VU VRIJE UNIVERSITEIT AMSTERDAM

VU Research Portal

Ecologische aspecten bij het bodemsaneringsbeleid in Amsterdam

Tenner, W.A.; Belfroid, A.C.; van Hattum, A.G.M.; Aiking, H.

2004

document version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Link to publication in VU Research Portal

citation for published version (APA)
Tenner, W. A., Belfroid, A. C., van Hattum, A. G. M., & Aiking, H. (2004). *Ecologische aspecten bij het bodemsaneringsbeleid in Amsterdam*. (IVM-rapport; No. R-97/08). Instituut voor Milieuvraagstukken.

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

E-mail address:
vuresearchportal.ub@vu.nl

Download date: 29. Mar. 2024

ECOLOGISCHE ASPECTEN BIJ HET BODEMSANERINGSBELEID IN AMSTERDAM

R-97/08

W.A. Tenner

A.C. Belfroid

A.G.M. van Hattum

H. Aiking

Juni 1997

vrije Universiteit *amsterdam*

ECOLOGISCHE ASPECTEN BIJ HET BODEMSANERINGSBELEID IN AMSTERDAM

Rapportnummer R97/08

W.A. Tenner

A.C. Belfroid

A.G.M. van Hattum

H. Aiking

Juni 1997

In opdracht van Bureau Stadsecologie Amsterdam en de Milieudienst Amsterdam

IVM

Instituut voor Milieuvraagstukken

Vrije Universiteit

De Boelelaan 1115

1081 HV AMSTERDAM

Tel. 020-4449555

Fax 020-4449553

E-mail: secr@ivm.vu.nl

ISBN: 90-5383-558-x

Copyright © 1997, Instituut voor Milieuvraagstukken

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

Voorwoord

De onderhavige studie werd uitgevoerd in opdracht van Bureau Stadsecologie en de Milieudienst, beide van de Gemeente Amsterdam. Van de zijde van de opdrachtgevers werd de studie begeleid door respectievelijk Drs. J. van Dijk en Drs. B. Bosman. De coördinatie van IVM-zijde lag in handen van Dr. H. Aiking.

Van belang voor het slagen van het onderzoek was de deelname aan de brainstorm-sessies door vertegenwoordigers van Bureau Stadsecologie en de Milieudienst, alsmede door Dr. C.A.M. van Gestel, werkzaam bij de vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie van de Faculteit Biologie van de Vrije Universiteit, onontbeerlijk. Bij deze willen wij allen hartelijk danken voor hun inbreng.

Inhoud

Samenvatting i

1. Inleiding 1
   1.1 Achtergrond 1
   1.2 Vraagstelling 1
   1.3 Werkwijze 2
   1.4 Opzet rapport 3

2. Normstelling bij het bodemsaneringsbeleid 5
   2.1 Inleiding 5
   2.2 Landelijk beleid normstelling bodemsanering 5
   2.3 Functies van een locatie 7
   2.4 Ecotoxicologische benadering interventiewaarde 8
   2.5 Humaantoxicologische benadering interventiewaarde 11
   2.6 Integratie ecotoxicologische en humaantoxicologische interventiewaarde 12
   2.7 Bodemsaneringsbeleid in Amsterdam 13

3. Bodemecologie 17
   3.1 Inleiding 17
   3.2 Abiotisch gedeelte bodemecosysteem 17
   3.3 Biotisch gedeelte bodemecosysteem 19
   3.4 Invloed van het bodemtype op bodemorganismen 25
   3.5 Invloed van het bodemtype op de vegetatie 26

4. Bodemecosystemen in Amsterdam 27
   4.1 Factoren die de ontwikkeling van de Amsterdamse stadsbodemecosystemen bepalen 27
   4.2 Overzicht van soorten organismen die een rol spelen in Amsterdam 31
   4.3 Selectie van aandachtssoorten relevant voor Amsterdamse bodemecosystemen 33

5. Keuze en onderbouwing van aandachtsstoffen 35
   5.1 Inleiding 35
   5.2 Bodemverontreiniging in Amsterdam 35
   5.3 Selectie aandachtsstoffen 36

6. Effecten van bodemverontreiniging op het bodemecosysteem 39
   6.1 Inleiding 39
   6.2 Beschikbaarheid van milieuvreemde stoffen 40
   6.3 Toxiciteitstesten 43

7. Effecten van de aandachtsstoffen op het bodemecosysteem 49
7.1 Effecten door zware metalen 49
7.2 Lood (Pb) 50
7.3 Kwik (Hg) 54
7.4 Koper (Cu) 57
7.5 Arseen (As) 62
7.6 Zink (Zn) 65
7.7 Effecten door organische verbindingen 68
7.8 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) 69
7.9 Polychloorbifenylen (PCB's) 71
7.10 Minerale olie 74

8. Conclusies en aanbevelingen 77
8.1 Samenvattende discussie 77
8.2 Aanbevelingen 81

9. Literatuur 83

Bijlage 1 Relevante soorten voor de bodemecologie in de stad Amsterdam - hogere diersoorten 89

Samenvatting

Het beleid van de gemeente Amsterdamse ten aanzien van bodembescherming is primair gericht op het voorkómen van risico's van bodemverontreiniging voor de mens en op het voorkómen van verspreiding van de verontreiniging(en). Ten aanzien van de urgentiesystematiek bij bodemsanering van verontreinigde locaties heeft dit tot gevolg dat het beleid zich in eerste instantie op bovenstaande doelstellingen richt. Bescherming van het ecosysteem wordt wel in de urgentiesystematiek betrokken, maar speelt een relatief ondergeschikte rol. De vraagstelling van dit rapport is derhalve na te gaan wat er bekend is over de effecten van bodemverontreinigende stoffen op bodemecosystemen in Amsterdam.

Voor het beantwoorden van deze vraag is in de eerste hoofdstukken beschreven hoe een bodemecosysteem is opgebouwd en in welk opzicht een stadsbodemecosysteem hiervan afwijkt. Hieruit blijkt dat met name de additionele stressfactoren zoals het beperkte en versnipperde oppervlakte, de aanwezigheid van mensen, bouw- en graafwerkzaamheden en beperkte voedselaanbod typisch bij een stadsbodemecosysteem horen. Geconcludeerd wordt dat om het stadsbodemecosysteem te behouden dan wel tot ontwikkeling te laten komen de aanwezigheid van een aantal soorten organismen van belang is. Enerzijds zijn dat de organismen die garanderen dat essentiële processen in de bodem plaatsvinden. Deze organismen kunnen verdeeld worden in verschillende soorten micro-organismen, lagere bodemorganismen en planten. Anderzijds is de aanwezigheid van organismen die zorgen voor een gezond en gevarieerd bodemecosysteem noodzakelijk. Tot deze categorie kunnen diverse hogere diersoorten (gewervelden) gerekend worden, welke worden onderverdeeld in soorten die in de bodem leven (mol/(spits)muissoorten), en soorten die op de bodem leven. Deze laatsten zijn weer onder te verdelen in herbivore soorten (haas, konijn etc.), carnivore soorten (egel, insektenetende zangvogels etc.) en toppredators (marterachtigen, roofvogels etc.). Uit deze twee hoofdcategorieën zijn de aandachtssoorten voor deze studie geselecteerd, waarbij getracht is het hele palet van bodemfuncties te bestrijken. Daarbij is niet gekozen voor specifieke organismen, maar meer voor soorten organismen die de diverse functies in een bodemecosysteem kunnen garanderen (dus niet een specifieke soort pissebed, maar pissebedden in het algemeen). Een uitzondering hierop vormen de zeldzame diersoorten, die om deze reden bescherming verdienen. De aandachtssoorten (aanbevolen soorten voor veldonderzoek) omvatten:

- Micro-organismen:
  microfauna: bacteriën, algen, actinomyten, schimmels, protozoën
- Lagere bodemorganismen:
  mesofauna: aaltjes, raderdiertjes, mijten, springstaarten, pauropoden, mieren
  macrofauna: kevers, duizendpoten, miljoenenpoten, wormen, slakken, pissebedden
- Planten

Hierbij moet worden aangetekend dat de organismen behorende tot de groep der micro-organismen zo klein en onbekend zijn, dat het zinniger is het functionele niveau van deze soorten (bodemademhaling, nitrificatie, etc.) in deze situatie te beschouwen.

- In de bodem:
  mol en/of spitsmuis of muisachtigen in het algemeen

- Op de bodem:
  Herbivore soorten: haas, konijn, noordse woelmuis, eekhoorn, zaad- en bes-etende vogels (vink, mus, putter, groenling)
  Carnivore soorten van lagere bodemorganismen en insecten: egel, alle aanwezige reptielen en amfibieën, lijsterachtigen (merel, zanglijster etc.), kleine insecteneters (piepers, kwikstaart, winterkoning etc.), fazant en patrijs
- Toppredators: marterachtigen, vos, huiskat, roofvogels en uilen.

Bodemverontreiniging in Amsterdam is zeer divers van aard en weerspiegelt vaak de activiteiten van nijverheden en industrieën uit vroegere tijden. De belangrijkste geconstateerde bodemverontreinigingen zijn lood, kwik, arseen, koper, zink, olie, benzeen en op enkele specifieke locaties ook polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en polychloorbiphenylen (PCB's). Voor de meeste van deze verontreinigingen geldt dat de interventie-waarde die toegepast wordt ter bescherming van het ecosysteem (verder Eco IW genoemd) lager is dan de interventiewaarde die wordt gebruikt ter vermijding van risico's voor de mens (Humaan IW) of de uiteindelijke interventiewaarde (IW). Het benadrukken van de Humaan IW in de urgentiesystematiek in Amsterdam betekent per definitie dat bodemecosystemen niet volledig beschermd worden en mogelijk beïnvloed zullen worden door de aanwezigheid van bodemverontreinigingen. Voor minerale olie en PCB's is geen Eco IW opgesteld, waardoor in het niet duidelijk is of het hanteren van de (Humaan) IW consequenties voor eco-systemen heeft. Alleen voor benzeen geldt dat de Humaan IW aanmerkelijk lager is dan de Eco IW. Benzeen is daarom weinig relevant in het kader van dit onderzoek. De overige stoffen zijn alle geselecteerd als aandachtsstof.

Vervolgens is beschreven welke effecten optreden bij de aandachtssoorten die leven in of op een bodem verontreinigd met de geselecteerde aandachtsstoffen in concentraties hoger dan de Eco IW. Uit deze studie blijkt dat lood in concentraties boven de Eco IW maar onder de (uiteindelijke) IW waarschijnlijk weinig nadelige effecten zal genereren voor de aandachts-soorten in bodemecosystemen. Voor arseen en minerale olie zijn zeer weinig gegevens beschikbaar, maar op grond van deze beperkte data set kan worden verondersteld dat bodemverontreiniging met deze stoffen eveneens waarschijnlijk weinig nadelige effecten hebben. Ook voor PCB's en PAK's zijn weinig gegevens beschikbaar over effecten op bodemecosystemen. Voor de PCB's kan worden aangenomen dat effecten met name op de hogere niveaus in de voedselketen optreden als gevolg van doorvergiftiging. Bij de PAK's lijken grote verschillen in giftigheid tussen de PAK's onderling op te treden, maar dit moet nog grotendeels in kaart worden gebracht. Hierdoor is het nog niet mogelijk om een uitspraak te doen over PAK's in het algemeen. Verwacht wordt dat in bodems met een hoog gehalte aan organische stof effecten geringer zullen zijn dan in zandbodems vanwege de lage biologische beschikbaarheid in 'rijke' bodems. Daarentegen kan voor kwik, koper en zink worden geconcludeerd dat het gebruik van de Humaan IW in plaats van de Eco IW kan resulteren in nadelige effecten op diverse niveaus binnen bodemecosystemen. Voor kwik geldt bovendien dat doorvergiftiging naar hogere dieren en toppredators kan optreden. In onderstaande tabel zijn de belangrijkste conclusies nog een samengevat. Het rapport wordt afgesloten met enige aanbevelingen voor nader onderzoek.

Effecten van stoffen en stofgroepen op groepen van organismen, voor de Amsterdamse situatie in het concentratiegebied tussen de ecotoxicologische en de humaantoxicologische interventiewaarde.

stof(groep)	lood	kwik	koper	arseen	zink	PAK's	PCB's	minerale olie
concentratiegebied Eco IW-Humaan IW (mg/kg)	290-530 [a]	10-197	190-31300	40-678	720-56500	40-11800	-	<500
betrouwbaarheid Eco IW	zeer goed	zeer matig	zeer goed	zeer matig	redelijk	slecht	slecht	slecht
organisme								
micro-organismen	--	++	++	-?	++	?	-?	?
lagere bodemorganismen	--	+?	++	+? [c]	++	?	-?	?
hogere dieren in de bodem levend	+?	?	?	+? [c]	+?	-?	?	-?
hogere dieren op de bodem levend								
herbivoren	--	?	++	?	?	-?	?	-?
carnivoren	+?	?	?	+? [c]	?	-?	+?	-?
toppredators	-?	++	++	?	?	-?	++	-?
vogels	-/++ [b]	++	+?	?	?	-?	++	-?
planten	--	-?	++	-?	?	--	--	-?

++ *: met vrij grote zekerheid effecten op het betreffende organisme*

- - *: waarschijnlijk geen effecten*

+? *: onvoldoende gegevens beschikbaar maar waarschijnlijk wel effecten*

- ? *: onvoldoende gegevens beschikbaar maar waarschijnlijk geen effecten*

? *: onvoldoende gegevens beschikbaar.*

[a] *: concentratiegebied EcoIW - uiteindelijke IW in de praktijk - IW wonen met tuin (1450 mg/kg)*

[b] *: voor loodhagel*

[c] *: effecten zijn waarschijnlijk gering*

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

In de saneringsregeling uit de *Wet Bodembescherming*, die op 1 januari 1995 van kracht is geworden, is de urgentiebepaling voor bodemsanering in hoofdlijnen vastgelegd. De gemeente Amsterdam is bevoegd om een eigen invulling te geven aan het landelijk beleid bij het vaststellen (i) of er sprake is van een urgent geval van bodemverontreiniging en (ii) indien er sprake is van urgentie, op welke termijn een aanvang met de sanering gemaakt dient te worden.

Het bodemsaneringsbeleid van Amsterdam is vastgelegd in de beleidsnotitie *Het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid herzien* (Gemeente Amsterdam, 1996). In overeenstemming met het landelijke beleid wordt daarin afstand genomen van het ideaal van een multifunctionele (zie paragraaf 2.3), schone bodem. In plaats daarvan staan efficiëntie en functionaliteit centraal; het streven is gericht op het bereiken van een geschikte bodemkwaliteit voor stedelijke functies. Het belangrijkste doel van het huidige Amsterdamse bodemsaneringsbeleid is in de eerste plaats gericht op het voorkómen van humane risico's en op het voorkómen van verspreiding van stoffen. In veel gevallen van ernstige bodemverontreiniging wordt de locatie als urgent aangemerkt indien bij een bepaald bodemgebruik humane blootstelling boven het Maximaal Toelaatbaar Risico (de zogenaamde humane MTR) plaatsvindt, waarbij meestal de lagere interventiewaarde voor bodemsanering geen rol speelt. De mogelijke ecologische effecten van bodemverontreiniging spelen een relatief ondergeschikte rol bij de urgentie- en tijdstipbepaling van bodemsanering.

Mede naar aanleiding van het commentaar op de bovengenoemde beleidsnotitie is binnen de Milieudienst Amsterdam de behoefte ontstaan om meer duidelijkheid te krijgen over mogelijke effecten van bodemverontreiniging op de ecologie in Amsterdam bij het huidige bodemsaneringsbeleid. Bureau Stadsecologie Amsterdam is door de Milieudienst benaderd om onderzoekslijnen uit te zetten om het probleem bodemverontreiniging in relatie tot ecologie in Amsterdam in kaart te brengen. Het Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM) van de VU heeft in dit kader een bijdrage geleverd door een eerste inventariserende studie uit te voeren naar de effecten van bodemverontreinigende stoffen op de ecologie. De onderzoeksresultaten zijn in dit rapport verwoord.

1.2 Vraagstelling

De belangrijkste vraag die de basis vormt voor dit onderzoek luidt:

> **Wat zijn de effecten van bodemverontreinigende stoffen op de (ontwikkeling van) bodemecosystemen in Amsterdam?**

Het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid vormt hierbij het uitgangspunt. Het palet van landelijke saneringsnormen is in kaart gebracht. Onderzocht is in welke mate ecosystemen, populaties, soorten of groepen van soorten (bodem)fauna en flora effecten of verstoring kunnen ondervinden van bodemverontreiniging. Daarbij is nagegaan of organismen of

ecosystemen op verontreinigde locaties mogelijk risico lopen bij het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid waarbij de nadruk ligt op de humaantoxicologische criteria.

Terreinafbakening

Bovenstaande vraag is zodanig geformuleerd dat een zeer breed onderzoeksterrein wordt bestreken. Het onderzoek heeft een inventariserend karakter waardoor een groot aantal aspecten die van belang zijn voor de vraagstelling slechts kunnen worden aangestipt.

Gekozen is om het onderzoeksgebied als volgt af te bakenen:

- De mogelijkheid van ontwikkeling van een (bodem)ecosysteem wordt bepaald door diverse factoren waarvan bodemverontreiniging er één is. In deze studie is echter alleen onderzocht welke effecten bodemverontreiniging kan hebben op een (stadsbodem)ecosysteem. Andere factoren worden in deze fase van het onderzoek niet beschouwd, hoewel juist in een stedelijk gebied aspecten als verstoring en versnippering van groot belang kunnen zijn voor de ontwikkeling van een ecosysteem.
- In deze studie wordt ingegaan op het traject van het Amsterdams bodemsaneringsbeleid waarin wordt vastgesteld of bodemverontreiniging effecten kan hebben op mens en milieu. De aanwezigheid en de beschikbaarheid van verontreinigende stoffen bepalen of sanering van de locatie gewenst is. De invloed van bodemsanering zal in veel gevallen betekenen dat (een deel van) het terrein op de schop gaat waarbij vaak schoon zand (Noordzeezand of IJsselmeerzand) en teelaarde worden opgebracht. De effecten van een dergelijke sanering zijn uiteraard van grote invloed op het ecosysteem ter plekke. Het maken van de afweging of de effecten van verwijderen van de verontreinigende stoffen of het laten liggen ervan groter zijn valt buiten deze studie. Behalve bodemsanering kunnen uiteraard ook andere vormen van grondverzet leiden tot effecten op het bodemecosysteem. Deze effecten, hoe belangrijk ze ook mogen zijn voor het ecosysteem, worden niet meegenomen in deze studie.
- In dit onderzoek wordt niet ingegaan op de vraag of het onderbelichten van ecologische risico's in het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid uit ethisch dan wel uit wetenschappelijk oogpunt juist of onjuist is. De vraag of deze effecten ongewenst zijn voor een stedelijk gebied vormt de basis voor een politieke discussie, aan de hand waarvan bepaald kan worden welk ecologisch risico acceptabel geacht wordt, en valt buiten het bestek van dit onderzoek.
- Tenslotte zal het onderzoek zich beperken tot de verontreinigde landbodem, ondanks de sterke interactie van de stadsecologie met zowel de land- als waterbodem. Over het algemeen zijn ecosystemen op deze twee bodemtypes echter zeer verschillend en hebben verontreinigingen van landbodems en waterbodems verschillende consequenties. Zo speelt in de waterbodem verspreiding van de vervuiling een veel grotere rol dan in de land-bodem. Daarbij geldt dat de gemeente Amsterdam niet het bevoegd gezag is met betrekking tot waterbodems. Overigens wordt op landelijk niveau veel onderzoek gedaan naar de effecten van waterbodemverontreiniging op aquatische ecosystemen.

1.3 Werkwijze

Voor deze inventariserende literatuurstudie zijn verschillende bronnen van informatie bestudeerd. In de eerste plaats is gebruik gemaakt van wetenschappelijke, technische literatuur en handboeken op het gebied van ecologie, bodemverontreiniging en normstelling. Daarnaast

zijn publicaties en rapporten van de Milieudienst Amsterdam en Bureau Stadsecologie gebruikt waarin aspecten over het bodemsaneringsbeleid en het ecologiebeleid worden behandeld.

In twee zogenaamde brainstorm-bijeenkomsten is door de auteurs en enkele deskundigen op het gebied van ecologie en bodemverontreiniging van gedachten gewisseld over de opzet en uitvoering van het onderzoek. Ook de opdrachtgevers van het onderzoek, de Milieudienst Amsterdam en Bureau Stadsecologie Amsterdam, hebben deelgenomen aan deze bijeenkomsten.

1.4 Opzet rapport

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt ingegaan op het landelijk en het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid. Daarbij komt aan de orde uit welke aspecten dit bodemsaneringsbeleid bestaat en hoe de Gemeente Amsterdam hieraan in de praktijk invulling geeft.

In hoofdstuk 3 volgt een inleiding over bodemecologie en wordt nader besproken wat een stadsbodemecosysteem is.

In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de aspecten die van belang zijn voor het stadsbodemecosysteem in Amsterdam. Daarnaast wordt geïnventariseerd welke organismen daarin een rol spelen in Amsterdam en wordt een selectie van aandachtssoorten gemaakt.

In hoofdstuk 5 volgt een inventarisatie van de verontreinigende stoffen die in Amsterdam van belang zijn en worden een aantal aandachtsstoffen geselecteerd, waarop ten aanzien van het saneringsbeleid en normstelling nader wordt ingegaan.

In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de effecten van bodemverontreinigende stoffen op het bodemecosysteem.

In hoofdstuk 7 worden de resultaten gepresenteerd van de literatuurstudie naar de effecten van de aandachtsstoffen en de consequenties voor de geselecteerde aandachtssoorten (organismen).

In hoofdstuk 8 volgt de discussie met de belangrijkste conclusies van het onderzoek die tevens tot aanbevelingen hebben geleid voor verder onderzoek.

2. Normstelling bij het bodemsaneringsbeleid

2.1 Inleiding

Bodemverontreiniging ontstaat vooral als gevolg van bedrijfsmatige activiteiten, door het storten van (chemisch) afval en door depositie van verontreinigende stoffen via de lucht. Verontreiniging van de bodem kan leiden tot blootstelling van de mens en andere organismen aan toxische stoffen met effecten als mogelijk gevolg. Om vast te stellen of bodemverontreiniging tot nadelige effecten kan leiden wordt veel bodemonderzoek uitgevoerd. De *concentraties* aan milieuvreemde stoffen die in de grond worden aangetroffen worden dan vergeleken met de op landelijk niveau ontwikkelde toetsingsnormen om vast te stellen of er sprake is van *saneringsnoodzaak*.

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de normstelling zoals die wordt gehanteerd in het bodemsaneringsbeleid. Normstelling betekent in het geval van bodemverontreiniging dat er grenzen worden gesteld aan wat wel en wat geen schone bodem genoemd wordt. Aan de hand van de normen wordt vastgesteld of er door *blootstelling* sprake is van een risico voor mens en milieu, ofwel of sprake is van *een ernstig geval van bodemverontreiniging*.

Bij het gebruik van de normen worden concessies gedaan, waarbij op iedere verontreinigde locatie opnieuw de vraag van belang is of alleen bescherming van mensen noodzakelijk is en of dat bescherming van zowel mens als planten en dieren noodzakelijk is; ofwel moet gekozen worden voor een *humaantoxicologische* of voor een *ecotoxicologische* benadering.

De Provincies en de vier grote steden waaronder Amsterdam hebben de (beperkte) mogelijkheid om aan de landelijke normstelling invulling te geven, waarbij een eigen subdoelstelling wordt geformuleerd. In de Wet Bodembescherming (Wbb) is ruimte opengelaten om een functiegerichte benadering van risico’s mogelijk te maken en om rekening te houden met (historische) achtergrondwaarden. Hierdoor kan worden afgeweken van het zogenaamde *multifunctionaliteitsprincipe* zoals dat is gedefinieerd in de Wbb. Bij de multifunctionele benadering wegen de humaantoxicologische factoren even zwaar als ecotoxicologische factoren. In Amsterdam, maar waarschijnlijk ook in andere grote steden en in industriegebieden, worden de humaantoxicologische factoren in de praktijk zwaarder meegewogen dan de ecotoxicologische. Op de functionele benadering van locaties wordt in paragraaf 2.3 dieper ingegaan.

2.2 Landelijk beleid normstelling bodemsanering

Aan de hand van de bodemsaneringsregeling van de Wet bodembescherming wordt gedefinieerd of sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging en wat de mate van urgentie van sanering is. Het bodemsaneringsbeleid kan dus in twee stappen worden opgesplitst:

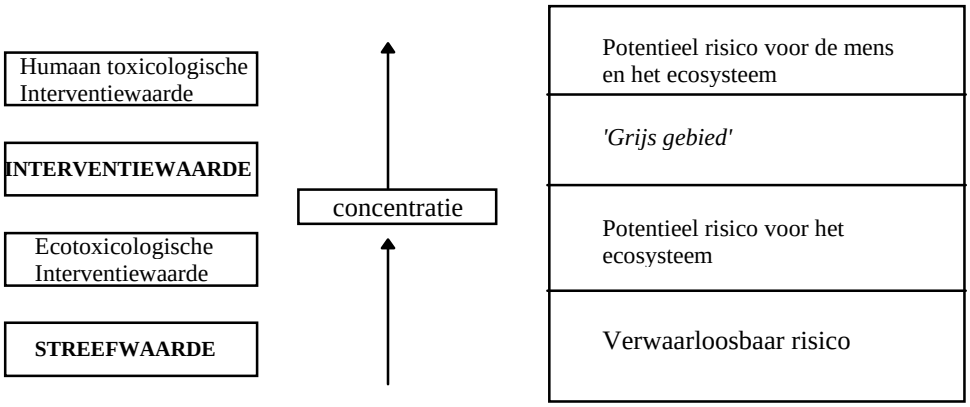
1. Vaststellen of sprake is van bodemverontreiniging en van de ernst van de situatie;
2. Indien sprake is van ernstige bodemverontreiniging wordt vastgesteld of blootstelling voor mens en milieu mogelijk is en wat de risico's van verspreiding van de verontreiniging zijn.

Daaruit volgt de beslissing of, en op welke termijn, bodemsanering dient te worden uitgevoerd (urgentie- en tijdstipbepaling).

De juridische, technisch-inhoudelijke en financiële aspecten van de aanpak van bodemverontreiniging worden in de zogenaamde Leidraad bodemsanering (VROM, 1988) uiteengezet. Een belangrijk onderdeel van de Leidraad bodemsanering vormt de toetsingstabel voor de beoordeling van concentratieniveaus van diverse verontreinigende stoffen in de vaste fase van de bodem en in het grondwater. Momenteel zijn voor zo'n 90 stoffen of stofgroepen toetsingswaarden opgesteld. De belangrijkste toetsingswaarden voor landbodems zijn: de streefwaarde en de interventiewaarde, die gebaseerd zijn op zowel een humaantoxicologische als een ecotoxicologische analyse van de risico's van bodemverontreiniging. Daarbij is gebruik gemaakt van het ecotoxicologische *maximaal toelaatbare risico* (MTR) en de humaantoxicologische MTR, die op verschillende gegevens gebaseerd zijn.

De *streefwaarde* is voor veel stoffen gelegd op het concentratieniveau van het verwaarloosbaar risico. Voor zware metalen is het concentratieniveau genomen zoals voorkomt in natuurgebieden. Als geen van de onderzochte stoffen de streefwaarde overschrijdt wordt de locatie als schoon aangemerkt en volgt geen verdere actie. De streefwaarden geven het uiteindelijk te bereiken kwaliteitsniveau van de bodem aan (VROM, 1988). Tevens wordt het concentratieniveau halverwege tussen de streefwaarde en de interventiewaarde gehanteerd; boven dit niveau dient 'nader bodemonderzoek' te worden uitgevoerd.

De *interventiewaarde* geeft het gehalte in de bodem aan waarboven sprake is van een potentieel risico voor de mens of voor het milieu. Het risico voor een bodemecosysteem wordt gedefinieerd als dat 50% van de soorten of 50% van de microbiële processen worden bedreigd. Indien in ten minste 25 m^3 grond of 100 m^3 grondwater de interventiewaarde wordt overschreden, is sprake van *ernstige* bodemverontreiniging wat betekent dat er sprake is van *potentiële* blootstellingsrisico's. Een dergelijk geval moet in principe ooit worden gesaneerd. Het moment waarop uiterlijk tot sanering moet worden overgegaan wordt vervolgens bepaald door de urgentie van het geval. In figuur 2.1 is bovenstaande schematisch weergegeven.



Figuur 2.1 Schematische weergave van de toetsingswaarden.

Onderscheid urgent/niet-urgent

Als op basis van bodemonderzoek is vastgesteld dat de interventiewaarde voor verontreinigende stoffen wordt overschreden en sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging dient de urgentie voor bodemsanering te worden bepaald. Hierbij zijn de *actuele*, op de plaats van de verontreiniging voorkomende, risico's voor mensen en ecosystemen, alsmede de verspreidingsrisico's bepalend (VROM, 1994; VROM, 1995a). Een geval van ernstige bodemverontreiniging is urgent als er voor ten minste een van de drie aspecten (mens, ecosysteem en verspreiding) sprake is van een actueel risico. De actuele blootstellingsrisico's hangen sterk samen met het gebruik van de locatie. Zo worden in de Wbb bijvoorbeeld onderscheiden: infrastructuur, wonen met of zonder tuin, moestuin, natuur en recreatie.

Door VROM zijn voor een aantal stoffen en stofgroepen aparte toetsingswaarden opgesteld voor *gestandaardiseerd bodemgebruik* (VROM, 1995a). Voor functies waarbij geen *actuele humane* risico's optreden zijn voor een aantal zware metalen en PAK-verbindingen hogere toetsingswaarden opgesteld.

In onderstaande paragraaf wordt dieper ingegaan op de wetenschappelijke onderbouwing van de interventiewaarden omdat die in de praktijk, en voor de vraagstelling van het onderzoek, een belangrijke rol spelen.

Risicoschatting

Het RIVM heeft in begin jaren '90 de onderbouwing van de interventiewaarden (toentertijd de C-waarden) in een reeks van deelrapporten beschreven. Een compilatie van alle deelstudies is tenslotte in één rapport gegeven (Van den Berg en Roels, 1991). Hierin wordt tevens duidelijk aangegeven waar de knelpunten en de onzekerheden liggen in de normstelling. Aanbevelingen tot verder onderzoek moeten leiden tot een verbetering van de wetenschappelijke onderbouwing van de normen in de toekomst. Zo is bijvoorbeeld een project 'validatie toxiciteitsgegevens en risicogrenzen bodem' uitgevoerd (Notenboom en Posthuma, 1993) en wordt sindsdien door het RIVM gewerkt aan updating van de gegevens (Crommentuijn et al., 1994). Een overzicht van de achtergronden van de interventiewaarden is gemaakt door Hin (1994). Een overzicht van de methodiek en onderbouwing van de toetsingswaarden is gegeven door Beek (1995). Van beide rapporten is in dit inventariserende onderzoek gebruik gemaakt. In het hier volgende wordt kort ingegaan op de ecotoxicologische en de humaantoxicologische benadering.

2.3 Functies van een locatie

Zoals al uit bovenstaande is gebleken speelt de indeling naar functie van locaties een belangrijke rol bij de vaststelling of er een bodemsaneringsnoodzaak is.

Uitgangspunt bij het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid is niet multifunctionaliteit (geschiktheid van de bodem voor *alle* functies), maar dat: "de stedelijke bodem geschikt moet zijn voor stedelijke gebruiksfuncties". Daarbij wordt onderscheid gemaakt in drie soorten (stedelijke) gebruiksfuncties (Gemeente Amsterdam, 1996):

- draagfunctie (de bodem fungeert als draagkrachtige ondergrond voor wegen, industrieterreinen en woonwijken of als ondergrond voor siertuinen en parken);
- teeltfunctie;

- ecologische functie.

Daarnaast wordt gesproken over de verschillende gebruiksvormen die een verschillende gevoeligheid hebben voor bodemverontreiniging (gebaseerd op de Circulaire tweede fase inwerkingtreding WBB) van hoge naar lage gevoeligheid zijn dat:

a. natuurgebieden en kern-/ontwikkelingsgebied en verbindingszones in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS);

b. buffergebieden/randzones van de EHS, weilanden, akkerbouw, grootschalig openbaar groen en volkstuincomplexen;

c. bebouwde kom, tuinbouw, industrie en infrastructuur.

Volgens het landelijke beleid (volgens de Wbb) wordt een woning met tuin onder (b.) geschaard, terwijl in Amsterdam het wonen met een tuin als ecologisch minst gevoelige gebiedstype (c.) wordt ingeschaald. Voor een paar zware metalen (As, Ba, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Pb) en voor PAK's zijn in de Wbb hogere toetsingswaarden opgesteld als de locatie de gestandaardiseerde vorm van bodemgebruik: 'wonen met tuin', kent (VROM, 1995a).

2.4 Ecotoxicologische benadering interventiewaarde

Bij het opstellen van de interventiewaarden is uitgegaan van risico's voor organismen die direct met de bodem in contact komen. Het risico op doorvergiftiging, dat van belang is voor organismen die hun voedsel mede aan de bodem onttrekken zoals bijvoorbeeld vogels, is bij de meeste stoffen, met uitzondering van de PCB's, niet meegewogen. Door het RIVM is inmiddels een project uitgevoerd naar de mogelijkheid om bij het opstellen van de MTR's ook rekening te houden met doorvergiftiging (Plassche et al., 1994; Crommentuijn et al., 1994).

In de ecotoxicologische benadering geldt als uitgangspunt de bescherming van een ecosysteem waarbij het zowel de structuur (bepaald door bijvoorbeeld de aanwezigheid van producenten, predators en bacteriën) als de functie (waaronder bijvoorbeeld energiekringlopen, voedselketens) van het ecosysteem betreft (Tweede Kamer, 1988-1989). Aangenomen wordt dat door de bescherming van de structuur ook de ecologische functies van het ecosysteem worden beschermd. Omdat bovendien het begrip ecologische functie lastig te kwantificeren is wordt gesteld dat de structuur van een systeem ernstig gevaar loopt indien de *soortensamenstelling* ernstig wordt aangetast. De vraag wanneer sprake is van ernstig gevaar voor de ecologische functie van de bodem kan beantwoord worden door te kijken wanneer sprake is van ernstige aantasting van de soortensamenstelling, een beter te kwantificeren begrip. Bij beantwoording van deze vraag worden reproductie en groei als belangrijke parameters gekozen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de '*hazardous concentration'* (de HCp-waarde). HCp is de concentratie waarbij p% van de soorten in een ecosysteem met overschrijding van hun gevoeligheid (de NOEC, zie hieronder) wordt geconfronteerd (Denneman en Van Gestel, 1990; 1991). Bij de afleiding van de interventiewaarden is uitgegaan van de HC_{50} waarbij wordt aangenomen dat onacceptabele aantasting van de structuur plaatsvindt als meer dan 50% van de soorten die potentieel in het gebied voorkomen, een nadelig effect ondervindt.

Gevoelige soorten worden niet expliciet beschermd. Indien bescherming hiervan gewenst is dient daar apart aandacht aan besteed te worden. De keuze voor het criterium van 50% wijkt overigens af van een maximale aantasting van 5% van de soorten, zoals uiteengezet in "Omgaan met risico's" (Tweede Kamer, 1988-1989).

Overigens moet erop gewezen worden dat ‘geen ernstig gevaar voor de ecologische functie van de bodem’ iets heel anders inhoudt dan een volledige of zekere bescherming van de ecologische functie zoals beoogd met de streefwaarde. Concentraties beneden de interventiewaarde kunnen wel degelijk aantasting van de ecologische functie tot gevolg hebben, maar de aantasting wordt dan niet zodanig geacht dat van ‘ernstig gevaar’ gesproken wordt (Van den Berg en Roels, 1991).

Keuze voor toxiciteitsgegevens

Bij het opstellen van de interventiewaarden zijn met name resultaten uit toxiciteitstesten gebruikt. Bij dergelijke testen (dosis-effect relaties) wordt onderzocht bij welke concentratie aan een verontreinigende stof blootstelling leidt tot effecten bij het geteste organisme. Effecten die kunnen worden gemeten zijn: sterfte maar ook niet-letale effecten zoals reproductie en groei. De belangrijkste parameters waarmee effecten worden beschreven zijn:

- NOEC (no observed adverse effect concentration): de hoogste van een serie testconcentraties waarbij geen significant nadelig effect optreedt op een niet-lethale parameter;
- NOLC (no observed lethal concentration): de hoogste van een serie testconcentraties waarbij geen significante sterfte optreedt;
- EC_{50} (effect concentration 50%): de concentratie waarbij de onderzochte parameter met 50% gereduceerd wordt in vergelijking met een schone situatie;
- LC_{50} (lethal concentration): de concentratie waarbij 50% sterfte optreedt.

Bij het berekenen van de interventiewaarden worden de toxiciteitsgegevens uit laboratoriumexperimenten geëxtrapoleerd naar een veldsituatie. Daarbij wordt op basis van een statistische benadering een verdeling van de gevoeligheden van alle soorten in een ecosysteem bepaald.

Een probleem daarbij is dat er van de meeste stoffen slechts een beperkt aantal toxiciteitsgegevens voorhanden is, waardoor het niet mogelijk is een betrouwbare statistische berekening uit te voeren. Naarmate er minder gegevens beschikbaar zijn zal de betrouwbaarheid van de risicoschatting afnemen. Voor meer informatie over de statistische methodiek wordt verwezen naar Denneman en Van Gestel (l990).

Bij de risicoschatting is bij voorkeur gebruik gemaakt van een methode zoals beschreven door Van Straalen en Denneman (1989), de zogenaamde R.A.B. (risico analyse bodemverontreiniging)-methode. Bij deze procedure (procedure nummer 1) gaat men uit van gegevens met betrekking tot niet-letale chronische effecten, bij voorkeur reproductie (de NOEC-reproductie) waaruit de HC_{50} wordt berekend.

Indien te weinig gegevens voorhanden zijn wordt gebruik gemaakt van een alternatieve methode zoals de NOEC-groei en de EC_{50} en LC_{50} waarbij een veiligheidsfactor (5 of 10) wordt gehanteerd (procedure nummer 2). In tabel 2.1 wordt de methode samengevat waarvoor geldt dat hoe minder toxiciteitsgegevens voor een stof beschikbaar zijn, hoe hoger het procedure nummer. Hierbij kan nu reeds worden vermeld dat voor de meeste stoffen de betrouwbaarheid van de interventiewaarde niet in de beste categorie valt. In hoofdstuk 5 van dit rapport wordt voor een aantal stoffen aangegeven in welke categorie ze vallen. Indien mogelijk, is gebruik gemaakt van terrestrische toxiciteitsgegevens. Voor de stoffen waarvoor die gegevens ontbreken is gebruik gemaakt van aquatische toxiciteitsgegevens (voor o.a. alifatische koolwaterstoffen en chloorfenolen). Daartoe wordt gebruik gemaakt van gegevens

over de partitiecoëfficiënt van de stof, die de verdeling geeft van de stof over de water- en de vaste fase van grond.

Tabel 2.1 Gehanteerde procedure om te komen tot een ecotoxicologische interventiewaarde (Van den Berg en Roels, 1991; Beek, 1995).

procedure		omschrijving	betrouwbaarheid
1	a	Toepassing van de R.A.B. methode bij 5 of meer NOEC's bepaald aan organismen uit minimaal 3 representatieve groepen; criterium HC_{50}	zeer goed
	b	Toepassing van de R.A.B. methode bij 5 of meer EC_{50}'s (minimaal 3 representatieve groepen); criterium voor EC_{50}'s, $HC_{50}/5$	goed
	c	Toepassing van de R.A.B. methode bij 5 of meer LC_{50}'s (minimaal 3 representatieve groepen); criterium voor LC_{50}'s, $HC_{50}/10$	goed
2		2-5 eenduidige toxiciteitsgegevens beschikbaar, waarin minimaal 2 verschillende groepen vertegenwoordigd zijn. Bepaling op basis van 4 gegevens geniet hogere prioriteit dan op basis van 2 of 3 gegevens. Bij gelijk aantal gegevens geldt voorkeurs volgorde NOEC, HC_{50}, LC_{50}.	afhankelijk van aantal gegevens
	a	2-5 NOEC-waarden; criterium geometrisch gemiddelde	
	b	2-5 EC_{50}-waarden; criterium (geometrisch gemiddelde)/5	
	c	2-5 LC_{50}-waarden; criterium (geometrisch gemiddelde)/10	
3		1 toxiciteitsgegeven of meerdere voor een groep beschikbaar:	slecht
	a	NOEC; criterium NOEC	
	b	EC_{50}; criterium $EC_{50}/5$	
	c	LC_{50}; criterium $LC_{50}/10$	
4		Indien geen terrestrische gegevens beschikbaar zijn, omrekening van aquatische toxiciteitsgegevens (minimaal 2 vereist)	slecht

Bodemtypecorrectie

De biobeschikbaarheid, en daarmee de toxiciteit van een stof, hangt mede af van een aantal fysisch-chemische bodemfactoren zoals het organisch stofgehalte (H) en het lutumgehalte (L). Deze factoren kunnen de in de experimenten gevonden waarden sterk beïnvloeden. De toxiciteitsgegevens zijn daarom omgerekend naar een standaardbodem met een vast gehalte organische stof (H) en lutum (L) (H=10% en L=25%).

De zuurgraad (pH) van de bodem is van groot belang voor de beschikbaarheid van toxische stoffen, met name van zware metalen. Verzurende stoffen kunnen leiden tot sterke verandering van de pH en verhoging van de beschikbaarheid en daarmee verhoging van de toxiciteit. Vooralsnog wordt de pH niet meegenomen in de normstelling. Bij het uitvoeren van gestandaardiseerde toxiciteitstesten wordt veel gebruik gemaakt van "kunstgrond" (een mengsel van kwartszand, kaolienklei en veenmosturf) met een pH van 6. In andere testen varieert de pH.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

De normstelling voor PAK's, evenals voor PCB's, wijkt af van die van een aantal andere stoffen omdat hier gebruik wordt gemaakt van een groepswaarde: *'de 10 PAK's van VROM'*. Voor de somwaarde voor PAK's is een ecotoxicologische interventiewaarde berekend uit het geometrisch gemiddelde van de ecotoxicologisch interventiewaarden van de individuele PAK's: 40 mg/kg. Juist voor PAK's geldt dat er slechts weinig ecotoxicologische studies zijn verricht ter onderbouwing van de gekozen interventiewaarde.

Minerale olie

Ook voor minerale olie wijkt de normstelling af omdat de interventiewaarde geheel niet wetenschappelijk onderbouwd is op basis van effect-studies.

Knelpunten bij bepaling van de ecotoxicologische interventiewaarden

Als gevolg van ontbreken van voldoende kennis op een aantal terreinen kan niet met zekerheid worden gezegd of de berekende interventiewaarden werkelijk een niveau aangeven waaronder de structuur van ecosystemen adequaat wordt beschermd. De belangrijkste factoren die de risicoschatting bemoeilijken hangen samen met beschikbaarheid van toxiciteitsgegevens, gedrag van stoffen in de bodem, ophoping in de voedselketen, combinatietoxiciteit en extrapolatie van laboratoriumexperimenten naar ecosystemen in het veld. Geconcludeerd kan worden dat de (ecologische) interventiewaarden niet zo hard zijn als men soms denkt en gebruik van de normen zonder daarbij locatiespecifieke eigenschappen te bestuderen kan leiden tot zowel over- als onderschatting van de potentiële risico's van de verontreinigende stof voor het milieu (Hin, 1994).

2.5 Humaantoxicologische benadering interventiewaarde

Risicoschatting

De humaantoxicologische interventiewaarden hebben een enigszins ander karakter dan de ecotoxicologische waarden. Ze kunnen worden gedefinieerd als dat gehalte van een verontreinigende stof in de bodem waarvoor geldt dat bij levenslange dagelijkse blootstelling geen schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn (Van den Berg en Roels, 1991; Van den Berg, 1994). Uiteraard kunnen vraagtekens gezet worden met betrekking tot hoe betrouwbaar de wijze is waarop deze blootstelling wordt berekend. Die discussie valt echter buiten het bestek van dit onderzoek. Kinderen vormen door hun gedrag een gevoelige groep bij bodemverontreiniging. Bij het berekenen van de blootstelling zijn daarom kinderen tot 6 jaar en volwassenen als afzonderlijke groepen beschouwd. Met behulp van computermodellen is voor alle stoffen bepaald hoe groot de blootstelling van mensen aan de stoffen is, waarbij een groot aantal blootstellingsroutes, afhankelijk van de stofeigenschappen, is meegenomen zoals ingestie van grond, water en lucht, consumptie van vis en gewassen en de inname van drinkwater **(**Van den Berg, 1994). Overigens is daar, evenals bij de ecotoxicologische interventiewaarde, geen rekening gehouden met mogelijke blootstelling aan stoffen via andere routes dan door bodemverontreiniging.

Een belangrijk verschil met de ecotoxicologische interventiewaarden is dus dat de humaantoxicologische interventiewaarden een niveau geven waarbij nog geen effecten te verwachten zijn, terwijl bij de ecotoxicologische interventiewaarde geaccepteerd wordt dat 50% van de soorten effecten kan ondervinden.

Keuze voor toxiciteitsgegevens

De humaantoxicologische interventiewaarden zijn afgeleid van het MTR, geschat op basis van humaan-epidemiologische gegevens. Indien niet beschikbaar, is uitgegaan van dierexperimentele gegevens. Deze MTR, verder aangeduid als *humane* MTR berust dus op geheel andere toxiciteitsgegevens dan de ecotoxicologische MTR zoals hierboven beschreven. Binnen de humane toxicologie is het MTR niveau bepaald op dat van de toxicologische toelaatbare dagelijkse inname: TDI (tolerable daily intake): de hoeveelheid stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht voor orale blootstelling, die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden geconsumeerd zonder dat volgens de huidige kennis schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn.

Kader 2.1 TDI.

De TDI wordt afgeleid van de NOAEL (no observed adverse effect level) of LOAEL (lowest observed adverse effect level) door toepassing van een veiligheidsfactor, die onzekerheden moet verdisconteren tengevolge van inter-species extrapolaties (veiligheidsfactor 10), intra-species verschillen in gevoeligheid voor de stof (veiligheidsfactor 10) en verschillen in de kwaliteit van de toxicologische gegevens.

Onderscheid wordt gemaakt tussen niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen enerzijds en genotoxische carcinogenen anderzijds. Voor de eerste groep van stoffen is de humane MTR gelijk gesteld aan de TDI, voor genotoxische carcinogenen echter is de humane MTR vastgesteld op basis van lichaamsgewicht bij orale inname en op basis van luchtvolume bij inhalatoire inname, met een risico van 1 extra kankergeval per 10.000 levenslang blootgestelde individuen.

2.6 Integratie ecotoxicologische en humaantoxicologische interventiewaarde

De afzonderlijke interventiewaarden op basis van ecotoxicologische resp. de humaantoxicologische benadering zijn geïntegreerd tot een voorstel voor de interventiewaarde voor grond. Hierbij is rekening gehouden met de betrouwbaarheid van de schatting en is voor de ecotoxicologische en de humaantoxicologische waarden een betrouwbaarheidsscore ontwikkeld. Voor de meeste stoffen is de ecotoxicologische interventiewaarde lager dan de humaan toxicologische interventiewaarde. Bij de integratie van de humaan- en ecotoxicologische interventiewaarden is meestal de laagste waarde, de ecotoxicologische waarde, gekozen als interventiewaarde. Alleen in gevallen waarbij de betrouwbaarheidsscore van de hogere waarde duidelijk hoger is dan die van de lagere waarde is hiervan afgeweken. Dit betekent dat de uiteindelijke interventiewaarde voor de meeste stoffen bescherming biedt aan

50 % van de organismen en een lager concentratieniveau geeft dan noodzakelijk is om overschrijding van de humane MTR te voorkomen.

Behalve de hier beschreven interventiewaarden voor grond zijn daaruit ook de interventiewaarden voor het grondwater afgeleid. Uitgaande van evenwicht tussen de vaste en de vloeibare fase kan de concentratie in het poriewater (bodemwater) met behulp van de grondwater verdelingscoëfficiënt worden berekend uit het gehalte in de grond. Het gehalte voor poriewater is vervolgens omgerekend naar het gehalte in het grondwater waarbij een verdunningsfactor 10 is gehanteerd. Voor zware metalen echter is niet zondermeer uitgegaan van de grond-water verdelingscoëfficient omdat die te veel onzekerheden met zich mee brengt. In plaats daarvan zijn de interventiewaarden voor grondwater vastgesteld na vergelijking van de evenwichtswaarden met de streefwaarden voor de bodem en met de waarden van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit.

N.B. De interventiewaarden voor grondwater zijn onafhankelijk gesteld van de grondsoort. Hoewel de kwaliteit van het grondwater van groot belang is voor het bodemecosysteem, zeker in Amsterdam omdat de grondwaterspiegel hoog staat, wordt in dit rapport verder alleen ingegaan op de interventiewaarden voor grond.

2.7 Bodemsaneringsbeleid in Amsterdam

Het Amsterdams bodemsaneringsbeleid staat duidelijk beschreven in de beleidsnotitie “Het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid herzien” (Gemeente Amsterdam, 1996) waar onderstaande gegevens uit afkomstig zijn, tenzij anders is aangegeven.

De bepaling of sprake is van *ernstige bodemverontreiniging* wordt in Amsterdam analoog aan het landelijk beleid bepaald op basis van de interventiewaarden. Het Amsterdamse uitgangspunt is dat bodemsanering functiegericht moet zijn: en zoals als in paragraaf 2.3 is besproken wordt in Amsterdamse bodemsaneringsbeleid gesteld dat “de stedelijke bodem geschikt moet zijn voor stedelijke gebruiksfuncties”. Volgens het Amsterdamse beleid heeft de bodem voor het overgrote deel een draagfunctie: de bodem fungeert voornamelijk als draagkrachtige ondergrond voor wegen, industrieterreinen en woonwijken of als ondergrond voor siertuinen en parken. De teeltfunctie en de ecologische functie beperken zich tot volkstuinparken, enkele landelijke gebieden aan de rand van de stad en gebieden die behoren tot de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). De ecologische waarde van een geïsoleerd liggende Amsterdamse stadstuin wordt geacht beperkt te zijn en wordt daarom niet op het hetzelfde niveau van de EHS gebieden, weilanden en parken gelegd. De ecotoxicologische interventiewaarden wegen voor deze stadstuinen niet extra zwaar mee. De vraag is wat de consequenties zijn voor het stadsbodemecosysteem omdat er mogelijk ook in een stedelijk gebied tuinen zijn die van belang kunnen zijn voor de stadsecologie (denk aan gebieden zoals de tuinsteden, Watergraafsmeer, etc.).

Bij het beoordelen van actuele risico’s van een verontreinigde locatie wordt vastgesteld in wat voor gebiedstype de locatie is gelegen. Ter ondersteuning voor het maken van deze keuze is een kaart met de ecologische gebiedstypen van Amsterdam samengesteld. Als vastgesteld is tot welk gebiedstype de locatie behoort wordt overgegaan tot bepaling van de urgentie.

Urgentiesystematiek en tijdstipbepaling van bodemsanering in Amsterdam

Voor de bepaling van de urgentie wordt gebruik gemaakt van de landelijke systematiek terwijl de tijdstipbepaling volgens de Amsterdamse systematiek wordt uitgevoerd (vastgelegd in een notitie van de Milieudienst (1995b).

Zoals reeds beschreven zijn de interventiewaarden voor een groot deel gebaseerd op de ecotoxicologische risico's van stoffen. De concentratieniveaus waarbij overschrijding van de humaantoxicologische MTR waarden optreedt liggen voor de meeste vormen van bodemgebruik ver boven de interventiewaarden. Dit betekent dat in veel gevallen van ernstige verontreiniging geen sprake zal zijn van urgentie om het geval te saneren omdat uitgangspunt is: het voorkomen van humane blootstelling, en niet de bescherming van het ecosysteem. Voor de Amsterdamse situatie betekent dit, dat verontreinigde locaties worden gesaneerd bij:

- onaanvaardbare risico's voor humane blootstelling voor het huidige of toekomstige gebruik van de locatie;
- een toename van het volume ernstig verontreinigde grond met meer dan 100 m3 per jaar;
- het optreden van actuele ecologische risico's.

Hierbij dient nogmaals te worden benadrukt (zie paragraaf 2.3) dat dit uitgangspunt van Amsterdam ook geldt voor tuinen binnen de bebouwde kom, waardoor ook voor tuinen de humaantoxicologische interventiewaarde of de toetsingswaarde voor gestandaardiseerd bodemgebruik (zie paragraaf 2.6) wordt gebruikt bij het vaststellen of het om een urgent geval van bodemverontreiniging gaat.

De Amsterdamse tijdstipbepaling is opgesteld om de prioriteit voor sanering van urgente locaties vast te stellen. Voor iedere verontreinigde locatie wordt op grond van verschillende weegfactoren de urgentiescore berekend zoals in kader 2.2 is weergegeven.

Aan de hand van de urgentiescore wordt vastgesteld wanneer gestart moet worden met de sanering, waarbij geldt dat het minst urgent geval binnen 25 moet worden gesaneerd en dat zeer urgente gevallen binnen 4 jaar moeten worden gesaneerd. Voor de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een bodemecosysteem kan de tijdstipbepaling van belang zijn. Het gebruik van de humaan-toxicologische interventiewaarden betekent per definitie dat bodemecosystemen niet volledig beschermd worden en mogelijk beïnvloed zullen worden door de aanwezigheid van bodemverontreiniging. De ontwikkeling van het bodemecosysteem op een verontreinigde locatie zal zich immers anders kunnen ontwikkelen als het over bijvoorbeeld 15 jaar gesaneerd dient te worden of reeds binnen 4 jaar. Een nadere evaluatie van de door Amsterdam gebruikte rekenmethode voor verschillende locaties in Amsterdam zal inzichtelijk dienen te maken wat de consequenties zijn van deze werkwijze voor het ecosysteem.

Kader 2.2 Bepaling tijdstipbepaling volgens de Amsterdamse methodiek (Milieudienst, 1995b).

De urgentiescore (US) wordt als volgt berekend:

US = Whum*Fhum + Wvers* Fvers + Weco*Feco [1]

waarin:

- Whum(aan), Wvers(preiding) en Weco(logie) de weegfactoren zijn waarmee de functie van de locatie wordt meegewogen in de beslissing hoe urgent de sanering is. Als gekozen wordt voor een beleid gericht op alleen humane bescherming worden de volgende wegingsfactoren gekozen: Whum=75, Wvers=50 en Weco=25. Daar waar het gebied behoort tot de ecologische hoofdstructuur kan de wegingsfactor Weco worden verhoogd.
- De mate van overschrijding van de criteria wordt uitgedrukt in getal F: Fhum(aan), Fvers(preiding), Feco(logie)

(overigens geldt dat F alleen wordt berekend als sprake is van overschrijding van het criterium voor overschrijding waardoor F gelijk over groter is dan 1, en gelijk aan 0 als het criterium niet wordt overschreden.)

Fhum is het aantal malen overschrijding van het MTR volgens:

Fhum = dosis/MTR [2]

Het verspreidingscriterium is als 100 m^3 grond per jaar verontreinigd raakt boven de interventiewaarde waarvoor geldt:

$Fvers = (dv/100)^{1/2}$ [3]

waarin dv de volumetoename per jaar is.

Bij de bepaling van het ecologisch risico wordt uitgegaan van het oppervlak dat is verontreinigd met een concentratie hoger dan de HC_{50}. Naarmate het verontreinigd oppervlak groter is worden meer organismen blootgesteld aan de verontreiniging. Omdat de toename van het aantal bodemorganismen via een log-functie gerelateerd is aan de toename van het beschikbare oppervlak geldt:

Feco = 1 + log(opp/K) [4]

waarin opp is het verontreinigd oppervlak (concentratie boven de HC_{50}) en K het oppervlak waarbij het geval urgent is. K is gesteld op resp. 50, 5000 en 500.000 m^2 voor de gebiedstypen a., b. en c. zoals in paragraaf 2.3 genoemd.

Tenslotte wordt de urgentiescore (US) door middel van een formule omgezet in de tijdstipbepaling:

tijdstip (jaren) = 32-(0.28 * US) [5]

Hieruit volgt dat zeer urgente gevallen (met US is 100) binnen 4 jaar gesaneerd dienen te worden en alle overige urgente gevallen, afhankelijk van hun US, gesaneerd dienen te zijn op een tijdstip binnen 25 jaar.

3. Bodemecologie

3.1 Inleiding

Een bodemecosysteem is het geheel van biotische en abiotische onderdelen met allemaal een eigen functie. Door de interacties tussen de verschillende onderdelen ontstaat een complex geheel waarin een onnoemelijk aantal factoren de kenmerken van het bodemecosysteem bepalen.

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de algemene aspecten met betrekking tot de abiotische en biotische eigenschappen van het bodemecosysteem.

3.2 Abiotisch gedeelte bodemecosysteem

In de bodemkunde wordt onderscheid gemaakt tussen bodem en grond waarbij bodem wordt gebruikt voor aanduiding van de bovenste laag van de aardkorst, terwijl grond staat voor het bodemmateriaal als het opgegraven is en elders is gedeponeerd. In dit rapport echter worden de begrippen bodem en grond door elkaar gebruikt, zonder verschil te maken in ligging of eigenschappen.

Bodemprofiel

In het *bodemprofiel* kunnen verschillende horizontale lagen worden onderscheiden, *horizonten* genoemd. De gelaagdheid ontstaat als gevolg van verschillen in grondsoort, -samenstelling en de mate van bodemvorming. Het bodemprofiel geeft een beeld van de geschiedenis van de locatie (bijvoorbeeld veen op zand). De opbouw van het bodemprofiel vormt de basis voor de ontwikkeling van het bodemecosysteem.

Textuur, structuur en samenstelling

De bodem kan worden gezien als het geheel van gronddeeltjes (*textuur*), bodemlucht en water. De ruimtelijke rangschikking, vorm en grootte van deze bestanddelen bepalen de *structuur* van de bodem, waar bijvoorbeeld de toegankelijkheid voor bodemdieren van afhangt.

De afmeting van de minerale gronddeeltjes bepaalt of gesproken wordt van bijvoorbeeld zandgrond (deeltjes 0,5 tot 2 mm) of klei/lutumgrond (deeltjes kleiner dan 2 µm). Naast de minerale deeltjes kan in de bodem organisch materiaal aanwezig zijn, dit is de verzamelnaam voor alle afgestorven resten van levende organismen. Humus ontstaat door vertering van organische stof door met name de lagere bodemorganismen, waarbij voedingselementen vrijkomen zoals stikstof. Aan de humus kunnen zich allerlei geladen deeltjes hechten (adsorberen) zoals de nutriënten kalium, magnesium en calcium, maar ook milieuvreemde stoffen (bijvoorbeeld zware metalen).

In zeer algemene termen kan in een (Nederlands) bodemprofiel onderscheid worden gemaakt in drie soorten horizonten:

1. De bovenste laag van het bodemprofiel bestaat uit de strooisellaag, (L-horizont, 'litter'): bladeren, takjes en andere organische elementen die niet zijn omgezet door organismen.

Door micro-organismen (vooral schimmels) kunnen die organische resten worden omgezet tot humus. Bij snelle en volledige afbraak, mineralisatie, wordt alle organische stof omgezet in CO_2 en water.

2. Onder de strooisellaag bevindt zich een laag met organisch materiaal waarin al enige omzetting heeft plaatsgevonden, de fermentatielaag of fragmentatielaag (F-horizont); daaronder bevindt zich de humuslaag waarin de oorspronkelijke plantenresten niet meer herkenbaar zijn (H-horizont). Het is afhankelijk van de soort strooisel, de samenstelling van de lagere bodemorganismen en mico-organismen, het vochtgehalte van de grond, etc. of afbraak van de organische stof plaatsvindt en hoe het zogenaamde *humusprofiel* er uit ziet. Bodemorganismen bijvoorbeeld kunnen zorgen voor sterke menging van de strooisellaag met de minerale ondergrond waardoor een dikke homogene laag van zandig materiaal met organische resten ontstaat waardoor onderscheid in L, F en H-horizont niet ontstaat.
3. Als plantenresten niet worden afgebroken kan zich (meestal onder zuurstofarme en waterrijke omstandigheden) veen vormen: een dik pakket organische resten.
4. Onder de strooisel- en humuslaag bevindt zich een laag waarin de minerale grond is gemengd met organisch stof waardoor de grond zwart kleurt (zoals 'teelaarde'). Deze horizont is van groot belang voor het bodemecosysteem. Organisch materiaal houdt de vaste gronddeeltjes bij elkaar (aggregaten) en geeft de grond daardoor structuur. De soort en samenstelling van deze horizont bepaalt aspecten als de mate van bodemvruchtbaarheid en het vochthoudend vermogen van de grond. In een stedelijk gebied betreft het hier vaak een opgebrachte laag die geen relatie heeft met de ontstaansgeschiedenis van de ondergrond.
5. Daaronder bevindt zich de minerale grond, zoals zand of klei waarin weinig of geen organische stof aanwezig is, tenzij er in het verleden een veenlaag is gevormd zoals in Amsterdam. De textuur, structuur en de samenstelling van de ondergrond bepalen ook de mogelijkheden voor de ontwikkeling van een bodemecosysteem. Zo bepalen de water-doorlatendheid en het vochtleverend vermogen van de ondergrond in hoge mate de vochttoestand van de bovengrond.

Water en lucht

In de bodem worden verschillende zones onderscheiden met betrekking tot water. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in *grondwater* en *bodemwater*. Met grondwater wordt het water in de verzadigde zone aangeduid; de zone die aan de bovenzijde wordt begrensd door de grondwaterspiegel. Met bodemwater wordt het water aangeduid dat zich bevindt tussen de gronddeeltjes in de zone boven de grondwaterspiegel, de capillaire zone genoemd.

De aanwezigheid van lucht in de bodem bepaalt voor een groot aantal organismen of ze er kunnen leven. Bodemdieren kunnen een bijdrage leveren aan de beluchting van grond door het graven van gangen, waar andere dieren zich door kunnen verplaatsen en waardoor beworteling van planten wordt bevorderd.

3.3 Biotisch gedeelte bodemecosysteem

Het biotisch gedeelte van het bodemecosysteem wordt opgebouwd uit een groot aantal soorten organismen met zeer verschillende fysiologische eigenschappen en uiteenlopende levenswijzen. Een beschrijving van het biotische gedeelte wordt bemoeilijkt door de vele interacties tussen de organismen onderling die bovendien weer afhankelijk zijn van, en gestuurd worden door, het abiotische gedeelte van het bodemecosysteem. Er zijn verschillende manieren om een (bodem)ecosysteem te beschrijven, waarbij onderscheid gemaakt kan worden in een benadering vanuit s*tructuur-eigenschappen* of een benadering vanuit *functionele eigenschappen* (Van Straalen en Verkleij, 1991; Douben en Aldenberg, 1991).

Kader 3.1 Bodem- en grondwater.

Het onderscheid in bodem- en grondwater lijkt op het eerste gezicht misschien onbelangrijk voor deze studie maar is dat zeker niet. De diepte van de onverzadigde zone bepaalt namelijk de diepte tot waar organismen (met uitzondering van anaërobe micro-organismen) kunnen voorkomen en tot op welke diepte planten kunnen wortelen. Bovendien is het verschil van belang bij bodemsaneringsonderzoek. Het grondwater wordt namelijk afzonderlijk bemonsterd en geanalyseerd. Bemonstering van bodemwater echter is, praktisch gezien, moeilijk en wordt daarom nooit in het kader van saneringsonderzoek uitgevoerd. Het bodemwater wordt samen met de grond bemonsterd waardoor uit de informatie van een grondmonster niet kan worden opgemaakt of de betreffende stof zich in het bodemwater bevindt, dan wel aan de grond-deeltjes wordt geadsorbeerd. Hierdoor kunnen geen uitspraken gedaan worden over de biobeschikbaarheid van de toxische stof.

Structuur-eigenschappen bestaan uit de beschrijving van patronen (vegetaties, aan- of afwezigheid van soorten, diversiteit) terwijl functionele eigenschappen een proces karakteriseren, bijvoorbeeld productie, decompositie, nitrificatie. Voor extrapolatie van effecten op de structuur van ecosystemen naar het functioneren van ecosystemen is kennis nodig over de relatie daartussen. In het algemeen is er geen eenduidige relatie tussen functionele eenheden in ecosystemen en een bepaalde soortensamenstelling. In tabel 3.1 zijn voorbeelden van zowel structuur- als functiekenmerken van een ecosysteem gegeven.

Volgens de functionele benadering kan het biotisch gedeelte worden weergegeven in de vorm van een voedselketen. Een voedselketen is een simplificatie van het werkelijke, complexe voedselweb. Organismen worden op basis van hun plaats in de voedselketen ingedeeld. Dit is echter slechts een beperkte weergave van dit niet-statisch systeem met verschillende integratie niveaus, waarin seizoensinvloeden (jaardynamica), maar ook langdurige invloeden een rol spelen op de onderlinge verhoudingen.

Naast bovengenoemde parameters (kenmerken of functies) zijn ook andere factoren van belang voor het beschrijven van een ecosysteem (Van Straalen en Verkleij, 1991):

1. Aard van het ecosysteem. Levensgemeenschappen kunnen koloniserend van aard zijn (opportunistische soorten op verstoorde locaties) of juist een persistente levenswijze hebben. Ook kunnen levensgemeenschappen zeer specialistisch zijn en daardoor plaatsgebonden.

2. Connectiviteit (verknooptheid van het voedselweb). Een ecosysteem met hoge connectviteit is minder kwetsbaar voor verstoring van buitenaf (de diversiteit-is-stabiliteit hypothese), doordat organismen elkaars ‘functie’ over kunnen nemen (functionele redundantie). Dit draagt bij aan de diffuse stabiliteit van zulke systemen. Een ecosysteem is kwetsbaar bij een lage connectiviteit.
3. Veerkracht (resilience). De kwetsbaarheid van een ecosysteem wordt ook bepaald door de mate waarin herstel mogelijk is na een verstoring.

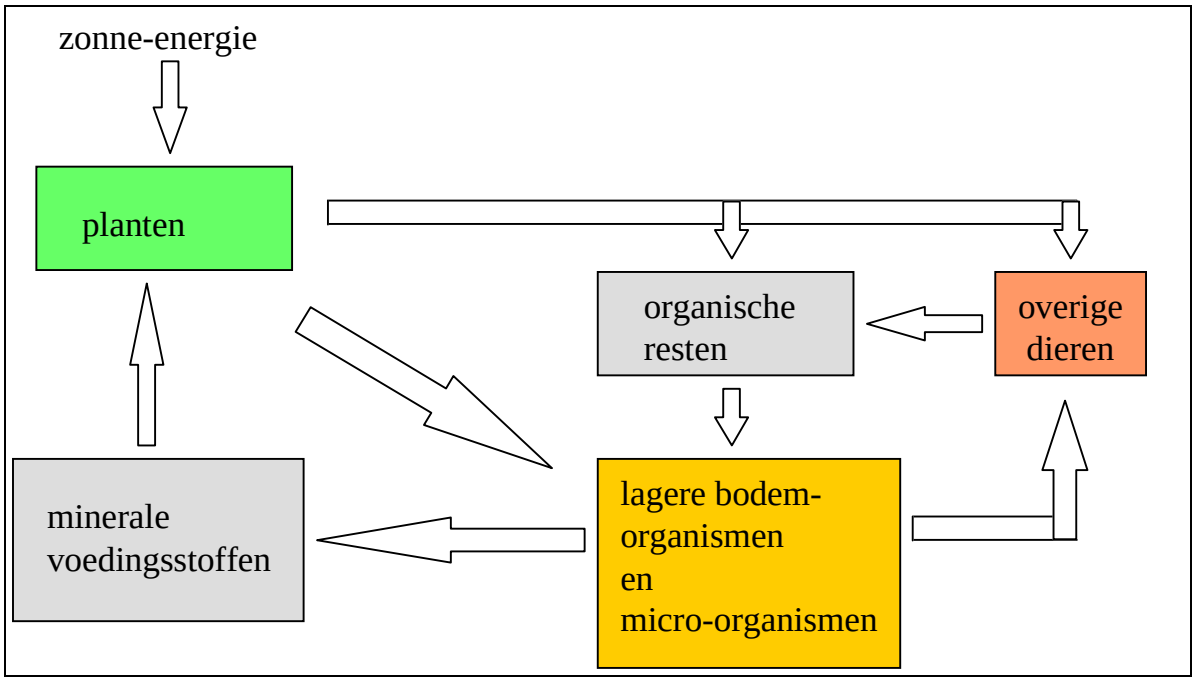
Tabel 3.1 Voorbeelden van structuur- en functiekenmerken van een terrestrisch ecosysteem (Van Straalen en Verkleij, 1991).

	structuurkenmerken ecosysteem beschrijving van patronen	functiekenmerken ecosysteem karakterisering van een proces
micro-organismen	biomassa soortensamenstelling ruimtelijke verdeling	bodemademhaling (de)nitrificatie decompositie en humificatie
planten	dichtheid soortensamenstelling/diversiteit vegetatiepatroon en ruimtelijke structuur aggregatiepatroon	productie van organisch materiaal bodemprofielgenese
lagere bodem-organismen	dichtheid soortensamenstelling/diversiteit trofische relaties aggregatiepatroon	verspreiding organisch materiaal strooiselfragmentatie en humusvorming bodemprofielgenese

In een niet-verstoord ecosysteem zijn de beperkende factoren spatieel en substantieel van aard. De spatiële beperking wordt gevormd zowel door gebrek aan ruimte om te leven als om zich voort te planten (denk aan broedgelegenheid vogels). De substantiële beperking bestaat uit de beperking van voedselaanbod. In een verstoord ecosysteem (de stad) zijn daarnaast stressfactoren van belang. Daarbij kan het bijvoorbeeld gaan om stress als gevolg van verstoring door de aanwezigheid van de mens of door menselijke ingrepen als ook door de aanwezigheid van verontreinigingen. In de volgende hoofdstukken zal aan dit laatste aspect nader aandacht worden besteed.

Bodemorganismen en hun relatie

Bodem heeft twee belangrijke functies, namelijk enerzijds een draagfunctie voor mensen, dieren en planten (inclusief teeltfunctie) en anderzijds als basis van het voedselweb (ecologische functie). Een aantal processen (kringlopen) speelt in de bodem een essentiële rol voor alle organismen die leven in en/of van de bodem. Aan de basis hiervan staan de koolstof, stikstof, zwavel en fosfor nutriëntencycli, die een rol spelen in de vorming en afbraak van organisch materiaal. Daarnaast zijn mineralen in de bodem essentieel voor een goed functioneren van (bodem)organismen. Tenslotte is energie in de vorm van zonne-energie noodzakelijk voor het functioneren van een bodemlevensgemeenschap. Een sterk vereen-voudigde weergave van de processen die een rol spelen in de bodem is weergegeven in figuur 3.1 (Locher en Bakker, 1990; Richards, 1974).



Figuur 3.1 Sterk vereenvoudigde weergave van processen en organismen in de bodem.

Sleutelposities binnen het ecosysteem worden gevormd door *lagere bodemorganismen en planten*. Bodemorganismen vervullen in de kringlopen een sleutelrol door het afbreken van organische stof, de planten door het leveren van organisch materiaal. Naast de planten en lagere bodemorganismen staan de dieren, die onderverdeeld kunnen worden in twee groepen: een groep *ongewervelde* dieren die voor hun voortbestaan van de bodem afhankelijk zijn, maar niet (direct) bijdragen aan de nutriëntencyclus en de *gewervelde* dieren die op of van de bodem leven. Al deze soorten maken deel uit van het bodemecosysteem, waartoe alle soorten die in, op of van de bodem of haar producten leven gerekend worden. Hieronder worden de drie groepen belangrijke organismen (lagere bodemorganismen, planten, dieren) in meer detail besproken.

Lagere bodemorganismen en micro-organismen (microflora, micro- meso- en macrofauna) zijn essentieel voor het vrijmaken van nutriënten uit de bodem, die vervolgens door planten kunnen worden opgenomen. Tot de bodemflora behoren bacteriën, schimmels (inclusief paddestoelen), actinomyceten en algen. Tot de lagere bodemfauna behoren allerlei soorten ongewervelden zoals protozoa (microfauna), nematoden, mijten (mesofauna) en insecten, wormen, slakken en pissebedden (macrofauna). Naast het vrijmaken van nutriënten, dragen zij ook bij aan de structuurvorming van de bodem. Tenslotte dienen zij als voedselbron voor elkaar en voor overige diersoorten (zie ook kader 3.3). Tot de categorie van lagere bodemorganismen worden ook bodemorganismen met een zuivere predator functie gerekend (mijten en spinnen). In zijn algemeenheid staan lagere bodemorganismen garant voor een ‘gezonde’ bodem en voor een ‘gezond ecosysteem’.

Planten zetten minerale bodembestanddelen (nutriënten) en CO_2 met behulp van zonne-energie om in vaste bestanddelen. Voor het ecosysteem is hun belangrijkste functie het vastleggen van koolstof. In relatie tot voedselketens worden ze daarom ook wel primaire

producenten genoemd. Planten vormen het voedsel van andere organismen en staan daardoor relatief laag in de voedselketen.

Het wortelgestel van planten geeft extra structuur aan de bodem waardoor bijvoorbeeld water beter wordt vastgehouden en uitdroging van de grond wordt tegengegaan. De bovengrondse delen van planten zijn van belang vanwege de uiterlijke aspecten en geven het landschap herkenbaarheid en structuur. Daarbij beïnvloeden ze het (micro)klimaat en beschermen de grond tegen wind en regen.

Overige dieren wordt gebruikt als verzamelnaam voor een groep van verschillende soorten organismen die, zoals ook uit figuur 3.1 blijkt, niet van essentieel belang zijn voor de voortgang van nutriëntencycli in de bodem. Deze behoren in feite ook niet allemaal tot het bodem-ecosysteem maar zijn er wel direct van afhankelijk. Omdat ook voor deze organismen bodemverontreiniging van invloed kan zijn doordat ze bodemorganismen of planten eten die toxische stoffen uit de bodem hebben opgenomen. Een onderscheid in deze groep van dieren kan worden gemaakt in ongewervelden en gewervelden.

De ongewervelden betreffen diersoorten die geen inwendig skelet hebben. Tot deze groep behoren insecten, slakken, spinnen etc. Een aantal ongewervelden is al de revue gepasseerd in de groep lagere bodemorganismen. Daarnaast is een andere groep ongewervelden actief die op of van de bodem leeft en een groep die niet (direct) bijdragen aan de nutriëntencyclus maar die een of meerdere passieve stadia (ei, pop) in de bodem doorbrengen. De ongewervelden staan laag, direct boven de planten, tot middelhoog in de voedselketen, en vormen het voedsel voor hogere organismen (veelal gewervelden).

Kader 3.2 Ongewervelden.

Soorten die niet direct bijdragen tot de nutriëntencyclus zoals sommige kevers, maar ook nectar-eters zoals bijen en vlinders, zijn voor hun overleven van planten afhankelijk waarvoor dus vooral de draagfunctie van de bodem belangrijk is. Echter, vele organismen van deze groep hebben niet-passieve stadia die eveneens leven van planten(resten) en daarmee een bijdrage leveren aan de kringloop. Deze soorten behoren dus tot beide groepen. Een voorbeeld van de complexiteit van het ecosysteem in dit verband is bijvoorbeeld een rups die van planten leeft, zich verpopt in bodem en later als vlinder nectar eet.

Tot de groep gewervelden behoren alle amfibieën en reptielen, vogels en zoogdieren. Een onderscheid kan gemaakt worden tussen:

1. soorten die vrijwel continu in de bodem leven (bijvoorbeeld mol, enkele muis- en spitsmuisachtigen) en daarmee wel tot het bodemecosysteem behoren;
2. soorten die voornamelijk op de bodem leven (amfibieën, reptielen, knaagdieren, hoefdieren, fazant, zaadetende vogels) en niet tot het bodemecosysteem behoren;
3. soorten die prederen op bodemorganismen, bodemdieren en/of planten (vos, marter-achtigen, roofvogels, uilen en insectenetende vogels en vleermuizen). De soorten behoren over het algemeen tot het midden en de top van de voedselketen. In bijlage 1 is een tabel opgenomen die in meer detail ingaat op de gewervelden en hun functies.

Figuur 3.2 Schematische weergave van het bodemleven (Fitzpatrick, 1986).

Kader 3.3 Micro-organismen en lagere bodemorganismen.

Micro-organismen en lagere bodemorganismen kunnen worden verdeeld in bodemflora en bodemfauna. In deze beide groepen zijn zeer veel onderverdelingen mogelijk. Voor een gedetailleerde beschrijving hiervan wordt verwezen naar de diverse handboeken op het gebied van bodembiologie, bodemecologie en bodemecosystemen. Hieronder volgt een globale beschrijving van micro-organismen en lagere bodemorganismen en indien bekend hun functies (Coleman en Crossley, 1996; Locher en de Bakker, 1990).

BODEMFLORA

Schimmels vormen draadvormige structuren in de bodem en zijn algemeen aanwezig. Ze spelen een essentiële rol in afbraak van organische stof (onder andere strooisel, hout etc.).

Algen komen in alle bodems voor en kunnen diverse vormen aannemen. Ze zijn tot foto-synthese in staat en sommige soorten kunnen stikstof binden.

Myxobacteriën en eubacteriën beslaan een grote groep eencelligen die op verschillende manieren van koolstof- en energieverwerving kunnen worden ingedeeld.

Actinomycyten vormen een aparte klasse van bacteriën die veel overeenkomsten vertonen met schimmels.

Vervolg Kader 3.3 Micro-organismen en lagere bodemorganismen.

BODEMFAUNA

Microfauna (< 0,2 mm)

Protozoën zijn eencelligen en komen in alle bodemsoorten voor. Zij voeden zich met bacteriën en schimmels.

Mesofauna (0,2-4 mm)

Aaltjes (Nematoda) komen voornamelijk in de bovenste 10 cm van bodem voor. Door hun regulerende werking op microflora zijn zij betrokken bij de afbraak van dode organische stof.

Springstaarten (Collembola) zijn kleine primitieve insecten die alleen voorkomen onder vochtige omstandigheden. Zij voeden zich met bacteriën, schimmels, in ontbinding verkerend organisch materiaal, uitwerpselen, etc. Ze verkleinen organisch materiaal, waardoor dit gemakkelijker toegankelijk wordt voor afbraak door micro-organismen.

Mijten (Acarina) bestaan uit een groot aantal verschillende soorten die zich afhankelijk van de soort voeden met aaltjes, andere mijten, springstaarten, dood voedsel, algen of schimmels: Mijten dragen weinig bij tot de directe mineralisatie, maar dragen wel bij aan de fragmentatie van organisch afval.

Mieren (Formicidae) voeden zich met prooidieren, luizenmelk en plantaardig materiaal. Mieren kunnen een regulerende werking hebben op het voorkomen van plagen, maar zijn ook van belang voor het verspreiden van zaden en het omgraven van grond.

Macrofauna (4-200 mm)

Wormen (Oligochaeten) leven zowel in de oppervlakkige bodem als in diepere lagen. Hun functie is het fragmenteren van organisch materiaal (bladeren) en het mengen van deze kleine plantedelen met de bodem. Daarnaast zijn hun uitwerpselen, die rijk zijn aan stikstof en gedeeltelijk verteerd organisch materiaal, profijtelijk voor een groot aantal bodemorganismen. Door de aanwezigheid van cellulasen en chitinasen in hun darmen breken zij organisch materiaal ook af. Hun activiteit van gangen graven zorgt voor een goede doorluchting van de bodem, terwijl de in de gangen achterblijvende huidslijm de bodem ook structuur geeft.

Pissebedden (Isopoda) en *miljoenpoten* (Diplopoda) voeden zich met levend, dood of rottend plantenmateriaal, schimmels en algen en spelen een rol in het verder fragmenteren van organisch materiaal.

Slakken (Gastropoda) voeden zich met levend, dood of rottend plantenmateriaal, schimmels, algen, wormen en andere slakken. Ze spelen een rol in de fragmentatie van organisch materiaal.

Een aantal *kevers* (Coleoptera) leven als larvale stadia in de bodem en dragen eveneens bij aan fragmentatie van organisch materiaal. In het adulte stadium draagt een aantal soorten als predator van andere lagere organismen ook bij aan het bodemecosysteem

Duizendpoten (Chilopoda) zijn over het algemeen predators die leven van andere lagere bodemorganismen.

Vervolg Kader 3.3 Micro-organismen en lagere bodemorganismen.

In onderstaande tabel is het aantal organismen en de totale biomassa van deze organismen in een graslandbodem weergegeven. Uit deze tabel blijkt dat vooral bacteriën, schimmels, protozoën, aaltjes en wormen veel voorkomen.

Maximum aantallen en biomassa van bodemorganismen in een vruchtbare graslandbodem (Locher en De Bakker, 1990).

organisme	aantal (per m^2)	biomassa (g/m^2)
bacteriën	3×10^{14}	300
schimmels	?	400
protozoën	5×10^8	38
aaltjes	10^7	12
wormen	10^5	132
mijten	2×10^5	3
springstaarten	5×10^4	5
overige ongewervelden[1]	2×10^3	36

[1]: slakken, duizendpoten, pissebedden, spinnen, kevers, vliegelarven enz.

3.4 Invloed van het bodemtype op bodemorganismen

Over het algemeen is slechts weinig bekend over bodemorganismen in verschillende bodemtypes. Wel is enige informatie aanwezig over de invloed van de begroeiing op bodemecosystemen. Zo geldt bijvoorbeeld dat een bosbodem een grotere variatie kent in soorten organismen dan een graslandbodem. Hierbij blijken aspecten zoals de beschutting van de bosbodem en de daarbij vergeleken grote verschillen in temperatuur en vochtigheid in de niet-beschutte graslandbodem een belangrijker rol te spelen dan bodemtype. Daarnaast lijkt de totale biomassa van lagere bodemorganismen in graslandbodem groter (Wallwork, 1974).

Voor veel dieren die op de bodem leven is het bodemtype alleen indirect van belang. De aanwezigheid van deze organismen wordt vooral bepaald door de soortensamenstelling van de planten en de structuur van de vegetatie en het landschap.

Door Sinnige et al. (1991 en 1992) is een overzicht gemaakt van de kenmerken van het bodemtype die van invloed zijn op de bodemfauna, waarbij een indeling gemaakt is in klassen die in dit onderzoek gebruikt kunnen worden. De onderscheiden kenmerken worden uitgebreid beschreven:

- Het zoutgehalte van de grond grijpt in op de waterhuishouding van het organisme.
- Het bodemmateriaal en de textuur van de grond kunnen de levensruimte van de bodemfauna bepalen. Aspecten die daarbij een rol spelen zijn: doorgraafbaarheid, poriegrootte, kleigehalte (en type klei) en het vochthoudend vermogen.
- De vochttoestand van de bodem bepaalt voor een groot aantal organismen of de juiste hoeveelheid water door het jaar heen beschikbaar is.
- De zuurgraad van de bovenste laag zal voornamelijk bepaald worden door het strooisel-type en humusprofieltype.
- Het begrip voedselrijkdom omvat de beschikbaarheid van macro-nutriënten voor de plantengroei.

- De vegetatiestructuur bepaalt aspecten zoals beschaduwing en luchtvochtigheid en geeft een indicatie van de strooiselproductie.
- Dynamiek is een verzamelkenmerk voor een aantal proceskenmerken die dermate bepalend zijn voor de bodemfauna, dat ze als standplaatsfactoren kunnen worden opgevat, zoals verstuiving, of vergraving.
- Het strooiseltype zegt iets over de afbraak van organische stof (het voedsel voor de bodemdieren) en over de beschikbaarheid van toxische stoffen.

Door Sinnige wordt voor een zeer groot aantal bodemorganismen aangegeven in welk type grond de verschillende soorten voorkomen. Voor eventueel nader uit te voeren veldonderzoek kan deze indeling van grote waarde zijn.

3.5 Invloed van het bodemtype op de vegetatie

De vegetatiestructuur en de soortensamenstelling (de flora) zijn een weerspiegeling van de bodem.

Bodem en vegetatie hebben een afhankelijkheidsrelatie, waarbij enerzijds de bodem in sterke mate de vegetatievorming beïnvloedt maar waarbij anderzijds de vegetatie ook een belangrijke rol speelt bij de bodemvorming. De bodem levert de planten steun, water, voedingsstoffen en een deel van de zuurstof. De plantenwortels houden de grond bijeen en bevorderen de structuurvorming van de grond. Bodemfactoren die de vegetatiestructuur en de flora bepalen zijn bijvoorbeeld:

- textuur en samenstelling van de grond (zand, klei, veen, etc.);
- grondwaterstand en -kwaliteit;
- vochtleverend vermogen van de grond (hangt samen met de textuur en diepte grondwaterstand);
- mineralentoevoer (maar ook bodemverontreinigende stoffen).

4. Bodemecosystemen in Amsterdam

4.1 Factoren die de ontwikkeling van de Amsterdamse stadsbodemecosystemen bepalen

Stadsecologie kan kortweg omschreven worden als het biologische leven in de stad anders dan de mens. Een stadsbodemecosysteem wordt gedefinieerd als de bodem in de stad met alle abiotische en biotische kenmerken en hun relaties en functies.

Het ecosysteem van Amsterdam is een versnipperd geheel van een groot aantal grote en kleinere locaties: parken, groenstroken, plantsoenen en tuinen. Het stedelijk bodemecosysteem is een patchwork van verschillende kleine lapjes die in meer of mindere mate met elkaar verbonden zijn. De voortdurende bouw- en graafwerkzaamheden in de stad zijn een uitdrukkelijke factor die het bodemecosysteem beïnvloedt, waardoor stadsbodemecosystemen afwijken van natuurlijke bodemecosystemen. De bebouwing en het verharde oppervlak beïnvloeden de afvoer van regenwater en geven de stad een typisch stadsklimaat met een temperatuur die 0,5 tot 1^0C hoger is dan in het (gemiddelde) landelijke gebied. Daarnaast is er meer luchtverontreiniging, minder straling en minder wind dan in het landelijk gebied (Deelstra, 1990).

Hieronder wordt een kort overzicht gegeven van andere belangrijke factoren die van invloed zijn op het bodemecosysteem in Amsterdam.

Bodemtype

De ondiepe ondergrond in Amsterdam bestaat vooral uit kleiig en venig materiaal. Amsterdam is immers juist vanwege deze veenbodem gebouwd op palen. Behalve voor stedelijke activiteiten heeft dat veen ook effect op het bodemecosysteem. Om de stad boven NAP te kunnen bouwen is van oudsher zand aangevoerd om de stad op te hogen. Delen van de oude stad binnen de grachtengordel zijn opgehoogd met zand vanuit onder andere het Gooi. Op plaatsen waar geen verharding is aangebracht zoals de spoordijken in het Oostelijke deel van de stad, is dat nu nog te zien. Het westelijk havengebied is opgespoten met kalkrijk duinzand en de tuinsteden zijn voor een deel opgespoten met zand uit de Sloterplas (Denters et al., 1994).

De bodem in Amsterdam ziet er in het algemeen, van boven naar beneden als volgt uit (Stichting voor Bodemkartering, 1965):

- tot 3 meter diepte een zandpakket door ophoping waarin veel grind en puin;
- klei laag, vermengd met veen en zand (afzettingen van Calais);
- op 10 à 12 meter diepte 0,5 meter veen met een geringe verticale waterdoorlatendheid (Hollandveen uit de Westland formatie);
- op 10 tot 30 meter een pakket van afwisselend klei- en zandlagen: het eerste watervoerende pakket (Formatie van Twente).

De bovengrond van Amsterdam, die juist zo belangrijk is als het gaat om de effecten van bodemverontreiniging, varieert sterk. Het menselijk handelen sinds het begin van de 17^e eeuw wordt weerspiegeld in ruwweg de bovenste 4 meter van de bodem. In het centrum van Amsterdam is sprake van een ophooplaag van puin en grind waar ten behoeve van het

bouwrijp maken vaak een laag zand is aangebracht, terwijl de tuinsteden zijn gebouwd op opgespoten zand. Ter plaatse van tuinen en parken is vaak een laag teelaarde opgebracht.

Over de opbouw van het humusprofiel zijn geen gegevens bekend. Daarbij geldt dat het humusprofiel sterk afhankelijk is van de vegetatie, die zeker in de kleinere tuinen zeer afwisselend is.

Grondwaterpeil

Amsterdam behoort bodemkundig tot het gebied met grondwatertrap II waarvoor geldt dat ondiepe zomergrondwaterstanden gepaard gaan met ondiepe wintergrondwaterstanden (Stichting voor Bodemkartering, 1965), waarvoor geldt dat de *gemiddeld hoogste grondwaterstand* varieert van 5 tot 25 cm onder het maaiveld. Evenals het bodemprofiel wordt echter het grondwaterpeil in Amsterdam sterk beïnvloed door het stedelijk gebruik. Activiteiten zoals de afvoer van het regenwater naar het riool en het spuien van het grachtwater bepalen in sterke mate het grondwaterpeil. Ook gebieden die misschien op het eerste gezicht natuurlijk aandoen zijn sterk bepaald door hydrologische ingrepen. Zo wordt bijvoorbeeld het Amsterdamse bos vanwege de dikke kleilaag in de ondergrond volledig gedraineerd door middel van sloten, greppels en drainagebuizen (Bureau Stadsecologie Amsterdam, 1994).

In het algemeen staat de grondwaterspiegel ongeveer 80 cm onder het maaiveld waardoor de zone waarin bodemorganismen voorkomen en waarin planten kunnen wortelen, gering is. Als vuistregel geldt namelijk dat bij een ondiepe grondwaterstand planten ook ondiep zullen wortelen. De grondwaterstand varieert binnen korte afstand, zo blijkt de grondwaterstand op binnenterreinen van woonblokken soms 50 cm hoger te zijn dan in de aangrenzende straat (Boere, 1989). Dit kan worden veroorzaakt door de isolerende werking van de funderingen in woningen. Veranderingen in de hydrologie treden constant op als gevolg van het ingrijpen in de stedelijke structuur zoals de aanleg van (parkeer)kelders maar ook als gevolg van braakliggen van een terrein.

Ruimte, verstoring en versnippering

Ruimte voor bodemecosystemen is in Amsterdam beperkt door huizenbouw, wegenaanleg etc. De beschikbare niet-bebouwde ruimte wordt gevormd door parken, stads- en volkstuinen, weg- en slootbermen en braak liggende gebieden. De grootte, maar ook de mate van menselijk ingrijpen in deze gebieden varieert sterk (zie tabel 4.1). Uit deze tabel blijkt dat de mate van *verstoring* van stadsbodemecosystemen over het algemeen hoog tot zeer hoog is met uitzondering van braakliggende gebieden. Hierbij kan ook gedacht worden aan gebieden, zoals de Diemerzeedijk, die juist vanwege ernstige bodemverontreiniging niet geschikt worden geacht voor menselijk gebruik en derhalve zelden door mensen worden betreden. Hoewel de mate van verstoring door de aanwezigheid van mensen (door betreding) gering is, kan de verstoring als gevolg van de aanwezige bodemverontreiniging aanzienlijk zijn.

Een ander typisch stedelijk aspect is de *versnippering* van het stadsecosysteem. Ten aanzien van ruimte geldt dat het benodigde gebied voor organismen zeer verschillend van grootte is en versnippering niet op alle organismen eenzelfde uitwerking heeft. Zo is voor een populatie pissebedden misschien 1 m^2 al voldoende, terwijl voor een gezonde populatie van de hermelijn 400 ha nodig is. Het voortbestaan van een populatie is niet alleen afhankelijk van de grootte van één gebied, maar ook van de bereikbaarheid van andere gebieden in de omgeving. Voor

vogels en vliegende insecten zal het bereiken van nabij gelegen geschikte gebieden meestal geen problemen opleveren. Voor andere diersoorten zijn corridors in de vorm van begroeide lijnstructuren (berm, bomenrij) nodig. Het stelsel van relaties die planten en dieren aangaan met hun omgeving komt tot uitdrukking in dit ruimtelijke patroon en wordt aangeduid met de term ecologische structuur. Het belang van de verschillende gebieden voor deze ecologische structuur is globaal aangegeven in tabel 4.1 Hierbij dient te worden opgemerkt dat het gaat om een *globale* indeling, zowel het oppervlak als het beheer van het betreffende terrein bepaalt de ecologische waarde. Een grote stadstuin die aan z'n lot wordt overgelaten kan van groot belang zijn voor de ecologische structuur in Amsterdam terwijl een naburige, betegelde tuin van dezelfde omvang, van geringe waarde is.

Tabel 4.1 Gebieden met bodemecosysteem in Amsterdam en mate van menselijk ingrijpen.

Soort terrein	mate van verstoring door ingrijpen mens	belang voor ecologische structuur in Amsterdam
sportveld	hoog	matig
stadstuin	hoog	matig tot hoog
volkstuin	hoog	matig tot hoog
heemtuin	matig tot hoog	hoog
begraafplaats	matig tot hoog	matig tot hoog
park en plantsoen	matig tot hoog	hoog
spoor- en wegberm	hoog	hoog
weiland en akkerbouwland	hoog	hoog
bomenrij	laag	matig tot hoog
bos (Amsterdamse bos)	laag tot matig	hoog
braak liggende terreinen	laag	hoog
oever/rietkraag	laag	hoog

Voedselaanbod

In de stad wordt de ontwikkeling van een natuurlijk bodemecosysteem begrensd door het beperkte voedselaanbod. Deze substantiële beperking wordt veroorzaakt door de mens die bepaalt wat er op de beschikbare bodem groeit (sla in een volkstuin, exoten in een stadstuin en geen 'onkruid' in een park). Deze beperkende factor wordt vooral gevoeld door organismen die van deze planten leven, dus met name de hogere gewervelde diersoorten. Echter ook lagere diersoorten zoals bepaalde insecten en bodemorganismen zoals schimmels kunnen zeer plant-specifiek zijn. Ook voor deze soorten zal de substantiële beperking een rol spelen. Een uitzondering hierop vormen de braak liggende gebieden die niet door de mens maar als gevolg van de natuurlijke ontwikkeling en koloniseringsgedrag van planten en dieren wordt ingericht.

Bodemverontreiniging in Amsterdam

In Amsterdam is op veel locaties ernstige bodemverontreiniging geconstateerd met voornamelijk zware metalen, olie en een aantal organische verbindingen (zie hoofdstuk 5). Daarbij is een flink aantal locaties zelfs ernstiger verontreinigd. Bekende voorbeelden daarvan zijn Wittenburg, de Diemerzeedijk en de Volgermeerpolder. Het is van belang om verder onderzoek te doen of op deze locaties de bodemverontreiniging een beperkende factor kan zijn bij het ontstaan van het bodemecosysteem.

Stadsecosystemen in Amsterdam: een rijke schakering

Hieronder worden drie voorbeeldsituaties van een stadsecosysteem in Amsterdam gegeven, ter illustratie van hoe rijk geschakeerd stadsecosystemen in de praktijk zijn.

Kader 4.1 Siertuin in de Jordaan.

Een door huizen omsloten tuin in het centrum van Amsterdam waar alleen achterin de zon komt.

De venige ondergrond en de diepe fundering van de woningen maakt dat deze en de aangrenzende binnentuinen een eigen, hoge, grondwaterstand hebben die iets hoger is dan aan de straatkant. Hierdoor kan de es in het midden van de tuin alleen oppervlakkig wortelen waardoor de wortels in de hele tuin, tot dicht aan het oppervlak terug te vinden zijn.

De bovenste laag grond bestaat uit zand vermengd met puin, waarop een dunne laag teelaarde is aangebracht. In de dikke, schimmelrijke strooisellaag bevinden zich grote aantallen pissebedden en duizendpoten. Een stenen muur waarop muurvarens groeien vormt de begrenzing van tuin. Op de meest zonnige plaats staat een vlinderstruik waar bij mooi weer direct een atalanta en een icarusblauwtje omheen vliegen. In een kleine vijver heeft de bruine kikker de strenge winter overleefd.

Een winterkoning hipt over de grond onder de struiken terwijl in een ventilatierooster in de muur van het huis een boomkruiper broedt.

Kader 4.2 Siertuin in Slotervaart.

Een tuin in 'tuinstad' Slotervaart bestaat uit opgespoten zand waarop een dikke laag teelaarde is aangebracht. Door de zandige ondergrond is de drainage zeer goed. Zelfs in deze kleine tuin is sprake van ruimtelijke variatie in de strooisellaag. Onder de coniferen-haag ligt een namelijk een dikke laag van nauwelijks afgebroken naalden waarin schimmels goed gedijen. In de rest van de tuin wordt het strooisel zeer snel afgebroken, in de bovenste laag leven grote aantallen regenwormen waar een merel van profiteert. Zevenblad, wilde aardbei en stinkende gouwe krijgen de overhand als er niet gewied wordt.

Verschillende mezen, een roodborst en een merel behoren tot de vaste vogels. Dankzij de nabije ligging van een park is regelmatig een roffelende grote bonte specht te horen en vliegt soms een koekoek over. Een sperwer eet op het terras van de tuin een houtduif op. Met zonsondergang vliegt een dwergvleermuis rond en later op de avond komt een egel langs.

Kader 4.3 Grasperk verkeersplein.

Tussen de auto's en de trams ligt een egaal grastapijt waar in het voorjaar de krokussen uitbundig bloeien. Duiven fladderen rond, in een iep zit een merel te zingen terwijl in de verte, in een smalle strook struweel een heggemus zingt. Hoewel een mol hier door het verkeer geen kans krijgt, scharrelt er in de ochtend wel een bruine rat rond. Rond de klimop op een laag muurtje wordt zelfs een boomblauwtje gesignaleerd, wat de stedeling een goed lentegevoel geeft.

4.2 Overzicht van soorten organismen die een rol spelen in Amsterdam

Al sinds eeuwen brengt de mens de ons omringende natuur in kaart. De aandacht voor natuur in de stad is van recenter datum omdat lange tijd werd aangenomen dat een stadsecosysteem een *contradictio in terminis* was. Eén van de eerste beschrijvingen van natuur in de stad dateert uit 1939 en is van de hand van de bekende Jac. P. Thijsse. In zijn *Natuurleven in en om Amsterdam* gaat hij specifiek in op de Amsterdamse stadsnatuur. In ongeveer dezelfde tijd verscheen *Amsterdam natuurhistorisch gezien* (1941) waarin een beschrijving van de flora en fauna in Amsterdam werd gegeven. Recentelijk zijn daar publicaties uit de serie *Haring in het IJ, De verborgen dierenwereld van Amsterdam* en *Van muurbloem tot straatmadelief* bijgekomen. Deze serie bleek van onschatbare waarde voor het inventariseren van de Amsterdamse stadsbodemecosysteem voor dit rapport. Uit deze rapporten en ook uit andere bronnen blijkt dat de natuur in Amsterdam gevarieerd is. Hieronder wordt nader ingegaan op de individuele soorten die voorkomen in Amsterdam.

Lagere bodemorganismen en micro-organismen

Voor de lagere bodemorganismen kunnen mogelijk, zoals voor planten is gebeurd, verschillende bodemtypes met eigen soorten organismen worden onderscheiden. Op het gebied van het voorkomen van lagere bodemorganismen in Amsterdam is echter zeer weinig bekend, doordat dit nooit is geïnventariseerd. Dit geldt tevens voor bodemprocessen die worden gereguleerd door micro-organismen.

Planten

Planten zijn in tegenstelling tot bodemorganismen eenvoudig aan het oppervlak te zien en te herkennen, wat resulteert in meer uitgebreide inventarisaties dan voor bodemorganismen. Aan de planten in Amsterdam is duidelijk te zien dat het stedelijk gebied een grote diversiteit herbergt, er wordt zelfs gesproken van ‘reservaatallure’ vanwege de hoge soortenrijkdom met veel zeldzame soorten die uit Nederland dreigen te verdwijnen (Denters et al., 1994). Behalve de soorten die er van nature voorkomen kent Amsterdam veel planten die (onopzettelijk) zijn ingevoerd en zich hebben ingeburgerd (adventieven). Daarnaast komen veel verwilderde tuinplanten, groenten en kweekgewassen voor. Van belang voor de flora in Amsterdam is ook het stadsklimaat: het warmere klimaat dan de directe omgeving van de stad, wat bijvoorbeeld te zien is aan enkele vorstgevoelige plantensoorten.

De belangrijkste vegetatietypen die onderscheiden kunnen worden op plantensoort in Amsterdam zijn:

- graslandvegetatie in parken, plantsoenen en langs infrastructuur (bermen) op zanderige grond;
- ouder wordende bossen op voedselrijke grond (parken, begraafplaatsen, Amsterdamse bos);
- halfnatuurlijke cultuurlandschappen op ongestoorde veenbodem (agrarisch gebied);
- niet-natuurlijke vegetaties in tuinen, volkstuinen en heemtuinen (veel exoten en voedselgewassen);
- opgespoten en/of braakliggende terreinen met ruderale soorten, vnl. zandgrond en kalkrijke zandgrond;
- moerasgebied.

De variatie in bodemtypes in Amsterdam en de stedelijke invloed maakt dat de Amsterdamse flora niet goed tot één floradistrict kan worden gerekend. Door de aanvoer van zand van elders en de stedelijke activiteiten heeft met name het gebied binnen de grachtengordel een eigen floristische gedaante gekregen, aangeduid als Urbaandistrict. Het westelijk havengebied heeft de eigenschappen van het Duindistrict terwijl de spoordijken op het zand van de Veluwe aspecten van het Gelders District vertonen. Als gevolg van de dynamiek en de versnippering in de stad zijn de meeste plantengemeenschappen echter niet goed ontwikkeld (Denters et al., 1994).

Overige dieren: ongewervelden

Evenals voor de lagere bodemorganismen is in Amsterdam geen systematische inventarisatie uitgevoerd naar het voorkomen van ongewervelden in het algemeen, met uitzondering van een aantal insectgroepen. Zo is een landelijke inventarisatie uitgevoerd voor dagvlinders, waaruit blijkt dat in Amsterdam circa 20 soorten voorkomen. Ook het voorkomen van vele (honderden) nachtvlindersoorten, zeker 60 soorten zweefvliegen, ruim 100 soorten loopkevers en diverse andere insecten is bekend. Daarnaast zijn circa 550 bijenvolken actief in Amsterdam.

Overige dieren: gewervelden

Ook het aantal gewervelden in Amsterdam is groter dan de meeste stedelingen zullen vermoeden (Melchers en Timmermans, 1991; Melchers en Daalders, 1996). Ter illustratie is in bijlage 1 een overzicht opgenomen van dieren die zijn aangetroffen in en om Amsterdam en waarvan geacht wordt dat zij een rol spelen in of voor bodemecosystemen. Daarbij is een onderscheid gemaakt tussen hogere dieren die in de bodem leven (enkele zoogdiersoorten) en herbivore (planteneters) en carnivore (vleeseters) soorten die voornamelijk op de bodem leven of die leven van andere dieren in en op de bodem. Dit onderscheid is daarom belangrijk, omdat het impliceert dat deze soorten op verschillende manier zullen worden blootgesteld aan eventuele aanwezige bodemverontreiniging. Voor diersoorten die leven *in de bodem* zal blootstelling aan bodemverontreiniging plaats vinden door huidcontact en door het voedsel, terwijl voor de soorten die leven *op de bodem* huidcontact al veel minder belangrijk is. Men zou zelfs kunnen veronderstellen dat de strooisellaag beschermend werkt voor deze dieren. Voor de planteneters geldt vervolgens dat zij blootgesteld worden aan verontreinigingen die in planten accumuleren, terwijl carnivore soorten juist door het eten van lagere bodemorganismen (bijvoorbeeld regenwormen) of kleinere zoogdieren die op de bodem leven worden belast.

4.3 Selectie van aandachtssoorten relevant voor Amsterdamse bodemecosystemen

Uit het voorgaande komt een beeld naar voren van een zeer bloeiende en gevarieerde stadsbodemecologie. De vraag dringt zich dan natuurlijk op of dit allemaal behouden en gestimuleerd moet en kan worden. De vraag is uiteraard hoe de verontreinigde locatie er uit had gezien indien geen bodemverontreiniging had plaatsgevonden.

Hoewel bodemsanering resulteert in een schonere bodem kan, uiteraard afhankelijk van de soort sanering, tegelijkertijd ook een dode bodem ontstaan. Het afgraven van grond is een dusdanig rigoureus proces dat weinig organismen dit overleven. Dit geldt ook voor de zogenaamde leeflaagsanering (het afgraven van de bovenste laag verontreinigde grond en opvullen met schone grond) doordat het bodemleven zich juist in deze toplaag concentreert. Bodemsanering kan daarom in het nadeel zijn van bestaande bodemecosystemen.

De centrale vraag is of de soorten die in Amsterdam leven nadelige effecten ondervinden van de aanwezige bodemverontreiniging, en indien dit het geval is, welke deze effecten zijn. Om de vraag welke rol bodemverontreiniging in stadsbodemecosystemen speelt nader te kunnen onderzoeken, is het wenselijk te komen tot een aantal aandachtssoorten die van belang zijn voor deze stadsbodemecosystemen. Helaas is het niet mogelijk, gezien de beperkte tijd, om een degelijk (wetenschappelijke) onderbouwde keuze te maken. Op basis van onderstaande overwegingen is op pragmatische gronden een keuze van aandachtssoorten tot stand gekomen.

Nadelige effecten van bodemverontreiniging kunnen op twee niveaus plaats vinden. Uitgangspunt daarbij is de ecologische functie van de bodem en van het bodemecosysteem.

1. Het eerste niveau betreft het vermogen van de bodem om in de *primaire productie* te voorzien en als ‘substraat’ te dienen voor afbraak- en mineralisatieprocessen en de rol die bodem speelt in geochemische cycli en de hydrologische kringloop. Het is van belang dat deze processen in de bodem niet aangetast worden door de aanwezigheid van bodemverontreiniging. Het saneringsbeleid dient te worden afgestemd op het beschermen van de functionele aspecten van de bodem. Het beschermen van één soort pissebed is in deze optiek niet noodzakelijk. Wel is het van belang dat de functie die pissebedden vervullen in de bodem behouden blijft, ofwel door een ander soort pissebed of door een geheel ander organisme. Effecten op de populatie van een bepaalde soort uit een functionele eenheid hebben niet altijd consequenties voor die functie, omdat een andere soort uit deze eenheid de rol kan overnemen (functionele redundantie). Het vermogen om toekomstige verstoringen te compenseren is evenwel verminderd. Een algemene extrapolatie van effecten op populaties of levensgemeenschappen naar effecten op het functioneren van een ecosysteem is dus niet zonder meer mogelijk. In dat kader is het niet zinvol aan te geven welke individuele soorten behouden moeten worden, maar wel welke soortgroepen. Belangrijke soortgroepen voor het functionele niveau lijken:

- Micro-organismen:
  microfauna: bacteriën, algen, actinomyten, schimmels, protozoën
- Lagere bodemorganismen:
  mesofauna: aaltjes, raderdiertjes, mijten, springstaarten, pauropoden, mieren
  macrofauna: kevers, duizendpoten, miljoenenpoten, wormen, slakken, pissebedden
- Planten.

Hierbij moet worden aangetekend dat de organismen behorende tot de groep der micro-

organismen zo klein en soortenrijk zijn, dat het zinniger is het functionele niveau van deze soorten (bodemademhaling, nitrificatie etc., zie 3.3 en 6.3) in deze situatie te beschouwen.

2. Het tweede niveau betreft soorten die garant staan voor een gezond en gevarieerd bodemecosysteem. Daarbij is het natuurlijk de vraag hoe een gezond bodemecosysteem in een stad, waarbij verstoring veelvuldig optreedt, gestalte gegeven kan worden. Uitgangspunt is daarom dat de soorten die nu in Amsterdam voorkomen in Amsterdam moeten kunnen blijven. Dat betekent aan de ene kant dat aandacht gegeven moet worden aan de 'zichtbare' soorten waaronder de meeste vogels vallen, aan de andere kant ook aan de soorten die verborgen leven. Ook in deze optiek gaat het om het ecosysteem als geheel. Indien dus roofvogels, uilen en marterachtigen geen effecten mogen ondervinden van bodemverontreiniging betekent dit dat hun voedsel, bestaande uit kleine knaagdieren, moet blijven voortbestaan en geen hoge (schadelijke) concentraties verontreinigende stoffen mag bevatten. Welk klein knaagdier dat is, is minder relevant. Tenslotte lijkt het wenselijk soorten te behouden die uniek of zeldzaam zijn. In dit kader willen we voorstellen de volgende soorten in dit onderzoek te betrekken:

- In de bodem:
  mol en/of spitsmuis of muisachtigen in het algemeen
- Op de bodem:
  Herbivore soorten: haas, konijn, noordse woelmuis, eekhoorn, zaad- en bes-etende vogels (vink, mus, putter, groenling)
  Carnivore soorten van lagere bodemorganismen en insecten: egel, alle aanwezige reptielen en amfibieën, lijsterachtigen (merel, zanglijster etc.), kleine insecteneters (piepers, kwikstaart, winterkoning etc.), fazant en patrijs
- Toppredators: marterachtigen, vos, huiskat, roofvogels en uilen.

In dit rijtje doet de huiskat misschien vreemd aan. Echter, onderzoek in de UK heeft uitgewezen dat huiskatten in stedelijke gebieden een essentiële rol spelen in het controleren van muizenpopulaties en daarbij de rol overnemen van natuurlijke predators. Omdat katten zich aangetrokken voelen tot natuurlijke gebieden (park, tuin) en tot ruige gebieden zoals braakliggende terreintjes vormen zij een belangrijke risicogroep. Daarbij moet worden opgemerkt dat katten geen volwaardige rol spelen in het ecosysteem, doordat hun aantal niet, zoals bij andere predators, bepaald wordt door de populatiestand van hun prooien. Katten blijven als gevolg daarvan een enigszins merkwaardige rol spelen in het stedelijke ecosysteem.

5. Keuze en onderbouwing van aandachtsstoffen

5.1 Inleiding

In deze inventariserende studie is voor een aantal stoffen onderzocht welke mogelijke effecten deze stoffen kunnen hebben op een bodemecosysteem en bij welke concentratie die effecten kunnen optreden. Om een keuze te maken welke stoffen het meest relevant zijn, is nagegaan welke verontreinigende stoffen belangrijk zijn in Amsterdam. Van deze stoffen is een overzicht gemaakt van de toetsingswaarden voor bodemsanering. De oorspronkelijke vraag voor dit onderzoek is of het gebruik van de humaan toxicologische interventiewaarde in het bodemsaneringsbeleid in plaats van de ecotoxicologische interventiewaarde effecten kan hebben op stadsecosytemen. Voor de stoffen waarbij de humane waarde ver boven de ecologische waarden ligt zal dit beleid meer effect hebben dan op stoffen waarbij de verschillende toetsingswaarden overeenkomen. Bovendien is het van belang om te weten hoe de normen tot stand zijn gekomen en in welke mate ze, wetenschappelijk gezien, zijn onderbouwd.

5.2 Bodemverontreiniging in Amsterdam

In Amsterdam zijn diverse locaties van bodemverontreiniging bekend (Gemeente Amsterdam, 1996; Blokker, 1993; Sijmons, 1983). De verontreinigingen betreffen over het algemeen olie en olieachtige verbindingen, zware metalen en specifieke verontreinigingen zoals polychloorbiphenylen (PCB's) en dioxines. In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste verontreinigende componenten in de Amsterdamse bodem. Het belangrijkste selectiecriterium daarbij is dat de verontreiniging op meerdere locaties in Amsterdam voorkomt boven de interventiewaarde.

Uit diverse bodemsaneringsrapporten (Van Eijk, 1991; Blokker, 1993) en uit gesprekken met de Milieudienst (mondelinge mededeling Bosman, 1997) blijkt dat de bodemverontreiniging in de gemeente Amsterdam zeer divers van aard is. Globaal genomen blijken de geconstateerde bodemverontrei-nigingen in Amsterdam in twee categorieën te verdelen: algemeen voorkomende verontreinigingen en locatie-specifieke verontreinigingen. Tot de eerste categorie behoren een aantal zware metalen (lood, kwik, arseen, koper) en minerale oliën die op vele plaatsen zijn geconstateerd. Daarnaast wordt regelmatig verontreiniging met PAK's geconstateerd. Locatie-specifieke verontreinigingen zijn aangetroffen met chloorkoolwaterstoffen, PCB's, enkele specifieke bestrijdingsmiddelen (waarvan een verontreinigd met dioxines, die in vaten in de jaren vijftig en zestig zijn gestort in de Volgermeerpolder). Hoewel PCB's en dioxines ook op enkele andere locaties kunnen worden aangetroffen, blijft het hier gaan om uitzonderlijke gevallen.

Uit mondelinge mededelingen van de zijde van de Milieudienst (mondelinge mededeling Bosman, 1997) blijkt dat vooral lood, kwik, arseen, koper, zink, minerale olie, benzeen en PAK's veel voorkomen als bodemverontreiniging in Amsterdam. PCB's komen op enkele grotere verontreinigde locaties voor maar zijn niet algemeen voor Amsterdam.

5.3 Selectie aandachtsstoffen

In tabel 5.1 wordt een overzicht gegeven van de wettelijk vastgelegde interventiewaarden voor de aandachtsstoffen. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen de humaantoxicologische interventiewaarde (Humaan IW, vastgesteld op basis van de humane MTR), de ecotoxicologische interventiewaarde (Eco IW) en de interventiewaarde (IW) zoals uiteindelijk gekozen na combinatie van de Humaan IW en de Eco IW (Denneman en van Gestel, 1990). Tenslotte is aangegeven welke procedure is gevolgd om de ecotoxicologische interventiewaarde te verkrijgen. Daarbij is de mate van de betrouwbaarheid gegeven, afhankelijk van het aantal beschikbare gegevens. In hoofdstuk 2 zijn de procedure en de onderbouwing van de normen beschreven.

Op basis van de verschillende interventiewaarden is een keuze gemaakt van aandachtsstoffen. Uiteraard kan het overzicht niet volledig zijn. Deze selectie is vooral op pragmatische gronden gebaseerd. De effecten van deze verontreinigende stoffen op een bodemecosysteem worden in de volgende hoofdstukken van dit rapport uitgewerkt. Voor nadere inventarisatie zijn geselecteerd: lood, kwik, arseen, zink, koper, PAK's, PCB's en minerale olie.

- Lood
  Vanwege de hoge toxiciteit van lood voor kinderen is een extra veiligheidsfactor ingebouwd, wat een lage humane interventiewaarde tot gevolg heeft. Hierdoor liggen humane interventiewaarde en ecotoxicologische interventiewaarden zeer dicht bij elkaar (respectievelijk 301 en 290 mg/kg). De uiteindelijke interventiewaarde (530 mg/kg) van lood is echter verhoogd tot de waarde die geldt voor nieuw gevormd sediment. Deze bijstelling heeft plaatsgevonden in het kader van het beleidsuitgangspunt dat landbodems waterbodems moeten kunnen worden. Zoals in paragraaf 2.3 is besproken gelden voor lood aparte toetsingswaarden voor gestandaardiseerd bodemgebruik waarbij geen actuele humane risico's optreden (VROM, 1995a):
  Voor de functie 'wonen met moestuin': 330 mg/kg;
  voor 'infrastructuur', 'wonen zonder tuin' en 'werken/industrie': 11600 mg/kg;
  voor 'natuur', 'recreatie' en 'openbaar groen': 2370 mg/kg;
  voor ***'wonen met tuin'*** en 'landbouw': ***1450*** mg/kg. Voor tuinen in Amsterdam zal dus voor lood 1450 mg/kg als toetsingswaarde gehanteerd worden.
- Kwik
  Voor kwik geldt dat de humane interventiewaarde (197 mg/kg) veel hoger ligt dan de ecotoxicologische interventiewaarde (10 mg/kg). Voor onderzoek naar de Amsterdamse situatie is kwik dus relevant omdat gebruik van de humane interventiewaarde mogelijk tot effecten kan leiden op de ecologie. Bovendien geldt voor kwik het risico op doorvergiftiging.
  Evenals voor lood zijn voor kwik toetsingswaarden opgesteld voor gestandaardiseerde vormen van bodemgebruik.
  Voor de functie 'wonen met moestuin': 44 mg/kg;
  voor 'infrastructuur', 'wonen zonder tuin' en 'werken/industrie': 2000 mg/kg;
  voor 'natuur', 'recreatie' en 'openbaar groen': 400 mg/kg;
  voor ***'wonen met tuin'*** en 'landbouw': ***200*** mg/kg. Deze toetsingswaarde komt overeen met de humane interventiewaarde.

- Arseen
  Ook voor arseen geldt dat aparte toetsingswaarden bestaan voor gestandaardiseerd bodemgebruik:
  voor de functie ‘wonen met moestuin’: 150 mg/kg;
  voor ‘wonen met tuin’: 680 mg/kg;
  en voor braakliggende terreinen: 1400 mg/kg.
  Voor arseen geldt dat de humane interventiewaarde veel hoger ligt dan de ecotoxicologische interventiewaarde (678 mg/kg versus 40 mg/kg). Voor onderzoek naar de Amsterdamse situatie is arseen van belang omdat gebruik van de humane interventiewaarde tot effecten kan leiden op het ecosysteem, hoewel arseen niet gerekend wordt tot de ‘probleemstoffen’.
- Koper
  Voor koper geldt dat de humane interventiewaarde zeer veel hoger ligt dan de ecotoxicologische interventiewaarde (31.300 mg/kg versus 190 mg/kg). Gezien dit grote concentratieverschil is onderzoek naar koper van groot belang, omdat de kans op effecten voor het ecosysteem bij gebruik van de humane interventiewaarde groot is.
- Zink
  Voor zink geldt dat de humane interventiewaarde veel hoger ligt dan de ecotoxicologische interventiewaarde (56.500 mg/kg versus 720 mg/kg). Om dezelfde reden als voor koper geldt dat onderzoek naar zink van belang is.
- Minerale olie
  De interventiewaarde voor olie is gebaseerd op verspreiding. De concentratie van olie in de grond is overigens weinig zeggend, omdat een groot deel van de olie zich als drijflaag op het grondwater zal bevinden. De urgentie voor sanering van een met olie verontreinigde locatie wordt bepaald op basis van het wel of niet aanwezig zijn van een drijflaag op het grondwater of op basis van de aanwezigheid van vluchtige aromaten. Vanwege de slechte onderbouwing van de interventiewaarde is het belangrijk om minerale olie nader te onderzoeken.
- PAK’s
  Voor PAK’s geldt voor de IW een som-parameter van 7 verschillende PAK, waarvoor geldt dat de humane interventiewaarde veel hoger ligt dan de ecotoxicologische interventiewaarde. Voor onderzoek naar de Amsterdamse situatie is de groep van PAK relevant omdat gebruik van de humane interventiewaarde tot effecten kan leiden op de ecologie.
- PCB’s
  PCB’s staan met name in het aquatisch milieu bekend om het risico op doorvergiftiging, wat heeft geresulteerd in een groot aantal toxiciteitsgegevens over het aquatisch milieu. De normen zijn ook gebaseerd op aquatische gegevens. Het is daarom van belang om na te gaan wat bekend is over de risico's van PCB's bij bodemverontreiniging.
- Benzeen
  Chronische blootstelling aan benzeen geeft risico’s op carcinogene effecten. Om deze reden is een lage humane interventiewaarde opgesteld. Als gevolg daarvan is de ecotoxicologische interventiewaarde aanmerkelijk hoger dan de humane interventiewaarde. Benzeen lijkt derhalve weinig relevant in het kader van dit onderzoek, daar sanering al bij relatief lage concentraties benzeen wordt aanbevolen. Benzeen zal daarom, ondanks het feit dat het een probleemstof vormt in Amsterdam, niet als aandachtsstof worden meegenomen in deze studie.

Tabel 5.1 Toetsingswaarden voor grond voor een aantal stoffen(groepen) (VROM, 1995a; Hin, 1994).

Stof	Streef-waarde mg/kg	Humaan IW mg/kg	Eco IW mg/kg	IW mg/kg	Procedure[1] EcoIW	Betrouwbaar-heid[2]
Pb	85	301	290	530	1a	zeer goed
Hg	0,3	197	10	10	2a	zeer matig
Cu	35	31300	190	190	1a	zeer goed
Zn	140	56500	720	720	2b	redelijk
As	29	678	40	55	2a	zeer matig
PAK's	som: 1	per stof 600-11800	per stof 40	som 40	3c of 4	slecht
minerale olie	50	-	-	5000	-	slecht
benzeen	0,05	1,09	25	1	4	slecht
PCB’s	0,02	9,11 (som van 5)	-	10	?	

[1] : procedure: zie tabel 2.1 van dit rapport

[2] : betrouwbaarheid van de geformuleerde Eco IW, afhankelijk van het aantal beschikbare gegevens zeer goed tot slecht.

6. Effecten van bodemverontreiniging op het bodemecosysteem

6.1 Inleiding

De aanwezigheid van chemische stoffen in de bodem kan leiden tot (nadelige) effecten bij planten en lagere bodemorganismen, maar ook bij hogere dieren als gevolg van het eten van bodemorganismen of planten (doorvergiftiging). Nadelige effecten zijn bijvoorbeeld sterfte of vermindering van de reproductie en/of groei. Bodemverontreiniging kan daardoor leiden tot verdwijning van soorten organismen en tot verstoring van de kringlopen in het ecosysteem.

Toxische stoffen kunnen gevaarlijk zijn vanwege hun effecten op ecosystemen, maar zij grijpen aan op het individuele organisme. Op dit niveau zijn dus de eerste effecten zichtbaar. De vraag is dus wanneer er sprake is van ernstige aantasting van de soortensamenstelling van een ecosysteem en wanneer herstel of herkolonisatie van een gebied door bodemorganismen als gevolg van bodemverontreiniging niet meer mogelijk is. Deze vraag wordt beantwoord door uit te gaan van het voortbestaan van soorten. Als belangrijkste populatie-dynamische parameters worden naast sterfte vooral reproductie en groei genoemd. Een letale dosis voor een organisme leidt tot sterfte van het organisme en, indien meerdere organismen worden getroffen, tot effecten op populatieniveau (aantallen). Een dergelijk effect kan ook veroorzaakt worden door het achterblijven van de reproductie. Het effect van een stof kan effecten veroorzaken op een populatie op ieder niveau in het ecosysteem: op micro-organismen, planten en hogere dieren. Een subletale dosis kan aldus leiden tot een minder goed functioneren en al dan niet uitsterven van de populatie. Subletale effecten kunnen zich uiten in verstoring van biochemische en fysiologische processen of in de vorm van gedragsveranderingen (Elbers en Douben, 1993).

Effecten op ecosystemen worden veroorzaakt door effecten op onderliggende integratieniveaus. Voordat een bepaalde functie in een ecosysteem aangetast wordt, is er een effect op individuele organismen opgetreden, dat via populatie effecten op ecosysteem niveau tot uitdrukking komt. Tussen de functie verandering en de onderliggende verandering op het niveau van populaties en levensgemeenschappen bestaat dus een asymmetrische relatie: niet elke verandering op populatieniveau zal tot een beschadiging van een ecosysteemfunctie leiden, terwijl het voor een verandering van ecosysteemfunctie wel nodig is dat op populatieniveau een verstoring plaatsvindt. In figuur 6.1 is dit schematisch weergegeven.

In dit rapport is getracht om aan de hand van de literatuur over de normstelling en een beperkte hoeveelheid aanvullende literatuur (waaronder enkele algemene handboeken) een indicatie te geven van de soort van effecten die de verschillende stoffen kunnen hebben op het bodemecosysteem. In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op de beschikbaarheid van toxische stoffen en vervolgens op de verschillende parameters die worden gebruikt in toxiciteitstesten. Daarna wordt ingegaan op de effecten die toxische stoffen kunnen hebben op individuen binnen het bodemecosysteem. Daarbij wordt aangegeven bij welke concentratie van de betreffende stof effecten verwacht kunnen worden.

Figuur 6.1 Effecten van verontreinigende stoffen op het ecosysteem (Van Straalen en Verkleij, 1991).

6.2 Beschikbaarheid van milieuvreemde stoffen

De toxiciteit van stoffen voor mens en milieu is in sterke mate afhankelijk van de beschikbaarheid van die stof en de mogelijkheid tot blootstelling. Een algemene uitspraak is immers: gevaar is een functie van blootstelling en toxiciteit; als er geen blootstelling is, is er geen (direct) gevaar en als de toxiciteit laag is, is het risico klein. Bij de bespreking van de verschillende stoffen wordt daarom kort ingegaan op de beschikbaarheid in het milieu en indien mogelijk op de gevolgen voor het Amsterdamse milieu.

Of bodemorganismen effecten ondervinden van bodemverontreiniging hangt af van de *biobeschikbaarheid* van de stof, ofwel, of het organisme de verontreinigende stof uit de grond kan opnemen of via doorvergiftiging aan de stof kan worden blootgesteld.

De biobeschikbaarheid is in de eerste plaats afhankelijk van het bodemtype. Een groot aantal stoffen zoals zware metalen hechten sterk aan organische stof en aan kleideeltjes in de grond en zijn daardoor minder makkelijk beschikbaar voor bodemorganismen. In het algemeen geldt dat de biobeschikbaarheid van toxische stoffen groter is in zandgrond dan in kleiige of venige grond doordat toxische stoffen kunnen worden geadsorbeerd aan kleimineralen of aan organische stof. Voor metalen is tevens de pH van belang.

Van belang voor de beschikbaarheid van de verontreinigende stoffen voor zowel bodemorganismen als voor hogere dieren, planten en de mens is de *diepte* van de verontreiniging. Als de stoffen zich dicht aan het oppervlak bevinden is directe blootstelling mogelijk. Echter door

transport van de verontreinigende stoffen in de grond kunnen dieper gelegen verontreinigende stoffen op termijn wel aan het oppervlak komen en ter plaatse of elders effecten veroorzaken.

Of *transport* van verontreinigende stoffen in de grond optreedt is afhankelijk van zowel de fysisch-chemische eigenschappen van de stof als van de grond. Door stroming van grondwater en door diffusie kan verspreiding optreden. Verticale verspreiding via het grondwater vindt plaats door daling en stijging van de grondwaterspiegel. Voor vluchtige stoffen geldt dat verspreiding via de bodemlucht door gasdiffusie mogelijk is.

Andere vormen van transport van verontreinigende stoffen in de grond zijn het mechanisch en biologisch transport. Door graafwerkzaamheden door mensen maar ook door omwoelen door bijvoorbeeld regenwormen (bioturbatie genoemd) kan een grote hoeveelheid grond met daarin verontreinigende stoffen verplaatst worden. Bovendien kunnen stoffen worden opgenomen door de wortels van planten en naar het oppervlak getransporteerd worden. Voor planten geldt dat de bewortelingsdiepte een belangrijke factor is. Die is enerzijds afhankelijk van de soort plant, anderzijds van bodem- en milieufactoren zoals de structuur van de grond en de diepte van de grondwaterspiegel.

Een andere factor die bepaalt of bodemverontreiniging tot effecten leidt is de *bodemheterogeniteit* (en de heterogeniteit van de verontreinigende stoffen in de bodem). Hierbij speelt tevens de actieradius van een organisme een rol. De blootstelling van bodemdieren met een relatief kleine actieradius kan aanmerkelijk verschillen in terreinen met een heterogene bodemverontreiniging. Regenwormen die in een begrensd gebied met bodemverontreiniging leven zullen hogere gehaltes aan verontreinigende stoffen bevatten dan regenwormen die in het grensgebied of daarbuiten leven. In figuur 6.2 is dit schematisch weergegeven. Daardoor zal ook de blootstelling van prooidieren zoals de mol, verschillen. Iedere mol zal afhankelijk van onder andere het territorium een andere kans hebben om aan de verontreinigende stoffen te worden blootgesteld (Ragas, 1995).

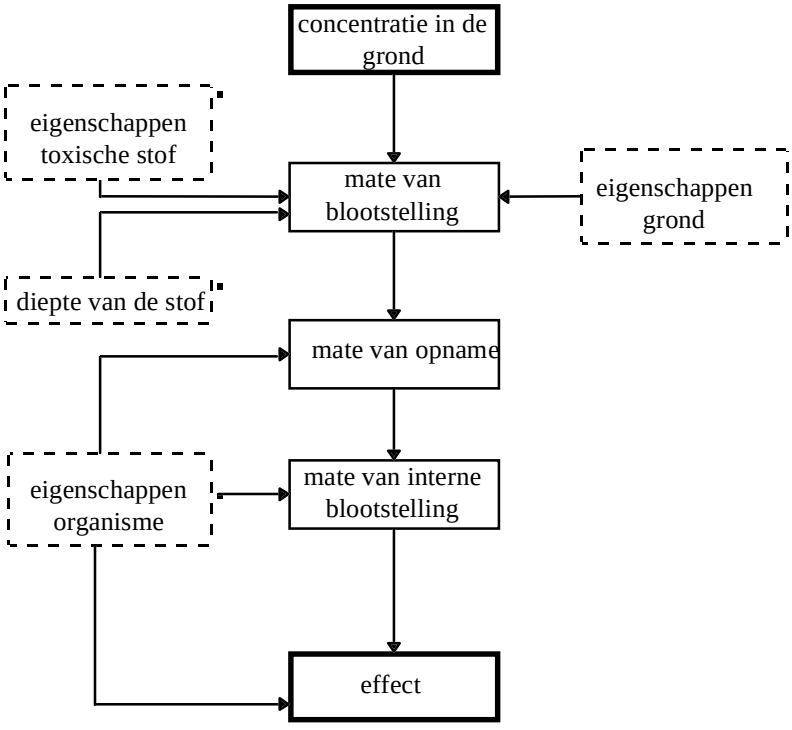
Figuur 6.2 Niet-homogene bodemverontreiniging in relatie tot oppervlakte leefgebied van twee organismen (Ragas, 1995).

Of een stof kan worden opgenomen door een organisme is afhankelijk van de fase waarin de stof zich in de grond bevindt: gebonden aan de vaste gronddeeltjes, opgelost in het grond- of bodemwater of als gas in de holtes. In het algemeen geldt dat stoffen makkelijker door organismen worden opgenomen naarmate ze zich meer in de waterfase bevinden. De verdeling van een stof over de verschillende fasen in de grond wordt uitgedrukt in de partitiecoëfficiënt die van belang is bij het opstellen van toetsingswaarden bij bodemverontreiniging.

De opname is uiteraard ook afhankelijk van het type organisme en het gedrag van het organisme. Sommige dieren zoals bijvoorbeeld regenwormen staan intensief in contact met de grond en daarmee met eventuele verontreinigende stoffen. Voor andere soorten, die minder intensief contact hebben met de grond zal blootstelling aan verontreinigende stoffen vooral via het voedsel plaats kunnen vinden.

Dieren met een zachte of slijmerige (permeabele) huid lopen meer risico dan organismen met een dikke cuticula omdat bij de eerste groep ook huidcontact kan leiden tot opname van de stof in het lichaam. Na opname in het lichaam hangt het ook van het organisme af of dit tevens leidt tot blootstelling in het organisme.

Bescherming is mogelijk door de aanwezigheid van bijvoorbeeld darmepitheel waardoor de stof niet in het lichaam wordt opgenomen maar wordt uitgescheiden voordat effecten hebben kunnen optreden. Een aardig voorbeeld van de invloed van het gedrag op de blootstelling is: dat van verschillende regenwormen bekend is dat ze met koper verontreinigde grond zoveel mogelijk proberen te vermijden en schonere locaties proberen te bereiken (Van Straalen en Verkleij, 1991). In figuur 6.3 is schematisch weergegeven welke aspecten van belang zijn voor de toxiciteit van stoffen.



Figuur 6.3 Schematisch overzicht van de relatie tussen concentratie van een toxische stof in de grond en het risico van een effect op een organisme (Ragas, 1995).

6.3 Toxiciteitstesten

Een volledige risico-inventarisatie van milieuvreemde stoffen bestaat uit een reeks van onderzoeksstappen:
1. modelstudies (QSAR's);
2. toxiciteitstesten en bio-assay onderzoek;
3. micro- en meso-cosmos studies waarbij een deel van het ecosysteem respectievelijk binnen en buiten wordt nagebootst;
4. modelecosysteem (bijvoorbeeld voor aquatische systemen een proefsloot) en
5. veldonderzoek (ecologisch en epidemiologisch).

Een ideaalbeeld wordt pas verkregen als alle 5 de stappen zijn genomen. Echter voor veel stoffen zijn alleen gegevens beschikbaar op het niveau van 1. en 2. Hierbij worden met name effecten op biochemische en fysiologische processen in het laboratorium gemeten. Voor enkele prioritaire stoffen zijn ook gegevens op niveau 5. Beschikbaar, waarbij bijvoorbeeld effecten op het gedrag van organismen in het veld kunnen worden bestudeerd.

De normen voor bodemsanering zijn vooral tot stand gekomen met behulp van gegevens uit toxiciteitstesten. Veldgegevens over effecten op micro-organismen ontbreken vrijwel volledig en zijn meestal uitsluitend gebaseerd op laboratoriumproeven; gegevens op het niveau van 3, 4: een (proef) ecosysteem, laat staan op niveau 5. zijn nog vrijwel niet beschikbaar. Een uitgebreide risico-inventarisatie ontbreekt dus van de meeste stoffen.

Behalve dat alleen op laboratorium-schaal veel gegevens beschikbaar zijn, is ook niet aan alle organismen evenveel aandacht besteed. In vrij recent onderzoek door het IVM is aangegeven dat voor zware metalen aardig wat toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn terwijl die voor PAK's en PCB's nog ontbreken. In tabel 6.1 is de leemte in de kennis duidelijk aangegeven.

Bij toxiciteitstesten worden organismen langere tijd aan een toxische stof blootgesteld en wordt vastgesteld 1. of, 2. bij welke concentratie en 3. na welke periode, meetbare effecten waarneembaar zijn. Daarbij wordt grotendeels voorbij gegaan aan de in de vorige paragraaf genoemde aspecten met betrekking tot beschikbaarheid van de toxische stof. Hoewel een groot aantal nadelen en beperkingen te noemen is van het uitvoeren van toxiciteitstesten en het maken van de vertaalslag van de laboratorium- naar de veldsituatie zullen we in deze studie uitgaan van deze gegevens.

In hoofdstuk 7 van dit rapport worden van een aantal stoffen de resultaten besproken van toxiciteitstesten. Daarbij worden bijvoorbeeld gemeten: sterfte, groei, reproductie, mineralisatie en nitrificatie. Parameters die worden gebruikt in die toxiciteitstesten zijn onder andere de NOEC, LOEC, EC_{50} en de LC_{50} zoals reeds in hoofdstuk 2 zijn beschreven. In het hier volgende worden enkele 'endpoints' kort beschreven die in hoofdstuk 7 aan de orde komen.

Tabel 6.1 Overzicht van de aanwezige kennis met betrekking tot milieuvreemde stoffen in de verschillende groepen organismen (Tolsma et al., 1991).

organismen	zware metalen	bestrijdingsmiddelen	PCB's	PAK's
regenwormen	3	2	0	0/1
pissebedden	3	0	0	0/1
slakken	2	0	0	0
springstaarten	2	0	0	0
spinnen	2	0	0	0
honingbijen	1	2	0	0
nematoden	1	1	0	0
spitsmuis	2	0	0	0
mol	2	0	0	0
bunzing	1	0	1	0
koolmees	1	0	0	0
kerkuil	1	1	0	0
bonte vliegenvanger	1	0	1	0
brandnetel	3	0	0	0
witbol	3	0	0	0

0: geen kennis met betrekking tot de aanwezigheid van de stofgroep in de organismen
1: enige kennis aanwezig
2: redelijk wat kennis aanwezig
3: zeer veel kennis aanwezig.

Kader 6.1 Toxiciteitstesten.

Een probleem bij de interpretatie van de vele toxiciteitsgegevens is dat in de verschillende testen gebruik is gemaakt van verschillende omstandigheden (temperatuur, grondtype, pH, etc.) en van verschillende organismen waardoor vergelijking van de vaak sterk uiteenlopende resultaten moeilijk is. Zo zijn bijvoorbeeld in verschillende effectstudies voor kwik NOEC-waarden gevonden in een range van 10 tot 1000 µg /g grond (Van Straalen en Verkleij, 1991). Een ander probleem is dat de toxiciteitstesten worden uitgevoerd met één soort (gestandaardiseerde) grond, waar de verontreinigende stoffen in de gewenste concentratie aan worden toegevoegd. Extrapolatie naar andere grondsoorten en naar een andere concentratie brengt veel onzekerheden met zich mee. De aan de grond toegevoegde verontreinigende stof geeft overigens ook mogelijk bij een andere concentratie effecten dan dezelfde concentratie van de betreffende stof die al lange tijd in de grond aanwezig is (‘aging’). Indien een combinatie van verontreinigende stoffen aanwezig is, is onzeker op welke manier de stoffen elkaar beïnvloeden en effecten versterken dan wel verzwakken (Hensbergen en Van Gestel, 1995).

Effecten op bodemprocessen (micro-organismen)

Uit laboratoriumproeven zijn gegevens beschikbaar gekomen over hoe bodemprocessen door de aanwezigheid van toxische stoffen geremd kunnen worden. Hoewel we in dit rapport spreken over effecten op *bodemprocessen* is sprake van effecten op *bodem-micro-organismen* die worden afgemeten aan verschillende bodemproces-parameters zoals bodemademhaling, enzymactiviteit, stikstofmineralisatie, etc. Het gaat hierbij over somparameters, waardoor niet bekend is welke organismen wel, en welke geen effect ondervinden. Dit betekent dat een soortverschuiving niet tot uiting hoeft te komen in de gemeten parameters, en dat gemeten verschillen niet door soortverschuiving hoeven te komen.

In de grond treden een zeer groot aantal oxidatie- en reductiereacties op waarbij bacteriën en schimmels een onmisbare rol spelen. Een van de belangrijkste oxidatiereacties is bijvoorbeeld de afbraak van organisch materiaal door bacteriën en schimmels (zie ook hoofdstuk 3). Remming van de activiteit van deze bacteriën kan leiden tot vermindering van de afbraak van organisch materiaal. Organische stof in de grond bestaat uit plantenresten, dode dieren, mest, etc. Zij varieert van makkelijk tot zeer moeilijk afbreekbare verbindingen. Met name schimmels en (aërobe) bacteriën verzorgen het verkleinen van de koolstofverbindingen en de afbraak:

- Koolstofmineralisatie: het proces waarbij door micro-organismen organische plantenresten worden omgezet in CO_2, en H_2O.

Indien volledige afbraak plaatsvindt, wordt geen humus-laag of veen gevormd.

Voor plantaardige productie is de stikstofhuishouding in de grond van wezenlijk belang. Het overgrote deel van de stikstof is in de grond in organische vorm en voor planten niet direct beschikbaar. Bacteriën kunnen zorgen dat de stikstof wel voor planten beschikbaar wordt. De belangrijkste omzettingsprocessen hierbij zijn:

- Stikstofmineralisatie: het proces waarbij door micro-organismen het organisch gebonden stikstof wordt omgezet in anorganische vorm (NH_4);
- Ammonificatie: omzetting door bacteriën van organisch gebonden stikstof in ammonium (NH_4^+);
- Nitrificatie: omzetting door bacteriën van ammonium in nitriet (NO_2^-) en nitraat (NO_3^-).

Het zogenaamde C/N-quotiënt van plantenmateriaal wordt als maat voor de afbreekbaarheid gehanteerd. Gedurende de afbraak neemt het C/N-quotiënt af. Een hoog C/N-quotiënt gaat dus meestal gepaard met een langzame afbraak

Een ander proces dat wordt gemeten in toxiciteitstesten is:

- H_2-oxiderend vermogen: Oxidatie van H_2 is een belangrijke reactie in de bodem waarbij H^+-ionen vrijkomen die in reductiereacties gebruikt worden.

Bovenstaande processen zijn mogelijk door de ademhaling door aërobe micro-organismen. Vermindering van de mogelijkheden voor ‘bodemademhaling’ betekent dus dat de kringlopen verstoord worden. Duidelijk is dat verstoring van bodemprocessen als gevolg van de aanwezigheid van toxische stoffen het ecosysteem nadelig kan beïnvloeden. Bij verschillende bodemprocessen speelt het bodemtype een rol in de mate van remming. Over het algemeen geldt dat de invloed van toxische stoffen op micro-organismen in kleigrond lager is dan in zandgrond.

De hier genoemde processen geven slechts een illustratie van de vele processen die worden verzorgd door micro-organismen. De groep van micro-organismen bestaat uit zoveel verschillende organismen met uiteenlopende fysiologische eigenschappen dat op voorhand duidelijk is, dat de gevoeligheid voor toxische stoffen zeer verschillend zal zijn. Voor bijvoorbeeld algen zijn enkele soorten goed toxicologisch onderzocht, echter als geheel is over de ecotoxicologie van de micro-organismen nog weinig bekend: ‘terra incognita’ zoals Admiraal en Van Beelen schrijven (in: Hekstra en Van Linden, 1991).

Effecten op lagere bodemorganismen

Voor een groot aantal stoffen zijn toxiciteitstesten met lagere bodemorganismen gedaan (macro- en mesofauna). Gebruikte testorganismen hierbij zijn verschillende soorten

regenwormen (Oligochaeten), slakken (mollusken), aaltjes, mijten en springstaarten die aan één of meer concentraties van de betreffende toxische stof worden blootgesteld. Effecten die worden gemeten zijn: reproductie-remming, groeiremming en sterfte. Het is mogelijk dat bij de onderzochte concentratie geen effect wordt waargenomen, in dat geval wordt dit met de NOEC weergegeven. Voor een goed inzicht in de mogelijke effecten zou een toxiciteitstest bij een aantal verschillende concentraties moeten worden uitgevoerd, waardoor de concentratie kan worden bepaald waarboven effecten worden waargenomen en waarbij net geen effect kan worden waargenomen. In figuur 6.4 is ter verduidelijking een theoretische *dosis-effect relatie* grafisch weergegeven zoals die kan worden opgesteld door het fitten van een curve door de meetresultaten. Indien weinig meetresultaten beschikbaar zijn blijft onbekend bij welke concentratie nog wel, en bij welke concentratie geen effecten zullen optreden.

Figuur 6.4 Voorbeeld van een dosis-effect-relatie zoals nodig is om van een stof vast te stellen bij welke concentratie wel, en bij welke concentratie nog geen effecten te verwachten zijn.

Effecten op planten

Planten nemen water en de meeste voedingsstoffen uit de bodem op. Bij bodemverontreiniging kunnen ook toxische stoffen worden opgenomen die schadelijke effecten op de plant kunnen uitoefenen. In hogere planten zullen de cellen in de wortels veelal als eerst worden beschadigd. Hoe ernstig het effect is, of welke combinatie van effecten meetbare vergiftigingsverschijnselen of letale effecten veroorzaken is verschillend voor iedere plantensoort en afhankelijk van de combinatie met de grondsoort en andere milieuomstandigheden. In het algemeen zullen bij lagere planten en eencelligen bij een lager concentratie-niveau letale effecten optreden als gevolg van bodemverontreiniging (Ross, 1994). Interessant in dit opzicht is de gevoeligheid van mycorrhiza (zie kader 6.2).

Kader 6.2 Mycorrhiza.

Een groep organismen die gevoelig zijn voor bodemverontreiniging zijn de mycorrhiza, zoals vooral bekend is geworden naar aanleiding van onderzoek naar de effecten van zure regen. Een mycorrhiza is een schimmel die in symbiose leeft met een plant. Het wortelsysteem van de plant of boom is ingekapseld door een netwerk van hyfen van de schimmel: de mycorrhiza. De plant voorziet de schimmel van koolstof en energie via de fotosynthese producten en de schimmel exploiteert met zijn hyfen de grond rond de wortel over een grotere afstand, waarvan de plant profiteert in de voorziening met voedingsmineralen (Locher en de Bakker, 1990). Aantasting van de mycorrhiza of de plant door bodemverontreiniging kan de symbiose verstoren en daarmee het ecosysteem.

Effecten op hogere dieren

Voor hogere diersoorten vormt predatie van bijvoorbeeld regenwormen en andere lagere bodemorganismen een belangrijke route en een eerste stap voor verontreinigende stoffen vanuit de bodem naar de voedselketen. Regenwormen accumuleren bijvoorbeeld PCB's, lood, etc., en kunnen deze vervolgens doorgeven aan hun predators zoals mol, spitsmuis etc. Deze laatsten op hun beurt geven de contaminanten weer door aan toppredators zoals vos en roofvogels. Aan de hand van gemeten accumulatiepatronen kan de uiteindelijke concentratie van een stof in bijvoorbeeld kleine zoogdieren worden berekend, welke vervolgens kan worden vergeleken met de giftige dosis. Deze exercitie is in deze studie niet uitgevoerd, ondermeer omdat vrijwel geen gegevens over de eerste stap (concentraties in wormen en andere lagere bodemorganismen) bekend zijn.

Veelal is niet bekend welke concentratie in de bodem direct gevaarlijk is voor hogere dieren. Deze concentratie kan wel afgeleid worden van de humane interventiewaarde, waarbij uitgegaan is van relatief weinig contact van mensen met de bodem vergeleken met het contact dat kleine zoogdieren hebben met deze zelfde bodem. Bovendien is de actieradius van knaagdieren lager waardoor ze sterker afhankelijk zijn van de (verontreinigde) locatie. Het valt daarom te verwachten dat dieren, uitgaande van vergelijkbare fysiologische functies als de mens, meer risico lopen bij concentraties rond de humane interventiewaarde dan de mens. Bij welke concentratie deze risico's optreden behoeft nader onderzoek.

7. Effecten van de aandachtsstoffen op het bodemecosysteem

In dit hoofdstuk wordt eerst een algemene beschrijving gegeven van effecten van zware metalen en organische verbindingen op organismen, vervolgens wordt ingegaan op de in hoofdstuk 5 geselecteerde aandachtsstoffen. Aan de hand van beperkte literatuur op het gebied van normstelling en enige aanvullende literatuur wordt een beeld geschetst van de toxiciteit van de verschillende stoffen en stofgroepen voor een bodemecosysteem. Voor de grafieken is gebruik gemaakt van een deel van de data die ten grondslag liggen aan de wetenschappelijke onderbouwing van de ecotoxicologische interventiewaarden.

7.1 Effecten door zware metalen

Met zware metalen worden de metalen bedoeld die een dichtheid bezitten groter dan 5 g/cm^3. Sommige zware metalen vormen een essentieel bestanddeel in bepaalde enzymen van mens en dier en juist daarop berust vaak de toxische werking: te hoge concentraties ontregelen deze enzymsystemen doordat een essentieel element als mangaan of ijzer wordt vervangen door een in overmaat aanwezig, niet geschikt element als kwik of lood.

Micro-organismen

Zware metalen kunnen de activiteit van bodem-micro-organismen beïnvloeden. Zo wordt bijvoorbeeld de activiteit van enzymen geremd waarbij geldt dat kwik voor veel soorten de meest toxische stof is in vergelijking tot andere zware metalen (Domsch in: Bar-Yosef et al., 1989).

Planten

Eenmaal in de bodem kunnen toxische metalen door planten worden opgenomen, naar de bovengrondse delen worden getransloceerd en zo in de voedselketen terechtkomen. Verschillende fysisch-chemische en biologische factoren bepalen of opname van belang is zoals de aanwezigheid van kleimineralen in de grond en de zuurgraad en redox-potentiaal, maar ook de soort plant en de wijze van bewerking van de grond (Gambrell en Patrick in: Bar-Yosef et al., 1989). Een belangrijk verschijnsel is, dat de plant de voedingsstoffen, maar ook zware metalen selectief opneemt. Sommige metalen worden daardoor makkelijk opgenomen in de voedselketen zoals zink en cadmium, terwijl dat voor andere metalen, zoals lood en kwik, minder van belang is (Domsch in: Bar-Yosef et al., 1989). Overigens is het interessant dat een aantal hogere planten, zoals het zinkviooltje, metaaltolerantie hebben ontwikkeld door langdurige blootstelling aan hoge gehaltes zink, cadmium, koper en lood. Het zijn overigens met name enkele langzaam groeiende kruidgewassen die metaaltolerantie kunnen ontwikkelen. De meeste planten kunnen de noodzakelijke aanpassing niet maken en gaan daardoor sterk achteruit. Bij hoge concentratie zware metalen in de bodem kan soortenverarming en verandering van de samenstelling plaatsvinden.

De opname van zware metalen in de cellen van de plant verloopt via dezelfde processen als de opname van essentiële nutriënten. Planten nemen metalen voornamelijk op als deze in

anorganische, opgeloste vorm in het bodemwater voorkomen. De speciatie van een verontreinigende stof is dus van groot belang voor de mogelijkheid van opname. Bij blootstelling van planten aan verhoogde concentratie zware metalen vindt in het algemeen accumulatie plaats in de wortel en wordt een gering deel verplaatst naar de spruit (Verkleij en Ernst in: Hekstra en Van Linden, 1990).

Ook van paddestoelen en mossen is bekend dat er soorten zijn die zware metalen accumuleren. De mate van accumulatie en de gevoeligheid is echter sterk afhankelijk van de stof en de soort. Naar de effecten van toxische stoffen op paddestoelen is nog niet zo veel onderzoek uitgevoerd. Vooralsnog is niet met zekerheid te zeggen of de achteruitgang van sommige soorten (ten dele) aan zware metalen kan worden toegeschreven (Arnolds et al. in: Hekstra en Van Linden, 1990).

Tenslotte is gebleken dat sommige soorten mycorrhiza erg gevoelig zijn voor zware metalen. In de aanwezigheid van toenemende hoeveelheid zware metalen zijn de volgende effecten aangetoond (Domsch in: Bar-Yosef et al., 1989):

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

Overige dieren

Van regenwormen, pissebedden en slakken is bekend dat ze het vermogen hebben om zware metalen uit de bodem in hun lichaam te concentreren (Hopkin, 1989). Als gevolg hiervan worden de Insectivora (mol, bosspitsmuis) aan veel hogere gehalten blootgesteld dan de herbivore Rodentia (aardmuis). In overeenstemming hiermee is gevonden dat de gehalte lood en cadmium in nier en lever van deze dieren sterk uiteenliepen. In een verontreinigd terrein kan de belasting van de mol zo hoog zijn dat nierschade op kan treden, terwijl in hetzelfde terrein de aardmuis nauwelijks gevaar loopt (Ma, 1987; Ma et al., 1991).

Beschikbaarheid en mobiliteit

Transport door de grond en biobeschikbaarheid van zware metalen wordt vooral bepaald door de aanwezigheid van organisch materiaal. Adsorptie (complexvorming) van metalen aan vaste organische deeltjes verlaagt namelijk de transportsnelheid via het grondwater en vermindering van de biobeschikbaarheid. Overigens kunnen micro-organismen ook de beschikbaarheid van zware metalen, die complexen vormen met de organische stof, verhogen. Door consumptie van het organische deel worden de metalen vrijgemaakt. Dit geeft aan hoe complex deze materie is waarbij interacties tussen organismen en de toxische stof de toxiciteit van de stof bepalen.

7.2 Lood (Pb)

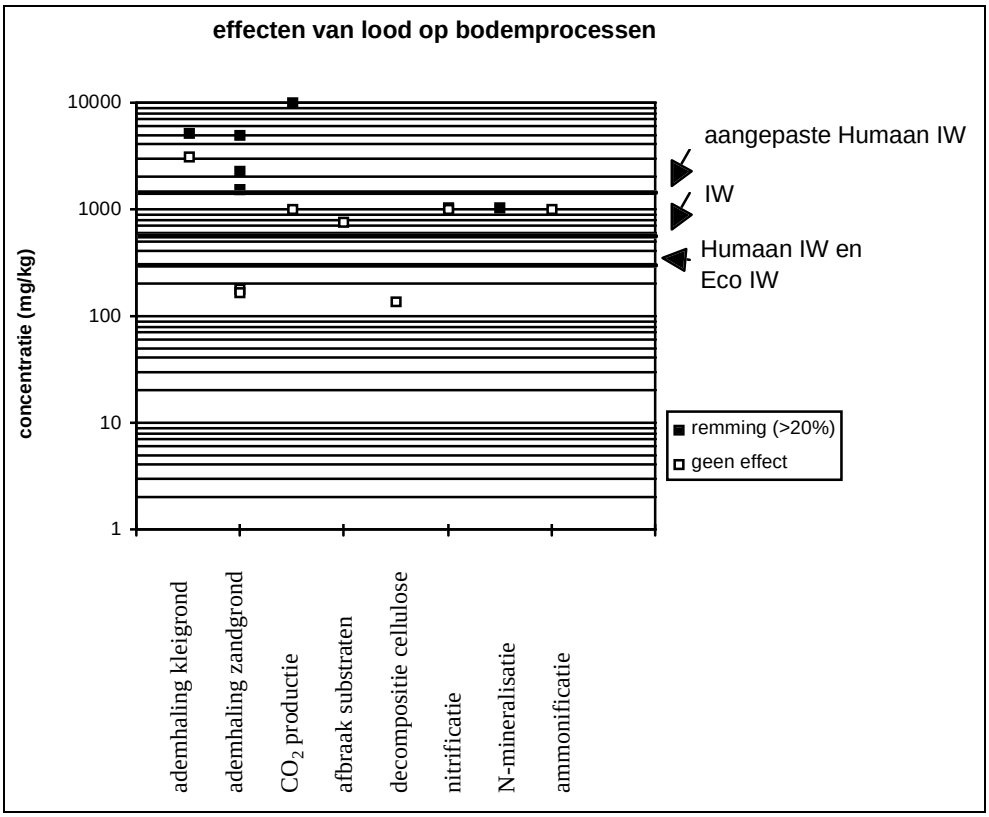
Bodemverontreiniging met lood is meestal het gevolg van ambachtelijke activiteiten in het verleden, zoals bijvoorbeeld bij de productie van loodwit in zogenaamde loodwitfabrieken, maar ook bij de productie van tegels, het verven of bedrukken van textiel en bij het pottenbakken. Daarom dat juist op locaties in het oude centrum van Amsterdam (historische) bodemverontreiniging met lood voorkomt (Van Eijk, 1991). Daarnaast is lood een algemene

verontreiniging van wegbermen (hoge concentraties) door het inmiddels bijna tot het verleden horende gebruik (organisch) lood toe te voegen aan benzine. Lood komt in het milieu meestal voor in anorganische vorm, als Pb^{2+} of als zeer slecht in water oplosbare loodzouten. De vorm wordt met name bepaald door de pH en de redoxpotentiaal in de grond. Onder bijzondere omstandigheden kunnen organo-lood complexen, tetramethyl- en tetraethyllood, gevormd worden. Daarnaast komt metallisch lood (Pb) in de bodem voor in jachtgebieden door het gebruik van loodhagel. In het hierna volgende verhaal worden metallisch lood en organolood complexen buiten beschouwing gelaten.

Lood (Pb^{2+} of Pb^{4+}) wordt in de bodem en in sediment sterk gebonden aan organische stof of aan kleideeltjes waardoor de beschikbaarheid voor organismen gereduceerd wordt. Door deze sterke binding wordt lood vrijwel niet aangetroffen in grondwater en slecht opgenomen door organismen (WHO, 1989b; Van Straalen en Verkleij, 1991).

Lood en bodemprocessen

Uit de gegevens van Denneman en Van Gestel (1990) blijken bodemprocessen pas bij hoge concentraties geremd te worden door de aanwezigheid van lood (zie figuur 7.1). Het betreft hier concentraties boven de interventiewaarde. De aangepaste humaan IW is de toetsingswaarde die wordt gebruikt voor de functie 'wonen met tuin' waarbij geen actuele humane risico's optreden. In het concentratiegebied tussen de IW en de aangepaste Humaan IW treden dus mogelijk wel effecten op bodemprocessen op.

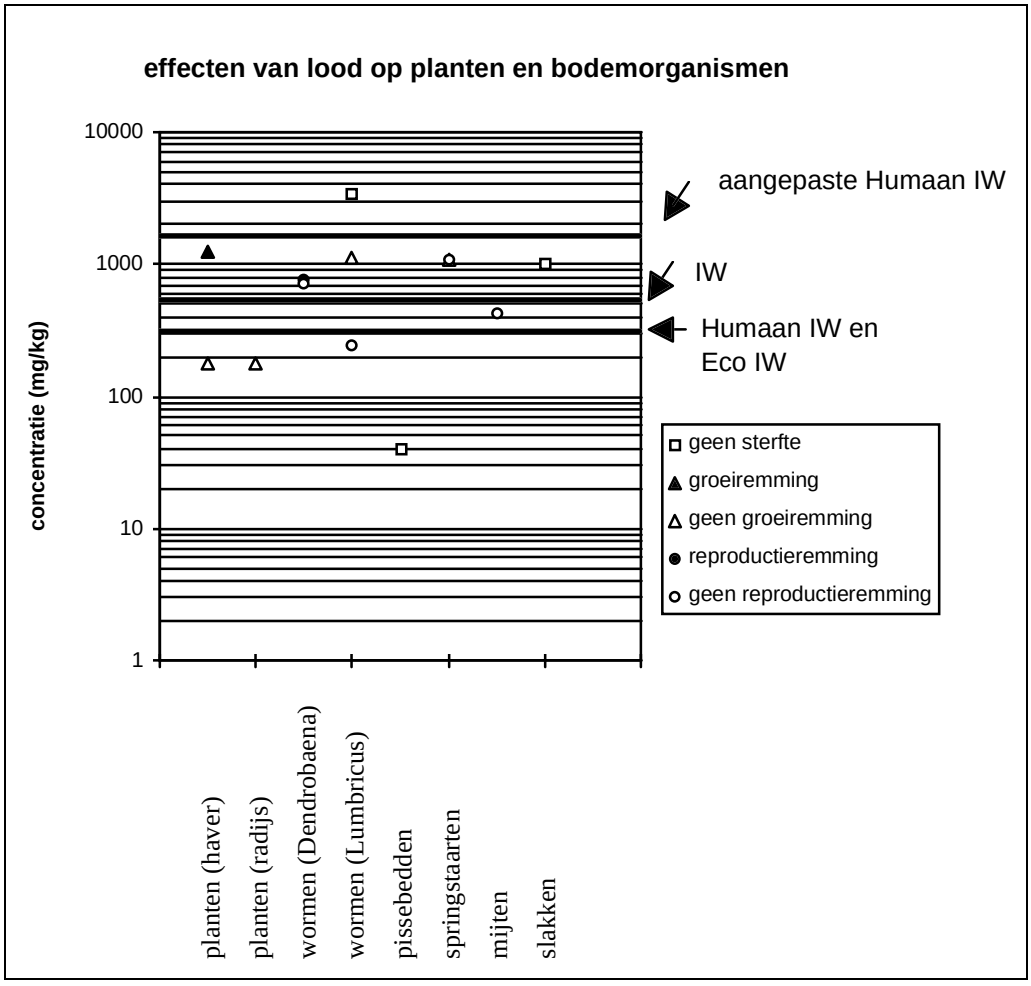


Figuur 7.1 Effecten van lood op bodemprocessen.

Lood en lagere bodemorganismen

In figuur 7.2 zijn de effecten van lood omgerekend naar standaardbodem op bodemorganismen grafisch weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat er geen effecten bekend zijn voor deze organismen bij concentraties onder de IW.

In studies naar opname van lood door regenwormen langs verkeerswegen blijkt dat regenwormen wel lood kunnen opnemen. Accumulatie van lood in organismen is echter gering, slechts in één studie is aangetoond dat concentraties in het organisme tot 4 x de concentratie in de bodem kunnen optreden (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995).



Figuur 7.2 Effecten van lood op planten en bodemorganismen.

Lood en planten

Planten nemen lood op uit de bodem waarna het grootste gedeelte wordt opgeslagen in de plantenwortels in nieuw celwand materiaal terwijl een klein deel naar andere delen van de plant getransloceerd wordt. Planten accumuleren lood over het algemeen niet in concentraties hoger dan in de bodem zelf (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Uit verschillende experimenten blijkt dat bij concentraties lood tussen 100 tot 1000 mg/kg grond bij planten zichtbare effecten waarneembaar zijn (zoals effecten op de fotosynthese en groei) (WHO,

1989b). Uit de gegevens van Denneman en Van Gestel (1990) blijkt dat effecten op planten, in dit geval haver, pas bij concentraties ruim boven de IW, maar wel onder de aangepaste Humaan IW optreden.

Lood en overige dieren

Van lood is bekend dat het door kleine zoogdieren in hoge mate in het lichaam wordt opgenomen door eten van met lood verontreinigde insecten en wormen. In een veldstudie met mollen werd aangetoond dat zij lood opnemen in hun nieren. Daarbij was de concentratie in de nieren van mollen die leefden in een bodem met een hoog organische stof gehalte (10%) en gewone pH (6,5) aanmerkelijk lager dan in mollen in bodem met laag organisch materiaal (2%) en lage pH (4) (Ma in: Donker et al., 1994). Ook zijn bij onderzoek in een gebied dat verontreinigd is met loodhagel sterk verhoogde gehaltes lood in de nier en lever van muizen aangetroffen. Vastgesteld is dat organen van carnivore muizen hogere gehaltes bevatten vergeleken met herbivore of granivore muizen (Elbers en Douben, 1993). In het lichaam van gewervelden verdringt lood de calcium en interfereert met het calcium metabolisme en bepaalde eiwitten en enzymen. De effecten van lood vergiftiging betreffen over het algemeen aantasting van het centrale zenuwstelsel en bij hoge concentraties sterfte. Het is aannemelijk dat door lood aangetaste dieren een gemakkelijke prooi voor predators vormen, die op hun beurt lood zouden kunnen accumuleren. Echter het is de vraag of de eerste stap, opname van anorganisch lood in lagere bodemorganismen, optreedt (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). In dat geval zal ophoping in de voedselketen weinig optreden.

In vogels zijn loodzouten en metallisch lood alleen giftig bij zeer hoge doses door opname in de maag door bijvoorbeeld het eten van loodhagel.

Ontbrekende gegevens

Voor lood zijn relatief veel toxiciteitsgegevens voor bodemprocessen en enkele lagere bodemorganismen. Daarentegen zijn weinig gegevens bekend over de effecten van lood op planten en op overige dieren (met uitzondering van loodhagel). Doorvergiftiging is waarschijnlijk gering waardoor diersoorten hoger in de voedselketen in geringe mate aan lood, als gevolg van bodemverontreiniging, worden blootgesteld.

Conclusies

Er zijn enkele effecten van lood op lagere bodemorganismen te verwachten bij verontreinigingen onder de aangepaste interventiewaarde (1450 mg/kg). Waarschijnlijk is de beschikbaarheid van lood in organisch rijke gronden zoals in Amsterdam echter laag. Bij carnivore dieren hoger in de voedselketen zijn wel verhoogde gehalten aan lood gevonden. Via deze dieren zou door-vergiftiging van lood mogelijk kunnen optreden. Voor niet-carnivoren zijn weinig effecten te verwachten. Loodhagel zal misschien op enkele locaties aanwezig zijn en hier effecten voor vogels kunnen veroorzaken.

Gezien het relatief hoge aantal gegevens, hoewel uiteraard niet alle processen en organismen in kaart zijn gebracht, lijkt er geen hoge prioriteit voor verder onderzoek naar lood bij verontreinigde locaties in Amsterdam.

7.3 Kwik (Hg)

Kwik werd vroeger bij verschillende productieprocessen toegepast, zoals bij de productie van spiegels en van hoeden (vilt werd met kwikchloride gestijfd), maar ook als fungicide en als houtverduurzaammiddel in de houtindustrie (Van Eijk, 1991). Op plaatsen waar deze activiteiten in het verleden zijn ontplooid, zoals langs de Overtoom in Amsterdam, is veelal ook bodemverontreiniging met kwik aangetroffen.

De mobiliteit van kwik is sterk afhankelijk van het gehalte aan organische stof waaraan kwik sterk adsorbeert (Adriano, 1986). Deze adsorptie is vrijwel onafhankelijk van de pH, adsorptie aan kleimineralen treedt op als de pH hoger is dan 5,5.

Na opname heeft kwik neurotoxische, mutagene en teratogene effecten. Bij zoogdieren resulteert vergiftiging met kwik in gebrek aan coördinatie, evenwichtsverlies en gewichtsverlies. Kwik kan in verschillende vormen voorkomen met een uiteenlopende mate van toxiciteit: als anorganisch kwik, als vluchtig metallisch kwik of als organisch kwik. Algemeen kan worden gesteld dat het organische methylkwik de meest gevaarlijke vorm voor het milieu is. Dit blijkt namelijk veel gemakkelijker in organismen te accumuleren dan anorganisch kwik (WHO, 1989a; Van Straalen en Verkleij, 1991).

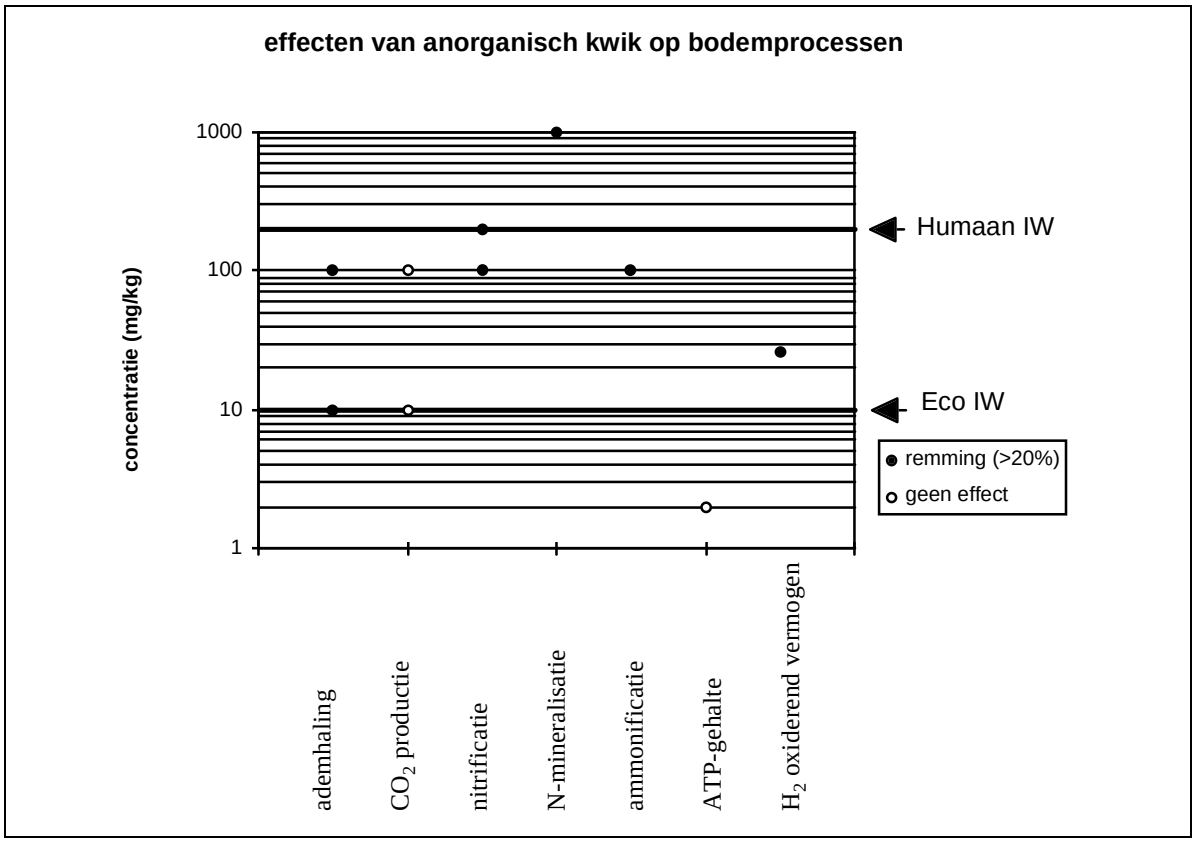
Bij de omzetting van kwikverbindingen door micro-organismen kan vervluchtiging van metallisch kwik plaatsvinden waarbij het zeer giftige mono- of dimethylkwik kan ontstaan.

Kwik en bodemprocessen

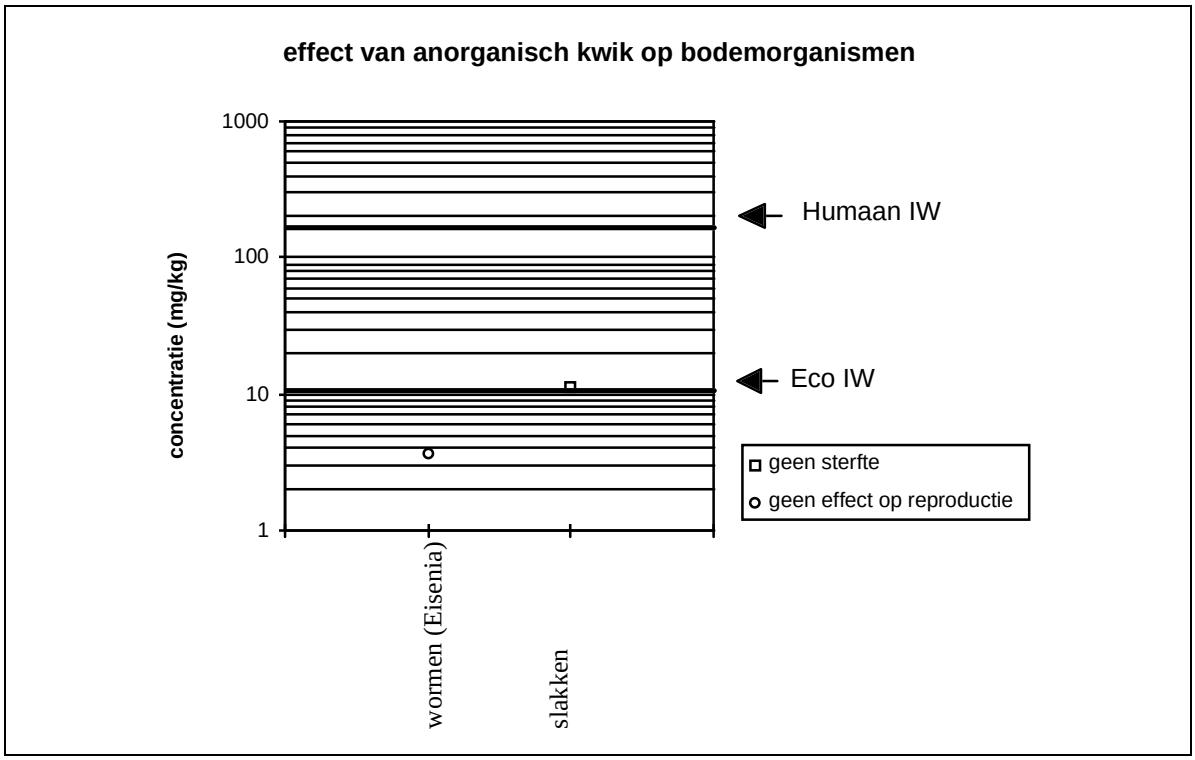
Kwik is al bij lage concentraties toxisch voor micro-organismen, waarbij geldt dat organische kwikverbindingen meer toxisch zijn dan anorganische kwikzouten. Beide kwikverbindingen werden vanwege hun toxische eigenschappen gebruikt als fungiciden. In figuur 7.3 is het effect van het minder giftige anorganische kwik op verschillende bodemprocessen grafisch weergegeven (naar de gegevens van Denneman en Van Gestel, 1990). Uit deze figuur blijkt dat verschillende processen worden geremd bij concentratie tussen de Eco IW van 10 mg/kg en de Humaan IW van 197 mg/kg. Zo wordt bodemademhaling al voor 30% geremd bij concentraties van 10 mg/kg, waarbij de remming oploopt naar 50% bij 100 mg/kg. Ook nitrificatie en ammonificatie worden geremd vanaf concentraties van 100 mg/kg. Bij 200 mg/kg is zelfs sprake van 95% remming van nitrificatieprocessen na 10 dagen. Het H_2-oxiderend vermogen wordt al geremd bij 26 mg/kg, binnen 1 dag treedt al 50% remming op. N-mineralisatie wordt niet geremd door kwik.

Kwik en lagere bodemorganismen

Kwik wordt opgenomen door bodemorganismen, maar zelden tot concentraties hoger dan in de bodem. Uit figuur 7.4 waarin de effecten van anorganisch kwik op bodemorganismen worden getoond (voor een standaardbodem) kan niet worden afgeleid of daarbij ook effecten voor deze organismen ontstaan.



Figuur 7.3 Effecten van anorganisch kwik op bodemprocessen.



Figuur 7.4 Effecten van anorganisch kwik op bodemorganismen.

Kwik en planten

Planten zijn over het algemeen weinig gevoelig voor de toxische effecten van kwik. Wel is een studie bekend waarin 50% van de uien doodging bij een concentratie van 25 mg/kg kwik (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Opname en accumulatie van kwik treedt vooral op in de ondergrondse delen, translocatie binnen de plant is echter gering (Adriano, 1988; Bockting en Van den Berg, 1992).

Kwik en overige dieren

Organische kwikverbindingen zijn giftiger voor vogels dan anorganisch kwik. Vogels die anorganisch kwik via hun drinkwater kregen vertoonden in kortlopende testen bij concentraties boven 300 mg/l verminderde voedselopname en vertraagde groei. Ook bleek anorganisch kwik bij concentraties van 200 mg/kg in het voer effecten te hebben op de voortplanting doordat het broedsucces daalde en de dikte van de eischil verminderde (WHO, 1989a). Bekend is dat vooral roofvogels, die aan de top van de voedselketen staan, ernstig hinder ondervinden tijdens de reproductie indien kwikvergiftiging een rol speelt. Concentraties van 3 mg/kg in het ei resulteert al in een aanmerkelijk daling van de overlevingskans van het embryo (WHO, 1989a). Het gebruik van organische kwik in de vorm van kwik-fungiciden in de aardappel- en bloembollenteelt heeft in het verleden geleid tot sterfte van blauwe reigers als gevolg van kwikaccumulatie in de lever van de vogels. In tabel 7.1 wordt een overzicht gegeven van de giftigheid van organische kwik voor enige relevante vogelsoorten. Kwik kan ook accumuleren in de veren van vogels (Elbers en Douben, 1993). In recent uitgevoerd veldonderzoek in met (onder andere) organische kwikverontreinigde bloembolpercelen is eveneens aangetoond dat kwikconcentraties in prooiorganismen opgebouwd kunnen worden, waarbij no-effect concentraties voor foeragerende vogels overschreden kunnen worden (Epema et al., 1996).

Ook andere toppredators kunnen kwikvergiftigingsverschijnselen vertonen. Bij de nerts bleek 10 mg/kg kwik in het voer na 25 dagen te leiden tot ernstige vergiftigingsverschijnselen. In een Amerikaanse spitsmuissoort bleek 10 mg/kg (op lichaamsgewicht basis) fenylkwikacetaat giftig, terwijl concentraties groter dan 1 mg/kg lichaamsgewicht de reproductie ernstig verstoorde (WHO, 1989a).

Tabel 7.1 Giftigheid van kwikverbindingen voor vogels (WHO, 1989a).

vogelsoort	leeftijd	blootstel-lingsperiode voor 50% sterfte	verbinding	concentratie (mg/kg) in voer
fazant	5 tot 10 dagen	5 dagen	organisch kwik (pesticide)	60-160
			anorganisch kwik	3790
patrijs	9-20 maanden	acuut	organisch kwik (pesticide)	550
duif		acuut	organisch kwik (pesticide)	714
wilde eend	volwassen	acuut	organisch kwik (pesticide)	>2000
	5-10 dagen	5 dagen	organisch kwik (pesticide)	ca. 50
	10 dagen	5 dagen	anorganisch kwik	>5000

Ontbrekende gegevens

De effecten van kwik op lagere bodemorganismen (meso/macrofauna) zijn zeer onduidelijk, evenals de effecten op planten. De uitgevoerde toxiciteitstesten zijn voornamelijk uitgevoerd met anorganisch kwik. Gezien de hogere toxiciteit van enkele organische kwikverbindingen zou aan deze groep meer aandacht besteed moeten worden.

Er zijn slechts twee testen met bodemorganismen uitgevoerd waardoor geen uitspraken gedaan kunnen worden of kwikconcentraties tussen de humaan IW en de Eco IW effecten kunnen veroorzaken. Juist omdat in dit concentratiegebied wel effecten op bodemprocessen aangetoond zijn, ligt het in de lijn der verwachtingen dat bij bodemorganismen ook effecten kunnen optreden. Door het ontbreken van gegevens over deze eerste stap kan de rest van de voedselketen evenmin goed in kaart worden gebracht.

Conclusies

Bodemverontreiniging met anorganisch kwik in concentraties hoger dan de Eco IW (10 mg/kg) kan leiden tot effecten op bodemprocessen. Met name de C-mineralisatie wordt ernstig verstoord. Over organisch kwik is minder bekend, doch bekend is dat organisch kwik giftiger is dan anorganisch kwik. Nadelige effecten op planten en lagere bodemorganismen zijn niet (goed) in kaart gebracht en zijn daarom niet uit te sluiten. Kwik, en dan vooral organisch kwik, leidt gemakkelijk tot doorvergiftiging in diersoorten hoger in de voedselketen, te beginnen met de kleine zoogdieren tot de toppredators zoals roofvogels. Dit geldt met name voor organisch kwik en kan ook zeker een rol spelen in de Amsterdamse situatie. Het verdient daarom aanbeveling om bij een kwikverontreiniging na te gaan in welke vorm kwik aanwezig is en of omzetting naar de meest toxische verbindingen kan optreden. Ook verdient het aanbeveling onderzoek te doen waarmee een indruk verkregen kan worden in hoeverre ophoping en doorvergiftiging van kwik daadwerkelijk kan plaatsvinden in Amsterdamse verontreinigde gebieden. Onderzoek naar de effecten van kwik is, mede gezien het feit dat de Eco IW zeer matig wetenschappelijk is onderbouwd, zeer gewenst.

7.4 Koper (Cu)

Vanwege de goede geleidbaarheid wordt koper veel toegepast in de elektrotechnische industrie, maar ook in diverse andere productieprocessen. Daarnaast wordt koper toegepast in de landbouw in bestrijdingsmiddelen en in kunstmest. Koper is een zogenaamd essentieel

element, hetgeen betekent dat alle organismen kleine tot zeer kleine hoeveelheden koper nodig hebben. Er bestaat echter een aanmerkelijk verschil in koperbehoefte tussen verschillende soorten van organismen.

Koper kan op verschillende manieren aanwezig zijn in bodem: gebonden aan organisch materiaal, gebonden aan kleideeltjes, als neerslag met andere stoffen en opgelost in het waterige deel van de bodem maar de meest algemene vorm is als tweewaardig kation (Cu^{2+}). Deze verdeling wordt in sterke mate bepaald door de pH, de redox potentiaal, en de hoeveelheid klei en organisch materiaal. Bij een hoge pH is bijna alle koper gebonden aan organisch materiaal. Koper blijkt bij pH>7 vrijwel niet door organismen in de bodem te kunnen worden opgenomen, terwijl bij pH<5, mits geen hoog percentage organisch materiaal aanwezig is, koper goed opgenomen wordt door organismen. Koper spoelt weinig uit naar het grondwater (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Vooral in veengrond wordt koper sterk vastgelegd, waardoor in Amsterdam de biobeschikbaarheid over het algemeen gering zal zijn.

Koper en bodemprocessen

Koper veroorzaakt remming van een aantal bodemprocessen bij concentraties onder de humane IW en voor enkele processen zelfs al bij concentraties lager dan de Eco IW. Dit is in figuur 7.5 grafisch weergegeven (gegevens van Denneman en Van Gestel, 1990). Het optreden van een nadelig effect (remming >20%) blijkt in sterke mate af te hangen van bodemkarakteristieken zoals de pH. Bodemademhaling bijvoorbeeld wordt niet geremd in bodems met hoog gehalte organisch materiaal en/of hoge pH (>6). Indien echter beide laag zijn, zoals in een lemige zandgrond met pH van 4,9 en organisch materiaal gehalte van 2%, treedt remming op. Ook remming van N-mineralisatie en ammonificatie zijn afhankelijk van het bodemtype. Voor N-mineralisatie zijn rond 300 mg/kg remmingen gevonden variërend van zelfs 0% tot 80%. Niet duidelijk is welke bodemkarakteristieken voor deze beide processen van belang zijn. Nitrificatie en glutaminezuurafbraak tenslotte zijn gevoelige processen voor koper, en effecten (d.w.z. remming van 75% en 50%) treden in het gehele bereik van Eco IW naar Humaan IW op.

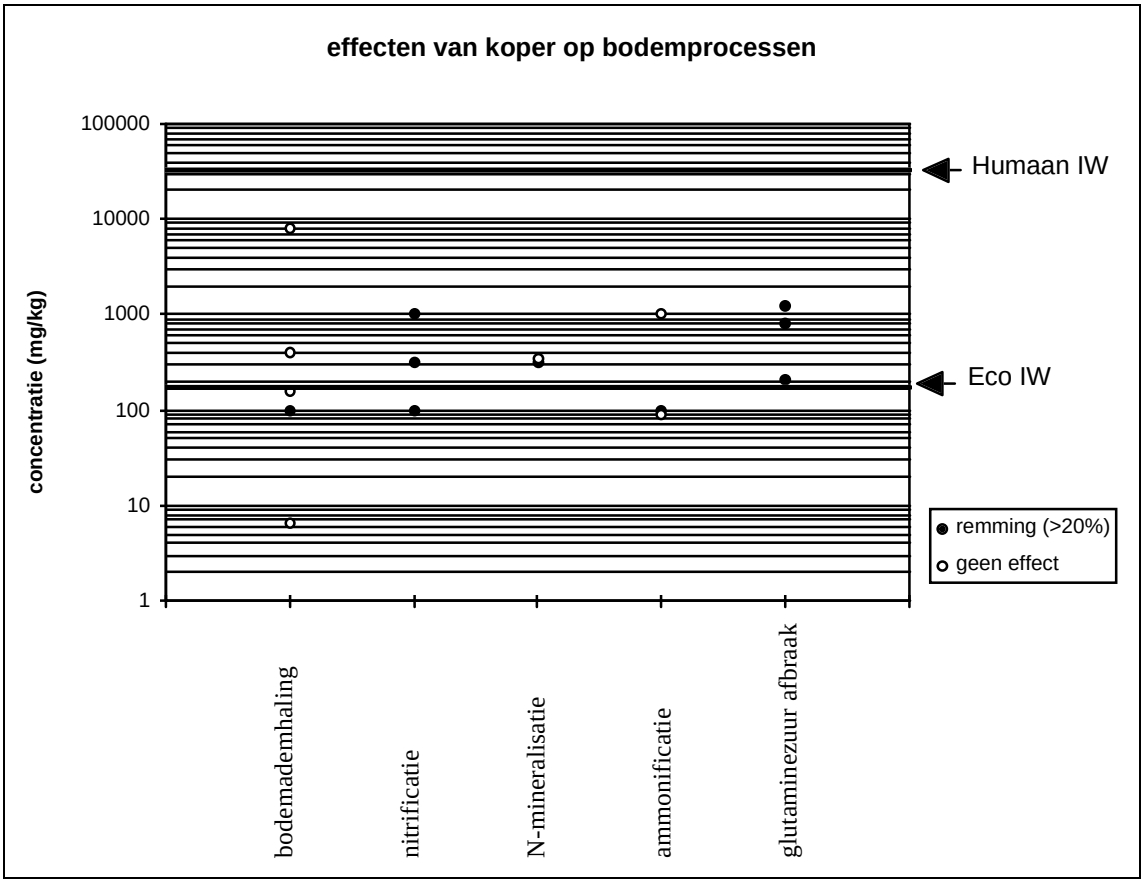
Koper en lagere bodemorganismen

Koper wordt door lagere bodemorganismen opgenomen vanuit de bodem. Regenwormen en pissebedden kunnen daarbij aanzienlijke hoeveelheden accumuleren, tot 15 maal voor regenwormen en zelfs tot 100 maal voor pissebedden. Daarbij geldt dat dit getal lager wordt naarmate de verontreinigingsgraad van de bodem hoger is. Algemene regels voor de hoeveelheid koper die uiteindelijk in een regenworm of pissebed accumuleert zijn, op grond van de huidige wetenschap, niet te geven (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995).

Blootstelling aan koper leidt ook tot vergiftiging en uiteindelijk tot effecten op populatieniveau. In figuur 7.6 zijn de effecten van koper (omgerekend naar een standaardbodem) op bodemorganismen grafisch weergegeven. Uit deze figuur blijkt dat, voor de geteste verbindingen, onder de Eco IW (190 mg/kg) geen effecten optreden op wormen, springstaarten, mijten en slakken (gegevens van Denneman en Van Gestel, 1990). Daarbij moet aangetekend worden dat toxiciteitsproeven met bodemorganismen zelden worden uitgevoerd bij concentraties hoger dan 1000 mg/kg. Bij concentraties rond 1000 mg/kg (voor standaardbodem) werd sterfte waargenomen bij 2 wormensoorten. Eén daarvan, *Lumbricus*, is inheems en is een van

de meest algemeen voorkomende wormensoorten. De range voor deze soort tussen geen effecten op de groei en sterfte is zeer klein: van 700 tot 1200 mg/kg.

Naast bovengenoemde laboratoriumstudies zijn er ook (uiteenlopende) gegevens afkomstig uit veldonderzoek naar de effecten van koper op regenwormen. In boomgaarden in de Betuwe werden geen regenwormen aangetroffen bij koper concentraties vanaf 60 mg/kg, in de bovenste 10 cm (Ma, 1983). Het verstoorde functioneren van het ecosysteem is herkenbaar aan een dikke laag niet of slecht afgebroken organisch materiaal. In een ander studie is aangetoond dat regenwormen uitsluitend in lage tot zeer lage aantallen voorkomen bij koperconcentraties boven 50 mg/kg. Al bij lagere concentratie echter treedt remming van de voortplanting op, die zich uit in een verminderde coconproductie. Tevens veroorzaakt de koper vermindering van de graafactiviteit, hetgeen op langere termijn leidt tot verslechtering van de bodemstructuur (Eijsackers, 1981).



Figuur 7.5 Effecten van koper op bodemprocessen.

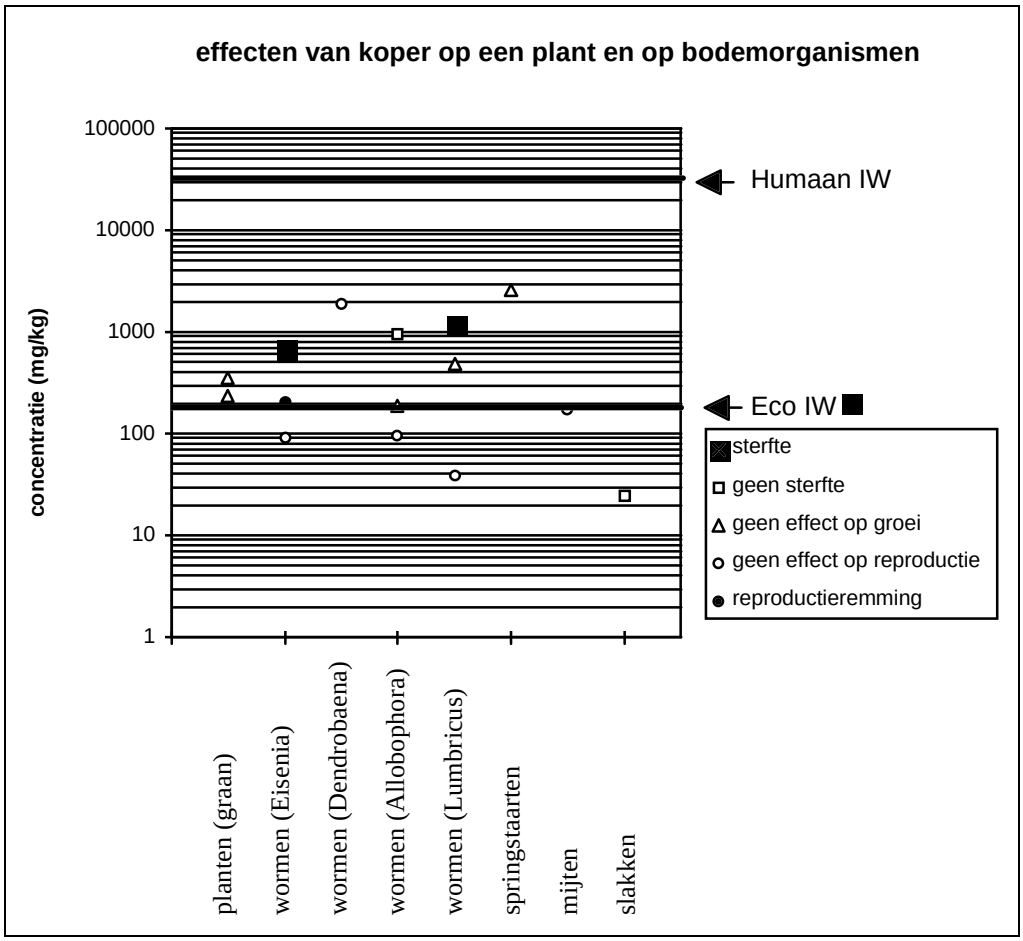
Koper en planten

In planten nemen koperconcentraties toe met toenemende concentratie in de bodem. Daarbij worden de hoogste concentraties gevonden in de ondergrondse delen. Planten kunnen tot ongeveer driemaal de concentratie in bodem in hun wortels opnemen. Gegevens over giftigheid van koper voor planten betreffen voornamelijk voedselgewassen. Nadelige effecten bij gevoelige planten treden op vanaf 25 mg/kg, maar voor de meeste planten pas bij 150-400 mg/kg (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995).

Koper en overige dieren

Een tekort aan koper leidt, zoals bij alle essentiële metalen, bij organismen tot deficiëntie, terwijl een te veel aan koper tot vergiftigingsverschijnselen kan leiden. De marge in concentratie tussen deze twee is vooral voor zoogdieren groot. Voor grotere zoogdieren geldt dat herkauwers gevoeliger zijn dan andere soorten. Van schapen is bekend dat ze gevoelig zijn voor koper en al bij een concentratie van 20 mg/kg in het voedsel effecten ondervinden. Voor kleinere dieren geldt dat vooral cavia's en konijnen erg gevoelig zijn.

Symptomen van chronische kopervergiftiging zijn in eerste instantie vage maar niet ernstige klachten zoals overgeven, pijn, duizeligheid, tremors en uiteindelijk sterfte. Alleen excessieve koper ingestie (300 tot 500 maal de normale opname) leidt bij zoogdieren tot accumulatie in de weefsels (Venugopal en Luckey, 1978). In tabel 7.2 zijn enkele toxiciteitsgegevens voor koper opgenomen. Hieruit blijkt dat sterfte optreedt bij interne concentraties variërend tussen 20 en 600 mg/kg lichaamsgewicht.



Figuur 7.6 Effecten van koper op een plant en op bodemorganismen.

Tabel 7.2 Koper toxiciteit bij zoogdieren (Venugopal en Luckey, 1978).

Stof	diersoort	parameter	dosis (mg Cu/kg lichaamsgewicht)
Cu_2O	rat	LD_{50}	417
CuO	rat	LD_{50}	567
$CuCl_2$	rat	LD_{50}	66,1
$CuO.CuCl_2$	rat	LD_{50}	415
$Cu(NO_3)_2.3H_2O$	rat	LD_{50}	247
$CuSO_4$	muis	LD_{100}	20
	rat	MLD[a]	120
	konijn	LD_{100}	20
$CuSO_4.5H_2O$	rat	LD_{50}	244

[a] Minimale Letale Dosis

In hoeverre deze of andere toxische concentraties daadwerkelijk worden bereikt in kleine knaagdieren in bodemverontreinigingssituaties in Amsterdam is zeer moeilijk te voorspellen. Kleine knaagdieren zullen zeker koper binnen krijgen als zij verontreinigde lagere bodemorganismen eten. Daarnaast zullen zij ook een deel van de opgenomen koper weer uitscheiden. Een betere indruk van actuele concentraties in lagere bodemorganismen is noodzakelijk om te samen met gegevens over voedselopname te kunnen komen tot een modelmatige inschatting van de risico's voor deze groep organismen.

Ontbrekende gegevens

Voor koper is relatief veel onderzoek gedaan naar effecten op bodemprocessen en lagere bodemorganismen. Toch zijn de effecten op vele lagere bodemorganismen niet in kaart gebracht evenmin als de effecten op planten. Voor soorten die wel getest zijn, zijn vrijwel nooit concentraties hoger dan 1000 mg/kg gebruikt. Geen effect bij deze concentratie betekent natuurlijk niet dat dit effect ook afwezig zal zijn bij de veel hogere humaan IW van 31.300 mg/kg.

Voor diersoorten hoger in de voedselketen geldt dat eerst informatie beschikbaar moet komen over concentraties in hun voedsel als gevolg van bodemverontreiniging voordat een inschatting van mogelijk effecten gemaakt kan worden.

Conclusie

Uit de gegevens blijkt dat koper in concentraties tussen de Eco IW (190 mg/kg) en de Humaan IW (31.300 mg/kg) resulteert in een ernstige verstoring van nitrificatie en glutaminezuurafbraak. Processen als bodemademhaling, N-mineralisatie en ammonificatie worden eveneens geremd, afhankelijk van bodemkarakteristieken. Over het algemeen lijkt remming van bodemademhaling eerder op te treden op armere gronden met lage pH.

Koper heeft tevens effecten op planten en regenwormen bij hoge concentraties zoals de Humaan IW. Hoewel niet duidelijk is of alle lagere bodemorganismen effecten ondervinden bij deze concentratie is het wel waarschijnlijk dat dit voor veel soorten geldt. Het concentratiegebied tussen de concentratie waarbij geen effecten op de regenworm Lumbricus te verwachten zijn en dat sterfte optreedt is zeer klein. Bij geringe verhoging van de concentratie boven

de NOEC kunnen al effecten optreden. Bovendien laten veldstudies zien, dat de populatie reeds bij concentraties van 50 mg/kg (onder de Eco IW) effecten kán ondervinden.

In tabel 7.3 wordt nogmaals aangegeven welke processen nadelig worden beïnvloed bij de bepaalde concentratie. Uit deze tabel blijkt dat een ernstige verstoring van het bodemecosysteem kan optreden bij concentraties hoger dan de Eco IW. Zelfs onder deze concentratie wordt al een aanzienlijk aantal processen verstoord. Het gebruik van de Humane IW als saneringsnorm kan, gezien de aard van de verstoorde processen en de waarschijnlijk smalle marge tussen geen effect en effect, leiden tot verstoring van bodemprocessen en van het bodemecosysteem. De aanwezigheid van veengrond in Amsterdam kan de biobeschikbaarheid van koper, en daarmee de toxiciteit beperken. In veldstudies kan juist hier meer aandacht aan worden besteed.

Tabel 7.3 Overzicht van de processen die kunnen worden beïnvloed door koperverontreiniging.

Koper verontreiniging (mg/kg)	geremde processen door koper
190 **=Eco IW**	bodemademhaling in bodem met lage pH en laag OM
	nitrificatie in bodem met laag OM en pH>6
	ammonificatie (afhankelijk van bodemtype)
	glutaminezuurafbraak
	N-mineralisatie (afhankelijk van bodemtype)
	effecten op planten
	effecten op populaties regenwormen
1000	sterfte van de regenworm Lumbricus
10000	nitrificatie in bodem met laag OM en pH<6
31300 **=Humaan IW**	

7.5 Arseen (As)

Arseen komt in gebonden vorm voor als bestanddeel van steenformaties in de aardkorst en komt vrij als bijproduct bij het smelten van koper, lood en nikkel. Bodemverontreiniging met arseen is over het algemeen het gevolg van het gebruik in de landbouw, hoewel deze toepassing tegenwoordig minder is dan in het verleden, en door gebruik in verschillende nijverheden en industrieën zoals glasindustrie en in de productie van verf, cosmetica, keramiek, elektronica en medicijnen (Van Eijk, 1991). Arseen wordt veel toegepast als rodenticide, insecticide, fungicide, bodemontsmetter en herbicide, waaruit simpelweg kan worden geconcludeerd dat er effecten van arseen zijn te verwachten op diverse organismen.

Arseen komt ook van nature in vrij hoge concentraties voor in de bodem. Over het algemeen geldt dat in niet-verontreinigde bodems de achtergrondconcentratie van arseen kan oplopen tot 10 mg/kg (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). In Amsterdam wordt arseen echter niet als probleemstof gezien (Mondelinge mededeling, B. Bosman, 1997).

Arseen wordt meestal tot de groep zware metalen gerekend hoewel het eigenlijk een metalloïde is. Arseen gedraagt zich in het milieu vaak afwijkend van de zware metalen: adsorptie aan organische stof treedt vrijwel niet op, maar binding aan kleimineralen is wel van

belang. De meest algemeen in de bodem voorkomende arseenvormen zijn arseniet (arseenzout zoals $NaAsO_2$) en arsenaat (AsO_4^{3-}). De gereduceerde vorm arseniet (AsO_2^-) is de meest giftige vorm en is veel beter oplosbaar dan de geoxideerde vorm As^{5+} (Duel en Swoboda, 1972). Om die reden wordt arseniet bijvoorbeeld gebruikt voor het verdelgen van aardappelloof (Elbers en Douben, 1993). Onder sterk reducerende omstandigheden zoals in waterbodems ontstaat het slecht oplosbare, en daardoor slecht voor organismen beschikbare, arseensulfide (AsS).

De mobiliteit van arseen is sterk afhankelijk van het soort arseen en van bodemkarakteristieken. Arseen wordt sterk vastgelegd aan ijzer en aluminium en ook bij een hoger kleigehalte is arseen meer in gebonden vorm aanwezig (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). As^{3+} is meer mobiel dan As^{5+}, welke meer in de bovenste laag van de bodem achterblijft. In de bovengrond is arseen daardoor in het algemeen sterk aan de grond gebonden, weinig mobiel en slecht beschikbaar voor organismen.

Arseen en bodemprocessen

Er zijn slechts enkele gegevens bekend over het effect van arseen op bodemprocessen. Stikstofmineralisatie wordt zeer licht (tot 7%) geremd na 20 dagen bij concentraties van 375 mg/kg (Denneman en Van Gestel, 1990). Het is daarom, op grond van deze gegevens, niet aannemelijk dat concentraties rond de Eco IW (40 mg/kg), maar evenmin rond de humane IW (678 mg/kg) ernstige veranderingen in de bodem doen plaatsvinden.

Arseen en lagere bodemorganismen

Uit studies blijkt dat wormen in staat zijn arseen uit de bodem op te nemen, waarbij door accumulatie concentraties worden bereikt die enigszins hoger liggen dan de concentratie in de bodem. Daarnaast zijn er gegevens bekend over de giftigheid van arseen voor regenwormen, waaruit blijkt dat een concentratie van 50 g/m^2 (sproeidosering) effect heeft op de populatiegroei van regenwormen (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Uitgaande van een verspreidingsdiepte van 10 cm en een soortelijk gewicht van minimaal 1 kg/dm^3 komt dit ongeveer neer op 500 mg/kg.

Arseen en planten

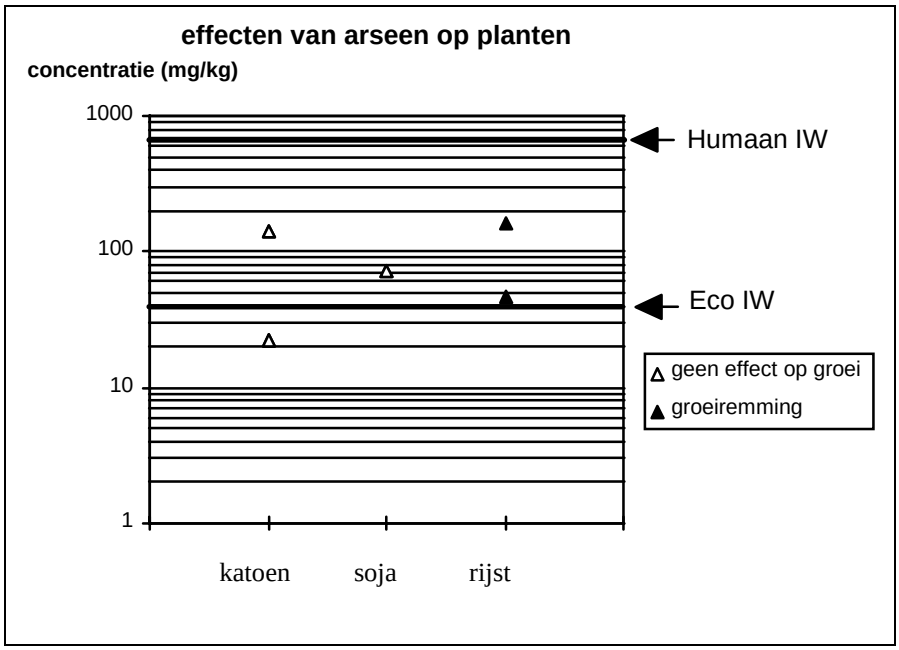
De opname door planten is in het algemeen gering. Alleen As_2O_3 wordt gemakkelijk opgenomen, maar wordt nauwelijks naar de bovengrondse delen getransloceerd. Bij hoge concentraties arseen in de bodem zal accumulatie in de wortels optreden waardoor de plant afsterft (Adriano, 1988). Met name radijs kan grote hoeveelheden arseen accumuleren (Bockting en Van den Berg, 1992).

Bij een aantal planten (katoen, sojaboon) zijn toxiciteitstesten uitgevoerd met As_2O_3. In figuur 7.7 zijn de effecten van arseen omgerekend naar een standaardbodem op twee plantensoorten grafisch weergegeven. Hierbij blijkt dat concentraties onder de Eco IW niet leidt tot groeiremming. Of, en bij welke concentratie, groeiremming optreedt kan op grond van deze resultaten niet worden afgeleid. Arseen heeft wel een nadelig effect op de groei van rijst bij concentraties variërend van 47 tot 160 mg/kg (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Rijst groeit op grond die onder water staat, waardoor deze grond (deels) anaëroob is. Deze anaërobe situatie kan leiden tot hogere mobiliteit en dus een hogere beschikbaarheid van arseen. Dat dit niet representatief is voor de Nederlandse situatie is duidelijk.

Arseen en overige dieren

Van arseen is bekend dat er geen sprake is van ophoping in de aquatische voedselketen. Hoewel regenwormen arseen in lichte mate accumuleren wordt het sterk betwijfeld of verdere ophoping plaats vindt in hogere diersoorten die van regenwormen leven.

Zoals gezegd wordt arseen toegepast als bestrijdingsmiddel, wat zeer waarschijnlijk ook tot effecten kan leiden bij dieren hoger in de voedselketen. Met name de effecten van arseen op knaagdieren (rattengif) zijn bekend. Dit betekent dat effecten bij dieren hoger in de voedselketen te verwachten zijn door het eten van lagere bodemorganismen die arseen hebben opgenomen.



Figuur 7.7 Effecten van arseen op planten.

Chronische vergiftiging met arseen leidt bij de mens tot een aantal vage maar daardoor niet minder ernstige klachten zoals algemene slapte, spierpijn, vorming van maagzweren, spasmen etc. Bij verschillende zoogdieren is sterfte aangetoond bij doses van 2 tot 120 mg per kg lichaamsgewicht (Venugopal en Luckey, 1978). In tabel 7.4 is dit nader weergegeven.

Tabel 7.4 Arseen toxiciteit bij zoogdieren (Venugopal en Luckey, 1978).

Stof	diersoort	parameter	dosis (mg As/kg lichaamsgewicht)
As_2O_3	muis	LD_{50}	32,6
	rat		120
	konijn	MLD[a]	11,3
As_2O_5	rat	LD_{50}	2,6
K_3AsO_3	rat	LD_{50}	7,2
$Ca_3(AsO_4)_2$	muis	LD_{50}	112

[a] Minimale Letale Dosis

Ontbrekende gegevens

Slechts enkele toxiciteitstesten zijn met arseen uitgevoerd. Daardoor is zeer weinig bekend van de effecten van arseen op bodemprocessen, planten en lagere bodemorganismen.

Van arseen is redelijk bekend bij welke concentraties in zoogdieren effecten waarneembaar zijn. Om inzicht te krijgen in de actuele risico's van bodemverontreiniging met arseen voor knaagdieren in Amsterdam zijn deze gegevens echter niet voldoende en moet de relatie zoals bij koper gelegd worden met opname uit de bodem en accumulatie in organismen.

Conclusie

Op grond van de beschikbare gegevens worden geen effecten verwacht van hoge concentraties arseen (tussen 40 en 678 mg/kg) in de Amsterdamse bodem. Echter, hierbij moet worden aangetekend dat zeer weinig bekend is over de giftigheid van arseen in bodem voor planten, bodemprocessen en lagere bodemorganismen. Ook over doorvergiftiging naar hogere diersoorten hebben we onvoldoende kennis. Verder onderzoek naar actueel aanwezige concentraties arseen in lagere bodemorganismen, gecombineerd met gegevens over voedselpatronen van diersoorten hoger in de voedselketen zijn noodzakelijk om de consequenties van arseen bodemverontreiniging voor deze diersoorten in kaart te brengen. Het verdient daarom aanbeveling arseen te betrekken in een veldonderzoek naar effecten van bodemverontreiniging op ecosystemen. Nader onderzoek is tevens van belang omdat de Eco IW zeer matig wetenschappelijk is onderbouwd, waardoor onzeker is of deze norm voldoende bescherming biedt voor het ecosysteem, laat staan de Humaan IW. Echter, zoals al gezegd wordt arseen in Amsterdam niet als probleemstof gezien.

7.6 Zink (Zn)

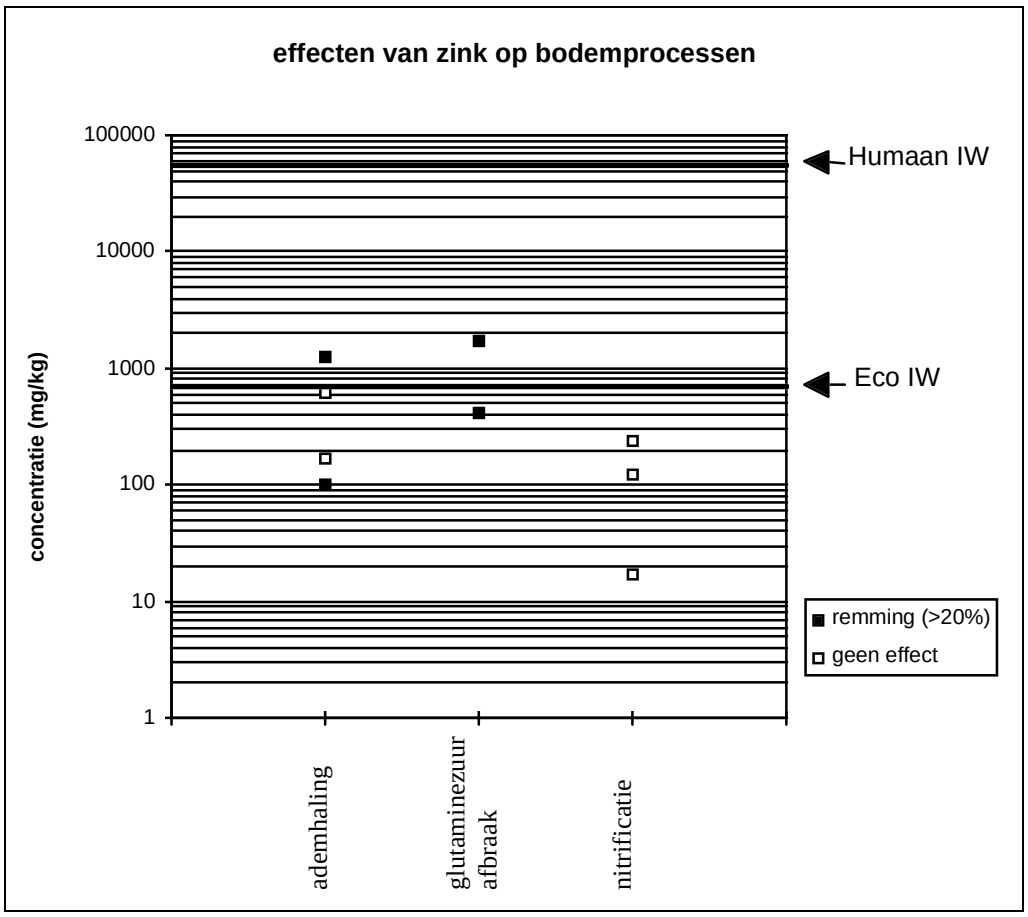
Zink vindt onder andere zijn toepassing in de galvanische industrie. In het verleden werd zink ook toegepast als zinkwit in verf en in zinken dakgoten. In de nabijheid van zinkertsen die aan de oppervlakte komen, treedt bodemverontreiniging op met zink. Hetzelfde treedt op in de buurt van oude zinkmijnen. Op deze locaties wordt veelal een bijzondere aangepaste flora gevonden, zoals het bekende zinkviooltje in Zuid-Limburg. Voor de situatie in Amsterdam geldt echter dat zink niet van nature in hoge concentraties voorkomt.

Zink komt in de bodem bij pH hoger dan 7,7 voor als zinkhydroxyde ($ZnOH^+$), en bij lagere pH in opgeloste vorm (Zn^{2+}). Deze verdeling is, zoals bij de meeste metalen, afhankelijk van de pH, redox potentiaal en hoeveelheid organisch materiaal. Zink adsorbeert aan organisch

materiaal of aan kleideeltjes, maar in mindere mate dan bijvoorbeeld lood en koper, waardoor zink relatief mobiel is in de grond. De hoeveelheid opgelost zink neemt af bij hogere pH, organisch materiaal en CEC. Al bij een pH van 7 en redelijke rijke gronden is slechts weinig zink beschikbaar. In zanderige grond met een lage pH daarentegen is veel zink voor opname beschikbaar. Voor veel Amsterdamse locaties zal dit dus minder relevant zijn.

Zink en bodemprocessen

Ook uit de effecten van zink op bodemprocessen blijkt de invloed van bodemkarakteristieken (zie figuur 7.8, gegevens van Denneman en Van Gestel, 1990). Bodemademhaling is bij een pH van 5 en bij 100 en 1200 mg/kg zink voor 50% geremd in bodem met respectievelijk 2 en 6 % organisch materiaal, terwijl bij pH rond de 7 de hoeveelheid organisch materiaal nauwelijks relevant is. Echter, deze beide getallen liggen ruim onder de humaan IW van 56.500 mg/kg. Ook glutaminezuurafbraak wordt bij gehaltes tot 1700 mg/kg voor 50% geremd, afhankelijk van de bodemkarakteristieken. Geen uitspraak kan gedaan worden over nitrificatie. Dit proces wordt niet geremd bij concentraties onder de 236 mg/kg, doch daarboven is dit onbekend.



Figuur 7.8 Effecten van zink op bodemprocessen.

Zink en lagere bodemorganismen

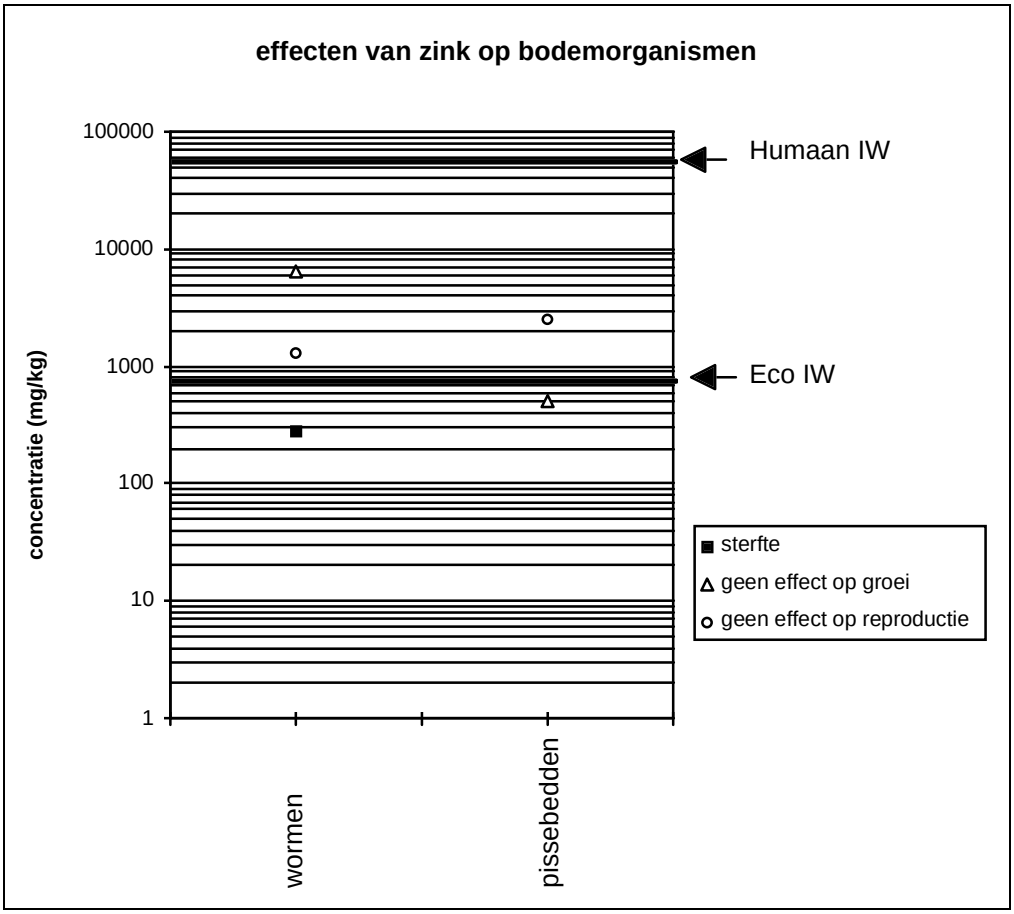
Zink hoopt zich soms op in regenwormen, waar een accumulatiefactor van 0 oplopend tot 100 is vastgesteld (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Er zijn slechts enkele toxiciteits-

gegevens beschikbaar welke, omgerekend naar een standaardbodem, zijn weergegeven in figuur 7.9. Daarbij doet zich het merkwaardige feit voor dat de compostworm *Eisenia* sterft bij een concentratie lager dan die waarbij geen nadelig effect op groei en reproductie kon worden aangetoond. Dit kan verklaard worden door de verschillende bronnen waaruit de gegevens afkomstig zijn en, hoewel de data zijn omgerekend naar een standaardbodem, er blijkbaar toch verschillende processen een rol spelen. Overigens leeft *Eisenia* voornamelijk in composthopen en komt normaliter niet voor in een natuurlijk bodemecosysteem.

Zink en planten

Zink is een essentieel element voor planten, membranen van wortelcellen hebben daarom speciale mechanismen om de opname van zink te bevorderen. Zink wordt opgenomen door planten, maar dit resulteert zelden in ophoping. Echter in sla en waarschijnlijk andere snelgroeiende bladgroenten kunnen wel degelijk grote hoeveelheden zink accumuleren (Bockting en Van den Berg, 1992).

Geen effecten van zink voor planten zijn geconstateerd in de range van 10 tot 800 mg/kg bodem, terwijl effecten pas worden geconstateerd bij concentraties hoger dan 1000 mg/kg (Scott-Fordsmand en Bruus Pedersen, 1995). Deze getallen zijn echter sterk afhankelijk van het bodemtype, waarvoor niet is gecorrigeerd.



Figuur 7.9 Effecten van zink op bodemorganismen.

Zink en overige dieren

Weinig onderzoek is uitgevoerd naar de effecten van zink op dieren hoger in de voedselketen. In tabel 7.5 zijn enkele toxiciteitsgegevens van verschillende zoogdieren gegeven waaruit blijkt dat blootstelling aan relatief lage doses kan leiden tot sterfte. Echter de relatie met bodemverontreiniging is daarbij niet onderzocht.

Ontbrekende gegevens

Uitgebreid onderzoek naar opname en de effecten van zink op zowel lagere als dieren hoger in de voedselketen ontbreekt. Daardoor zijn er geen gegevens bekend van concentraties waarbij nadelige effecten optreden bij planten, lagere bodemorganismen en bodemprocessen.

Probleem bij het beoordelen van de effecten voor zink tot de concentratie van de Humaan IW (56.500 mg/kg) is dat bodemexperimenten zelden worden uitgevoerd bij concentraties hoger dan 1000 mg/kg. Deze gegevens zijn nodig om te kunnen aangeven wat de effecten zijn bij gebruik van de humaan IW in plaats van de veel lagere Eco IW.

Tabel 7.5 Zink toxiciteit bij zoogdieren (Venugopal en Luckey, 1978).

Stof	diersoort	parameter	dosis (mg Zn/kg lichaamsgewicht)
$ZnCl_2$	muis/rat	LD_{50}	168
Zn_2P_3	rat	LD_{50}	34,5
$ZnSO_4$. $7H_2O$	rat	LD_{100}	500
	konijn	LD_{100}	477
$Zn(C_2H_3O_2)_2.2H_2O$	konijn	MLD[a]	416
	rat	LD_{50}	732

[a] Minimale Letale Dosis

Conclusies

Er zijn slechts enkele gegevens beschikbaar over de effecten van zink op het bodemecosysteem. Op grond van bovenstaande kan geconcludeerd worden dat bij concentraties rond de Eco IW (720 mg/kg) al enkele processen verstoord zijn. Gezien het feit dat de Humaan IW veel hoger is dan de Eco IW is het zeer waarschijnlijk dat bij deze concentratie een groot aantal processen verstoord worden. Het verdient daarom aanbeveling zink mee te nemen in een veldstudie naar nadelige effecten van bodemverontreinigingen op ecosystemen.

7.7 Effecten door organische verbindingen

Organische verontreinigende stoffen kunnen ingedeeld worden in apolaire en polaire stoffen. De meeste apolaire verbindingen hebben een hydrofoob (watervrezend) karakter en accumuleren gemakkelijk in vet en organisch materiaal. De meest bekende voorbeelden zijn de gechloreerde koolwaterstoffen (zoals PCB’s) en de polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). De oplosbaarheid van deze stoffen is veelal zeer gering, waardoor ze nauwelijks in de waterfase voorkomen. Het lipofiele karakter is in sterke mate bepalend voor de verdeling van deze stoffen over water en sediment in een aquatisch milieu en over

bodemdeeltjes en bodem- en grondwater in een terrestrisch. Ze zijn in de grond vooral gebonden aan organische stof waardoor de beschikbaarheid en mobiliteit gering is.

Een maat voor de lipofiliteit van een stof is de octanol-water partitiecoëfficiënt K_{ow} welke gedefinieerd is als de verhouding tussen de concentratie van een stof in octanol (de fase die vergelijkbaar is met organische stof in de grond) en die in water, nadat zich een evenwicht tussen de twee fasen heeft ingesteld.

Doorvergiftiging is vooral van belang voor stoffen met een hoge K_{ow} door de accumulatie in vetweefsel van organismen. Voor het berekenen van doorvergiftiging wordt gebruik gemaakt van zogenaamde bioconcentratiefactoren (BCF's). De BCF is de verhouding tussen de concentratie in het (test)organisme en de concentratie in het onderzochte compartiment (water of grond). Opname en accumulatie van organische verbindingen door organismen is afhankelijk van de hydrofobiteit van de stof en het vetgehalte van het organisme.

7.8 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

PAK's vormen een grote groep chemische verbindingen, opgebouwd uit twee of meer benzeenringen. PAK's komen vrij bij verbrandingsprocessen en bevinden zich in olie en creosootachtige verbindingen. Op locaties van voormalige teerkokerijen, nabij scheepswerven, wordt daardoor vaak een PAK verontreiniging aangetroffen (Van Eijk, 1991; Blokker, 1993).

De fysisch-chemische eigenschappen van PAK's zijn in de eerste plaats afhankelijk van de grootte van het molecuul. PAK's kunnen op grond van de molecuulgrootte worden verdeeld in:

- laag-moleculaire PAK's (met 2 of 3 benzeenringen), bijvoorbeeld naftaleen, antraceen en fenantreen;
- hoog-moleculaire PAK's (met meer dan 3 benzeenringen), bijvoorbeeld fluoreen, pyreen, benzo[a]pyreen, benzo[a]antraceen, fluorantheen.

Alle PAK's worden zeer sterk gebonden aan organische stof en zijn daardoor in de meeste Amsterdamse situaties waarschijnlijk weinig mobiel. Algemeen geldt dat de laag moleculaire PAK's meer mobiel en daardoor meer beschikbaar zijn voor organismen dan de hogere PAK's. Daarbij geldt dat hoe meer organisch materiaal aanwezig is, hoe minder voor opname door organismen beschikbaar is. Naftaleen vormt daarin een uitzondering omdat deze verbinding vluchtig is. Echter, vluchtige verbindingen zijn in de bodem ook slecht beschikbaar voor organismen en planten. Daarbij geldt dat de beschikbaarheid van PAK's uit PAK-houdende substanties afhankelijk is van de viscositeit van de substantie. Bij hogere viscositeit neemt de beschikbaarheid en de mobiliteit af. Als PAK's in de bodem voorkomen in teer- en olieachtige substanties zoals op voormalige gasfabrieksterreinen, zal vrijwel geen transport mogelijk zijn en zal opname door planten vrijwel niet plaatsvinden.

Veel organismen in de bodem zijn in staat om PAK's te metaboliseren waardoor accumulatie van PAK's in de bodemorganismen nauwelijks plaatsvindt (Van der Naald et al., 1986).

PAK's en bodemprocessen

Over PAK's en bodemprocessen is geen informatie gevonden. Gezien de effecten die optreden bij lagere bodemorganismen bij concentraties onder de Humaan IW, kan gespeculeerd worden dat ook micro-organismen en dus bodemprocessen effecten kunnen ondervinden bij deze

concentraties. Echter PAK's zijn, zeker in venige grond, slechts in geringe mate beschikbaar voor organismen. In de meer gespecialiseerde wetenschappelijke tijdschriften op het gebied van de microbiologie en toxicologie zijn zeer waarschijnlijk meer gegevens beschikbaar, maar gezien de beperkte tijd is hier geen onderzoek naar uitgevoerd.

PAK’s en lagere bodemorganismen

In recent onderzoek door van Brummelen et al. (1996) zijn voor 5 PAK’s (fluoreen, fenantreen, fluorantheen, benz[a]antraceen en benz[a]pyreen) blootstellingsstudies uitgevoerd met twee pissebedsoorten. Ernstig risico voor het ecosysteem kan worden verwacht bij concentraties tussen 8 en 80 mg/kg, wat in lijn is met de huidige 40 mg/kg interventiewaarde. Na opname van PAK’s in organismen worden metabolieten gevormd die interactie met het DNA kunnen aangaan waardoor mutagene en carcinogene effecten kunnen ontstaan.

In figuur 7.10 zijn de effecten van PAK’s op bodemorganismen weergegeven, waarbij de hoge waarden afkomstig zijn van studies met fluoreen en de lage van fenantreen (gegevens van Denneman en Van Gestel 1990; Van Brummelen, 1996). Hieruit blijkt dat voor fenantreen al bij lage concentraties, onder de Eco IW, effecten optreden voor bodemorganismen. Voor fluoreen worden effecten waargenomen bij concentraties boven de Eco IW maar wel onder de Humaan IW. Hieruit blijkt direct hoe de verschillende PAK verbindingen verschillende toxische eigenschappen kennen. Voor het opstellen van een goed onderbouwde (som) interventiewaarde zijn vooralsnog onvoldoende gegevens beschikbaar.

PAK’s en planten

Planten kunnen in het bodemwater opgeloste PAK’s opnemen maar opname is over het algemeen gering en translocatie naar de stengel treedt vrijwel niet op (Montizaan et al., 1989).

Naast de plantensoort en het type PAK zijn voor de opname de eigenschappen van de grond van belang. Op humusrijke grond zal opname door planten geringer zijn dan in zandgrond (Van der Naald, 1986). Effecten van PAK's op planten zijn nog weinig bestudeerd. Het effect van PAK's op planten is afhankelijk van het type PAK en de soort plant. Onderzoek waarbij planten benzo[a]pyreen als voedingsvloeistof kregen toegediend heeft uitgewezen dat pas bij zeer hoge concentraties (boven de oplosbaarheid) groeiremming optreedt. Dergelijke onderzoeksresultaten zijn echter lastig te vertalen naar concentraties in de bodem, omdat de opname vanuit de bodem veel geringer zal zijn dan uit de gebruikte voedingsvloeistof.

Een groter probleem dan bodemverontreiniging voor planten vormt de atmosferische depositie van PAK's waardoor de bovengrondse delen van planten met PAK's verontreinigd kunnen raken (Van der Naald, 1986).

PAK's en overige dieren

PAK’s zijn al lange tijd onderwerp van studie vanwege hun carcinogene werking. Veel zoogdieren blijken PAK’s goed af te breken waardoor accumulatie ondanks de hoge log K_{ow} relatief weinig optreedt. Helaas is ditzelfde afbraakmechanisme verantwoordelijk voor de vorming van enkele carcinogene PAK-metabolieten. Het vaststellen van een veilige grens is daarom voor dit soort verbindingen uitermate lastig. Verwacht wordt dat in de komende jaren op dit punt meer duidelijkheid zal komen. Voor het huidige onderzoek betekent dit dat er,

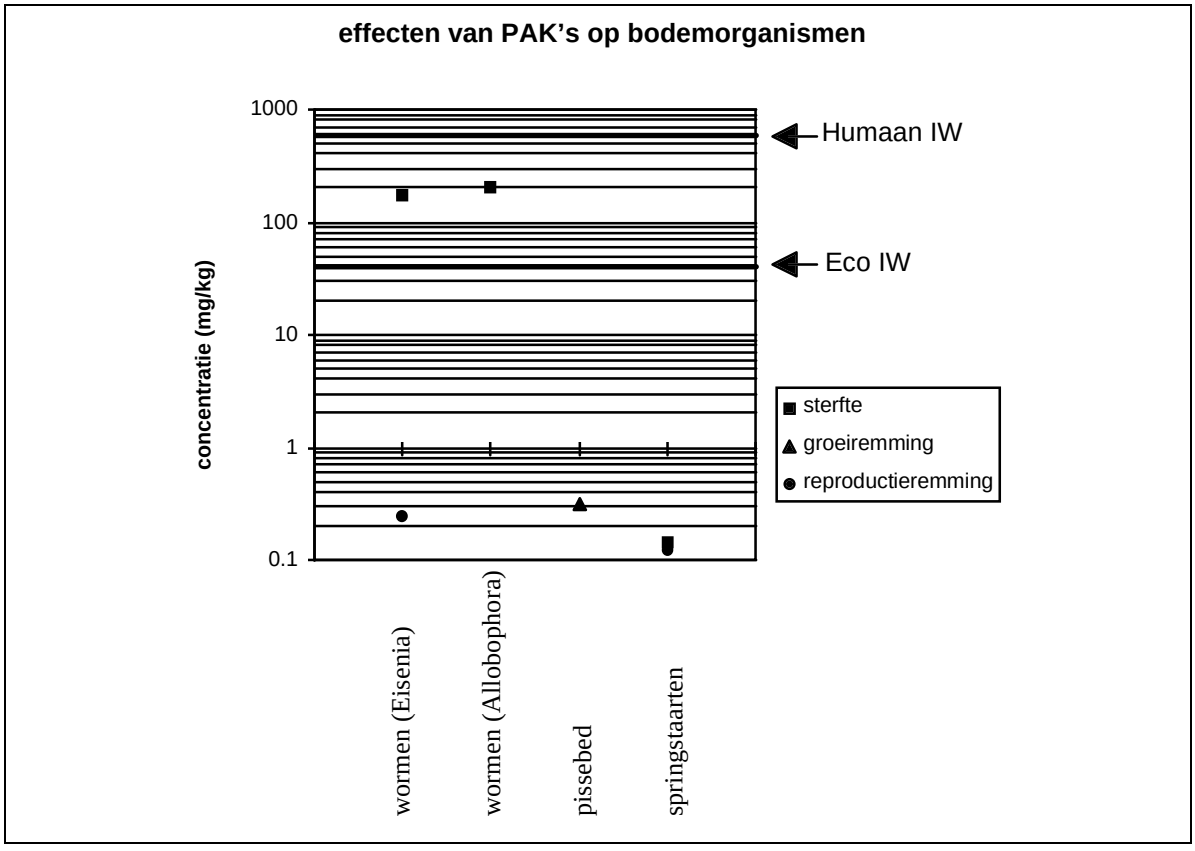
afgezien van carcinogene effecten, geen ernstige effecten op populatieniveau te verwachten zijn (Kalf et al., 1995).

Ontbrekende gegevens

Er is zeer weinig bekend over de toxische effecten van PAK's op bodem-ecosystemen. Zo zijn vrijwel geen gegevens bekend over effecten van PAK's op bodemprocessen en lagere bodemorganismen. De gegevens die bekend zijn geven aan dat er bovendien grote verschillen bestaan tussen de PAK's onderling.

Conclusie

PAK's vormen een zeer grote groep verbindingen met zeer uiteenlopende fysisch-chemische, en toxische eigenschappen. In feit is het niet mogelijk een algemene uitspraak te doen over de toxiciteit van PAK's op individu-niveau, laat staan op populatieniveau. PAK's in de bodem gelden algemeen als weinig mobiel en zijn slechts in geringe mate beschikbaar voor organismen. Dit maakt dat de PAK's als bodemverontreiniging een relatief gering probleem vormen voor het bodemecosysteem en minder interessant zijn voor verder onderzoek.



Figuur 7.10 Effecten van PAK's op bodemorganismen

7.9 Polychloorbifenylen (PCB's)

PCB's omvatten een groep van 209 verschillende verbindingen. Hoewel de PCB's chemisch gezien een tamelijk homogene groep verbindingen vormen, die bestaan uit een bifenylskelet met daaraan op één of meer plaatsen chlooratomen, lopen hun fysisch-chemische eigenschappen toch ver uiteen, afhankelijk van het aantal en de plaats van de chlooratomen. Niet alle PCB's worden als verontreiniging in het milieu aangetroffen (CCRX, 1985). Bodemverontreiniging met PCB's is vrijwel altijd het gevolg van moedwillige stort, onvolledige verbranding van een bepaald soort afval of van industriële ongelukken, waarbij een aantal commerciële mengsels van PCB's (Aroclor 1242, 1248, 1254 en 1260) in het milieu terecht kwamen. Hierdoor kunnen een aantal specifieke PCB's terug worden gevonden in het milieu, terwijl andere juist heel zeldzaam zijn. Bodemverontreiniging met hoge concentraties PCB's is niet algemeen. In Amsterdam is op twee locaties een ernstige PCB-verontreiniging aangetroffen: Volgermeerpolder en Diemerzeedijk.

Deze groep van gechloreerde organische verbindingen worden gerekend tot de meest giftige stoffen vanwege de chronische toxiciteit (met name op de reproductie), de carcinogene werking en de teratogene (vruchtbeschadigende) werking (Van Straalen en Verkleij, 1991). Dit geldt met name voor de zogenaamde dioxine-achtige PCB's die bijna even gevaarlijk zijn als dioxines zelf. De niet dioxine-achtige PCB's zijn aanmerkelijk minder giftig, maar zijn nog steeds zeer potent. Ondanks vele studies bestaat echter veel onduidelijkheid over de risico's van PCB's.

PCB's staan algemeen bekend als zeer slecht afbreekbare stoffen. Onder andere deze eigenschap was verantwoordelijk voor het commercieel gebruik, zoals in transformatoren als koelvloeistof. Daarnaast zijn PCB's zeer hydrofoob, wat betekent dat ze sterk binden aan de organische fractie van de bodem. PCB's hebben een extreem lage oplosbaarheid in water en zijn slecht beschikbaar voor opname vanuit de bodem. Deze eigenschappen maken dat PCB's in het bodemmilieu vrijwel immobiel zijn. Opname door lagere bodemorganismen lijkt voornamelijk plaats te vinden door ingestie van bodemdeeltjes (Belfroid et al., 1995a).

De extreme mate van lipofiliteit van PCB's maakt dat deze verbindingen sterk in vetweefsel van hogere organismen accumuleren, waardoor doorvergiftiging naar bijvoorbeeld visetende vogels (zoals aalscholvers en sterns) en naar zoogdieren (zoals otters) op kan treden (Smit et al., 1996; Leonards, 1996).

De humaan IW norm voor PCB's van 9,11 mg/kg is vrijwel geheel gebaseerd op aquatische toxiciteitsgegevens waarbij tevens rekening is gehouden met doorvergiftiging. Er zijn echter weinig gegevens beschikbaar die de toxiciteit beschrijven voor het terrestrische milieu. Echter ook in bodemecosystemen zijn PCB's waarschijnlijk van belang vanwege het risico van doorvergiftiging.

PCB's en bodemprocessen

Over de effecten van PCB's op bodemprocessen zijn in de bestudeerde rapporten vrijwel geen gegevens gevonden. In een aantal studies is aangetoond dat micro-organismen vooral laaggechloreerde PCB's kunnen afbreken. De afbreekbaarheid neemt af naarmate het aantal chlooratomen toeneemt. Het feit dat PCB's afgebroken kunnen worden door micro-organismen geeft aan dat ze blijkbaar wel beschikbaar zijn en opgenomen kunnen worden door micro-organismen. In de meer gespecialiseerde wetenschappelijke tijdschriften op het gebied van de

microbiologie en toxicologie zijn mogelijk meer gegevens beschikbaar, maar gezien de beperkte tijd is hier echter geen onderzoek naar uitgevoerd.

PCB's en lagere bodemorganismen

Regenwormen zijn in staat PCB's op te nemen, zoals bleek in een studie met grond uit de Volgermeerpolder (Belfroid et al., 1995b). Er lijkt daarbij echter geen sprake van ophoping, want concentraties blijven lager dan in de omliggende bodem. Evenmin worden voor regenwormen giftige PCB concentraties bereikt. Hierbij dient tevens te worden aangetekend dat de concentraties PCB's in wormen lager zijn dan werd verwacht op grond van bestaande rekenmodellen (Belfroid et al., 1995b). Ook voor andere lagere bodemorganismen en planten zijn geen vergiftigingen met PCB's als bodemverontreiniging bekend. Dit wordt geweten aan het feit dat PCB's weinig beschikbaar zijn voor opname doordat zij zeer hydrofoob zijn en vrijwel volledig binden aan organisch materiaal. Daarbij worden zelden extreem hoge concentraties in de bodem aangetroffen, omdat dergelijke concentraties al snel als risicovol voor de mens worden beschouwd en tot sanering wordt overgegaan. Als gevolg hiervan is slechts zeer weinig PCB voor opname beschikbaar en worden voor deze groep organismen giftige concentraties niet bereikt.

PCB's en planten

Hoewel weinig gegevens bestaan over effecten van PCB's op terrestrische planten, is uit aquatisch onderzoek bekend dat PCB's in geringe mate door planten worden opgenomen. Het grootste deel zal echter in de wortels worden opgeslagen terwijl translocatie naar de stengel gering zal zijn. Onderzoek naar de effecten van PCB's op planten (sojaboon, 'pigweed' en biet) heeft aangetoond dat bij extreem hoge concentraties (100 en 1000 mg/kg) groeiremming en remming van wateropname optreedt (Verkleij in: Donker et al., 1994).

PCB's en overige dieren

Doorvergiftiging van PCB's naar diersoorten hoger in de voedselketen en toppredators wordt algemeen erkend als een ernstig probleem. Door het sterk accumulerende gedrag van PCB's in vetweefsels kunnen zij in alle organismen en overal ter wereld worden aangetroffen. Zelfs in de toppredator van het arctische ecosysteem, de ijsbeer, worden PCB's aangetroffen, hoewel PCB's nooit op de Noordpool zijn gestort of gebruikt. Hoewel het daarbij steeds gaat om lage concentraties in de dieren, zijn hogere organismen, waartoe alle gewervelden gerekend kunnen worden, zeer gevoelig voor de effecten van PCB's. Effecten die zijn aangetoond zijn chronische vergiftiging, verstoring van de reproductie, neurotoxiciteit, carcinogeniteit (kankerverwekkend) en teratogeniteit (vruchtbeschadigend).

Door Leonards (1997) zijn ook verhoogde gehalten aan PCB's aangetoond in hermelijn, wezel en bunzing. Hieruit blijkt dat niet alleen visetende dieren, maar ook andere zoogdieren kunnen worden blootgesteld aan PCB's.

PCB's en vogels

Onderzoek naar de concentratie PCB's in water en waterbodem heeft aangetoond dat de aalscholver, visdief, kuifeend en fuut nadelige effecten ondervinden door blootstelling aan

PCB’s (dikte van de eischalen en het afsterven van embryo’s). De relatie tussen PCB’s en vogels die op het land leven en daar hun voedsel verzamelen is minder intensief onderzocht. Wel zijn verhoogde gehaltes PCB’s aangetroffen in roofvogels en uilen, en in eieren van eksters en merels.

Ontbrekende gegevens

Er zijn geen exacte gegevens bekend over toxische verschijnselen bij bodemprocessen en lagere bodemorganismen. Echter, het PCB specifieke aangrijpingspunt is voorbehouden aan gewervelden, die daardoor ook zeer gevoelig zijn voor PCB’s. Voor andere organismen wordt geen specifieke werking verwacht bij afwezigheid van dit aangrijpingspunt. Verwacht wordt dat PCB’s net zo weinig giftig zijn als bijvoorbeeld chloorbenzenen. Het is daarom niet zinvol om deze organismen te betrekken in een onderzoek naar effecten waarbij hoge concentraties nodig zijn. Wel is het noodzakelijk om inzicht te verkrijgen in hoeveel lagere bodemorganismen en planten, als eerste stap in de voedselketen, opnemen vanuit de bodem.

Conclusies

Er is voldoende grond om te veronderstellen dat micro-organismen, lagere bodemorganismen en planten weinig effecten zullen ondervinden van bodemverontreiniging met PCB’s. Dit ligt anders voor hogere organismen, waarbij doorvergiftiging een rol kan spelen. Het is nodig om meer onderzoek te doen om de mate van blootstelling aan deze stoffen te bepalen. Dit kan bijvoorbeeld modelmatig, waarbij de mate van doorvergiftiging wordt berekend en waarvoor alleen gemeten concentraties in lagere bodemorganismen op de vervuilde locaties nodig zijn. Voor de meest verontreinigde locatie in de Volgermeerpolder zijn deze gegevens reeds bekend, maar voor de Diemerzeedijk worden metingen aanbevolen. Modelmatige berekeningen van PCB's in lagere bodemorganismen worden afgeraden vanwege de slechte betrouwbaarheid van de bestaande modellen voor deze groep contaminanten (Alexander, 1995; Belfroid et al., 1996).

7.10 Minerale olie

Minerale olie is een van de meest voorkomende types van bodemverontreiniging. Ook in Amsterdam is op diverse grote en kleine locaties olie in de bodem aanwezig. Minerale olie is een verzamelnaam voor verschillende mengsels van alifatische en aromatische koolwaterstofverbindingen. De samenstelling van de olie (vertakte en niet vertakte, verzadigde en onverzadigde alifaten, vluchtige aromaten, PAK) is afhankelijk van het productieproces en doeleinden van het mengsel.

Als olieproducten in de bodem terechtkomen worden de bodemporiën opgevuld met olie, waardoor het luchtgehalte sterk afneemt en de ademhaling van bodemorganismen wordt geremd. Olie tast celmembranen aan, waardoor de eigenschappen veranderen; het vermogen om zout buiten te houden vermindert bijvoorbeeld sterk. Daarnaast kan olie indirect schade veroorzaken doordat de afbraak van olie door micro-organsimen zuurstof kost; op plaatsen waar de zuurstoftoevoer in de grond slecht is kan hierdoor een tekort aan zuurstof ontstaan met als gevolg wortelsterfte (Beijne, 1995).

Olie vormt een drijflaag op het grondwater en wordt als gevolg van horizontale waterstroming gemakkelijk naar de omgeving verspreid. Als olie zich in het (grond)water bevindt leidt dit tot

nadelige kwaliteit van het water door de geur en smaak. Met name in drinkwatergebieden kan olieverontreiniging daardoor tot ernstige problemen leiden.

Opname van olie door celmembranen is alleen mogelijk als die zich in de vloeibare fase bevinden. Hierdoor is olie alleen beschikbaar is voor organismen als het is opgelost in het bodemwater. Slecht oplosbare olieproducten zoals petroleum zijn in geringe mate beschikbaar voor micro-organismen. Ook adsorptie van olie aan de bodemdeeltjes beperkt de beschikbaarheid voor micro-organismen. Olie kan voor een deel in het bodemwater in opgeloste vorm voorkomen, bij hogere concentraties echter kunnen zich ook oliedruppels vormen waardoor de biobeschikbaarheid verandert (De Jonge, 1996).

Olie en bodemprocessen

Onderzoek naar de beschikbaarheid van olie voor micro-organismen is onder andere uitgevoerd in het kader van landfarming onderzoek, onderzoek naar de mogelijkheid van afbraak van oliecomponenten door micro-organismen. Olie kan namelijk door micro-organismen worden afgebroken tot onschadelijke eindproducten: CO_2 en H_2O, echter voor snelle afbraak zijn optimale omstandigheden nodig die in een natuurlijke situatie niet vaak voorkomen: hoge temperatuur, voldoende beluchting, en voldoende vocht (Freijer, 1994). Landfarming is de techniek waarbij optimalisatie van deze factoren leidt tot maximale beschikbaarheid en daardoor snelle afbraak van de olie door micro-organismen.

Olie en planten

Minerale olie is bij hoge concentraties waarschijnlijk schadelijk voor het bodemecosysteem omdat het functioneren van bodemorganismen wordt belemmerd. Olieproducten worden makkelijk opgenomen door planten en oefenen vaak een direct beschadigende werking uit op de plantenwortels. De effecten van olie op enige kwelderplanten zijn, vanwege de veel voorkomende problematiek van olieverontreiniging op zee, redelijk goed in kaart gebracht. Een oliebelasting van 45 ml olie per m^2 geeft een verschuiving in plantendiversiteit. Zo ondervinden zeeweegbree, zoutmelde en lamsoor ernstige groeiremming van deze hoeveelheid olie, terwijl kweldergras, slijkgras en schorrezoutgras een concurrentievoordeel ondervinden (Evers et al., 1997). Uit deze gegevens blijkt dat planten heel verschillend op olie kunnen reageren. Over het algemeen kunnen planten besmeuring met olie slecht verdragen. In hoeverre deze problematiek ook een rol speelt voor bodemverontreiniging met olie, waar opname van de olie en niet besmeuring een rol speelt en de olie voor een groot deel gebonden zit aan het organisch materiaal, is moeilijk te stellen. Uit de plantengroei op verontreinigde locaties wordt evenwel duidelijk dat er veel plantensoorten zijn die (oude) olieverontreiniging kunnen overleven.

Olie en organismen in het algemeen

De toxiciteit van olie is sterk gerelateerd aan de samenstelling van het mengsel en de chemische structuur en de daarmee samenhangende mate van hydrofobiciteit (Freedman, 1984). Omdat geen algemeen geldende samenstelling van olie kan worden gedefinieerd, is het lastig de effecten van bodemverontreiniging met olie in de grond te definiëren. Bovendien veranderen de eigenschappen van olie sterk in de eerste paar weken. Om deze redenen is er geen ecotoxicologische norm opgesteld voor minerale olie. Systematisch onderzoek ontbreekt.

Onderzoek naar de milieuproblemen met betrekking tot olie is voornamelijk uitgevoerd in verband voor gevallen met waterverontreiniging met olie als gevolg van lozing en lekkage op zee. Zo ondervinden vogels, kleine zeezoogdieren en ongewervelden veel nadeel van olieverontreiniging. Vrijwel altijd zijn deze effecten echter toe te schrijven aan het gedrag van olie in water en niet aan de toxiciteit. Zo veroorzaakt olie in veren en vacht een sterk verminderde isolatie, terwijl de oliefilm op het water, waarschijnlijk vanwege zijn afsluitend vermogen, nadelig is voor vele soorten waterinsecten (Evers et al., 1997). Dit soort effecten zijn daarom weinig bruikbaar voor het terrestrische milieu, doordat olie hier niet zozeer als film aanwezig is en niet in isolerende veren of vacht terecht komt maar sterk gebonden is aan de organische fractie van de bodem.

Enkele algemene zaken met betrekking tot olie in het bodemmilieu kunnen echter wel worden vastgesteld. Zo zijn toxiciteitsgegevens bekend van olie die terecht kwam in onderwaterbodem. Vooral verse olie is toxisch. Toxische effecten voor onderwaterbodem bewonende marine ongewervelden traden op bij 10-20 mg verse olie per kg droog sediment en bij 130 mg verweerde olie per kg droog sediment (Evers et al., 1997). Als eerste leidraad kunnen deze getallen, en dan met name die voor verweerde olie, ook worden toegepast voor de landbodem. Duidelijk is echter dat voor de wetenschap hier nog een mooie taak is weggelegd om meer inzicht te krijgen in de problematiek van olie op landbodems.

Conclusie/ontbrekende gegevens

Er zijn vrijwel geen gegevens bekend over de toxiciteit van minerale olie voor het bodemecosysteem. Op basis van de gegevens uit de aquatische hoek, waarbij effecten voor ongewervelden optraden bij 130 mg/kg, lijkt de huidige saneringsnorm van 500 mg/kg hoog.

8. Conclusies en aanbevelingen

8.1 Samenvattende discussie

In deze inventariserende studie is getracht een overzicht te geven van de aspecten die van belang zijn voor de beantwoording van de vraag wat de (nadelige) effecten zijn van bodemverontreinigende stoffen op bodemecosystemen in Amsterdam. Daartoe is, aan de hand van de gebruikte toetsingswaarden voor bodemsanering, onderzocht of het mogelijk is om voor een aantal verontreinigende stoffen aan te geven wat de consequenties kunnen zijn van het stedelijke bodemsaneringsbeleid op de kwaliteit van het bodemecosysteem.

Duidelijk is dat een groot aantal vragen niet beantwoord kan worden omdat er onvoldoende bekend is over de effecten van stoffen op organismen, laat staan op (bodem)ecosystemen. Ook de huidige toetsingswaarden, waar in het bodemsaneringsbeleid zeer veel waarde aan wordt gehecht, zijn niet allemaal even sterk wetenschappelijk onderbouwd. Het voorspellen of, en in welke mate, bodemverontreiniging effecten kan veroorzaken op organismen is daardoor een lastige zaak. In dit rapport is een poging gedaan om de verschillende aspecten te beschrijven die een rol spelen in de discussie of bodemverontreiniging tot effecten op het stadsbodemecosysteem kan leiden.

Stadsbodemecosysteem

Het stedelijk bodemecosysteem van Amsterdam is een patchwork van verschillende kleinere en grotere lapjes: parken, groenstroken, plantsoenen en tuinen die in meerdere of mindere mate met elkaar verbonden zijn. Het bodemecosysteem vormt de basis voor het gehele stadseco-systeem; dat geldt voor een (semi) natuurlijk gebied evengoed als voor een stedelijk gebied. De voortdurende bouw- en graafwerkzaamheden en andere typisch stedelijke stressfactoren beïnvloeden het bodemecosysteem waardoor geen natuurlijk of semi-natuurlijk ecosysteem maar een *stadsbodemecosysteem* ontstaat.

Amsterdams bodemsaneringsbeleid

De bepaling of sprake is van *ernstige bodemverontreiniging* wordt in Amsterdam analoog aan het landelijk beleid, bepaald op basis van de interventiewaarden. Bij de invulling van de urgentie voor sanering wordt in Amsterdam echter, in tegenstelling tot het landelijk beleid, het uitgangspunt gekozen dat bodemsanering functiegericht moet zijn, waarbij geldt dat “de stedelijke bodem geschikt moet zijn voor stedelijke gebruiksfuncties”. In Amsterdam heeft de bodem voor het overgrote deel een draagfunctie toebedeeld gekregen; de teeltfunctie en de ecologische functie beperken zich voornamelijk tot volkstuinparken, enkele landelijke gebieden en gebieden die behoren tot de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Bij de urgentie- en tijdstipbepaling van bodemsanering wordt daarom voor de meeste stoffen de humaantoxicologische interventiewaarde gehanteerd in plaats van de veelal lagere ecotoxicologische interventiewaarde. Op die locaties waar de ecologische waarde beperkt wordt geacht spelen de ecotoxicologische normen een relatief ondergeschikte rol.

Het gebruik van de humaantoxicologische interventiewaarden betekent per definitie dat bodemecosystemen niet volledig beschermd worden. Als de ecotoxicologische interventie-

waarden voor stadstuinen en parken minder zwaar worden meegewogen zal de prioriteit voor sanering in veel gevallen laag zijn.

Effecten van de aandachtsstoffen

In deze studie is van 8 stoffen/stofgroepen aangegeven welke nadelige effecten deze kunnen uitoefenen op het bodemecosysteem. Daarbij is met name aandacht geschonken aan de effecten in relatie tot de verschillende interventiewaarden: de humaantoxicologische en de ecotoxicologische interventiewaarden en de uiteindelijke interventiewaarde die door combinatie van de eerste twee is opgesteld. De interventiewaarden zijn niet voor alle stoffen even goed wetenschappelijk onderbouwd. De mate van betrouwbaarheid van de ecotoxicologische interventiewaarden is in tabel 8.1 samengevat. Daaruit blijkt dat alleen voor lood en koper voldoende toxiciteitsgegevens bekend zijn om te komen tot een betrouwbare schatting van de ecotoxicologische interventiewaarde. Voor de andere stoffen of stofgroepen is meer wetenschappelijk onderzoek nodig om een goede onderbouwing van de interventiewaarden te geven. Dit betekent dat het tot op heden onzeker is in welke mate een bodemecosysteem wordt beschermd bij gebruik van de ecotoxicologische interventiewaarde, noch bij gebruik van de hogere humaantoxicologische interventiewaarde.

Een belangrijke algemene beperking om uitspraken te doen over de effecten van bodemverontreinigende stoffen op het bodemecosysteem is het ontbreken van toxiciteitsgegevens op populatieniveau. De meeste effecten zijn alleen aangetoond in toxiciteitstesten op individuniveau.

Uit dit onderzoek kan worden geconcludeerd dat het gebruik van de humaantoxicologische interventiewaarde voor kwik, koper en zink in plaats van de ecotoxicologische interventiewaarde kan resulteren in nadelige effecten op diverse niveaus in het bodemecosysteem. Voor kwik geldt bovendien dat doorvergiftiging naar hogere dieren en toppredators op kan treden. Van verontreiniging met lood daarentegen worden weinig nadelige effecten verwacht.

Voor PCB's zijn weinig gegevens beschikbaar over effecten op terrestrische systemen. Aangenomen wordt dat effecten met name op de hogere niveaus in de voedselketen kunnen optreden als gevolg van doorvergiftiging.

Voor PAK's zijn te weinig gegevens beschikbaar om uitspraken te doen over de mogelijke effecten op het bodemecosysteem. Daarbij komt dat de effecten van individuele PAK's nog grotendeels onbekend zijn waardoor geen uitspraken gedaan kunnen worden over een groep van PAK's in het algemeen. In bodem met een hoog gehalte aan organische stof zullen effecten geringer zijn dan in zandbodems door de geringe biobeschikbaarheid en geringe mobiliteit van de PAK’s.

Voor arseen en minerale olie ontbreken de benodigde gegevens maar wordt vermoed dat effecten in geringe mate kunnen optreden.

Van de vijf zware metalen (lood, kwik, koper, zink en arseen) tenslotte is redelijk bekend bij welke concentratie in het lichaam (of welke dosis in het voedsel) organismen (vooral zoogdieren en vogels) effecten kunnen ondervinden.

Vertaalslag naar de Amsterdamse situatie

Zoals uit dit onderzoek blijkt speelt een groot aantal factoren een rol bij het vaststellen of bodemverontreinigende stoffen effecten kunnen veroorzaken op bodemecosystemen. Het gaat daarbij enerzijds om abiotische factoren (type bodem, gehalte aan organisch stof, diepte van het grondwater etc.) en om biotische factoren zoals die ook in een meer natuurlijk ecosysteem een rol spelen, maar anderzijds spelen typisch stedelijke factoren een rol (dynamiek, versnippering, verstoring etc.). Voor wat de abiotische factoren betreft kan in het algemeen worden gesteld dat Amsterdam een venige en kleiige ondergrond heeft en een hoge grondwaterstand kent. Dit maakt dat het bodemecosysteem zich beperkt tot een ondiepe zone en dat de biobeschikbaarheid en de mobiliteit van veel toxische stoffen, waaronder PAK's en zware metalen met uitzondering van arseen, gering is. Als gevolg hiervan is het mogelijk dat de effecten van bodemverontreinigende stoffen op bodemecosystemen op een groot aantal Amsterdamse locaties beperkt zijn. Daartegenover staat dat andere stedelijke stressfactoren een dusdanige druk kunnen uitoefenen op het bodemecosysteem dat het systeem mogelijk meer gevoelig is voor bodemverontreiniging. Tenslotte is het van belang te onderkennen dat mengsels van stoffen meestal een additief (optellend) en soms zelfs een synergistisch (elkaar versterkend) effect hebben. Dit is vooral daarom van belang omdat bodemverontreiniging vaak meerdere stoffen betreft. De effecten van mengsels van stoffen zijn bijzonder complex en buiten beschouwing gelaten in deze studie.

Voor de vertaalslag van de effectstudies naar de Amsterdamse situatie zijn een aantal soorten organismen (aandachtssoorten) gekozen die van belang zijn voor Amsterdam. Hierbij is rekening gehouden met de opbouw van een bodemecosysteem bestaande uit lagere bodemorganismen en micro-organismen, planten en overige dieren (ongewervelde en gewervelde) en de functie van elk organisme. Uitgangspunt daarbij is dat het bodemecosysteem als geheel zal kunnen functioneren. Het beschermen van één bepaald organisme is dus niet het uitgangspunt geweest, natuurlijk met uitzondering van unieke en zeldzame soorten. De vertaalslag van de beperkte gegevensset van het effect van de aandachtsstoffen op de aandachtssoorten is weergegeven in tabel 8.1. Hierbij is aangegeven of voor een Amsterdamse situatie effecten te verwachten zijn in het concentratiegebied van de betreffende stof tussen de ecotoxicologische interventiewaarde en de humaantoxicologische interventiewaarde.

Uit deze tabel blijkt dat met name bij koper en zink bodemverontreiniging hoger dan de ecotoxicologische interventiewaarde zorgen baart. Echter, nadelige effecten bij de overige aandachtsstoffen zijn evenmin uit te sluiten, mogelijk met uitzondering van lood, PAK's en olie. De vertaalslag van effecten van een stof op groepen organismen (zie tabel 8.1) naar bodemecosystemen blijft bijzonder lastig te maken. Aangenomen moet worden dat daar waar een verontreiniging een nadelig effect heeft voor een groep organismen, dit zeer waarschijnlijk ook consequenties heeft voor het plaatselijke bodemecosysteem. Omgekeerd echter kan NIET worden geconcludeerd dat daar waar geen effecten zijn gevonden op een groep organismen deze effecten ook werkelijk afwezig zijn. De in dit rapport verzamelde datasets zijn immers beperkt en betreffen slechts een klein deel van de gekozen aandachtssoorten. Het is derhalve heel goed mogelijk dat, ondanks de in tabel 8.1 uitgesproken verwachtingen, een belangrijke schakel van een bodemecosysteem uitvalt door een bepaalde verontreiniging.

Tabel 8.1 Effecten van stoffen en stofgroepen op groepen van organismen, voor de Amsterdamse situatie in het concentratiegebied tussen de ecotoxicologische en de humaantoxicologische interventiewaarde.

stof(groep)	lood	kwik	koper	arseen	zink	PAK's	PCB's	minerale olie
concentratiegebied Eco IW-Humaan IW (mg/kg)	290-530 [a]	10-197	190-31300	40-678	720-56500	40-11800	-	<500
betrouwbaarheid Eco IW	zeer goed	zeer matig	zeer goed	zeer matig	redelijk	slecht	slecht	slecht
organisme								
micro-organismen	--	++	++	-?	++	?	-?	?
lagere bodemorganismen	--	+?	++	+? [c]	++	?	-?	?
hogere dieren in de bodem levend	+?	?	?	+? [c]	+?	-?	?	-?
hogere dieren op de bodem levend								
herbivoren	--	?	++	?	?	-?	?	-?
carnivoren	+?	?	?	+? [c]	?	-?	+?	-?
toppredators	-?	++	++	?	?	-?	++	-?
vogels	-/++ [b]	++	+?	?	?	-?	++	-?
planten	--	-?	++	-?	?	--	--	-?

++ : met vrij grote zekerheid effecten op het betreffende organisme

- - : waarschijnlijk geen effecten

+? : onvoldoende gegevens beschikbaar maar waarschijnlijk wel effecten

- ? : onvoldoende gegevens beschikbaar maar waarschijnlijk geen effecten

? : onvoldoende gegevens beschikbaar.

[a] *: concentratiegebied EcoIW - uiteindelijke IW in de praktijk - IW wonen met tuin (1450 mg/kg)*

[b] *: voor loodhagel*

[c] *: effecten zijn waarschijnlijk gering*

8.2 Aanbevelingen

Meer duidelijkheid omtrent de concrete consequenties van het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid op de kwaliteit van het bodemecosysteem kan worden verkregen door gericht onderzoek uit te voeren dat wordt toegespitst op de Amsterdamse situatie. Enerzijds kan toetsing en evaluatie van het huidige bodemsaneringsbeleid mogelijk inzicht geven of de gewenste verbetering van de bodemkwaliteit ook werkelijk wordt gehaald. Anderzijds dient veldonderzoek, gekoppeld aan laboratoriumonderzoek, te worden uitgevoerd op locaties in Amsterdam om de vertaalslag van laboratoriumgegevens naar de werkelijke situatie te kunnen maken. Inventarisatie van lagere bodemorganismen, hogere organismen en planten op verschillende locaties draagt bij tot inzicht in de mogelijkheden voor ontwikkeling en instandhouding van bodemecosystemen in Amsterdam.

Voorgesteld wordt om verder onderzoek voor de specifieke Amsterdamse situatie langs de volgende lijnen te laten verlopen.

1. Door het opstellen van streefbeelden, toegespitst op de Amsterdamse situatie, kan worden aangegeven hoe het bodemecosysteem er uit zou kunnen zien en hoe het mogelijk wordt beïnvloed door de aanwezige bodemverontreiniging.
2. Het is wenselijk te komen tot meer inzicht in accumulatie van genoemde verontreinigingen in lagere bodemorganismen, waarmee de eerste stap van de voedselketen in kaart kan worden gebracht. Aan de hand van gehalten van contaminanten in bijvoorbeeld regenworm en pissebed kan met behulp van modelberekeningen worden geschat of doorvergiftiging naar hogere diersoorten plaatsvindt en of deze mogelijk een risico ondervinden van de bodemverontreiniging ter plaatse. Dit laatste kan overigens ook bepaald worden aan de hand van verkeersslachtoffers, maar dat is lastiger en complexer uit te voeren, terwijl de verkregen gegevens altijd ruimte laten voor een grote onzekerheidsfactor. Met de voorgestelde aanpak kunnen effecten van de bodemverontreiniging op hogere organismen locatie specifiek in kaart worden gebracht.
3. Gezien de resultaten van dit onderzoek wordt aanbevolen het verder veldonderzoek in Amsterdam toe te spitsen op kwik, koper, zink en eventueel PCB's. Voor deze stoffen geldt zeker dat het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid kan leiden tot nadelige effecten op bodemecosystemen in Amsterdam.
4. Aanbevolen organismen voor veldonderzoek zijn:
   - Micro-organismen:
     microfauna: bacteriën, algen, actinomyten, schimmels, protozoën
   - Lagere bodemorganismen:
     mesofauna: aaltjes, raderdiertjes, mijten, springstaarten, pauropoden, mieren
     macrofauna: kevers, duizendpoten, miljoenenpoten, wormen, slakken, pissebedden
   - Planten:

   Hierbij moet worden aangetekend dat de organismen behorende tot de groep der micro-organismen zo klein en soortenrijk zijn, dat het zinniger is het functionele niveau van deze soorten (bodemademhaling, nitrificatie, etc.) in deze situatie te beschouwen.

   - In de bodem:
     mol en/of spitsmuis of muisachtigen in het algemeen
   - Op de bodem:
     Herbivore soorten: haas, konijn, noordse woelmuis, eekhoorn, zaad- en bes-etende vo-

gels (vink, mus, putter, groenling)
Carnivore soorten van lagere bodemorganismen en insecten: egel, alle aanwezige reptielen en amfibieën, lijsterachtigen (merel, zanglijster etc.), kleine insecteneters (piepers, kwikstaart, winterkoning etc.), fazant en patrijs

- Toppredators: marterachtigen, vos, huiskat, roofvogels en uilen.

5. Daarnaast kan een evaluatie worden uitgevoerd van de indeling van locaties in Amsterdam, naar functie. Het onderscheid in de verschillende functies zoals draag-, teelt- en ecologische functies is namelijk bepalend voor de urgentie- en tijdstipbepaling voor bodemsanering. Voor de toewijzing van de ecologische functie aan een locatie is het noodzakelijk om milieukundige criteria vast te stellen aan welke eisen de betreffende locatie, maar ook de omgeving van de locatie, moet voldoen en welk beleid gevoerd dient te worden om de ecologische functie status te geven.
6. Verder ontbreekt tot op heden een inventarisatie van soorten die in Amsterdam niet voorkomen, maar elders onder vergelijkbare omstandigheden wel. Ook lijkt het wenselijk te inventariseren welke soorten weliswaar in Amsterdam voorkomen, doch slechts als gevolg van migratiedruk uit de buitengebieden. Daarbij zou aandacht dienen te worden besteed aan de potentiële relatie met bodemverontreiniging.

Literatuur

Adriano, D.C. (1986). Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York.

Alexander, M. (1995). How toxic are toxic chemicals in soil? *Environ. Sci. Technol*. 29: 2713-2717.

Bakker, H. de, W.P. Locher (eds.) (1990). Bodemkunde van Nederland; Bodemgeografie, Malmberg, Den Bosch.

Bar-Yosef, B., N.J. Barrow, J. Goldschmid (1989). Inorganic contaminants in the vadose zone., Springer Verlag, Berlin, p. 74-200.

Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. Een overzicht van de methodiek en afgeleide (eco)toxicologische risicogrenzen ter onderbouwing van Streef-, Grens- en Interventiewaarden. Werkdocument 95.097X, RIZA, Lelystad, p. 1-141.

Beijne, B.M. (1995). Bodem en milieuverontreiniging, deel 3: wat knaagt er aan hun wortels? Literatuurstudie over de invloed van bodemverontreiniging op (stads)-bomen. OMEGAM-Groenadvies, Amsterdam.

Belfroid, A., W. Seinen, K. van Gestel, J. Hermens, K. van Leeuwen (1995a). Modelling the accumulation of hydrophobic organic chemicals in earthworms: Application of the Equilibrium Partitioning Theory, *Environ. Sci. Poll. Res*. 2: 5-15.

Belfroid, A., W. Seinen, M. van den Berg, J. Hermens, K. van Gestel (1995b). Uptake, bioavailability and elimination of hydrophobic compounds in earthworms (*Eisenia andrei*) in field contaminated soil, *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 605-612.

Berg, R. van den, J.M. Roels (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM rapport 725201007, RIVM, Bilthoven, 97 p.

Berg, R. van den (1994). Blootstelling van de mens aan bodemverontreinigng. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden (beperkt herziene versie). RIVM rapport 725201006, RIVM, Bilthoven, 96 p.

Blokker, K. (1993). Kleinschalige bodemsanering in Amsterdam, een verkennend onderzoek. Chemiewinkel UvA, Amsterdam, 51 p.

Bockting, G. and R. van den Berg (1992). De accumulatie van sporenmetalen in groenten geteeld op verontreinigde bodems. Een literatuurstudie. RIVM rapport 725201009, RIVM, Bilthoven, p. 1-88.

Bolt, G.H., M.G.M Bruggenwert (1978). Soil chemistry. A. Basic Elements. 2nd ed., Elsevier scientific publishing company, Amsterdam-Oxford-New York.

Brummelen, T.C. van, C.A.M. van Gestel, R.A. Verweij. (1996) Long-term toxicity of five polycyclic aromatic hydrocarbons for the terrestrial isopods Oniscus aselus and Porcellio scaber, *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1199-1210.

Bureau Stadsecologie Amsterdam (1994). Amsterdamse Bos; analyse van aanwezige en te ontwikkelingen van de natuurwaarden van het Amsterdamse Bos, Studienota stadsecologie, Rapport 31, Bureau Stadsecologie Amsterdam, Amsterdam, 58 p.

CBS (Centraal Bureau voor de Statistiek) (1980). PCB's in Nederland,. CBS, 's-Gravenhage.

CCRX (Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen) (1985). PCB's in het Nederlandse milieu, VROM, Den Haag, 120 p.

Coleman, D.C., D.A. Crossley (1996). Fundamentals of soil ecology, Academic Press, San Diego, USA.

Crommentuijn, G.H., E.J. van de Plassche, J.H. Canton (1994). Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean-up. RIVM rapport 950011 003, RIVM, Bilthoven, 33 p.

Deelstra, T. (1990). Natuur in steden, voorbeelden uit binnen- en buitenland. The International Institute for the Urban Environment, Delft, 215 p.

Denneman, C.A.J., C.A.M. van Gestel (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-toetsingswaarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM rapport 725201001, RIVM, Bilthoven, p 1-63 en bijlage.

Denneman, C.A.J., C.A.M. van Gestel (1991). Afleiding van C-waarden voor bodemecosystemen op basis van aquatisch ecotoxicologische gegevens. RIVM rapport 725201008-29, RIVM, Bilthoven.

Denters, T., R. Ruesink, B. Vreeken (1994). Van muurbloem tot straatmadelief. Wilde Planten in en rond Amsterdam, KNNV, Amsterdam.

Donker, M.H., H. Eijsackers, F. Heimbach (eds.) (1994). Ecotoxicology of soil organisms. Publication of SETAC, Lewis publishers, Boca Raton, USA.

Douben, P.E.T., T. Aldenberg (1991). Ecosysteemherstel en rendement van stoffenmaatregelen. In: G.P. Hekstra en F.J.M. van Linden. Flora en fauna chemisch onder druk. Pudoc, Wageningen.

Eijk, D. van (1991). Bodemverontreiniging. *Ons Amsterdam*, januari 1991, p. 20-23.

Eijsackers, H. (1981). Effecten van koperhoudende varkensmest op regenwormen en op de kwaliteit van grasland. *Landbouwkundig tijdschrift* 93: 307-314.

Eijsackers, H.J.P., T. Hamers (1992). Integrated Soil and Sediment Research: A basis for proper protection. Selected Proceedings of the First European Conference on Integrated Research for soil and sediment protection and remediation (EUROSOL). Kluwer Academic Press, Dordrecht.

Elbers M.A., P.E.T. Douben (1993). Effecten van stoffen op de Nederlandse natuur: een inventarisatie. IBN-rapport 005-92, IBN, Wageningen.

Epema, O.J., R.J.C.A. Steen, I.C.B. Burgers, B. van Hattum (1996). Ecotoxicologische aspecten van inundatie in de bloembollenteelt. IVM-R96/6, VU Boekhandel/Uitgeverij, Amsterdam.

Evers, E.H.G., J.H. van Meerendonk, R. Ritsema, J. Pijnenburg, J.M. Lourens (1995). Watersysteemverkenningen 1996. Butyltinverbindingen - een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. rapport RIKZ -95.007, RIKZ, Den Haag.

Evers, E.H.G., J.W. Dulfer, H.P.M. Schobben, B. van Hattum, M.C.Th. Scholten, P.C.M. Frintrop, J.M. van Steenwijk, L.M. van der Heijdt (1997). Oil and oil constituents; an analysis of problems associated with oil in the aquatic environment. report RIKZ-97.xxx (in preparation), RIKZ, Den Haag, 138 p.

Fitzpatrick, E.A. (1986). An introduction to soil science. 2nd edition, New York, 255p.

Freedman, B (1989). Environmental Ecology. The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. Academic Press, San Diego, USA.

Freijer, J.I. (1994). Mineralization of hydrocarbons and gas dynamics in oil-contaminated soils. Experiments and Modeling, Proefschrift, Amsterdam.

Gemeente Amsterdam (1996). Beleidsnotitie het Amsterdamse bodemsaneringsbeleid herzien. Gemeenteblad 1996, bijlage A.

Groot, R. de (1992). Functions of nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff, Amsterdam.

Hekstra, G.P., F.J.M. van Linden (eds.) (1991). Flora en fauna chemisch onder druk. Verslag van een nationaal symposium georganiseerd door de Nederlandse ecologenvereniging - oecologische kring, Symposium Arnhem 1990, Pudoc, Wageningen.

Hensbergen, P.J., C.A.M. van Gestel (1995). Combinatie-toxiciteit in het terrestrische milieu. TCB rapport R04, TCB, Den Haag: 80 p.

Hin, J. (1994). Achtergronden van de interventiewaarden bodemsanering. Rapport UvA-27. Chemiewinkel, UvA, Amsterdam.

Hopkin, S.P. (1989). Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrate. Pollution Monitoring Series. Elseviers Applied Science.

Jonge, H. de (1996) Sorption, Bioavailability and Mineralization of Hydrocarbons in Contaminated Soils, Proefschrift, Amsterdam.

Kalf, D.F., G.H. Crommentuijn, R. Posthumus, E.J. van de Plassche (1995). Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). RIVM-rapport 679101018, RIVM, Bilthoven, 154 p.

Leonards, P.E.G. (1997). PCBs in mustelids. Analysis, food chain transfer and critical levels. Proefschrift VU, Amsterdam.

Locher, W.P., H. de Bakker (eds.) (1990). Bodemkunde van Nederland. Algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch.

Ma, W.C. (1983). Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicological studies of the effect of soil-borne heavy metals on lumbricid earthworms. Jaarverslag RIN 1982, RIN, Arnhem.

Ma, W.C. (1987). Heavy metal accumulation in the mole, Talpa europea, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*. 39: 933-938.

Ma, W.C., W. Denneman, J. Faber (1991). Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. 20: 266-270.

Melchers, M., M. Timmermans (1991). Haring in het IJ. De verborgen dierenwereld van Amsterdam. Stadsuitgeverij Amsterdam, Amsterdam.

Melchers, M., R. Daalder (1996). Sijzen en drijfsijzen. De vogels van Amsterdam. Schuijt en Co., Haarlem.

Milieudienst Amsterdam (1995a). Ecologische gebiedstypen, gereedschap ten behoeve van urgentiebeslissing Wbb. Interne Notitie, Milieudienst, Amsterdam.

Milieudienst Amsterdam (1995b). Tijdstipbepaling voor urgente gevallen van bodemverontreiniging. Interne Notitie, Milieudienst, Amsterdam.

Montizaan, G.K., P.G.N. Kramers, J.A. Janus, R. Posthumus (1989). Integrated criteria document Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH): 10 selected compounds. Appendix to RIVM report 758474007, RIVM, Bilthoven, 180 p.

Naald, W.G.H. van der, W. Tamis, M.M.H.E. van den Berg (1986). Polycyclische aromatische koolwaterstoffen in het Nederlandse milieu. Coördinatie-Commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen. VROM, Den Haag, 174 p.

Notenboom, J., L. Posthuma (1994). Validatie toxiciteitsgegevens en risicogrenzen bodem: voortgangsrapportage 1993. RIVM rapport 719102029, RIVM, Bilthoven.

Plassche, E.J. van de, J.H. Canton, Y.A. Eijs, J.W. Everts, P.J.C.M. Janssen, J.E.M. van Koten-Vermeulen, M.D. Polder, R. Posthumus, J.M. de Stoppelaar (1994). Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning: underlying data. RIVM rapport 679101012, RIVM, Bilthoven.

Ragas, A.M.J. (1995). Omgaan met bodemheterogeniteit in het milieubeheer, knelpunten, kennislacunes en onderzoeksprioriteiten. RMNO publicatie 107. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek, Rijswijk.

Richards, B.N. (1974). Introduction to the soil ecosystem. Longman Group Limited, Essex, U.K.

Ross, S.M. (ed.) (1994). Toxic metals in soil-plant systems. Wiley, Chichester, U.K.

Scott-Fordsmand, J.J., M. Bruus Pedersen (1995). Soil Quality Criteria for selected Inorganic Compounds, report 48, Danish Environmental Protection Agency, Kopenhagen.

Sijmons, R. (1983). Kleine Gifatlas van (vrij) Nederland. *Vrij Nederland*, maart 1983, p. 4-50.

Sinnige C.A.M., W. Tamis, F. Klein (1991). Indeling van bodemfauna in ecologische soortengroepen. CML rapport 75, CML, Leiden.

Sinnige C.A.M., W. Tamis, F. Klein (1992). Indeling van bodemfauna in ecologische soortengroepen. CML rapport 80, CML, Leiden.

Smit, M.D., P.E.G. Leonards, A.J. Murk, A.W.J.J. de Jongh, B. van Hattum (1996). Development of otter-based quality objectives for PCBs. IVM-R96/11, VU Boekhandel/Uitgeverij, Amsterdam, 129 p.

Stichting voor Bodemkartering (1965). Bodemkaart van Nederland, Amsterdam Oost. Schaal 1:50.000, Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Stichting voor Bodemkartering (1992). Bodemkaart van Nederland, Zandvoort-Amsterdam. Schaal 1:50.000, Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Straalen, N.M. van, J.A.C. Verkleij (1991). Leerboek Oecotoxicologie. VU Boekhandel/ Uitgeverij, Amsterdam.

Straalen, N.M. van, C.A.J. Denneman (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Safety*, 18: 241-251.

Tenner, W.A. (1989). Bodemkundige en technische aspekten van leeflaagsanering. Chemiewinkel, UvA, Amsterdam, 117 p.

Tenner, W.A. (1994). Gedrag van vluchtige organische verbindingen bij leeflaagsanering. Chemiewinkel UvA, Amsterdam, 81 p.

Tolsma, D.J., B. van Hattum, W.D. Denneman, H. Aiking, J.W.M. Wegener, W.P. Cofino (1991). Aanbevelingen voor de integratie van biotische parameters in het RIVM-bodemkwaliteitsmeetnet. IVM-R91/16, VU Boekhandel/Uitgeverij, Amsterdam.

Tweede Kamer (1988-1989). Omgaan met risico's. VROM notitie 21 137 nr.5, VROM, Den Haag.

Venugopal, B., T.D. Luckey (1978). Metal toxicity in mammals 2. Chemical toxicity of metals and metalloids. Plenum Press, New York - London.

VROM (1988). Leidraad Bodembescherming. VROM, Den Haag.

VROM (1994). Samenvatting van de in de Wbb opgenomen regeling voor de sanering van de bodem. VROM, Directie bodem, Den Haag.

VROM (1995a). Circulaire van 9 mei 1994; A2.2. Interventiewaarden, Leidraad bodembescherming, afl. 10. VROM, Den Haag, 20 p.

VROM (1995b). Urgentie van bodemverontreiniging - de handleiding. Bijlage 3: toetsingswaarde voor gestandaardiseerd bodemgebruik, SDU Uitgeverij, Den Haag.

Wallwork, J.A. (1970). Ecology of soil animals. McGraw-Hill Publishing Company Limited, Maidenhead, U.K.

WHO task group (1989a). Mercury - environmental aspects. *Env. health criteria* 86, Geneva.

WHO task group (1989b). Lead - environmental aspects. *Env. health criteria* 85, Geneva.

Bijlage 1 **Relevante soorten voor de bodemecologie in de stad Amsterdam - hogere diersoorten** (Melchers en Timmermans, 1991; Melchers en Daalder, 1996).

naam	voorkomen	rol in ecosysteem	opmerkingen
Dieren die leven in de bodem			
mol	algemeen in landelijk gebied en langs groenstroken	predator en voedselbron	
bosspitsmuis	landelijk gebied en langs groenstroken	predator en voedselbron	
huisspitsmuis	landelijk gebied en langs groenstroken van oost Amsterdam	predator en voedselbron	
Herbivore soorten en alleseters, voornamelijk levend op de bodem			
haas	algemeen in landelijk gebied en ruime groenstroken	planteneter	
konijn	zeer algemeen op plekken met natuur, soms in oude binnenstad	planteneter	voornamelijk losgelaten exemplaren
rosse woelmuis	Amsterdamse bos en Amsterdam Z-O tot Diemerzeedijk	planten- en insekteneter, voedselbron	
veldmuis	diffuus, voornamelijk buitengebieden	planten- en insekteneter, voedselbron	
aardmuis	Diemerzeedijk e.o.	planten- en insekteneter, voedselbron	
noordse woelmuis	buitengebieden ten noorden van Amsterdam	planten- en insekteneter, voedselbron	deze aparte ondersoort komt alleen in Nederland voor; in Nederland meerdere populaties
woelrat	algemeen in landelijk gebied en langs groenstroken	planteneter en voedselbron	overwegend aquatische soort die schade aanricht in volkstuinen
dwergmuis	diverse groengebieden	planten- en insekteneter, voedselbron	
bosmuis	algemeen in landelijk gebied en langs groenstroken	planten- en insekteneter, voedselbron	
ree	sporadisch in buitengebieden	planteneter	
eekhoorn	parken en Amsterdamse bos	alleseter	
diverse zangvogels	afhankelijk van soort in groene buitengebieden tot in stadscentrum	bessen en zaden, ook wel insekten (vooral in broedtijd)	huismus, ringmus, vink, groenling, putter, kneu, rietgors

Vervolg Bijlage 1

Carnivore soorten die leven van bodemorganismen			
wezel	algemeen in landelijk gebied en langs groenstroken	predator en prooi	
hermelijn	in landelijk gebied en langs groenstroken	predator en prooi	veel in Diemerzeedijk en Volgermeenpolder, accumuleren veel contaminanten
vleermuizen	algemeen, verspreiding afhankelijk van soort	insekteneter en prooi	insekteneter, ook van insekten afkomstig uit water
zandhagedis	spoordijken in Amsterdam Z-O	predator en prooi	vroeger ook Diemerzeedijk, Zeeburgerdijk en spoorwegtalud bij Amsterdam-Rijnkanaal, daar verdwenen door lokatievernieling
kleine water-salamander	groene gebieden en groenstroken nabij water, hortus botanicus	predator en prooi	anders dan de naam doet vermoeden leeft deze soort een groot deel van volwassen leven buiten water
gewone pad	groene gebieden en groenstroken nabij water	predator en prooi	leeft groot deel van volwassen leven buiten water
rugstreeppad	groene gebieden en groenstroken nabij water	predator en prooi	pionier van schaars begroeide vlakte
ringslang	IJsselmeerdijken	predator en soms prooi	
egel	algemeen, tot in parken en tuinen	insekteneter	
patrijs	groene buitengebieden van Amsterdam	insekteneter	
fazant	groene gebieden van Amsterdam	insekteneter	
koekoek	groene gebieden van Amsterdam	insekteneter	
merel	zeer algemeen	voornamelijk wormen en andere ongewervelden	
zanglijster	zeer algemeen	voornamelijk slakken en andere ongewervelden	
diverse zangvogels	afhankelijk van soort in groene buitengebieden tot in stadscentrum	insekteneters	veldleeuwerik, boeren-, over- en huiszwaluw, graspieper, gele en witte kwikstaart, heggemus, winterkoning, roodborst, nachtegaal, blauwborst, zwarte roodstaart, rietzanger, sprinkhaan- en bosrietzanger, kleine karekiet, spotvogel, braamsluiper, grasmus, tuinfluiter, zwartkop, tjiftjaf, fitis, grauwe vliegenvanger, diverse mezen, spreeuw

Vervolg Bijlage 1

Toppredator (geen vijanden anders dan de mens)			
kraaiachtigen	zeer algemeen	alleseters, vaak aas	vlaamse gaai, ekster, kauw, kraai
bunzing	sporadisch aan groene stadsrand	toppredator	
boommarter	slechts één waarneming bij industrieterrein havens west	toppredator	in opkomst in stedelijke gebieden in Oost Nederland
vos	voornamelijk buitengebieden en stadsrand	toppredator en aaseter	
huiskat	algemeen	toppredator van muizen	hoewel de huiskat geen rol lijkt uit te maken van een ecosysteem, heeft onderzoek in de U.K. aangetoond dat zij in stedelijke gebieden een essentiële rol spelen in het controleren van muizen-populaties
bruine kiekendief	overjarige rietvelden rondom Amsterdam	toppredator van muizen en jonge vogels	
havik	periferie van Amsterdam, overwinteren bij Diemerzeedijk	toppredator van zangvogels	
sperwer	periferie van Amsterdam	toppredator van zangvogels	
buizerd	periferie van Amsterdam	aas-, zieke dieren- en wormeneter	
torenvalk	algemeen	toppredator	
boomvalk	algemeen, broedt in oudere bodem	insekteneter	minder relevant, leeft van libellen (=water)
bos- en ransuil	groene gebieden rond Amsterdam	toppredator van muizen toppredator	