijkt wel uit het bovenstaande. Ook Doelman (mond. med., 1997) en Lexmond (mond. med., 1997) benadrukken dit. Een poging om de pH te integreren in modellen is ondernomen door Van Straalen en Bergema (1995). Zij vonden onder meer dat de hoeveelheid experimentele gegevens in de literatuur over lood en cadmium in relatie tot pH nauwelijks beschikbaar en bruikbaar was. Daarnaast concludeerden zij dat er met name voor lood voldoende reden tot bezorgdheid was aangaande toxiciteit bij afname van de pH (ibid.). Een succesvollere poging de pH te integreren is gedaan door Boekholt (mond. med. J. van Wensem, 1997).

Metaalgehalten in planten

De metaaloverdracht van bodem naar plant is, afgezien van allerlei plaats- en tijdsgebonden factoren, in de eerste plaats uiteraard afhankelijk van eigenschappen van het betreffende element. Dit is niet alleen het gevolg van het specifieke gedrag van een element in de bodem, maar ook van opname- en transportmechanismen van

de plant, die min of meer elementspecifiek zijn (Bockting & Van den Berg, 1992). Op de tweede plaats hangt de overdracht sterk af van de plantensoort. Dit is deels terug te voeren op plantspecifieke interacties tussen plant en bodem en deels op morfologische en biochemische eigenschappen van de betreffende plantensoort (ibid.). Paragraaf 3.2. gaat verder op deze facetten in.

Mycorrhiza

Een ander aspect dat van invloed is op biobeschikbaarheid van zware metalen voor planten, is de eventuele symbiose met mycorrhiza. De rol die mycorrhiza spelen is niet eenduidig en daardoor ingewikkeld (mond. med. Doelman, 1997). Deze blijkt sterk afhankelijk van het type zwaar metaal, de soort mycorrhiza en plant en verschillende bodemeigenschappen. Uit een onderzoek van Diaz et al. (1996) blijkt voor twee gemycorrhizeerde plantensoorten dat de opname van Zn en Pb sterker is bij lage concentraties van die metalen en dat de opname geremd wordt bij hogere concentraties. Naast een beschermend effect kunnen mycorrhiza tevens de opname van zware metalen door wortels van planten stimuleren (Guo et al., 1996; Wuertz en Mergeay, 1997). Enerzijds verhoogt de symbiose naast de opname van voedingsstoffen ook de opname van essentiële metalen als zink en mangaan, wanneer die in beperkte concentraties beschikbaar zijn. Op het moment echter dat zware metalen in hoge concentraties beschikbaar zijn, blijken mycorrhiza in veel gevallen de plant te beschermen voor te hoge interne concentraties (Turner, 1994; Verkleij, 1994; Galli en Schüepp, 1996; Wuertz en Mergeay, 1997). Paragrafen 3.2. en 3.3. gaan verder op mycorrhiza-fungi in.

3.2 MOGELIJKHEDEN TOT DIFFERENTIATIE VANUIT DE FYTOTOXICOLOGIE

Indien het subecosysteem flora minder gevoelig is voor bodemverontreiniging dan bodemfauna of algemene en microbiële processen, ontbreekt de noodzaak aandacht te besteden aan de ecologische randvoorwaarden vanuit de plantengroei zoals deze zijn geformuleerd in hoofdstuk 2. Dit is echter niet het geval. Op basis van een analyse van de relatieve gevoeligheid van de drie genoemde subecosystemen voor de stofgroep zware metalen, stelt Lokhorst (1997) vast dat het subecosysteem flora het meest gevoelig is. Hoewel de relatieve gevoeligheid per metaal kan verschillen, is het belang van het vestigen van aandacht op de vegetatie hiermee wel aangetoond.

De vraag is nu welke informatie beschikbaar is en in hoeverre deze kan worden toegepast bij gebruiksgesichte bodembeoordeling.

Uit de vorige paragraaf valt af te leiden dat het leggen van een directe relatie tussen het totaalgehalte van een bepaald metaal in de bodem en het optreden van fytotoxiciteit niet zonder meer mogelijk is. Een probleem bij het incorporeren van fytotoxiciteitsgegevens in bodemkwaliteitsbeoordeling betreft bovendien het feit dat in de literatuur zeer weinig informatie voorhanden is over dosis-effect relaties bij planten (NOEC's of EC_x's ten aanzien van gehalten van contaminanten in de bodem).

Met betrekking tot metalen geldt dit probleem iets minder dan bijvoorbeeld voor PAK's en PCB's, maar voor laatstgenoemde stofgroepen geldt dat deze vanuit het oogpunt van plantengroei en bodemverontreiniging toch weinig relevant zijn (mondelinge mededeling Verkleij, 1997). Voor een functionele benadering van bodemsanering is het echter noodzakelijk dat planten volwaardig in de bodembeoordeling worden betrokken (ibid.). De algemene teneur als het gaat om bodemsanering of normstelling is dat planten nogal ondergeschikt zijn, waarbij de gebruikte informatie meestal beperkt blijft tot snelgroeiende productiegewassen als spinazie en sla. Dit ondervond ook Lokhorst (1997), die zocht naar de bruikbaarheid van de in het bodembeschermingsbeleid gebruikte toxiciteitsdata ten behoeve van geschiktheidsbeoordeling van verontreinigde locaties voor specifieke natuurdoeltypen (en flora-doelsoorten). Een dergelijke invalshoek bleek echter te pretentius, vanwege het gebrek aan toxiciteitsdata voor doelsoorten in het natuurbeleid (ibid.).

Gezien het voorgaande is het de vraag in hoeverre wel specifieke informatie beschikbaar is met betrekking tot metaaltoxiciteit voor de in hoofdstuk 2 geselecteerde aandachtsoorten en soortengroepen. In tabel 3.1. zijn de ecologische randvoorwaarden vanuit de plantengroei schematisch weergegeven. Op basis hiervan is duidelijk dat differentiatie vanuit de fytotoxiciteit gezocht moet worden in de eventuele verschillen in metaaltolerantie van met name siergewassen, productiegewassen, grassoorten, heide en boomsoorten. Bovendien is informatie over het functioneren van symbiotische interacties in relatie tot metaalcontaminatie nuttig.

Tabel 3.1. Kwalitatieve ecologische randvoorwaarden en aandachtsoorten per bodemgebruikscategorie.

Bodemgebruikscategorie	Ecologische randvoorwaarden	Aandachtsoorten
tuinen en volkstuinten	- siergewassen; - productiegewassen; - grassoorten; - inheemse flora; - symbiotische interacties (mycorrhiza en Rhizobium).	(- <i>Trifolium repens</i>)
bermen en reststroken	- grazige vegetaties; - houtachtige dwergstruiken; - bomen; - symbiotische interacties (mycorrhiza en Rhizobium).	(- <i>Trifolium repens</i>) - <i>Festuca rubra</i> ; - <i>Festuca ovina</i> ; - <i>Agrostis capillaris</i> ; - <i>Erica tetralix</i> ; - <i>Calluna vulgaris</i> ; - relatief ongevoelige boom soorten.
openbaar groen en recreatie	- algemeen toegepaste groenbepantingssoorten; - grassoorten.	- <i>Lolium perenne</i> ; - <i>Poa pratensis</i> ; - <i>Festuca rubra</i> ; - 10 boom- en 5 struikvormers, waaronder gevoelige en relatief ongevoelige soorten.

Productie- en siergewassen in relatie tot metaalcontaminatie

Een eerste invalshoek voor productie- en siergewassen betreft de LAC-sigitaalwaarden van de Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden (LAC, 1991). De sigitaalwaarden geven aan boven welk totaalgehalte van een bepaalde stof in de bodem, problemen zijn te verwachten met betrekking tot de landbouwkundige functie. Fytotoxiciteit is een van de aspecten die hierbij zijn meegenomen. Het overschrijden van de sigitaalwaarde kan voor de agrariër aanleiding zijn voor nader onderzoek. Lexmond (mond. med., 1997) benadrukt dat het dus niet gaat om een milieunorm, maar om een niveau waarbeneden de kans op problemen verwaarloosbaar is en waarbij voorwaarden gelden. Zo dienen pH en bemesting afgestemd te zijn op het gewas. Een probleem met betrekking tot de bruikbaarheid van de LAC-waarden voor het onderhavige onderzoek is dat deze in principe alleen gelden voor bodems waaraan 'recentelijk' zware metalen zijn toegevoegd. De verkregen totaalgehalten van zware metalen, waarbij volgens LAC kans is op beginnende fytotoxiciteit, zijn voor gebruikgerichte bodembeoordeling waarschijnlijk te laag, om-

dat de immobiliteit van metaalverontreinigingen van vòòr 1987 naar verwachting groter is. Om dezelfde reden zijn richtlijnen voor het gebruik van rioolslib (gebaseerd op fytotoxiciteitscriteria) op landbouwgronden niet zonder meer bruikbaar (bijvoorbeeld Chang et al., 1992), hoewel de waarden die hiervoor begin jaren tachtig zijn opgesteld, minder scherp zijn dan de LAC-sigitaalwaarden (mond. med. Ernst, 1997). Bovengenoemde waarden en richtlijnen zijn voor het onderhavige onderzoek dan ook slechts op te vatten als een globale indicatie voor beginnende fytotoxiciteit bij productie- en siergewassen.

Met betrekking tot de metalen, welke als aandachtsstoffen zijn geselecteerd in § 1.3, zijn in tabel 3.2. de LAC-sigitaalwaarden (vanuit het criterium fytotoxiciteit) weergegeven.

Tabel 3.2. LAC-sigitaalwaarden vanuit het criterium fytotoxiciteit (naar LAC, 1991). Voor de met * aangemerkte waarden geldt dat de LAC-sigitaalwaarden vanuit de humane consumptie van gewas lager zijn, dan de weergegeven waarden. Voor waarden met ** aangemerkt, geldt dat de LAC-sigitaalwaarden vanuit blootstelling van grazers scherper zijn. Voor de met *** aangemerkte waarden geldt beide.

Metaal	Zandbodems	Kleibodems	Veenbodems
Arseen	30 mg/ kg	50 mg/ kg	50 mg/ kg
Cadmium	5 mg/ kg*	10 mg/ kg*	10 mg/ kg*
Chroom	200 mg/ kg	300 mg/ kg	300 mg/ kg
Koper	50 mg/ kg**	200 mg/ kg**	200 mg/ kg**
Lood	500 mg/ kg***	800 mg/ kg***	800 mg/ kg***
Nikkel	15 mg/ kg	50 mg/ kg	70 mg/ kg
Zink	100 mg/ kg	350 mg/ kg	350 mg/ kg

Het meeste onderzoek met betrekking tot de relatie gewas/ metaalcontaminatie is vanuit het oogpunt van consumptie door mens en/ of vee uitgevoerd. Het is dan ook logisch dat in de meeste gevallen wordt gekeken naar de interne metaalgehalten van de eetbare plantendelen. Voor onderzoek vanuit een fytotoxicologische invalshoek geldt echter eveneens dat effectconcentraties meestal niet het gehalte van een metaal in de bodem betreft, maar het totaalgehalte in blad, spruit of wortel. Dit is onder meer een gevolg van de complexiteit van de overdracht van bodem naar plant. In tabel 3.3. is een groot aantal gegevens met betrekking tot de metaal toxiciteit van productiegewassen weergegeven. De FT50 (een vermindering van de groei met 50% bij jonge planten als gevolg van fytotoxiciteit) is volgens Chang et al. (1992) een goede drempelwaarde, omdat boven deze waarde een aanzienlijke opbrengst reductie met

betrekking tot het volwassen gewas mag worden verwacht. De EC₁₀ kan volgens Macnicol & Beckett (1985) worden beschouwd als het kritische niveau, waarboven fytotoxiciteit optreedt. Dit komt daarmee grotendeels overeen met de categorie beginnende FT (fytotoxiciteit), welke door Sauerbeck (1989) is aangegeven (in Bockting & Van den Berg, 1992). Het maximale blootstellingsgehalte betreft het metaalgehalte in de plant, waarbij groei van het gewas duidelijk verminderd is of de uiterlijke kwaliteit dusdanig verslechterd is, dat de plant niet meer voor consumptie in aanmerking komt (Bockting & Van den Berg, 1992).

De vraag is nu op welke wijze interne gehalten in de plant relevantie kunnen hebben voor gebruiksgesichte bodembeoordeling, gezien het feit dat het bodemsaneringsbeleid gebruik maakt van normen gebaseerd op totaalgehalten van metalen in de bodem.

In de eerste plaats is het voorstelbaar dat voor een locatiespecifieke bodembeoordeling af kan worden gestapt van totaalgehalten. Een specifieke bepaling van het bio-beschikbare gedeelte, zoals vermeld in § 3.1, wordt bijvoorbeeld reeds door Adviesbureau TauwMilieu in de praktijk gebruikt voor risicobeoordeling (Lokhorst, 1997). Ook interne metaalgehalten van planten zouden in het diagnostisch bodemonderzoek kunnen worden gebruikt. Dit kan bioindicatie betreffen vanuit planten die reeds op de locatie groeien. Het uitvoeren van bioassays op bodemmateriaal van de betreffende locatie, waarbij gekeken wordt of kritische concentraties in planten worden bereikt is een andere mogelijkheid (Mocquot et al., 1996). Het gebruiken van plantensoorten die voor de bodemgebruikscategorie als aandachtsoorten gelden, is hierbij een denkbare invalshoek. Dit zou wel aanvullend onderzoek vereisen naar hiervoor geschikte aandachtsoorten. Een benadering met bioassays wordt op dit moment tevens bestudeerd door Faber (mond. med., 1997). Een bijkomend voordeel van bioassays is dat eventuele combinatie-effecten van metalen aan het licht komen.

In de tweede plaats kan getracht worden interne concentraties in het plantweefsel om te rekenen naar bodemgehalten. De term biologische of bioconcentratiefactor (BCF) is hiertoe van belang. Deze kan gedefinieerd worden als het metaalgehalte van de plant (mg/ kg droge stof) gedeeld door het metaalgehalte in de bodem (mg/ kg droge stof).

De complexe overdracht van bodem naar plant zorgt er echter voor dat er uit een BCF op zijn best een orde-grootte-indicatie kan worden afgeleid. Bij de definitie van BCF wordt vaak (impliciet door te veronderstellen dat het een constante waarde betreft) aangenomen dat het metaalgehalte van planten lineair toeneemt met het metaalgehalte van de bodem (Bockting & Van den Berg, 1992). Dit is echter een te gesimplificeerde aanname. Alleen al het functioneren van symbiosen met mycorrhiza-fungi in relatie tot metaalverontreiniging laat dit zien (zie ook verder in deze paragraaf).

Tabel 3.4. geeft enkele voorbeelden van BCFs, waarmee eventueel de relatie tussen fytotoxiciteitsgrenzen (tabel 3.3.) en het totaalgehalte in de bodem kan worden gelegd. Dit zou dan slechts relevant zijn voor fytotoxiciteitsgrenzen, die lager liggen dan de maximale gehalten in gewassen die zijn vastgesteld voor humane consumptie.

Voor de aandachtsstoffen zijn met behulp van de BCFs uit CSOIL (tabel 3.4.) en de waarden voor de beginnende FT (tabel 3.3.) fytotoxische totaalgehalten in de bodem berekend. Voor arseen leidt dit tot een range van 100-333 mg/ kg, voor cadmium is dat 1,7-3,3 mg/ kg, voor chroom 67-667 mg/ kg, voor koper 50-133 mg/ kg, voor lood 333-667 mg/ kg, voor nikkel 67-333 mg/ kg en voor zink 50-167 mg/ kg. In vergelijking tot de LAC-sigitaalwaarden in tabel 3.2. is met name het arseengehalte beduidend hoger. De overige waarden zijn als orde-grootte-indicatie redelijk overeenkomstig met de LAC-sigitaalwaarden.

In de literatuur zijn enkele directe totaalgehalten in de bodem met betrekking tot beginnende fytotoxiciteit te vinden. Alloway (in Watmough & Dickinson, 1995) geeft voor cadmium 3-8 mg/ kg, voor koper 60-125 mg/ kg, voor lood 100-400 mg/ kg, voor nikkel 100 mg/ kg en voor zink 70-400 mg/ kg. De range voor lood is beduidend lager dan de LAC-sigitaalwaarde. Tenslotte zijn voor een aantal productie- en siergewassen NOEC en EC_x-waarden bekend. Tabel 3.5. geeft deze weer. De tabel laat zien dat de spar reeds bij lagere gehalten van cadmium, koper en lood fytotoxiciteitseffecten ondervindt dan de hiervoor genoemde gehalten voor beginnende toxiciteit. In hoeverre een dergelijke gevoeligheid algemeen is bij bomen wordt verderop in deze paragraaf behandeld. Ten aanzien van siergewassen stelt Verkleij (mond. med., 1997) tenslotte dat bepaalde siergewassen wel eens zeer gevoelig kunnen zijn voor metalen, bijvoorbeeld als gevolg van inteelt.

Tabel 3.3. Metaalcontaminatie van de bodem in relatie tot fytotoxiciteitsgrenzen bij productiegewassen, gebaseerd op (1) Chang et al. (1992), (2) Macnicol & Beckett (1985), (3) Sauerbeck (1989) en (4) Bockting & Van den Berg (1992). De gehalten zijn uitgedrukt in mg/ kg droge stof (plantweefsel).

Tabel 3.4. minimale, maximale en gemiddelde BCFs (gebaseerd op droge stofgehalten) van enkele productiegewassen. Indien niet beschikbaar is een range aangegeven (naar Bockting & Van den Berg, 1992). Tevens is de BCF zoals gebruikt in het model CSOIL vermeld (Van den Berg, 1991).

Metaal	Minimum	Maximum	Gemiddeld	Range	CSOIL
Arseen	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar	0,001-0,1 (gebaseerd op: bonen, wortel, kool, ui, aard- appel, tomaat en radijs)	0,03
Cadmium	0,043 (radijs) 0,409 (sla) 0,533 (wortel) 0,783 (spinazie)	0,324 (radijs) 2,000 (sla) 1,481 (wortel) 3,235 (spinazie)	0,171 (radijs) 1,046 (sla) 0,867 (wortel) 1,851 (spinazie)	n.v.t.	3
Chroom	0,005 (radijs) 0,017 (sla) 0,029 (spinazie)	0,005 (radijs) 0,017 (sla) 0,029 (spinazie)	0,005 (radijs) 0,017 (sla) 0,029 (spinazie)	n.v.t.	0,03
Koper	0,031 (radijs) 0,098 (sla) 0,078 (wortel) 0,139 (spinazie)	0,083 (radijs) 0,237 (sla) 0,262 (wortel) 0,390 (spinazie)	0,057 (radijs) 0,165 (sla) 0,174 (wortel) 0,270 (spinazie)	n.v.t.	0,3
Lood	0,001 (radijs) 0,015 (sla) 0,021 (spinazie)	0,006 (radijs) 0,063 (sla) 0,062 (spinazie)	0,003 (radijs) 0,036 (sla) 0,036 (spinazie)	n.v.t.	0,03
Nikkel	0,011 (aardappel)	0,678 (aardappel)	0,075 (aardappel)	n.v.t.	0,3
Zink	0,116 (radijs) 0,234 (sla) 0,605 (spinazie)	0,302 (radijs) 0,497 (sla) 1,714 (spinazie)	0,203 (radijs) 0,355 (sla) 1,087 (spinazie)	n.v.t.	3

Tabel 3.5. Fytotoxiciteitsdata voor een aantal productie- en siergewassen. De effectrange geeft de range van effectconcentraties aan in mg metaal/ kg bodem (droge stof). Het gaat hierbij om gestandaardiseerde waarden, tenzij tussen haakjes anders is aangegeven. De gegevens zijn ontleend aan Lokhorst (1997).

Metaal	Effectparameter	Gewas	Effectrange
Arseen	NOEC (groei)	katoen	22,3-143
	NOEC (groei)	sojaboon	< 22,3
Cadmium	NOEC (groei)	graan	6,7-69,4
	NOEC (groei)	radijs	< 14,3
	EC ₅₀ (groei)	radijs	36,9-614
	NOEC (groei)	spar	1,5
	NOEC (wortellengte)	spar	1,6
	EC ₁₀ (groei)	spinazie	(zandgrond)
	EC ₅₀ (groei)	tarwe	1,1-3,4 9,3
Chroom	NOEC (groei)	graan	230-> 1474
Koper	NOEC (groei)	graan	233-> 516
	NOEC (groei)	spar	16,5
	NOEC (wortellengte)	spar	16,5 (zandgrond)
	NOEC (groei)	haver	137
Lood	EC ₅₀ (groei)	haver	> 960
	NOEC (groei)	radijs	180-12031
	EC ₅₀ (groei)	radijs	2215-14426
	NOEC (groei)	spar	70 (zandgrond)
	NOEC (wortellengte)	spar	40 (zandgrond)
	NOEC (mycorrhizovorming)	spar	< 34
	NOEC (groei)	tarwe	(zandgrond) < 125-> 948
	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar
	Zink	NOEC (opbrengst)	alfalfa
NOEC (opbrengst)		maïs	82-466
NOEC (opbrengst)		sla	85-466
NOEC (opbrengst)		haver	208-1275
NOEC (opbrengst)			
NOEC (opbrengst)			

Grassen en heide in relatie tot metaalcontaminatie

Met betrekking tot grassen zijn met name de eventuele verschillen in metaalgevoeligheid tussen de geselecteerde aandachtsoorten relevant. Van *Agrostis capillaris* (mond. med. Ernst, 1997; Dickinson et al., 1996; Verkleij, 1994), *Festuca rubra* en *Festuca ovina* (Dickinson et al., 1996; Turner, 1994; Verkleij, 1994; Van Straalen & Verkleij, 1991) is bekend dat deze relatief ongevoelig zijn met betrekking tot metaalverontreiniging, terwijl *Lolium perenne* juist als gevoelige soort kan worden beschouwd (mond. med. Ernst, 1997; mond. med. Verkleij, 1997). Helaas is dit verschil in gevoeligheid niet direct te koppelen aan metaalgehalten in de bodem. De limiet van metaaltolerantie bij voornoemde relatief ongevoelige grassoorten is locatie-, populatie- en individuspecifiek en hangt onder meer af van de periode van adaptatie aan specifieke metalen. Ook heidesoorten zijn vrij robuust als het gaat om het handhaven bij relatief hoge metaalgehalten (mond. med. Ernst, 1997). Voor de aandachtsoorten *Calluna vulgaris* en *Erica tetralix* zijn echter geen specifieke tolerantiegrenzen bekend. De relatieve ongevoeligheid van heidesoorten hangt samen met de goede beschermende werking die wordt geboden door ericoïde mycorrhiza. Dit type mycorrhiza-fungi staat zelf bovendien te boek als relatief ongevoelig (Verkleij & Van Straalen, 1991).

Bomen in relatie tot metaalcontaminatie

De metaaltolerantie van grassoorten wordt veelal toegeschreven aan de relatief korte levensduur. Met betrekking tot langlevende plantensoorten, zoals bomen, is men er lange tijd vanuit gegaan dat er geen sprake is van de ontwikkeling van metaaltolerante soorten en/ of ecotypen. Ernst (1990) stelde vast dat bomen veelal afwezig zijn op metaalgecontamineerde locaties. Hoewel nog altijd weinig wetenschappelijk bewijs bestaat voor metaaltolerante populaties van boomsoorten (Turner, 1994), zijn wel degelijk verschillen in metaalgevoeligheid tussen soorten bekend. Glimmerveen (1996) stelt dat de berk (*Betula*), den (*Pinus*), els (*Alnus*) en wilg (*Salix*) relatief ongevoelig zijn voor metaalcontaminatie. Ernst (mond. med., 1997) voegt hier de populier (*Populus*) aan toe, Turner & Dickinson (1993) en Watmough & Dickinson (1995) de esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). Ook van de gewone vlier (*Sambucus nigra*) kan hetzelfde worden vermoed, gezien het feit dat deze op sterk metaalverontreinigde locaties is aangetroffen (Rebele et al., 1993). Veel

andere boomsoorten, waaronder de zomereik (*Quercus robur*), zijn relatief gevoelig (mond. med. Ernst, 1997).

De verschillen in metaalgevoeligheid bij populaties van bomen zijn waarschijnlijk meestal niet het gevolg van 'klassieke evolutie van metaaltolerantie' (Turner, 1994). Alternatieve invalshoeken vanuit een strategie van avoidance, zoals fenotypische plasticiteit of specifieke mycorrhizering, worden momenteel bestudeerd (Watmough & Dickinson, 1995). Turner & Dickinson (1993) bijvoorbeeld, verzamelden zaailingen van *Acer pseudoplatanus* op metaalgecontamineerde en relatief schone locaties en onderzochten de groei van beide typen zaailingen op metaalgecontamineerd en schoon bodemmateriaal. In hun onderzoek bleek geen verschil in metaaltolerantie tussen de typen. Sommige individuen van beide typen vertoonden fytotoxische groeistoornissen, andere individuen van beide typen in het geheel niet. De meeste zaailingen waren echter in staat gedurende drie jaar te overleven. Naast een geringe rol van basistolerantie, vermoeden Turner & Dickinson (1993) een rol van fenotypische plasticiteit bij de boomsoort. Hierdoor kunnen de zaailingen overleven totdat betere milieuomstandigheden aanbreken, bijvoorbeeld wanneer de wortels relatief ongecontamineerde bodemzones bereiken. Watmough & Dickinson (1995) toonden voor het eerst multipiele metaalresistentie en co-resistentie aan op cellulair niveau bij dezelfde boomsoort. Zij concluderen dat de bomen de mogelijkheid hebben van facultatieve adaptatie (acclimatie ten aanzien van metaalstress). Onder specifieke omstandigheden kan inductie van metaalresistentie plaatsvinden (ibid.).

Symbiotische interacties in relatie tot metaalcontaminatie

Mycorrhiza-fungi bevorderen de nutriënten- en wateropname van de plant (fytobiont). Zoals in § 3.1 vermeld, kunnen zij tevens de metaalopname door de plant positief of negatief beïnvloeden. Zij betekenen voor de plant een uitbreiding van het wortelsysteem. Naar schatting bezit circa 70-90% van de zaadplanten enige vorm van mycorrhizering (Van Straalen & Verkleij, 1991). Binnen de mycorrhiza-fungi is onderscheid te maken in ectomycorrhiza-fungi (ECM), ericoïde mycorrhiza-fungi en de vesiculair-arbusculaire mycorrhiza-fungi (VAM). Het is gebleken dat sommige soorten mycorrhiza erg gevoelig zijn voor metalen, terwijl andere soorten juist relatief ongevoelig zijn (bijvoorbeeld de ericoïde mycorrhiza). In de aanwezigheid van toenemende hoeveelheid zware metalen in de bodem zijn de volgende effecten aangetoond (in Tenner et al., 1997):

- < 5 mg [Cu, Zn, Pb]/ kg: geen effect op mycorrhiza;
- > 5 mg/ kg: geen effect op mycorrhiza, verhoging van de opname door planten;
- 20-30 mg/ kg: verdwijnen van 50% van de gevoelige soorten mycorrhiza;
- 75 mg/ kg: verdwijnen van 100% van de gevoelige soorten mycorrhiza.

Naast de symbiosen van planten met mycorrhiza-fungi is een andere symbiose relevant voor dit onderzoek. Dit betreft die van witte klaver (*Trifolium repens*) en *Rhizobium leguminosarum*. Hoewel toxiciteitsgegevens voor witte klaver voorhanden zijn, zijn die over het algemeen niet relevant, omdat het al dan niet functioneren van de symbiotische stikstofbinding niet is bestudeerd. *Trifolium repens* zelf lijkt relatief ongevoelig voor metalen (Turner, 1994). Obbhard et al. (1994) wijst erop dat de reactie van de symbiose op metaalcontaminatie zeer complex is, en de nodulatie en stikstoffixatie-capaciteit sterk wordt beïnvloed door bodemfactoren als bodemheterogeniteit, pH en nitraatconcentratie.

3.3 MOGELIJKHEDEN TOT DIFFERENTIATIE VANUIT DE BODEMECOLOGIE

In § 2.2 is de keuze voor een vereenvoudigde indeling van de bodem in subecosystemen gesteld. In deze paragraaf wordt dit beeld enigszins genuanceerd. De aandachtsoorten zijn vanuit het subsysteem flora afkomstig, terwijl sleutelsoorten en -processen vooral betrekking hebben op bodemfauna en microflora (bacteriën en schimmels). Zoals aangegeven zijn deze subsystemen vooral van belang vanuit het oogpunt van de life support functies.

Decompositie

Het centrale proces met betrekking tot de life support functies van de bodem is de decompositie van organisch materiaal (Schouten et al., 1997). De TCB (1997) heeft dan ook terecht aangegeven dat dit proces voor veel vormen van bodemgebruik van belang is en dat de hiermee samenhangende eisen bij een gebruikgerichte bodembeoordeling moeten worden betrokken. Met decompositie worden in feite alle biologische bodemfuncties omsloten. Tijdens dit proces treedt stapsgewijze mineralisatie op, vinden bodemvormende processen plaats door activiteit door organismen en wordt uitspoeling van nutriënten voorkomen door opslag in biomassa (Schouten et al., 1997).

Functionele biodiversiteit

In hoofdstuk 2 en 3 van dit rapport wordt biodiversiteit van het bodemecosysteem met name beschouwd vanuit het oogpunt van functionaliteit. De relatie tussen biodiversiteit en het functioneren van ecosystemen is echter niet eenduidig (Hekstra et al., 1994; Lawton & Brown, 1993; Woodward, 1993; Giller et al., 1997). De mogelijkheid tot het evalueren van het belang van biodiversiteit ten aanzien van nutriëntenkringlopen hangt af van de wijze waarop biodiversiteit wordt gedefinieerd (bijvoorbeeld soorten diversiteit of diversiteit binnen functionele groepen), het vermogen van de ecologische wetenschap om specifieke functies te karakteriseren en om kritische biotische en abiotische parameters te identificeren (Beare et al., 1995). Ons inziens biedt het maken van een functionele doorsnede van bodemecosystemen bruikbare inzichten voor het selecteren van sleutelsoorten en -processen ten behoeve van gebruikgerichte bodembeoordeling. Hiertoe is kennis over life support functies, deelprocessen en de daarbij betrokken soortengroepen noodzakelijk.

Indicatorsysteem

Het indicatorsysteem van Schouten et al. (1997) biedt een bruikbare basis. Helaas zijn hierin nog geen directe relaties met concentraties van bodemverontreinigende stoffen gelegd. Zij onderscheiden de volgende life support functies: (1) afbraak van organisch materiaal, (2) recycling van voedingsstoffen, (3) beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten, (4) bodemstructuurvorming en (5) stabiliteit van het bodemecosysteem. Met uitzondering van laatstgenoemde functie, zijn aan deze life support functies relatief eenvoudig deelprocessen met daarbij betrokken groepen organismen te relateren. Voor de stabiliteit van een bodemecosysteem is dit niet goed mogelijk, als gevolg van verscheidene complexe en/ of onbekende trofische en mutualistische interacties en biologische feedbackmechanismen. Hoewel het belang van stabiliteit evident is, lijkt deze functie dan ook moeilijk inpasbaar in gebruikgerichte bodembeoordeling. Ten behoeve van het onderhavige onderzoek is het door Schouten et al. (1997) opgestelde schema van het indicatorsysteem voor life support functies gemodificeerd, waarbij enerzijds selectieve keuzen zijn gemaakt voor wat betreft deelprocessen en soortengroepen, anderzijds aanpassingen en toevoegingen zijn doorgevoerd, als gevolg van recente wetenschappelijke inzichten en op basis van het criterium bruikbaarheid. Tabel 3.6. is hiervan het resultaat. De gemaakte selectie houdt rekening met het feit dat een zorgvuldige combinatie van parameters, welke

informatie bevat over de microflora, de bodemfauna en een (overall) bodembioologisch proces (Van Straalen & Krivolutsky, 1996), er toe leidt dat specifieke effecten of blootstellingsroutes niet ontbreken.

Tabel 3.6. Functionele doorsnede van het bodemecosysteem ten behoeve van gebruikgerichte bodembeoordeling (gemodificeerd naar Schouten et al., 1997).

Life support functies	Deelprocessen	Sleutelsoorten en -groepen
afbraak van organisch materiaal	- fragmentatie - organische substraatomzetting	- regenwormen - microflora
recycling van nutriënten	- microbiële activiteit - begrazing microflora	- microflora - regenwormen
nutriëntenbeschikbaarheid voor planten	- nutriënten- en wateropname - stikstoffixatie - nitrificatie	- mycorrhiza-fungi - <i>Trifolium repens</i> / <i>Rhizobium</i> - nitrificerende microflora
bodemstructuurvorming	- bioturbatie/ aggregaatvorming	- regenwormen

Regenwormen als sleutelgroep

Het is evident dat het subecosysteem bodemfauna verder onderverdeeld kan worden, bijvoorbeeld door middel van een functionele classificatie (Faber, 1991) of door het onderscheiden van schaalgebonden 'bodemfauna-subecosystemen' (Pokarzhevskii, 1996). Als sleutelgroep binnen de bodemfauna is gekozen voor regenwormen. Deze selectie is vanuit het oogpunt van functionele betekenis goed te rechtvaardigen en lijkt op basis van de ecologische randvoorwaarden, zoals besproken in hoofdstuk 2, tevens mogelijkheden te bieden voor differentiatie van de bodemgebruikscategorieën. In bodems met een hoge biologische activiteit is het belang van regenwormen namelijk groter dan in bodemtypen met matige tot geringe biologische activiteit (in Gleichman-Verheijen et al., 1991).

Regenwormen (Lumbricidae) leveren een uiterst belangrijke bijdrage aan de vorming van de bodemstructuur, de omzetting van het organisch materiaal en daarmee de bodemvruchtbaarheid (Marinissen, 1995; Brown, 1995; Coleman & Crossley, 1996). Het is dan ook niet verwonderlijk dat de reductie van regenwormen kan leiden tot een lagere biomassa van productiegewassen (Stinner et al., 1997). De functie van regenwormen met betrekking tot bodemprocessen is echter niet uniform, maar varieert per ecologische categorie en soort. In dit verband is het onderscheid tussen

'epigeïcs' (relatief kleine soorten die voorkomen in de strooisellaag), 'endogeïcs' (soorten die voorkomen in de bodem) en 'anecïcs' (relatief grote soorten die in beide compartimenten voorkomen) relevant (Brown, 1995; Beare et al., 1995; Lavelle et al., 1995; Schouten et al., 1997). De eerste categorie is met name van belang in de eerste stadia van het decompositieproces (fragmentatie), de tweede categorie soorten neemt relatief grote hoeveelheden bodemmateriaal in zich op (ingestie) en zorgt voor significante verbeteringen van de bodemstructuur en bodemdoorluchting (bioturbatie en aggregaatvorming en -stabiliteit), de laatste categorie tenslotte begraaft het strooisel in de bodem (het mengen van verterend bladmateriaal met andere bodemfracties stimuleert decompositie- en mineralisatieprocessen) en vormt extensieve verticale gangenstelsels, welke onder meer van belang zijn voor de gas- en waterregimes van de bodem (Brown, 1995). Alle categorieën regenwormen beïnvloeden bovendien direct of indirect de microflora van het bodemecosysteem. Naast beïnvloeding via de habitatkwaliteit of het bieden van een niche door ingestie, betreft dit onder meer dispersie en selectieve begrazing (Beare et al., 1995; Brown, 1995). Schouten et al. (1997) negeren de selectieve begrazing van microflora door regenwormen ons inziens ten onrechte. Al met al blijkt dat regenwormen bij veel deelprocessen van life support functies betrokken zijn, waarmee ze als sleutelgroep zeer geschikt zijn voor gebruiksgerichte bodembeoordeling. Daarnaast is bekend dat regenwormen relatief snel op verstoringen reageren (Marinissen, 1995). Bovendien is er relatief veel kennis beschikbaar over de relatie regenwormen/ metaal toxiciteit.

Regenwormen in relatie tot metaalcontaminatie

Praktijkvoorbeelden met betrekking tot regenwormen geven enig inzicht in directe en indirecte effecten van metaalcontaminatie op het functioneren van een bodemecosysteem. Het verstoorde functioneren is met name herkenbaar aan een dikke laag niet- of slecht-afgebroken organisch materiaal. In een onderzoek van Spurgeon et al. (1996) is onder meer gekeken naar de abundantie van regenwormen in een gradiënt van metaalcontaminatie (cadmium, koper, lood en zink). In de directe omgeving van een metaalsmelterij (300 mg Cd/ kg, 3000 mg Cu/ kg, 15000 mg Pb/ kg en 35000 mg Zn/ kg) bleek sprake te zijn van een volledige afwezigheid van regenwormen, resulterend in een aanzienlijke accumulatie van niet-afgebroken bladmateriaal. Hoewel de metaalconcentraties een exponentiële afname met de afstand tot de smelterij vertoonden, vond tot op een afstand van 3 km een reductie van de totale abundantie van regenwormen plaats (ibid.). In boomgaarden in de Betuwe werden geen regenwormen

aangetroffen bij kopergehalten van 60 mg/ kg (in de bovenste 10 cm) (in Tenner et al., 1997). In een andere studie werd aangetoond dat regenwormen uitsluitend in lage tot zeer lage aantallen voorkomen bij koperconcentraties tot 50 mg/ kg (ibid.).

Met betrekking tot het aangeven van minimale bodemkwaliteitseisen van regenwormen, zou het zinvol zijn per metaal toxiciteitsgegevens van minimaal een soort per ecologische categorie te gebruiken. Dit is niet haalbaar met de beschikbare gegevens. In tabel 3.7. zijn metaal toxiciteitsgegevens van regenwormen gepresenteerd. Hierbij zijn uitsluitend de effecten op de reproductie meegenomen, omdat een verminderde reproductie de herstelcapaciteit van een populatie na een verstoring sterk minimaliseert, wat mogelijk kan leiden tot extinctie (Marinissen, 1995). De gegevens zijn ontleend aan Lokhorst (1997).

Op basis van dergelijke gegevens is een differentiatie naar bodemgebruik mogelijk, omdat bepaalde gebruiksvormen een lagere activiteit van regenwormen vergen dan andere. Dit onderscheid kan vertaald worden in een (uiteeraard aan discussie onderhevige) aanpak bestaande uit het bepalen van een geometrisch gemiddelde EC₁₀ en EC₂₅ per metaal (hierover meer in § 3.4). Een ruwe berekeningswijze die analoog is aan Van Beelen & Doelman (1997) is in het kader van dit onderzoek toereikend voor het verkrijgen van globale indicaties van maximale waarden (effectgrenzen):

De EC₁₀ wordt benaderd door NOEC en EC-waarden tot EC₂₀ gelijk te stellen aan de EC₁₀, EC₂₀ tot EC₅₀ te delen door 3 en EC₅₀ tot EC₁₀ te delen door 10. De EC₂₅ wordt benaderd door NOEC en EC-waarden tot EC₂₀ te vermenigvuldigen met 2, EC₂₀ tot EC₅₀ gelijk te stellen aan EC₂₅ en EC₅₀ tot EC₉₅ te delen door 3. Effecten sterker dan EC₉₅ worden niet gebruikt. De totale betrouwbaarheid van de benaderingen neemt toe met de spreiding aan effectparameters.

Tabel 3.7. Metaaltoxiciteitsdata voor regenwormen (uit Lokhorst, 1997). De effectgrenzen zijn benaderd met behulp van de in de tekst aangegeven rekenmethode.

Metaal	Soort	Effectparameter (reproductie)	Metaalgehalte in standaard bodem (in mg/ kg)	Bepaalde effectgrenzen (in mg/ kg)
Arseen	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar
Cadmium	<i>Dendrobaena rubrida</i>	NOEC	24	EC ₁₀ : 27
	<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	13	EC ₂₅ : 54
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	18	
	<i>Eisenia andrei</i>	EC ₁₀	19	
Chroom	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	405	EC ₁₀ : 405
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	405	EC ₂₅ : 810
Koper	<i>Dendrobaena rubrida</i>	NOEC	150	EC ₁₀ : 132
	<i>Dendrobaena rubrida</i>	NOEC	183	EC ₂₅ : 264
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	500	
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	1000	
	<i>Eisenia andrei</i>	NOEC	142	
	<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	40	
	<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	99	
	<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	17	
	<i>Allolobophora caliginosa</i>	NOEC	94	
Lood	<i>Dendrobaena rubrida</i>	NOEC	736	EC ₁₀ : 347
	<i>Dendrobaena rubrida</i>	NOEC	741	EC ₂₅ : 755
	<i>Dendrobaena rubrida</i>	NOEC	171	
	<i>Dendrobaena rubrida</i>	EC ₇₀	775	
	<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	241	
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	1000	
Nikkel	<i>Lumbricus rubellus</i>	NOEC	65	EC ₁₀ : 143
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	233	EC ₂₅ : 328
	<i>Eisenia fetida</i>	EC ₄₀	583	
Zink	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	318	EC ₁₀ : 802
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	1273	EC ₂₅ : 1603
	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	1273	

Als alternatief voor het gebruik van totaalgehalten in de bodem, kan de sleutelgroep regenwormen uitermate goed fungeren als bioindicator van de bodemkwaliteit (Schouten et al., 1997). Hierbij kan bijvoorbeeld gekeken worden naar de soortsdiversiteit per ecologische categorie of naar interne metaalconcentraties. Referenties voor de verschillende bodemgebruikscategorieën zijn vast te stellen op basis van inventarisatiegegevens in soortgelijke (maar schone) bodems.

Nitrificatie als sleutelproces

In het kader van dit onderzoek zijn met name microbiële processen en -soortengroepen die zijn gerelateerd aan de life support functies zoals aangegeven in tabel 3.6. relevant. Dit zijn naast de in de vorige paragraaf behandelde mycorrhiza-fungi, vooral de verschillende microbiologische omzettingen binnen de stikstofcyclus. Over het algemeen is er binnen de microflora een grote mate van functionele redundantie. Bodemprocessen worden gemeten als somparameters, waardoor niet bekend is welke soorten wel en welke geen effect ondervinden (Tenner et al., 1997). Dit nadeel neemt af naarmate er minder functionele redundantie bestaat, er zijn immers minder soorten onderdeel van de somparameter. Bovendien zijn processen, waarvoor weinig functionele redundantie bestaat kwetsbaarder voor soortverschuivingen. Om geschikte sleutelprocessen te identificeren is een bruikbare invalshoek het inventariseren voor welke specifieke deelprocessen binnen de stikstofcyclus weinig functionele redundantie bestaat. Dit geldt met name voor de biologische stikstoffixatie en voor nitrificatie.

Hoewel biologische stikstoffixatie in de natuur vrij algemeen voorkomt, is er maar een relatief klein aantal micro-organismen bij betrokken. Het gebruik van stikstoffixatie als algemeen sleutelproces is echter niet raadzaam, omdat er ondanks een gering aantal soorten wel zeer verschillende typen organismen bij zijn betrokken. Asymbiotische stikstoffixatie in de bodem wordt bijvoorbeeld uitgevoerd door aerobe (*Azotobacter*), microaerofiele (*Klebsiella*) en anaerobe, organotrofe (*Clostridium*) bacteriën en vrijlevende cyanobacteriën. Symbiotische stikstoffixatie is onder meer bekend bij bacteriële associaties (*Rhizobium*, *Bradyrhizobium*) met Leguminosae en symbiosen van actinomyceten (*Frankia*) met niet-vlinderbloemige angiospermae (bijvoorbeeld *Alnus*). De betreffende soorten zijn bovendien veelal beperkt tot een nauwe, soortspecifieke range van milieucondities (Beare et al., 1995). Vanuit het oogpunt van de gebruikgerichte bodembeoordeling is de *Rhizobium/Trifolium repens* associatie het meest praktisch en indicatief te gebruiken als sleutelproces. Zoals in § 3.2 reeds is gebleken is het lastig hieraan toxiciteitsgegevens te koppelen en dit wordt dan ook niet verder uitgewerkt.

Tabel 3.8. Metaal toxiciteitsdata voor nitrificatie (gebaseerd op Van Beelen & Doelman, 1997 en Lokhorst, 1997). Van gemerkte (*) waarden is niet bekend of bodemtypecorrectie heeft plaatsgevonden. De effectgrenzen zijn benaderd met behulp van de in de tekst aangegeven rekenmethode.

Metaal	Effectparameter	Metaalgehalte in standaard-bodem (in mg/ kg)	Bepaalde effectgrenzen (in mg/ kg)
Arseen	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar	geen gegevens beschikbaar
Cadmium	EC32	100*	EC25 : 171
	EC94	675	EC50 : 237
	EC74	529	
	EC70	593	
	EC77	560*	
Chroom	NOEC	119	EC25 : 104
	EC59	220	EC50 : 157
	EC87	236	
	EC81	260*	
Koper	EC60	364	EC25 : 316
	EC31	311	EC50 : 399
	EC43	279	
	EC75	136	
	EC75	1364	
	EC75	13636	
	EC75	320	
Lood	EC45		
	NOEC	1486	EC25 : 1932
	EC26	1137	EC50 : 2632
	EC10	1019	
	EC7	943	
Nikkel	EC14	1035*	
	NOEC	250	EC25 : 217
	EC68	1250	EC50 : 410
	EC64	295*	
Zink	NOEC	208	EC25 : 529
	NOEC	1403	EC50 : 710
	NOEC	13345	
	NOEC	241	
	NOEC	225	
	NOEC	40	
	EC17	254	
	EC58	364	
	EC24	305	
	EC39	275	
	EC40	325*	

Het proces van nitrificatie in de bodem heeft een aanzienlijk praktisch belang. Veel studie is verricht naar ecologische relevantie van de verschillende stappen in de stikstofcyclus, met name in relatie tot bodemvruchtbaarheid (Rother et al., 1982). Ammonificatie en nitrificatie blijken vanuit een dergelijk oogpunt zeer essentieel. De functionele redundantie ten aanzien van ammonificatie is echter aanzienlijk, terwijl slechts een gering aantal soorten betrokken is bij de nitrificatie (mond. med. Doelman, 1997; Van Beelen & Doelman, 1997; Gezondheidsraad, 1991; Rother et al., 1982). Naast enkele bacteriegeslachten betrokken bij de chemoautotrofe nitrificatie, zoals *Nitrosomonas*, *Nitrococcus* en *Nitrobacter*, betreft dit enkele bacteriën (*Arthrobacter*) en actinomyceten die een rol spelen in heterotrofe nitrificatie (Beare et al., 1995). De geringe redundantie maakt het proces zeer gevoelig voor verstoringen van milieucondities. Een verstoring in het evenwicht van de twee fasen binnen het nitrificatieproces (omzetting van ammonium in nitriet en omzetting van nitriet in nitraat) kan onder meer leiden tot een accumulatie van het toxische intermediair nitriet in de bodem (Dusek, 1995). Nitrificatie is ons inziens een bruikbaar sleutelproces in de gebruikgerichte bodembeoordeling. Het proces is zeer geschikt voor prognostische of diagnostische testen van de bodemkwaliteit (Doelen & Vonk, 1994; Gezondheidsraad, 1991), biedt aanknopingspunten voor differentiatie via bodemgebruikseisen (bodemvruchtbaarheid) en er is bovendien reeds veel bekend over de relatie nitrificatie/ metaalverontreiniging.

Nitrificatie in relatie tot metaalcontaminatie

Over de effecten van zware metalen op microbiële levensgemeenschappen en processen is reeds het een en ander bekend. Recente overzichten worden gegeven in Baath (1989) en Wuertz & Mergeay (1997). Uit verschillende onderzoeken blijkt dat nitrificatie ten opzichte van de meeste andere microbiële processen zeer gevoelig is ten aanzien van zware metalen (Van Beelen & Doelen, 1997; Dusek, 1995; Gezondheidsraad, 1991; Rother et al., 1982).

In tabel 3.8. zijn metaal toxiciteitsgegevens van nitrificatie gepresenteerd. De gegevens zijn ontleend aan Lokhorst (1997) en Van Beelen & Doelman (1997). Op basis van deze gegevens is een differentiatie naar bodemgebruik mogelijk, omdat bepaalde gebruiksvormen een lagere bodemvruchtbaarheid (nutriëntenbeschikbaarheid voor planten) vergen of toestaan dan andere. Dit onderscheid kan bijvoorbeeld vertaald worden in een (uiteraard aan discussie onderhevige) aanpak die bestaat uit

het bepalen van een geometrisch gemiddelde EC₂₅ en EC₅₀ per metaal (hierover meer in § 3.4). Evenals voor regenwormen kan een ruwe berekeningswijze analoog aan Van Beelen & Doelman (1997) voldoen als methode voor het verkrijgen van globale indicaties van de orde van grootte van maximale waarden (effectgrenzen):

De EC₂₅ wordt benaderd door NOEC en EC-waarden tot EC₂₀ te vermenigvuldigen met 2, EC₂₀ tot EC₅₀ gelijk te stellen aan EC₂₅ en EC₅₀ tot EC₉₅ te delen door 3. De EC₅₀ wordt benaderd door NOEC en EC-waarden tot EC₂₀ te vermenigvuldigen met 3, EC₂₀ tot EC₅₀ gelijk te stellen aan EC₅₀ en EC₅₀ tot EC₉₅ te delen door 2. Effecten sterker dan EC₉₅ worden niet gebruikt. De totale betrouwbaarheid van de benaderingen neemt toe met de spreiding aan effectparameters.

3.4 MINIMUM BODEMKWALITEITSEISEN VAN BODEMGEBRUIKSCATEGORIEËN

In paragrafen 3.2. en 3.3. is nagegaan in hoeverre de subecosystemen flora, bodemfauna en algemene en microbiële processen mogelijkheden bieden voor differentiatie van bodemkwaliteitseisen. Ondanks het feit dat bepaalde metaaltoxiciteitsgegevens ontbreken, heeft de inventarisatie vele aanknopingspunten opgeleverd.

In de gebruiksgericte bodembeoordeling neemt de plantengroei een centrale plaats in. Zoals in § 2.2 is aangegeven, is het voorkomen van specifieke plantensoorten reeds een invulling van de bodemgebruikscategorie. In hoofdstuk 2 zijn aandachtsoorten en ecologische randvoorwaarden per bodemgebruikscategorie aangegeven. De bodemgebruikscategorie tuinen en volkstuinten stelt de hoogste eisen aan plantengroei. Hier geldt dat beginnende fytotoxiciteit bij gevoelige soorten moet worden uitgesloten. De categorie openbaar groen en recreatie stelt eveneens vrij hoge eisen. Weliswaar betreft het hier algemene soorten, maar het niet kunnen voorkomen van algemene beplantingssoorten als de zomereik is ons inziens een te grote belemmering van het bodemgebruik. Tevens legt de relatief gevoelige grassoort *Lolium perenne* - gebruikt voor sportvelden - beperkingen op aan het toelaten van zware metalen in de bodem. Bermen en reststroken stellen de laagste bodemkwaliteitseisen vanuit de plantengroei. Alle geselecteerde aandachtsoorten van deze bodemgebruikscategorie zijn relatief ongevoelig voor metalen. Dat geldt zowel voor de grassoorten, alsook voor de heidesoorten. Voor wat betreft boomaanplant kan hier bovendien worden

volstaan met relatief ongevoelige soorten als populier, wilg, berk, gewone esdoorn en els.

In hoeverre kan deze differentiatie vanuit de plantengroei vertaald worden naar totaalgehalten in de bodem? In principe ontbreken specifieke toxiciteitsdata van de aandachtsoorten. Desondanks is - op basis van de beschikbare getalswaarden en kwalitatieve inzichten betreffende relatieve metaalgevoeligheid van typen planten uit paragraaf 3.2. en deskundigenoordeel - getracht een geschatte maximumwaarde per bodemgebruikscategorie aan te geven. Hierbij dient benadrukt, dat dit als een zeer globale orde-grootte-indicatie moet worden opgevat. De waarden zijn weergegeven in tabel 3.9. (als F). Daarin zijn tevens opgenomen de maximum metaalwaarden voor regenwormen (R), nitrificatie (N) (beide berekend op basis van de methode die is beschreven in § 3.3) en ter illustratie de interventiewaarden (I) van de Leidraad bodembescherming (VROM, 1995). Dit geeft een beeld van de relatieve gevoeligheid van de subecosystemen voor de verschillende metalen. De waarde van het meest gevoelige subsysteem is vetgedrukt weergegeven. Deze kan gezien worden als orde-grootte van het metaalgehalte, waarbij de bodem vanuit de ecologische randvoorwaarden geschikt is voor de betreffende gebruiksvorm. De plantengroei blijkt vaak de strengste eisen aan de bodemkwaliteit te stellen (met name bij arseen, cadmium, koper, nikkel en zink). Dit komt overeen met Lokhorst (1997). Voor regenwormen is er van uitgegaan dat deze in tuinen en volkstuinten van eminent belang zijn (EC₁₀-waarden uit tabel 3.7.) en voor de andere bodemgebruikscategorieën minder (EC₂₅-waarden uit tabel 3.7.). Naar onze mening is het belang van nitrificatie in de categorie bermen en reststroken relatief klein ten opzichte van de beide andere bodemgebruikscategorieën (EC₅₀-waarden respectievelijk EC₂₅-waarden uit tabel 3.8.).

Tabel 3.9. Minimale bodemkwaliteitseisen vanuit de plantengroei (F), regenwormen (R) en nitrificatie (N). Tevens zijn de interventiewaarden (standaardbodem) uit het bodemsaneringsbeleid weergegeven (I). Zie tekst voor toelichting.

Metaal	Tuinen & volkstuinten	Openbaar groen & recreatie	Bermen & reststroken
Arseen	F = 20 mg/kg R = n.v.t. N = n.v.t. I = 55 mg/ kg	F = 100 mg/kg R = n.v.t. N = n.v.t. I = 55 mg/ kg	F = 300 mg/kg R = n.v.t. N = n.v.t. I = 55 mg/ kg
Cadmium	F = 3 mg/kg R = 27 mg/ kg N = 171 mg/ kg I = 12 mg/ kg	F = 10 mg/kg R = 54 mg/ kg N = 171 mg/ kg I = 12 mg/ kg	F = 50 mg/kg R = 54 mg/ kg N = 237 mg/ kg I = 12 mg/ kg
Chroom	F = 200 mg/ kg R = 405 mg/ kg N = 104 mg/kg I = 380 mg/ kg	F = 300 mg/ kg R = 810 mg/ kg N = 104 mg/kg I = 380 mg/ kg	F = 600 mg/ kg R = 810 mg/ kg N = 157 mg/kg I = 380 mg/ kg
Koper	F = 60 mg/kg R = 132 mg/ kg N = 316 mg/ kg I = 190 mg/ kg	F = 100 mg/kg R = 264 mg/ kg N = 316 mg/ kg I = 190 mg/ kg	F = 200 mg/kg R = 264 mg/ kg N = 399 mg/ kg I = 190 mg/ kg
Lood	F = 400 mg/ kg R = 347 mg/kg N = 1932 mg/ kg I = 530 mg/ kg	F = 500 mg/kg R = 755 mg/ kg N = 1932 mg/ kg I = 530 mg/ kg	F = 700 mg/kg R = 755 mg/ kg N = 2632 mg/ kg I = 530 mg/ kg
Nikkel	F = 50 mg/kg R = 143 mg/ kg N = 217 mg/ kg I = 210 mg/ kg	F = 100 mg/kg R = 328 mg/ kg N = 217 mg/ kg I = 210 mg/ kg	F = 300 mg/kg R = 328 mg/ kg N = 410 mg/ kg I = 210 mg/ kg
Zink	F = 100 mg/kg R = 802 mg/ kg N = 529 mg/ kg I = 720 mg/ kg	F = 200 mg/kg R = 1603 mg/ kg N = 529 mg/ kg I = 720 mg/ kg	F = 1000 mg/ kg R = 1603 mg/ kg N = 710 mg/kg I = 720 mg/ kg

4 ALTERNATIEVE INVALSHOEKEN MINIMALE BODEMKWALITEIT

4.1 LEEFLAGEN

In hoofdstuk 3 is ingegaan op de minimale bodemkwaliteit ten behoeve van de verschillende bodemgebruikscategorieën. Het spreekt voor zich dat deze bodemkwaliteit vooral betrekking heeft op de bovenste bodemlaag, dat wil zeggen de laag waarin de meest relevante ecologische bodemfuncties plaatsvinden. Een alternatieve invalshoek met betrekking tot de minimale bodemkwaliteit betreft het realiseren van een schone bovenlaag bovenop de vervuiling en het zoeken naar de minimale dikte van zo'n laag. Faber (1997) gaf reeds aan dat de eisen die vanuit een bepaald gebruik aan de bodem gesteld moeten worden, niet noodzakelijkerwijs hoeven te leiden tot normen voor contaminanten, maar bijvoorbeeld ook tot inrichtingsvoorschriften voor leeflagen. In het kader van een gebruikgerichte benadering van de bodem is de vraag relevant in hoeverre de verschillende bodemgebruikscategorieën aanleiding kunnen geven tot gedifferentieerde inrichtingsvoorschriften voor leeflagen. Hiertoe zijn enkele praktijkvoorbeelden en onderzoeksresultaten bestudeerd.

Het leeflaagprincipe

Het aanbrengen van een leeflaag als bodemsaneringstechniek is voortgekomen uit het idee dat herstel van de multifunctionaliteit van de bodem in het algemeen in de stad niet noodzakelijk is (Van Wachem et al., 1987). Het leeflaagprincipe heeft als doel om een verontreinigd gebied op een relatief goedkope, maar milieuhygiënisch verantwoorde wijze geschikt te maken voor een specifieke, hoogwaardige gebruiksfunctie (wonen, recreëren, enzovoort). De essentie van bodemsanering volgens het leeflaagprincipe is het afsnijden van contactmogelijkheden met de verontreiniging en verspreidingswegen (Roeloffzen & Driessen, 1989). Een leeflaag bestaat uit een (schone) afdeklaag met aanvullende (isolerende) voorzieningen, boven een verontreinigde bodem (Van Wachem et al., 1987). Met name in grote steden als Amsterdam (Van Wachem et al., 1987) en Rotterdam (Roeloffzen & Driessen, 1989) is al in een vroeg stadium (vanuit het oogpunt van kostentechnisch rendement) gekozen voor toepassing van het leeflaagprincipe, ondanks het feit dat er zowel vanuit het minis-

terie van VROM (onder andere Keuzenkamp, 1988) als de milieubeweging (onder andere Van Pelt, 1988) nog volop discussie plaatsvond over de wenselijkheid en risico's van leeflagen. Keuzenkamp (1988) stelde dat het in theorie wel mogelijk was de gebruiksbeperkingen van een leeflaag (vrijwel) te elimineren en voor iedere gebruiksvorm een specifieke leeflaag te ontwerpen, maar dat er in de praktijk nog (te) weinig ervaring was met het aanbrengen en beheren van isolerende voorzieningen op bodemsaneringslocaties, en met maatregelen om dergelijke locaties weer (beperkt) bruikbaar te maken. Van Pelt (1988) stelde dat een leeflaag geen volwaardig bodemsaneringsalternatief is, maar slechts getuigt van een korte-termijn visie. In haar optiek zijn leeflaagsaneringen weliswaar snel en in eerste instantie goedkoop, maar wordt het probleem van bodemverontreiniging naar de toekomst verschoven en zelfs vergroot, doordat de op termijn noodzakelijke vervanging van de isolatie door de dan aanwezige bebouwing een technisch moeilijke en kostbare zaak wordt (ibid.).

Het Griftpark

Het Griftpark is de proeftuin geweest voor grootschalige bodemsaneringsoperaties in Nederland. De gemeente Utrecht heeft in geval van het Griftpark, op het terrein van een voormalige gasfabriek, bewust gekozen voor toepassing van het leeflaagprincipe (Van Pelt, 1993). Zij wilde geen concessies doen aan de bodemkwaliteit, maar het geld ontbrak voor een algehele sanering (mond. med. Leurink, 1997). De maatregel werd genomen in combinatie met de IBC-strategie voor de kern van de verontreiniging, inclusief grondwaterstandsverlaging. De voorgenomen dikte van de leeflaag varieerde: maximaal 1,5 meter op plaatsen waar bomen groeien en gemiddeld 1 meter. Daarbij is contact met de bovenlaag van de verontreiniging geminimaliseerd door grof zand en grind om capillaire opstijging en worteldoorgroei te belemmeren in combinatie met non-woven doek en in speciale gevallen met bentoniet of folie met een steunlaag (Van der Drift et al., 1992). In december 1997 was het Griftpark eindelijk klaar. De uiteindelijke leeflaagdikte wijkt af van de hiervoor aangegeven voorgenomen dikte: op plaatsen waar grasvelden worden ingezaaid bedraagt deze zestig centimeter, het geplande berkenbos krijgt drie meter schone grond, terwijl voor oppervlakkig wortelende elzen en wilgen een drassige schone laag van enkele tientallen centimeters voldoende wordt geacht (Didde, 1998).

Steendijkpolder-Zuid

Een ander voorbeeld van het gebruik van leeflagen is de sanering van de Steendijkpolder-Zuid in Maassluis eind tachtiger jaren (TCB, 1988). Geheel om milieuhygiënische redenen, opname van grond door kinderen en opname via gewasteelt in moestuinen, is gekozen voor een leeflaag op de verontreiniging bestaande uit deels verontreinigde baggerspecie en deels vuilstort. De nieuw op te brengen leeflaag bestond uit 70 cm teelaarde, 30 cm grof zand en een regulerende laag van 30 cm grind die aan boven- en onderzijde voorzien is van een doorlatende kunststoffolie (als barrière voor plantenwortels en bodemorganismen en om te voorkomen dat de poriën tussen het grind opgevuld raken met zand of baggerspecie). Een en ander was gebaseerd op rapporten van ingenieursbureau DHV (ibid.). Het advies van de TCB (ibid.) ging akkoord met 70 cm teelaarde, maar de TCB betwijfelde de noodzaak van de overige maatregelen. In de polder was sprake van een grondwaterstand van 65 cm beneden maaiveld. De verzadigde zone vormde daardoor een barrière voor diepe beworteling van met name bomen (er was geen sprake van verbouw van graan). Het argument van graafwerkzaamheden voor de 30 cm zandlaag werd weerlegd: vermenging van grond met baggerspecie zou geen ernstige verontreiniging aan de oppervlakte brengen. Ten aanzien van de isolatielaag rekende de TCB voor dat de effecten van opwaarts transport door planten, via grondwater en door regenwormactiviteit waren overschat.

Leeflaagdikte vanuit ecologisch perspectief

Ondanks het feit dat er redelijk wat ervaring is opgedaan met het toepassen van leeflagen in de bodemsaneringspraktijk, is het zinvol een aantal aspecten te heroverwegen en te plaatsen in de context van het stellen van ecologische randvoorwaarden voor gebruikgerichte bodemkwaliteit. Met name over de eisen die de ecologie stelt aan de dikte van de leeflaag is inmiddels aanvullende informatie beschikbaar. Met name de bewortelingsdiepte van flora is een relevante ontwerp-eis. Deze is naast het type plant met name afhankelijk van bodemopbouw en grondwaterstand (Van Wachem et al., 1987).

Tabel 4.1. Minimale dikten van bodemlagen voor een viertal vegetatietypen (in Cairney, 1996). Daarbij gelden de aannames dat (1) 30% van de beschikbare dikte van goede kwaliteit is en (2) de waterretentie voldoende is.

Vegetatie	Dikte van de bodem- laag
alleen grasland	150 mm
volks- en siertuingewassen en grassen	200-300 mm
struweel	500 mm
(fruit)bomen	1,0 tot 1,5 m

Tabel 4.2. Mechanische resistentie voor wortelgroei (in Cairney, 1996).

Bodemdichtheid (g/cm^3)	Effect op de wortelgroei
1,37	wortelgroei ondervindt hinder
1,37 tot 1,77	wortelgroei neemt lineair af
1,74 tot 1,83	wortelgroei stopt volledig
1,55 (klei bodems)	wortelgroei ernstig beperkt
1,85 (zandige bodems)	wortelgroei ernstig beperkt

Worteldiepte en mechanische resistentie

Cairney (1996) beschouwt verschillende aspecten van leeflagen aan de hand van gegevens uit de literatuur. Hij stelt eenvoudigerwijs dat een adequate dikte van een leeflaag kan worden verschaft voor de specifieke gekozen vegetatietypen (tabel 4.1.) en dat het dieper wortelen van planten kan worden voorkomen door het compact maken van de verontreinigde ondergrond tot de juiste dichtheid (tabel 4.2.). De compacteermethode is veel eenvoudiger dan het uitsluiten van contact tussen plantenwortels en de dieper gelegen verontreiniging door het aanbrengen van anti-door-groefolie of beïnvloeding van de grondwaterstand. Het blijkt dat bij bepaalde kritieke dichtheden van de bodem wortelgroei meer en meer wordt beperkt en zelfs geheel gestopt kan worden. Voor zover bekend is dit fenomeen niet eerder benut vanuit het gezichtspunt van bodemsanering, terwijl het compacteren van grond een routine is bij het creëren van voldoende draagkracht van de bodem voor bebouwingsdoeleinden. Wel stellen Wachem et al. (1987) een leeflaagopbouw met scherpe overgang in grondsoorten voor. Wanneer de grondwaterstand te dicht bij de schone leeflaag staat, acht Cairney (1996) een tussenlaag noodzakelijk om capillaire opstijging te voorkomen.

Afdekken van verontreinigde riviersedimenten

Ten aanzien van de worteldiepte van plantensoorten is voorts onderzoek gedaan aan het AB-DLO te Haren (Van Driel et al., 1995; Van Noordwijk et al., 1995). Doel van het onderzoek was het vaststellen van de benodigde dikte van een schone afdeklaag op verontreinigde riviersedimenten voor landbouwdoeleinden. In een experiment met een schone bodemlaag tot 70 cm dikte bleek nog bij 60% van de planten een significant effect van de verontreinigde onderlaag waarneembaar. Bij een experiment met een tot 1,6 meter dikke afdeklaag werd nog bij 50% van de planten significant effect waargenomen (tabel 4.3.). Opvallend was wel dat na 11 jaar van onderzoek geen waarneembare migratie van zware metalen had plaatsgevonden van de verontreinigde ondergrond naar de schone afdeklaag (ibid.), ook niet door een hogere grondwaterstand (Van Noordwijk et al., 1995). Dit zou betekenen dat ofwel de planten tot in het verontreinigd sediment wortelen, ofwel plantenwortels beïnvloeden op enigerlei wijze in hun directe micro-omgeving een opwaartse migratie van zware metalen, terwijl dat niet leidt tot significante verhogingen bij meting van de metaalconcentratie in de leeflaag. De conclusie van Van Driel et al. (1995) is dat een schone bodemlaag van meer dan 1,6 m nodig is om de maximaal acceptabele concentraties in voedsel- en voedingsgewassen (granen) niet te overschrijden. Een conclusie van het onderzoek was tevens dat een lagere grondwaterspiegel leidt tot diepere wortelgroei en een nog dikkere bodemlaag nodig zou maken (Van Noordwijk et al., 1995), als er geen isolerende tussenlaag wordt aangelegd.

Leeflaagdikte voor tuinen en moestuinen

De VNG (Moet, 1995) gaat voor de bodemgebruikscategorieën wonen met tuin en wonen met moestuin uit van een minimale diepte van 1,5 meter waarbinnen de bodemkwaliteit de toetsingswaarden niet mag overschrijden. Dit in verband met de opname van stoffen door planten (gevolgd door consumptie) en contactmogelijkheden bij graafwerkzaamheden. Dit is ruim voldoende als gebruik wordt gemaakt van een afscheidende tussenlaag. Het is een ruimere marge dan die gekozen wordt door de TCB voor het aanleggen van moestuinen (zie boven), waarin bijvoorbeeld het planten van bepaalde bomen (worteldiepte 1 tot 1,5 meter, zie tabel 4.1.) problemen kan opleveren. Overigens acht De Ruiter (mond. med., 1997) een leeflaagdikte van 25 cm reeds voldoende voor moestuinen, als het strikt genomen gaat om het telen van groen-

ten. De daaronder gelegen laag hoeft dan niet helemaal schoon te zijn, maar echter wel functioneel in orde.

Leeflaagdikte van de overige categorieën

Voor de beide andere vormen van bodemgebruik heeft de VNG (Moet, 1995) de hoogste gehalten in de bovenste 0,5 meter maatgevend gesteld. Een schone laag van dergelijke diepte is zinloos, aangezien bomen - als onmisbaar onderdeel van groenvoorzieningen blijkens de beschikbare informatie - dieper wortelen dan een halve meter en bovendien relatief gevoelig zijn voor zware metalen (§ 3.2). In de praktijk bij boomaanplant wordt bovendien een maximale plantdiepte van 1,2 meter aangehouden (Vegter et al., 1995). Het kan echter wel mogelijk zijn variatie te kiezen in bodemdiepte, zoals in Het Griftpark wordt toegepast (mond. med. Leurink, 1997). Immers, onder verharde oppervlakken bijvoorbeeld is de noodzaak tot een leeflaag niet aanwezig (onder andere mond. med. De Ruiters, 1997). Wel waarschuwen verschillende wetenschappers voor de verleiding om op dergelijke plaatsen hoge concentraties contaminanten toe te staan. Zo wijst Ernst (mond. med., 1997) op het mobiliserende effect van strooizout op gebonden zware metalen en het idee van adsorptie van zware metalen aan zoab (zeer open asfalt beton; dit is overigens nog niet aangetoond). Doelman (mond. med., 1997) ziet gevaren in de mobilisatie van toxicanten door micro-organismen onder zuurstofloze omstandigheden.

Tabel 4.3. De dikte van een schone afdeklaag (tot maximaal 1,6 meter) op verontreinigd riviersediment waarbij een aantal gewassen (nog) geen effect vertoonden van respectievelijk cadmium, koper en zink (Van Driel et al., 1995). GNE = geen no-effect-level gevonden; NVW = niet voldoende waarnemingen.

Gewas	Geen effect-diepte		
	Cd	Cu	Zn
selderij, knol	1,2	0,4	1,2
selderij, loof	1,6	1,6	1,2
andijvie, loof	1,2	NVW	0,8
aardappel, knol	1,6	GNE	GNE
wintertarwe, graan	GNE	GNE	GNE
wintertarwe, stengel	GNE	GNE	GNE
zomertarwe, graan	1,2	GNE	GNE
zomertarwe, stengel	GNE	0,8	GNE
gerst, graan	1,6	GNE	GNE
gerst, stengel	0,6	GNE	GNE
maïs, 1985	1,2	0,4	1,2
maïs, 1990	1,6	0,4	1,6

Conclusie

Het benaderen van gebruikgerichte differentiatie in leeflaagopbouw of -dikte lijkt vanuit de bodemgebruikscategorieën niet zinvol. Het is veel logischer een meer locatiespecifieke benadering te kiezen, aangezien in de leeflaag gemakkelijk zeer lokale verschillen zijn aan te brengen. In sommige gevallen is een diepere bodem nodig, terwijl in andere situaties helemaal geen leeflaag nodig hoeft te zijn. Vanuit het oogpunt van het optimaliseren van de beheersbaarheid pleiten Roeloffzen & Driessen (1989) echter voor het toepassen van uniforme leeflagen, afgestemd op het gevoeligste gebruik binnen een locatie. Concluderend kan worden vastgesteld dat de verontreiniging van de af te dekken laag, alsmede de voorgenomen beplanting bekend dienen te zijn voor het vaststellen van zowel de opbouw van de leeflaag, als de dikte ervan. Voorts lijkt de rol van capillaire opstijging inderdaad overschat, terwijl de worteldiepte daarentegen eerder onderschat lijkt te zijn. Het belemmeren van de wortelgroei kan echter een optie zijn om de minimale leeflaagdikte te verminderen.

4.2 FYTOREMEDIATIE EN VEGETATIE-ONTWIKKELING OP METAALGECONTAMINEERDE BODEMS

De invalshoek van deze paragraaf betreft de (on)mogelijkheden van vegetatie-ontwikkeling op metaalgecontamineerde bodems. De vraag staat centraal welke plantengroei nog mogelijk is en in hoeverre de vegetatie-ontwikkeling kan bijdragen aan een verbetering van de bodemkwaliteit. Een dergelijke vraagstelling is nauw verwant met een actueel onderwerp in de fytoxicologie, fytoremediatie (mond. med. Verkleij, 1997; mond. med. Lexmond, 1997; mond. med. Doelman, 1997).

Plantengroei en vegetatie-ontwikkeling op metaalgecontamineerde bodems

Onderstaand voorbeeld toont aan dat er nog veel mogelijk is als het gaat om plantengroei op metaalverontreinigde bodems. Het aspect bodemheterogeniteit speelt daarbij waarschijnlijk echter een grote rol. Binnen een straal van 1 tot 2 kilometer rond een kopersmelterij in Polen zijn op sterk koper- en loodverontreinigde bodem verschillende plantensoorten aangetroffen in 'patches' (Rebele et al., 1993). De gemiddelde kopergehalten van de bovenste bodemlaag waren meer dan 15000 mg/ kg, de loodgehalten meer dan 2000 mg/ kg. De dominante soorten betroffen akkerwinde (*Convolvulus arvensis*), kweek (*Elymus repens*), duinriet (*Calamagrostis epigejos*) en

gewone vlier (*Sambucus nigra*). De metaalgehalten in de spruit van bijvoet (*Artemisia vulgaris*) varieerden van 665-2340 mg/kg (droge stof) voor Cu, 215-2301 voor Zn, 189-1031 voor Pb en 0,75-12,4 voor Cd (ibid.).

In de praktijk blijkt dat wanneer eenmaal plantengroei is gerealiseerd op een metaalgecontamineerde locatie, andere soorten zich spontaan kunnen vestigen (mond. med. Lexmond, 1997). Hiertoe kan het nodig zijn plantengroei in eerste instantie te stimuleren door het mengen van de grond met bijvoorbeeld compost, kalk en Berengriet om de metalen te immobiliseren en door het inzaaien van metaaltolerante soorten. Een dergelijke invalshoek sluit aan bij het thema fytoremediatie.

Fytostabilisatie en fytoextractie

Verkleij (mond. med., 1997) onderscheidt twee benaderingen van fytoremediatie, te weten fytostabilisatie en fytoextractie. In het eerste geval gaat het om zwaar verontreinigde bodems, waarbij bodemadditieven (bijvoorbeeld ijzer- en aluminiumsilicaten) het zwaar metaal irreversibel binden. Daarbij wordt metaaltolerant graszaad ingezaaid en een kleine dosis stikstof toegediend. Na vijf à zes jaar verschijnt de normale vegetatie terug met een biodiversiteit die vergelijkbaar is aan niet-gecontamineerde bodems. Fytoextractie is zinvol in geval van licht verontreinigde bodems (net boven de interventiewaarden) en maakt gebruik van hyperaccumulatore plantensoorten, zoals zinkboerenkers (*Thlaspi caerulescens*) en Brassica-soorten. Na tien tot vijftien jaar worden de planten geoogst en het is uit te rekenen op grond van pilot-experimenten hoe lang het duurt voordat een bodem beneden de interventiewaarde komt te liggen. Het onderzoek dat hieromtrent plaatsvindt, wordt gecoördineerd door de Vrije Universiteit en gebeurt in opdracht van de Europese Gemeenschap.

Fytoremediatie met bomen

Naast het gebruik van kruiden en grassen worden ook bomen gebruikt voor het vastleggen van zware metalen. Er is onder meer ervaring opgedaan met ruwe berk (*Betula pendula*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en verschillende soorten wilg (*Salix spec.*) (Duncan et al., 1995; Labrecque et al., 1995; Glimmerveen, 1996). De voordelen van het gebruik van bomen voor fytoremediatie van metaalgecontamineerde locaties betreffen onder meer de kosten, het feit dat bomen een erosiereducer-

rende functie vervullen, bodemontwikkeling initiëren en de visuele kwaliteit van de locatie verbeteren (Glimmerveen, 1996). Er zijn daarom wilgensoorten ontwikkeld, die snelle groei combineren met metaaltolerantie, met als doel een maximale metaalopname vanuit de bodem te bewerkstelligen en het bodemcompartiment te reinigen. De reden waarom deze techniek nog niet algemeen in gebruik is, is een gebrek aan informatie betreffende de routes van doorgifte van de metalen door het ecosysteem (ibid.).

Conclusie

De vraag is wat deze kennis kan betekenen in het kader van functionele bodemsanering. Aan de ene kant is het goed om te weten dat er specifieke soorten zijn die met wat hulp en bodemheterogeniteit nog willen groeien. Fytoremediatie kan een wijze van behandeling zijn van de bodem, waardoor een specifieke gebruiksfunctie op termijn weer mogelijk is. Wanneer acceptabel wordt geacht dat een locatie gedurende enkele jaren belemmeringen ondervindt vanuit bijvoorbeeld de functie groenvoorziening, is het denkbaar dat een hogere concentratie van zware metalen tijdelijk wordt toegestaan onder voorbehoud dat middels een vorm van fytoremediatie de contaminatie in de loop van de tijd wordt teruggebracht. Daarbij moet een maximum worden gesteld in verband met de kans op doorvergiftiging. Een en ander vereist aanvullend onderzoek.

4.3 ECOLOGISCHE FUNCTIES VAN DE BODEMGEBRUIKSCATEGORIEËN

Het probleem van doorvergiftiging speelt vooral wanneer de ecologische- of natuurfunctie van de bodemgebruikscategorieën in beschouwing wordt genomen. Hoofdstuk 2 en 3 hebben een ecologische onderbouwing van gebruikgerichte bodembeoordeling vanuit een antropocentrische invalshoek benaderd. Dit blijkt onder meer uit het feit dat biodiversiteit als een functionele eigenschap is beschouwd. Zoals reeds is aangegeven in § 2.1, is dit in bepaalde gevallen in strijd met de actualiteit. In deze paragraaf komt daarom enerzijds aan de orde hoe gebruikgerichte bodembeoordeling in relatie staat tot thema's als ecologisch groenbeheer (Boer & Schils, 1993) en de verweving van nutsfuncties en natuurfuncties (Vissers et al., 1995). Per bodemgebruikscategorie wordt hier afzonderlijk op ingegaan.

Tabel. 4.4. Verschillende vormen van synanthropie (Naar Faber, 1997).

Obligate synanthropie (eusynanthropie)	Soorten die alleen binnen menselijke nederzetting voorkomen en reproducen. Veel van deze soorten zijn kosmopoliet. Bijv.: verschillende spinnen, pissebedden en insecten, gierzwaluw, stadsduif, bruine rat, een aantal vleermuissoorten.
Facultatieve synanthropie	Soorten die binnen de menselijke woonomgeving optimale levenskansen genieten. Er komen ook populaties voor van waaruit immigratie plaats kan vinden. Bijv.: ruwe pissebed, honingbij en de veenmol.
Permanente synanthropie	Soorten die hun gehele levenscyclus doormaken binnen de menselijke woonomgeving.
Temporele synanthropie	Soorten die op gezette tijden (bijvoorbeeld ter overwintering) of onder bepaalde omstandigheden binnen de menselijke woonomgeving gevonden worden. Er worden hier geen zelfstandige populaties gevormd. Bijv.: spreekw, vink en koolmees.
Partiële synanthropie	Soorten die tijdens een bepaalde levensfase (mogelijk zelfs in dagelijkse afwisseling) tot de urbane levensgemeenschap behoren.

Eusynanthrope organismen als ecologische randvoorwaarde?

Een eerste aspect is het voorkomen van synanthrope soorten in de menselijke leefomgeving en de vraag of binnen de gebruiksgerichte bodemkwaliteitsbeoordeling rekening gehouden moet worden met dergelijke organismen. Faber (1997) onderscheidt verschillende vormen van synanthropie (tabel 4.4.) en stelt de eusynanthrope flora en fauna als ecologische randvoorwaarde. Uitgaan van dergelijke soorten, zo daar al voldoende kennis over bestaat, hoeft niet per definitie een verscherping te betekenen van de bodemkwaliteitseisen. De soorten kunnen immers ook relatief ongevoelig zijn voor de betreffende verontreiniging. Voorts betekent het kunnen toekennen van een bepaald gebruik aan een verontreinigde bodem niet dat de betreffende eusynanthrope soorten nergens meer terecht kunnen. Het betrekken van dergelijke soorten bij gebruiksgerichte bodemkwaliteitsbeoordeling is vanwege een groot gebrek aan informatie vooralsnog niet goed mogelijk.

Tabel 4.5. Geselecteerde hogere diersoorten als aandachtsoorten in de bodemecologie van Amsterdam (Tenner et al., 1997).

in de bodem:		mol en/ of spitsmuis of muisachtigen in het algemeen.
op de bodem:	herbivoor	haas, konijn, noordse woelmuis, eekhoorn, zaad- en bessenetende vogels (vink, mus, putter, groenling).
	omni-/carnivoor	egel, alle aanwezige reptielen en amfibieën, lijsterachtigen (merel, zanglijster, etc.), kleine insecteneters (piepers, kwikstaart, winterkoning, etc.), fazant, patrijs.
toppredatoren:		marterachtigen, vos, huiskat, roofvogels en uilen.

Synanthropie en doorvergiftiging

Wanneer het gaat om de ecologische functie van de bodemgebruikscategorieën is aandacht voor synanthropie wel degelijk van belang. In een onderzoek naar de ecologische aspecten van het bodemsaneringsbeleid in Amsterdam selecteerde het IVM (Instituut voor Milieuvraagstukken; Tenner et al., 1997) verschillende hogere dieren als aandachtsoorten in het onderzoek (tabel 4.5.). Daarbij was uitgangspunt dat soorten die nu in Amsterdam voorkomen (en dus synanthropie vertonen), dat moeten kunnen blijven. Tevens was daarmee aandacht voor doorvergiftiging, aangezien het voedsel van toppredatoren moet blijven voortbestaan en geen hoge (schadelijke) concentraties verontreinigende stoffen mag bevatten. Het resultaat van de inventarisatiestudie is beknopt weergegeven in tabel 4.6. en toont niet alleen hoe beperkt conclusies konden worden getrokken, maar ook hoe voorzichtig conclusies zijn omtrent vergiftiging. Uit de tabel blijkt dat wanneer voor bermen en reststroken een kopergehalte van 200 mg/ kg wordt toegestaan (zie tabel 3.9.), er een niet te verwaarlozen kans is op negatieve effecten voor herbivoren en toppredatoren.

Tabel 4.6. De effecten van stoffen en stofgroepen op hogere diersoorten voor de Amsterdamse situatie in het concentratiegebied tussen de ecotoxicologische (eco IW) en de humantoxicologische interventiewaarde (humaan IW) (Tenner et al., 1997). ++ = met vrij grote zekerheid effecten op het betreffende organisme; -- = waarschijnlijk geen effecten; +? = onvoldoende gegevens beschikbaar, ws. wel effecten; -? = onvoldoende gegevens, ws. geen effecten; ? = onvoldoende gegevens beschikbaar; ^a: voor loodhagel; ^b: effecten zijn ws. gering.

Stof (groep)	Eco IW - humaan IW	In de bodem	Herbi voor	Omni-/carnivoor	Vogel	Toppredator
Arseen	40-678	+? ^b	?	+? ^b	?	?
Koper	190-31300	?	++	?	+?	++
Kwik	10-197	?	?	?	++	++
Lood	290-530	+?	--	+?	-/ ++ ^a	-?
Zink	720-56500	+?	?	?	?	?
PAK's	40-11800	-?	-?	-?	-?	-?
PCB's	-	?	?	+?	++	++
Minerale olie	<500	-?	-?	-?	-?	-?

Stedelijke groenstructuren

In verschillende beleidsplannen (o.a. de Vierde Nota Ruimtelijke Ordening, de Derde Nota Waterhuishouding en het Natuurbeleidsplan) wordt veel nadruk gelegd op het scheppen van meer ruimte voor natuur, ook binnen de bebouwde omgeving (Boer & Schils, 1993). Het ecologisch groenbeheer krijgt dan ook steeds vaker een plaats binnen het groenbeleid van gemeente en provincies. Naar analogie met de landelijke ecologische hoofdstructuur (EHS), zoekt men ook in en rond steden naar een ecologische structuur (o.a. Bergakker & Lampert, 1994; De Bruin et al., 1995; Denters, 1995). Onderdeel van dergelijke structuren zijn niet alleen groenvoorzieningen als parken en recreatieterreinen, maar ook volkstuincomplexen en overige tuinen (Vissers et al., 1995; Denters, 1995), alsook bermen en reststroken (Niemeijer en Verburg, 1995a; Denters, 1995; Van der Weijden en Schippers, 1996), en bedrijventerreinen (TCB, 1993; Vissers et al., 1995; Denters, 1995). Hiervan zijn ruimschoots voorbeelden voorhanden. De diersoorten die bijvoorbeeld in tabel 4.5. zijn opgesomd kunnen in principe in elk van de genoemde ruimtelijke elementen aangetroffen worden en dat is uiteindelijk ook de bedoeling (zie ook Bergakker & Lampert, 1994).

Tuinen en volkstuinten

Simpelweg kan gesteld worden dat de bodemkwaliteitseisen gesteld in hoofdstuk 3 weinig aan de bestaande ecologische functie van tuinen en volkstuinten verandert. Wanneer uiteindelijk echter toetsingswaarden worden gekozen, die meer liggen bij de waarden die de VNG noteert (zie § 4.5), voor bijvoorbeeld de oorspronkelijke categorie wonen met tuin, kunnen zaken als doorvergiftiging een rol gaan spelen. Tabel 4.6. geeft voor lood, kwik, koper, arseen en zink een indicatie van de kans op effect. Het strekt tot aanbeveling dat, indien een locatie met (licht) verontreinigde grond de bestemming wonen met tuin of volkstuint krijgt, daar niet tegelijkertijd een ecologische functie aan verbonden wordt.

Bermen en reststroken

De bodemgebruikscategorie bermen en reststroken biedt de meeste mogelijkheden voor het verlagen van bodemkwaliteitseisen (zie hoofdstuk 3). Dit is echter niet te verenigen met een ecologische functie. Juist in bermen foerageren veel roofvogels en het is bekend van bijvoorbeeld de mol (*Talpa europea*) en de gewone bosspitsmuis (*Sorex araneus*) dat zij zware metalen uit de bodem tot zeer hoog niveau kunnen ophopen (in: Van Straalen et al., 1994). Een berm op verontreinigde bodem kan derhalve geen onderdeel uitmaken van een ecologische structuur, hoewel het niet met zekerheid is vast te stellen dat bij waarden die resulteren uit hoofdstuk 3 daadwerkelijk negatieve effecten als gevolg van doorvergiftiging zullen optreden. Niettemin is het raadzaam maatregelen te treffen om een berm of reststrook op verontreinigde bodem af te zonderen van groen dat wel op ecologische basis wordt beheerd. Indien begrazing van bermen plaatsvindt, is het met name voor koper noodzakelijk strengere eisen te stellen.

Openbaar groen en recreatie

Voor de categorie openbaar groen en recreatie geldt dat het opnemen van dergelijke locaties in een stedelijke ecologische structuur nog meer voor de hand ligt. Vanuit deze invalshoek is een sterke versoepeling van bodemkwaliteitseisen niet raadzaam. Een leeflaag kan hier een uitkomst bieden.

4.4 DE KWALITEIT VAN GROENAFVAL

Het toestaan van een lagere bodemkwaliteit heeft niet alleen gevolgen voor de ecologie in en op die bodem en het gebruik ervan, maar ook de restproducten van bodemgebruik staan onder invloed. In deze paragraaf komt kort de relatie van gebruiksgerichte bodembeoordeling tot de kwaliteit en het hergebruik van groenafval aan de orde.

Tabel 4.7. De maximale gehalten aan zware metalen (mg/ kg droge stof) in compost, zeer schone compost en veevoer. ^a volgens het Besluit kwaliteit en gebruik van Overige Organische Meststoffen (BOOM, gewijzigd per 1/ 1/ 1995) (In: Sluijsmans, 1995); ^b Berekend uit Diervoedingswetgeving in Nederland, deel 1. (In: Niemeijer en Verburg, 1995a).

Stof	Compost ^a	Zeer schone compost ^a	Veevoer ^b
Organisch-stofgehalte	>20%	>20%	
Arseen	15	5	4,4
Cadmium	1	0,7	1,1
Chroom	50	50	-
Koper	60	25	37 (schapen) 39 (runderen)
Lood	100	65	44
Nikkel	20	10	-
Zink	200	75	275

Gezien de lagere eisen met betrekking tot de bodemkwaliteit in bermen en reststroken speelt met name bij deze bodemgebruikscategorie de chemische kwaliteit van groenafval (en compost) een rol. Bermmaaisel komt in principe aanmerking voor veevoer als het voldoet aan de normen voor de dierwetgeving. Voor de intensieve veehouderij heeft het echter een te lage voedingswaarde. Een andere mogelijke verwerking van groenafval is het gebruik als groenbemesting door ompsitten op akkerbouwlanden. De meest structurele manier om maaisel te verwerken is composteren (Sluijsmans, 1995). Dergelijke verwerkingsmogelijkheden komen aan banden te liggen bij een verminderde bodemkwaliteit en daarmee hogere gehalten aan zware metalen in het bermmaaisel (zie tabel 4.7. voor maxima). Dit hoeft echter geen beperking te zijn om te kiezen voor een versoepelde bodemkwaliteitseis. Het kan als acceptabele gebruiksbelemmering worden gezien, hetgeen betekent dat zorgvuldig met het materiaal omgesprongen dient te worden. Wellicht ten

overvloede zij vermeld dat wanneer de gebruiksspecifieke toetsingswaarden zoals de VNG die hanteert, worden gebruikt, de verwerking van het groenafval nauwgezette aandacht verdient. De maximale gehalten aan zware metalen in compost, zeer schone compost en veevoer kunnen dan eenvoudig overschreden worden.

4.5 FUNCTIEGERICHTE BODEMSANERING IN ANDERE LANDEN

In verschillende landen is functiegerichte bodemsanering reeds onderdeel van het bodembeleid. Dat zijn onder andere het Verenigd Koninkrijk, Duitsland en Canada. In deze paragraaf komen in het kort de functiegerichte aspecten van het bodembeleid van deze landen aan de orde (grotendeels gebaseerd op Visser, 1993).

Verenigd Koninkrijk

Het beleid van het Verenigd Koninkrijk gaat ervan uit dat de bodemkwaliteit passend moet zijn voor het huidige of onmiddellijke gebruik in de toekomst, en dat sanering niet gericht moet zijn op al het denkbare gebruik van de bodem in de toekomst ("fitness for purpose"-principle). Het is daarmee een functionele aanpak. Daarbij bestaat wel aandacht voor aanvullende saneringsmethoden die met beperkte kosten een grotere gebruiksgeschiktheid realiseren. De richtlijnen voor beoordeling en herstel van verontreinigde locaties zijn gebaseerd op zogenoemde 'trigger concentraties' voor specifieke contaminanten en het beoogde gebruik van de locatie. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen twee trigger-waarden: een grens- of drempelwaarde en een actiewaarde, overeenkomend met de streefwaarde en interventiewaarde in het Nederlandse beleid (vgl. Tenner et al., 1997). De waarden zijn gegeven voor verschillende vormen van landgebruik en twee vormen van verontreiniging, te weten voor (1) anorganische verontreinigingen: (a) particuliere tuinen en percelen en (b) parken, recreatieterreinen en open ruimte; en (2) voor verontreinigingen door voormalige kolenverbrandingsovens: (a) particuliere tuinen en percelen, (b) landschappen, (c) gebouwen en (d) verharde oppervlakken. In tabel 4.8. zijn voor de zware metalen die ook in dit onderzoek zijn betrokken (aandachtstoffen) de grens- en actiewaarden weergegeven. Voor grenswaarden zijn concrete getallen gegeven, voor de actiewaarden daarentegen ontbreken deze veelal. Overigens zijn er ook voor grondwater geen waarden. In het algemeen worden de waarden locatiespecifiek geacht en ze zijn gebaseerd op deskundigenoordeel. Naast humaan toxiciteit - ingestie of inhalatie van bodem, huidcontact en consumptie van gecontamineerde planten

- houdt men rekening met fytotoxiciteit, chemische bedreiging van bouwmaterialen en vuur- en explosiegevaar. De waarden hebben geen status of formele achtergrond.

Tabel 4.8. Trigger concentraties (mg/ kg droge stof) voor bodemkwaliteitsbeoordeling in het Verenigd Koninkrijk. De waarden gelden als benadering en/ of zijn voorlopig. Weergegeven zijn alleen de stoffen die voor dit onderzoek relevant zijn. NVS = nader vast te stellen.

Stof	Bodemfunctie	Trigger concentraties	
		Grenswaarde	Actiewaarde
Arseen	particuliere tuinen en percelen	10	NVS
	parken, recreatieterreinen en open ruimte	40	NVS
Cadmium	particuliere tuinen en percelen	3	NVS
	parken, recreatieterreinen en open ruimte	15	NVS
Chroom (III+VI)	particuliere tuinen en percelen	600	NVS
	parken, recreatieterreinen en open ruimte	1000	NVS
Koper	ieder gebruik met plantengroei	130	NVS
Lood	particuliere tuinen en percelen	500	NVS
	parken, recreatieterreinen en open ruimte	2000	NVS
Nikkel	ieder gebruik met plantengroei	70	NVS
Zink	ieder gebruik met plantengroei	300	NVS

Duitsland

Ook in Duitsland is uiteindelijk de aanpak van bodemkwaliteitsbeoordeling en -sanering nogal ad hoc. Wel zijn er naar aanleiding van 526 referentielocaties oriëntatiewaarden bepaald voor milieueffectbeoordeling van zware metalen en PAK's, hetgeen heeft geleid tot twee categorieën van concrete waarden. Oriëntatieniveau I wijst op een multifunctionele bodem. Tussen niveau I en II is de bodem geschikt voor de meeste landbouwdoeleinden (zie tabel 4.9.A). Waarden die boven het tweede niveau uitstijgen, wijzen op locatiespecifieke beperkingen in het bodemgebruik. Wanneer het gaat om sanering, dan zijn de doelen gerelateerd aan het huidige of toekomstige landgebruik. De basisgedachte voor het bepalen van de bijbehorende waarden is het veiligstellen van bodemfuncties in overeenstemming met een concept voor bodemgebruik waarin volksgezondheid centraal staat; in elk geval is humaan-toxicologie de leidraad. Het feitelijk vaststellen van waarden wordt verder overgelaten aan de afzonderlijke deelstaten van Duitsland. Tabel 4.10.B geeft een voor-

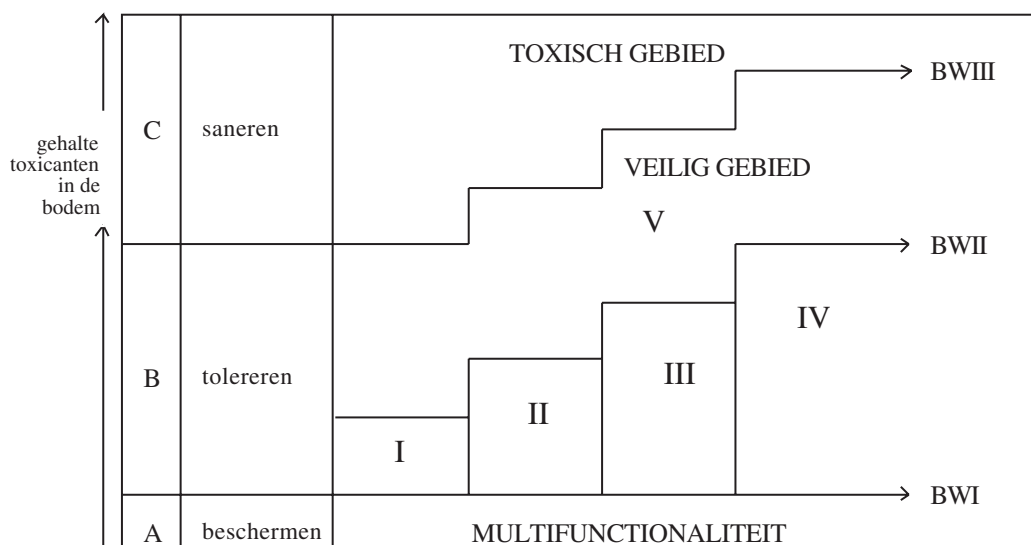
beeld van een uitwerking van voorlopige trigger concentraties voor de deelstaat Hamburg.

Tabel 4.9. A. Oriëntatiewaarden I en II (mg/ kg droge stof) voor bodemkwaliteitsbeoordeling in Duitsland. Weergegeven zijn alleen de stoffen die voor dit onderzoek relevant zijn. B. Voorlopige trigger concentraties voor zware metalen in bodem voor verschillende blootstellingsroutes in de deelstaat Hamburg. ^a: voor zandige bodems met normaal humusgehalte en pH tussen zwak zuur en zwak basisch.

Stof	A.		B.		
	Multifunctio- naliteit (I)	Geschikt voor agrarisch ge- bruik (II)	Verbouw-van voedingsge- wassen ^a	Volksgezondheid	
				lange termijn	acuut
Arseen	20	40	50	100	100
Cadmium	0,6	1,5	2	40	40
Chroom	-	100	100	200	500
Koper	40	60	100	500 ^b	3000
Lood	50	100	300	500	3000
Nikkel	-	50	100	300	4000
Zink	120	200	500	2000	2000

Interessant is voorts het beoordelingssysteem van Eikmann en Kloke uit 1991. Het is het zogeheten 'drie sectoren systeem' en het beoogt de gebruiksmogelijkheden van verontreinigde grond te bepalen. Het systeem geeft waarden voor elf zware metalen en drie organische stoffen bij een breed scala aan bodemgebruik. Het deelt de verontreiniging in drie sectoren, te weten: beschermen, tolereren en saneren. Op zichzelf is dit niet opzienbarend, alswel de relatie die het legt met bodemgebruik. Figuur 4.1. toont het model van dit systeem voor bodemgebruik in de stad. Tabel 4.10. geeft de bijbehorende waarden voor de stoffen die voor dit onderzoek relevant zijn.

Recentelijk is een voorstel gedaan te komen tot uniforme, wetenschappelijk onderbouwde gebruiksspecifieke waarden geldend voor heel Duitsland. Dit betreft zogenaamde 'soil screening values'; boven deze waarden is gedetailleerd locatiespecifiek onderzoek vereist. Vooralsnog zijn de waarden slechts gebaseerd op humaan toxicologische informatie (Caracas, 1997; zie tabel 4.11.).



Figuur 4.1. Het drie vectoren-systeem van Eikmann en Kloke. Een model voor de gebruiksmogelijkheden van verontreinigde stadsbodem. BW = Bodemwaarde (zie tabel 4.10.); I = kinderspeelplaatsen; II = particuliere tuinen, percelen, sport- en speelreinen; III = parken en recreatiegebieden; IV = industriële terreinen; V = locatie-/ functiespecifieke gebruiksmogelijkheden.

Tabel 4.10. Het drie vectoren-systeem van Eikmann en Kloke vertaald naar oriëntatiewaarden voor de zware metalen die in het kader van dit onderzoek relevant zijn. BW = bodemwaarde (vgl. fig. 4.1.).

Bodemgebruik		Arseen	Cadmium	Chroom	Koper	Lood	Nikkel
multifunctionaliteit	BW I	20	1	50	50	100	40
kinderspeelplaatsen	BW II	20	2	50	50	200	40
	BW III	50	10	250	250	1000	200
privétuinen en percelen	BW II	40	2	100	50	300	80
	BW III	80	5	350	200	1000	200
sport- en speelreinen	BW II	35	2	150	100	200	100
	BW III	90	5	350	300	1000	250
park en recreatiege- bieden, niet verhard en vegetatie-arm	BW II	40	4	150	200	500	100
	BW III	80	15	600	600	2000	250
zwaar en licht indus- triële gebieden, niet bedekt	BW II	50	10	200	300	1000	200
	BW III	150	20	800	1000	2000	500
zwaar en licht indus- triële gebieden, bedekt en overgroeid	BW II	50	10	200	500	1000	200
	BW III	200	20	800	2000	2000	500
agrarisch gebied, boomgaarden, tuinen	BW II	40	2	200	50	500	100
	BW III	50	5	500	200	1000	200
niet agrarische ecosys- temen	BW II	40	5	200	50	1000	100
	BW III	60	10	500	200	2000	200

Tabel 4.11. Voorstellen voor uniforme 'soil screening levels' in Duitsland (in mg/ kg; zie tekst).

Stof	Kinderspeel- plaatsen	Park- en recreatie gebieden	Woongebied	Commercie/ industrie
Arseen	20	40	20	140
Cadmium	10	50	20	60
Chroom	200	1000	400	1000
Lood	200	1000	400	2000
Nikkel	70	350	140	900

Canada

Het Canadese beleid onderscheidt drie verschillende bodemgebruikscategorieën. Aanvankelijk waren dat landbouw, woongebied/ parkland en commercie/ industrie (Gaudet & Cureton, 1993). Voor deze drie categorieën werden interim herstelcriteria geformuleerd (tabel 4.12.) in afwachting van een protocol, waarmee op meer wetenschappelijke basis criteria konden worden ontwikkeld. In een draft-versie van dit protocol worden hiervoor verschillende voorstellen gedaan. Het maakt onderscheid tussen humaan- en ecotoxicologie en dat wat de scherpste norm oplevert is bepalend. Wat betreft de bodemgebruikscategorieën is commercie bij de tweede categorie gevoegd (CCME, 1993). Voorts is zorgvuldig gezocht naar ecologische receptoren en blootstellingsroutes per bodemgebruikscategorie. Uiteindelijk is gesteld dat landbouwgronden geen verontreinigingen mogen bevatten die beperkingen opleggen aan het behoud van microbiële en evertibrate populaties, gewasteelt en veehouderij voor consumptiedoeleinden. Daarbij komt dat bescherming moet worden geboden aan lokaal en doortrekkend wild en inheemse flora. Voor woongebieden en parklandschappen geldt eveneens het behoud van microbiële en evertibrate populaties, met daarnaast de groei van sier- en inheemse gewassen, alsook lokaal en doortrekkend wild. In geval van industrieel landgebruik zijn dezelfde criteria van toepassing als voor de vorige gebruikscategorie alleen het niveau van bescherming is lager gekozen (ibid.). Het is niet bekend in hoeverre de ontwikkelde procedure reeds tot gebruikspecifieke interventiecriteria heeft geleid per zwaar metaal.

Tabel 4.12. Interim herstelcriteria voor de bodem in Canada (CCME, 1993). Alleen de waarden zijn overgenomen voor de zware metalen die voor dit onderzoek relevant zijn.

Stof	Agrarisch gebied	Woongebied/ parklandschap	Commercie/ industrie
Arseen	20	30	50
Cadmium	3	5	20
Chroom	750	250	800
Koper	150	100	500
Lood	375	500	1000
Nikkel	150	100	500
Zink	600	500	1500

Conclusie

De indelingen in bodemgebruikscategorieën die het Verenigd Koninkrijk, Duitsland (het Eikmann en Kloke systeem) en Canada hanteren, vertonen duidelijk overlap met de indeling in dit onderzoek. De categorie tuinen en volkstuinten komt overeen met de categorie ‘privétuinen en percelen’ van Eikmann en Kloke en het Verenigd Koninkrijk en de categorie ‘verbouw van voedingsgewassen’ die de deelstaat Hamburg heeft vastgesteld. De categorie bermen en reststroken is vergelijkbaar met ‘industriële gebieden’ in het systeem van Eikmann en Kloke en met het interim herstelcriterium ‘commercie/ industrie’ van Canada. Tot slot staat de categorie groenvoorziening en recreatie in verhouding met de categorieën voor parken en recreatie van Canada, het Verenigd Koninkrijk en het systeem van Eikmann en Kloke. Informatie over de manier waarop tot de buitenlandse indelingen is gekomen, is helaas niet voorhanden. Ook de informatie over de manier waarop de uiteindelijke waarden zijn vastgesteld is zeer beperkt. Wel is vast te stellen dat volksgezondheid een primaire randvoorwaarde vormt bij het bepalen van allerlei soorten toetsingswaarden voor bodemsanering. Met name Canada houdt daarnaast rekening met ecologische aspecten. Het is opvallend, dat ongeacht de achtergrond waarmee de waarden zijn bepaald, zij nauwelijks vergelijkbaar zijn met de VNG-waarden die resulteren uit CSOIL (zie tabel 4.13.). Bij vergelijking van enigszins vergelijkbare categorieën zijn de VNG-waarden in alle gevallen met afstand het hoogst. De indicatieve getalswaarden uit tabel 3.9. zijn daarentegen wel redelijk overeenkomstig met de buitenlandse waarden.

Tabel 4.13. De VNG-toetsingswaarden (mg/ kg droge stof) volgens CSOIL voor vier bodemgebruiksvormen (Moet, 1995). De waarden gelden voor een organisch-stofgehalte van 2, 4, 6, 10 en 20%.

Stof	Wonen met moestuin	Wonen met tuin	Wonen zonder tuin, verkeer, maatschappelijk/ cultureel, werk	Recreatie, groenvoorziening
Arseen	150	680	6700	1400
Cadmium	4,2	35	3200	660
Chroom	620	2200	16000	3300
Koper	2600	16000	100000	92000
Lood	330	1500	12000	2400
Nikkel	1100	6600	100000	33000
Zink	7100	56000	100000	100000

5 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Recentelijk is in het bodemsaneringsbeleid gekozen voor een functionele benadering. Hierin staat de vraag centraal welke gebruiksfuncties van de bodem onder welke omstandigheden nog gerealiseerd kunnen worden. Het gaat derhalve om de minimum bodemkwaliteitseisen, teneinde het gewenste gebruik te kunnen realiseren. Het is wenselijk reeds in een vroeg stadium relevante ecologische randvoorwaarden te betrekken in de functionele benadering, omdat anders de aandacht voor andere aspecten van bodemkwaliteit dan de humane blootstelling aan verontreinigende stoffen dreigt te verdwijnen. Het verkennend onderzoek dat in deze rapportage is beschreven had als doel een aanzet te geven tot gebruiksgerichte minimale bodemkwaliteitseisen vanuit ecologisch perspectief voor het stedelijk gebied.

Bij gebruiksgerichte ecologische bodembeoordeling binnen het stedelijk gebied is een indeling in drie bodemgebruikscategorieën het meest wenselijk, te weten: (1) tuinen en volkstuinten, (2) bermen en reststroken en (3) openbaar groen en recreatie. In het onderzoek zijn - vanuit een antropocentrisch gezichtspunt - aan deze categorieën ecologische randvoorwaarden (aandachtsoorten, sleutelsoorten en -processen) en bodemkwaliteitseisen gekoppeld. Als aan bodemgebruikscategorieën tevens een volledige ecologische functie wordt toegeschreven is het afstappen van het streven naar herstel van de multifunctionaliteit minder logisch, omdat rekening dient te worden gehouden met de intrinsieke waarde van biodiversiteit (waaronder (eu-)synanthropie), ecologische infrastructuur en aspecten van doorvergiftiging in ecosystemen. Eventueel kan per locatie een afweging worden gemaakt van de mate waarin de ecologische functie in de bodembeoordeling kan worden meegenomen.

Hoewel op zeer metaalverontreinigde bodems nog plantengroei kan plaatsvinden, stellen de gebruiksvormen bepaalde eisen aan het type planten dat moet kunnen voorkomen. Aandachtsoorten betreffen plantensoorten, welke logischerwijs bij een bepaald bodemgebruik voorkomen. Zij bieden daarmee aanknopingspunten voor gebruiksgerichte differentiatie van bodemkwaliteitseisen. Dit is in het onderzoek bekeken vanuit het oogpunt van metaalcontaminatie. De categorie tuinen en volkstui-

nen stelt de hoogste eisen aan plantengroei: een scala aan typen planten moet hier kunnen groeien, waaronder sier- en productiegewassen, maar ook grassoorten en inheemse kruiden. In bermen en reststroken kan daarentegen worden volstaan met enkele relatief metaalgevoelige gras-, boom- en heidesoorten. Indien het niet kunnen hergebruiken van bermmaaisel als gebruiksbelemmering acceptabel is, kunnen vanuit het oogpunt van plantengroei relatief hoge metaalgehalten worden toegestaan. Deze gebruikscategorie biedt daarnaast wellicht mogelijkheden voor het toepassen van fyto-remediatie-technieken. De categorie openbaar groen en recreatie zit qua bodemkwaliteitseisen vanuit de plantengroei tussen beide andere categorieën in, gezien het feit dat enkele algemeen toegepaste boom- en grassoorten vrij gevoelig zijn voor metalen.

Naast plantengroei kunnen life support functies binnen de overall-functie decompositie gezien worden als ecologische randvoorwaarde voor bodems in het algemeen. Het is evident dat sommige gebruiksvormen andere eisen hebben ten aanzien van een aspect als de nutriëntenbeschikbaarheid voor planten dan andere; volkstuinen stellen hierbij de hoogste eisen en bermen en reststroken de laagste. Bij relevante deelprocessen met betrekking tot life support functies zijn zowel bodemfaunasoorten als micro-organismen betrokken. Door middel van het maken van een functionele doorsnede van het bodemecosysteem en het hanteren van criteria als functionele redundantie binnen deelprocessen, ecologische relevantie en informatiebeschikbaarheid is gekozen voor regenwormen als sleutelgroep en nitrificatie als sleutelproces. Op deze wijze zijn de meest relevante blootstellingsroutes van stoffen in de bodem afgedekt. Het is raadzaam in gebruikgerichte bodembeoordeling eveneens aandacht te schenken aan kritieke symbiotische interacties (mycorrhiza, stikstofbinding), hoewel de relatie tot metaalcontaminatie zeer complex is.

Hoewel het afleiden van getalswaarden voor de minimale bodemkwaliteit geen specifiek doel van onderzoek betrof, is met behulp van metaal toxiciteitsdata betreffende regenwormen en nitrificatie, alsmede de beschikbare fyto toxiciteitsgegevens, getracht te komen tot orde grootte-indicaties voor arseen, cadmium, chroom, koper, lood, nikkel en zink. Hoewel globaal geven deze reeds aan dat een humaan toxicologische invalshoek absoluut te kort schiet als het gaat om gebruikgerichte bodembeoordeling. Uit het onderhavige onderzoek blijkt onder meer dat de uit CSOIL geresulteerde VNG-metaalwaarden voor minimale bodemkwaliteit vanuit ecologisch

oogpunt absoluut ontoereikend zijn. Dit geldt in het bijzonder voor bodemgebruiksvormen waarbij de kans op humane blootstelling gering is. Met name de plantengroei stelt veel scherpere eisen aan maximale metaalgehalten. Fytotoxiciteit verdient dan ook een veel prominentere plaats in bodembeoordeling dan op dit moment het geval is. Overigens zijn de VNG-waarden ook in vergelijking met functiegerichte getalswaarden uit andere landen zeer hoog te noemen, zelfs indien deze slechts op huumaantoxicologische informatie zijn gebaseerd.

Een verdere - getalsmatige - ecologische onderbouwing van gebruikgerichte bodemkwaliteiteisen is wenselijk. Het is daarbij raadzaam zowel te kijken naar totaalgehalten als het biobeschikbare gedeelte van metalen. Dit doet bovendien meer recht aan het onderscheid dat in het beleid wordt gemaakt tussen de aanpak van mobiele en relatief immobiele verontreinigingen. Ook een set van specifieke bioassays kan bij een gebruikgerichte bodembeoordeling worden betrokken. Enkele geselecteerde aandachtsoorten (bijvoorbeeld grassen als *Lolium perenne*, *Festuca rubra* en *Agrostis capillaris*), de verschillende categorieën regenwormen ('epigeïcs', 'endogeïcs' en 'anecïcs') en (met name chemoautotrofe) nitrificatie bieden hiertoe bruikbare mogelijkheden.

Voor wat betreft het toepassen van leeflagen zijn inrichtingsvoorschriften voor leeflagen per bodemgebruikscategorie niet wenselijk. Een dergelijke toepassing verdient een meer locatiespecifieke benadering, waarbij onder meer rekening moet worden gehouden met het aspect plantengroei in relatie tot de dikte van de schone bovenlaag. De uitersten vormen diep wortelende boomsoorten (1,5 tot 3 m) en verhard oppervlak (geen leeflaag noodzakelijk). Het belemmeren van de wortelgroei kan een optie zijn om de minimale leeflaagdikte te verminderen.

6 LITERATUUR

- Alkemade, J.R.M. & A.J. Schouten (1995). Toepassingsmogelijkheden van bodembio-logische kennis in Milieubalans en Milieuverkenningen, RIVM, Bilthoven.
- Baath, E. (1989). Effects of heavy metals in soil on microbial processes and popula-tions, a review. *Water Air Soil Pollution* 47: 335-379.
- Beare, M.H., D.C. Coleman, D.A. Crossley Jr, P.F. Hendrix & E.P. Odum (1995). A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. *Plant and Soil* 170: 5-22.
- Beelen P. van & P. Doelman (1997). Significance and application of microbial toxic-ity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere* 34 (3): 455-499.
- Berg, R. van den (1991). Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden. RIVM Bilthoven, rapportnr. 725201007.
- Bergakker, P. & J. Lampert (1994). Natuur als buur. Methode voor natuurontwikke-ling in steden. NPSE, Den Haag.
- Bockting G. & R. van den Berg (1992). De accumulatie van zware metalen in groenten geteeld op verontreinigde bodems. Een literatuurstudie. RIVM Bilthoven, rapportnr. 725201009.
- Boer, K. & C.M.G.J. Schils (1993). Ecologisch groenbeheer in de praktijk. IPC Groene Ruimte, Arnhem.
- Brown, G.G. (1995). How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? *Plant and Soil* 170: 209-231.
- Bruin, W.A.H. de, C.M.A.M. van Overveld & A. Wintjes (1995). Groenstructuurplan 'Kleine Kernen' Haarlemmermeer. Groenstructuur en landschap? *Groen* 2: 13-16.
- Cairney, T. (1996). The re-use of contaminated land. A handbook of risk assessment. John Wiley & Sons, Chichester.
- Caracas (1997). Concerted action on risk assessment for contaminated sites in the European Union. Basic information report 1st project year, volume 1.
- CCME (1993). A protocol for the derivation of ecological effects-based and human health-based soil quality criteria for contaminated sites. Draft 2, july 1993. CCME subcommittee on environmental quality criteria for contaminated sites.
- Chang A.C., T.C. Granato & A.L. Page (1992). A methodology for establishing phy-totoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. *J. Env. Qual.* 21 (4): 521-536.
- Coleman, D.C. & D.A. Crossley Jr (1996). Fundamentals of soil ecology. Academic Press, San Diego, London.
- Denters, T. (1995). De Groene As. De verbindingszone Amstelland-Spaarnwoude. Provincie Noord-Holland, Haarlem.
- Dickinson N.M., S.A. Watmough & A.P. Turner (1996). Ecological impact of 100 years of metal processing at Prescott, northwest England. *Env. Rev.* 4 (1): 8-24.
- Didde, R. (1998). Het gif in het Griftpark is gevangen. *De Volkskrant* 3 januari 1997.
- Doelman, P & J.W. Vonk (1994). Soil microorganisms of global importance to consider ecotoxicology in an economical and ecological way. In: M.H. Donker, H.

- Eijsackers & F. Heimbach. Ecotoxicology of soil organisms. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Driel, W. van, B. van Luit, K.W. Smilde & W. Schuurmans (1995). Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. I. Effects of topsoil depth on metal contents. *Plant and Soil* 175: 93-104.
- Drift, L.N.J.M. van der, G.A.M. van Meurs & G.F.M. van Amelsfoort (1992). Toepassing van isolatietechnieken bij het Griftpark. In: J.M.H. Vijgen (ed.). *Bodemsanering. Dynamiek, inrichting en beheer van landelijke gebieden 3*, PUDOC Wageningen, pp. 21-35.
- Duncan, H.J., S.D. McGregor, I.D. Pulford, C.T. Wheeler, W.J. van den Brink (red.), R.Bosman (red.) & F. Arendt (1995). The phytoremediation of heavy metal contamination using coppice woodland. *Contaminated soil '95: volume 2: Proceedings of the Fifth International FZK-TNO Conference on Contaminated Soil*, Maastricht, The Netherlands.
- Dusek, L. (1995). The effect of cadmium on the activity of nitrifying populations in two different grassland soils. *Plant and Soil* 177: 43-53.
- Ebskamp, A.G.M. & H. Bonthuis (1997). 72e Rassenlijst voor Landbouwgewassen 1997. Centrum voor Plantenveredelings- en Reproductieonderzoek (CPRO-DLO), Wageningen.
- Ernst, W.H.O. (1990). Mine vegetation in Europe. In: A.J. Shaw (ed.). *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp. 22-32.
- Faber, J.H. (1991). Functional classification of soil fauna: a new approach. *Oikos* 62 (1): 110-117.
- Faber, J.H. (1995). *Bescherming van organische bodems. Technische Commissie Bodembescherming (TCB), Den Haag.*
- Faber, J.H. (1997). *Ecologische risico's van bodemverontreiniging. Ecologische bouwstenen. Technische Commissie Bodembescherming (TCB), Den Haag.*
- Gaudet, C. & P.M. Cureton (1993). Setting cleanup goals for contaminated sites: towards a nationally consistent approach in Canada. In: *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection*. H.J.P. Eijsackers, & T. Hamers (eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 67-72.
- Gezondheidsraad (1991). *Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen. Een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen. Publicatienr. 1991/ 17, Den Haag.*
- Gleichman-Verheijen, E.C., H.E. van Capelleveen, J.A. Klijn & J.F.Th. Schoute (1991). *Naar een ecologische classificatie en beoordeling van bodems. Publicatie nr. 54. RMNO, Rijswijk.*
- Glimmerveen, I. (1996). Should trees now be more actively used in the rehabilitation of heavy metal contaminated sites? *Aspects of applied biology* 44: 357-361.
- Grimberg, G.T.M. (1994). *Inheemse bomen en struiken. Geef ze de toekomst. IKC Natuurbeheer, Wageningen.*
- Guchte, C. van der (1996). *Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems. Hoe nu verder? Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen.*
- Hesteren, S. van, M.A. van de Leemkule & M.A. Pruiksmá (1996). *Ecologische inrichting groen Klamptweid-Noord, Andijk: aanvullend advies. WEB Natuurontwikkeling, Amsterdam.*

- Heusden, W.R.M. van (red.) (1994). Ideeënboek beplantingen. Ontwerp en aanleg van landschappelijke beplantingen op basis van ecologische uitgangspunten. LD-mededeling 202. Werkdocument IKC Natuurbeheer nr 62. Landinrichtingsdienst, Utrecht.
- Galli, U & H. Schüepp (1996). Wurzelpilze schützen vor giftigen Schwermetallen. *Agrarforschung* 3 (3): 112-114.
- Giller, K.E., M.H. Beare, P. Lavelle, A.-M.N. Izac & M.J. Swift (1997). Agricultural intensification, soil biodiversity and agro-ecosystem function. *Appl. Soil Ecol.* 6: 3-16.
- Guo, Y., E. George & H. Marschner (1996). Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. *Plant and Soil* 184: 195-205.
- Hekstra G.P. (red.) (1994). Ecologische inpasbaarheid van het omgaan met stoffen. Nr. 1993/ 14. Ministerie van VROM, Den Haag.
- Jansen S. (1996). Biodiversiteitsdoelstellingen buiten beschermde gebieden. Verkenningen van verschillende methoden voor concretisering en verwezenlijking van biodiversiteitsdoelstellingen buiten de beschermde natuurgebieden. VISTA, Amsterdam.
- Kappen, L.M. (1989). Onderhoud van sportvelden. In: J.W. Minderhoud, M. Hoogerkamp & J.G.C. van Dam (eds.). *Handboek grasveldkunde en grasveldbeheer*. PUDOC Wageningen, pp. 1-13.
- Keuzenkamp, K.W. (1988). Leeflaag en bodemsanering. *Milieu* 3 (2): 59-60.
- Labrecque, M., T.I. Teodorescu & S. Daigle (1995). Effects of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two *Salix* species. *Plant and Soil* 175: 303-316.
- LAC (1991). LAC-signaalwaarden. Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde stoofen, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 's Gravenhage.
- Lavelle, P., C. Lattaud, D. Trigo & I. Barois (1995). Mutualism and biodiversity in soils. *Plant and Soil* 170: 23-33.
- Lawton J.H. & V.K. Brown (1993). Redundancy in ecosystems. In: *Biodiversity and ecosystem function*. J.H. Lawton & V.K. Brown (eds.). *Ecological studies* 99. pp. 355-270.
- Lokhorst, A. (1997). Ecologische risicobeoordeling in natuurgebieden. Toepassing van bodembeoordeling bij sanering van verontreiniging in natuur(ontwikkelings)gebieden. Landbouwniversiteit, Wageningen; Tauw Milieu bv, Deventer.
- Macnicol R.D. & P.H.T. Beckett (1985). Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85: 107-129.
- Marinissen, J.C.Y. (1995). Earthworms, soil-aggregates and organic matter decomposition in agroecosystems in The Netherlands. Thesis, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Melman, P.J.M. & H.J. Verkaar (1990). Inrichting en maaibeheer van grazige vegetaties in wegbermen. In: H.D. van Bohemen, D.A.G. Buizer & A. Littel (eds.) *Natuurtechniek en waterstaatswerken*. KNNV Uitgeverij, Utrecht, pp. 64-81.
- Mocquot, B., J. Vangronsveld, H. Clijsters & M. Mench (1996). Copper toxicity in young maize (*Zea mays* L.) plants: effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and enzyme activities. *Plant and Soil* 182: 287-300.

- Moet, D. (1995). Bouwen op verontreinigde grond. Vereniging van Nederlandse Gemeenten (VNG), Den Haag.
- Neuteboom, J.H. (1989). Groei en ontwikkeling van grassen. In: J.W. Minderhoud, M. Hoogerkamp & J.G.C. van Dam (eds.). Handboek grasveldkunde en grasveldbeheer. PUDOC Wageningen, pp. 1-13.
- Niemeijer, C.M. & J. Verburg (1995a). Bermbeheer. In: J.H. Spijker, C.M. Niemeijer, G.J. Tjooitink, A. Timmers & R. Smeele (eds.). Groenwerk. Praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. IBN-DLO, IPC-GR, IKC natuurbeheer. Misset uitgeverij bv, Doetinchem.
- Niemeijer, C.M. & J. Verburg (1995b). Maatregelen in bermen. In: J.H. Spijker, C.M. Niemeijer, G.J. Tjooitink, A. Timmers & R. Smeele (eds.). Groenwerk. Praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. IBN-DLO, IPC-GR, IKC natuurbeheer. Misset uitgeverij bv, Doetinchem.
- Noordwijk, M. van, W. van Driel, G. Brouwer & W. Schuurmans (1995). Heavy-metal uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil. II. Cd-uptake by maize in relation to root development. *Plant and Soil* 175: 105-113.
- Obbard, J.P., D.R. Sauerbeck & K.C. Jones (1994). The effects of heavy metal-contaminated sewage sludge on the rhizobial soil population of an agricultural field. In: M.H. Donker, H. Eijsackers & F. Heimbach (eds.). *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Ouboter, S. & W. Kooper. (1997). Beleidsvernieuwing bodemsanering. Verslag van het BEVER-proces. IPO, VNG, VROM, Den Haag.
- Pelt, A. van (1988). Leeftlaagprincipe: een korte-termijn visie. *Milieu* 3 (2): 61-62.
- Pelt, A. van (1993). Dirty design. *Landschapsarchitecten worstelen met bodemvervuiling*. Gifnieuwsbrief 3:16-17.
- Pepels, A. & P. Lagas (1993). Biologische beschikbaarheid van zware metalen in de grond: selectie van bepalingmethoden en beoordeling van toepassingsmogelijkheden (een literatuurstudie). RIVM Bilthoven, rapportnr. 715701001.
- Pokarzhevskii, A.D. (1996). The problem of scale in bioindication of soil contamination. In: Straalen N.M. van & D.A. Krivolutsky (eds.). *Bioindicator systems for soil pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Rebele, F., A. Surma, C. Kuznik, R. Bornkamm & T. Brej (1993). Heavy metal contamination of spontaneous vegetation and soil around the copper smelter 'Legnica'. *Acta Soc. Bot. Pol.* 62 (1-2): 53-57.
- Roeloffzen, A.B. & J.H.A. Driessen (1989). Integraal milieubeleid door toepassing van het leeftlaagprincipe bij bodemsanering. *Milieu* 4 (1): 30-33.
- Ronday, R. (1996). Hoeveel last hebben bodemdieren van verontreinigde grond? *Bodem* 3: 120-122.
- Rother, J.A., J.W. Millbank & I. Thornton (1982). Effects of heavy-metal additions on ammonification and nitrification in soils contaminated with cadmium, lead and zinc. *Plant and Soil* 69: 239-258.
- Schouten, A.J., L. Brussaard, P.C. de Ruiter, H. Siepel & N.M. van Straalen (1997). Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapportnr. 712910005, Bilthoven.
- Sluijs, J. van der & P.J.M. Melman (1990). Inrichting en beheer van beplante weg- en kanaalbermen. In: H.D. van Bohemen, D.A.G. Buizer & A. Littel (eds.) *Natuurtechniek en waterstaatswerken*. KNNV Uitgeverij, Utrecht, pp. 82-88.

- Sluijsmans, J.J.L. (1995). Groenrestprodukten. In: J.H. Spijker, C.M. Niemeijer, G.J. Tjooitink, A. Timmers en R. Smeele (eds). Groenwerk. Praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. IBN-DLO, IPC-GR, IKC natuurbeheer. Misset uitgeverij bv, Doetinchem
- Spurgeon, D.J., R.D. Sandifer & S.P. Hopkin (1996). The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination - indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). In: N.M. van Straalen & D.A. Krivolutsky (eds.). Bioindicator Systems for Soil Pollution. Kluwer Academic Publishers, pp. 95-110.
- Spurgeon, D.J. & S.P. Hopkin (1996). Effects of variations of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zinc to the earthworm *Eisenia fetida*. *Pedobiologia* 40: 80-96.
- Stinner, B.R., D.A. McCartney, J.M. Blair, R.W. Parmelee & M.F. Allen (1997). Earthworm effects on crop and weed biomass, and N content in organic and inorganic fertilized agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 29 (3/ 4): 423-426.
- Straalen N.M. van, P. Leeuwangh & P.B.M. Stortelder (1994). Progressing limits for soil ecotoxicological risk assessment. In: M.H. Donker, H. Eijsackers & F. Heimbach (eds.). *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Straalen, N.M. van & W.F. Bergema (1995). Ecological risks of increased bioavailability of metals under soil acidification. *Pedobiologia* 39: 1-9.
- Straalen N.M. van & D.A. Krivolutsky (eds.). *Bioindicator systems for soil pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Straalen, N.M. van & J.A.C. Verkley (eds.)(1991). *Leerboek Oecotoxicologie*. VU Uitgeverij, Amsterdam.
- TCB (1988). Advies sanering Steendijkpolder-zuid. TCB A88/ 01. Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.
- TCB (1993). Advies Herziening Leidraad bodembescherming III. Locatiespecifieke omstandigheden. TCB A04. Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.
- TCB (1997). Onderzoeksvoorstel: Technische en wetenschappelijk aspecten van de beleidsvernieuwing bodemsanering. TCB S69(1997), Den Haag
- Tenner, W.A., A.C. Belfroid, A.G.M. van Hattum & H. Aiking (1997). Ecologische aspecten bij het bodemsaneringsbeleid in Amsterdam. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Turner, A.P. (1994). The responses of plants to heavy metals. In: *Toxic metals in soil-plant systems*. S.M. Ross (ed.). John Wiley and Sons Ltd.
- Turner, A.P. & N.M. Dickinson (1993). Survival of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) seedlings on metalliferous soils. *New Phytol.* 123: 509-521.
- Udo de Haes, H., G. de Snoo, W. Tamis & K. Canters (1997). Algemene Natuurkwaliteit: soortenrijkdom in relatie tot grondgebruik. *Landschap* 14 (1): 47-51.
- Vegter, J., J.D. Klop & F.A. Leo (1995). Stads- en laanbomen. In: J.H. Spijker, C.M. Niemeijer, G.J. Tjooitink, A. Timmers & R. Smeele (eds). Groenwerk. Praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. IBN-DLO, IPC-GR, IKC natuurbeheer. Misset Uitgeverij bv, Doetinchem.

- Velde, H.A. te, H.P.P. Kinds & L. van den Brink (1989). Soorten, rassen, mengsels. In: J.W. Minderhoud, M. Hoogerkamp & J.G.C. van Dam (eds.). Handboek grasveldkunde en grasveldbeheer. PUDOC Wageningen, pp. 1-13.
- Verkleij, J.A.C. (1994). Effects of heavy metals, organic substances and pesticides on higher plants. In: M.H. Donker, H. Eijsackers & F. Heimbach (eds.). Ecotoxicology of soil organisms. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Visser, W.J.F. (1993). Contaminated land policies in some industrialized countries. TCB R02. Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Vissers J. (red.), N. Hazendonk, W. de Haas, H. van Engen & G.F.P. IJkelenstam (1995). Verweving van nutsfuncties en natuurfuncties. Ideeën en voorbeelden van verweving van nutsfuncties en natuurfuncties voor ruimtelijke planvorming op lokale en regionale schaal. SC-DLO/ IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- VROM (1995). Leidraad bodembescherming. Streef- en interventiewaarden voor microverontreinigingen voor een standaardbodem. Ministerie van VROM, Den Haag.
- VROM (1997). Kabinetsstandpunt over de vernieuwing van het bodemsaneringsbeleid. Naar aanleiding van: het Interdepartementaal beleidsonderzoek bodemsanering, Beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER), tussenresultaten van de Evaluatiecommissie Wet Milieubeheer. 16 juni.
- Wachem, E.G. van, A.C. ten Thij & M.W.F. Yland (1987). Bodemsanering volgens het leeflaagprincipe. Milieu 2 (5): 160-164.
- Watmough, S.A. & N.M. Dickinson (1995). Multiple metal resistance and co-resistance in *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) callus cultures. *Annals of Botany* 76 (5): 465-472.
- Weijden, H. van der & W. Schippers (1996). Leidraad Aanleg en ontwikkeling van natuurrijke wegbermen. LBL-mededeling 207/ IKC-rapport C-5.
- Wegener Sleeswijk, A. & R. Kleijn (1993). Locaties voor volkstuinen: een toetsingskader. CML report 102. Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Wensem, J. van, J.J. Vegter & N.M. van Straalen (1994). Soil quality criteria derived from critical body concentrations of metals in soil invertebrates. *Applied Soil Ecology* 1: 185-191.
- Woodward, F.I. (1993). How many species are required for a functional ecosystem? In: Biodiversity and ecosystem function. J.H. Lawton & V.K. Brown (eds.). *Ecological studies* 99, pp. 271-291.
- Wuertz, S. & M. Mergeay (1997). The impact of heavy metals on soil microbial communities and their activities. In: J.D. van Elsas, J.T. Trevors & E.M.H. Wellington (eds.). *Modern soil microbiology*. Marcel Dekker Inc., New York, pp. 607-627.
- Zoeten, G. de, J.W.M. Wegener & H. Govers (1988). Bijzonder inventariserend onderzoek naar het voorkomen van bodemverontreiniging op volkstuincomplexen. R-88/ 11. Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM), Amsterdam.

DANKWOORD

Aan het eind van dit boeiende onderzoek willen wij de volgende personen bedanken: Joke van Wensem en Joop Vegter voor de plezierige samenwerking, Peter Doelman, Jos Verkleij en Theo Lexmond voor het welwillend verstrekken van interessante en nuttige informatie, en Jack Faber, Professor Ernst, de heer Leurink en de heer De Ruiter voor de telefonische interviews. De via de geraadpleegde personen verkregen informatie heeft bijgedragen aan de conclusies van dit onderzoek. De conclusies weerspiegelen echter niet noodzakelijkerwijs de mening van de geraadpleegde personen.

BRONNEN

GERAADPLEEGDE PERSONEN

- Dr. P. Doelman, IWACO, Rotterdam
- Prof. Dr. W.H.O. Ernst, vakgroep Oecologie & Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam
- Dr. J.H. Faber, IBN-DLO, Arnhem
- Dhr. G.W. Leurink, projectbureau sanering Griftpark, Gemeente Utrecht
- Dr. Th.M. Lexmond, vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding, Landbouwniversiteit Wageningen
- Dr. P.C. de Ruiter, AB-DLO, Haren
- Dr. J.A.C. Verkleij, vakgroep Oecologie & Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam

