Studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond

M. Elbers & P. Doelman

RIN-rapport 90/11

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Arnhem

1990

RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
VESTIGING TEXEL
Postbus 59, 1790 AB Den Burg
Texel, Holland

512614

BIBLIOTHEEK
RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
POSTBUS 9201
6800 HB ARNHEM-NEDERLAND

(Deze studie is uitgevoerd in opdracht van Gemeentewerken Rotterdam.)

R.I.N.-RAPPORT

RIN repro

INHOUD

VOORWOORD 3

SAMENVATTING 4

1 INLEIDING 9

DEEL A: *BOUWSTENEN VOOR PROBLEEMANALYSE* 12

2 BESCHRIJVING VAN HET GEBIED 12
2.1 Rotterdams beleid; uitgangspunten 12
2.2 Toekomstige inrichting 15
2.3 Specifieke kenmerken van de Noordpunt Oost-Abtspolder 19
2.3.1 Variatie in gegevens over bodemeigenschappen en gehalten 19
2.3.2 Problematiek van aangetroffen verontreinigingen 20
2.3.3 Gevolgen van de gekozen inrichting 22
2.3.4 Leeflaag-problematiek 23

3 ECOLOGIE EN ECOTOXICOLOGIE 26
3.1 Ontwikkeling in tijd en ruimte 26
3.2 Functionele ontwikkeling 31
3.2.1 Zware metalen 34
3.2.2 Cyanide 36
3.2.3 Alifatische en aromatische koolwaterstoffen 36
3.2.4 Gechloreerde koolwaterstoffen 37
3.3 Effecten op organismen 37
3.4 Transport door voedselketens 42
3.5 Bestaande normen 47

DEEL B: *DOCUMENTATIE* 50

4 LITERATUURINVENTARISATIE 50
4.1 Zware metalen 50
4.2 Cyanide 61
4.3 Koolwaterstoffen 64
4.3.1 Alifatische koolwaterstoffen 64
4.3.2 Aromatische koolwaterstoffen 67

BIBLIOTHEEK
RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
POSTBUS 9060
6800 HB ARNHEM-NEDERLAND

4.3.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) 69
4.4 Gechloreerde koolwaterstoffen 74
4.4.1 Hexachloorbenzeen (HCB) 75
4.4.2 Hexachloorcyclohexaan (HCH) 79
4.4.3 Drins 82
4.4.4 Polychloorbifenylen (PCB's) 86
4.5 Afbraak organisch materiaal 90

DEEL C: *INTEGRATIE* 93

5 RISICO-EVALUATIE VOOR DE NOORDPUNT 93
5.1 Inleiding 93
5.2 Uitgangspunten voor een risico-evaluatie 94
5.2.1 Bodem 95
5.2.2 Vegetatie en strooisel 96
5.2.3 Ongewervelden 96
5.2.4 Gewervelden 97
5.3 Risico-evaluatie stoffen 98
5.3.1 Zware metalen 98
5.3.2 Cyanide 101
5.3.3 Koolwaterstoffen 102
5.3.3.1 Alifatische koolwaterstoffen 102
5.3.3.2 Aromatische koolwaterstoffen 102
5.3.3.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) 104
5.3.4 Gechloreerde koolwaterstoffen 106
5.3.4.1 Hexachloorbenzeen (HCB) 106
5.3.4.2 Hexachloorcyclohexaan (HCH) 107
5.3.4.3 Drins 108
5.3.4.4 Polychloorbifenylen (PCB's) 109
5.4 Een worst-case benadering 110
5.5 Risico-evaluatie biotransformatie 112
5.5.1 De bodem van de Noordpunt: het slib 112
5.5.2 De niet-reinigbare grond 113

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 115

LITERATUUR 119

VOORWOORD

De afbraak van natuurlijk organisch materiaal in de bodem is reeds tientallen jaren een belangrijk onderzoekthema van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Onderzoek naar de relaties tussen gehalten aan verontreinigingen in de bodem en het gedrag alsmede de effecten van deze stoffen in voedselketens neemt hier al enige tijd een belangrijke plaats in. Sinds 1983 is de hierdoor verkregen kennis tevens gebruikt voor onderzoek naar de afbraak en de bio-accumulatie van niet-natuurlijke organische verbindingen zoals gechloreerde koolwaterstoffen. Vooral binnen de afdeling Ecotoxicologie staan deze aspecten centraal.

Vanuit deze specifieke interesse waren wij bereid om de 'studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond' te laten uitvoeren op verzoek van de Gemeentewerken Rotterdam.

Hoewel bodemverontreiniging reeds jaren actueel is, zijn er nog vele hiaten in de kennis van effecten en gedrag van bijvoorbeeld cyaniden, alifatische oliën, gechloreerde koolwaterstoffen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen en zware metalen. De hiaten zijn nog groter als deze stoffen gezamenlijk in de grond voorkomen. Risico-analyses zijn dus vaak gebaseerd op onzekere veronderstellingen.

Dit rapport moet dan ook gezien worden als een poging deze problematiek te benaderen. Gezien het actuele karakter van de vraag 'wat te doen met verontreinigde grond?' hopen wij dat de hier gepresenteerde gegevens van nut zijn voor verdere beleidsafwegingen.

de Directie

SAMENVATTING

De gemeente Rotterdam is van plan om de Noordpunt Oost-Abtspolder (NOAP), een voormalige baggerspecieloswal, in te richten als definitieve opslagplaats (DOP) voor verontreinigde grond. Na de exploitatieperiode moet de stortplaats geschikt worden gemaakt voor de bestemming produktiebos en extensieve recreatie. Ten behoeve van de besluitvorming wordt een milieu-effectrapport (MER) opgesteld waarin vier varianten voor de inrichting van de NOAP worden bestudeerd op hun potentiële effecten op het milieu. Het gaat om de volgende varianten, waarbij in alle gevallen een produktiebos wordt aangelegd en extensieve recreatie mogelijk wordt gemaakt.

1. Autonome ontwikkeling (huidige situatie);
2. Storten verontreinigde grond, zonder afdeklaag;
3. Storten verontreinigde grond en isolatie met een waterondoorlatende laag (folie) met daarop een schone afdeklaag;
4. Storten verontreinigde grond en isolatie met een waterdoorlatende laag (natuurlijke materialen, bijv. bentoniet) met daarop een schone afdeklaag.

Gemeentewerken Rotterdam heeft het RIN opdracht gegeven de potentiële effecten van de vier inrichtingsvarianten op flora en fauna te onderzoeken.

Dit gebeurt door de "bron-pad-bedreigd object" lijn te beschouwen. Daarbij bevat "de bron" vier potentieel milieubedreigende groepen van elementen: 1) zware metalen en cyanide, 2) oliën, zowel alifatische als aromatische koolwaterstoffen, 3) gechloreerde koolwaterstoffen en 4) organisch materiaal. "Het pad" wordt bepaald door de opneembaarheid van stoffen en de omzettingen ervan (N.B. transport en uitspoeling via water worden hier buiten beschouwing gelaten).

De bouwstenen voor de risico-analyse worden uit de literatuur gehaald waar duidelijk effecten worden beschreven. Helaas is er nog geen literatuur beschikbaar waarin effecten beschreven worden als gevolg van combinaties van diverse xenobiotica. Het literatuurrapport van Van Vliet (1985; ook bij het RIN uitgevoerd) over de Broekpolder is nog steeds enig in zijn soort. De risico-evaluatie is gebaseerd op een aantal uitgangspunten die in berekeningen gehanteerd worden, zoals:

- organismen betrekken al hun voedsel uit het gebied van de NOAP;

- van de totale verontreiniging is een bepaalde fractie biologisch beschikbaar;
- voor opname van stoffen door planten en transport tussen trofische niveaus zijn concentratiefactoren gebruikt;
- voor de gezamenlijke hoeveelheid zware metalen is het Pb-equivalent geïntroduceerd, waarmee de toxiciteit van alle zware metalen gezamenlijk door middel van vermenigvuldigingsfactoren kan worden aangegeven. Voor de vegetatie, de bodemmicroflora en -fauna zijn verschillende vermenigvuldigingsfactoren gebruikt;
- voor de verscheidenheid aan organisch materiaal wordt de methaan-conversie ingevoerd;
- voor de gezamenlijke hoeveelheid gechloreerde koolwaterstoffen wordt een toxische equivalent factor geïntroduceerd, qua grootte gelijk aan de concentratie EOCl.

1) Autonome ontwikkeling

Gezien het zware metalen niveau, maximaal 3400 Pb-equivalenten, zijn toxische effecten op zowel vegetatie, microflora, ongewervelden als gewervelden te verwachten. Dit resulteert in een zware metalen resistente levensgemeenschap. Door opname in de voedselketen zullen zware metalen daar niet zonder meer geïsoleerd en gecontroleerd aanwezig blijven. Met andere woorden, er zal verspreiding optreden.
De minerale oliën (de alifaten) zullen langzaam afgebroken worden. Er kan sprake zijn van een zeer langzame productie van methaan en vetzuren. Effecten van gechloreerde koolwaterstoffen op vegetatie, in strooisel, op microflora en ongewervelden zijn niet te verwachten vanwege de lage concentraties. Door sterke accumulatie in vetweefsel zijn echter wel effecten via voedselketens op hogere organismen mogelijk.

Het soms betrekkelijk hoge gehalte aan organisch materiaal in het slib zal door microbiële transformatie afnemen, dit kan gepaard gaan met zeer langzame gasproductie. In tabel A zijn de effecten van de autonome ontwikkeling samengevat.

Tabel A. Concluderende samenvattingstabel als inrichtingsvariant 1 (autonome ontwikkeling) uitgevoerd wordt.

	vegetatie	strooisel	microflora	evertebraten	vertebraten
zware metalen	Cd, Cr, Cu afzonderlijk en wellicht Hg mogelijk effect. Gezamenlijk 3400 Pb-equivalenten, effecten te verwachten	van alle metalen hoge concentraties	van alle metalen afzonderlijke effecten op mineralisatiesnelheid	van alle metalen effecten te verwachten	in voedselketens, vooral carnivore, effecten te verwachten
cyanide	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig
alifaten	weinig kennis, geen effect (tenzij O_2 concentratie) te verwachten	weinig kennis	aerobe: trage afbraak : CO_2 anaeroob: trage afbraak : CH_4+CO_2	weinig kennis	weinig kennis
aromaten incl. PAK's	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig
gechloreerde koolwaterstoffen	weinig kennis; geen effect van HCB, HCH, Drins verwacht	geen effect te verwachten	geen effect te verwachten	geen effect te verwachten	geen effect te verwachten; accumulatie in vetweefsel

2) Storten van verontreinigde grond, zonder afdeklaag.

In de vervuilde grond is de zware metalenbelasting gelijk aan 3900 Pb-equivalenten. Dit heeft toxische effecten op het totaal aan biota, resulterend in een select zware metalen ecosysteem. Via voedselketens kunnen de metalen verspreid worden.
Over de effecten van de aanwezige hoeveelheid cyanide is weinig literatuur beschikbaar; vermoedelijk zijn er weinig effecten of invloeden te verwachten.
Over de invloed van alifaten op vegetatie en bodemfauna is weinig bekend. Deze minerale oliën zijn in principe goed afbreekbaar. Vanwege (milieu-) omstandigheden, zal dit proces langzaam verlopen, mogelijk gepaard gaand met een langzame productie van gassen.
Over de invloed van aromaten en PAK's op vegetatie, in strooisel en op bodemfauna is ook weinig bekend. Voor gewervelden is een aantal van deze verbindingen carcinogeen. In potentie worden deze stoffen in een laag tempo microbieel afgebroken.
In tabel B is het geheel samengevat.

Tabel B. Concluderende samenvattingstabel als inrichtingsvariant 2 (storten verontreinigde grond, zonder afdeklaag) uitgevoerd wordt.

	vegetatie	strooisel	microflora	evertebraten	vertebraten
zware metalen	Cr, Cu en Cd mogelijk afzonderlijk effect, gezamenlijk 3900 Pb-equivalenten in grond; effect te verwachten	voor alle metalen, behalve Hg, hoge concentraties	van alle metalen afzonderlijk effecten te verwachten (aeroob). Gezamenlijk: sterke remming in mineralisatie, gasvorm	van alle metalen effecten te verwachten	in voedselketen, vooral carnivore, effecten te verwachten
cyanide	weinig kennis; geen effect te verwachten	weinig kennis; geen effect te verwachten	geen effect en geen mineralisatie te verwachten	weinig kennis; weinig effect verwacht	geen relevante kennis weinig effect verwacht
alifaten	weinig kennis; geen effect (tenzij O_2 accumulatie) verwacht	weinig kennis	aeroob: trage afbraak; trage CO_2 anaeroob: CH_4 en CO_2	weinig kennis	weinig kennis
aromaten incl. PAK's	weinig effect verwacht	weinig kennis	aeroob: trage afbraak anaeroob: geen afbraak	weinig kennis	carcinogeen
gechloreerde koolwaterstoffen	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig	

3) Storten verontreinigde grond en isolatie met een waterondoorlatende laag (folie) met daarop schone afdeklaag.

Als folie en afdeklaag elk contact tussen de biota in schone bovengrond en vuile ondergrond voorkomen, is doorgifte via de voedselketen onmogelijk. Ten aanzien van zware metalen, cyanide, alifaten, aromaten, PAK's en gechloreerde koolwaterstoffen, is dan voldaan aan het principe van Isoleren, Beheersen en Controleren (IBC) in bovenwaartse richting. Daar onder de folie een anaeroob regime gepland wordt, dan wel zal ontstaan, zal als gas voornamelijk CH_4 gevormd worden. Dit proces zal langzaam plaatsvinden. De totale hoeveelheid te verwachten CH_4 is afhankelijk van de hoeveelheid organisch materiaal en de kwaliteit ervan in zowel als te storten verontreinigde grond. Vanwege de isolerende folie, kan dit tot ophoping leiden; dit moet vermeden worden.

4) Storten verontreinigde grond met een slecht waterdoorlatende laag (natuurlijke materialen) met daarop een schone afdeklaag.

Uitgaande van daadwerkelijke isolatie, wordt de verspreiding naar boven van alle verontreinigingen voorkomen. Als de afsluitingslagen in staat zijn de gasvorming geleidelijk op te vangen, door te laten stromen en/of te transformeren dan is er geen risico voor gasophoping.

De efecten op het ecosysteem zijn het minst bij de inrichtingsvarianten 3 en 4. Bij deze twee is gasproduktie een twijfelachtige factor. Een afsluitingslaag van klei (en veen?) zou het ophopingseffect van gas elimineren. Als de leeflaag elk contact voorkomt tussen de biota in schone bovengrond en vuile ondergrond dan is doorgifte via voedselketen onmogelijk. Ten aanzien van zware metalen en gechloreerde koolwaterstoffen is dan voldaan aan het IBC-principe.

1 INLEIDING

In "Zorgen voor Morgen" (Langeweg, 1989), het rapport dat gebruikt is als basis voor het Nationale Milieubeleidsplan (NMP), wordt geschat dat jaarlijks 110 miljoen ton afvalstoffen in Nederland ontstaan. Daarvan is 60 miljoen ton baggerspecie, 15 miljoen ton industrie afval, 7,5 miljoen ton bouw- en sloopafval, 5 miljoen ton huishoudelijk afval en 0,5 miljoen ton verontreinigde grond. Op basis van een lineaire relatie met de economische groei zullen deze stromen jaarlijks toenemen. Hergebruik en verbranding vormen een belangrijke verwerkingsoptie; daarnaast is er de optie storting. Tot het jaar 2010 bedraagt het benodigde stortoppervlak 2500 à 3500 hectaren. Zowel landelijk als regionaal hebben overheden met deze problematiek te maken. Verantwoord storten binnen een beperkt ruimte-aanbod is een algemeen en nijpend probleem in ons land. Grote steden met industriële activiteiten, worden over het algemeen hiermee het eerst geconfronteerd.

In de provincie Zuid-Holland zijn veel voormalige baggerspecie-loswallen. Het gaat om locaties waarvoor gebruiksbeperkingen gelden. Vanwege de beperkte financiële middelen, lijkt in de sanering van dergelijke locaties, een impasse te ontstaan. Daarnaast is er een groot tekort aan stortruimte voor afvalstoffen. Inrichting van dergelijke locaties als stortplaats geeft een belangrijke impuls aan de oplossing van beide problemen. Uit de stortopbrengsten kunnen immers zowel de sanering van de reeds aanwezige verontreinigingen als de voorzieningen voor het storten worden gefinancierd (Dienst Water en Milieu, Provincie Zuid-Holland, 1989, "Beleidsnota bestaande Baggerspecielocaties").
Een dergelijk beleid wordt door de gemeente Rotterdam ondersteund. Zo heeft deze gemeente het plan opgevat om de Noordpunt Oost-Abtspolder, eveneens een voormalige loswal voor baggerspecie, te gebruiken als stortplaats voor niet-reinigbare verontreinigde grond.

De Noordpunt Oost-Abtspolder valt onder het Reconstructiegebied Midden-Delfland, waarvoor de Reconstructie-Commissie reeds een globaal inrichtingsplan heeft gemaakt. Volgens dit plan zal de Noordpunt worden ingericht als productie- en extensief recreatiegebied. Alvorens de lokatie volgens dit plan wordt ingericht, zal tussen de 1 à 4 miljoen m^3 niet-reinigbare verontreinigde grond worden geborgen.
Ten behoeve van de besluitvorming daarover wordt een milieu-effectrapport

(MER) opgesteld. Eén van de te onderzoeken aspecten in dat verband is het mogelijke effect op flora en fauna. Gemeentewerken Rotterdam heeft daartoe de opdracht gegeven aan het Rijksinstituut voor Natuurbeheer (RIN).
De wijze en de mate van isolatie, van beheersen en van controleren van de stort zijn bepalend of dit gebied ecologisch inpasbaar is. Met ecologisch inpasbaar wordt bedoeld dat de kwaliteit van de gestortte grond en ondergrond geen mogelijke ecotoxicologische effecten veroorzaakt op de omgeving. De huidige situatie, inclusief de autonome ontwikkeling wordt, als referentie beschouwd ten aanzien van de andere inrichtingsvarianten.

Doel van het onderzoek is om een uitspraak te doen over mogelijke effecten van aanwezige verontreinigingen in havenslib en verontreinigde grond op de in het gebied te verwachten flora en fauna: een risico-evaluatie voor flora en fauna.
Vier varianten om het gebied in te richten zullen in de studie worden betrokken. Het betreft:

1) de autonome ontwikkeling (huidige situatie),
2) storten van verontreinigde grond, zonder afdeklaag; daarop produktiebos en extensief recreatiegebied,
3) storten verontreinigde grond; afsluiting met een waterondoorlatende laag (folie) met daarop schone afdeklaag; daarop productiebos en extensief recreatiegebied,
4) storten verontreinigde grond; isolatie met een slecht water-doorlatende laag (of lagen) en daarop een schone afdeklaag; daarop productiebos en extensief recreatiegebied.

De ecotoxicologische gegevens worden verzameld via een literatuur-recherche. De ecotoxicologische consequenties worden beschreven die een bepaalde inrichtingsoptie met zich mee brengt door aan te geven in hoeverre verontreinigingen uit de stort (bron) door flora en fauna, via opname, verspreiding en accumulatie in voedselketen (pad), voor flora en fauna (bedreigd object) negatieve effecten kunnen veroorzaken. Bij een risico-evaluatie zal er sprake zijn van een gemiddelde en een worst case benadering van de "bron-pad-bedreigd object"-lijn.

Het rapport is opgebouwd uit drie delen. In deel A worden de bouw-stenen van het onderzoek aangedragen. Naast de beschrijving van het gebied worden ter verduidelijking van de denkwijze en interpretatie algemene principes uit de ecologie en ecotoxicologie aangestipt en worden

enige voor de Noordpunt relevante thema's aangesneden. In deel B worden de resultaten van het literatuuronderzoek gepresenteerd en tevens leemtes in kennis aangegeven. In deel C vindt de uitwerking van de vraagstelling plaats. De vraagstelling valt uiteen in de volgende onderzoeksvragen:

1. Zijn er, gezien de gehalten aan verontreinigingen, toxische effecten te verwachten bij flora en fauna?
2. Zijn er voedselketen- en ecosysteemeffecten te verwachten?
3. Kunnen microbiële transformatieprocessen leiden tot effecten op organismen en op het ecosysteem?
4. Bij welke van de op basis van de vier hiervoor geschetste inrichtingsmogelijkheden zijn de effecten op ecosysteemniveau het kleinst?
5. Zijn die effecten aanvaardbaar vanuit oogpunt van natuur- en milieubeheer?

DEEL A: *BOUWSTENEN VOOR PROBLEEMANALYSE*

In "bouwstenen voor probleemanalyse" worden enerzijds de varianten van inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond, gepresenteerd volgens het Rotterdams beleid. Anderzijds wordt gewezen op een aantal ecologische principes, samenhangend met de toekomstige bestemming en op theoretische ecotoxicologische consequenties van verontreiniging met zware metalen, cyanide en koolwaterstoffen. Met behulp van het toepassen van het "afdekprincipe" moet het IBC-principe (Isoleren, Beheersen en Controleren) gestalte krijgen. Immers het conflict tussen toxische stoffen - zowel reeds gestort havenslib als te storten gronden bevatten een scala van potentieel giftige stoffen - en ontwikkeling van natuur en milieu moet vermeden worden.

2 BESCHRIJVING VAN HET GEBIED

2.1 Rotterdams beleid; uitgangspunten

Het Rotterdamse afvalstoffenbeleid is in eerste instantie gericht op het creëeren van structurele oplossingen voor afvalstromen welke binnen de gemeente vrijkomen. Deze oplossingen worden gezocht in milieuhygiënisch hergebruik en als dat niet mogelijk is, in gecontroleerd storten.

Ten aanzien van de verwijdering van verontreinigde grond kan het Rotterdamse beleid als volgt worden samengevat:

a) Reinigbare grond wordt gereinigd:

Naar analogie met het rijksbeleid, moet reinigbare grond worden gereinigd en potentieel reinigbare grond tijdelijk worden opgeslagen.

b) Beperking grondstromen:

In het bodemsaneringsbeleid, dat in het kader van de raamovereenkomst gezamenlijk door de provincie Zuid-Holland, de gemeenten Den Haag en Rotterdam is opgesteld, speelt het leeflaagprincipe een belangrijke rol. Dit principe is gebaseerd op het creëeren van een schone leeflaag, mits de achterblijvende verontreinigingen zich niet naar de omgeving kunnen verspreiden. Door toepassing van het leeflaagprincipe wordt de omvang van de vrijkomende hoeveelheid verontreinigde grond sterk beperkt.

c) Stimuleren hergebruik, anders storten:
Grond die geschikt is voor hergebruik, moet vanuit doelmatigheidsoverwegingen zoveel mogelijk in grootschalige werken worden toegepast. De overige grond zoals gedefinieerd door de Afvalstoffenwet (AW), evenals grond zoals gedefinieerd volgens de Wet Chemische Afvalstoffen (WCA) moeten worden gestort in definitieve opslagplaatsen (DOP).
Door hergebruik van grond zoveel mogelijk na te streven, wordt de behoefte aan DOP-capaciteit sterk teruggebracht.
d) Eigen verantwoordelijkheid:
De gemeente Rotterdam beschouwt overeenkomstig de intentie van de raamovereenkomst de verwijdering van verontreinigde grond als haar eigen taak en verantwoordelijkheid. Omdat binnen de provincie Zuid-Holland geen grootschalige oplossingen voorhanden zijn en afvoer buiten de provincie niet als wenselijk wordt gezien, moet Rotterdam zelf voorzieningen treffen. De Rotterdamse stortfaciliteiten worden in principe niet opengesteld voor verontreinigde grond welke afkomstig is van buiten de gemeentegrenzen.

De gemeente Rotterdam is met de provincie Zuid-Holland in overleg om de stad in "verontreinigingszones" in te delen met als doel de stedelijke grondstromen beter te beheersen. Uitgangspunt daarbij is dat gebieden door grondverzet van elders binnen de stad niet (sterker) mogen worden verontreinigd. Dit beleid is van grote invloed op de mogelijkheden om (licht) verontreinigde grond her te gebruiken (o.a. door vaststelling van de definitie "hergebruiksgrond").

Voor de komende jaren is de hoeveelheid verontreinigde grond, die binnen de gemeente Rotterdam vrijkomt, geraamd op ca. 230 000 à 300 000 m^3 per jaar. De hoeveelheden kunnen sterk fluctueren door de uitvoering van grote bodemsaneringswerken. Overeenkomstig de verwerking, wordt deze grond in de volgende vier categorieën onderscheiden:
1. Reinigbaar: ca. 25 000 - 35 000 m^3 per jaar. Dit betreft grond welke volgens de criteria van het Rijk reinigbaar is.
2. Hergebruik: ca. 140 000 - 180 000 m^3 per jaar. Dit is licht verontreinigde grond die niet-reinigbaar is, maar zonder IBC-voorzieningen milieuhygiënisch verantwoord in grootschalige werken kan worden toegepast.
3. AW-stort: ca. 45 000 - 55 000 m^3 per jaar. Dit betreft niet-reinigbare grond met gehalten aan verontreinigingen tot maximaal de WCA-waarden, welke niet geschikt is voor hergebruik in grootschalige werken zonder

Tabel 1. Samenstelling van de bodem Noordpunt Oost-Abtspolder (NOAP) en niet-reinigbare grond; gehalten in $mg.kg^{-1}$ (naar ChemieLinco, 1989, Gem. Rotterdam, 1989).

parameter	bodem NOAP 1976/77	bodem NOAP 1989	niet-reinigbare grond min.	niet-reinigbare grond max.
droge stof (%)			66	93
organische stof (%)	12.1	10.3	2.9	10.4
calciet (%)	14.4	-	0.8	8
pH (KCl)	-	7.0	-	-
< 2 um (%)	-	25.4	1.1	13.9
< 50 um (%)	-	67.0	9.3	59.2
< 425 um (%)	-	-	54.6	91.4
< 2000 um (%)	-	89.3	-	-
cadmium	17.1	11.6	na	4.4
zink	1062	985	140	840
lood	267	194	73	945
koper	167	146	19	220
kwik	-	3.3	na	1
chroom	383	214	11	85
arseen	-	31	17	55
nikkel	51	-	8.6	35
cyanide			na	23
min. olie	-	1580	31	3350
benzeen	-	-	na	0.1
tolueen	-	-	na	na
ethylbenzeen	-	-	na	1
xylenen	-	-	na	0.95
naftaleen	-	-	na	5
chryseen	-	-	1.12	8
fenantreen	-	-	0.01	16
antraceen	-	-	na	4.4
fluoranteen	-	-	0.17	29
benzo(a)pyreen	-	-	0.09	6.5
benzo(a)antraceen	-	-	0.12	11
benzo(k)fluoranteen	-	-	0.05	4.1
indeno(1,2,3)pyreen	-	-	na	9.1
benzo(ghi)peryleen	-	-	na	3.3
PAK (6 Borneff)	-	-	0.6	61
PAK (totaal)	-	-	3	203
HCB	0.11	<0.001	-	-
alfa-HCH	<0.01	0.002	-	-
beta-HCH	<0.01	0.003	-	-
gamma-HCH	<0.01	0.002	-	-
aldrin	0.03	0.001	-	-
dieldrin	0.11	0.014	-	-
endrin	<0.02	0.001	-	-
PCB	1.2	0.182	-	-
EOX	4.5	7.7	na	7.6

na = niet aantoonbaar < = detectiegrens - = niet gemeten

IBC-voorzieningen en derhalve gecontroleerd moet worden gestort (DOP volgens IBC-criteria).
4. WCA-stort: ca. 20 000 - 30 000 m^3 per jaar. Dit is niet-reinigbare grond waarvan de gehalten aan verontreinigingen de WCA-grenswaarden overschrijden en welke eveneens volgens de IBC-criteria moet worden gestort.

De hoeveelheid grond die in de Noordpunt Oost-Abtspolder moet worden gestort is niet exact aan te geven. Indien wordt verondersteld dat de Noordpunt niet eerder dan in 1991 beschikbaar komt, moet op basis van bovenstaande cijfers tot 1996 minimaal 610 000 à 810 000 m^3 verontreinigde grond worden geborgen. Als voor hergebruiksgrond geen structurele oplossingen voorhanden zijn, moet ook deze grond gecontroleerd worden gestort. Er moet derhalve DOP-capaciteit worden gereserveerd voor 1 à 2 jaarprodukties aan hergebruiksgrond: ca. 320 000 m^3. De capaciteit van de Noordpunt Oost-Abtspolder moet daarom minstens 930 000 à 1 130 000 m^3 bedragen.

De kwaliteit van de te storten verontreinigde grond wordt enerzijds bepaald door de voorwaarden die aan de acceptatie van de grond op de stortplaats worden gesteld en anderzijds door het daadwerkelijke aanbod. De kwalitatieve gegevens zijn weergegeven in tabel 1.

Voor het MER zal de bodemopbouw van de lokatie worden bestudeerd, evenals de plaatselijke geohydrologie die beide van invloed zijn op de mogelijke verspreiding van de verontreinigingen alsmede de waterhuishouding. Behalve de eventuele verspreiding van de verontreinigingen naar grond- en oppervlaktewater, komen de landschappelijke inpasbaarheid, evenals effecten op flora en fauna aan bod. Bij de bestudering van de effecten zal onderscheid worden gemaakt in tijdelijke en permanente effecten. Als tijdelijke effecten worden beschouwd, geluid- en stankhinder bij het transport en tijdens de berging van verontreinigde grond en als gevolg van de aanwezigheid van bijzondere voorzieningen op de stort, zoals reinigingsinstallaties voor vrachtwagens.

In het MER worden de diverse varianten met het nulalternatief vergeleken.

2.2 De toekomstige inrichting

Het studiegebied betreft de Noordpunt Oost-Abtspolder. Dit gebied is gelegen in het noordwesten van Rotterdam. Het totale oppervlak van de Noordpunt bedraagt circa 50 hectare. Het gebied wordt aan de oostelijke en westelijke zijde begrensd door respectievelijk de Delftse Schie en de

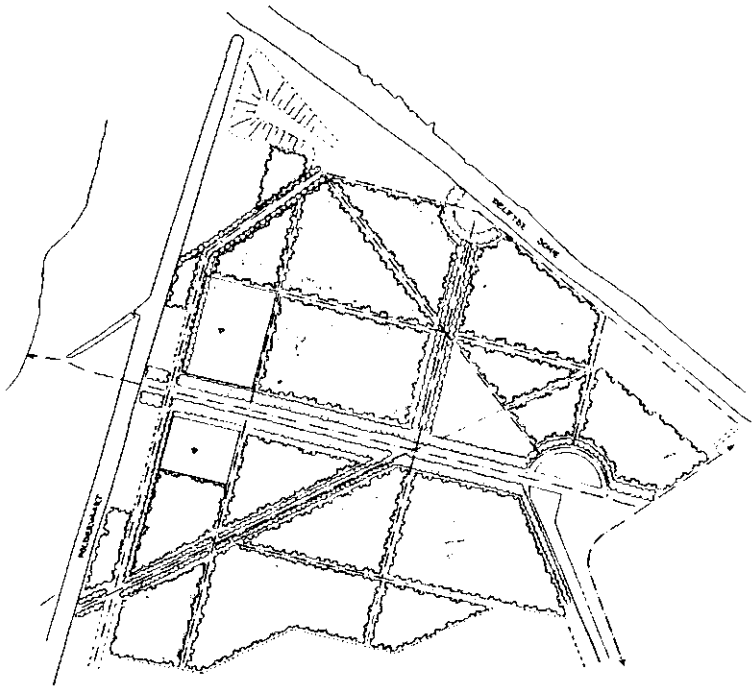
Poldervaart. Het gebied ligt binnen het Reconstructiegebied Midden-Delfland. In het Programma Reconstructie Midden-Delfland is het gebied aangewezen als extensief recreatiebos. Er bestaat al een globaal inrichtingsplan voor het gebied (figuur 1). Rotterdam is echter voornemens om daarvoor eerst een hoeveelheid verontreinigde grond te storten (afhankelijk van het te kiezen scenario 1 tot 4 miljoen m^3). Na beëindiging van het storten zal op de locatie alsnog een extensief recreatiebos worden aangelegd. In dat kader zal een drietal inrichtingsvarianten worden onderzocht. Daarnaast moeten de bestaande toestand van het milieu en de autonome ontwikkeling daarvan worden beschreven (variant 1).

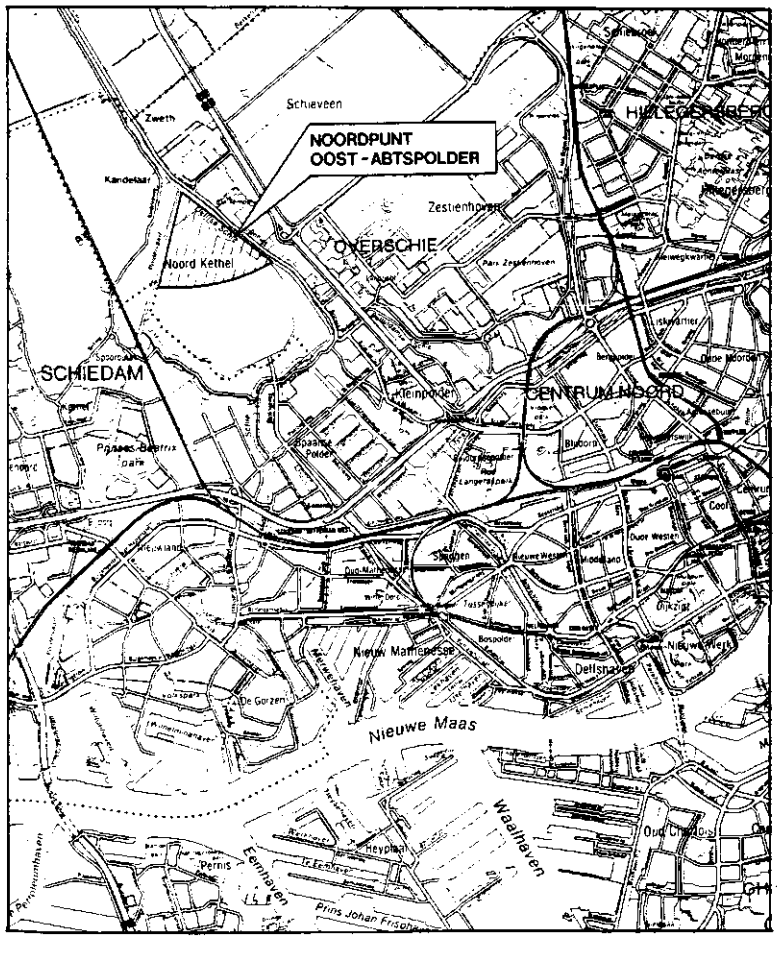
De te storten verontreinigde grond moet als niet-reinigbaar worden beschouwd en kan worden onderscheiden in drie categorieën:

1. licht verontreinigd (beperkt herbruikbaar); in het MER zal worden onderzocht of voor deze grond een deel van de lokatie als tijdelijke opslagplaats kan worden ingericht; daarnaast zal een deel van de grond definitief worden gestort;
2. matig tot sterk verontreinigd (gecontroleerd storten); deze grond moet op de locatie gecontroleerd worden gestort;
3. sterk verontreinigd (vallend onder de Wet Chemisch Afvalstoffen); deze grond zal apart van categorie 2 worden gestort; met name aan de bovenafdekking zullen strengere eisen worden gesteld dan voor categorie 2 en 1. Categorie 3 grond zal te allen tijde dusdanig worden gestort dat elk contact met en verspreiding van verontreiniging worden uitgesloten en wordt daarom niet in deze studie meegenomen.

Tot voor 150 jaar terug bestond het gebied uit vennen en meertjes. Tot 1900 heeft in het gebied vervening plaatsgevonden. Daarna is het gebied drooggelegd door het te bemalen. Het terrein werd vanaf drooglegging tot 1967 gebruikt voor agrarische doeleinden.

Vanaf dat jaar is het gebied opgespoten met verontreinigd havenslib uit de Rotterdamse havens. Medio 1983 is het storten van baggerspecie beëindigd. Totaal is in de periode 1967-1983 ongeveer 7.2 miljoen m^3 opgebracht. In 1986 en 1987 is nog 25000 m^3 slib en oorspronkelijke bodem uit de Overschiese Plasjes gestort. Door het opspuiten van het havenslib is het gebied ongeveer zes meter opgehoogd (ChemieLinco, 1989). Vanaf het moment dat met het opspuiten werd gestopt, is de ontwikkeling van de Noordpunt vrijelijk kunnen verlopen. Het zuidelijk deel van de Oost-Abtspolder wordt op dit moment ingericht als industrieterrein. Grond die bij deze





Figuur 1. Inrichting Noordpunt Oost-Abtspolder (Reconstructiecommissie Midden-Delfland).

activiteit vrijkomt zal worden afgevoerd naar de Noordpunt.

Drie inrichtingsvarianten zullen worden bestudeerd en afgezet tegen de variant waarbij geen verontreinigde grond gestort zal worden (autonome ontwikkeling). In de drie inrichtingsvarianten zal de verontreinigde grond direct op de baggerspecie worden gestort. De varianten verschillen echter qua voorzieningenniveau:

2. het productiebos en extensief recreatiegebied wordt rechtstreeks zonder afdeklaag op de te storten verontreinigde grond aangelegd;
3. de te storten verontreinigde grond wordt voorzien van een waterondoorlatende bovenafdekking in de vorm van een folie met een schone laag grond, waarop het bos en recreatiegebied zal worden aangelegd;
4. de te storten verontreinigde grond wordt voorzien van een slecht waterdoorlatende bovenafdekking, bestaande uit natuurlijke materialen; ook hier wordt het bos en recreatiegebied aangelegd op de schone laag grond.

   De gehele afdeklaag zal vanaf het maaiveld globaal als volgt zijn opgebouwd:

   1. schone grond (dikte, afhankelijk van het vochtleverend vermogen);
   2. een drainagelaag (grofkorrelig materiaal): van belang voor textuursprong, waardoor diepe beworteling wordt voorkomen en waardoor ook de capillaire opstijging van grondwater wordt tegengegaan;
   3. de waterondoorlatende laag (folie) of slecht waterdoorlatende laag (maar effectief, zoals bentoniet) doorlatende laag;

   Daaronder ligt de verontreinigde grond op de baggerspecie.

----------	toekomstig maaiveld
	schone grond
----------	
	regulerende laag
----------	zand/bentoniet of folie?
----------	
	verontreinigde grond
----------	huidig maaiveld
	baggerspecie

Volgens een eerste opzet (Bos- en landschapsbouw Zuid-Holland, 28 juli 1989) zal het recreatiebos behoren tot de categorie multifunctioneel bos. Daarbinnen zijn de functies recreatie en houtproductie dominant. De recreatiefunctie komt vooral tot uitdrukking in de intensieve ontsluiting en het ruimtelijk ontwerp. De productiefunctie wordt vertaald in de boomsoortenkeuze. Er is gekozen voor een groot aandeel populieren (bosdoeltypen 17 en 42, ca. 80% van de oppervlakte) en een relatief gering aandeel hardhoutsoorten (ca. 20% van de oppervlakte, o.a. bosdoeltype 13). Bij de gebleken geschiktheid van groeiplaats is uitbreiding van het areaal hardhoutsoorten op de lange termijn gewenst.

Bij aanleg wordt populierenbos met korte omloop (ca. 15-20 jaar, zonder ondergroei) en met lange omloop (ca. 30-40 jaar, met ondergroei) niet ondergeplant. De randen en de lanen worden geplant in soorten als eik, es, linde en esdoorn. Bij de inrichtingsvarianten, waarvan een waterondoorlatende of slecht waterdoorlatende laag deel uitmaakt, is de dikte en de kwaliteit van de bovenste laag schone grond volledig bepalend voor de groei. Ten behoeve van de bovengenoemde boomsoortenkeuze moet worden gestreefd naar zavel of lichte klei (17.5 - 35% lutum). Het vochtleverend vermogen dient minimaal 200 mm te zijn. Afhankelijk van het humusgehalte gelden dan de volgende (blijvende) diktes:

- 120 cm bij 3 - 7% humus
- 100 cm bij 7 - 12% humus
- 80 cm bij 12 - 22% humus

Het bos zal met een aantal kleinere wegen worden ontsloten en er zal een parkeerplaats worden aangelegd.

2.3 Specifieke kenmerken van de Noordpunt Oostabtspolder

2.3.1 Variatie in bodemeigenschappen en gehalten aan verontreinigingen

In de beoordeling van mogelijke risico's van aanwezige verontreinigingen in havenslib en grond vormen de gehalten aan verontreinigingen het belangrijkste uitgangspunt. De gemeten waarden van bodemeigenschappen en verontreinigingen zijn enerzijds gemiddelde waarden van 18 mengmonsters en de spreiding tussen minimale en maximale waarden (tabel 1) zoals gegeven in de startnota milieu-effectrapport. Anderzijds zijn gewogen gemiddelde en maximale waarde van 41 partijen niet-reinigbare grond weergegeven in tabel 2. De tabellen 1 en 2 zijn beide weerspiegelingen van de kwaliteit van de gestorte baggerspecie en te storten grond en benadrukken de

heterogeniteit.

Tabel 2. De gewogen gemiddelden ± standaarddeviatie (x ± SD) en range concentraties in $mg.kg^{-1}$ verontreinigingen in niet-reinigbare partijen grond (n).

Verontreiniging	n	x±SD	range
Arseen	41	16.9± 7.0	0.5- 55
Cadmium	41	1.0± 1.3	n.a.- 5.4
Chroom	41	27.4± 24.7	2 - 200
Koper	41	411.6±528	10 -2900
Kwik	41	1.7± 5.4	n.a.- 37
Lood	41	562 ±457	32 -3330
Nikkel	41	33.4± 40.4	9 - 315
Zink	41	619 ±790	79 -3280
Cyanide	39	1.2± 7.6	n.a.- 120
Min. olie	33	186 ±598	n.a.-5750
PAK's	41	14.0± 11.4	n.a.- 47.2
EOCl's	33	0.3± 0.3	n.a.- 3.6

Het betreft in tabel 2 ongeveer 90 000 m^3. De spreiding tussen absolute waarden kan vele malen groter zijn, met als maximum de WCA waarden. Deze waarden zijn echter niet gemeten, omdat de gemeten concentraties gemiddelden zijn. Biologisch gezien bestaat de mogelijkheid dat organismen met een klein woonareaal (habitat) worden blootgesteld aan extreem hoge gehalten. Met name in te storten grond komen de verontreinigingscomponenten zeer heterogeen voor en kunnen enerzijds op die specifieke plaats een bedreiging vormen voor microbiota, flora en fauna. Anderzijds kunnen microbiële transformaties van organisch materiaal door verschil in milieuomstandigheden anders verlopen bij-voorbeeld onder aerobe omstandigheden CO_2-vorming en onder anaerobe CH_4-vorming. Bovendien zijn bodemeigenschappen van invloed op de biologische beschikbaarheid. Het gemiddelde organische stofgehalte van te storten
grond varieert van 3 tot 11%. Effecten door blootstelling aan een plaatselijk hoge metaal- of gechloreerde koolwaterstofconcentratie worden bij een laag organische stofgehalte versterkt.

2.3.2 Problematiek van aangetroffen verontreinigingen

Het verontreinigingsmozaiek bestaat in grove lijnen uit zware metalen en organische verbindingen (oliën en gechloreerde koolwaterstoffen). Sommige zware metalen (zoals Cu, Zn, Mn, Fe) zijn in kleine hoeveelheid nood-

zakelijke spore-elementen; ze worden pas toxisch bij hogere concentraties. Metalen als Hg, Pb en Cd zijn voor geen enkel biologisch proces noodzakelijk en a priori toxisch. Van de concentraties Cd, Pb, Cu en Zn in de ondergrond kunnen toxische effecten verwacht worden op zowel microflora, bodemfauna als vegetatie.
Bij exploitatie van de stortplaats worden de partijen grond in beginsel niet gescheiden opgeslagen en kan er menging optreden. In de te storten bovengrond mogen, gezien de concentraties, toxische effecten verwacht worden van Zn, Pb, Cu en Hg, terwijl daarnaast ook nog As en CN aanwezig zijn die eveneens, gezien de concentraties, toxisch zijn. De mogelijke, microbieel geïnduceerde methylering van bijvoorbeeld Hg, Pb en As kan bijdragen tot een hogere toxiciteit van deze elementen.

De concentratie EOCl (extraheerbare organische chloorverbindingen) in de ondergrond is zo hoog (7.7 mg/kg) dat het toxisch kan zijn. De concentraties individuele organische chloorverbindingen zijn gemiddeld laag en zullen op zich niet toxisch zijn, tenzij accumulatie in voedselketens optreedt. In de bovengrond is een vergelijkbare hoeveelheid EOCl (3,6 mg/kg) aanwezig, maar zijn individuele gechloreerde verbindingen niet geanalyseerd.

In de bovengrond is een grote verscheidenheid aan oliecomponenten aanwezig. In principe zijn deze fracties totaal mineraliseerbaar. De mate en snelheid van de mineralisatie wordt bepaald door de milieuomstandigheden (lage bodemtemperatuur, slechte O_2-diffusie, zware metalen concentraties. Het organisch stofgehalte in ondergrond varieert tussen 9 en 16% en in te storten grond tussen 3 en 11%. Afbraak van organisch materiaal en olie zal plaatsvinden onder zowel aerobe als anaerobe omstandigheden. Vooral bij anaerobe omstandigheden zijn vluchtige afbraakprodukten als methaan en geurstoffen als vetzuren te verwachten die problematisch kunnen zijn, vanwege brandbaarheid en stank als ze in hogere concentraties zouden voorkomen.

Door het heterogene karakter van vooral de bovengrond zijn de gasvorming en geurvorming onvoorspelbaar. Interacties tussen anaerobe afbraak en zware metalen, waarbij synergistische effecten als de meest toxische moeten worden beoordeeld, maken voorspellingen over wat er procesmatig zal gebeuren in deze grond zeer moeilijk. Uit de vuilstortgas-literatuur wordt duidelijk dat opgevangen gas niet alleen methaan en kooldioxide maar ook gechloreerde verbindingen en H_2S kan bevatten. In hoeverre gegevens over vuilstorten te vergelijken zijn met

hier te storten grond en reeds gestort slib zal nog moeten blijken. Officiële publicaties over gasproductie van de hier te bespreken grondsystemen zijn niet voorhanden. Vandaar dat de literatuur over vuilstort met voorzichtigheid als leidraad wordt gehanteerd. Vooralsnog moet het gasaspect niet totaal verwaarloosd worden. In hoeverre gas- en geurstoffen in bovengelegen schone bodemlagen verdwijnen is niet bekend.

2.3.3 Gevolgen van de gekozen inrichting

Bij de normatieve waardering van een ecosysteem zou het RIN, idealiter, de volgende negen criteria willen hanteren: zeldzaamheid, diversiteit, kwetsbaarheid, karakteristiciteit, authenticiteit, uniciteit, gaafheid, kenmerkendheid en talrijkheid (RIN, 1983). Gezien het moeilijk kwantificeerbare karakter wordt voor de Noordpunt hier geen gebruikt van gemaakt.

Een inrichting zal moeten voldoen aan een aantal biotoopvoorwaarden, aangezien het voorkomen van soorten ook bepaald wordt door de aanwezigheid van bepaald voedsel. In paragraaf 3.1 wordt stilgestaan bij het belang van de ruimtelijke structuur van een ecosysteem. Voor de Noordpunt Oost-Abtspolder zijn wat betreft de ruimtelijke structuur twee zaken van belang.

Ten eerste bepaalt de inrichting van het gebied in welke mate fauna- en indirect floracomponenten het gebied infiltreren. Voor een aantal evertebratesoorten zoals spinnen, vlinders en libellen bestaat een duidelijke samenhang tussen vegetatie- en landschapsstructuur, min of meer onafhankelijk van de soortensamenstelling van de vegetatie (RIN, 1983). Voor vogelsoorten en -gemeenschappen zijn de soortensamenstelling, structuur van de vegetatie en ruimtelijke rangschikking van begroeiingstypen van belang (Opdam et al, 1984).

Ten tweede bepaalt de natuurlijke rijkdom van de omgeving van de Noordpunt de toeleveringscapaciteit van fauna en flora.

Het plan voor inrichting van de Noordpunt, opgesteld door de Reconstructiecommissie Midden-Delfland, gaat uit van een gefaseerde aanpak. uiteindelijk leidend tot de inrichting zoals weergegeven in figuur 1. Uit het inrichtingsplan blijkt dat het gebied grotendeels bebost wordt en doorsneden met paden en lanen (zie 2.2). Consequenties van de inrichting zijn het waarschijnlijk ontbreken van een struiklaag en versnippering van dit gebied van beperkte omvang van 50 ha. Afgezien van de mogelijke verstoring door, geluid uit de omgeving en recreatie, leidt de keuze voor

houtproductie tot verstoring in verband met regelmatig uit te voeren beheersmaatregelen.

Er bestaat een verband tussen de structuur van de vegetatie (de hoogte, de som van de bedekking van verschillende vegetatietypen, de dominante boomsoort en de heterogeniteit van de struiklaag) en de vogelbevolking (Opdam et al, 1984). Het voorkomen van broedvogels in een gebied wordt bepaald door de aanwezigheid van geschikte nestplaatsen en voldoende voedsel in verschillende stadia van het broedseizoen. Mogelijk zijn ook schuilplaatsen tegen predatoren van belang. In tabel 3 komt tot uiting dat de verdeling tussen boom-, struik- en kruidlaag en de nabijheid van andere bosstructuren in open land de variatie in vogelgemeenschappen bepaalt.

Voor immigratie van soorten vanuit de omgeving van de Noordpunt vormen de Schie en Rijksweg 13 samen en de Poldervaart grote barrières voor ongewervelden (bijv. vlinders), amfibiën en kleine zoogdieren. Vanuit het oogpunt van natuurbeheer lijkt een eenzijdige inrichting af te raden, evenals doorsnijding van het gebied met brede lanen (rustverstoring door autoverkeer?). Om het effect van de barrièrewerking niet te versterken zou het goed zijn afwisseling aan te brengen.

2.3.4 Leeflaag-problematiek

De afdektechniek bestaat uit "een systeem met afdekkende, isolerende en/of regulerende functie, opgebouwd uit één of meer lagen, al of niet gecombineerd met voorzieningen als drainage en verticale isolatieschermen". De minimale deklaagdikte, in geval van openbaar groen, is volgens Van Wachem et al (1987) groter dan 1 m en 2 m als rioolleidingen er in aangelegd moeten worden. De diepte van beworteling van vegetatie wordt vooral bepaald door de grondwaterstand. In het algemeen is er slechte beworteling in anaerobe zones. Ook wormen-diepgang is afhankelijk van de waterstand. Tot op diepten van 3-7 meter zijn wormen aangetroffen en kan dus vanuit die diepte grond naar boven gebracht worden. De zuigkracht van wortels kan zo sterk zijn dat water van grote diepte door boomwortels naar boven gehaald kan worden, met daarin mogelijk opgeloste toxische verbindingen. Onder aerobe omstandigheden is de leeflaag voor wortel, terrestrische fauna, bodem-fauna en microflora dus meters diep. Het afsluiten met folie heeft in ieder geval twee onzekere aspecten: a) de levensduur van de folie en b) mogelijke gasophoping dat toch eens een uitweg vindt.

Een afdeklaag met onder andere bentoniet is daarom een betere variant. Uiteindelijk moet het doel bereikt worden dat indirecte blootstelling via transportroutes niet kan plaatsvinden (IBC-principe). Vanuit die optiek wil het Rotterdamse bodemsaneringsbeleid dan ook gebruik maken van het leeflaagprincipe.
Immers: *het Rotterdamse afvalstoffenbeleid is in eerste instantie gericht op het creëeren van structurele oplossingen voor afvalstromen welke binnen de gemeente vrijkomen. Deze oplossingen worden gezocht in milieuhygiënisch hergebruik en als dat niet mogelijk is, in gecontroleerd storten.*

In het bodemsaneringsbeleid, dat in het kader van de raamovereenkomst gezamenlijk door de provincie Zuid-Holland, de gemeenten Den Haag en Rotterdam is opgesteld, speelt het leeflaagprincipe een belangrijke rol. Dit principe is gebaseerd op het creëeren van een schone leeflaag, mits de achterblijvende verontreinigingen zich niet naar de omgeving kunnen verspreiden. Door toepassing van het leeflaagprincipe wordt de omvang van de vrijkomende hoeveelheid verontreinigde grond sterk beperkt.

Tabel 3. Karakteristiek van de ruimtelijke structuur en het voorkomen van vogelsoorten (naar Opdam et al, 1984).

	karakteristiek					
	associatie met boomlaag	associatie met struiklaag	associatie met kruidlaag	overig	opmerkingen	vogelsoorten (voorkomend in Midden-Delfland, Van Vliet, 1985)
1.	+, zware boom-elementen	-	-		in broedterritorium niet op de grond levend	kauw, spreeuw, pimpelmees, fluiter, grauwe vliegenvanger
2.	+	-	-		foerageren op de grond	grote bonte specht, gekraagde roodstaart vink, grote lijster
3.	+/-	-	-		foerageren regelmatig op de grond	koolmees
4.	+, tweede boom-laag	+, bovenste struiklaag	-		naaldhoutsoorten	
5.	-	+, dicht	-			matkop, fitis
6.	-	-	+, open		-	kneu, boomvalk
7.	-	+, lage struik-laag	+		op overgangen tussen open en dichte struiklaag	tuinfluiter, rietgors, bosrietzanger, grasmus, fazant, patrijs, wilde eend
8.	+, open	-	-		op grenzen met struwelen	tjiftjaf, zwartkop, zanglijster, merel, roodborst
9.	+	-		+, open		
10.	+	-	-	+, groot open gebied		torteldui f, ekster, houtduif, torenvalk, zwarte kraai
11.	-	-	-	+, open grasland		veldleeuwerik, gele kwikstaart, grasp ieper, scholekster, kievit, ransuil, grutto
12.	-	-	-	+, vochtig grasland en sloten		tureluur, watersnip, zomertaling
13.	-	-	-	+, vochtige ruigte		rietgors, bosrietzanger, kleine karekiet, waterral, putter
14.	+, knotwilgen	-	+, oever-begroeiing	+, open water		kuifeend, waterhoen, fuut, meerkoet, slobeend, wilde eend, spreeuw, grote bonte specht, grote lijster, winter-taling, zwartkop, koolmees
15.	+	+	-		cultuurland	ekster, patrijs, houtduif, torenvalk, ringmus, zwarte kraai, steenuil, witte kwikstaart, grasmus, tjiftjaf, heggemus, merel, tuinfluiter, vink, gekraagde roodstaart, zanglijster

3 ECOLOGIE EN ECOTOXICOLOGIE

3.1 Ontwikkeling in tijd en ruimte

Storting van grond in de Noordpunt Oost-Abtspolder betekent dat de huidige begroeiing, nog in het stadium van een pioniersvegetatie, totaal zal verdwijnen, evenals het grootste deel van de fauna. Tot het moment dat grond gestort wordt, is sprake van een verstoord systeem. Daarna zullen de werkzaamheden die horen bij de inrichting van het gebied als recreatief bos nog de nodige tijd in beslag nemen. Pas nadat de inrichting gereed is kunnen nieuwe planten en dieren zich vanuit omringende gebieden op het ingezaaide en ingeplante en veranderde substraat vestigen.

In de beginfase worden baggerspeciedepots gekenmerkt door een sterk dynamisch karakter, waarbij karakteristieke ontwikkelingen elkaar in snel tempo opvolgen zoals dit in de Broekpolder plaatsvond (van Vliet, 1985). Het is aannemelijk dat een dergelijk proces zich ook zal voltrekken bij de autonome variant (de ontwikkeling zonder stort) van de inrichting van de Noordpunt. Door de Reconstructiecommissie Midden-Delfland is echter een voorstel gedaan hoe de Noordpunt moet worden ingericht na storting: extensief recreatiebos.

Het is te verwachten dat de wijze van inrichten invloed heeft op de aantrekkingskracht van het gebied op diersoorten vanuit omliggende terreinen. De ruimtelijke structuur van een aangelegd gebied, in de vorm van de aanleg van boom-, struik- en kruidlaag, zal bijvoorbeeld weerspiegeld worden in de broedvogelpopulatie. Ook het beheer dat men na inrichting over het gebied zal voeren, oefent invloed uit op de natuurlijke en ruimtelijke ontwikkeling.

Naast inrichting en beheer bepalen de fysisch-chemische karakteristieken van de bodem (de intrinsieke kwaliteit van de grond) in zeer grote mate de ruimtelijke structuur en indirect de functionele structuur - het netwerk van relaties tussen de verschillende componenten binnen een ecosysteem, waarbinnen de kringloop van stoffen en energie zich afspeelt - van het gebied. Dit is ook het geval in de situatie dat er verontreinigde grond gestort wordt en in de situatie dat daarop schone grond wordt gebracht.

Voor het vestigen van nieuwe populaties in een bepaald gebied is naast de biotische en abiotische milieufactoren ook de bereikbaarheid van belang. Naast eigenschapen van de soort, zijn de afstand tot de

dichtstbijzijnde populatie en de milieuomstandigheden in het te overbruggen gebied hier zeer bepalend. Het is daarom relevant enig inzicht te hebben in welke mate soorten verplaatsingsgedrag vertonen en over welke afstand zij zich kunnen verplaatsen. Voor bodemfauna, amfibieën en kleine zoogdieren kunnen barrières, zoals wegen en watergangen, een introductie in de NOAP verhinderen. Het is niet uitgesloten dat de enigszins geïsoleerde ligging van het gebied vanwege Poldervaart, Delftse Schie en Rijksweg A13, voor enkele soorten een belemmering vormt. Wind en zaadetende dieren, met name vogels, zorgen voor de introductie van planten in het gebied. De afstand lijkt hier geen beperkende factor te zijn, daar vogels zich bewegen in een relatief groot habitat. De beschikbare vrije ruimte in de Noordpunt werkt de eerste paar jaar mogelijk als een soort zuigkracht op organismen uit omringende gebieden. Dit kan zowel betrekking hebben op organismen die zich permament vestigen als op tijdelijke bezoekers zoals wintergasten of zomergasten die er enkele maanden fourageren.

De veranderingen als gevolg van immigratie, emigratie, sterfte en geboorte, openbaren zich in de loop van de tijd in veranderende relaties tussen organismen en soorten in het ecosysteem en worden samengevat onder de noemer successie. Tijdens dat proces, dat vele tientallen jaren zal duren, verandert zowel de samenstelling als de structuur van het systeem. Uiteindelijk zal het ecosysteem zich min of meer stabiliseren en is sprake van een dynamisch evenwicht. De sterkte van dat evenwicht wordt bepaald door de mate waarin het systeem bij machte is om te herstellen van verstoringen. De snelheid waarmee een dergelijke verstoring wordt hersteld wordt aangegeven met de term elasticiteit. De variatie in ruimtelijke structuur in voedsel en in energie is bepalend voor de grootte van de ecologische amplitudo van het systeem. Planten en dieren met zeer specifieke voedingseisen hebben een kleine ecologische amplitudo en zijn zeer kwetsbaar voor verstoringen als uitdroging en betreding.

In de notitie "Aanleg van bos met accent natuur in de randstadgroenstructuur" van Staatsbosbeheer (1987) gaat men in op de selectie van terreinen (veelal op voormalige landbouwgronden) en de wijze van aanleg en beheer. Daaruit worden een aantal aspecten geciteerd die kunnen bijdragen tot een wellicht interessante inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder.

De groeiplaats bepaalt in hoge mate welk vegetatietype op een locatie kan ontstaan. Van een bepaalde groeiplaats kan met behulp van de Potentieel Natuurlijke Vegetatie, volgens de typologie van v.d. Werf,

aangegeven worden welk bostype zal ontstaan als de mens niet meer in de vegetatieontwikkeling ingrijpt. Dit zullen in de Randstadgroenstructuur opgaande bostypen zijn. Het gaat in hoofdzaak om drie bosachtige vegetatietypen. Deze typen zijn:

- *Essen-iepenbos op zavel/klei met grondwater (voorjaarspeil) beneden 40 cm,*
- *Elzenrijk essen-iepenbos op zavel/klei met grondwater boven 40 cm en*
- *Moerasspirea elzenbos op venige klei, kleiig veen, klei op veen of veen op klei met hoge grondwaterstanden.*

Vanuit het oogpunt van differentiatie is het gewenst om de concrete lokaties zodanig te kiezen dat de drie typen aan elkaar grenzen. Enerzijds worden er dan drie voor Nederland belangwekkende bostypen gerealiseerd en anderzijds leveren de overgangen gradiënten die differentiatie verhogend zijn.

In het bos dient de spontane ontwikkeling voorop te staan. Het bos zal zich na een zekere aanloopfase zelf instand moeten kunnen houden. In ruimere zin zouden ook de aan genoemde bostypen gebonden organismen zich in het bos instand moeten kunnen houden. Veel organismen zijn aan bepaalde bosstructuren gebonden. Daarom verdient het de voorkeur om de minimale omvang van het bos zodanig te kiezen dat alle bosstructuren gelijktijdig aanwezig kunnen zijn. Deze oppervlakte wordt aangeduid met het minimum structuurareaal en omvat 20-40 ha.

Er zijn een drietal problemen die bijzondere aandacht vergen bij aanleg van bos met accent natuur in voormalige landbouwgebieden. In de eerste plaats is over het algemeen een gering of eenzijdig aanbod van zaad van houtige gewassen uit de omgeving. Het gevolg daarvan is dat spontane vestiging van houtige gewassen lang op zich kan laten wachten of dat het bos zich eenzijdig ontwikkelt. In de tweede plaats is er in de regel door toediening van mest een hoog voedingstoffenniveau ontstaan. Er is een aantal kruidachtige planten gespecialiseerd op vestiging in voedselrijke omstandigheden. Hierdoor ontstaan gemakkelijk ruigtevegetaties. Als in de fase waarin de ruigtekruiden zich vestigen zich geen boomvormende soorten vestigen, duurt het zeer lang voordat de successie weer naar de vorming van bos tendeert. Tenslotte heeft zich op landbouwgronden in de regel een nivellering van de groeiplaats voorgedaan.

Voor de ontwikkeling van het bos zijn er verschillende methodieken denkbaar:

1- Spontane ontwikkeling,

2- Aanplanten,

3- Begrazing.

Spontane ontwikkeling

Door na de aanwijzing als "bos", met accent natuur, de spontane processen de ontwikkeling te laten bepalen en zich bos ontwikkelt, ontstaan er meteen interessante natuurwaarden. De verwachting is echter dat er snel een kolonisatie met ruigtekruiden zal plaats vinden. Op het moment van aanwijzing zijn er waarschijnlijk weinig zaaddragende bomen aanwezig, zodat verwacht kan worden dat zich in de kolonisatiefase weinig boomachtige gewassen kunnen vestigen. Na de eerste periode zal er een successie optreden, die de vestiging van nieuwe planten en dus ook van boomvormende soorten slechts zeer langzaam toelaat. De keuze voor de spontane ontwikkeling heeft derhalve vrij grote risico's met betrekking tot de vlotte ontwikkeling van de genoemde bostypen. Het probleem doet zich sterker voor naarmate er bij het uit cultuur nemen meer nutriënten in de bodem vrijkomen. In een voedselrijke situatie is de kolonisatie zeer snel en de concurrentiedruk ten opzichte van boomvormende planten bijzonder groot. Het is niet ondenkbaar dat ondanks aanwezigheid van zaaddragende bomen, er op de voormalige landbouwgronden moeilijk bos ontstaat. Op veen zijn de meeste problemen te verwachten.

Aanplant in bosverband

De aangeplante bomen kunnen niet als natuur worden aangemerkt, omdat hun aanwezigheid niet spontaan is. De levensgemeenschappen die zich binnen het aangeplante bos vestigen worden wel als natuur beschouwd. Het bos ontwikkelt zich via een vrij dichte stakenfase tot een bos met ruimte voor meerdere organismen op de bodem. Belangrijke spontane bosontwikkelingen zullen pas in ruime mate plaatsvinden indien het bos uit de stakenfase geraakt (30-60 jaar). De aanleg van bos met de gewenste soortensamenstelling is een oplossing waarbij op de middellange termijn de gewenste natuurwaarden ontstaan met geringe risico's.

Begrazing

Begrazing verkeert nog in een ontwikkelingsfase. Het is wel duidelijk dat de termijn, waarop er echt sprake van bos zal zijn, erg lang kan duren (tientallen jaren). De problemen omtrent de vestiging en concurrentiekracht van ruigtekruiden wordt door de begrazingsdruk ver-

minderd. Ook bij begrazing speelt het probleem van de afwezigheid van zaadbronnen. Bovendien moet gesteld worden dat voor de ontwikkeling van bos onder begraasde omstandigheden een zekere oppervlakte vereist is. Het terrein moet namelijk groot genoeg zijn om differentiatie toe te laten in de begrazingsdruk. Deze differentiatie in begrazingsintensiteit bewerkstelligt een extra variatie in bodemvruchtbaarheid en bodemgesteldheid. Indien het gewenst is de begrazing op termijn te handhaven dient er voldoende terrein open te blijven. In het bosgedeelte dient wel het minimum structuurareaal gerealiseerd te worden. Dit betekent dat indien gekozen wordt voor begrazing als bosontwikkelingsmethodiek, er grotere oppervlakten nodig zijn dan het minimum structuurareaal. Indien gedacht wordt aan het afbouwen van de begrazingsdruk, zal er overal bos ontstaan en gelden dezelfde oppervlakte criteria als voor de andere aanlegmethodieken. Veel ervaring met het realiseren van bos op rijkere landbouwgronden, middels begrazing, is er niet.

Om de gesignaleerde problemen op te lossen kan de aanleg vooraf gegaan worden door een periode van terreinvoorbereiding en inrichting. Hierbij worden de volgende opties in beschouwing genomen:

1- Introductie zaadbronnen,

2- Verschraling door maaien en afvoeren.

Introductie zaadbronnen

De introductie van zaadbronnen is een reële oplossing voor de armoede aan "zaad-input" in een gebied. Het verdient aanbeveling om zaadbronnen als singel, horst of solitair aan te planten. Hierdoor wordt een snelle en overdadige bloei bevorderd. Bovendien blijft er voldoende ruimte over voor spontane ontwikkelingen op die plaatsen waar geen zaadbronnen worden geplant.

Door introductie van de hoofdboomsoorten in singels te doen plaatsvinden wordt al snel de impressie van bos opgeroepen. Daarom dient minimaal de begrenzing van de geselecteerde terreinen met een coulisse te worden gemarkeerd. De singels bestaan uit de boomsoorten die in het beginstadium van de bosontwikkeling als gewenst beschouwd worden voor de ontwikkeling van de relevante bostypen. Het gaat hier om de soorten es op drogere delen, wilg en els op nattere delen.

Naast de singels kunnen horsten en solitairen aangeplant worden. Het gaat hierbij om de soorten die in de gewenste bostypen ook een rol spelen, te weten iep en eik. De struikvormende soorten dienen horstgewijs

aangelegd te worden. Het gaat om diverse wilgesoorten (grauwe, geoorde en kraak- en katwilg), hondsroos, eenstijlige meidoorn, gelderse roos, vogelkers, kardinaalsmuts en vuilboom.

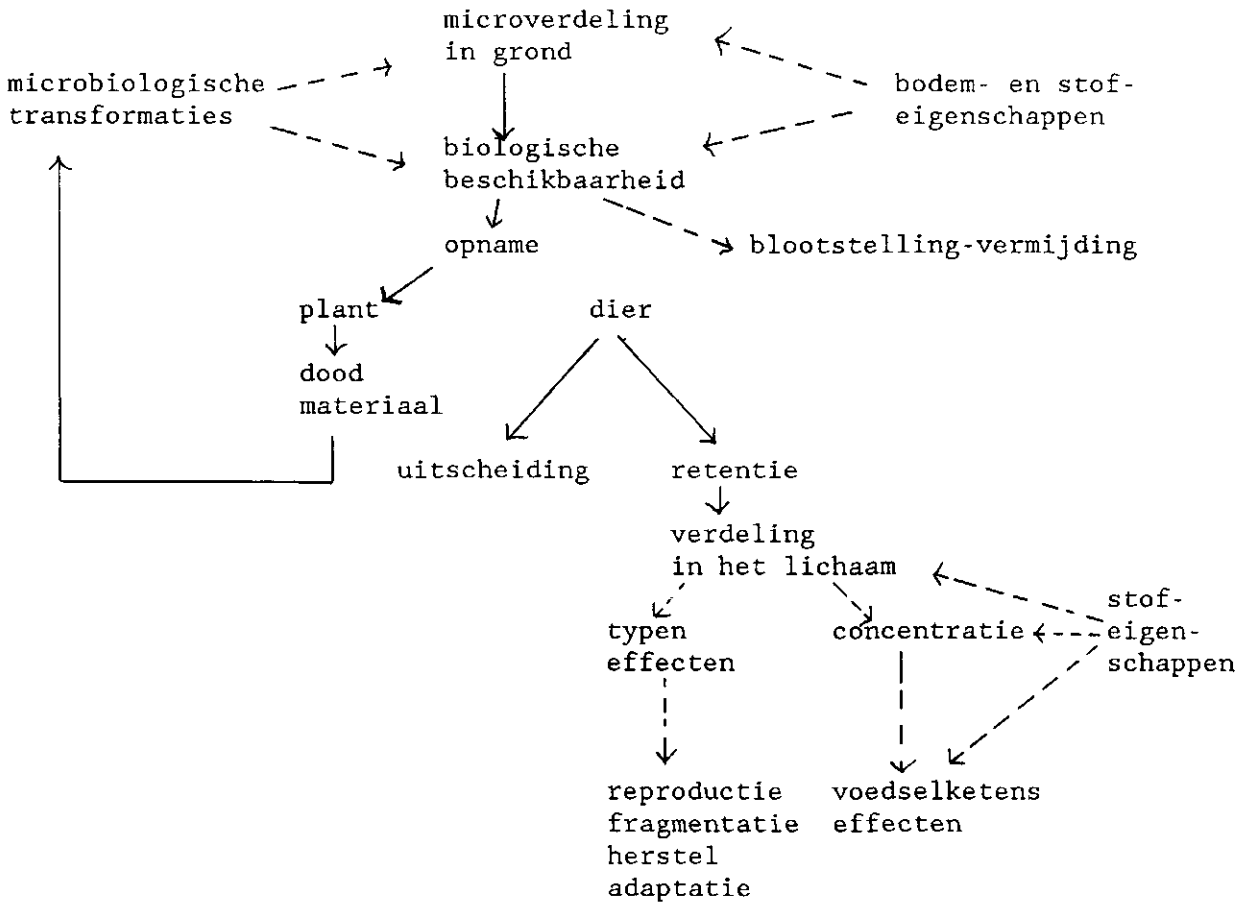
De beplantingen worden aangelegd met het oog op voortbrenging van zaad. Zij moeten daarom althans gedeeltelijk in een ruim plantverband en ongemengd aangelegd worden. Bovendien dient er aandacht te worden besteed aan de herkomst, die inlands moet zijn.

Verschraling door maaien en afvoeren

Door maaien en afvoeren van maaisel kan in enige jaren tijd (5-10 jaar) een belangrijk deel van de nutriënten afgevoerd worden. De termijn die gehanteerd dient te worden hangt samen met het vermogen om voedingsstoffen vast te houden. Dit vermogen is op kleiïge bodems vrij groot. Voor veen komt hier een extra probleem bij. In he veen zal door veraarding nog extra buffering en naleverantie van voedingsstoffen plaatsvinden. Indien de verschraling voldoende is voortgeschreden kan het aan de spontane bosontwikkeling worden overgelaten. Omdat niet alle bodems even snel verschralen hoeft het maaibeheer ook niet op iedere plek gelijktijdig gestaakt te worden. Dit heeft bovendien het voordeel dat er variatie in leeftijdsopbouw ontstaat.

3.2 Functionele ontwikkeling

De functionele structuur kenmerkt zich door de relaties tussen de verschillende componenten uitgedrukt in energiestromen en stofkringlopen. De intrinsieke kwaliteit van de bodem (de chemische samenstelling als weergegeven in tabel 1 en 2) is mede bepalend voor de functionele structuur van het ecosysteem dat zich in de Noordpunt ontwikkelt. De mate van invloed is afhankelijk van de gekozen variant immers vanwege samenstelling bepalen baggerspecie, stort en afdeklagen de biologische beschikbaarheid van potentieel toxische stoffen. De verontreinigingscomponenten zijn niet inert en interfereren dus met de biota. Dit gebeurt enerzijds, doordat het bodemmetabolisme beïnvloed wordt - bijvoorbeeld zware metalen remmen afbraak van organisch materiaal - en anderzijds, doordat stoffen gemetaboliseerd worden zoals door microbiële omzetting en door absorptie in voedselketens. Voor deze functionele ecologische relaties wordt als uitgangspunt gekozen het schema in figuur 2.



Figuur 2. Processen en karakteristieken van het transport van verontreinigingen vanuit de bodem door het ecosysteem en voorbeelden van optredende effecten (mede naar Eijsackers, 1989).

De biologische beschikbaarheid van verontreinigingen in grond is sterk afhankelijk van bodemeigenschappen. Samenstelling en gehalte van organisch materiaal, soort en gehalte van het kleimineraal, niveau van ijzer- en mangaanoxide en pH bepalen de mate waarin stoffen gebonden zijn aan het bodemcomplex.

De chemische structuur van de organische verontreiniging bepaalt eigenschappen als dampspanning en wateroplosbaarheid, die van belang zijn voor de fysisch-chemische en microbiële afbraakprocessen en dus voor de persistentie. Bij een hoge dampspanning verloopt in het algemeen de vervluchtiging beter. Lage oplosbaarheid zoals bijvoorbeeld bij de organochloorverbindingen en PAK's, en daarmee waarschijnlijk slechte beschikbaarheid, gaat vaak samen met slechte microbiële afbraak. Affiniteit ten opzichte van klei- en humusdeeltjes en daarmee de neiging tot adsorptie wordt grotendeels door de chemische structuur bepaald. Korte

alifatische koolwaterstoffen, vanwege vluchtigheid en toxiciteit voor micro-organismen, en verzadigde en vertakte alifatische verbindingen worden moeilijker afgebroken dan lange, onverzadigde of onvertakte verbindingen. Ook hebben specifieke substituenten zoals Cl^- bij bifenylen en de plaats van hun substitutie invloed op de biologische afbreekbaarheid. Vergeleken met de ongesubstitueerde stof vertraagt een substituent meestal de afbraak.

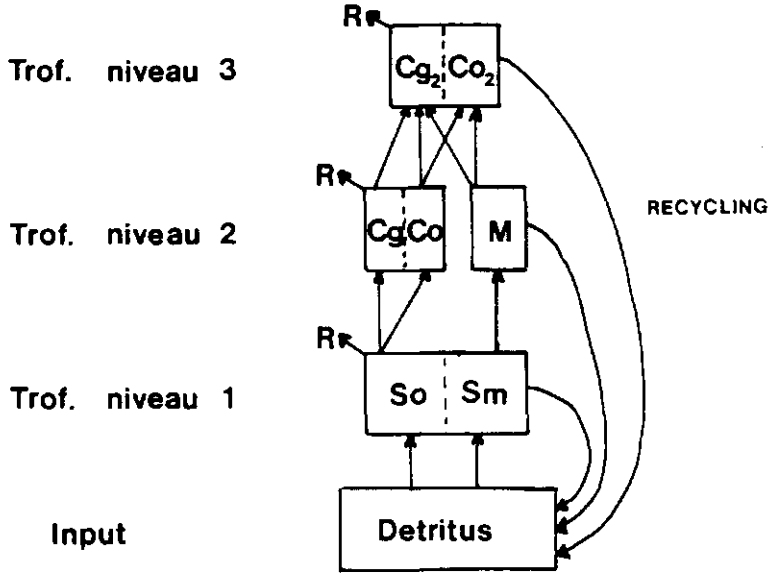
Voor anorganische verontreinigingen als zware metalen is uiteindelijk de chemische speciatie - de actuele vorm waarin het ion in de oplossing aanwezig is - bepalend voor de biologische beschikbaarheid.

Geo- en biochemische transformaties kunnen bijdragen aan een vermindering van de gehalten van verontreinigde stoffen, uitspoeling daargelaten. Voor zware metalen en xenobiotica kan er sprake zijn van zowel geo- als biochemische omzettingen. Fotolyse van xenobiotica vindt niet plaats in grond terwijl chemische hydrolyse, oxydatie, isomerisatie en ionisatie, veelal onvolledig zijn. Biodegradatie door micro-organismen kan volledig zijn, dat wil zeggen complete mineralisatie tot CO_2, H_2O, Cl^- e.d. dus totale detoxificatie. Elke afbraakstap levert een nieuwe verbinding (metaboliet) op. Daarbij is het belangrijk of de gevormde metaboliet weer verder afbreekbaar is. Soms zijn voor een volgende afbraakstap andere milieuomstandigheden en micro-organismen noodzakelijk. Milieufactoren als temperatuur, bodemtype, aeratie en dergelijke beïnvloeden het verloop van de transformatieprocessen. Ook dosis (concentratie) en eventuele aanwezigheid van andere stoffen als zware metalen bepalen de afbraaksnelheid (Doelman et al, 1987). De afwezigheid van relevante micro-organismen kan een belangrijke factor zijn (bijvoorbeeld op grote bodemdiepte), waarom er geen sprake is van afbraak ondanks een gunstig fysisch milieu en gunstige structuur van de verbinding.

Na opname (absorptie) in fauna en flora kan er ook sprake zijn van omzettingen: biotransformatie. De opname kan tot accumulatie leiden, maar soms hebben organismen een aktief uitscheidingsvermogen. De mate waarin organismen met verontreinigende stoffen omgaan bepaalt hun gevoeligheid c.q. resistentie.

Om het ecologisch functioneren van een bodem, betreffende intra- en interrelaties, operationeel te presenteren kan het schema van Heal & MacLean (1975) dienen (figuur 3). Er is een horizontaal verband dat betrekking heeft op fragmentatie en mineralisatie van organisch materiaal en een verticaal verband dat slaat op voedselketens zoals de opklimmende

stappen: organisch materiaal, worm, vogel en roofvogel, waarbij de laatste het derde trofische niveau is (plaats in voedselketen). Door van een paar representatieve soorten per trofisch niveau de invloed van bodem-verontreiniging te beschouwen kan een schatting gemaakt worden van de wijze waarop en de mate waarin effecten op andere niveaus optreden, zoals we later zullen aangeven.



Symbolen:

R	= respiratie verlies
Sm	= saprophage micro-organismen: bacteriën, fungi
So	= saprophage ongewervelden: regenwormen, pissebedden, springstaarten e.d.
Cg	= carnivore gewervelden: spitsmuizen, mollen
Co	= carnivore ongewervelden: duizendpoten, spinnen
M	= microbivoren: protozoa
Cg_2 + Co_2	= secundaire carnivoren, gewerveld en ongewerveld

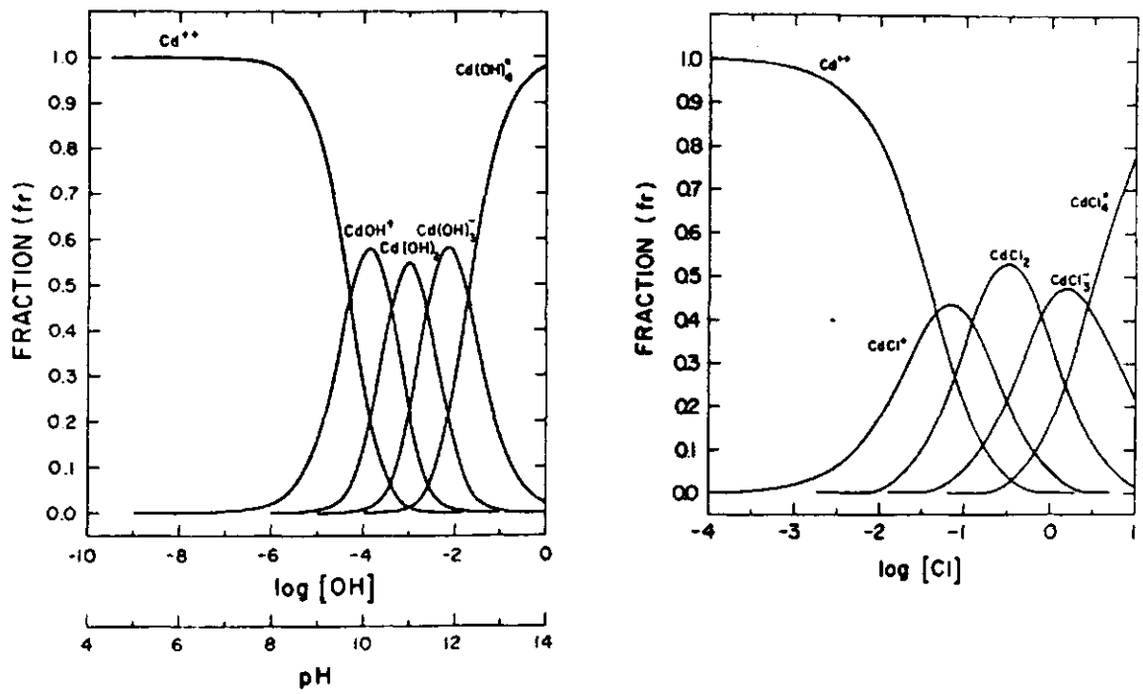
Figuur 3. Het decompositie-systeem (gewijzigd naar Heal & McLean, 1975).

De vijf gezamenlijk aanwezige groepen van verbindingen te weten zware metalen, cyanide, alifatische aromatische en gechloreerde koolwaterstoffen zullen afzonderlijk beschouwd worden met betrekking tot hun lot (fate) in het milieu.

3.2.1 Zware metalen

Zware metalen zijn natuurlijke elementen met een soortelijke massa groter dan vijf. Van de ongeveer 65 genoemde zware metalen in het periodiek systeem zijn er circa tien noodzakelijke micro-elementen waaronder: Fe,

Mn, Co, Mo, Cu, Zn en Ni. Zware metalen zijn per definitie niet afbreekbaar, maar kunnen wel in diverse chemische vormen en valenties (speciaties) voorkomen en overgaan en zullen uit het bodemmilieu slechts via water of voedselketens verdwijnen. De totale concentratie zware metalen is een indicatie voor het potentiële risico. De speciatie bepaalt de biologische beschikbaarheid en daarna de opname in en de effecten op organismen. De species wordt geochemisch via pH, anionen-concentratie en -samenstelling, Eh, kleimineralen, organisch materiaal samenstelling en concentratie maar ook biochemisch bepaald. In figuur 4 is een speciatiediagram weergegeven met betrekking tot de invloed van H^+-kationen (pH) en van Cl^--anionen op de species van cadmium. Afhankelijk van de chlorideconcentratie zal de cadmiumspecies Cd^{2+}, $CdCl^+$, $CdCl_2$, $CdCl^-_3$ of $CdCl_4^{2-}$ zijn. De zuurgraad heeft weer in een andere richting invloed op de speciatie. Voor veel organismen is niet bekend welk species het meest toxisch is. Het meten van de zware metaal species is veelal onmogelijk en wordt veelal via modellen, zoals MINEQL, berekend.



Figuur 4. De invloed van pH of Cl^- concentraties op de verschijningsvorm van het cadmium zout (Hahne & Kroontje, 1973).

Voor andere metalen zijn analoge diagrammen te presenteren. De aanwezigheid van meerdere liganden, als diverse soorten organisch materiaal en diverse anionen in de grond, maakt het voorspellen van de species en het gedrag moeilijk.

Het is bekend dat zware metalen via wortelopname in vegetatie terecht komen, dat er doorgifte is in voedselketens en dat ze microbiële transformaties als oxidaties en reducties, methyleringen en demethyleringen kunnen ondergaan, maar het metaal zelf blijft, in een bepaalde toxische vorm, in het milieu aanwezig.

3.2.2 Cyanide

Een groot aantal planten, tenminste 800 soorten van 70-80 families, zoals cassave, vlas, perziken en bonen (Eyjolfsson, 1970), is cyanogeen waardoor cyanide in de grond kan komen als natuurlijk produkt. Cyanide-verontreiniging in stedelijke gebieden is echter voornamelijk afkomstig van antropogene oorsprong (gasfabrieken). Cyanide kan in een aantal species voorkomen, waarvan het CN^--anion het meest toxisch is en $Fe(CN)_6^{4-}$ het meest stabiel is. Aktieve opname via het wortelsysteem is theoretisch mogelijk. Vanwege de hoge toxiciteit is over doorgifte in voedselketens weinig bekend omdat het wellicht weinig voorkomt. Transformatie van cyanide vindt plaats onder invloed van het enzym rhodanase. In micro-organismen die zwavelcomponenten oxyderen is deze reactie van wezenlijk belang. Microbiologische transformatie van cyanide vindt aeroob plaats bij pH hoger dan 8 en zal in bodems weinig voorkomen. Ook in het metabolisme van hogere zoogdieren (de mens) wordt op deze manier cyanide gedetoxificeerd (Doull et al, 1980).

3.2.3 Alifatische en aromatische koolwaterstoffen

Het beginsel van de microbiologische onfeilbaarheid geldt in het algemeen ten aanzien van natuurlijk organische substraten. Dat wil zeggen dat in principe voor elke organische verbinding een biochemische afbraakroute bestaat. Dit geldt ook voor oliën daar het natuurlijke organische substraten zijn. Als de milieuomstandigheden ongunstig (anaerobie) zijn kan dit er toe leiden dat het betreffende afbraakproces in de natuur niet plaatsvindt. Als substraat en organismen elkaar niet kunnen bereiken is er ook geen sprake van decompositie.

Vele factoren die invloed hebben op de afbraak zijn vermeld bij de functionele ontwikkeling van een ecosysteem (zie 3.2). Temperatuur en aanwezigheid van zuurstof zijn hier het meest relevant als het gaat over de afbraaksnelheid. Onder Nederlandse klimatologische omstandigheden is de bodemtemperatuur op grotere diepte (>80 cm) gemiddeld circa tien graden Celcius. In de bovenste 20 cm fluctueert dat gemiddeld tussen 5 en 20

graden Celsius. Een algemene biochemische vuistregel is dat een temperatuurverlaging van tien graden het enkelvoudige afbraakproces ongeveer met een factor 2,3 vertraagt.

In het algemeen leveren anaerobe afbraakprocessen (4 ATP) tien maal minder energie op dan aerobe oxidaties (38 ATP) en wordt daarbij ook minder microbieel celmateriaal gevormd. Aerobe processen zijn sneller en veelzijdiger dan anaerobe. Dit geldt ook voor de afbraak van alifatische oliën, aromaten en polyaromaten zoals PAK's. De toevoer van zuurstof is hier heel cruciaal daar de vuistregel is dat bij de afbraak van 1 gram olie 2 gram zuurstof nodig is. De afbraak op zich is concurrerend voor plantegroei door O_2-gebrek en hoge CO_2- of CH_4-concentraties in de rhizosfeer. Over opname in planten en voedselketens is weinig bekend.

3.2.4 Gechloreerde koolwaterstoffen

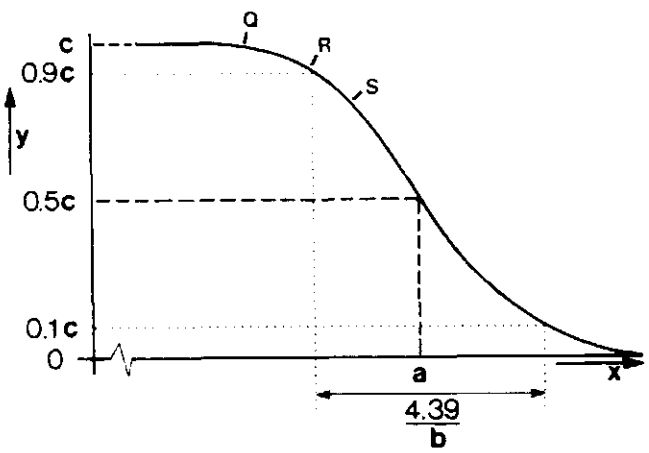
Aktieve opname van gechloreerde koolwaterstoffen via het wortelsysteem vindt in het algemeen niet plaats. Adsorptie aan organisch materiaal is sterk, waardoor het via de bodemfauna (fragmenteren van strooisel) in voedselketens terecht kan komen en dan sterk kan accumuleren vanwege de sterke lipofiliteit: hoge P octanol/water waarden. Gechloreerde koolwaterstoffen, zoals chloorfenolen, chloorbenzenen, HCH-verbindingen, PCB's en drins, zijn onder aerobe omstandigheden microbieel transformeerbaar, maar veelal niet compleet. Onder anaerobe omstandigheden is er nauwelijks sprake van transformatie.

De afbraak van de hier genoemde verbindingen vraagt in het algemeen een verscheidenheid van enzymsystemen, die niet altijd in één organisme aanwezig zijn. Voor het goed functioneren van deze enzymen zijn dan vaak weer andere en wisselende milieuomstandigheden (pH, Eh) nodig. In een bodemsysteem komt dit beperkt voor en vooral beta-HCH, polychloorbenzenen, fenolen en PCB's en drins zullen in het algemeen persistent zijn.

3.3 **Effecten op organismen**

Het risico van organismen voor stoffen wordt bepaald door toxiciteit, blootstelling (opname en wellicht concentratie) en door specifieke gevoeligheid. De toxiciteit van een stof is het potentiële vermogen om schade toe te brengen aan levende organismen. In het algemeen geldt dat bij een toenemende dosis van een toxische stof een toenemend effect zal optreden. Voor de relatie zware metalen en microbiologische parameters als bodemademhaling, urease-, fosfatase- en arylsulfatase-activiteit uit zich

dat in een logaritmische dosis-response curve (figuur 5; Haanstra et al, 1984). Op de x-as staat de zware metalenbelasting ($mg.kg^{-1}$) uitgedrukt in de natuurlijke logaritme. Op de y-as staat de activiteit van de parameter; 0,1 C of 0,9 C wil zeggen dat de activiteit voor 90% of 10% geremd is. Tussen deze 2 punten ligt ook de hellingshoek van de curve. De punten Q, R en S geven 1% (de statistische grens van het no-effect



Figuur 5. Een representatieve dosis-effect curve.

level), 10% en 20% remming aan. De dosis-effect relatie is tevens tijdsafhankelijk, dat wil zeggen dat bij eenzelfde dosis het effect bij een langere blootstelling toeneemt. De toxische werking van een stof wordt verder bepaald door de biologische beschikbaarheid, die in het geval van zware metalen door de chemische vorm (speciatie) en in het geval van gechloreerde koolwaterstoffen door de structuur wordt bepaald.

De schade die een stof kan toebrengen aan levende organismen kan worden bepaald als de acute toxiciteit dat wil zeggen de onmiddellijke invloed. Dit wordt uitgedrukt in bijvoorbeeld de lethale dosis voor 50% van de organismen (LD50; punt a in figuur 5). De waarde van de LD50 is beperkt: ecotoxicologische effecten kunnen er niet mee worden voorspeld. In veldsituaties zijn organismen vaak langdurig blootgesteld aan een toxische stof. Door middel van chronisch toxiciteitsonderzoek kan een zogenaamde NOEL (No Observed Effect Level) worden vastgesteld; in figuur 5 tot punt Q. Daarbij is van belang voor de bescherming van een ecosysteem om een NOEL vast te stellen voor een gevoelige parameter bij een gevoelige diersoort. Dit no-effect level voor gevoelige organismen zou volgens Van Straalen (1988) ook statistisch uitgerekend kunnen worden op grond van resultaten van standaard toetsproeven, door te stellen dat 95% van de organismen beschermd dient te worden.

De gevoeligheid of resistentie van de diersoort hangt af van de mate waarin het organisme de stof opneemt en in staat is deze uit te scheiden of onschadelijk te maken in haar metabolisme. Dit verschijnsel kan worden aangeduid met de term selectieve toxiciteit (Van Straalen, 1988). Daarnaast kan sprake zijn van zogenaamde intraspecifieke toxiciteit: verschillen in toxische werking bij organismen van dezelfde soort kan bepaald worden door erfelijke eigenschappen, leeftijd en geslacht.

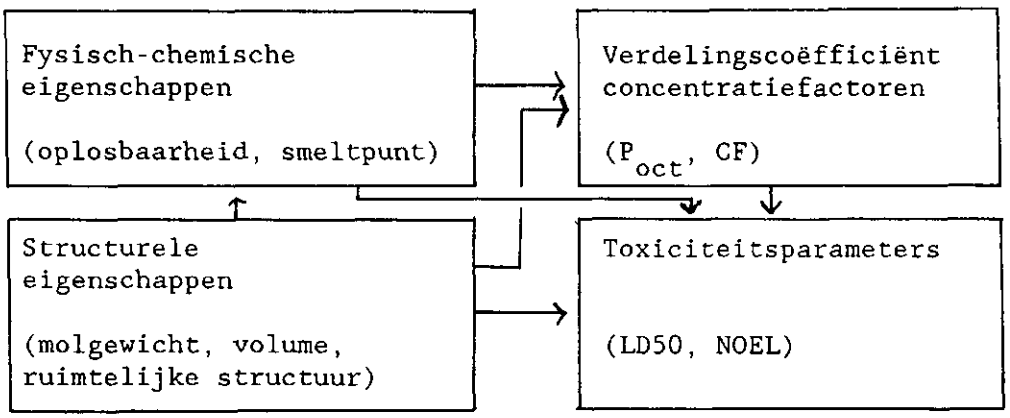
Behalve dat organismen fysiologische aanpassingen kunnen hebben ontwikkeld, die hebben geleid tot resistentie, zijn ook gevallen van adaptatie bekend. Sommige organismen beschikken over fysiologische mechanismen om te kunnen overleven in aanwezigheid van zware metalen. Voorbeelden daarvan voor micro-organismen zijn een actief uitscheidingsproces, oxydatie van metalen, vorming van metallothioneines, binding aan de celwand en biomethylering. Deze processen kunnen energie kosten en zullen dan de normale levensfuncties beïnvloeden (celdeling, afbraakprocessen). In de groep van bodemfauna zijn het de regenwormen, pissebedden en springstaarten waarvan fysiologische aanpassingen bekend zijn, met name de ontwikkeling van opslag- en excretieorganen voor verschillende zware metalen onder invloed van een zware metalenbelasting. Deze organen zorgen ervoor dat het organisme geen nadelige effecten ondervindt van de opname van zware metalen. Echter effecten via voedselketens worden ermee versterkt. Joosse en Verhoef (1983) maken daarbij wel de kanttekening dat bij springstaarten de aanpassingen ten koste gaan van groei en metabolisme. Vermoedelijk geldt dit ook voor wormen en pissebedden. Bodemorganismen zoals regenwormen, pissebedden en springstaarten vertonen ook vermijdingsgedrag. Bij voorkeur zullen ze kiezen voor een niet verontreinigd substraat (Eijsackers, 1989).

Met quantitative structure activity relationships (QSAR) poogt men de toxische werking van een nieuw te introduceren organische stof te voorspellen aan de hand van aanwezige en bekende structuurkenmerken. Voor chloorbenzenen en chloorfenolen is dat in relatie tot regenwormen redelijk mogelijk gebleken (Eijsackers, 1989; van Gestel en Ma, 1988). Ten aanzien van de vier HCH-isomeren blijkt deze structuur-activiteitsrelatie niet op te gaan. Alfa- en gamma-HCH zijn microbiologische afbreekbaar; Gamma-HCH is de meest toxische isomeer; beta-HCH is de meest recalcitrante maar minst toxische isomeer. Ook voor PCB's blijkt de QSAR-theorie niet op te gaan.

De lipofiliteit van een stof is een kenmerk die uit de structuur van de

stof kan worden afgeleid. Een toenemende lipofiliteit (gemeten als verdelingscoëfficiënt in water en octanol) leidt tot een sterkere concentratie in het organisme dat aan de stof is blootgesteld. Voor polycyclische aromaten (PAK's) neemt de lipofiliteit toe met het aantal ringen. Voor organische chloorverbindingen bepaalt vooral de mate van chlorering de lipofiliteit.

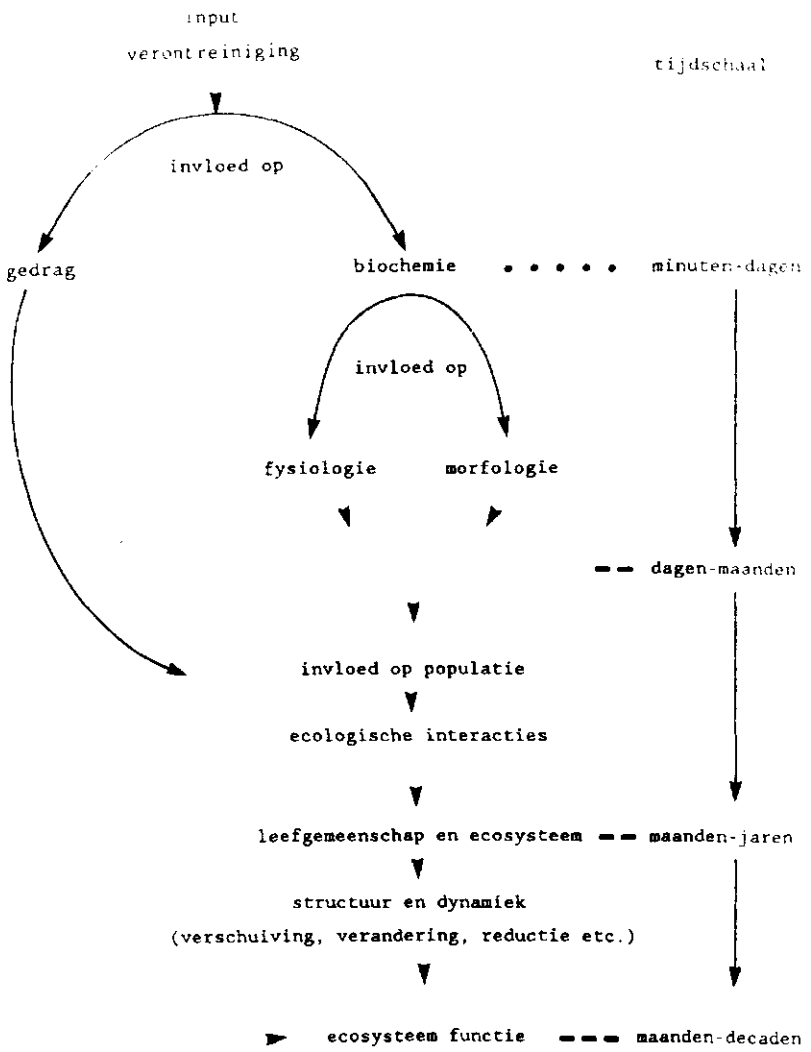
Als moleculaire structuurkenmerken van organische verbindingen kunnen genoemd worden het molecuulgewicht, polariseerbaarheid, volume en de ruimtelijke configuratie als lengte-breedte verhouding. Govers et al (1986) brengen de relaties tussen typen eigenschappen van stoffen schematisch in beeld (figuur 6).



Symbolen:
P_{oct} : verdelingscoëfficiënt octanol/water
CF : de concentratiefactor
LD50 : de dosis waarbij 50% van het aantal organismen sterft
NOEL : de concentratie waarbij nog net geen negatief effect wordt gemeten

Figuur 6. Typen relaties tussen vier typen eigenschappen van stoffen.

De factor "tijd" wordt door Sheehan et al (1984) in relatie gebracht met mogelijke doorwerking van organismale effecten op populaties en zelfs uiteindelijk levensgemeenschappen. In figuur 7 is dat in beeld gebracht: de directe of acute invloed op organismen vindt plaats op biochemische niveau; de sublethale invloed op populaties kan soms pas meetbaar zijn na maanden en de sublethale invloed op ecosystemen nog later in de tijd. Dergelijke effecten van toxische stoffen op organismen zijn een verandering van gedrag of een biochemische laesie. Beiden leiden tot veranderingen in groei, ontwikkeling, reproduktie of herstellingsvermogen. Het verband tussen effecten op individuen en populaties uit zich in een verminderde abundantie en verandering in de verdeling van de populatie.



Figuur 7. Effecten in de tijd als gevolg van invoer of transport/transformatie van een verontreiniging in een ecosysteem (naar Sheehan et al, 1984).

Dit kan zowel naar leeftijdsopbouw als naar een verandering van de genetische samenstelling.

De aanwezigheid van een groot aantal verontreinigingen, zoals dat in baggerspeciedepots en verontreinigde grond het geval is, billijkt de veronderstelling dat chemische interacties tussen verontreinigingen optreden. De effecten op organismen door gelijktijdige blootstelling aan twee of meer stoffen kunnen worden versterkt danwel verzwakt. Bij versterking van het effect kan sprake zijn van additie (= sommering van de afzonderlijke effecten) of synergisme (- meer dan sommering). Als de effecten van stof-

fen elkaar verzwakken, is er sprake van antagonisme. Het verschijnsel dat een stof niet toxisch is, maar het effect van een andere stof wel versterkt, wordt potentiëring genoemd. Over dergelijke interacties in terrestrische systemen is weinig bekend.

Het veelvuldig gezamenlijk voorkomen van microverontreinigingen vraagt om optelsommen van de effecten van analoge stoffen, uitgaande van additieve werking, vooral voor het beleid. Voor zware metalen toxiciteit in grond ten aanzien van planten is uit Kloke (1979) voor tolereerbare hoeveelheden zware metalen in de grond een zware metalen-equivalent te introduceren. De toxiciteit van verschillende zware metalen werd vergeleken met één bepaald metaal en uitgedrukt in die specifieke metaal-equivalenten. Chumbley (1971) introduceerde het Zn-equivalent bij het gebruik van allerlei soorten slib als goedkope stikstof- en fosforbron: Zn = 2 x Cu, Zn = 8 x Ni. Voor zware metalen en bodem-microbiologische, bodemfauna- en vegetatieparameters is een soortelijke opzet mogelijk. Voorgesteld wordt een Pb-equivalent te introduceren, waarin de metalen uitgedrukt worden in lood-eenheden. Ook voor gechloreerde organische verbindingen is het begrip toxische equivalent factor (T.E.F.) genoemd om tot optelsommen te komen.

Verschillen in gevoeligheid van organismen voor de afzonderlijke verontreinigingen naast antagonistische en synergistische werking van de verontreinigingscomponenten, zijn redenen om voorzichtig te zijn met het gebruik van een 'equivalent-factor'. Om voorspellingen te kunnen doen over mogelijke interacties is het noodzakelijk goed inzicht te hebben in mogelijke verschillen tussen stoffen wat betreft biologische beschikbaarheid, opname en gevoeligheid van organismen bij dezelfde omstandigheden. Dit inzicht ontbreekt bijna volledig.

3.4 Transport door voedselketens

Een andere wijze waarop de invloed van verontreinigingen in het ecosysteem kan worden bekeken dan in de loop der tijd via organismen naar ecosysteem, zoals door Sheehan et al (1984), is door vooral de verontreinigde stof in voedselketens te beschouwen. Voedselketens vormen in belangrijke mate de functionele struktuur binnen een ecosysteem en kunnen uitgesplitst worden naar deelnemende organismen (figuur 3) die elk een rol spelen en het in stand houden van kringlopen van energie en stoffen. In het algemeen worden de componenten van het ecosysteem ingedeeld in zogenaamde trofische niveaus: producenten, consumenten en reducenten. Groene planten vormen de

primaire producenten van het systeem. Dmowski en Karolewski (1979) delen de totale groep van consumenten in naar voedselkeuzepatroon. Ongewervelde dieren worden onderverdeeld in detrivore bodemorganismen (b.v. pissebedden en wormen), herbivoren (b.v. snuitkevers en springstaarten), carnivoren (b.v. spinnen, loopkevers) en omnivoren (b.v. loopkevers). Ook binnen de groep van gewervelde dieren wordt een driedeling voorgesteld: herbivoren (b.v. vogels, muizen), carnivoren (b.v. muizen, mollen, roofvogels) en omnivoren (b.v. vogels).

Transport via voedselketens hangt af van de beschikbaarheid van de verontreiniging voor planten of bodemfauna en de mate waarin de stof zich in organismen, deel uitmakend van de voedselketen, ophoopt. Fuchs et al (1985) noemen de stofeigenschappen, de verschillen tussen individuen van één soort en tussen soorten organismen van doorslaggevend betekenis bij bestudering van accumulatie in het organisme. Daarnaast spelen ecologische factoren die de mate van blootstelling in het veld beïnvloeden een rol bij mogelijke voedselketeneffecten. Deze factoren betreffen ruimtelijke, temporele en interspecifieke variaties in blootstelling. Wat betreft ruimtelijke variatie dient de variatie in gehalten aan verontreinigingen in ogenschouw te worden genomen. Temporele variatie lijkt van belang als het gaat om een door de tijd wisselende prooidierkeuze. Ook een slechts tijdelijke aanwezigheid van organismen in een gebied leidt tot een variatie in blootstelling. Interspecifieke variaties betreffen verschillen in voedselzoekgedrag en voedselkeuze.

Via voedselrelaties worden aanwezige en opgenomen verontreinigingen doorgegeven naar hogere trofische niveaus. Er wordt onderscheid gemaakt tussen accumulatie, concentratie en magnificatie. Accumulatie is het verschijnsel dat de totale hoeveelheid stof in een organisme (body-burden) of de concentratie in het organisme of orgaan stijgt met de leeftijd, omdat de opname groter is dan door uitscheiding en metabolisme kan worden verwerkt. Concentrering treedt op wanneer de gemiddelde concentratie in de organismen groter is dan de gemiddelde concentratie in het voedsel (Van Straalen, 1988). De mate van accumulatie, concentratie of magnificatie kan worden uitgedrukt met behulp van een concentratiefactor (CF). Volgens Denneman et al (1985) is er sprake van accumulatie als de CF kleiner of gelijk aan 1 is; van concentratie of magnificatie is sprake bij een CF van groter dan 1. Vermeld moet worden dat concentratiefactoren zowel inter- als intraspecifiek een flinke spreiding in zich kunnen hebben (Moriarty, 1983).

Het gedrag, zoals opname of verspreiding, van verontreinigingen zal successievelijk voor de niveaus vegetatie, strooisellaag, microflora, ongewervelden en gewervelden behandeld worden.

Vegetatie

Via de wortels nemen planten verontreinigingen uit de bodem op, waarna transport naar bovengrondse delen kan plaatsvinden. Voor zware metalen zijn verschillen in opname en transport bekend tussen plantesoorten onderling en kunnen de gehalten in de plant ook per seizoen variëren. Gehalten zijn het hoogst in het voorjaar (Andrews et al, 1989; Badsha en Badsha, 1988; Hunter et al, 1987). Ook zijn verschillen bekend tussen een- en meerjarige soorten, mono- en dicotylen, en tussen verschillende plantedelen. Meerjarige soorten blijken in het algemeen hogere gehalten aan verontreinigingen te bevatten dan eenjarige. Monocotyle planten (grassen) nemen meer zware metalen en arseen op dan dicotylen. Hoge gehalten aan PAK's worden vooral in de zaden van planten aangetroffen (Edwards, 1983).

Strooisel

De strooisellaag is gefragmenteerd natuurlijk organisch materiaal. Gemakkelijk assimileerbare verbindingen zijn er reeds uit verdwenen. De gehalten aan verontreinigingen in de strooisellaag kunnen daarom vele malen hoger zijn dan in de vegetatie. Verschillen ter grootte van een factor 10 zijn niet ongewoon (Dmowski en Karolewski, 1979; Andrews et al, 1989). Juist detrivore organismen die leven in de toplaag van de bodem en de strooisellaag lopen een groot risico op een verhoogde blootstelling. Hun functie, o.a. het vergroten van het oppervlak van het afgestorven organisch materiaal, is eminent binnen het totale ecosysteem (Denneman et al, 1987). De door planten opgenomen verontreinigingen uit de diepere bodemlagen kunnen daardoor een bedreiging vormen van het evenwicht in het ecosysteem.

Microflora

De functie van bodemmicro-organismen in het decompositieproces is het mineraliseren van organische verbindingen als bladmateriaal, zodat weer nutriënten beschikbaar komen voor opname. De microbiële biomassa is gemiddeld 5-10% van de totaal aanwezige organische koolstof. Aanwezige verontreinigingen kunnen het mineralisatieproces verstoren. Indicaties over de effecten van zware metalen op bodemmicro-organismen worden veelal

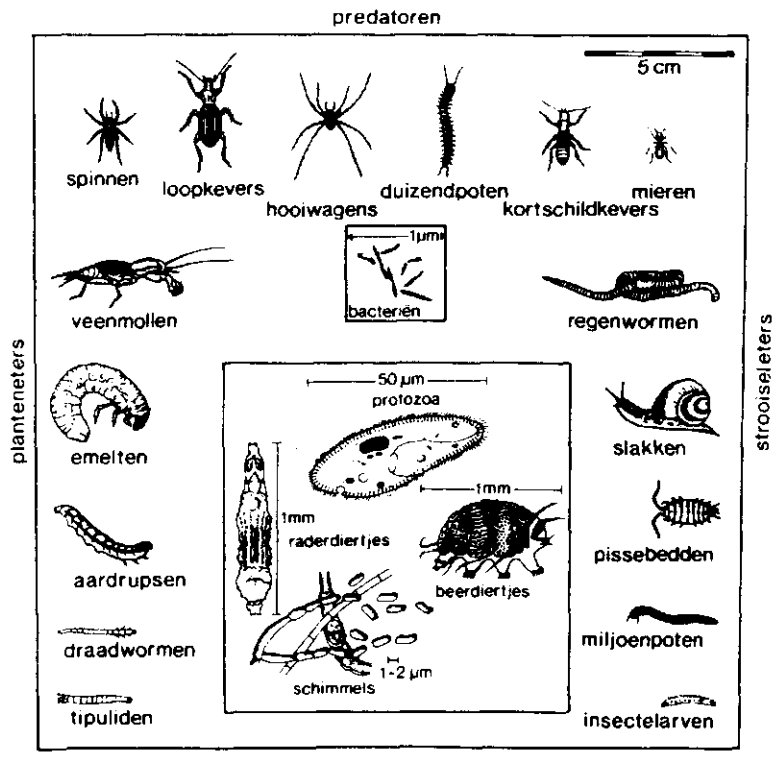
verkregen door het bestuderen van bodembiologische processen als strooiselvertering, bodemademhaling, stikstofmineralisatie en enzymactiviteit. Het laatste zowel in de stikstof-cyclus als de fosfor-, de zwavel- en de koolstof-cyclus.

Ongewervelden

De groep van ongewervelde dieren omvat een enorme verscheidenheid aan soorten met een zeer grote variatie in leef- en voedingsgewoonten (figuur 8). Ongewervelde dieren vervullen een belangrijke functie in het transport van stoffen door het ecosysteem. Hun aandeel in de totale biomassa binnen een ecosysteem is door de enorme aantallen groot. Daarnaast vormen ze het voedsel voor een groot aantal hogere gewervelde diersoorten. Per hectare kan wel 1500 kg aan biomassa van ongewervelden in de grond voorkomen. Bovengronds, in en tussen de vegetatie, is het gewicht eveneens aanzienlijk. Hoe dieper in de grond, hoe minder bodemfauna. De samenstelling van de bodemfauna in een m^2 bosgrond is weergegeven in tabel 4.

Tabel 4. Samenstelling van de bodemfauna in een bosgrond (RIN, 1983).

	Afmeting in mm	Aantal per m^2	Gewicht per m^2 in g
Microfauna	(<0,2)		
Protozoa (oerdiertjes)	0,01-0,15	1 500 000 000	10
Nematoda (aaltjes)	0,3-1	10 000 000	15
Rotatoria (raderdiertjes)	0,04-3	500 000	0,25
Tardigrada (beerdiertjes)	0,2-1,2	100 000	0,1
Mesofauna	(0,2-4)		
Enchytraeidae (potwormen)	2-10	30 000	3
Acarina (mijten)	0,2-4	300 000	3
Collembola (springstaarten)	0,2-6	200 000	2
Diplura	3-6	200	
Macrofauna	(>4)		
Lumbricidae (regenwormen)	20-100	200	100
Symphyla (regenwormen)	<8	1 000	0,1
Diplopoda (miljoenpoten)	4-40	200	8
Chilopoda (duizendpoten)	5-50	50	1
Isopoda (pissebedden)	5-15	100	4
Coleoptera (kevers)	4-40	100	1
Diptera (vliegen en muggen)	4-40	400	3,5
Araneae (spinnen)	2-20	60	0,06
Gastropoda (slakken)	2-100	50	2,5



Figuur 8. Enkele representanten van de bodembiota, gerangschikt naar grootte en levenswijze.

Tabel 5. Globale oppervlakte van leefgebied van enkele diersoorten (naar Fuchs et al, 1985).

soort	leefgebied in m^2	referentie
regenworm	<10	
bosspitsmuis	10	(RIN 1983)
bosmuis	100	(RIN 1983)
mol	400	
merel	50 000	
ekster	50 000	(Prins 1982)
steenuil	>100 000	
kraai	450 000	(Prins 1982)
havik	>1 000 000	

Gewervelden

Binnen de groep van gewervelde dieren maken we een onderscheid tussen amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels. Naar hun voedselkeuze kunnen ze worden onderverdeeld in herbivoren (vogels, veldmuis), omnivoren (vogels) en carnivoren (spitsmuis, mol, amfibieën, roofvogels). Binnen

deze groep kan de temporele variatie in blootstelling relevant zijn. Van de vogels zijn met name de broedvogels van belang omdat zij gedurende een langere periode verontreinigd voedsel kunnen opnemen. Ruimtelijke variatie in blootstelling is van belang voor soorten die een groot gebied bestrijken van waaruit ze hun voedsel betrekken. Roofvogels zijn daarvan het duidelijkste voorbeeld (Fuchs et al, 1985). In tabel 5 is van een aantal gewervelden, in vergelijking met een representant van de ongewervelden weergegeven.

3.5 Bestaande normen

Het ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) en het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV) hebben zich bezig gehouden met normstelling ten aanzien van verontreinigde grond. In de Herziene Leidraad (Staatsuitgeverij afl. 4 nov. '88) Bodemsanering zijn Referentiewaarden bodemkwaliteit geformuleerd (afhankelijk van gehalten aan lutum- en organisch stofgehalte). In tegenstelling tot taakstellende, wettelijke milieukwaliteitseisen, zijn referentiewaarden veeleer probleemstellend van aard. Zij vormen een noodzakelijke vergelijkingsbasis bij het beoordelen van de actuele bodemkwaliteiten en van de mogelijke verslechtering daarvan in de toekomst.

Van bodemverontreiniging wordt geacht sprake te zijn indien stoffen in hogere concentraties in de bodem worden aangetoond dan ter plaatse op grond van natuurlijk voorkomen is te verwachten. De referentiewaarde is daarvoor een indicatie. De B-toetsingswaarde is de waarde waarboven, in ieder geval en waaronder, afhankelijk van bepaalde factoren zoals bodemtype, op korte termijn een (nader) onderzoek gewenst is.
De C-toetsingswaarde is de waarde, "waaronder een sanering(sonderzoek) gewoonlijk niet op de korte termijn noodzakelijk is, maar waarboven een saneringsonderzoek c.q. sanering bij voorkeur wel op korte termijn wordt uitgevoerd, nadat het nader onderzoek is afgerond".
De referentiewaarde (A), toetsingswaarde t.b.v. onderzoek (B) en toetsingswaarde t.b.v. sanering (C) van het ministerie van VROM worden in tabel 6 weergegeven.
Het ministerie van LNV hanteert signaal-, referentie-, maximum- en voorgestelde maximumwaarde en bovendien een aktiegrens.

Tabel 6. Toets voor de beoordeling van de concentratieniveaus van diverse verontreinigingen in de bodem.

Indicatieve richtwaarden: A = referentiewaarde
B = toetsingswaarde t.b.v. (nader) onderzoek
C = toetsingswaarde t.b.v. sanering (onderzoek)

Voorkomen in:	Grond (mg/kg droge stof)		
Component/niveau	A	B	C
I. Metalen (A-waarde in standaardbodem, H=10/L=25)			
Cr	100	250	800
Ni	35	100	500
Cu	36	100	500
Zn	140	500	3000
As	29	30	50
Cd	0,8	5	20
Hg	0,3	2	10
Pb	85	150	600
II. Anorganische verontreinigingen			
CN (totaal-vrij)	1	10	100
CN (totaal-complex)	5	50	500
III. Aromatische verbindingen (A-waarde bij 10% organische stof)			
benzeen	0,05	0,5	5
ethylbenzeen, xyelenen	0,05	5	50
tolueen	0,05	3	30
fenolen	0,05	1	10
aromaten (totaal)		7	70
IV. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen			
naftaleen, chryseen	0,01	5	50
fenanteen, antraceen, fluorantheen	0,1	10	100
benzo(a)pyreen	0,1	1	10
benzo(a)antraceen	1	5	50
benzo(k)fluoranteen	10	5	50
indeno (1,2,3 cd) pyreen	10	5	50
benzo(ghi)peryleen	10	10	100
pak's (totaal)	1	20	200
V. Gechloreerde koolwaterstoffen			
alifatische chloorkoolw. (totaal)		7	70
chloorbenzenen (totaal)		2	20
chloorfenolen (totaal)		1	10
chloorpck's (totaal)	0,05	1	10
PCB's (totaal)	0,05	1	10
EOCl (totaal)	0,1	8	80
VI. Bestrijdingsmiddelen			
org. chloor (totaal)		1	10
VII. Overige verontreinigingen			
tetrahydrofuran	0,1	4	40
geoxydeerde PAK's	1	200	2000
minerale olie	50	1000	5000

Signaalwaarde: een niet officiële waarde die het niveau van een bepaalde contaminant in de bodem aangeeft waarbij mogelijk de eerste problemen bij de agrarische produktie kunnen ontstaan.
Referentiewaarde: een niet officiële waarde die het niveau of het interval van een bepaalde contaminant in de bodem aangeeft dat als "normaal" beschouwd wordt.
Maximumwaarde: een officiële waarde die wettelijk of anderszins vastgesteld is. Bij overschrijding kunnen van rechtswege stappen ondernomen worden.
Voorgestelde maximumwaarde: een nog niet officieel vastgestelde waarde die voorgesteld is aan de Adviescommissie Warenwet.
Actiegrens: een niet officieel vastgestelde waarde die het niveau van een bepaalde contaminant aangeeft waarboven nader onderzoek gestart wordt naar de oorzaak van de aanwezigheid van de contaminant. In tabel 7 zijn referentie- en signaalwaarden van een aantal verontreinigingscomponenten weergegeven.

Een basaal probleem is dat normstelling gebaseerd is op de aanwezigheid van slechts één verontreiniging.

Tabel 7. Referentie- en signaalwaarden (in $mg.kg^{-1}$) als voorgesteld door het ministerie van LNV.

	Referentiewaarde		Signaalwaarde z/d				Signaalwaarde kl/v			
	z/d	kl/v	g	a	gr	s	g	a	gr	s
Cd	0,1-0,5	0,1-0,9	2	0,5	0,5	5	3	1	80	10
Cu	3-27	N-35	30	50	50	50	30	80	80	200
Pb	10-10	10-70	150	150	100	500	150	150	200	1000
Hg	0,03-0,3	0,04-0,4	2	2	2	2	2	2	2	2
Zn	15-75	30-175	100	100	100	100	350	350	350	350
beta-HCH	0,01		0,01	0,02	0,2					
Drins	0,01		0,08	0,1	1					
PCB 28	0,01		4,8	>10						
" 52	0,01		0,2	0,5						
" 101			1.9	1,3						
" 118			0,5	0,3						
" 138			0,2	0,4						
" 153			0,2	0,4						
" 180			0,5	0,5						

Symbolen:
kl = klei
v = veen
g = grasland
a = akkerbouw (veevoeder)
gr = grond mens voeding
s = grond met sierteelt
z = zand
d = dal

DEEL B: *DOCUMENTATIE*

4 LITERATUURINVENTARISATIE

In de literatuurinventarisatie worden de stoffengroepen zijnde zware metalen, cyanide, alifatische, aromatische en gechloreerde koolwaterstoffen in systematische volgorde in relatie gebracht met de systeemgroepen zijnde vegetatie, strooisel, microflora, evertebraten en vertebraten. Aan het eind van elke paragraaf wordt een samenvattingstabel gepresenteerd.

4.1 Zware metalen

In 3.2 is de relatie tussen de eigenschappen van de grond en de biologische beschikbaarheid van zware metalen voor planten en bodembiota aangegeven.

Vegetatie

Zoals eerder vermeld, dient onderscheid gemaakt te worden tussen elementen die essentieel zijn voor het functioneren van planten en dieren en elementen die niet noodzakelijk zijn. Ernst (1987) onderscheidt hen voor vegetaties in noodzakelijke microvoedingsstoffen (Fe, Mn, Zn, Cu, Co en Ni) en in niet noodzakelijke spore-elementen (Cr, Cd en Pb). Opname van zware metalen door planten geschiedt via bladeren en wortels. Cd, Zn en Cu worden in het algemeen gemakkelijker door planten opgenomen dan Hg, Pb en Cr.

Gehalten aan zware metalen in zaden en vruchten zijn in het algemeen lager dan gehalten in vegetatieve delen (Adriano, 1986). De meeste plantesoorten hebben lagere gehalten in het zomerseizoen dan in de winter en het voorjaar. Voor koper bijvoorbeeld is het gehalte in de zomer in *Agrostis festuca* vijf keer zo laag als in de winter (Hunter et al, 1987). De opname van metalen varieert sterk per plantesoort en is afhankelijk van de bodemeigenschappen.

Algemene effecten van zware metalen op planten zijn vervroegde bladafval en groeireductie bij bomen, vertraging of uitblijven van bloei bij grassen of zelfs het geheel of gedeeltelijk ontbreken van de boomlaag bij zware belasting (Denneman et al, 1987). Volgens Baker (1981) hebben sommige planten zich aangepast aan hoge gehalten metalen in de bodem via

fysiologische mechanismen. De mechanismen zorgen voor concentratie van metalen in de bovengrondse delen of voor gedifferentieerde opname en transport in de plant. Deze aanpassingen zijn niet in alle planten even sterk ontwikkeld en hun werking verschilt per metaal. Tolerantie van een plant in samenhang met de mate waarin metalen van wortel naar groene delen worden getransporteerd, is van belang voor het eventueel beschikbaar komen van metalen voor organismen die zich voeden met bovengrondse plantedelen. Kloke et al (1984) geeft voor de verschillende metalen aan in welke mate ze door planten worden opgenomen en wat kritische concentratieniveaus voor groei van planten zijn (tabel 8).

Tabel 8. Opname van zware metalen door planten, kritische concentraties voor groei (naar Kloke et al, 1984) en toxische niveau's in grond (naar Romero et al, 1987 en naar Kloke, 1979) (concentraties in $mg.kg^{-1}$).

element	opname coëfficiënt plant/bodem	toxische kritische concentratie voor plantegroei	toxisch kritisch niveau in grond (Romero)	(Kloke)
Cr	0.01-0.1	1-2	100	100
Ni	0.1-1	20-30	100	50
Cu	0.1-1	15-20	100	100
Zn	1-10	150-200	300	300
As	0.01-0.1	10-20	?	20
Cd	1-10	5-10	5	3
Hg	0.01-0.1	0.5-1	?	2
Pb	0.01-0.1	10-20	100	100

De opnamecoëfficiëntie van Cd en Zn zijn het grootst en worden geschat op waarden tussen 1 en 10, daarna het grootst voor Ni en Cu (0.1-1) en het kleinst voor Cr, As, Hg en Pb (0.01-0.1). De kritische concentratie die plantegroei negatief kan beïnvloeden is het laagst voor Hg en Cr (hexavalente vorm!) en het hoogst voor Zn. Het op basis van deze gegevens onderling vergelijken van zware metalen met Pb als criterium geeft de volgende Pb-equivalenten: Cr x 10; Ni x 1, Cu x 1, Zn x 1/10, As x 1, Cd x 2 en Hg x 20.

De toxiciteit van zware metalen voor planten zou de terrestrische voedselketen ten dele kunnen beschermen. Bij fytotoxische effecten zijn de metalen niet of slechts voor een deel beschikbaar voor dieren die zich voeden met planten. Voorwaarde is wel dat de toxiciteit voor planten

Tabel 9. Laagste concentratie zware metalen waarbij fytotoxische effecten optreden.

element	soort	gehalte ($mg.kg^{-1}$)	effect	opmerkingen	referentie
Cr	gerst	10 (w)	chlorose	als Cr^{3+}	Adriano (1986)
	maïs	100 (g)	remming groei	als Cr^{3+}	
Ni	?	40 (w)	chlorose	gemiddelde plantgehalte	Romero et al (1987)
	?	100 (g)	chlorose	gemiddelde plantgehalte	
Cu	wintertarwe	10 (w)		bovengrondse delen	Adriano (1986)
	mossen lichenen	25 (w)	afname bedekking		Folkeson (1988)
Zn	erwt	50 (w)	groei-reductie		Adriano (1986)
As	gerst	20 (w)		bovengrondse delen	
Cd	klaver	1 (g)	remming wortel-groei		
Hg	gerst	3 (w)			
Pb	?	150 (w)		gemiddelde plantgehalte	Romero et al (1987)

w = in weefsel; g = in grond

groter is dan voor dieren. In tabel 9 zijn laagste concentraties voor fytotoxiciteit weergegeven. Voor Cd is die waarde 1 $mg.kg^{-1}$ grond en voor Cr en Ni 100 $mg.kg^{-1}$. De overige waarden slaan op de hoeveelheid metaal in het weefsel. Toch komen deze bodemwaarden in zekere mate overeen met Kloke's kritische concentraties voor groei. Bij lood en cadmium is er een vergroot risico omdat ze in concentraties voorkomen die niet toxisch zijn voor planten, maar waarbij kritische niveaus voor dieren worden overschreden.

Strooisellaag

In de strooisellaag worden vaak hoge gehalten aan zware metalen aangetroffen. De grote hoeveelheid aanwezige organische stof verhindert door vastlegging een snelle uitspoeling. Denneman et al (1987) geven zinkgehalten in strooisel die twee keer zo hoog zijn als in de eronder gelegen bovenste laag van de bodem. Voor lood, dat niet of nauwelijks door planten wordt opgenomen, varieert het gehalte in strooisel tussen 20% in de zomer en 40% in de winter van de concentratie in grond in zwaar

belaste gebieden (Andrews et al, 1989). In verontreinigde gebieden in Polen constateren Grodzinska et al (1987) accumulatie in het strooisel van cadmium en zink, in tegenstelling tot nikkel, koper en ijzer.

N.B. Er moet benadrukt worden dat de hier besproken accumulatie in strooisel het gevolg is van de opname van zware metalen in de vegetatie. Immers er zijn legio voorbeelden van "invangen" van zware metalen in de bovenste bodemlaag door zware metalen neerslag.

Microflora

De persistentie van zware metalen in de grond kan worden beïnvloed door microbiële transformaties. Dit kan door oxidatie, reductie, methylering of demethylering plaatsvinden. De methylering van anorganisch kwik (Kaars Sypesteyn en Vonk, 1974) is het meest aansprekende voorbeeld van verhoogde mobiliteit en toxiciteit. Methylkwik is vele malen toxischer dan anorganisch kwik en het accumuleert sterk in zoogdieren. Naast Hg worden ook Pb, As, Se, Cr en Sn gemethyleerd door micro-organismen met behulp van vitamine B-12 (Summers en Silver, 1978). De methylering vindt meestal plaats onder anaerobe condities, zoals in sedimenten.

Onder anaerobe omstandigheden is in het algemeen het metaalsulfide het belangrijkste zout, met zeer lage oplosbaarheidsprodukten. Onder aerobe omstandigheden zijn deze metaalsulfiden door micro-organismen, met name *Thiobacilli*, oxideerbaar tot sulfaat. In tabel 10 wordt hier een voorbeeld van gegeven.

Tabel 10. Beschikbaar maken van metaalionen door oxidatie van sulfide naar sulfaat door *Thiobacillus ferro-oxidans*, na incubatie op $FeSO_4$, PbS en Chalcopyriet (incubatietijd: 3 uur).

		$FeSO_4$	PbS	Chalco-pyriet
	Metaal	Vrijgemaakt (mg/kg)		
ZnS	Zn	145	192	54
Cu_2S	Cu	1001	1253	888
CuS	Cu	1442	2138	1186
PbS	Pb	15	15	12
NiS	Ni	5611	5663	5675
CdS	Cd	250	255	51
HgS	Hg	64	4	1

(Silver en Torma, 1974)

De autotrofe bacterie *Thiobacillus ferro-oxidans* werd voorgekweekt op ijzersulfaat, loodsulfide of chalcopyriet onder aerobe condities. Daarna werd celsuspensie-materiaal in gedefinieerd sulfide-zout medium gebracht. Daarin is sprake van CO_2-fixatie en daardoor sprake van microbiële oxidatie van sulfiden. Dit vindt vooral plaats voor Cu_2S, CuS en NiS waar de hoeveelheid oplosbaar metaal in de orde van 1000 $mg.kg^{-1}$ komt. Voor ZnS en CdS wordt de oplosbaarheid in de orde van 100 $mg.kg^{-1}$. Voor PbS en HgS wordt zo de oplosbaarheid in de orde van 10 $mg.kg^{-1}$.

Omzetting van metaalsulfide tot metaalsulfaat leidt tot mobilisatie van de metalen. Ook aanwezigheid van organisch materiaal, wat leidt tot een metabolisch aktieve bodemmicroflora, kan de beweeglijkheid van zware metalen verhogen zoals aangetoond voor Cd door Ausmus et al (1977). Ook in de praktijk, een stortplaats, is dit door Loch et al (1981) aangetoond. De aanwezigheid van vetzuren verhoogde sterk de beweeglijkheid van Ni, Pb en Zn. Dit resulteert in een doorbraak naar het grondwater.

De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora wordt samengevat in tabel 11. In deze tabel is voor de metalen Cd, Cr, Cu, Hg, Pb en Zn de laagste concentratie aangegeven die in een minerale grond een remming veroorzaakte van een proces of een verschuiving in de populatie. Er worden acht functionele en twee structurele parameters genoemd.

- C-mineralisatie betreft meestal bodemademhaling, gemeten als CO_2 produktie of O_2 consumptie.
- Afbraak van glutaminezuur wordt gebruikt als stress parameter en is een maat voor de remming van de ademhalingssnelheid.
- Dehydrogenase is een enzym met een analoog activiteit als ademhaling.
- N-mineralisatie wordt gemeten als de mate van omzetting van organisch naar anorganisch stikstof.
- Nitrificatie wordt gemeten als de omzetting van ammoniak naar nitraat.
- Urease wordt gemeten als de omzetting van ureum naar ammoniak.
- Arylsulfatase-activiteit wordt gemeten als de mate van omzetting van organisch naar anorganisch zwavel.
- Fosfatase-activiteit wordt gemeten als de omzetting van organisch naar anorganisch fosfor.
- Biomassa is een maat voor het totale aantal micro-organismen.
- Verschuiving staat voor een gemeten toename van het aantal zware metalen resistente bacteriën.

Tabel 11. Laagste zware metalen concentraties ($mg.kg^{-1}$ grond) die een statistisch significante remming (%) veroorzaken van een bepaalde microbiologische parameter in een minerale grond.

Parameter	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Zn	Referentie
C-mineralisatie (ademhaling)	8.7 (10%)	8.6 (10%)	11.8 (10%)		26.8 (10%)	11.7 (10%)	Chang + Broadbent 1981
	10 (17%)		100 (25%)	10 (53%)	100 (25%)	10 (21%)	Cornfield 1977
	150 (9%)	400 (10%)	400 (22%)		400 (12%)	400 (40%)	Doelman + Haanstra 1984
						100 (13%)	Ohya et al. 1985
			50 (6%)				Skujins et al. 1986
	29 (36%)						Walter + Stadelman 1979
			200 (85%)				Skujins et al. 1986
Glutaminezuur	55 (10%)	400 (20%)	55 (10%)		400 (10%)	55 (10%)	Haanstra + Doelman 1984
Nitrificatie	100 (32%)	100 (50%)	100 (15%)		400 (25%)	200 (35%)	Chang + Broadbent 1982
				100 (95%)			Faassen 1973
N-mineralisatie	20 (40%)				500 (30%)	700 (30%)	Necker + Kunze 1986
	562 (73%)	250 (24%)	317 (45%)	1000 (73%)	1036 (14%)	327 (40%)	Liang + Tabatabai 1978
Arylsulfatase	281 (10%)	2500 (40%)	159 (10%)		5180 (10%)	164 (10%)	Al-Khajaji + Tabatabai 1979
Phosphatase	562 (30%)	250 (39%)	317 (23%)	1000 (53%)	1036 (38%)	327 (59%)	Juma + Tabatabai 1977
Urease	40-150 (10%)	280-360 (10%)	20-80 (10%)		860 (10%)	70-160 (10%)	Doelman + Haanstra 1986
	562 (49-67%)	250 (17-50%)	318 (51-94%)	1000 (89-98%)	1036 (2-55%)	327 (22-32%)	Tabatabai 1977
Arylsulfatase	5 (10%)	3 (10%)	10 (10%)		260 (10%)	120 (10%)	Haanstra + Doelman 1989
Phosphatase	2 (10%)	750 (10%)	3 (10%)		200 (10%)	5 (10%)	Doelman + Haanstra 1989
Dehydrogenase	150 (48%)		30 (50%)			150 (65%)	Rogers + Li 1985
Biomassa	29 (85%)						Walter + Stadelman 1979
Verschuivingen					200	>resistentie	Doelman + Haanstra 1979
			108			>resistentie	Hayakawa et al. 1982
	12		82			208 >resistentie	Duxbury + Bicknell 1983

De gegevens in tabel 11 slaan op minerale gronden en dat zijn in het algemeen redelijk homogene gronden met een organisch stofgehalte tussen 1 en 6% en een pH tussen 5 en 7. Op basis van de gegevens over de laagste concentraties zware metalen die reeds een significante remmende invloed hebben op het functioneren van de bodemmicroflora kan tot de volgende Pb-equivalenten gekomen worden: Cr x 4, Ni x 4, Cu x 4, Zn x 4, Cd x 20 en Hg x 50.

Evertebraten

Het dieet, structuur en fysiologie van het verteringssysteem en het opslagmechanisme van zware metalen in cellen in onoplosbare vorm zijn de drie belangrijkste biologische factoren die accumulatie van metalen in bodemevertebraten bepalen.

Ongewervelde bodemdieren zijn strooiseleters. Predatoren die zich hiermee voeden worden zodoende met zware metalen geconfronteerd. Een verschil in gevoeligheid van predatoren komt deels voort uit het verschil in voedselsamenstelling: de mate waarin hun prooi belast was. Daarnaast wordt de gevoeligheid bepaald door het retentie- en uitscheidingsvermogen. Isopoden, zoals *Oniscus asellus*, slaan een groot deel van opgenomen zware metalen op in de hepatopancreas. Cadmium wordt voor 72% in dat orgaan opgeslagen (Coughtrey et al, 1977). Spinnen die zich met deze isopoden voeden, blijken zeer grote hoeveelheden zware metalen op te nemen. De fysiologische aanpassing van spinnen bestaat uit het feit dat zware metalen als zink, cadmium, lood en koper ongemetaboliseerd het maagdarmkanaal passeren (Hopkin en Martin, 1985).

Wetmatigheden over accumulatie en effecten zijn nog verre van duidelijk aangezien de verschillen in lichaamsgewicht, in bouwplan in leeftijd, in metabolische activiteit en in lichamelijke conditie hierin een rol spelen en verschillend zijn tussen soorten en geslachten en zelfs tussen exemplaren van hetzelfde geslacht.

In de groep van bodemfauna zijn het de regenwormen, pissebedden en springstaarten waarvan fysiologische aanpassingen bekend zijn. Het gaat om de ontwikkeling van opslag- en excretieorganen voor verschillende zware metalen. Deze organen zorgen ervoor dat het organisme zelf geen nadelige effecten ondervindt van de opname van zware metalen. Effecten via voedselketens worden daardoor versterkt want het organisme met opslagorganen is voedsel voor haar predator. Daarnaast vertonen deze organismen vermijdingsgedrag. Bij voorkeur zullen ze kiezen voor een niet verontreinigd substraat. Joosse en Verhoef (1983) maken daarbij de kanttekening dat de aanpassingen bij springstaarten ten koste gaan van groei en metabolisme. Vermoedelijk geldt dit ook voor wormen en pissebedden. Van Straalen et al (1985) berekenden voor springstaarten *(Orchesella cincta)* dat slechts 0.13% van het geconsumeerde lood achterblijft. Door het lage achterblijvende gehalte zal de mate van doorgifte in de voedselketen via springstaarten klein zijn. In tabel 12 zijn gegevens verzameld van de laagste concentraties, gevonden in de literatuur, waarbij de fysiologie van de bodemfauna negatief werd beïnvloed.

Celardin en Landry (1988) bestudeerden de mate van concentratie van chroom, nikkel, koper, zink, cadmium en lood in regenwormen in een relatief schoon gebied. De concentratiefactoren van chroom, nikkel, koper

en lood naar wormen vanuit een bosbodem lagen ruimschoots lager dan 1. Concentratie van zink trad beperkt op (CF = 1,29), terwijl cadmium extreem sterk concentreerde (CF = 45,50). Ma (1987) vond een zelfde resultaat. De concentrering van lood, cadmium en zink in *Lumbricus rubellus* is sterk gerelateerd aan de bodem-pH als gevolg van een grotere beschikbaarheid (Morgan, 1985). Dat chroom in regenwormen niet geconcentreerd wordt, hangt naast voedselstrategie, soortsverschillen en fysiologische aanpassingen waarschijnlijk samen met de lage beschikbaarheid van chroom (Beyer en Cromartie, 1987).

Tabel 12. De laagste concentraties in substraat ($mg.kg^{-1}$) zware metalen waarbij negatieve invloeden op fysiologische eigenschappen van de bodemfauna werden gemeten.

Dier	Cd	Cu	Pb	Zn	Substraat	Parameter	Referentie
Eisenia foetida	50				paardemest	groei	Malecki et al. 1982
"		100			paardemest	groei	
"			12000		paardemest	groei	
"				2000	paardemest	groei	
"	25				paardemest	reproduktie	
"		100			paardemest	reproduktie	
"			4000		paardemest	reproduktie	
"				500	paardemest	reproduktie	
Lumbricus rubellus (ad)		300			zand	sterfte	Ma, 1984
"		60			zandige leem	cocon produktie	
"		130			zand	strooisel vertering	
"		370			zand	gewichtsverlies	
" (juv)	20				zandig leem	groei	Ma, 1983
"		60			zandig leem	groei	
Dendrobaena rubida		100			zand + koemest pH 4,5	overleving	Bengtsson et al, 1986
"			100		zand + koemest pH 4,5 - 5,5	overlevig	
"	100				" "	cocon produktie	
		100			" "	cocon produktie	
			500		" "	cocon produktie	
Allobophora calliginosa		110			boomgaard	cocon produktie	van Rhee, 1975
Helix aspersa	100				voedsel	groei	Russel et al. 1981
"	25				voedsel	reproduktie	
Porcellio scaber	10			2000	voedsel	broedsucces	van Capelleveen, 1987
"	>1			>400	voedsel	broed ontwikkeling	
"	>2			1000	voedsel	groei	
Porcellio scaber	50	50	750	1800	strooisel	overleving	Beyer et al, 1984
Porcellio scaber				3000	voedsel	overleving	Joosse et al, 1981
"				1600	voedsel	ademhaling	
"				900	voedsel	reproduktie	
"				900	voedsel	juveniel overleving	
Porcellio scaber			12800		voedsel	reproduktie	Beyer + Anderson, 1985
"				1600	voedsel	reproduktie	
Onychiurus armatus		45	45		schimmels	groei	Bengtsson et al, 1985
"		150			schimmels	overleving	Bengtsson et al, 1985
"			150		schimmel	overleving	
"		45	45		schimmel	overleving	
"		150			schimmel	aantal eieren	
"			15		schimmel	aantal eieren	
"		15	15		schimmel	aantal eieren	

De meest gangbare parameters om de effecten van zware metalen op de bodemfauna in het veld te meten zijn abundantie en het aantal soorten (diversiteit), de verspreiding en biomassa van de verschillende organismen en de opname, accumulatie en verdeling van het metaal in organismen. In laboratoriumstudies worden veelal verfijnder parameters bestudeerd zoals groeisnelheid, reproductie, coconvorming of ademhaling van het organisme. Voor een aantal vertegenwoordigers van de ongewervelden zijn de laagste concentraties aan zware metalen, in diverse substraten, die effecten op bovengenoemde parameters hebben in tabel 12 verzameld. De groeisubstraten variëren van gedefinieerd tot ongedefinieerd materiaal, waardoor de mate van beschikbaarheid van dezelfde zware metalen niet vergelijkbaar is. Maar ook in het heterogene bodemsysteem doet dit fenomeen zich voor. Daarom wordt, dankzij de verscheidenheid van substraat en beschikbaarheid, deze tabel relevant geacht.

De laagste concentraties zware metalen in de veldsituatie die invloed hebben op bodemfaunapopulaties worden weergegeven in tabel 13. Ook hier is sprake van grote verschillen in effecten van diverse concentraties. Behalve verschil in grondsoort en dus beschikbaarheid speelt ook de keuze van de te bestuderen, wel of niet gevoelige parameter een rol.
Op basis van tabel 12 en 13 zouden de volgende Pb-equivalenten voor evertebraten voorgesteld kunnen worden: Cu x 1-2, Zn x 1/½-1/5, Cd x 4-30.

Vertebraten

Gegevens over effecten op organismen van hogere trofische niveaus (vogels, zoogdieren) zijn schaars. Afhankelijk van het voedselpatroon en de gevoeligheid van de soort zullen voedselketeneffecten zich voordoen. In het algemeen blijken carnivore organismen hoger belast te zijn dan de herbivoren. Verschillende metalen accumuleren in verschillende organen. Cadmium wordt vooral vastgelegd in lever en nier, lood in het skelet. Gehalten aan zware metalen in deze organen nemen in het algemeen toe met de leeftijd (Denneman et al, 1987; Hunter et al. 1989), en kunnen een seizoensgebonden fluctuatie vertonen. In de wintermaanden zijn gehalten

Tabel 13. De laagste concentraties zware metalen in substraat (in $mg.kg^{-1}$) waarbij in het veld negatieve effecten op de fysiologische eigenschappen van de bodemfauna werd gemeten.

groep	Cd	Cu	Pb	Zn	Parameter	Referentie
nematoden			200		biomassa	Zullini + Peretti, 1986
			300		diversiteit index	
			300		aantal soorten	
nematoden	26	333	3564		dichtheid	Bisessar, 1982
enchytraeen		78	36	171	dichtheid	Bengtsson + Rundgren, 1982
		474	99	2023	vert. distributie	
		212	34	2068	aantal soorten	
wormen		78	36	171	dichtheid	Bengtsson et al, 1983
		474	99	2023	biomassa	
wormen	33	287	4800		dichtheid	Bisessar, 1982
wormen		90			dichtheid	Streib, 1984
collembolen	885	340	2333	25750	dichtheid + diversiteit	Strojan, 1978
collembolen		126	74	649	vert. distributie	Bengtsson + Rundgren, 1988
mijten	885	340	2333	25750	dichtheid + diversiteit	Strojan, 1987
loopkevers	3	24	125	275	diversiteit index	Read et al, 1987
loopkevers	256	172	971	14600	aantal soorten	Strojan, 1975
bijen		657	132	1165	abundantie	Bengtsson + Rundgren, 1983
spinnen		2509	230	3585	soorts abundantie	Bengtsson + Rundgren, 1983

aan cadmium en zink in lever en nieren van de aardmuis (*Microtus agrestis*) gemiddeld hoger dan in het zomerseizoen (Denneman et al, 1987), ook voor lood is een dergelijk verloop gevonden (Andrews et al, 1989).

Absorptie van zware metalen uit het voedsel in het maagdarmkanaal verschilt per metaal. Arseen wordt voor nagenoeg 100% geabsorbeerd, chroom (trivalent) voor minder dan 1%. De absorptie van het hexavalente chroom en de overige zware metalen is gering. In tabel 14 staan gegevens over de toxische dosis van zware metalen voor gewervelde dieren vermeld. Het aantal gegevens is te weinig om de toxiciteit van zware metalen onderling ten aanzien van gewervelden te vergelijken.

Tabel 14. Laagste concentraties zware metalen in voedsel/drinkwater die toxische effecten veroorzaken in gewervelde dieren (Van Vliet, 1985; Ware, 1989).

		metaal (in $mg.kg^{-1}$)								
organisme	voedsel/drinkwater	Cr	Ni	Zn	As	Cd	Hg	Pb	effect	opmerking
konijn	*					91			afname immuun respons	
	*				2					
							0.07		nierbeschadiging	$mg_{3}kg^{-1}lg.d^{-1}$ in weefsels
muis	*	50							groeiremming	Cr^{3+}
	*					1			afname reproductie	
	*						3.2		teratogeen	als methyl-kwikverb.
	*							10	?	
								0.05	afname reproductie	$mg_{3}d^{-1}$
rat	*		25						onvruchtbaarheid mannetjes	Cr^{3+}
	*					2.15			nierbeschadiging	$mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$
	*						2		toename niergewicht	$mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$
	*		17.6						afname lichaamsgewicht	$mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$

Samenvattingstabel

Tabel 15. De laagste concentraties ($mg.kg^{-1}$) zware metalen in grond waarbij effecten te verwachten zijn en concentratiefaktoren (C_F).

	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn	As
vegetatie								
effect	1	10-100	10-100	3	50	100-150	50-300	20
C_F	1-10	0.1-1	>0.1	>0.1	0.1-1	>0.1	1-10	>0.1
strooisel								
C_F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	>1	<1
microflora								
effect	2-5	10-30	10-100	1-10	100-200	100-200	10-50	
C_F	>1	>1	>1	>1	>1	>1		
omzettingen	-	-	+	+	-	+	+	
evertebraten								
effecten	2-10	15-50				10-100	200-500	
C_F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
vertebraten								
effect (conc. in voedsel)	1	50	(50)	0.1	17	0.005-10		2
C_F	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	

4.2 Cyanide

Cyanide en cyanideverbindingen vormen een restproduct bij de productie van stadsgas en is als zodanig in de bodem terecht gekomen. Cyanide werd als bestrijdingsmiddel gebruikt tegen nematoden, insecten en knaagdieren. In de natuur wordt cyanide gevormd door planten bij afbraak van cyanogene glycosiden (o.a. *Rosaceae*, *Prunus* spp.). Chemische en fysische reacties van cyanide-ionen die zich in een vuilstort bevinden zijn onder meer

1) vorming van waterstofcyanide (blauwzuur),
2) precipitatie of complexering van cyanide met metalen,
3) omzetting van cyanide in cyanaat en thiocyanaat,
4) omzetting van cyanide in organische stikstofverbindingen.

ad 1) Vervluchtiging van waterstofcyanide (kookpunt: 26°C) kan optreden doordat na het in oplossing gaan van goed oplosbare cyanidezouten, zoals kalium-, natrium- of bariumcyanide, omzetting van het cyanide-ion optreedt. Door Newton (1977) werd berekend aan de hand van in de lucht gemeten concentraties boven een cyanidehoudende vuilstort in Engeland dat het mogelijk is dat in twee jaar de helft van het cyanide is vervluchtigd, zonder dat er hogere waterstofcyanideconcentraties worden gemeten dan 1 mg/m^3.

ad 2) Het cyanide-ion is een sterke ligand dat stabiele complexen en neerslagen vormt met metaalionen. Een mathematisch analyse van het chemische systeem "cyanide-zware metalen" werd beschreven door Blaha (1976). Uit de stabiliteitsconstanten die worden gegeven door Smith en Martell (1976) blijkt dat onder reducerende omstandigheden vooral rekening zal moeten worden gehouden met ijzer(II)cyanidecomplexen, terwijl ook nikkelcomplexen en neerslagen van zink- en kwikcyanide kunnen voorkomen. Indien ijzer(II)cyanidecomplexen worden gevormd, moet rekening gehouden worden met metaal-ijzer(II)cyanidecomplexen en -neerslagen.

ad 3) Door werking van zuurstof kan cyanide in water omgezet worden in cyanaat, dat in basisch milieu stabiel is. In water met een pH lager dan 6 ontleedt cyanaat echter weer onder vorming van ammonium en koolzuur. Onder anaerobe omstandigheden kan cyanide, door inwerking van zwavel en zwavelhoudende verbindingen (o.a. thiosulfaat), omgezet worden in thiocyanaat. Thiocyanaat is veel minder giftig en is in het milieu even mobiel als bijvoorbeeld chloride.

ad 4) Organische stikstofverbindingen kunnen worden gevormd door de reactie van cyanide met suikers of aldehyden, waarbij cyanohydrine wordt gevormd, waarna het gevormde cyanohydrine hydrolyseert. Door Raef et al (1977) is aangetoond dat deze reacties optimaal verlopen in aeroob milieu bij een pH-waarde van 11, terwijl de reactie ook bij pH = 7 nog langzaam verloopt.

Vegetatie
Geen gegevens

Strooisel
Geen gegevens

Microflora
In een met cyaniden verontreinigde grond kan, afhankelijk van de pH, ongeveer 10% voorkomen als vrij cyanide, dat vanuit toxicologisch oogpunt het meest van belang is. Cyaniden zijn goed oplosbaar in water (KCN: 71.6 g per 100 g van 25°C). CN^{-} kan in het bodemwater een complex vormen met onder andere ijzerionen, waardoor de beschikbaarheid van cyanide sterk afneemt. IJzercyanideverbindingen zijn niet of nauwelijks toxisch; mogelijk vormen ze wel een bron van vrij cyanide, vanwege de instabiliteit van deze complexe verbindingen op langere termijn. Cyanide heeft een zeer karakteristieke geur (amandelen).

Microbiële afbraak van HCN vindt plaats bij aanwezigheid van zuurstof onder vorming van CO_2 en NH_3. Soms dient een zwavelbron als oxydator (Verschueren, 1983).

Evertebraten
Geen gegevens

Gewervelden
Vrij cyanide wordt na opname snel geabsorbeerd en gedistribueerd door het bloed. Accumulatie van cyanide in bloed en weefsels, vindt niet plaats (Ware, 1989).

Belangrijkste effecten van cyanide zijn een aantasting van het centraal zenuwstelsel en blokkering van het oxydatieve metabolisme. Cyanide tast de myelineschede rond neuronen aan, waardoor de prikkelgeleiding wordt verstoord, en heeft cytotoxische effecten op delen van de hersenen.

Cyanide heeft ook teratogene effecten tot gevolg. Ook hier is de oorzaak een remming van het electronentransport in de oxydatieve fosforylering (Doull et al, 1980). Ernstige effecten zijn waargenomen bij hamsters die 80 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ CN^- kregen toegediend vanaf de zesde tot de negende dag van de draagtijd. De acute orale LD50 voor ratten is 4 $mg.kg^{-1}$ CN^-, voor muizen is deze waarde 3.4 $mg.kg^{-1}$ CN^-. Het levergewicht van ratten neemt significant toe als ze 21 dagen 12 $mg.kg^{-1}$ CN^- per dag via het drinkwater opnemen. Chronische blootstelling aan 30 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in het voedsel leidt tot verminderde groei als gevolg van hormonale effecten en toegenomen excretie van thiocyanaat. Informatie over de mogelijke carcinogeniteit van cyanide is niet gevonden.

Tabel 16. Toxiciteit van waterstofcyanide voor zoogdieren (Verschueren, 1983).

soort	opname	dosis	effect
muis	oraal	8.5 $mg.kg^{-1}lg$	50% doding = LD50
muis	inhalatie	45 ppm, 2.5-4 h.	lethaal
rat	inhalatie	142 ppm, 30 min.	50% doding = LD50
konijn	inhalatie	120 ppm	geen effect
kat	inhalatie	180 ppm	lethaal
		125 ppm, 6-7 min.	toxisch
hond	inhalatie	>0.055 ppm	lethaal
		>0.035 ppm	toxisch
mens	oraal (als CN^-)	0.7-3.5 $mg.kg^{-1}lg$	lethaal
	inhalatie	18-36 ppm	toxisch

lg = lichaamsgewicht

In tabel 16 zijn dosis-effect gegevens weergegeven, enerzijds via inhalatie en anderzijds via orale opname. Welke hoeveelheden lucht bijvoorbeeld muizen inhaleren is niet bekend. Wel is bekend dat spitsmuizen via wormen grote hoeveelheden grond opnemen en uitscheiden. Immers spitsmuizen eten per dag 75% van hun lichaamsgewicht en dat kan 3 gram worm per dag zijn. De 'grondvulling' van de worm is dan bepalend voor de hoeveelheid binnengekregen grond.

Samenvattingstabel

Tabel 17. De laagste concentratie cyanide in grond, voedsel of lucht waarbij effecten gevonden zijn en de C_F-waarden.

	Cyanide
vegetatie	
effect	geen gegevens
C_F	geen gegevens
strooisel	
effect	geen gegevens
C_F	geen gegevens
microflora	
effect	geen gegevens
C_F	geen gegevens
omzettingen	+
evertebraten	
effect	geen gegevens
C_F	geen gegevens
vertebraten	
effect	0,7 $mg.kg^{-1}$ lichaamsgewicht 0,035 ppm in lucht
C_F	geen gegevens

4.3 **Koolwaterstoffen**

De samenstelling van minerale olie verschilt per soort; ze bevat alifatische koolwaterstoffen en aromaten. In deze paragraaf wordt de laatste categorie onderscheiden in mono-aromaten en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's).

4.3.1 Alifatische koolwaterstoffen

In tabel 18 zijn een aantal fysische gegevens van acht niet-vertakte alkanen verzameld. Dit soort gegevens zijn bijgevoegd omdat ze een inzicht verschaffen in het gedrag van deze stoffen. Zo neemt de oplosbaarheid van alkanen af bij een toenemend molecuul gewicht terwijl de ophopingspotentie in vet (log P_{oct}) toeneemt. Hoe lager het aantal koolstofatomen is, hoe lager het kookpunt en hoe hoger de dampspanning. Welke verbindingen in de olie verwacht mogen worden is niet met zekerheid te zeggen.

Tabel 18. Fysische eigenschappen van acht alkanen.

stof	mol.gew. (g)	smelt-punt (°C)	kook-punt (°C)	damp-spanning	oplos-baarheid	log P_{oct}
pentaan	72.15	-130	36	430		3.28
hexaan	86.17	-94.3	68.7	120	9.5	3.82
heptaan	100.20	-91	98	35	3	4.36
octaan	114.23	-56.5	125.7	11	0.66	4.90
nonaan	128.25	-54	151	3.22	0.07	5.44
decaan	142.28	-32	173	2.7	0.009	5.98
dodecaan	170.33	-9.6	216.2	0.3	0.0037	7.06
pentadecaan	212.42	9.9	270			8.68

dampspanning bij 20°C in Pa; oplosbaarheid in $mg.l^{-1}$ water, 20°C;
log P_{oct} berekend volgens Lyman et al, (1982)

Vegetatie

De invloed van alifatische koolwaterstoffen op vegetatie is nauwelijks bestudeerd. Een indirect effect van alifaten in de bodem op de vegetatie is het ontstaan van anaerobe milieus vanwege het hoge zuurstofverbruik bij de microbiologische afbraak. Gezien ook de stijgende log P_{oct} voor grotere alkanen (bij C>7), zal de biologische beschikbaarheid van alkanen voor vegetatie gering zijn.

Strooisellaag

Geen gegevens bekend. Met name vanwege de goede aeratie mag verwacht worden dat de goed afbreekbare verbindingen er niet zullen voorkomen.

Microflora

Voor aerobe microbiële afbraak van alifatische koolwaterstoffen geldt in het algemeen dat lange ketens gemakkelijker afgebroken worden dan korte, maar dat uiterst lange ketens moeilijk afgebroken worden, dat dubbele bindingen in de keten de biodegradeerbaarheid verhogen, dat vertakking van de keten de biodegradeerbaarheid vertraagt en dat substitutie met Cl, NO_2, NH_2 en SO_3H de afbraak remt (Alexander, 1965). Ketens korter dan tien C-atomen kunnen vluchtig zijn en toxisch. Beperkende factor voor snelle afbraak van oliecomponenten is de afwezigheid van zuurstof. Bij niet volledige afbraak kunnen vluchtige vetzuren eindprodukt zijn. Anaerobe afbraak wordt niet uitgesloten (Keuning en Janssen, 1987).

Het aantal soorten micro-organismen dat bijdraagt aan de aerobe afbraak van alifatische oliën is zeer groot. Het meest algemene afbraakpad is via de oxidatie van de eindstandige methylgroep en dan via beta-oxidatie. Slechts sporadisch is er sprake van sub-terminale afbraak. Hoewel er ook

sprake moet zijn van anaerobe afbraak, zijn er weinig sluitende bewijzen. Vooral sulfaatreducerende obligate anaerobe organismen als *Desulfovibrio* zouden er een rol in spelen.

Evertebraten

Geen gegevens

Vertebraten

Toxiciteitsgegevens van alifatische koolwaterstoffen zijn zeer schaars en betreffen vaak inhalatieonderzoek bij de mens (tabel 19).

Tabel 19. Toxiciteit van alkanen (Verschueren, 1983).

stof	opname	organisme	dosis (mg/kg)	effect
pentaan	inhalatie	mens	5000, 10 min.	NOEL
hexaan	inhalatie	mens	2000, 10 min.	NOEL
heptaan	inhalatie	mens	1000, 6 min.	duizeling
octaan	inhalatie	muis	6600-17 300, 30-90 min.	narcose

Samenvattingstabel

Tabel 20. Laagste concentraties alifaten in grond waarbij effecten gevonden zijn en C_F-waarden.

	Alifatische koolwaterstoffen
vegetatie	
effecten	slechts indirekte effecten (O_2-gebrek) bekend
C_F	geen gegevens
strooisel	geen gegevens
microflora	
effecten	geen gegevens
C_F	geen gegevens
omzetting	volledige mineralisatie
evertebraten	geen gegevens
vertebraten	
effecten	opname: 570 mg.kg hexaan: gewichtsverlies inhaleren: 1000 mg heptaan, 6 minuten; duizeling
C_F	geen gegevens

Ten aanzien van hexaan zijn enige gegevens beschikbaar (Ware, 1988). De LD50-waarde voor de rat is 28.9 $g.kg^{-1}$. Reeds bij een dosering van 570 $mg.kg^{-1}$, gedurende 90 dagen, treedt een afname van het lichaamsgewicht bij ratten op. Bij een dosis van 9.9 $g.kg^{-1}.d^{-1}$ treden geen teratogene effecten op terwijl bij die concentratie bij het moederdier toxische effecten waarneembaar zijn.

Ten aanzien van accumulatie en voedselketeneffecten van alifatische koolwaterstoffen zijn geen gegevens beschikbaar.

4.3.2 Aromatische koolwaterstoffen

Tot deze groep worden de hier relevante verbindingen als benzeen, tolueen, xyleen en ethylbenzeen gerekend. Enige fysische gegevens van deze stoffen zijn verzameld in tabel 21. De kookpunten liggen tusen 80 en 140°C. De oplosbaarheid in water is betrekkelijk groot en daardoor de ophoping wel betrekkelijk laag (log P_{oct}).

Tabel 21. Fysische eigenschappen van aromaten.

stof	mol. gew. (g)	smelt-punt (°C)	kool-punt (°C)	damp-spanning	oplos-baarheid	log P_{oct}
benzeen	78.11	5.5	80.1	76	1780	2.13
tolueen	92.10	-95.1	110.8	22	470	2.69
-ortho	106.16	-25	144	5	175	2.77
xyleen-meta	106.16	-48	139	6		3.20
-para	106.16	13	138	7	198	3.15
ethylbenzeen	106.16	-95	136.2	7	152	3.15

dampspanning bij 20°C in Pa; oplosbaarheid in $mg.l^{-1}$ water, 20°C

Vegetatie

Aromatische koolwaterstoffen komen zeer veel voor in de plantenwereld. Zo bestaat hout voor ongeveer 20% uit lignine, een polymeer van de aromatische verbinding coniferyl-alcohol.

De mobiliteit van benzeen en tolueen in de bodem is groot. Beide stoffen zijn opneembaar voor planten, waar transport naar alle delen van de plant plaatsvindt. Metabolisme van benzeen is in alle delen van de plant aangetoond (Slooff, 1988). Benzeen kan bij planten leiden tot verbleking van het chlorofyl, verlies van turgor en het donker worden van bladtoppen. Toxische effecten van benzeen bij planten treden op bij een concentratie

van 10^4-10^6 ug.l^{-1} in het bodemwater. Voor de overige genoemde mono-aromaten moeten ongeveer dezelfde transport en omzettingsprincipes gelden.

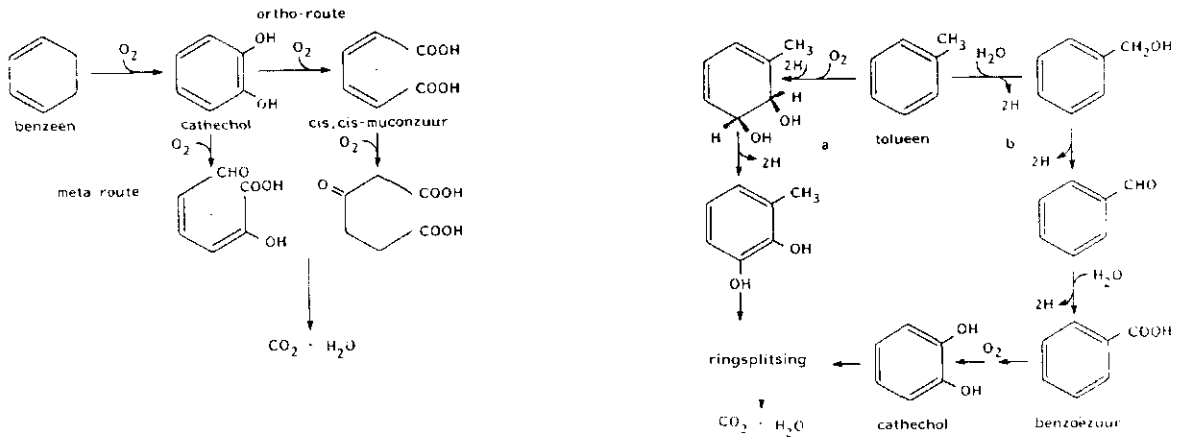
Strooisel

Geen gegevens.

Microflora

De aerobe afbraak van eenvoudige aromatische koolwaterstoffen verloopt steeds volgens eenzelfde patroon. Allereerst wordt de aromatische ring gehydroxyleerd zodat een catechol-achtige verbinding ontstaat. Daarna wordt de ring met behulp van een dioxygenase-enzym geopend. Aan de hand van een afbraakschema van benzeen en tolueen wordt dit verduidelijkt (fig. 9). Voor aerobe afbraak van aromatische koolwaterstoffen geldt in het algemeen

- dat substitutie in de benzeen ring met OH en COOH de afbreekbaarheid verhoogt,
- dat substitutie in de benzeenring met Cl, SO_3H, NO_2 en NH_2 de afbraak remt,
- dat de para-isomeer meer toegankelijk is dan de ortho-isomeer en deze laatste meer dan de meta-isomeer.



Figuur 9. Aerobe afbraakschema van benzeen en tolueen.

Evertebraten

Gegevens over toxiciteit van aromaten voor terrestrische ongewervelden

zijn niet beschikbaar.

Vertebraten

Ook hogere organismen zijn in staat de aromatische koolwaterstoffen geheel of gedeeltelijk af te breken (Keuning en Janssen, 1987).

Voor zoogdieren zijn enige toxiciteitsgegevens van benzeen bekend. Benzeen wordt geabsorbeerd, waarna verspreiding door het hele lichaam plaatsvindt. Gezien het lipofiele karakter van aromatische verbindingen zullen de hoogste concentraties in het vetweefsel worden gevonden. In zoogdieren kan benzeen getransformeerd worden tot fenol. In tabel 22 is de toxiciteit van enkele aromaten voor zoogdieren weergegeven.

Tabel 22. Toxiciteit van aromaten voor zoogdieren (in $g.kg^{-1}$).

stof	soort	opname	dosis	effect	referentie
benzeen	rat	oraal	5.6[1]	LD50	Slooff (1988)
fenol	rat	oraal	0.53	LD50	Verschueren (1983)
tolueen	rat	oraal	6.4-7.53	LD50	Ware (1988)
		oraal	<0.20	remming CNS-functie	Ware (1988)
		oraal	0.59[2]	NOEL	Ware (1988)
	konijn	oraal	0.4	LD50	Verschueren (1983)
xyleen-meta	rat	oraal	8.9	LD50	Keuning en Janssen (1987)
xyleen-mix	rat	oraal	1.0[2]	afname lichaamsgewicht	Ware (1988)
ethylbenzeen	rat	oraal	3.5-5.46	LD50	Ware (1988)
		oraal	0.14[2]	NOEL	Ware (1988)

1: in $g.kg^{-1}$lg 2: in $g.kg^{-1}$lg.d^{-1}

In veel onderzoek naar benzeen is de toxiciteit via inademing onderzocht. Benzeen is haematotoxisch en leidt tot een vermindering van aantallen witte en rode bloedcellen en bloedplaatjes. Naast haematotoxiciteit en carcinogeniteit heeft benzeen effecten op de reproductie en de nakomelingen (Slooff, 1988). Van de overige stoffen moeten analoge effecten verwacht worden.

4.3.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

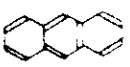
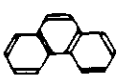
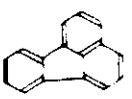
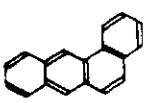
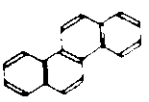
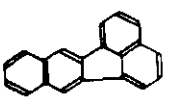
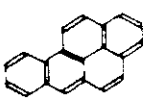
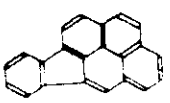
PAK's zijn een groep van enige honderden koolwaterstofverbindingen opgebouwd uit twee of meer benzeenringen. In tabel 24 en 25 zijn de relevante PAK's weergegeven.

Samenvattingstabel

Tabel 23. Laagste concentraties aromaten in grond waarbij effecten optreden en C_F-waarden.

	Aromatische koolwaterstoffen
vegetatie	
effecten	via grond geen gegevens
C_F	geen gegevens
strooisel	geen gegevens
microflora	
effecten	in grond geen gegevens
C_F	geen gegevens
omzettingen	totaal mineraliseerbaar
evertebraten	geen gegevens
vertebraten	
effecten	in grond geen gegevens 0.20 g tolueen.kg^{-1} lichaam (rat)
C_F	geen gegevens (vanuit grond!)

Tabel 24. PAK's, de tien van VROM.

Naam van de verbinding	Afkorting	Molecuul-formule	Structuurformule
Naftaleen	Naft.	$C_{10}H_8$	
Antraceen	Ant.	$C_{14}H_{10}$	
Fenantreen	Fen.	$C_{14}H_{10}$	
Fluorantheen*	Flt.	$C_{16}H_{10}$	
Benzo(a)antraceen	B(a)A.	$C_{18}H_{12}$	
Chryseen	Chry.	$C_{18}H_{12}$	
Benzo(k)fluorantheen*	B(k)F.	$C_{20}H_{12}$	
Benzo(a)pyreen*	B(a)P.	$C_{20}H_{12}$	
Benzo(ghi)peryleen*	B(ghi)Per.	$C_{22}H_{12}$	
Indeno(1,2,3-cd)pyreen*	I(1,2,3-cd)P.	$C_{22}H_{12}$	

*behoort tot de zes PAK's van Borneff

De structuur van het molecuul is een aanwijzing voor mogelijke carcinogeniteit. Naft. en Ant. zijn niet carcinogeen; Flt., B(ghi)Per. en Fen. zijn mogelijk carcinogeen en de andere vijf PAK's zijn bewezen carcinogenen (Slooff et al, 1989). Fysische eigenschappen worden in tabel 25 gegeven.

De mobiliteit van PAK's neemt af in de bodem naarmate het molecuulgewicht groter is. Ook een hoog organisch stofgehalte van de bodem leidt tot een sterke adsorptie van PAK's en dus eveneens tot een mindere mobiliteit. Anderzijds kan de oplosbaarheid van PAK's worden verhoogd door de aanwezigheid van stoffen zoals humuszuren (Slooff et al, 1989). Vervluchtiging is uitsluitend relevant voor Naft. en PAK's, bestaande uit drie ringen.

Tabel 25. Fysische eigenschappen van PAK's.

PAK-verbinding	Mol.gew.	Kookpunt (101,3 kPa) °C	Dampdruk (11°C) Pa	Oplosb. (11°C) $mg.m^{-3}$	Log P_{oct}	Verdwijning (%) (Sloof et al 1989)
Naft.	128	218	2,3	16000	3,5	100
Ant.	178	347	$1,3.10^{-4}$	37	4,5	72
Fen.	178	340	$2,4.10^{-3}$	630	4,5	87
Flt.	202	393	$2,3.10^{-4}$	130	5,1	77
B(a)A.	228	400	$5,5.10^{-6}$	7	5,6	80
Chry.	228	448	$2,6.10^{-7}$	1	5,6	56
B(k)F.	252	480	$2,6.10^{-9}$	0,3	6,0	0
B(a)P.	252	475	$1,3.10^{-8}$	0,15	6,0	0
B(ghi)Per.	276	-	$2,6.10^{-9}$	0,15	6,6	0
I(1,2,3-cd)P.	276	536	$2,6.10^{-9}$	0,05	6,4	0

Vegetatie

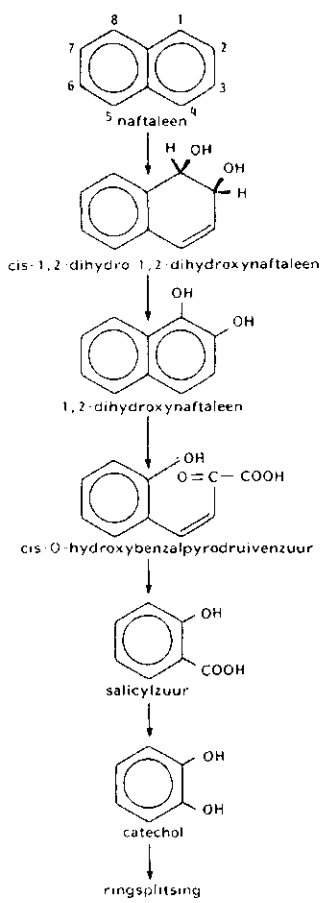
Het transport van PAK's vanuit de plantewortels naar bovengrondse delen is klein en moeilijk te meten, omdat veel hormonale stoffen, die door planten zelf aangemaakt worden qua structuur op PAK's lijken. Blootstelling aan PAK's kan bij planten resulteren in groeiremming of -stimulatie als gevolg van een verstoring van de hormonale regulatie (Berteigne et al, 1988). Edwards (1983) veronderstelt dat via planten toch voedselketeneffecten op kunnen treden indien de mate van afbraak via metabolisme lager is dan de mate van de opname. De concentratie-ratio's variëren van 0.0001-0.085 voor B(a)P. en van 0.001-0.183 voor PAK's als groep. Accumulatie is dus zeer gering.

Strooisel

Accumulatie van PAK's in de strooisellaag is groter naarmate het molecuulgewicht toeneemt (Berteigne et al, 1988). Thomas et al, (1984) namen accumulatie (120 ng strooisel/g Flt.) in strooisel waar van stabiele, moeilijk afbreekbare en sterk adsorberende PAK's.

Microflora

In principe zijn PAK's totaal mineraliseerbaar, echter door een toenemend aantal ringen zal de afbraak trager verlopen, daar dit ring voor ring verloopt. In figuur 10 is afbraak van naftaleen tot catechol weergegeven. Daarna is er verdere opensplitsing van de ringverbinding. De afbraak wordt vooral gehinderd door anaerobie. Anaerobe afbraak vindt niet plaats. Slooff et al (1989) maten de verdwijning uit een zandgrond na 1½ jaar incubatie (zie tabel 25).



Figuur 10. De aerobe afbraak van naftaleen.

Evertebraten

Voor ongewervelden zijn relatief weinig gegevens over effecten van PAK's beschikbaar. Accumulatie of magnificatie vindt niet plaats, ondanks het lipofiele karakter van PAK's, omdat organismen de verbindingen metaboliseren. In wormen vindt geen metabolisering plaats en is er sprake van ophoping (Slooff et al, 1989). Bij aanwezigheid van PAK's treedt een sterke achteruitgang van het aantal bodemarthropoden op in grond en strooisel. Daarbij geldt voor naft. dat mijten gevoeliger zijn dan springstaarten (Montizaan et al, 1989). Van Vliet (1985) meldt de carcinogeniteit van B(a)P. voor zowel regenwormen als slakken.

Vertebraten

Het onderzoek naar effecten van PAK's op gewervelde dieren heeft zich vooral gericht op mogelijke carcinogene en mutagene eigenschappen van deze groep verbindingen. Sims en Overcash (1983) wijten de carcinogeniteit aan het ontstaan van reactieve metabolieten, zoals epoxiden. Het verband tussen toxiciteit en structuur van de PAK's is gebaseerd op eigenschappen als wateroplosbaarheid en de octanol-waterverdelingscoëfficiënt.

In Slooff et al, (1989) wordt opgemerkt dat het metabolisme van PAK's uitermate complex is, doch dat er aanwijzingen zijn dat interactie van PAK's onderling leidt tot een additie van effecten. In tabel 26 en 27 zijn acute respectievelijk chronische toxiciteitsgegevens voor de verschillende PAK's bijeengebracht.

Tabel 26. Acute toxiciteit van PAK's voor gewervelde dieren (in $mg.kg^{-1}$).

	rat	muis	konijn	referentie
Naft.	490	553	1800	Sims en Overcash, 1983
Ant.		18 000		"
Fen.		700		"
Flt.	2000	2000	2000	Slooff et al, 1989
B(a)P.	50	50		Sims en Overcash, 1983

Tabel 27. Chronische toxiciteit van PAK's (in $mg.kg^{-1}$) voor gewervelde dieren.

verbinding	organisme	dosis	effect	referentie
Ant.	dieren	3300	carcinogeen	Sims en Overcash, 1983
B(a)A.	dieren	2	carcinogeen	"
Chry.	dieren	99	carcinogeen	"
B(k)F.	dieren	72	carcinogeen	"
B(a)P.	muis	10-40	vermindering fertiliteit	Slooff et al, 1989
	dieren	0.002	carcinogeen	Sims en Overcash, 1983
I(1,2,3-cd)P.	dieren	72	carcinogeen	"

Samenvattingstabel

Tabel 28. Laagste concentraties PAK's in grond waarbij effecten gevonden zijn en C_F-waarden.

	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen
vegetatie	
effecten	verstoring hormonale regulatie (conc.?)
C_F	0,0001-0,183
strooisel	
effecten	geen gegevens
C_F	<0,0001
microflora	
effecten	geen gegevens
C_F	geen gegevens
omzettingen	in principe totaal mineraliseerbaar
evertebraten	
effecten	geen gegevens
C_F	0
vertebraten	
effecten	vanuit grond! Geen gegevens. Ant., B(a)A., Chry., B(k)F., B(a)P., I(1,2,3-Cd)P. carcinogeen
C_F	hoog in vetweefsel

4.4 Gechloreerde koolwaterstoffen

De omzettingen en effecten van de gechloreerde koolwaterstoffen, zoals hexachloorbenzeen (HCB), isomeren van hexachloorcyclohexaan (HCH), een aantal drins en polychloorbifenylen (PCB) worden hier nader bekeken. Belangrijkste kenmerken van deze verbindingen zijn een hoge persistentie en een vermogen tot accumulatie in voedselketens. Accumulatie is afhankelijk van de mate waarin de stof gechloreerd is. De oplosbaarheid

van de organochloorverbindingen is in het algemeen laag. Verwacht kan worden dat adsorptie aan organisch materiaal en klei vrij hoog is. Er bestaat voor deze verbindingen een inverse relatie tussen adsorptie en oplosbaarheid. Adsorptie kan naast de chemische aard een belangrijke reden zijn voor de hoge persistentie van deze middelen; dan zijn ze niet beschikbaar voor afbraak en blijven onveranderd gebonden aan gronddeeltjes. Als gevolg van de slechte wateroplosbaarheid lijkt uitspoeling niet of nauwelijks voor te komen. Als er sprake is van afbraak dan worden in veel gevallen wateroplosbare metabolieten gevormd, waardoor er sneller sprake is van uitspoelen.

De dampspanning van organochloorverbindingen is laag. In vochtige grond is vervluchtiging belangrijker dan in droge grond. Bij vervluchtiging moet rekening worden gehouden met de dampspanning van gevormde metabolieten.

Hydrolyse (ontleding door water) van gechloreerde verbindingen zou zowel chemisch als biochemisch kunnen plaatsvinden. Fotolyse van pesticiden komt wel voor, met name bij aldrin en dieldrin, maar lijkt minder relevant, omdat het proces zich uitsluitend aan het bodemoppervlak kan afspelen.

Afbraak van deze organochloorverbindingen door microorganismen vindt plaats, hoewel veelal niet volledig. Door metabolische omzettingen kunnen toxiciteit en persistentie van de verbindingen veranderen. Door hydroxylering neemt de beweeglijkheid vaak toe. Voor de meeste organochloorverbindingen geldt dat de afbraakduur in de tropen aanzienlijk lager is dan in de gematigde gebieden. De temperatuur is zeer waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak hiervoor, hoewel precieze milieuomstandigheden van decompositie vaak onbekend zijn. Algemeen wordt gesteld dat persistentie in droge grond hoger is dan in vochtige door de grotere adsorptie in droge grond. Het effect van pH op de afbraak is nog nauwelijks onderzocht. Als laatste factor voor afbraak is de aan- of afwezigheid van zuurstof van belang, echter met dien verstande dat de invloed variabel is: sommige verbindingen worden beter onder aerobe omstandigheden afgebroken, terwijl voor afbraak van andere stoffen zuurstof juist vertragend werkt.

4.4.1 Hexachloorbenzeen (HCB)

HCB is in het verleden veelvuldig gebruikt als bestrijdingsmiddel tegen schimmels en als grondontsmettingsmiddel. De stof is zeer mobiel en

persistent in het milieu (Nair et al, 1989).
In de bodem van de NOAP worden gehalten aangetroffen die overeenkomen met door Edelman (1983), in relatief schone terreinen, gevonden waarden (<0.001 $mg.kg^{-1}$ droge stof). In 1976/1977 werden in de Noordpunt waarden gevonden variërend van 0.04-0.20 $mg.kg^{-1}$ droge stof.

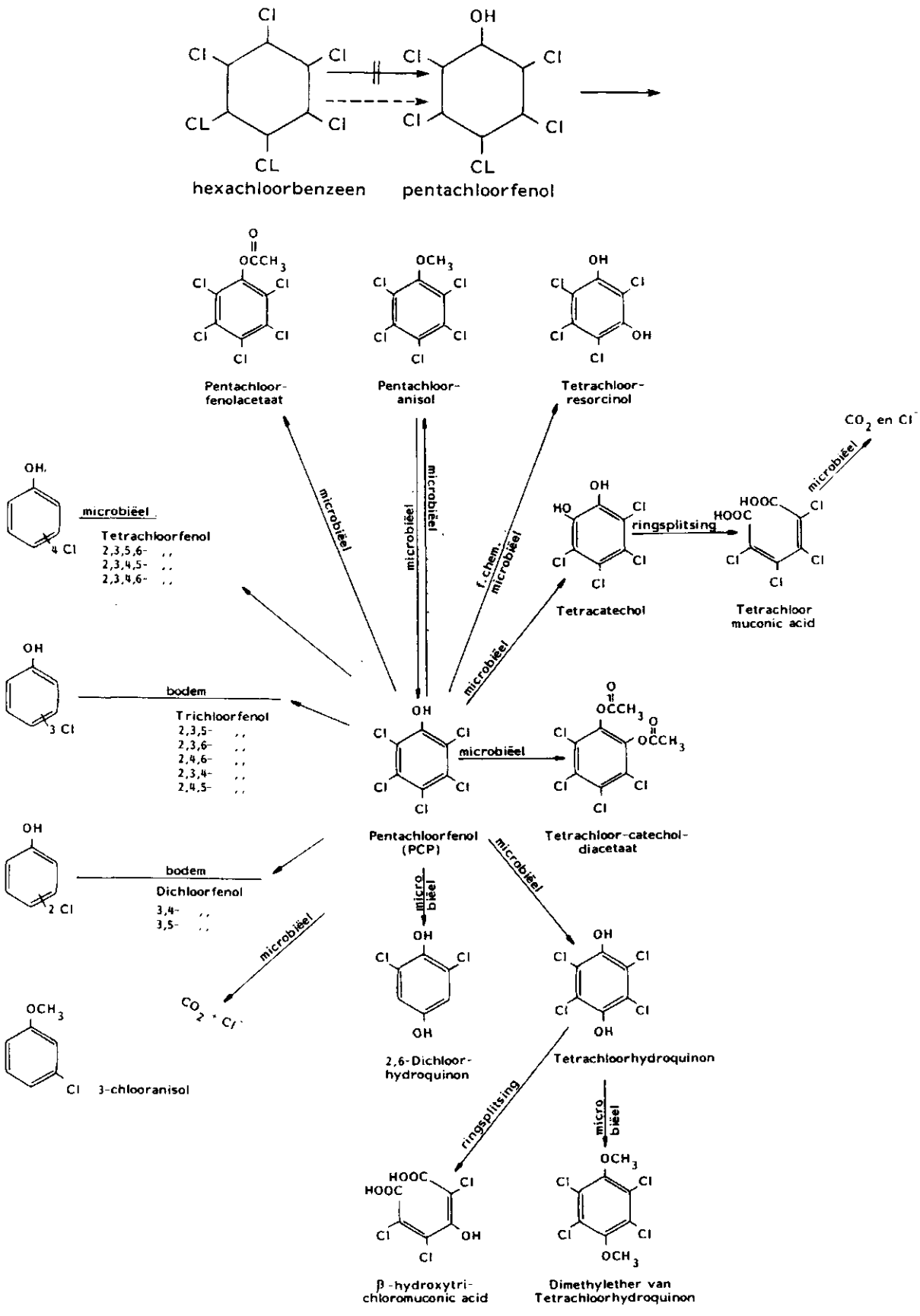
Vegetatie
Concentratiefactoren van HCB van bodem aan vegetatie hangen sterk af van de bodemeigenschappen. Daarbij lijkt het organisch stofgehalte het belangrijkste te zijn. Toename van het organisch stofgehalte beperkt de biologische beschikbaarheid. De wortels van planten bevatten meer HCB dan bovengrondse groene delen. Waarnemingen over opname van HCB door planten geven grote verschillen in concentratiefactoren te zien tussen plantedelen en -soorten (Van Vliet, 1985). Wegman et al (1981) geven een gemiddelde bioconcentratiefactor voor wortels van 1.2. Smelt en Leistra (1974) geven een gemiddelde concentratiefactor van 3.3 met uitschieters van 0.03 voor de kroon van suikerbiet en 39 voor de wortels van gras.

Strooisel
Geen gegevens

Microflora
Microbiële afbraak van hexachloorbenzeen is nooit aangetoond. Als het plaatsvindt is het hoogstwaarschijnlijk via pentachloorfenol (PCP). Vandaar dat de afbraakroute van PCP wordt geschetst in figuur 11.

Evertebraten
Ten aanzien van ongewervelden is de informatie beperkt. Voor regenwormen zijn gegevens over concentrering van HCB in een vuilstortplaats bekend (Prins, 1982). De concentratiefactor loopt daarbij uiteen van 12.7 tot 41.3. Concentratie vindt zowel plaats via opname van verontreinigd voedsel als opname via direct contact. Ook bij naaktslakken kan direct contact zorgen voor een aanzienlijke opname: C_F-waarde tot 1,5 (Van Vliet, 1985).

Vertebraten
In gewervelde dieren zal HCB accumuleren in het vetweefsel. Accumulatie



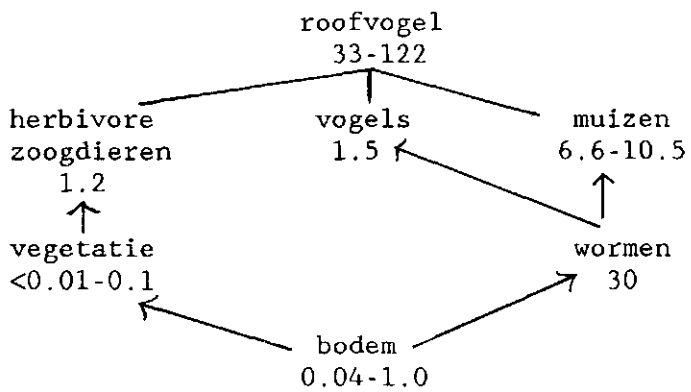
Figuur 11. Decompositieschema van pentachloorfenol (PCP).

van HCB is groter in carnivore organismen dan in herbivore organismen, doordat de stof, opgelost in vet, wordt opgenomen. Bij vetvertering komt de stof geleidelijk vrij (Prins, 1982). De acute toxiciteit van HCB is laag bij ratten en muizen. Chronische blootstelling kan leiden tot effecten op de lever en nieren (CCRX, 1986). HCB kan een immunologische respons bij ratten veroorzaken. Een verklaring kan zijn dat het immuunsysteem wordt gestimuleerd waardoor tegelijkertijd de gevoeligheid voor auto-immuniteit wordt vergroot. Carcinogeniteit van HCB treedt op bij een minimale dosis van 12 $mg.kg^{-1}lg.dg^{-1}$ lichaamsgewicht (Van Vliet, 1985). HCB wordt via moedermelk aan jongen doorgegeven. In tabel 29 wordt de toxiciteit van HCB ten aanzien van gewervelde dieren gegeven.
De gehalten aan HCB in vogels nemen sinds de zeventiger jaren af (Fuchs en Thissen, 1981). Nog steeds treden echter neveneffecten op de reproductie van roofvogels op (De Snoo en Canters, 1987). De blootstelling van vogels aan HCB wordt sterk bepaald door hun voedselkeuze (herbivoor of insektivoor/ carnivoor).

Tabel 29. Toxiciteit van HCB na orale opname.

soort	blootstelling	dosis	effect	referentie
Japanse kwartel	chronisch	20 $mg.kg^{-1}$	lever- en nier beschadiging verstoord broed-gedrag	Van Vliet (1985)
zoog-dieren	chronisch	0.29-0.4 $mg.kg^{-1}$ d^{-1}	lever- en nier-beschadiging	Ware (1988)
muis	chronisch	12 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$	tumorinductie	Van Vliet (1985)
rat	chronisch	20 $mg.kg^{-1}$	NOEL	Ware (1988)
wezel	chronisch	1 $mg.kg^{-1}$	toename mortaliteit onder jongen	Ware (1988)

Een voorbeeld van transport van HCB via voedselketens wordt gegeven door Prins (1982) in figuur 12.



Figuur 12. Gehalten aan HCB in verschillende organismen van een mogelijk voedselketen. Gehalten in de bodem in $mg.kg^{-1}$ droge stof, in wormen en vegetatie in $mg.kg^{-1}$ versgewicht, overige in $mg.kg^{-1}$ vetgewicht.

Samenvattingstabel

Tabel 30. De laagste concentraties hexachloorbenzeen in grond die effecten veroorzaken en C_F-waarden.

	Hexachloorbenzeen
vegetatie	
effecten	fytotoxisch: geen gegevens
C_F	geen gegevens
omzettingen	nauwelijks gegevens
strooisel	geen gegevens
microflora	
effecten	geen gegevens; wel als fungicide!
C_F	geen gegevens
omzettingen	nauwelijks gegevens
evertebraten	
effecten	geen gegevens; wel opname
C_F	wormen 12-41; naaktslakken: max. 1,5
vertebraten	
effecten	vanuit grond: geen gegevens carcinogeen 0,25-0,40 $mg.kg^{-1}.dag^{-1}$ chronisch: lever- en nierbeschadiging
C_F	tot 120, afhankelijk van plaats in voedselketen

4.4.2 Hexachloorcyclohexaan (HCH)

Van HCH worden in de bodem van de Noordpunt de drie isomeren alfa, beta

en gamma aangetroffen in lage concentraties (<0.01 $mg.kg^{-1}$). De fysische eigenschappen (tabel 31) geven aan dat vervluch-

Tabel 31. Fysische eigenschappen van HCH-isomeren.

isomeer	mol.gew. (g)	smeltpunt (^oC)	dampspanning	oplosbaarheid	log P_{oct}
alfa-HCH	290.8	157-158	$2.5x10^{-5}$	1.4	3.81
beta-HCH	290.8	309	$2.8x10^{-7}$	0.24	3.80
gamma-HCH	290.8	112.9	$3\ x10^{-4}$	12	3.72
delta-HCH	290.8	138-139	$1.7x10^{-5}$	31.4	4.14

dampspanning bij 20^oC in Pa; oplosbaarheid in $mg.l^{-1}$ water, 20^oC

tiging van HCH-isomeren, gezien de zeer lage dampspanning, niet waarschijnlijk is en dat de isomeren sterk gebonden worden aan organisch materiaal.

Vegetatie

Literatuur aangaande de accumulatie en persistentie betreft vooral gamma-HCH (lindaan). De gehalten in planten van alfa- en gamma-HCH bevinden zich in de range van 0-25 $ng.g^{-1}$. Of en bij welke gehalten toxische effecten bij planten optreden is niet bekend.

Strooisel

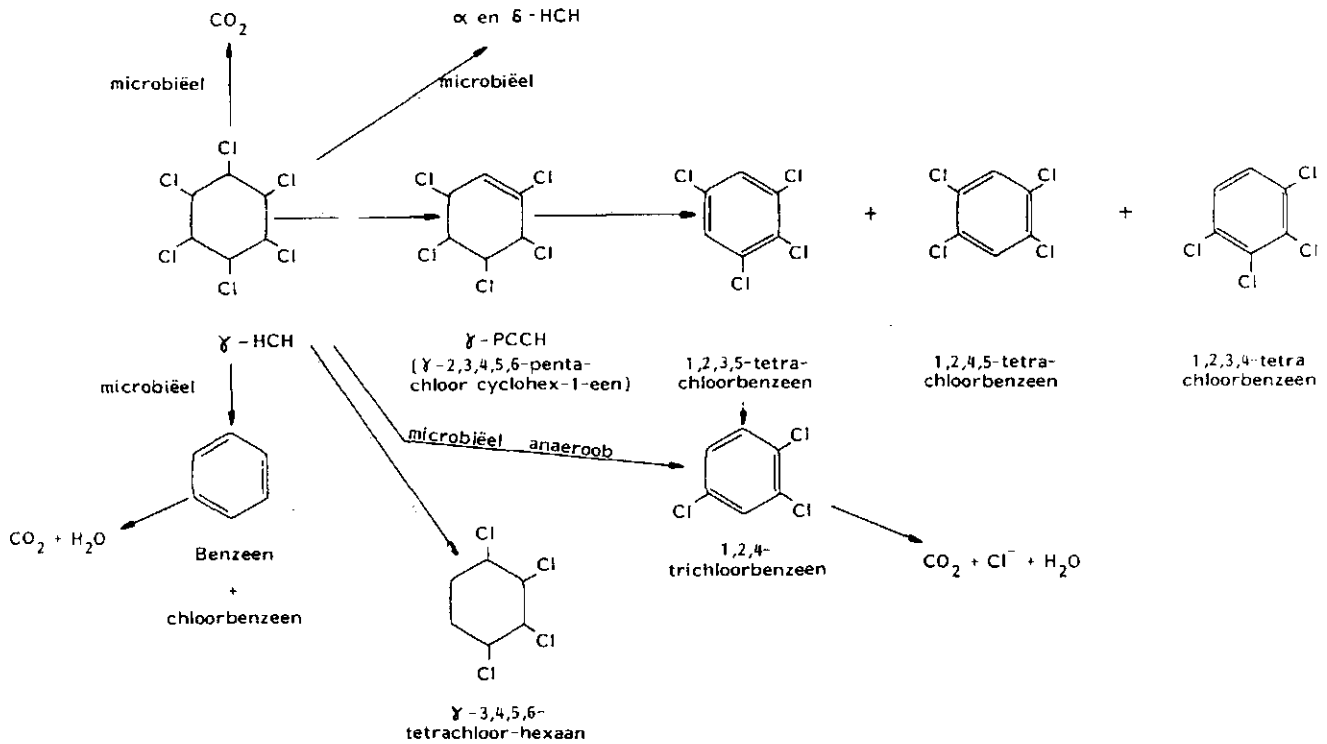
Geen gegevens.

Microflora

Gegevens over de halfwaarde tijden van de HCH isomeren (alfa, beta, gamma en delta) variëren van 7 dagen (laboratorium) tot 15 jaren. De literatuur verschaft veel tegenstrijdige informatie.

Uit zeer recente gegevens is duidelijk geworden dat onder laboratoriumomstandigheden alfa-HCH totaal mineraliseerbaar is. Dit vindt vooral plaats onder aerobe omstandigheden. Veel micro-organismen dragen er aan bij. Hoe hoger de temperatuur des te sneller de afbraak (Bachmann et al, 1988). Hoewel in een aantal literatuurgegevens de afbraak van beta-HCH wordt vermeld is mineralisatie niet aangetoond. Gamma-HCH blijkt onder diverse milieuomstandigheden afbreekbaar te zijn.

Aerobe afbraak van alfa-HCH gaat veel sneller dan anaerobe. Onder anaerobe omstandigheden worden isomeren van HCH gedechloreerd waarbij als producten chloorbenzenen worden gevormd. In figuur 14 wordt de



Figuur 13. Afbraakroute gamma-HCH.

afbraakroute gegeven. De oplosbaarheid van de metabolieten is groter dan die van HCH, waardoor deze mogelijk sneller uitspoelen. Remmende effecten van HCH op het functioneren van de bodemmicroflora zijn het eerst merkbaar bij nitrificatie en symbiontische stikstofbinding bij concentraties van 10-50 ppm (Salem en Gulyas, 1971).

Evertebraten

De literatuur over insecticiden geeft legio voorbeelden van dosis-effect relaties ten aanzien van ongewervelden. Daarbij is gamma-HCH de meest effectieve isomeer. Eijsackers (1989) laat zien dat in een met HCH verontreinigde stortplaats concentratie in regenwormen zowel voor de alfa- als gamma-isomeren aanzienlijk is. Voor regenwormen varieert de concentratiefactor van 3.1 tot 150 voor alfa-HCH en van 1.9 tot 111 voor gamma-HCH.

Vertebraten

Concentratie in zoogdieren vindt nauwelijks plaats (CF maximaal: 2.7). Carcinogeniteit van gamma-HCH voor ratten en muizen is vastgesteld door Verschueren (1983). De LD50 waarde voor de kwartel is 250 $mg.kg^{-1}$ (Verschueren, 1983). Voor de rat is de LD50 waarde 88 $mg.kg^{-1}lg$, met een NOEL van 1.25 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (Doull et al, 1980). Eenden zijn relatief ongevoelig; effecten, zoals een afname van de legselgrootte, zijn wel aangetoond (De Snoo en Canters, 1987).

Samenvattingstabel

Tabel 32. De laagste concentraties hexachloorbenzeen in grond die effecten veroorzaken en C_F-waarden.

	Hexachloorcyclohexaan
vegetatie	
effecten	weinig gegevens
C_F	laag
strooisel	geen gegevens
effecten	
C_F	
microflora	
effecten	10 ppm (gamma-HCH)
C_F	?
omzettingen	alpha- en gamma-HCH mineraliseerbaar; beta-HCH niet
evertebraten	
effecten	zeer lage concentraties; zie literatuur over insecticiden
C_F	alpha-HCH: 3-150 gamma-HCH: 2-111
vertebraten	
effecten	>1.25 $mg.kg^{-1}$ per dag (rat)
C_F	max. 2.7

4.4.3 Drins

Drins is de verzamelnaam voor een groep nauwverwante dicyclische chloorkoolwaterstoffen. De stoffen zijn zeer persistent, accumuleren sterk en zijn slecht oplosbaar. Vervluchtiging en uitspoeling zijn niet relevant voor het verdwijnen van drins uit de bodem van de Noordpunt,

Tabel 33. Fysische eigenschappen van drins.

stof	mol. gew. (g)	smeltpunt (^oC)	kookpunt (^oC)	damp-spanning	oplosbaar-heid	log P_{oct}
Aldrin	378	104-105.5	145	$2.3x10^{-5}$	0.017	
Dieldrin	378	176-177		$1.8x10^{-7}$	0.1	
Endrin	378	226-230		$2\ x10^{-7}$	0.26	5.6

dampspanning bij 20^oC in Pa; oplosbaarheid in $mg.l^{-1}$ water, 20^oC

gezien hun concentratie. In tabel 33 zijn enkele fysische eigenschappen van drins weergegeven.

Vegetatie

Gegevens over opname van drins door planten zijn beperkt. Door Van Vliet (1985) worden voor de wortel van peen concentratiefactoren van 0.1 (aldrin), 0.42 (dieldrin), 0.53 (endrin), 0.13 (isodrin) en 0.26 (telodrin) op basis van drooggewicht genoemd.

Strooisel

Geen gegevens bekend.

Microflora

De gemiddelde halfwaardetijd onder tropische en gematigde omstandigheden bedraagt respectievelijk 0.3-4 jaar, 1-7 jaar en 2.2-6 jaar (Doelman et al, 1987). Volledige afbraak of mineralisatie van aldrin, dieldrin en endrin is niet aangetoond. Omzetting van aldrin resulteert in beter wateroplosbare metabolieten. Afbraak van aldrin en endrin verloopt sneller bij een hogere temperatuur. Een hoog organisch stofgehalte vertraagt de afbraak van aldrin. Voor endrin is een snellere afbraak in anaerobe grond aangetoond. In figuur 13 worden de afbraakschema's van drins weergegeven. Reeds bij zeer lage concentraties (25 $kg.ha^{-1}$) veroorzaakten drins remming van de nitrificatie en stikstofbinding (Bardiya en Gaur, 1970).

Evertebraten

Voor regenwormen is vastgesteld, dat endrin sterk toxisch is; Canters et al (1989) geven een LD50 waarde aan van 1-10 $mg.kg^{-1}$ grond. Voor aldrin is de LD50 waarde ongeveer 45 $mg.kg^{-1}$ (Cathey, 1982). De concentratiefactor bij wormen voor dieldrin bedraagt 8 (Van Vliet, 1985). De talrijke aanwezigheid van saprofage mijten en springstaarten in landbouw-

gronden, doen vermoeden dat deze organismen niet gevoelig zijn voor drins (Canters et al, 1989). Daarbij dient echter rekening gehouden te worden met het algemene karakter van mijten en springstaarten. De LD50 waarden voor drie dagen oude vliegen voor aldrin en dieldrin bedragen respectievelijk 14 en 9.8 $ug.g^{-1}$ (Verschueren, 1983).

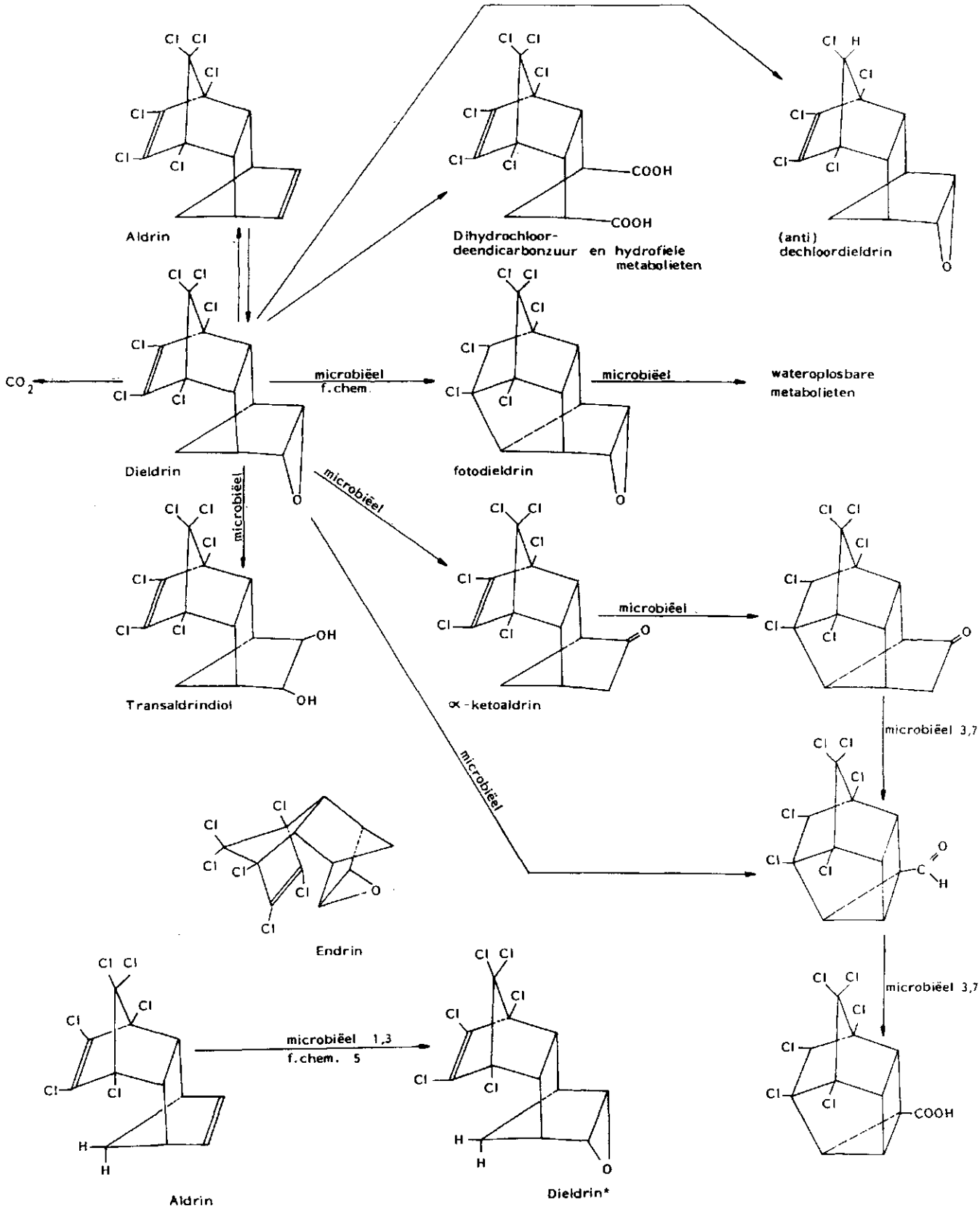
Vertebraten

De toxische effecten van drins op gewervelde dieren kenmerken zich door een aantasting van het centraal zenuwstelsel en de lever en een vermindering van het reproductiesucces. Van dieldrin is vastgesteld dat het carcinogeen is (Doull et al, 1980). Voor muizen is de toxische dosis van dieldrin, waarbij na chronische

Samenvattingstabel

Tabel 34. De laagste concentraties drins in grond die effecten veroorzaken en C_F-waarden.

	Drins
vegetatie	
effecten	geen gegevens
C_F	0.1-0.53
strooisel	geen gegevens
effecten	
C_F	
microflora	
effecten	2.5 $kg.ha^{-1}$ (= 5 ppm): nitrificatie; N_2-fixatie
C_F	geen gegevens
omzettingen	niet totaal mineraliseerbaar
evertebraten	
effecten	zie literatuur over insecticiden! voor wormen: <1 ppm
C_F	8 (dieldrin; wormen)
vertebraten	
effecten	0.1 $mg.kg^{-1}$ (chronisch); dieldrin is carcinogeen
C_F	?, waarschijnlijk zeer hoog



Figuur 13. Afbraakroutes drins.

blootstelling effecten optraden, ongeveer 0.1 $mg.kg^{-1}$ in het voedsel (Van Vliet, 1985). De LD50 waarden voor ratten bedragen voor aldrin, dieldrin en endrin respectievelijk 67, 46 en 7.5 $mg.kg^{-1}$ (Verschueren, 1983). NOEL zijn vastgesteld op 0.025 (aldrin en dieldrin) en 0.05 (endrin) $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (Doull et al, 1980). Voor de kwartel bedraagt de LD50 waarde 4 $mg.kg^{-1}$ voor aldrin en 35 $mg.kg^{-1}$ voor dieldrin. In van Vliet (1985) worden LD50 waarden van dieldrin genoemd van 27 (duif), 79 (fazant) en 381 $mg.kg^{-1}$ (eend). Endrin is toxischer en heeft LD50 waarden van 2.5, 1.8 en 5.6 $mg.kg^{-1}$ voor respectievelijk duif, fazant en wilde eend.

4.4.4 Polychloorbifenylen (PCB's)

Polychloorbifenylen zijn gechloreerde aromatische koolwaterstoffen, opgebouwd uit bifenylmoleculen waaraan een variabel aantal chlooratomen gebonden is. In totaal kunnen 209 verschillende PCB's onderscheiden worden. De gemiddelde totale hoeveelheid van verschillende PCB's in het Noordpunt slib varieerde in 1976/77 van 0,17-2,5 $mg.kg^{-1}$. In 1989 wordt 0.315 $mg.kg^{-1}$ aangetroffen. PCB's komen van nature niet voor en zijn uiterst persistent. Ze komen vaak voor als mengsels van verschillende PCB's (Aroclors). In de bodem zijn PCB's immobiel door een sterke absorptie aan kleideeltjes en organische stof.

De belangrijkste eigenschappen van PCB's zijn hun toxiciteit en hun vermogen om sterk te accumuleren, met name in het vetweefsel. De toxiciteit neemt toe met de mate van chlorering: PCB's met meer dan vier chlooratomen zijn potentieel toxischer dan laag gechloreerde PCB's (Thomas et al, 1984). Mogelijke oorzaak is de verandering van de ruimtelijke structuur van een plat vlak in een structuur met meer aangrijpingspunten.

Vegetatie

PCB's worden slechts in geringe mate door planten opgenomen en hopen zich dan vooral op in vetachtige plantedelen zoals zaden (Pal et al, 1980; Thomas et al, 1984). Groeiremmende effecten op planten zijn bekend, zij het bij zeer hoge concentraties (100-1000 $mg.kg^{-1}$) (Gleichman-Verheijen en Ma, 1989). Pal et al (1980) stellen dat bij 5 $mg.kg^{-1}$ PCB's in grond geen schadelijke effecten op planten zijn te verwachten. Van Vliet (1985) hanteert voor de vegetatie een gemiddelde CF van 0.3.

Strooisel

Geen gegevens.

Microflora

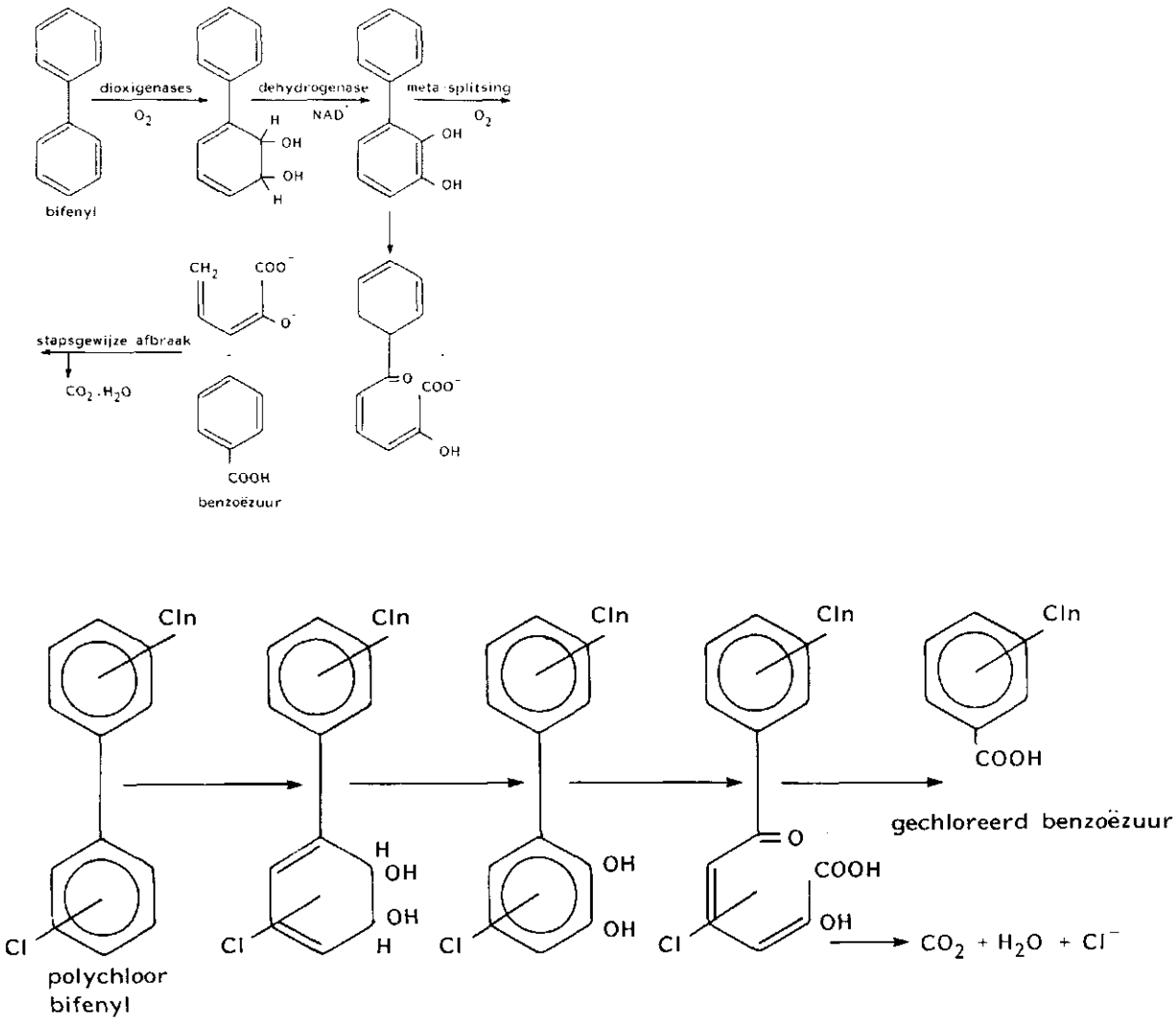
Microbiologische afbraak van PCB's moet onder natuurlijke omstandigheden kunnen plaatsvinden. Onder geconditioneerde omstandigheden werd complete mineralisatie van PCB's aangetoond (Focht et al, 1984). Vooral door toevoeging van bifenyl werd de omzetting van chloorbifenylen versneld. De afbraak is altijd aeroob (Keuning en Janssen, 1987). Bij een en twee chlooratomen aan het bifenyl kan de afbraak volledig zijn. Bij meer dan twee chlooratomen is geen volledige afbraak te verwachten.
In figuur 14 wordt de microbiële afbraak van bifenyl en PCB's geschetst.

Evertebraten

De bodemfauna loopt waarschijnlijk een verhoogd risico. Met het consumeren van organisch materiaal nemen zij ook PCB's op aangezien deze sterk aan organisch materiaal gebonden zijn. Op basis van versgewicht is het PCB-gehalte in wormen 5-6 keer groter dan in gedroogde grond (Diercxsens et al, 1985). Ophoping vindt ook hier in vetachtig weefsel plaats. Volgens Van Vliet (1985) loopt de CF mogelijk uiteen van 10-100 en is er dus sprake van sterke concentratie.

Vertebraten

PCB's worden gemakkelijk door gewervelde dieren opgenomen en vastgelegd. Bij vogels is sprake van gedragsveranderingen waardoor verdedigingsgedrag en broedzorg zich in verminderde mate ontwikkelen (Fox et al, 1978). Uiteindelijk gevolg is een verminderd reproductiesucces. PCB's komen ook in eieren en jongen van *Larus argentatus* (zilvermeeuw) voor, tabel 35. Bij duiven treedt een verstoring van het broedgedrag op bij 10 $mg.kg^{-1}$ Aroclor 1254 (Van Vliet 1985). Verminderd reproductiesucces kan ook worden veroorzaakt door een afname van de eischaaldikte. Stendell en Gilmer (1988) veronderstellen een relatie tussen de variatie in het voedselpatroon en de aangetroffen PCB-gehalten in roofvogels. Een dieet dat bestaat uit insekten, reptielen, amfibieën en kleine zoogdieren leidt tot lagere PCB-gehalten dan een dieet dat gebaseerd is op uitsluitend kleine zoogdieren.



Figuur 14. Afbraakroutes van bifenyl en PCB's.

Tabel 35. PCB-niveaus in eieren en kuikens van zilvermeeuwen.

	% vet	PCB in vet ($mg.kg^{-1}$)	PCB totaal (ug)
eieren	10.9±1.9	47±38.1	443.7
kuikens	2.3±1.1	26.8±12.4	85.3

Bij zoogdieren treden verschillende effekten op. PCB's veroorzaken leverstoornissen bij knaagdieren en een remming van het immuunsysteem (verhoogde vatbaarheid). Via de placenta komen PCB's in moedermelk terecht (Van Vliet 1985). PCB's zijn carcinogeen (Doull et al, 1980). In tabel 36 zijn toxiciteitsniveau's van PCB's voor zoogdieren weergegeven.

Tabel 36. Toxiciteit van PCB's voor zoogdieren.

soort	dosis	blootstellingsduur	effect	referentie
muizen	2000 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$	acuut	LD50	Van Vliet (1985)
	167 $mg.kg^{-1}$	6 weken	afname immuunrespons	Van Vliet (1985)
	10 $mg.kg^{-1}$	chronisch	remming reproductie	Linzey (1987)
ratten juveniel	1300 $mg.kg^{-1}$	acuut	LD50	Van Vliet (1985)
adult	10 000 $mg.kg^{-1}$	acuut	LD50	Van Vliet (1985)
konijnen	12.5 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$	400 dagen	remming reproductie	Van Vliet (1985)
hond	1 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$	-	laagste effectieve dosis	OU (1988)
mens	0.07 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$	-	laagste effectieve dosis	OU (1988)

Samenvattingstabel

Tabel 37. De laagste concentraties PCB's in grond die effecten veroorzaken en C_F-waarden.

vegetatie	
effecten	100-1000 $mg.kg^{-1}$
C_F	gemiddeld 0,3; max. 1 (N.B.: waterplanten: 10^6!)
strooisel	geen gegevens
effecten	
C_F	
microflora	
effecten	geen gegevens
C_F	?
omzettingen	in principe totaal mineraliseerbaar
evertebraten	
effecten	geen gegevens: opname
C_F	10-100 (N.B.: waterbeesten: 48 000)
vertebraten	
effecten	0,07 mg.kg per dag (chronisch) (mens)
C_F	?

4.5 Afbraak organisch materiaal

De te storten grond kan zeer heterogeen zijn, met fracties die voor een belangrijk deel uit organisch materiaal bestaan. De omzetting daarvan kan aeroob en anaeroob plaatsvinden. In tabel 38 is daar een overzicht van gegeven.

In een huisvuil-afvalstort kunnen gistingsprocessen plaatsvinden waarbij uiteindelijk methaan ontstaat. Het daardoor ontstane O_2 gebrek leidde o.a. tot afsterven van de vegetatie op vuilnisbelten (Beker, 1981). Ophoping van gas kan tot gevaarlijke situaties leiden bijvoorbeeld tot explosies (Hoeks, 1976). Gasvorming uit afvalstortterreinen blijkt economisch rendabel. Het gewonnen gas bestaat voornamelijk uit methaan (30-70%), kooldioxide (15-60%), stikstof (max. tot 40%), zuurstof (tot max. 10%) en waterstof (tot max. 5%). De gassamenstelling wordt gecompleteerd met algemene sporencomponenten als zwavelwaterstof, hogere aromatische koolwaterstoffen en zelfs gehalogeneerde koolwaterstoffen (Eisenmann, 1989). Berekeningen van de omvang van gasproductie uit afvalstortterreinen voorspellen 200 m^3 uit een ton afval (Hoeks en Oosthoek, 1981). Het afval is dan voor 50% organisch en 50% daarvan is afbreekbaar. Per kg afbreekbaar organisch materiaal kan 0,8 m^3 gas (50% CO_2 en 50% CH_4) gevormd worden.

Tabel 38. Eindproducten van afbraak van organisch materiaal, onder aerobe en anaerobe omstandigheden en de dominante uitvoerders.

	Aerobe afbraak		Anaerobe afbraak	
Substraat	Product	Microorganismen	Product	Microorganismen
Alifatische koolwaterstoffen	CO_2, H_2O		CO_2, vetzuren	
Aromatische koolwaterstoffen	CO_2, H_2O	talloze heterotrofe	CO_2, vetzuren	
Koolhydraten, suikers	CO_2, H_2O	aerobe	CO_2, vetzuren	talloze heterotrofe
Vetten, vetzuren	CO_2, H_2O	bacteriën en schimmel	CO_2, vetzuren	anaerobe
Eiwitten, aminozuren	H_2O, H_2S		NH_3, amines,	en
	CO_2, HN_3		vetzuren	facultatief anaerobe
				bacteriën
CO_2, vetzuren			CH_4	*Methanobacterium*
				Methanosarcina
				Metharococcus

Samenstelling en leeftijd van de stort bepalen de gassamenstelling. In de literatuur is het afval vaak niet gedefinieerd, maar meestal betreft het huishoudelijk afval. De ouderdom van het afval en de milieuomstandigheden waaronder het opgeslagen is bepalen in sterke mate de snelheid waarmee gasproductie plaatsvindt. In hoeverre het organisch

Tabel 39. Belangrijke spore-verbindingen in afvalstortgas (Eisenmann, 1989).

component	gemiddelde conc. $mg.m^{-3}$	max. gemeten conc. $mg.m^{-3}$
chloormethaan	<1	
chlooretheen	10	250
dichloormethaan	20	3000
trichloormethaan	6	13
1,1 dichlooretheen	7	640
trichlooretheen	10	190
tetrachlooretheen	7	180
chloortolueen	<1	
PCB	0,006	
DDT	0,005	
benzeen	5	500
actylbenzeen	100	1700
terpeen	100	
alkanen	200	
alkenen	100	
acetaldehyde	20	
formaldehyde		
zwavelwaterstof	100	20 000
mercaptaan	2	200
arseen	spore	
kwik	0,001	
som chloorverbindingen	50	1000
som fluorverbindingen	10	200
som organische verbindingen	500	20 000

stofgehalte van vuilstort overeenkomt met dat van de stortgrond is niet aan te geven. Er mag verondersteld worden dat gezien leeftijd van ondergrond (havenslib) er een groot verschil is met vuilstorten. Ook zal er verschil zijn met de bovengrond, met name vanwege het verschil in organische stofgehalte. Daar er geen klassieke literatuur beschikbaar is ten aanzien van situaties als de Noordpunt is de vuilnisbelt-literatuur als referentie gehanteerd, als enig vooral kwalitatief vergelijks-materiaal.

Uitgaande van 10% organisch materiaal en 45 000 CH_4-equivalente in de te storten grond is er gasproductie te verwachten. Duidelijk is dat gasproduktie-snelheden uit stortgrond wel een factor 10 (tot 20-40) lager liggen dan de niveaus van Hoeks en Oosthoek (1981). De aanwezigheid van zware metalen, H_2S, CN^- en gechloreerde koolwaterstoffen kan sterk remmend werken op de gasproductie. Uit de anaerobe waterzuivering-literatuur (Field & Lettinga 1989; Mosey et al, 1987) is bekend dat 50% remming van

de methaanvorming kan optreden door 15-75 $mg.kg^{-1}$ Cu of 200 $mg.kg^{-1}$ Ni of 30 $mg.kg^{-1}$ Cr of 90-300 $mg.kg^{-1}$ Zn of 300 $mg.kg^{-1}$ Pb. Op locaal niveau komen deze concentraties zeker voor en gecombineerd zijn nog wel sterkere remmingen te voorzien. Hierdoor wordt de gasproductie per tijdseenheid lager, maar zal de gasproductie een veel langere tijd in beslag nemen.

De aanwezigheid van vervuilingscomponenten als gechloreerde koolwaterstoffen en zware metalen zouden ook de samenstelling van afvalgas kunnen beïnvloeden. Onderzoek aan de universiteit van Karlsruhe maakt duidelijk dat afvalstortgas een grote verscheidenheid van stoffen kent (tabel 39) en dat de totale hoeveelheid chloor- en fluorverbindingen in gas respectievelijk gemiddeld 50 en 10 mg/m^3 is, maar in extreme situaties respectievelijk 1000 en 200 mg/m^3 kan zijn. Dit laatste slaat op vuilnisbeltgas. Voor de Noordpunt is er de potentie van gasproduktie waarbij gas verontreinigd kan zijn met metaalprodukten. Relevante literatuur is echter niet aanwezig.

DEEL C: *INTEGRATIE*

5 RISICO-EVALUATIE VOOR DE NOORDPUNT

5.1 Inleiding

In de milieu-effectrapportage worden voor de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder vier mogelijke varianten behandeld:

1. ingegaan wordt op de autonome ontwikkeling, waarbij rechtstreeks op de baggerspecie het recreatiebos wordt aangelegd;
2. berging van verontreinigde grond op de baggerspecie, waarop rechtstreeks het recreatiebos wordt aangelegd;
3. aanbrengen van een waterondoorlatende bovenafdekking (folie, inclusief afdeklaag van schone grond) over de verontreinigde grond heen waarop het recreatiebos wordt aangelegd;
4. aanbrengen van een slecht waterdoorlatende bovenafdekking van natuurlijke materialen inclusief een afdeklaag van schone grond op de verontreinigde grond, met daar bovenop het recreatiebos; de dikte van deze afdeklaag zal effectief zijn tegen transport van verontreinigingen naar de bovengrond;

Wat betreft de grondwaterstand kan worden opgemerkt dat deze in variant 2, afhankelijk van de resultaten van het Waterloopkundig Laboratorium, waarschijnlijk gehandhaafd zal worden op ± 1.50 m beneden maaiveld. Er kan ook sprake zijn van een geohydrologische isolatie via bemalen.

De totale risico-evaluatie wordt in drie paragrafen uitgewerkt. In het eerste deel (5.3) worden de risico's voor flora en fauna berekend aan de hand van een model, waarvoor de uitgangspunten in 5.2 staan vermeld. Paragraaf 5.4 gaat in op de effecten op flora en fauna op basis van een worst-case benadering. In het tweede deel (5.5) wordt nader ingegaan op effecten van verontreinigingen op bodemmicrobiologische processen.

In theorie zijn mogelijke nadelige gevolgen voor flora en fauna bij variant 1 en 2 het meest waarschijnlijk, omdat direct contact met de verontreinigingen mogelijk is. In variant 4 zijn processen die zich afspelen op het grensvlak tussen aerobie en anaerobie, bepalend voor de vraag of planten en bodemfauna verontreinigingen zullen opnemen. Textuur van de schone grond, grof materiaal en waterondoorlatende laag hebben

hier ook invloed op. Capillaire opstijging en een zekere zuigkracht van plantewortels zorgen voor transport naar boven toe. Opname in planten en bodemfauna zorgt voor verder transport naar de toplaag van de bodem

Tabel 40. Beschikbaarheid van verontreinigingen voor biotische componenten in vier varianten.

	microflora		vegetatie	bodemfauna	fauna
	aeroob	anaeroob			
variant 1	+	+	+	+	+
variant 2	+	+	+	+	+
variant 3	-	+	-	-	-
variant 4	+/-	+	+/-	+/-	+/-

+/-: beschikbaarheid onzeker

als wortels doordringen tot de verontreinigde grond. Het grensvlak tussen aerobie en anaerobie is niet eenduidig aanwijsbaar. Met name de invloed op microbiologische activiteit is van groot belang (metaalsulfidevorming, afbraak van organische verbindingen zonder zuurstof). In alle varianten vindt anaerobe afbraak plaats hetgeen leidt tot productie van onder andere methaan en talloze andere, zelfs gechloreerde, verbindingen. Vanwege de remming door de aanwezige zware metalen zal de gasproductie in alle varianten langzaam gaan en laag zijn. In varianten 1, 2 en 4 kunnen geurstoffen ontwijken. Of deze aanleiding zullen geven tot stankoverlast hangt af van de snelheid waarmee ze vrijkomen en de verspreidings-condities in de atmosfeer. Bovendien zullen geurstoffen microbiologisch in de humuslaag afgebroken worden (biofilterfunctie van de afdeklaag).

In tabel 40 is van de vier varianten schematisch de mogelijke beschik-baarheid van verontreinigingen weergegeven ten aanzien van de vier biotische componenten.

5.2 Uitgangspunten voor een risico-evaluatie

Met behulp van een model, dat is gebaseerd op het verrichtte literatuur-onderzoek, zijn berekeningen uitgevoerd om risico's te bepalen van verontreinigingen voor flora en fauna. In 5.3.1 tot en met 5.3.4 worden achtereenvolgens metalen, cyanide, oliën en gechloreerde koolwaterstoffen behandeld volgens het model en de uitkomsten vergeleken met bekende toxiciteitsgegevens. De achterliggende bedoeling van deze berekeningen is

om een schatting te maken van het transport van verontreinigingen door een ecosysteem. De berekeningen zijn alleen voor de te storten verontreinigde grond en het reeds aanwezige slib uitgevoerd (variant 1 respectievelijk 2). Bij de overige varianten wordt geen contact met de verontreiniging verondersteld, zolang het systeem in tact blijft (zie 6).

5.2.1 Bodem

Startpunt van de risico-evaluatie vormen de gehalten aan verontreinigende stoffen in grond. Voor het slib worden gemiddelde gehalten in 1989 gebruikt, zoals vermeld in tabel 1. Voor de te storten verontreinigde grond worden berekeningen uitgevoerd aan de hand van de gemeten maximale concentraties (zie tabel 1). Zoveel mogelijk wordt aangegeven welk deel van de verontreiniging biologisch beschikbaar is voor opname. Dit wordt per stof of groep van stoffen nader uitgewerkt (5.3.1 tot en met 5.3.4). Ten aanzien van normstelling van toxische niveaus van zware metalen in de bodem wordt ervan uitgegaan dat slechts een metaal aanwezig is. In werkelijkheid is de bodembelasting vaak een combinatie van verschillende zware metalen. Voor zuiveringsslib introduceerde Chumbley (1971) het zink-equivalent, waarbij Cu twee maal en Ni acht maal zo toxisch werd verondersteld. Voor bodemecotoxicologische normen, rekening houdend met het functioneren van zowel vegetatie, microflora, fauna en terrestrische fauna, wordt voorgesteld het lood-equivalent te gebruiken. De toxiciteit van de diverse metalen wordt daarbij herleid tot de toxiciteit van lood. Vanwege het verschil in toxiciteit van de metalen wordt het Cd- (20), Zn- (2), Pb- (1), Cu- (4), Hg- (20), Cr- (1) en As- (5) gehalte vermenigvuldigd met getallen als tussen haakjes aangegeven. De totale zware metalenbelasting van de grond wordt zo in Pb-equivalenten uitgedrukt. Deze geïntroduceerde equivalenten-reeks voor de bodem is ontleend aan gegevens van Kloke (1979) en aan toxiciteitsgegevens van de tabellen 8, 9, 11, 12, 13 en 14 (par. 4.1). Uitgaande van de zware metalen gehaltes in het havenslib gemeten in 1989 en van de minimum en maximum waarden in de te storten grond, leidt dit tot respectievelijk 3415, 485 en 3863 $mg.kg^{-1}$ Pb-equivalenten.

Voor de verscheidenheid aan organisch materiaal, bestaande uit diverse oliecomponenten en organische stof, wordt de methaan-conversie geïntroduceerd. Daarbij wordt er vanuit gegaan dat minerale olie uit twaalf koolstofatomen bestaan, de aromaten uit zes en de PAK's uit gemiddeld twintig. De van nature aanwezige organische stof bestaat uit gemiddeld zes C-atomen. Voor de gezamelijke gechloreerde koolwaterstoffen

wordt een toxische equivalent factor geïntroduceerd, die qua grootte overeenkomt met de concentratie EOCl.

5.2.2 Vegetatie en strooisel

De opname van stoffen door vegetatie wordt bepaald door bodem-, stof- en plantesoorteigenschappen. Bodem- en stofeigenschappen samen bepalen de biologische beschikbaarheid. In het algemeen geldt dat de stoffen die in de opgeloste fase in de bodem voorkomen, biologisch beschikbaar zijn. Voor een schatting van de hoeveelheid zware metalen die in de vrije fase in de bodem van de Noordpunt en de niet-reinigbare grond aanwezig is, is de retentie berekend volgens Gerritse et al (1982) en Min. VROM (1985). Een dergelijke berekening heeft voor organische verbindingen eveneens plaatsgevonden (Min. VROM, 1985).

Kloke et al (1984) heeft coëfficiënten berekend voor de opname van zware metalen door planten (zie tabel 8). In de risico-evaluatie wordt met deze minimale en maximale coëfficiënten gerekend. Voor de opname van organische stoffen door planten wordt gebruik gemaakt van de wortelconcentratiefactor (RCF). Voor de stoffen, waarvan de octanol-waterverdelingscoëfficiënt bekend is, is schatting van de RCF mogelijk met de formule:

$\log (RCF - 0.82) = 0.77 \log P_{oct} - 1.52$ (Briggs et al, 1982)

Voor alle stoffen wordt uitgegaan van een gelijkmatige verdeling van de stof over de gehele plant. Een benadering waarbij rekening gehouden wordt met stof- en plantesoorteigenschappen in relatie tot transport in de plant valt buiten het bestek van deze studie.

Het strooisel is voor 100% afkomstig van de vegetatie ter plekke. Met behulp van in de literatuur gevonden concentratiefactoren tussen vegetatie en strooisel kunnen gehalten in strooisel berekend worden. In het model is geen rekening gehouden met veranderingen in gehalten aan stoffen in het strooisel door depositie uit de lucht of door uitspoeling naar de onderliggende bodem.

5.2.3 Ongewervelden

De groepen ongewervelden die in de risico-evaluatie nader worden beschouwd zijn regenwormen, pissebedden, slakken en springstaarten. Deze organismen voeden zich voor 100% met strooisel, dat direct afkomstig is van de locale vegetatie.

5.2.4 Gewervelden

Organismen betrekken 100% van hun voedsel uit het gebied van de Noordpunt. In werkelijkheid zal dit voor een aantal organismen, met name macrofauna, slechts ten dele het geval zijn. Met behulp van Nagy (1987) wordt aan de hand van het lichaamsgewicht van vogels en zoogdieren berekend wat de voedselbehoefte per dag is (tabel 41). Lichaamsgewichten van vogels zijn afkomstig uit Rahn et al (1975) en betreffen gemiddelde waarden. Voor zoogdieren zijn dezelfde lichaamsgewichten gebruikt als in Van Vliet (1985).

Tabel 41. Allometrische vergelijkingen voor zoogdieren en vogels ter bepaling van de hoeveelheid te consumeren voedsel per dag (Nagy, 1987)

diergroep	vergelijking		toepasbaar voor
zoogdieren totaal	$\log y = \log 0.235 + 0.823 \log x$	(1)	bosmuis, woelrat
knaagdieren	$\log y = \log 0.621 + 0.564 \log x$	(2)	mol, spitsmuis, noordse woelmuis, bunzing
herbivoren	$\log y = \log 0.577 + 0.727 \log x$	(3)	konijn, haas, veldmuis dwergmuis
vogels totaal	$\log y = \log 0.648 + 0.651 \log x$	(4)	roofvogels, fazant, duif
passerine vogels	$\log y = \log 0.398 + 0.850 \log x$	(5)	mezen, mussen, vinken
niet passerine vogels	$\log y = \log 0.301 + 0.751 \log x$	(6)	weidevogels, spreeuw, merel, ekster, lijster

Symbolen:
y is de voedselopname in $g.d^{-1}$ D.W.;
x is lichaamsgewicht in g

Het voedselpatroon van vertebraten is maar ten dele bekend.
Voor de risico-evaluatie is de voedselstrategie en samenstelling gesimplificeerd en weergegeven in tabel 42. Door deze methode kan de opname van verontreinigende stoffen door organismen uit hogere trofische niveaus worden berekend. Kanttekening daarbij is wel dat opname van verontreinigende stoffen niet altijd tot toxische effecten leidt. Metalen worden in het algemeen slecht geabsorbeerd in het maagdarmkanaal (minder dan 20% absorptie). Uitzonderingen vormen arseen dat voor ongeveer 90% wordt opgenomen en lood dat vooral in jonge dieren goed wordt ge-absorbeerd (maximaal 40%). Voor aromatische verbindingen geldt dat ze in het algemeen na opname en absorptie snel worden gemetaboliseerd, terwijl gechloreerde koolwaterstoffen duidelijk accumuleren.

Tabel 42. Lichaamsgewichten en voedselpatroon van gewervelde dieren, zoals deze gehanteerd worden in de risico-evaluatie.

organisme		lichaamsgewicht in g	voedselstrategie	samenstelling voedselpakket
roofvogels	buizerd	1500	carnivoor	muizen, mollen, konijnen
	torenvalk			
	sperwer		carnivoor	kleine vogels
vogels	weidevogels	250	carnivoor	regenwormen
	passerine vogels	30	omnivoor	zaden
	merel	100	omnivoor	regenwormen
zoogdieren	dwergmuis	20	herbivoor	vegetatie
	woelrat	150	omnivoor	vegetatie
	mol	50	carnivoor	regenwormen
	spitsmuis	10	carnivoor	regenwormen
	konijn	1500	herbivoor	vegetatie

5.3 Risico-evaluatie

5.3.1 Zware metalen

In tabel 43 zijn gehalten aan zware metalen weergegeven die berekend in de vloeistoffase in de bodem voorkomen (Gerritse et al, 1982). De berekening is gebaseerd op een sterke correlatie tussen pH en percentage organische stof enerzijds en de retentie anderzijds. Uitgangspunt is een vochtgehalte van 30% en de berekening is uitgevoerd bij organische stofgehalten van 5, 12 en 40%. Gehalten van 5 en 12% liggen in de range, zoals in tabel 1 vermeld en die als min of meer normaal kunnen worden beschouwd. Een hoog organisch stofgehalte van 40% kan plaatselijk voorkomen in de niet-reinigbare grond. Van As en Hg kan met Gerritse et al (1982) geen retentie berekend worden. In de risico-evaluatie zijn berekeningen uitgevoerd met de totale hoeveelheid van deze twee metalen, die in de bodem of niet-reinigbare grond voorkomen.

Vegetatie

De opname van zware metalen door planten is door Kloke et al (1984) uitgedrukt in een range van opnamecoëfficiënten. Uit tabel 43 blijkt dat bij het laagste percentage organische stof (5%) het bodemgehalte aan Cr (bodem NP) en Cu (in niet-reinigbare grond) de toxische dosis voor

planten overstijgt. Ten aanzien van Cr dient wel aangetekend te worden dat het meeste chroom in trivalente vorm aanwezig is, terwijl het kritische gehalte voor Cr gebaseerd is op de hexavalente vorm. Kritische concentraties in de vegetatie worden overschreden voor wat betreft Cr, Cu, Zn, Cd en Hg.

Strooisel

Concentratiefactoren van zware metalen in de strooisellaag zijn afkomstig uit Van Vliet (1985). Zowel de minimale als maximale geschatte concentratie in planten wordt met een concentratiefactor, afkomstig uit de literatuur, vermenigvuldigd.

Ongewervelden

Voor een inschatting van het risico van zware metalen voor bodemfauna zijn uit tabel 12 en 13 de laagste bekende concentraties gehaald waarbij effecten van enige aard optraden en vergeleken met maximale gehalten in de strooisellaag, ervan uitgaande dat tussen strooisel en bodemfauna sprake is van een volledige overdracht van zware metalen. Resultaten van deze vergelijking zijn weergegeven in tabel 44. Gegevens over Cr en Ni en effecten op bodemfauna zijn schaars. Gehalten aan Cu in bodem en verontreinigde grond kunnen voor nagenoeg alle onderzochte dieren of soorten tot verhoogde risico's leiden. Voor Zn en Cd zijn minder gegevens beschikbaar, maar ook hier is in veel gevallen sprake van een verhoogd risico. Voor Pb bestaat een duidelijke relatie tussen hogere gehalten in niet-reinigbare grond en een vergroot risico voor een groot deel van de bodemfauna.

Gewervelden

Opname van zware metalen door gewervelde dieren die zich voeden met dierlijk voedsel is in de regel groter dan opname door herbivore organismen. De hoeveelheid toxiciteitsgegevens van gewervelde dieren is gering. Een schatting van het risico is mogelijk voor konijnen, muizen en woelratten. Konijnen lopen een verhoogd risico voor As, met name bij gehalten die aangetroffen kunnen worden in vegetatie op de te storten grond. Opname van Pb is ongeveer de helft van de toxisch geachte dosis.

Tabel 43. Gemeten en berekende gehalten van zware metalen in grond of biologisch systeem vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus (in $mg.kg^{-1}$ drooggewicht, tenzij anders vermeld).

Bodem	maximale beschikbare gehalten in						C-waarde Leidraad Bodemsanering	laagste effectniveau voor	
	in bodem NP O.S. %			in niet reinigbare grond O.S. %				planten	bodem-fauna*
	5%	12%	40%	5%	12%	40%			
Cr	183	153	92	73	61	36	800	100	
Ni	-	-	-	14	8	3	500	100	
Cu	80	48	19	120	73	29	500	100	15
Zn	77	34	10	66	29	9	3000	300	171
As							50		
Cd	3	1	0	1	0	0	20	5	1
Hg							10		
Pb	9	4	1	45	19	6	600	100	15

Vegetatie	gehalte bij 5% O.S. in				
	totaal bodem NP	totaal niet-reinigbare grond	strooisel op bodem NP	strooisel op niet-reinigbare grond	kritische concentratie in de vegetatie voor plantegroei
Cr	1.83-18.3	0.73-7.3	67.7-677	27-270	1
Ni		1.4-14		18.2-182	20
Cu	8.0-80	12-120	40-400	60-600	15
Zn	77-770	66-660	148-1480	132-1320	150
As	0.16-1.6	0.55-5.5	0.8-8	2.25-22.5	10
Cd	3-30	1-10	18-180	6-60	5
Hg	0.05-0.5	0.01-0.1	0.5-5	0.1-1	0.5
Pb	0.09-0.9	0.45-4.5	4.5-45	22.5-225	10

Ongewervelden	gehalte bij 5% O.S. in			
	springstaarten	pissebedden	regenwormen	slakken
Cr		6-271	5-203	
Ni	0-4	7.3-73	2-18	
Cu	84-1260	200-3000	32-476	
Zn	158-3108	211-2368	264-2960	
As			4-113	
Cd	2-54	54-1620	60-1800	25-756
Hg			2-11	
Pb	1-23	3-175	1-45	1-22

Gewervelden	opname bij 5% O.S. in $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in					toxisch niveau
	weidevogels	konijn	dwergmuis	spitsmuis	woelrat	
Cr	0.4-15.5	0.1-1.4	0.2-4.7	1.2-46.3	0.1-1.8	50 (muis)
Ni	0.2-1.4	0.1-1.1	0.4-3.6	0.5-4.1	0.1-1.4	25 (rat)
Cu	2.5-36.3	0.6-9.4	2.1-30.5	7.3-108.6	0.8-11.6	
Zn	20.1-225.3	5.2-60.4	16.8-196.0	60.2-674.9	6.4-74.5	
As	0.3-8.6	0-0.4	0-1.4	0.9-25.8	0-0.5	2 (konijn)
Cd	4.6-137.0	0.1-2.4	0.3-7.7	13.7-410.4	0.1-2.9	91 (konijn)
Hg	0.2-0.8	<0.04	0-0.1	0.5-2.5	<0.05	3.2 (muis) 2 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (rat)
Pb	0.1-3.4	0-0.4	0-1.1	0.3-10.3	0-0.4	0.07 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (konijn) 10 (muis) 0.5 $mg.d^{-1}$ (muis)

*Toxiciteitsgegevens van bodemfauna: zie tabel 12 en 13

Tabel 44. Vergelijking voor de bodemfauna van het laagste bekende effectniveau in substraat, met berekende gehalten in strooisel op de bodem NP (NP) en op niet-reinigbare grond (G).

Organisme/Groep	Ni		Cu		Zn		Cd		Pb	
	NP	G	NP	G	NP	G	NP	G	NP	G
Lumbricus	++		++	++			++	++	-	+
Dendrobaena			++	++			+	-	-	++
Eisenia			++	++	++	++	++	-	-	-
Allobophora			++	++						
Porcellio			++	++	+	+	++	++		
Onychiurus			++	++					++	++
nematoden			+	+			++	++	-	+
enchytraeen			++	++	++	++			+	++
springstaarten			++	++	++	++	-	-	-	++
mijten			+	+	-	-	-	-	-	-
loopkevers			++	++	++	++	++	++	-	+
bijen			-	-	+	+			-	+
spinnen			-	-	-	-			-	+

++: quotiënt gehalte strooisel: laagst bekend effectniveau >2
+ : quotiënt gehalte strooisel: laagst bekend effectniveau >1 en <2
- : quotiënt gehalte strooisel: laagst bekend effectniveau <1

Herbivore muizen, zoals de dwergmuis, lopen voor Cr, Hg en Pb geen verhoogd risico. Carnivore spitsmuizen lopen daarentegen wel een verhoogd risico, omdat gehalten van Cr, Hg en Pb in regenwormen de toxische waarde kunnen overschrijden. Voor de woelrat geldt geen verhoogd risico voor Ni en Hg, ervan uitgaande dat de woelrat zich uitsluitend voedt met plantaardig voedsel.

5.3.2 Cyanide

Het gehalte aan cyanide in de niet-reinigbare grond bedraagt maximaal 23 $mg.kg^{-1}$. De C-waarde uit de Leidraad Bodemsanering is meer dan vier keer zo hoog; de WCA-grens is 50 $mg.kg^{-1}$ totaal vrij cyanide. Het is onwaarschijnlijk dat cyanide vrij in de waterfase van de bodem voorkomt en als zodanig beschikbaar is voor opname door planten en bodemfauna. Complexen van metalen (met name ijzer) en cyanide zijn waarschijnlijk de dominante vorm waarin cyanide in de bodem voorkomt.

Vegetatie

Van nature worden in de bepaalde planten cyaniden gevormd bij de afbraak van cyanogene glycosiden. Dit kan een aanwijzing zijn dat cyaniden, indien opname door planten plaatsvindt, geen toxische effecten

veroorzaakt. Gegevens daaromtrent zijn echter niet aangetroffen.

Strooisel
Geen gegevens.

Ongewervelden
Gegevens over toxiciteit van cyanide voor ongewervelde dieren ontbreken en derhalve is een risico-schatting voor deze groep niet mogelijk.

Gewervelden
Toxiciteitsgegevens voor gewervelde dieren zijn wel gevonden, maar betreffen meestal resultaten van inhalatoir toxicologisch onderzoek. Omdat geen gehalten bekend zijn van het voedsel dat deze dieren opnemen is ook voor deze groep een schatting van het risico onmogelijk.

5.3.3 Koolwaterstoffen

5.3.3.1 Alifatische koolwaterstoffen
Een risico-evaluatie voor flora- en faunacomponenten is niet mogelijk gezien het beperkt aantal gegevens over de samenstelling van minerale olie en toxiciteit van verschillende alifatische koolwaterstoffen.

In potentie zijn deze verbindingen echter microbiologisch afbreekbaar en zouden in de loop der tijd geëlimineerd moeten worden. De tussenproducten en metabolieten hebben in het algemeen een meer polair karakter wat de oplosbaarheid in water verhoogd en daardoor de beweeglijkheid en beschikbaarheid. Onder zuurstofrijke omstandigheden en zonder limiterende voedingsomstandigheden is in humusarme grond binnen één seizoen een daling van 3350 $mg.kg^{-1}$, zoals maximaal aanwezig in de te storten grond, tot 500-1000 $mg.kg^{-1}$ te verwachten (Hoeks et al, 1988). In humeuze en venige gronden levert de afbraak meer problemen vanwege sterke adsorptie. Daar milieuomstandigheden niet optimaal zijn zullen de olie-fracties langer aanwezig zijn. Dit betekent een langere periode van risico voor flora en fauna.

5.3.3.2 Aromatische koolwaterstoffen
Van aromatische verbindingen is slechts een klein gedeelte in de vloeistoffase van de bodem aanwezig. In Min. VROM (1985) staat een methode beschreven om het percentage van de totaal aanwezige hoeveelheid

stof in de bodem, die biologisch beschikbaar is, te berekenen. Deze berekening is uitgevoerd voor een grond met een gehalte van 5% organische stof. De verdeling over de vaste fase en de vloeistoffase wordt uitgedrukt in K_{oc}-waarden op basis van 100% organisch koolstof (o.c.) in de vaste fase:

$$K_{oc} = \frac{K_d}{o.c.\%} \times 100$$

waarin het o.c.% = 0.58 x % organische stof (o.s.).
K_{oc}-waarden worden berekend met de formule: $\log K_{oc} = 1.38 - \log (WS/M)$, met WS (wateroplosbaarheid) in $mg.l^{-1}$ en M (molgewicht) in mg.
De distributiefactor R_d is evenredig met de verdelingsfactor K_d en omgekeerd evenredig met het vochtgehalte van de grond op volumebasis. In de berekening is uitgegaan van een vochtgehalte van 0.3 $m^3.m^{-3}$. Het percentage retentie in de vaste fase is dan:

$$\frac{R_d}{1 + R_d} \times 100\%$$

Tabel 45. Gemeten en berekende concentraties van aromaten in grond of biologisch systeem vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus (in $mg.kg^{-1}$ drooggewicht, tenzij anders vermeld).

Bodem	maximale gehalten in bodem NP 1989	maximale gehalten in niet reinigbare grond	% in vloeistoffase	C-waarde Leidraad Bodemsanering	toxisch niveau
benzeen		0.1	6.3	5	
tolueen				30	
xylenen		0.95	1.7	50	
ethylbenzeen		1	1.5	50	
aromaten				70	
Planten	gehalte in totale vegetatie				
benzeen	0.005				$10\ mg.l^{-1}$ (bodemwater)
xylenen	0.014				
ethylbenzeen	0.013				
Ongewervelden					
benzeen					$10\ mg.l^{-1}$ (bodemwater)
Gewervelden	opname in $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in konijn	dwergmuis	woelrat		
benzeen	0.0005	0.0015	0.0005		$5600\ mg.kg^{-1}lg$ (rat)
tolueen					$590\ mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (rat)
					400 (konijn)
xylenen	0.0009	0.0037	0.0015		$1000\ mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (rat)
ethylbenzeen	0.0010	0.0033	0.0013		$140\ mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (rat)

Een schatting van het gehalte aan aromaten in de totale vegetatie is gemaakt met behulp van Briggs et al (1982). Van benzeen worden toxische effecten op vegetatie en bodemfauna verwacht bij een minimale concentratie van 10 $mg.l^{-1}$ in het bodemwater. Bij 5% organische stof en 30% vochtgehalte is circa 7% van het benzeen in opgeloste vorm aanwezig. De concentratie in het bodemwater bedraagt dan gemiddeld 0.07 $mg.l^{-1}$ en is ruim 1400 maal lager dan de concentratie waarbij toxische effecten te verwachten zijn.

De resultaten van de berekeningen voor opname van aromaten door gewervelde dieren laten zien dat deze organismen geen verhoogd risico lopen op toxische effecten.

5.3.3.3 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

De fysische eigenschappen van PAK's geven aanleiding tot het maken van de volgende opmerkingen over de persistentie in de bodem. De mobiliteit van de aangetroffen PAK's is het grootst bij naftaleen, antraceen en fenantreen. Indien PAK's in de bovenste laag van het bodemprofiel aanwezig zijn, zou vervluchtiging van naftaleen kunnen optreden. Aeroob verloopt de afbraak van PAK's van vier of meer ringen traag en is totale afbraak onwaarschijnlijk. Anaeroob worden PAK's niet afgebroken.

Evenals voor aromaten is voor PAK's een berekening gemaakt van het percentage dat in de vloeistoffase van de bodem voorkomt (Min. VROM, 1985). In alle gevallen, uitgezonderd het vluchtige naftaleen, is de retentie in de vaste fase groter dan 99% (bij 5 o.s. % en 30% vochtgehalte). In de risico-evaluatie is als uitgangspunt voor 1% biologische beschikbaarheid gekozen.

De meeste gegevens die gevonden zijn, hebben betrekking op benzo(a)pyreen of PAK's (totaal). Van de overige stoffen zijn onvoldoende gegevens beschikbaar om een risico-evaluatie uit te voeren. In tabel 46 zijn als voorbeeld gegevens van antraceen opgenomen. Kennis over opname van PAK's door planten beperkt zich voornamelijk tot benzo(a)pyreen en PAK's als totale groep. Berekening van de concentratiefactor wortel/bodem volgens Briggs et al (1982) levert voor benzo(a)pyreen een waarde op van 1.39; voor antraceen is deze waarde 1.10. Concentratie in de totale vegetatie vindt plaats met een factor van maximaal 0.33 (Edwards, 1983). Voor zaden bedraagt de concentratiefactor 0.94.

Tabel 46. Gemeten en berekende concentraties van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) in grond of biologisch systeem vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus of doses (in $mg.kg^{-1}$ d.w., tenzij anders vermeld).

Bodem	maximale gehalten		% in vloeistoffase	C-waarde Leidraad Bodemsanering	toxisch niveau
	in bodem NP 1989	in niet reinigbare grond			
B(a)P*		6.5	1	10	
antraceen		4.4	1	100	
PAK-totaal		203	1	200	

Planten	gehalte in			
	wortels	groene delen	zaden	totaal
B(a)P	0.09		0.06	0.02
antraceen	0.05		0.04	
PAK-totaal				0.37

Ongewervelden	gehalte in
	regenwormen
B(a)P	6.5
antraceen	4.4
PAK-totaal	203.0

Gewervelden	opname in $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in						
	passerine vogels	weidevogels	konijn	dwergmuis	spitsmuis		
B(a)P	0.015	0.495	0.002	0.006	1.482	10 (muis)	0.002 (dieren)
antraceen	0.010	0.335					3300 (dieren)
PAK-totaal		15.452	0.029	0.095	23.142		

*: benzo(a)pyreen

Regenwormen concentreren PAK's in zeer sterke mate. Voor berekeningen wordt uitgegaan van een concentratiefactor wormen/bodem van 100. Voor andere ongewervelde dieren is geen kwantitatieve informatie omtrent concentratie van PAK's gevonden.

Eerder is reeds gewezen op het feit dat de maximale gehalten in niet-reinigbare grond gemiddelde waarden zijn. Mogelijk kunnen plaatselijk hogere gehalten voorkomen. In het toxicologisch onderzoek is de meeste aandacht gericht op benzo(a)pyreen. Deze carcinogene stof veroorzaakt een vergroot risico voor herbivoren en voor carnivoren die zich voeden met regenwormen. Exacte gegevens over concentrering van PAK's door regenwormen zijn niet gevonden, zodat voor overige PAK's een schatting van het risico zeer onnauwkeurig zou zijn.

Uit de resultaten van de uitgevoerde berekening en de bekende toxiciteitsgegevens (zie tabel 46) mag worden afgeleid dat het risico van PAK's niet zozeer gelegen is in ophoping van deze stoffen in voedselketens doch het rechtstreekse gevolg is van de carcinogene eigenschappen van een aantal van deze stoffen. Voor carcinogene stoffen bestaan geen no-effect levels.

5.3.4 Gechloreerde koolwaterstoffen

5.3.4.1 Hexachloorbenzeen

Hexachloorbenzeen wordt uitsluitend in de huidige bodem van de Noordpunt Oost-Abtspolder (= slib) aangetroffen. In tabel 47 worden gemeten en berekenden HCB niveaus vergeleken met enkele normen en kritische niveaus. De afname van de gehalten duidt op het feit dat deze stoffen afgebroken worden of verdwijnen uit het milieu. Verreweg het grootste gedeelte van het aanwezige HCB is niet aanwezig in de vloeistoffase van de bodem (5 o.s.%, 30% vocht). In de risico-evaluatie wordt uitgegaan van 1% vrij HCB. Opname van HCB door wortels van grassoorten is het grootst. De concentratiefactor wortels/bodem bedraagt maximaal 39 (Van Vliet, 1985). Voor de totale vegetatie wordt de opname berekend met een concentratiefactor van 3.3, een gemiddelde van een groot aantal waarnemingen. Concentratiefactoren voor regenwormen lopen uiteen van 12.7 tot 41.3; naaktslakken concentreren in veel mindere mate (CF = 0.5). Toxiciteitsgegevens van HCB op planten en ongewervelden zijn niet gevonden.

Tabel 47. Gemeten en berekende gehalten van hexachloorbenzeen (HCB) in grond of biologisch systeem vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus of doses (in $mg.kg^{-1}$ d.w., tenzij anders vermeld).

Bodem	maximale gehalten			% in vloeistoffase	G-waarde Leidraad Bodemsanering	toxisch niveau
	in bodem NP 1976/77	in bodem NP 1989	in niet reinigbare grond			
HCB	0.11	<0.001		1		
chloorbenzenen (totaal)				1	20	

Vegetatie	gehalten in 10^{-2} $mg.kg^{-1}$	
	wortels van grassen	totaal
HCB (1989)	0.039	0.003
HCB (1976/77)	4.29	0.363

Ongewervelden	gehalten in 10^{-2} $mg.kg^{-1}$	
	regenwormen	naaktslakken
HCB (1989)	0.013-0.041	0.0005
HCB (1976/77)	1.397-4.543	0.055

Gewervelden	maximale opname in $ug.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in					
	weidevogels	konijn	dwergmuis	spitsmuis	woelrat	
HCB (1989)			0.005	0.09	0.002	20 (kwartel)
HCB (1976/77)	3.46	0.004	0.92	10.36	0.350	0.29 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (zoogdieren)
		0.280				12 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (muis)
						20 (NOEL, rat)
						1 (wezel)

De sterke concentrering van HCB in regenwormen leidt tot een verhoogde opname door carnivoren, zoals weidevogels en spitsmuizen. Voor zoogdieren is echter een toxische dagelijkse opname gevonden van minimaal 0.29 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$, zodat voor carnivore muizen geen schadelijke effecten te verwachten zijn.

Gezien het slechts in zeer lage concentratie aanwezig zijn van HCB in de ondergrond zal er nauwelijks sprake van risico zijn.

5.3.4.2 Hexachloorcyclohexaan

Gehalten van HCH-isomeren in de bodem van de Noordpunt in 1989 zijn laag. In tabel 48 worden gemeten en berekende gehalten van isomeren van HCH vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus. Gegevens over de opname van HCH door planten zijn niet aangetroffen. Thomas et al (1984) maken melding van gehalten aan alfa-HCH en gamma-HCH in vegetatie tot maximaal 0.025 $mg.kg^{-1}$. De NOEL voor de rat, in dit geval beschouwd als totale herbivoor, ligt ruimt 600 maal hoger dan de geschatte opname. Verhoogde gehalten aan HCH-isomeren worden aangetroffen in regenwormen, die in staat zijn alfa-HCH (CF: 3.1-111) en gamma-HCH (CF: 1.9-150) zeer sterk te concentreren. Het grootste risico lijkt te bestaan voor

Tabel 48. Gemeten en berekende gehalten van isomeren van hexachloorcyclohexaan in grond of biologisch systeem vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus of doses (in $mg.kg^{-1}$ d.w., tenzij anders vermeld).

Bodem	maximale gehalten		% in vloeistoffase	C-waarde Leidraad Bodemsanering	toxisch niveau
	in bodem NP	in niet reinigbare grond			
	1976/77	1989			
alfa-HCH	<0.01	0.002	1		
beta-HCH	<0.01	0.003	1		
gamma-HCH	<0.01	0.002	1		
org. chloor (totaal)			1	10	
Vegetatie	gehalte in				
	totaal				
alfa-HCH	0-0.025				
beta-HCH					
gamma-HCH	0-0.025				
Ongewervelden	maximaal gehalte in				
	regenwormen				
alfa-HCH	0.003				
beta-HCH					
gamma-HCH	0.002				
Gewervelden	maximale opname in $ug.kg^{-1}$ $lg.d^{-1}$ in				
	weidevogels	woelrat			
alfa-HCH	0.23	0-0.002			
beta-HCH					
gamma-HCH	0.17	0-0.002			250 (LD50, kwartel) 1.25 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (NOEL, rat)

carnivore vertebraten, die zich uitsluitend of voornamelijk met regenwormen voeden. Toxiciteitsgegevens ontbreken echter voor een schatting van dat risico. Gezien de lage HCH-concentraties zal nauwelijks sprake van risico zijn.

5.3.4.3 Drins

Gezien de weinige beschikbare gegevens over isodrin en telodrin, zal in de risico-evaluatie de aandacht uitgaan naar aldrin, dieldrin en endrin. De concentraties van de drins zijn in vergelijking met gegevens uit 1976/1977 in lagere gehaltes aangetroffen. Drins worden in beperkte mate opgenomen door planten. Concentratiefactoren bedragen voor aldrin, dieldrin en endrin respectievelijk 0.05, 0.21 en 0.27. Informatie over toxiciteit van drins voor vegetatie is niet gevonden. Wat betreft regenwormen is alleen de concentratiefactor voor dieldrin bekend. Dieldrin accumuleert in regenwormen met een CF van 8. De toxische dosis voor regenwormen is echter onbekend. In tabel 49 worden gemeten en berekende gehalten van drins vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus.

Tabel 49. Gemeten en berekende gehalten van drins in grond of biologisch systeem vergeleken met enkele normen en kritische toxische niveaus of doses (in $mg.kg^{-1}$ d.w., tenzij anders vermeld.

Bodem	maximale gehalten in bodem NP 1976/77	maximale gehalten in bodem NP 1989	maximale gehalten in niet reinigbare grond	% in vloeistoffase	C-waarde Leidraad Bodemsanering	toxisch niveau
aldrin	0.03	0.001		1		
dieldrin	0.11	0.014		1		
endrin	0.02	0.001		1		
org. chloor (totaal)				1	10	

Vegetatie	gehalte in $ug.kg^{-1}$ totaal
aldrin	0.0005
dieldrin	0.03
endrin	0.003

Ongewervelden	gehalte in regenwormen	toxisch niveau
aldrin		45 (regenwormen)
dieldrin	0.0011	
endrin		1 (regenwormen)

Gewervelden	opname in $ug.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in weidevogels	dwergmuis	spitsmuis	woelrat	toxisch niveau
aldrin		0.001			0.025 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (NOEL, rat) 4 (LD50, kwartel)
dieldrin	0.09	0.008	0.26	0.003	0.1 (muis), 0.025 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (NOEL, rat), 35 (LD50, kwartel)
endrin		0.0007			0.05 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (NOEL, rat) 1.8 (LD50, fazant)

Van de gewervelde dieren blijken alleen carnivore muizen een verhoogd risico te lopen, al moet aangenomen worden dat drins sterk accumuleren in de voedselketen. Gezien het lage dringehalte in de grond zal er nauwelijks sprake van risico zijn.

5.3.4.4 Polychloorbifenylen

Berekeningen ter inschatting van het risico van PCB's op flora en fauna hebben plaatsgevonden, zonder dat rekening gehouden is met de chemische samenstelling van de PCB's in de bodem van de Noordpunt. In tabel 50 worden gemeten en berekende gehalten van PCB's vergeleken met enkele normen en kritische niveaus.

Tabel 50. Gemeten en berekende gehalten van polychloorbifenylen (PCB's) in grond of biologisch systeem, vergeleken met enkele normen en kritische niveaus of doses (in $mg.kg^{-1}$ d.w., tenzij anders vermeld).

Bodem	maximale gehalten					% in vloeistoffase	C-waarde Leidraad Bodemsanering	toxische dosis
	in bodem NP 1976/77	in bodem NP 1989	in niet reinigbare grond					
PCB's	2.5	0.182				1	10	>5 (planten)
Vegetatie	gehalte in totaal							
PCB's	0.005							>100
Ongewervelden	gehalte in regenwormen							
PCB's	0.073							
Gewervelden	opname in $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ in							
	weidevogels	konijn	dwergmuis	spitsmuis	woelrat			
PCB's	0.0056	0.00004	0.00013	0.0163	0.00005			12.5 $mg.kg^{-1}lg.d^{-1}$ (konijn) 10 (muis)

De retentie van PCB's aan de vaste fase van de bodem is groot, vanwege hun hoge log P_{oct}- waarde. In de risico-evaluatie wordt ervan uitgegaan dat 1% van de totale hoeveelheid PCB's in de vloeistoffase in de bodem aanwezig is. De gevonden resultaten hebben betrekking op mengsels van verschillende PCB's. De toxiciteit van PCB's is afhankelijk van de mate van chlorering. In het algemeen zijn PCB's met vier of minder chlooratomen duidelijk minder toxisch dan PCB's met vijf of meer chlooratomen.

Opname van PCB's door planten is gering (CF = 0.3). De toxiciteit van PCB's voor planten is in het algemeen laag. Een mogelijke verklaring zou

kunnen zijn dat planten in staat zijn opgenomen PCB's te metaboliseren, zodat toxische effecten uitblijven (mond. med. Ernst, 1989).

PCB's accumuleren sterk in regenwormen. In de berekeningen wordt uitgegaan van een concentratiefactor van 40 (Diercxsens et al, 1985). Een waarde voor de toxiciteit is onbekend. De opname van PCB's is het grootst in carnivore vertebraten. Gezien de onzekerheid over de samenstelling van PCB's in de bodem is een evaluatie van de risico's niet goed mogelijk.

5.4 Een worst-case benadering

In de vorige paragrafen is uitvoerig stilgestaan bij de wijze waarop en de mate waarin stoffen door het ecosysteem heen getransporteerd worden. Indien voor bepaalde flora en faunacomponenten toxische niveaus in voedsel of grond bekend zijn, kan via een omgekeerde berekening als in de risico-evaluatie gebruikt is, vastgesteld worden bij welke concentratie van een bepaalde stof in grond effecten zijn te verwachten. De berekeningen zijn erop gericht om een dusdanig verontreinigingsniveau in grond vast te stellen, dat nu geen effecten zijn te verwachten.

De toxiciteitsgegevens van cyanide, oliën en gechloreerde koolwaterstoffen ten aanzien van micro-organismen, vegetatie en ongewervelden zijn beperkt. Van stoffen als benzo(a)pyreen, hexachloorbenzeen, dieldrin en PCB's zijn wel enige gegevens voor gewervelde dieren beschikbaar. De meeste gegevens hebben betrekking op zware metalen.

De berekende resultaten kunnen worden vergeleken met gemeten concentraties van verontreinigende stoffen in het slib van de Noordpunt en niet-reinigbare grond. De beschikbare gegevens van het slib staan vermeld in DCMR (1989). Het betreft gemiddelde gehalten van zware metalen en organische verbindingen. Van de niet-reinigbare grond zijn gegevens beschikbaar van 41 partijen grond, die een gewogen gemiddelde opleveren voor zware metalen, cyanide en organische stoffen. Uitgaande van een normale verdeling van de waarnemingen vallen 95% daarvan binnen het gebied van het berekende gemiddelde ± 2 maal de standaardfout. In tabel 51 wordt een vergelijking gemaakt tussen de berekende kritische niveaus in grond voor vier te onderscheiden biotische componenten en het maximaal reëel geachte gehalte in slib of niet-reinigbare grond. Dit gehalte wordt gedefinieerd als de som van het gemiddelde en twee maal de standaardafwijking. In de laatste twee kolommen wordt voor elke stof het eventuele risico voor een biotische component beoordeeld.

Gezien het feit dat de meeste berekeningen konden worden uitgevoerd

aan zware metalen, is de conclusie van de worst-case analyse daarop gericht. Voor organismen in een ecosysteem op de huidige bodem van de Noordpunt is de aanwezigheid van verontreinigingen het meest ingrijpend voor wat betreft Cr, Cu en Cd. Voor een ecosysteem op niet-reinigbare grond is dit het geval voor wat betreft Cu en Pb.

Samenvattingstabel

Tabel 51. Kritische niveaus van verontreinigende stoffen in grond voor biotische componenten, vergeleken met de maximaal reëel geachte gehalten (x + 2 sd), in $mg.kg^{-1}$ drooggewicht.

stof	kritisch niveau voor biotische component				representant of parameter	max. gehalte (x + 2 sd)		risico (+) (-)	
	MO	V	O	GE[1]		NP[2]	G[2]	NP	G
Cr	3.5				arylsulfatase	238.0	42.7	+	+
		116.8			algemeen			+	-
				52.3	sptismuis			+	-
Ni		250.0			algemeen		58.6		-
				62.5	woelrat				-
Cu	5.5				fosfatase	200.0	768.0	+	+
		183.4			algemeen			+	+
			27.5		regenworm			+	+
Zn	63.7				fosfatase	1075.0	1279.4	+	+
		3821.7			algemeen			-	-
			54.5		regenworm			+	+
As				20.0	konijn	41.0	27.6	+	+
Cd	8.7				fosfatase	15.8	1.6	+	-
		4.3			algemeen			+	-
			1.0		pissebed			+	+
				39.5	konijn			-	-
Hg	10.0				ademhaling	3.5	3.5	-	-
				1.6	spitsmuis			+	+
Pb	566.6				ademhaling	258.0	967.2	-	+
		2114.2			algemeen			-	-
			761.1		regenworm			-	+
				211.4	spitsmuis			+	+
benzeen		158.7			algemeen		0.1*		-
benzo(a)pyreen				10	spitsmuis		6.5*		-
hexachloorbenzeen				48	weidevogel	0.001**		-	
dieldrin				1	spitsmuis	0.016**		-	
PCB's				25	spitsmuis	0.482**		-	

Symbolen
1 : MO = microorganismen, V = vegetatie, O = ongewervelden, GE = gewervelden
2 : NP = bodem Noordpunt Oost-Abtspolder, G = niet-reinigbare grond
*: maximaal gemeten gehalte (Gem. Rotterdam, 1989)
**: x + 2 sd voor 3 waarnemingen (DCMR, 1989)

5.5 Risico-evaluatie biotransformatie

5.5.1 De bodem van de Noordpunt: het slib

aeroob milieu

De aanwezigheid van ca. 3400 Pb-equivalenten per gram grond zal de afbraak van meer complexe verbindingen zoals aromaten sterk vertragen. Gemakkelijk afbreekbare substraten zullen gemineraliseerd worden. Organismen met een hoge gevoeligheid voor zware metalen zullen niet functioneren in dit bodemsysteem. Het bodemecosysteem zal uit populaties bestaan die resistent zijn voor hoge gehalten aan zware metalen. Onder aerobe omstandigheden is de directe vorming van toxische verbindingen niet te verwachten, wel zijn er via voedselketens ecotoxicologische effecten te verwachten (tabel 12 en 13). De gechloreerde verbindingen zullen zeer lang aanwezig blijven.

anaeroob milieu

Naast CO_2 en CH_4 zullen onder anaerobe omstandigheden H_2S-gas en vetzuren worden gevormd. Door de aanwezigheid van de ca. 3400 Pb-equivalenten zullen ook deze anaerobe transformaties veel trager dan in schone grond zijn. Anderzijds is de vorming van methyl-metaal verbindingen van Hg, Pb en As in dit milieu mogelijk. Deze verbindingen, maar ook H_2S veroorzaken ecotoxische effecten op bodemorganismen. Daarnaast zal de afbraak van aromaten niet of nauwelijks plaatsvinden, en zullen de gechloreerde verbindingen ook een langere verblijftijd hebben dan zonder aanwezigheid van zware metalen.

wisselend anaeroob/aeroob milieu

Door afwisselend aerobe en anaerobe milieuomstandigheden wordt de afbraakpotentie verbreed. De keerzijde hiervan zal een toename van stank zijn: geur van bijvoorbeeld boterzuur bij wisseling van anaeroob naar aeroob. Bij wisseling van aeroob naar anaeroob zullen CH_4 en H_2S ontstaan. De inrichting van de stort zal zodanig zijn dat deze wisseling in principe niet zal optreden.

Ecotoxicologisch gezien zullen er ook sterke wisselingen zijn. Naast metaal-sulfide en methyl-metaalvorming onder anaerobe omstandigheden kan er weer sprake zijn van metaalsulfaatvorming onder aerobe omstandigheden.

Onder druk van het hoge aantal Pb-equivalenten zullen de heterotrofe transformaties langzaam plaatsvinden. Dit geldt voor aerobe omzettingen en in wellicht nog sterkere mate voor anaerobe omzettingen, daar methanogenese zeer gevoelig is voor verontreinigingen zoals zware metalen. Hoeks en Oosthoek (1981) stellen dat de gasproductie in specifieke vuilnisbelten na 20 jaar tot de helft is teruggebracht, maar dat gasvorming in totaal 70-80 jaar kan duren. Door de aanwezigheid van grote hoeveelheden zware metalen kan de gasproductie sterk vertraagd worden. Van gestort havenslib is hierover niets bekend. Doordat het slib reeds jaren ligt, mag aangenomen worden dat het C-gehalte lager is en nu kwalitatief tot de persistente verbindingen behoort. De gasproductie zal dus laag zijn.

5.5.2 De te storten niet-reinigbare grond

aeroob milieu

De verontreinigingsgehalten variëren van minder dan 500 tot 3900 Pb-equivalenten, van 3 ppm PAK's en 10% natuurlijk organisch materiaal en van ongeveer 45 000 mg tot 0 CH_4-equivalenten. Gezien de heterogeniteit zal er echter locaal sprake zijn van een veel extremere CH_4-equivalentie. Onder aerobe omstandigheden zal mineralisatie langzaam plaatsvinden door de vertragende invloed van de 3900 Pb-equivalenten. Vanwege het hoge gehalte organisch materiaal en de CH_4-equivalenten mag verwacht worden dat er een anaeroob milieu zal ontstaan omdat zuurstofverbruik groter zal zijn dan zuurstofdiffusie. Uiteindelijk zal er ook methaanproductie gaan optreden. Onder anaeroob milieu wordt uitgebreid op de gasproductie ingegaan. Het ecosysteem zal, als aerobie gehandhaafd kan worden, een biotoop herbergen, dat resistent is tegen hoge gehalten aan zware metalen. De zware metalen zullen in de voedselketen circuleren. De oliecomponenten zullen uiteindelijk gemineraliseerd worden, hoewel de afbraak van aromaten sterk geremd wordt door de belasting met zware metalen.

anaeroob milieu

Gasproductie is te verwachten, uitgaande van 10% organisch materiaal en 45 000 CH_4 equivalenten per gram grond. Vanwege de olie is er in theorie maximaal 70 liter gas per kg te verwachten, terwijl per kg organisch materiaal 0,8 m^3 gas te verwachten is (Hoeks en Oosthoek, 1981) als er

sprake is van een vuilnisbelt. In de praktijk (Gas-unie, Groningen) kan de gasproductie wel een factor 2-4 minder zijn dan volgens het rekenmodel. Gezien de remming van methaanvorming door zware metalen en een andere situatie dan de "vuilnisbelt" (b.v. organische stofgehalte van andere kwaliteit) kan de gasproductiesnelheid laag zijn in de te storten grond. Er mag in de Noordpunt verwacht worden dat er sprake is van potentieel grote gasproductie, waarbij het gas verontreinigd kan worden door metaalproducten, zoals Eisenmann (1989) aangaf. Tevens is er de mogelijkheid van methyl-metaalproduktie en H_2S-vorming. Relevante literatuurgegevens zijn echter niet aanwezig.

<u>wisselend aeroob/anaeroob</u>

Het weer aeroob maken van het anaeroob tenderende milieu zal het stankeffect verleggen naar de geur van boterzuur. Gebrek aan zuurstofdiffusie zal de vegetatieontwikkeling remmen en een aerobe levensgemeenschap nauwelijks laten bestaan.

6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Doel van het onderzoek is om een uitspraak te doen over mogelijke effecten van aanwezige verontreinigingen in havenslib en verontreinigde grond op de in het gebied te verwachten flora en fauna. De conclusies en aanbevelingen hebben betrekking op de vier varianten om het gebied in te richten:

1) de autonome ontwikkeling (geen stort op havenslib),
2) storten van vervuilde grond op havenslib, zonder afdeklaag,
3) storten van vervuilde grond, isolatie met waterondoorlatende folie en daarop een laag schone grond,
4) storten van vervuilde grond en dan een water-slecht-doorlatende isolerende laag (of lagen) en daarop schone grond (afdeklaag); daarop

De ecotoxicologische consequentie die een bepaalde inrichtingsvariant met zich mee brengt wordt beschreven volgens de "bron-pad-bedreigd object"-lijn. Daarbij wordt het principe van Isoleren, Beheersen en Controleren (IBC) als principiële leidraad gebruikt.

1) Autonome ontwikkeling

Gezien het zware metalen niveau, maximaal 3400 Pb-equivalenten, zijn toxische effecten op zowel vegetatie, microflora, ongewervelden als gewervelden te verwachten. Dit resulteert in een zware metalen resistente levensgemeenschap. Door opname in de voedselketen zullen zware metalen daar niet zonder meer geïsoleerd en gecontroleerd aanwezig blijven. Met andere woorden, er zal verspreiding optreden. De minerale oliën (de alifaten) zullen langzaam afgebroken worden. Er kan sprake zijn van een zeer langzame produktie van methaan en mogelijk van vetzuren.
Effecten van gechloreerde koolwaterstoffen op vegetatie, in strooisel, op microflora en ongewervelden zijn niet te verwachten vanwege de lage concentraties. Door sterke accumulatie in vetweefsel zijn echter wel effecten via voedselketens op hogere organismen mogelijk.

Het soms betrekkelijk hoge gehalte aan organisch materiaal in het slib zal door microbiële transformatie afnemen, dit kan gepaard gaan met zeer langzame gasproduktie. In tabel 52 zijn de effecten van de autonome ontwikkeling samengevat.

Tabel 52. Concluderende samenvattingstabel als inrichtingsvariant 1

(autonome ontwikkeling) uitgevoerd wordt.

	vegetatie	strooisel	microflora	evertebraten	vertebraten
zware metalen	Cd, Cr, Cu afzonderlijk en wellicht Hg mogelijk effect. Gezamenlijk 3400 Pb-equivalenten, effecten te verwachten	van alle metalen hoge concentraties	van alle metalen afzonderlijke effecten op mineralisatiesnelheid	van alle metalen effecten te verwachten	in voedselketens, vooral carnivore, effecten te verwachten
cyanide	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig
alifaten	weinig kennis, geen effect (tenzij O_2 concentratie) te verwachten	weinig kennis	aerobe: trage afbraak : CO_2 anaeroob: trage afbraak : CH_4+CO_2	weinig kennis	weinig kennis
aromaten incl. PAK's	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig
gechloreerde koolwaterstoffen	weinig kennis; geen effect van HCB, HCH, Drins verwacht	geen effect te verwachten	geen effect te verwachten	geen effect te verwachten	geen effect te verwachten; accumulatie in vetweefsel

2) Storten van verontreinigde grond, zonder afdeklaag.

In de vervuilde grond is de zware metalenbelasting gelijk aan 3900 Pb-equivalenten. Dit heeft toxische effecten op het totaal aan biota, resulterend in een select zware metalen ecosysteem. Via voedselketens kunnen de metalen verspreid worden.
Over de effecten van de aanwezige hoeveelheid cyanide is weinig literatuur beschikbaar; vermoedelijk zijn er weinig effecten of invloeden te verwachten.
Over de invloed van alifaten op vegetatie en bodemfauna is weinig bekend. Deze minerale oliën zijn in principe goed afbreekbaar. Vanwege de (milieu-)omstandigheden, zal dit proces langzaam verlopen, mogelijk gepaard gaand met een langzame produktie van gassen.
Over de invloed van aromaten en PAK's op vegetatie, in strooisel en op bodemfauna is ook weinig bekend. Voor gewervelden is een aantal van deze verbindingen carcinogeen. In potentie worden deze stoffen in een laag tempo microbieel afgebroken.
In tabel 53 is het geheel samengevat.

Tabel 53. Concluderende samenvattingstabel als inrichtingsvariant 2 (storten verontreinigde grond, zonder afdeklaag) uitgevoerd wordt.

	vegetatie	strooisel	microflora	evertebraten	vertebraten
zware metalen	Cr, Cu en Cd mogelijk afzonderlijk effect, gezamenlijk 3900 Pb-equivalenten in grond; effect te verwachten	voor alle metalen, behalve Hg, hoge concentraties	van alle metalen afzonderlijk effecten te verwachten (aeroob). Gezamenlijk: sterke remming in mineralisatie, gasvorm	van alle metalen effecten te verwachten	in voedselketen, vooral carnivore, effecten te verwachten
cyanide	weinig kennis; geen effect te verwachten	weinig kennis; geen effect te verwachten	geen effect en geen mineralisatie te verwachten	weinig kennis; weinig effect verwacht	geen relevante kennis weinig effect verwacht
alifaten	weinig kennis; geen effect (tenzij O_2 accumulatie) verwacht	weinig kennis	aeroob: trage afbraak; trage CO_2 anaeroob: CH_4 en CO_2	weinig kennis	weinig kennis
aromaten incl. PAK's	weinig effect verwacht	weinig kennis	aeroob: trage afbraak anaeroob: geen afbraak	weinig kennis	carcinogeen
gechloreerde koolwaterstoffen	afwezig	afwezig	afwezig	afwezig	

3) Storten verontreinigde grond en isolatie met een waterondoorlatende laag (folie) en daarop een schone afdeklaag.

Als folie en afdeklaag elk contact tussen de biota in schone bovengrond en vuile ondergrond voorkomen, is doorgifte via de voedselketen onmogelijk. Ten aanzien van zware metalen, cyanide, alifaten, aromaten, PAK's en gechloreerde koolwaterstoffen, is dan voldaan aan het van Isoleren, Beheersen en Controleren (IBC) in bovenwaartse richting. Daar onder de folie een anaeroob regime gepland wordt danwel zal ontstaan, zal als gas voornamelijk CH_4 gevormd worden. Dit proces zal langzaam plaatsvinden. De totale hoeveelheid te verwachten CH_4 is afhankelijk van de hoeveelheid organisch materiaal en de kwaliteit ervan in zowel gestort slib als te storten verontreinigde grond. Vanwege de isolerende folie kan dit tot ophoping leiden; dit moet vermeden worden.

4) Storten verontreinigde grond met een slecht waterdoorlatende laag en daarop een schone afdeklaag.

Uitgaande van daadwerkelijke isolatie wordt de verspreiding naar boven van alle verontreinigingen voorkomen. Als de afsluitlagen in staat zijn de gasvorming geleidelijk op te vangen, door te laten stromen en/of te transformeren dan is er geen risico voor gasophoping.

De effecten op het ecosysteem zijn het minst bij de inrichtingsvarianten 3 en 4. Bij deze twee is gasproduktie een twijfelachtige factor. Een afsluitingslaag van klei (en veen?) zou het ophopingseffect van gas elimineren. Als de leeflaag elk contact voorkomt tussen de biota in schone bovengrond en vuile ondergrond dan is doorgifte via voedselketen onmogelijk. Ten aanzien van zware metalen en gechloreerde koolwaterstoffen is dan voldaan aan het IBC-principe.

LITERATUUR

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

Alexander 1965. Biodegradation: Problems of molecular recalcitrance and microbial fallibility. Advanc. Appl. Microbiol. 7: 35-80.

Al-Khafaji, A.A. & M.A. Tabatabai 1979. Effects of trace elements on arylsulfatase activity in soils. Soil Science 127, 129-133.

Andrews, S.M., M.S. Johnson & J.A. Cooke 1989. Distribution of trace element pollutants in a contaminated grassland ecosystem established on metalliferous fluorspar tailings. 1: Lead. Environ. Pollut. 58: 73-85.

Ausmus B.S., D.R. Jarkson & G.J. Dodson 1977. Assessment of microbial effects on ^{109}Cadmium movement through soil columns. Pedobiologia 17: 183-188.

Bachman A., W. de Bruin, J.C. Jumelet, H.H.N. Rynaerd & A.J.B. Zehnder 1988. Aerobic biomineralization of alpha-hexachlorocyclohexane in contaminated soil. Applied and Environmental Microbiology 54, 548-554.

Badsha, K.S. & S.J. Badscha 1988. Factors affecting the seasonal heavy metal concentrations in upmoorland grass, *Molinia caerulea* and *Deschampsia flexuosa*. Chemosphere (17), 451-458.

Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders - strategies in the respons of plants to heavy metals. Journal of plant nutrition 3, 643-654.

Bardiya & Guris 1970. DRIN-literatuur.

Beker, D. 1981. Gasontwikkeling in vuilstortplaatsen. IVA publ. 3747, p51.

Bengtsson, G., T. Gunnarsson & S. Rundgren 1983. Growth changes caused by metal uptake in a population of *Onychiurus armatus* (Collembola) feeding on a metal polluted fungi. Oikos 40, 216-225.

Bengtsson, G. & S. Rundgren 1984. Ground living invertebrates in metal polluted forest soils. Ambio 13: 1, 29-33.

Bengtsson, G., T. Gunnarsson & S. Rundgren 1985. Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onyciurus armatus* (Collembola). J. Appl. Ecol: 22, 967-978.

Bengtsson, G., T. Gunnarsson & S. Rundgren 1986. Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidified soils. Water, Air, Soil Pollut. 28, 361-383.

Bengtsson, G. & S. Rundgren 1988. The Gusum case: A brass mill and the distribution of soil Collembola. Canad. J. Zool. In press.

Berteigne, M., Y. Lefevre & C. Rose 1988. Accumulation de polluants organiques (H.P.A.) dans les horizons humifères des sols. Relations possibles avec le dépérissement des forêts. Eur. J. For. Path. 18, 310-318.

Beyer, W.N., G.W. Miller & E.J. Cromartie 1984. Contamination of the 02 horizon by zinc smeling and its effect on woodlouse survival. J. Environ. Qual. 3: 3, 247-251.

Beyer, W.N. & E.J. Cromartie 1987. A survey of Pb, Cu, Zn, Cd, Ar, As and Se in earthworms and soil from diverse sites. Environ.Monitor.Assess. 8, 27-36.

Bisessar, S. 1982. Effects of heavy metals on microorganisms in soil near a secondary lead smelter. Water, Air, Soil Pollut. 17, 305-308.

Blaha 1977. CN^--literatuur; Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding LU-Wageningen.

Briggs, G.G., R.H. Bromilow & A.A. Evans 1982. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. Pestic. Sci. 13, 495-504.

Canters, K.J., G.R. de Snoo, F.M.W. de Jong & J. van der Linden 1989. Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische evertebraten en aquatische fauna. CML-medelingen 46, Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit, Leiden.

Capelleveen, H.E. van 1987. The ecotoxicology of zinc and cadmium for the woodlouse *Porcellio scaber* Latr. 2 PhD Thesis, Free University of Amsterdam.

Cathey, B. 1982. Comparative toxicities of five insectisides to the earthworm, *Lumbricus terrestris*. Agriculture and Environment 7, 73-81.

CCRX 1986. Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologisch milieu in Nederland 1986. Ministerie van VROM.

Célardin, F. & J.-Cl. Landry 1988. Bio-indicateurs de pollution: vers de terre et métaux lourds dans les sols. Archs. Sci. Genève (41), 225-228.

Chang, F.H. & F.E. Broadbent 1981. Influence of trace elements on carbon dioxide evolution from a Yolo soil. Soil Science 132, 416-421.

Chang, F.H. & F.E. Broadbent 1982. Influence of trace metals on some soil nitrogen transformations. Journal of Environmental Quality 11, 1-4.

ChemieLinco 1989. Historisch/oriënterend bodemonderzoek van de Noordpunt Oost-Abtspolder te Rotterdam-GB nr. 8930096.

Chumbley, C.G. 1971. Permissible levels of toxic metals in sewage used on agricultural land. A.D.A.S. Advisory paper 10: 10 pp.

Cornfield, A.H. 1977. Effects of addition of 12 metals on carbon dioxide release during incubation of an acid sandy soil. Geoderma 19, 199-203.

Coughtrey, P.J., M.H. Martin & E.W. Young 1977. The woodlouse, *Oniscus assellus*, as a monitor of environmental cadmium levels. Chemosphere (12), 827-832.

DCMR 1989. Historisch/oriënterend bodemonderzoek Oost-Abtspolder-noord te Rotterdam. DCMR rapport, projectnummer 373965/10, april 1989.

Denneman, W.D., H.E. van Capelleveen & N.M. van Straalen 1985. Bijdrage aan de oecologische normstelling van bodembescherming. Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam.

Denneman, W.D., H.J.P. Eijsackers, J.H. Faber & W.C. Ma 1987. Zware metalen in de Kempen; ecologische aspecten. Landschap (3), 172-195.

Diercxsens, P., D. de Weck, N. Borsinger, B. Rosset & J. Tarradellas 1985. Earthworm contamination by PCBs and heavy metals. Chemosphere (14), 511-522.

Dmowski, K. & M.A. Karolewski 1979. Cumulation of zinc, cadmium and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of an area contamination. Ekologia Polska (27), 333-349.

Doelman, P. & L. Haanstra 1979. Effects of lead on the soil bacterial microflora. Soil Biology and Biochemistry 11, 487-491.

Doelman, P. & L. Haanstra 1984. Short-term and long-term effects of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc on soil microbial respiration in relation to abiotic soil factors. Plant and Soil 79, 317-327.

Doelman, P. & L. Haanstra 1986. Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. Biology and Fertility of Soils 2, 213-218.

Doelman, P., M. Fredrix & H. Schiermann. Microbiologische afbraakprocessen als saneringsmethoden van met bestrijdingsmiddelen verontreinigde gronden. RIN-rapport 87/10.

Doelman, P. & L. Haanstra 1989. Short- and long-term effects of heavy metals on phosphatase activity in soils: An ecological dose-response model approach. Biol. Fertil. Soils 8: 235-241.

Doull, J., C.D. Klaassen & M.O. Amdur (eds.) 1980. Casarett and Doull's toxicology; the basic science of poisons. 2nd edition, Macmillan Publishing Co., Inc., New York, 1980.

Duxbury, T. & B. Bicknell 1983. Metal-tolerant bacterial populations from natural and metal-polluted soils. Soil Biology and Biochemistry 15,

243-250.

Edelman, Th. 1983. Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland; een eerste verkenning. RIN-rapport 83/8, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Edwards, N.T. 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment - a review. J. Environ. Qual. (12), 427-441.

Eisenmann, R. 1989. Spurenstoffe in Deponiegassen; Bewertung und sinnvolle Analytik. Gas-Erdgas (130), 299-304.

Eyjolfson 1970. CN^--literatuur; Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding; LU-Wageningen.

Eijsackers, H.J.P. 1989. Introduction in soil ecotoxicology. In: Post-academisch Onderwijs Natuurwetenschappen, Workshop Ecotoxicology, 1989.

Faassen, H.J. van 1973. Effects of mercury compounds on soil microbes. Plant and Soil 38: 485-487.

Focht, D.D. & W. Brunner 1985. Kinetics of biphenyl and polychlorinated biphenyl metabolism in soil. Appl. Environ. J. Microbiology 50: 1058-1063.

Folkeson, L. & E. Andersson-Bringmark 1987. Improverishment of vegetation in a coniferous forest polluted by copper and zinc. Can. J. Bot. (66), 417-428.

Fox, G.A., A.P. Gilman, D.B. Peakall & F.W. Anderka 1978. Behavioral abnormalities of nesting Lake Ontario herring gulls. J. Wildl. Manage. (42), 477-483.

Fuchs, P. & J.B.M. Thissen 1981. Die Pestizid- und PCB-Belastung bei Greifvögeln und Eulen in den Niederlanden nach den gesetzlich verordneten Einschränkungen im Gebrauch der chlorierten Kohlenwasser-stoffpestizide. Ökol. Vögel (3), 181-195.

Fuchs, P., W. Ma & M. Smies 1985. Bioaccumulatie van mileucontaminanten in terrestrische voedselketens. Vakblad voor Biologen (65), 75-80.

Gemeente Rotterdam 1989. De inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond. Startnota milieu-effectrapport. Projectgroep Bodem, Rotterdam, februari 1989.

Gerritse, R.G., R. Vriesema, J.W. Dalenberg & H.P. de Roos 1982. Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils. J. Environ. Qual. (11), 359-364.

Gestel, C.A.M. van & W.C. Ma 1988. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in relation to bioavailability in soil. Ecotoxicology and environmental safety (15), 289-297.

Gleichman-Verheijen, E.C. & W.C. Ma 1989. Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden in de Biesbosch. RIN-rapport 89/17, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Govers, H., H. Aiking, J.W. Wegener, J.C. Klamer & P. de Voogt 1986. Voorspelling van milieuchemische en milieutoxicologische eigenschappen van stoffen. Milieu 1986/4, 134-138.

Grodzinska, K., B. Godzik, E. Darowska & B. Pawlowske 1987. Concentration of heavy metals in trophic chains of Niepolomice forest, s. Poland. Ekologia Polska (35), 327-344.

Haanstra, L. & P. Doelman 1984. Glutamic acid decomposition as a sensitive measure of heavy metal pollution in soil. Soil Biology and Biochemistry 16, 595-600.

Haanstra, L., P. Doelman & J.H. Oude Voshaar 1985. The use of sigmoidal dose response curves in soil ecotoxicological research. Plant and Soil 84, 293-295.

Hahne, H.C.H. & W. Kroontje 1973. Significanse of pH and chloride concentration on behaviour of heavy metal pouutants: mercary (11), cadmium (11), zinc (11) and lead (n). J. Env. Qual. 2: 444-450.

Hayakawa, M., S. Jino & H. Nonomura 1982. Heavy metal resistance and melanoid pigment production in the streptomycete flora of copper polluted vineyard soils. Hakkokogaku 60, 1-9.

Heal, O.W. & S.F. MacLean 1975. Comparative productivity in ecosystems - secondary produciton. In: Unifying concepts in ecology. Eds. Van Dobben & Lowe-McConnel. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague.

Hoeks, J. 1976. Gasontwikkeling in vuilstorten. Nota ICW 894.

Hoeks, J. & J. Oosthoek 1981. Gaswinning uit afvalstortterreinen. Gas 101, 11.

Hoeks. J., J. Harmsen & M. Pennings 1988. Biologische reiniging van grond vervuild met gasolie en ruwe olie volgens de landfarming-methode. ICW-rapport 33.

Hopkins, S.P. and M.H. Martin 1982. The distribution of Zn, Cd, Pb and Cu within the hepatopancreas of a woodlouse. Tiss. Cell. 14, 703-715.

Hopkins, S.P. & M.H. Martin 1985. Assimilation of zinc, cadmium, lead, copper, and iron by the spider *Dysdera crocata*, a predator of woodlice. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (34), 183-187.

Hunter, H.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson 1987. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. I. Soil and vegetation contamination. Journal of Applied Ecology (24), 573-586.

Hunter, H.A., M.S. Johnson & D.J. Thompson 1989. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. IV. Tissue distribution and age accumulation in small mammals. Journal of Applied Ecology (26), 89-99.

Joose, E.N.G., K.J. Wulfraat & H.P. Glas 1981. Tolerance and acclimation to zinc of the isopol *Porcellio scaber* Latr. Proc. 3rd. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Amsterdam, 425-428.

Joose, E.N.G. & S.C. Verhoef 1983. Lead tolerance in Collembola. Pedobiologia (25), 11-18.

Kaars Sijpesteijn, A. & J.W. Vonk 1974. Methylation of inorganic mercury by bacteria and fungi. TNO.

Keuning, S. & D.B. Janssen 1987. Microbiologische afbraak van zwarte en prioritaire stoffen voor het milieubeleid. Biochemisch Laboratorium, Rijksuniversiteit, Groningen.

Kloke, A. 1979. Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil. Symp. Warsaw (Poland) 20-24 aug.

Kloke, A., D.R. Sauerbeck & H. Vetten 1984. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: J.O. Nriagu (ed.). Changing metal cycles and human health. Dahlem Konferenzen 1984. Springer Verlag, Berlin, 113-141.

Langeweg, F. (eindred.) 1989. Zorgen voor morgen: nationale milieuverkenning 1985-2010. RIVM, Bilthoven.

Liang, C.N. & M.A. Tabatabai 1977. Effects of trace elements on nitrogen mineralisation in soils. Environmental Pollution 12, 141-147.

Linzey 1987. Effects of chromic polychlorinated byphenyls exposure on reproductive success of white-footed mice (Peromyscus leucopus). Arch. Environ. Contam. Toxicol. (16), 455-460.

Loch, J.P.G., P. Lagas & B.J.A.M. Haring 1981. Behaviour of heavy metals in soil beneath a landfill; results of model experiments. The Sci. Total Environment 21: 203-213.

Lyman, W.J., W.F. Reehl & D.H. Rosenblatt 1982. Handbook of chemical property estimation methods. Environmental behavior of organic compounds. McGraw-Hill Book Company, New York, 1982.

Ma, W. 1983. Biomonitoring of soil pollution: ecotoxicologixal studies of the effect of soil borne metals on Lumbriced earthworms. In: Annual Report 1982. Research Institute of Nature Management, Arnhem, The Netherlands, 1983.

Ma, W. 1984. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observation on the influence of temperature and soil pH. Environ. Pollut. (Ser. A) 33, 207-214.

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.

Malecki, M.R., E.F. Neuhauser & R.C. Loehr 1982. The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae). Pedobiologia 24, 129-137.

Ministerie van VROM 1985. Aanpassing van het WMS-scoringssysteem in het kader van de prioriteitsstelling bodemlijststoffen, Fase 1. 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM 1987. Effectvoorspelling. V. Planten, dieren en ecosystemen. Reeks Milieu-effectrapportage 23, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Ministerie van VROM 1988. Leidraad bodemsanering. Aflevering 4, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Montizaan, G.K., P.G.N. Kramers, J.A. Janus & R. Posthumus 1989. Integrated criteria document polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH): effects of 10 selected compounds. RIVM, Bilthoven.

Morgan, J.E. 1985. The interactions of exogenous and endogenous factors on the uptake of heavy metals by the earthworm *Lumbricus rubellus*. In: Proc. Int. Conf. Heavy metals in the Environment, Athens, CEP Consultants Edinburgh, 736-738.

Moriarty, F. 1983. Ecotoxicology. The study of Pollutants in Ecosystems. Academic Press, London.

Mosey et al; College diktaat. Anaeroble zuivering en gisting, 1989. Lettinga-Hulshoff Pol.

Nagy, K.A. 1987. Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds. Ecological Monographs (57), 111-128.

Nair, A. & M.K.K. Pillai 1989. Monitoring of hexachlorobenzene residues in Delhi and Faridabad, India. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (42), 682-686.

Necker, U. & C. Kunze 1986. Stickstoffmineralisation durch Pilze und Bakterien in schwermetallbelastetem Boden in Brutversuch. Angewante Botanik 60, 81-93.

Newton 1977. CN^- literatuur; Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding;

LU-Wageningen.

Opdam, P.F.M., J.T.R. Kalkhoven & J. Philippona 1984. Verband tussen broedvogelgemeenschappen en begroeiing in een landschap bij Amerongen. Reeks Landschapsstudies, 5, Pudoc, Wageningen.

Ohya, H., Y. Komai & M. Yamaguchi 1985. Zinc effects on soil microflora and glucose metabolites in soil amended with 14C-glucose. Biology and Fertility of Soils 1, 117-122.

OU 1988. Algemene toxicologie I: principes en mechanismen. Open Universiteit, Heerlen.

Pal, D., J.B. Weber & M.R. Overcash 1980. Fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soil-plant systems. Residue Reviews (74), 45-98.

Prins, E. 1982. Bioconcentrering van organochloorverbindingen in een voedselketen op de vuilstortplaats in de Volgermeerpolder in Amsterdam. RIN-rapport 82/8, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Raeff et al. 1977. CN^--literatuur; Vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding; LU-Wageningen.

Rahn, H., C.V. Paganelli & A. Ar 1975. Relation of avian egg weight to body weight. The Auk (92), 750-765.

Read, H.J., C.P. Wheater & M.H. Martin 1987. Aspects of the ecology of Carabidae (Coleoptera) from woodlands polluted by heavy metals. Enviromn. Poll. 49, 61-76.

Rhee, J.A. van 1975. In: J. Vanek (ed.) Progress in soil zoology, Junk Publ. the Hague, p. 45.

Rogers, J.E. & S.W. Li 1985. Effect of metals and other inorganic ions on soil microbial activity: Soil dehydrogenase assay as a simple toxicity test. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 34, 858-865.

Romero, F., C. Elegalde & M.N. Azpiazu 1987. Metal plant and soil pollution indexes. Water, Air and Soil Pollution (34), 347-352.

Russel, L.K., J.I. DeHaven & R.P. Botts 1981. Toxic effects of cadmium on the garden snail (*Helix aspersa*). Bull. Environm. Contam. Toxicol. 26, 634-640.

Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1983. Natuurbeheer in Nederland; Dieren. Pudoc, Wageningen.

Sheehan, P.J., D.R. Miller, G.C. Butler & P. Bourdeau (eds.) 1984. Effects of pollutants at the ecosystem level. Scope 22, Norwich.

Silver, M. and A.E. Torma 1974. Oxidation of metal sulfides by *Thiobacillus ferro-oxidans* grown on different substrates. Can.J. Microbiol.

20, 141-147.

Sims, R.C. & M.R. Overcash 1983. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. Residue Reviews (88), 1-68.

Skujins, J., H.Ö. Nohrstedt & S. Oden 1986. Development of a sensitive biological method for the determination of a low-level toxic contamination in soils. Swedish Journal of Agricultural Research 16, 81-88.

Slooff, W. (ed.) 1988. Basisdocument benzeen. Ministerie van VROM, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Slooff, W., J.A. Janus, A.J.C.M. Matthijsen, G.K. Montizaan & J.P.M. Ros (eds.) 1989. Basisdocument PAK. RIVM, Bilthoven.

Smelt, J.H. & M. Leistra 1974. Hexachlorobenzene in soils and crops after soil treatment with pentachloronitrobenzene. Agriculture & Environment 1: 65-71.

Snoo, G.R. de & K.J. Canters 1987. Neveneffecten van bestrijdingsmiddelen op terrestrische vertebraten. CML Mededelingen 35a en 35b, Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit, Leiden.

Staatsbosbeheer 1987 (H. Koop). Aanleg van bos met areaal natuur in de randstadgrensstructuur.

Stendell, R.C. & D.S. Gilmer 1988. Organochlorine and mercury residues in Swainson's and ferruginous hawk eggs collected in North and South Dakota, 1974-79. Environ. Mon. Assessm. (10), 37-41.

Straalen, N.M. van, T.B.A. Burghouts & M.J. Doornhof 1985. Dynamics of heavy metals in populations of Collembola in a contaminated forest soil. In: Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, Athens, CEP Consultants Edinburgh, 613-615.

Straalen, N.M. van 1988. Ecotoxicologische theorievorming over opname, effecten en doorgifte van stoffen in dierpopulaties. Milieu 1988/2, 40-45.

Streit, B. 1984. Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites): Experimental results and a model. Oecologia (Berl.) 64, 381-388.

Strojan, C.L. 1975. The impact of zinc smelter pollution on forest soil communities. Ph.D.Thesis, Rutgers University, The States University of New Jersey. 108 pp.

Strojan, C.L. 1978. The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. Oikos 31, 41-46.

Summers, A.O. and S. Silver 1978. Microbioal transformation of metals.

Ann. Rev. Microbiol. 32, 637-672.

Tabatabai, M.A. 1977. Effects of trace elements on urease activity in soils. Soil Biology and Biochemistry 9: 9-13.

Thomas, W., A. Rühling & H. Simon 1984. Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. Environ. Pollut. (36), 295-310.

Troyer, L., B.H. Olson and D.C. Hill 1980. Assessment of metal availability through the evaluation of bacterial metal resistance. Traces substances in the Environment XIV, 129-141.

Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. 2nd edition, New York.

Vliet, L.H.H. van 1985. Mogelijke gevolgen van anorganische en organische stoffen in baggerspeciedepots voor daar aanwezige of zich ontwikkelende bodem- en zoöfauna. RIN-rapport 85/8, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem.

Wachem, E.G. van, A.C. ten Thy & M.W.F. Yland 1987. Bodemsanering volgens het leeflaagprincipe. Milieu 5: 160-164.

Walter, C. & F. Stadelmann 1979. Influence du zinc et du cadmium sur les micro-organismes ainsi que sur quelques processus biochemiques du sol. Schweiz Landwirtschaftliche Forschung 18, 311-324.

Ware, G.W. (ed.) 1989. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 106. Springer Verlag, New York.

Ware, G.W. (ed.) 1989. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 107. Springer Verlag, New York.

Wegman, R.C.C., A.W.M. Hofstee & R.A. Greve 1981. Uptake of organochlorines by plants growing on river and basis sediments. Med. Fac. Landbouw Rijksuniversiteit Gent 46: 359-365.

Zullini, A. & E. Peretti 1986. Lead pollution and moss inhabiting nematodes of an industrial area. Water, Air, Soil Pollut. 27, 403-410.

De volgende RIN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op postbanknummer 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van het rapportnummer. Uw overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco. Gebruik **geen verzamelgiro** omdat het **adres** van de besteller niet op onze bijschrijving wordt vermeld zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

86/9 K. Stoker, De verspreiding van de rode bosmieren op de Hoge Veluwe. 110 p. f 15,60

87/1 W.O. van der Knaap & H.F.van Dobben, Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972. 36 p. f 6,-
87/2 A. van Winden et al., Ruimtelijke relaties via vogels in het Strijper-Aagebied gedurende broedtijd en zomer. 97 p. f 14,50
87/6 G.F. Willemsen, Bijzondere plantesoorten in het nationale park de Hoge Veluwe; voorkomen en veranderingen. 92 p. f 13,50
87/9 K.S. Dijkema, Selection of salt-marsh sites for the European network of biogenetic reserves. 30 p. f 5,50
87/14 N. Dankers, K.S. Dijkema, G. Londo & P.A. Slim, De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. 90 p. f 13,50
87/16 J. Wiertz, Modelvorming bij de projecten van WAFLO en SWNBL. 34 p. f 6,-
87/18 Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. 23 p. f 3,75
87/19 H. van Dam, Monitoring of chemistry, macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. 113 p. f 16,-
87/20 R. Torenbeek, P.F.M. Verdonschot & L.W.G. Higler, Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe. 178 p. f 23,-
87/22 B. van Dessel, Te verwachten ecologische effecten van pekellozing in het Eems-Dollardgebied. 71 p. f 10,-
87/23 W.D. Denneman & R. Torenbeek, Nitraatemissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. 164 p. f 21,-
87/24 M. Buil, Begrazing van heidevegetaties door edelhert en moeflon; een literatuurstudie. 31 p. f 5,60
87/26 H.A.T.M. van Wezel, Heidefauna in het nationale park de Hoge Veluwe. 54 p. f 8,-
87/28 G.M. Dirkse, De natuur van het Nederlandse bos. 217 p. f 27,50
87/29 H. Siepel et al., Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitorsysteem. 127 p. f 17,95
88/30 P.F.M. Verdonschot & R. Torenbeek, Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. 75 p. f 10,-
88/31 P.F.M. Verdonschot, G. Schmidt, P.H.J. van Leeuwen & J.A. Schot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen. 109 p. f 15,50
88/33 H. Eijsackers, C.F. van de Bund, P. Doelman & Wei-chun Ma, Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. 85 p. f 13,-
88/35 A.J. de Bakker & H.F. van Dobben, Effecten van ammoniakemissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. 48 p. f 7,50
88/36 B. van Dessel, Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. 82 p. f 12,75
88/38 P. Opdam & H. van den Bijtel, Vogelgemeenschappen van het landgoed Noordhout. 65 p. f 9,-
88/39 P. Doelman, H. Loonen & A. Vos, Ecotoxicologisch onderzoek in met Endosulfan verontreinigde grond: toxiciteit en sanering. 34 p. f 6,-
88/40 G.P. Gonggrijp, Voorstel voor de afwerking van de groeve Belvédère als archeologisch-geologisch element. 13 p. f 3,-

88/41 J.L. Mulder (red.), De vos in het Noordhollands Duinreservaat. Deel 1: Organisatie en samenvatting. 32 p.
88/42 J.L. Mulder, idem. Deel 2: Het voedsel van de vos. 78 p.
88/43 J.L. Mulder, idem. Deel 3: De vossenpopulatie. 129 p.
88/44 J.L. Mulder, idem. Deel 4: De fazantenpopulatie. 59 p.
88/45 J.L. Mulder & A.H.Swaan, idem. Deel 5: De wulpenpopulatie. 76 p.
De rapporten 41-45 worden niet los verkocht maar als serie van vijf voor f 25.

88/46 J.E. Winkelman, Methodologische aspecten vogelonderzoek SEP-proefwindcentrale Oosterbierum (Fr.). Deel 1. 145 p. f 20,-
88/47 T.A. Renssen, De herintroductie van de raaf (*Corvus corax*) in Nederland: een overzicht. 30 p. f 5,50
88/48 J.J. Smit, Het Eemland en de polder Arkemheen rond het begin van de twintigste eeuw. 64 p. f 9,-
88/49 G.W. Gerritsen, M. den Boer & F.J.J. Niewold, Voedselecologie van de vos in Nederland. 96 p. f 14,25
88/50 G.P. Gonggrijp, Permanente geologische ontsluitingen in de taluds van Rijksweg A 1 bij Oldenzaal. 18 p. f 3,50
88/51 P. Spaak, Een modelmatige benadering van de effecten van graslandbeheer op het populatieverloop van weidevogels. 42 p. f 7,50
88/52 H. Sierdsema, Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallandschap bij Steenwijk. 112 p. f 16,-
88/54 H.W. de Nie & A.E. Jansen, De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. 18 p. f 4,50
88/56 P.A.J. Frigge & C.M. van Kessel, Adder en zandhagedis op de Hoge Veluwe: biotopen en beheer. 16 p. f 3,50
88/59 F.J.J. Niewold & H. Nijland, De Sallandse Heuvelrug als reservaat voor het Westeuropese heidekorhoen. 102 p. f 14,50
88/62 K. Romeyn, Estuariene nematoden en organische verontreiniging in de Dollard. 23 p. f 5,-
88/63 S.E. van Wieren & J.J. Borgesius, Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. 133 p. f 19,-
88/66 K.S. Dijkema et al., Effecten van rijzendammen op opslibbing en omvang van de vegetatiezones in de Friese en Groninger landaanwinningswerken. Rapport in samenwerking met RWS Directie Groningen en RIJP Lelystad. 130 p. f 18,50
88/67 G. Schmidt & J.C.M. van Haren, Achtergronden van een steekmuggenplaag; steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 2. 162 p. f 20,50
88/68 R. Noordhuis, Maatregelen ter voorkoming en beperking van schade door zilvermeeuwen. 48 p. f 7,50

89/1 E.J. van Kootwijk, Inventarisatie van de vergrassing van de Nederlandse heide. 49 p. f 7,50
89/2 E.J. van Kootwijk & H. van der Voet, De kartering van heidevergrassing met behulp van Landsat Thematic Mapper satellietbeelden. 86 p. f 13,-
89/3 F. Maaskamp, H. Siepel & W.K.R.E. van Wingerden, Een monitoring experiment met ongewervelde dieren in graslanden op zandgrond. 44 p. f 13,50
89/4 R. Noordhuis, De relatie tussen zilvermeeuwen op vuilstortplaatsen en de schade op mosselpercelen en in weidevogelgebieden in Zuidwest-Nederland. 108 p. f 15,50
89/5 R.J. Bijlsma, Remote sensing voor classificatie van de vegetatie en schatting van de biomassa op ganzenpleisterplaatsen in het waddengebied. 62 p. f 8,50
89/7 R. Ketner-Oostra, Lichenen en mossen in de duinen van Terschelling. 157 p. f 20,50
89/8 A.L.J. Wijnhoven, Effecten van aanleg, beheer en gebruik van golfbanen en mogelijkheden voor natuurtechnische milieubouw. 19 p. f 4,50

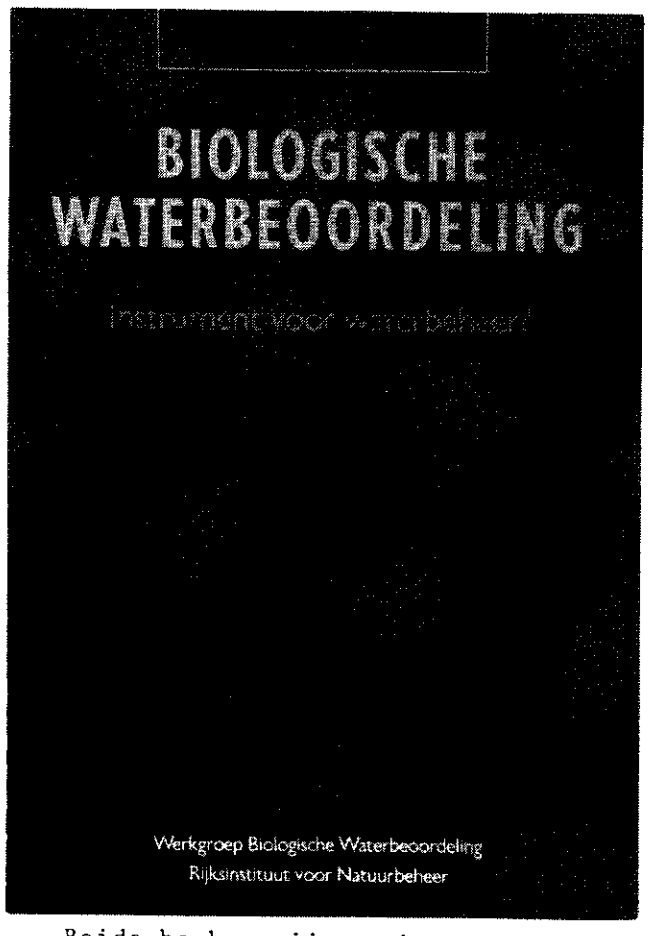
89/9 N. Dankers, K. Koelemaij & J. Zegers, De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee. 66 p. f 9,-
89/10 P.G.A. ten Den, Patrijzen op en rond De Hoge Veluwe. 40 p. f 6,50
89/11 C.J. Smit & G.J.M. Visser, Verstoring van vogels door vliegverkeer, met name door ultra-lichte vliegtuigen. 12 p. f 3,50
89/12 R. van Halewijn, Bescherming van zeevogels op het Lago-rif, Aruba, in 1988. 73 p. f 10,-
89/13 K. Lankester, Effecten van habitatversnippering voor de das (*Meles meles*); een modelbenadering. 101 p. f 14,50
89/14 A.J. de Bakker, Monitoring van epifytische korstmossen in 1988. 53 p. f 8,-
89/15 J.E. Winkelman, Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvaringsslachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. 169 p. f 21,50
89/16 J.J.M. Berdowski et al., Effecten van rookgas op wilde planten. 108 p. f 15,50
89/17 E.C. Gleichman-Verheijen & W. Ma, Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden in de Biesbosch. 91 p. f 13,50
89/18 A. Farjon & J. Wiertz, Milieu- en vegetatieveranderingen in het schraalland van Koolmansdijk (gemeente Lichtenvoorde); 1952-1988. 134 p. f 18,-
89/19 P.G.A. ten Den, Achtergronden en oorzaken van de recente aantalsontwikkeling van de fazant in Nederland. 168 p. f 21,50
89/20 J.C.M. van Haren, Chironomiden-exuviae als indicatoren van waterkwaliteitsveranderingen in de Loosdrechtse Plassen over de periode 1984-1988. 28 p. f 5,-

90/1 R.J. Bijlsma, Het RIN-bosecologisch informatiesysteem SILVI-STAR; documentatie van FOREYE-programmatuur en subprogramma's. 96 p. f 14,-
90/2 J.E. Winkelman, Vogelslachtoffers in de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1986-1989). 74 p. f 10,-
90/4 J.M. de Graaf, De stinzenflora van Leiden en noordelijke omgeving. 95 p. f 14,-
90/5 G.M. Dirkse & P.A. Slim, Naar een methode voor het monitoren van vegetatieontwikkeling in het waddengebied. 40 p. f 6,50
90/7 H. Eijsackers & D. van den Ham 1990. Kieming van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.) in relatie tot vegetatietype en bodembewerking. 24 p. f 5,-
90/10 P.J.H. Reijnders, I.M. Traut & E.H. Ries, Verkennend onderzoek naar de mogelijkheden voor het terugzetten van gerevalideerde zeehonden, *Phoca vitulina*, in de Oosterschelde. 36 p. f 6,-
90/11 M. Elbers & P. Doelman, Studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond. 128 p. f 17,50

Ecologie van kleine landschapselementen

Kleine landschapselementen vormen voor veel soorten planten en dieren van het cultuurlandschap biotoop en ecologische infrastructuur. In 1986 wijdde het RIN een studiedag aan dit thema. In het verslag hiervan werd een overzicht gegeven van de stand van het onderzoek en er is ruime aandacht besteed aan praktijkproblemen van de landinrichting.

88 pagina's, geïllustreerd
prijs *f* 20,-
bestelcode: KLE



Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?

De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling organiseerde in 1987 in samenwerking met het RIN een symposium waarvan de bijdragen gebundeld zijn in dit boek.

"De werkgroep heeft een rijk en plezierig geïllustreerd kader uitputtend op poten gezet. Laten we voortaan spreken van de blauwe gids en wie hem onverhoopt nog niet heeft: aanschaffen!"

Jaap Dorgelo in Hydrobiological Bulletin 22,2: 209.

184 pagina's
prijs *f* 35,-
bestelcode: BW

Beide boeken zijn te bestellen door overschrijving van het verschuldigde bedrag op giro 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van de bestelcode. Uw giro-overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco.