

SKB project SV-034

Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems

Fase 1

Deelrapporten D, E en G:

- Structuur en Functie
- Kwetsbaarheid natuurdoelen Handboek Natuurdoeltypen
- Kwetsbaarheidanalyse Westzaan

juni 2002



dienst landelijk gebied
voor ontwikkeling en beheer



**Stichting
Kennisontwikkeling
Kennisoverdracht
Bodem**



Inhoudsopgave

VOORWOORD	5
1 INLEIDING.....	6
1.1 KADER.....	6
1.2 AFBAKENING.....	7
1.3 LEESWIJZER	7
2 ALGEMENE METHODIEK.....	9
3 MODULE FLORA EN VEGETATIE	11
3.1 INLEIDING	11
3.2 NADERE UITLEG TOEPASSING METHODIEK FLORA EN VEGETATIE	12
3.3 TOELICHTING HOOFDCATEGORIEËN EN THEMA'S.....	13
3.4 UITWERKING NAAR ASSOCIATIE EN NATUURDOELTYPE.....	21
3.5 RESULTATEN KWETSBAARHEIDANALYSE.....	22
3.6 DISCUSSIE	25
4 MODULE FAUNA.....	27
4.1 INLEIDING	27
4.2 NADERE UITLEG TOEPASSING METHODIEK	30
4.3 KWETSBAARHEIDANALYSE RESULTATEN.....	38
4.4 ECOTOXICOLOGISCHE GEGEVENS.....	41
4.5 DISCUSSIE	42
5 MODULE BODEMPROCESSEN EN SLEUTELSOORTEN BODEMFAUNA	43
5.1 INLEIDING	43
5.2 ALGEMENE BESCHRIJVING SLEUTELSOORTEN BODEMFAUNA	46
5.3 ONDERVERDELING SLEUTELSOORTEN NAAR NATUURDOELTYPEN	48
5.4 NADERE UITLEG METHODIEK KWETSBAARHEIDANALYSE.....	51
5.5 KWETSBAARHEIDANALYSE VOOR CADMIUM, KOPER EN ZINK	60
5.6 KWETSBAARHEIDANALYSE VOOR DDT	70
5.7 BRUIKBAARHEID KWETSBAARHEIDANALYSE SLEUTELSOORTEN.....	71
5.8 TOETSING AAN VELDGEGEVENS	73
6 MODULE BODEMPROCESSEN; DECOMPOSITIE	78
6.1 INLEIDING	78
6.2 TOXICITEITSGEGEVENS LABORATORIUMONDERZOEK	80
6.3 TOXICITEITSGEGEVENS UIT VELDSTUDIES EN BIOASSAYS.....	82
7 INTEGRATIE MODULES	89
8 PRAKTIJKTOEPASSING WESTZAAN.....	91
8.1 INLEIDING	91
8.2 KWETSBAARHEIDANALYSE.....	91
8.3 TRADITIONELE BEOORDELING	95
8.4 VERGELIJKING KWETSBAARHEIDANALYSE MET TRADITIONELE BEOORDELING	96
9 ALGEMENE DISCUSSIE	98
10 REFERENTIES.....	100

INLEIDING	111
OVERZICHT VAN BESTANDEN	111

Bijlagen op CD-Rom

Handleiding CD-Rom

Bijlage 9A Voorbeeld van een factsheet uit de module Flora en vegetatie

Bijlage 9B Voorbeeld van een factsheet-verzameltabel uit de module Flora en vegetatie

Bijlage 10 Bronnen gebruikte toxiciteitsdata veldstudies en bioassays sleutelsoorten bodemfauna en bodemprocessen

Voorwoord

Binnen het thema 'landelijk gebied' wordt door de SKB financiering verleend aan project het 'Kwetsbaarheidanalyse' (projectnummer SV-034). Het project wordt verder bekostigd door een consortium bestaande uit Alterra, AquaSense, Dienst Landelijk Gebied, Provincie Noord-Holland, Stuurgroep Nadere Uitwerking Rivierengebied en WEB Natuurontwikkeling. Het project is gericht op ontwikkeling van een beslissingsondersteunend kennissysteem ten behoeve van inrichting en beheer van natuur op verontreinigde bodems. Als pilotstudie wordt in eerste instantie (fase 1) de kansrijkdom van een beperkt aantal natuurdoeltypen beoordeeld op locaties die verontreinigd zijn met zware metalen of organische microverontreinigingen. Het ligt in de bedoeling dat vervolgfases in de toekomst zich zullen richten op andere natuurdoelen, andere stoffen, en combinaties met andere vormen van stress.

Dit rapport is een tussenresultaat van de eerste projectfase. Het beschrijft structuur en functieparameters, de uitvoering van de kwetsbaarheidanalyse van natuurdoelen Handboek Natuurdoeltypen en een Kwetsbaarheidanalyse Westzaan. Auteurs van dit tussenresultaat zijn: C. Klok (Alterra), J. Lahr (AquaSense), K. Spaan (WEB Natuurontwikkeling), M.A. van de Leemkule (WEB Natuurontwikkeling), J.H. Faber (Alterra), H.R.G. de Ruiter (Dienst Landelijk Gebied), J. van der Pol (Alterra), Y. Wessels (Aquasense). Data verzameling en interpretatie H. Jansman (Alterra), P. Slotboom (Alterra), H. Schekkerman (Alterra) en R.C. van Apeldoorn (Alterra).

1 Inleiding

1.1 Kader

Voorliggende rapportage is een onderdeel van het SKB-project SV-034 Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems. Deze rapportage richt zich op onderdeel D: beschrijving 'structuur en functie' parameters, ecologische factoren, standplaats en natuur/verbindingzones, E: kwetsbaarheidanalyse van natuurdoelen Handboek Natuurdoeltypen en G: Kwetsbaarheidanalyse Westzaan.

Dit kennisontwikkelingsproject geeft invulling aan het SKB-aandachtsveld 'Herinrichting landelijk gebied'. Natuurontwikkeling vindt veelal plaats op voormalige landbouwgronden en in de uiterwaarden van de grote rivieren. Hierbij is de vraag relevant of gewenste natuurdoelen voldoende abiotische kansrijkdom hebben om te realiseren. Immers, de abiotiek bepaalt primair welke gebieden meer of minder goede kansen bieden voor de ontwikkeling van hoogwaardige natuur. Een tot dusver onderbelicht onderdeel van de abiotische kansrijkdom betreft aspecten van bodemverontreiniging.

De relatie tussen bodemverontreiniging en natuur is complex. Op dit terrein kampen verschillende personen met specifieke vragen. Uit de in het kader van dit SKB-project onder verschillende doelgroepen gehouden enquête, blijkt dat er bij verschillende partijen in het veld van inrichting en beheer behoefte bestaat aan een meer op concrete natuurdoelen toegespitste methode van risicobeoordeling, zowel voor lokale als diffuse verontreinigingen. Bij de ontwikkeling en inrichting van natuur op verontreinigde bodems kan men vragen hebben bij de ecologische kwetsbaarheid van de gestelde natuurdoelen.

Ecologische kwetsbaarheid is de mate waarin soorten onder veldomstandigheden effect ondervinden van verontreiniging, als gevolg van hun soortspecifieke ecologische en ecotoxicologische kenmerken.

Met het bepalen van de kwetsbaarste soorten kan een gericht monitoringsprogramma een beter inzicht bieden in de kwetsbaarheid van de gestelde natuurdoelen. Een beheerder van natuurgebied op een verontreinigde bodem kan op zoek zijn naar beheersmaatregelen die de kwetsbaarheid van zijn aanwezige natuurwaarden omlaag brengt, of condities scheppen voor kwetsbare soorten die nog niet voorkomen. Beleidsmakers kunnen op een hoger schaalniveau inzicht willen hebben over de haalbaarheid van verschillende natuurdoelen op mogelijk verschillend verontreinigde bodems. Sommige projecten worden ontwikkeld vanuit een sturing door natuurlijke processen, andere hebben een sterk floristische of faunistische doelstelling. In de presentatie van de ontwikkelde kennis en verzamelde data is getracht de vele mogelijke vragen van verschillende projecten en eindgebruikers te beantwoorden, door de informatie op verschillende manieren toegankelijk te maken.

1.2 Afbakening

Het project heeft een pilot karakter en hierom is een aantal afbakeningen gehanteerd:

- beperkt aantal typen verontreinigingen (Cd, Cu, Zn en DDT).
- beperkt aantal natuurdoeltypen (20)

Ri-3.1	Rivier en nevengeul
Ri-3.2	Plas en geïsoleerde strang
Ri-3.3	Rietland en ruigte
Ri-3.4	Nat schraalgrasland
Ri-3.5	Stroomdalgrasland
Ri-3.6	Rivierduin en slik
Ri-3.7	Struweel, mantel- en zoombegroeiing
Ri-3.8	Hakhout en griend
Ri-3.9	Bosgemeenschappen op zandgrond
Ri-3.10	Bosgemeenschappen van rivierklei
Ri-3.11	Middenbos
Ri-3.12	Park-stinzebos
Lv-3.2	Brak watergemeenschap
Lv-3.3	Rietland en ruigte (zoete en brakke variant)
Lv-3.5	Bloemrijk grasland
Hz-3.5	Droog grasland
Hz-3.7	Vochtig schraalgrasland
Hz-3.13	Bosgemeenschappen van arme zandgrond
Du-3.5	Nat schraalgrasland

1.3 Leeswijzer

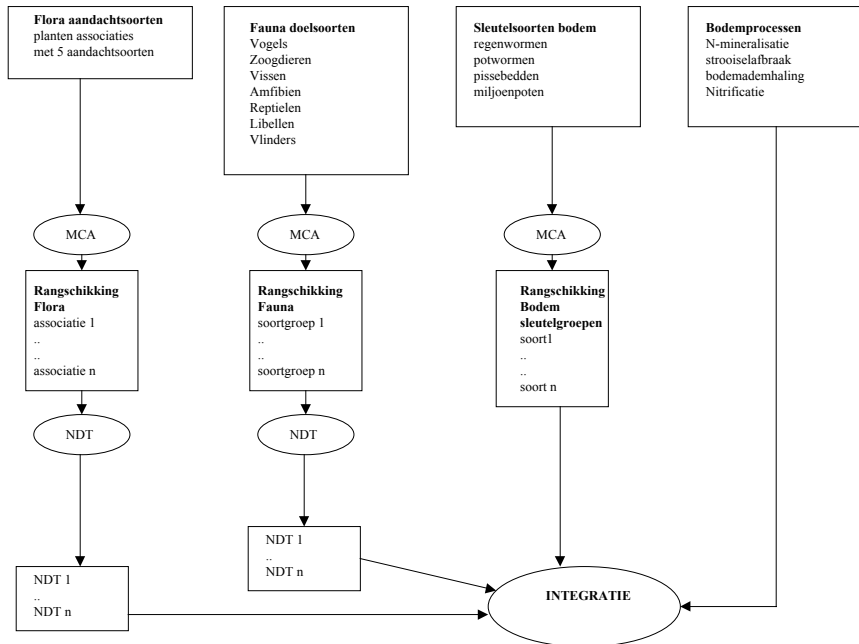
Hoofdstuk 2 geeft een beknopt overzicht van de methodiek van de kwetsbaarheidanalyse. Een uitgebreidere beschrijving is te vinden in deelrapport C ('Methodiek kwetsbaarheidanalyse'). Hierna worden achtereenvolgens de modules 'flora en vegetatie' (hoofdstuk 3), 'fauna' (hoofdstuk 4) en 'sleutelsoorten bodemfauna' (hoofdstuk 5) behandeld. In deze hoofdstukken wordt enerzijds ingegaan op specifieke inhoudelijke en methodische aspecten van de betreffende modules; anderzijds worden resultaten van de kwetsbaarheidanalyse gegeven en bediscussieerd. Hoofdstuk 6 beprekt de relevantie van enkele bodemprocessen en sleutelsoorten in relatie tot natuurontwikkeling en bodemverontreiniging. In hoofdstuk 7 vindt integratie van de resultaten plaats: hoe kunnen de verschillende modules gezamenlijk worden gebruikt. Hoofdstuk 8 kan gezien worden als een uitgewerkt voorbeeld van integratie. Voor Polder Westzaan is de kwetsbaarheidanalyse toegepast, waarbij voor een aantal relevante natuurdoeltypen is gekeken naar de relatieve kwetsbaarheid van zowel flora als van fauna. Tevens is voor het betreffende studiegebied een vergelijking gemaakt tussen de kwetsbaarheidanalyse en een traditionele risicobeoordeling. De rapportage wordt

afgesloten met een discussie, waarbij onder meer ingegaan wordt op toepassingsmogelijkheden en beperkingen van de kwetsbaarheidanalyse.

2 Algemene methodiek

Voor de kwetsbaarheidanalyse worden natuurdoeltypen onderverdeeld in drie modules, te weten:

- Module flora en vegetatie
- Module fauna
- Module sleutelsoorten bodemfauna



Figuur 2.1. Schema onderzoeksmethodiek

Per module wordt de kwetsbaarheid van soorten (aandachtssoorten flora, doelsoorten fauna en sleutelsoorten bodemfauna) voor respectievelijk koper, zink, cadmium en DDT (en derivaten) geanalyseerd. Dit gebeurt op basis van een groot aantal soortspecifieke autecologische, ecofysiologische, populatie-ecologische en ecotoxicologische kenmerken. De kenmerken zijn ondergebracht in vier hoofdcategorieën, te weten:

- *Uitwendige blootstelling.* Deze hoofdcategorie heeft betrekking op kenmerken, die de beschikbaarheid en opname van de stof door het organisme beïnvloeden.
- *Inwendige blootstelling.* Deze hoofdcategorie omvat kenmerken, processen en mechanismen die van invloed zijn op het interne gehalte, de activiteit en verdeling van de stof binnen het organisme.
- *Effecten op individu-niveau.* Deze hoofdcategorie heeft betrekking op kenmerken, die van belang zijn voor de toxicologische gevoeligheid van het individuele organisme voor de stof.

- *Effecten op populatie-niveau*. Deze hoofdcategorie omvat kenmerken, die bepalend zijn voor het functioneren van de populatie in relatie tot de stof.

Deze indeling sluit aan bij het traject waarin blootstelling aan een toxische stof uiteindelijk kan leiden tot een effect op de populatie. De hoofdcategorieën omvatten telkens een aantal thema's van nauw gerelateerde soortspecifieke kenmerken. Zie voor een uitgebreide beschrijving van de methodiek deelrapport C: Methodiek voor een kwetsbaarheidsanalyse. De relevante thema's en kenmerken zijn per module nader uitgewerkt. Voor de afzonderlijke kenmerken werden in de wetenschappelijke literatuur en databases gegevens verzameld welke per doelsoort, sleutelsoort of planten associatie zijn weergegeven in de factsheets (zie bijlage). De verzamelde gegevens zijn vervolgens gecontroleerd door deskundige ecologen.

De biologie van de soorten in iedere module is zodanig specifiek dat de exact gevolgde methodiek per module enigszins verschilt. Per module zal de gevolgde methodiek worden beschreven in het desbetreffende hoofdstuk. Iedere module presenteert een lijst van de betreffende soorten of associaties gerangschikt van verhoogd kwetsbaar tot verminderd kwetsbaar voor de vier verontreinigingen.

3 Module flora en vegetatie

3.1 Inleiding

Deze module heeft tot doel op basis van een groot aantal soortspecifieke autecologische, ecofysiologische, ecotoxicologische en populatie-ecologische gegevens van plantensoorten een uitspraak te doen over de relatieve kwetsbaarheid van botanische doelen (aandachtssoorten, associaties en natuurdoeltypen) voor bodemverontreiniging met cadmium, koper en/of zink.

De kwetsbaarheidanalyse vanuit flora en vegetatie beperkt zich tot een 20-tal natuurdoeltypen en een drietal metalen (Cd, Cu en Zn). Voor DDT (en derivaten) is een kwetsbaarheidanalyse niet mogelijk gebleken. Enerzijds is de directe relevantie van verontreiniging met DDT (en derivaten) in relatie tot plantengroei zeer gering. Er is nauwelijks sprake van opname via ondergrondse plantdelen en ook de gevoeligheid van planten voor deze stofgroep is zeer laag (Van de Leemkule et al., 1998). Anderzijds is het niet mogelijk voor 'oude' DDT-verontreinigingen te differentiëren naar plantensoorten, laat staan naar vegetatietypen en/of natuurdoeltypen. Indirect kan de plantengroei wel worden beïnvloed door negatieve effecten van DDT ten aanzien van belangrijke life-support functies van de bodem. Dergelijke aspecten komen terug in hoofdstukken 5 en 6.

Evolutionair gezien zijn planten ontstaan in een wereld met metaalhoudende bodems. Een aantal mechanismen teneinde om te gaan met verhoogde metaalgehalten in bodems zijn dan ook reeds zeer lange tijd beschikbaar voor planten. Andere mechanismen zijn meer recent ontwikkeld, als respons op antropogene metaalcontaminatie van bodems. Het grotendeels immobiele karakter van planten heeft geleid tot een breed scala aan mogelijke mechanismen voor het duurzaam functioneren van plantensoorten op metaalverontreinigde locaties (uiteraard zijn niet alle soorten in staat te functioneren op metaalverontreinigde bodems). Dergelijke mechanismen kunnen zeer verschillend van aard zijn en aangrijpen op verschillende aspecten van het ecologisch functioneren (uitwendige blootstelling, inwendige blootstelling, effecten op individu-niveau en effecten op populatie-niveau). De kwetsbaarheidanalyse richt zich op al deze aspecten van het ecologisch functioneren, wat een duidelijke meerwaarde inhoudt ten opzichte van een analyse naar verschillen in toxicologische gevoeligheid tussen plantensoorten. Laatstgenoemde analyse is daarnaast ook niet goed mogelijk, daar toxicologische gegevens over wilde planten (en dus ook over aandachtsoorten) veelal ontbreken en de aanwezige gegevens betreffende landbouwgewassen moeilijk te extrapoleren zijn naar natuurlijke ecosystemen en inheemse soorten (Levy et al., 1999; Van Hesteren et al., 1998; Chaney, 1983).

Ten behoeve van de kwetsbaarheidanalyse flora en vegetatie heeft een uitgebreide data- en literatuurverzameling plaatsgevonden. Hiertoe is onder meer een groot aantal wetenschappelijke tijdschriften geraadpleegd. De volgende typen informatie zijn hierbij gezocht:

- wetenschappelijke artikelen betreffende de autecologie, ecofysiologie en populatiebiologie van de aandachtsoorten (met name in *Journal of Ecology* en *Canadian Journal of Plant Science*)
- wetenschappelijke artikelen betreffende fytobeschikbaarheid, -opname, -accumulatie en – toxiciteit
- wetenschappelijke artikelen betreffende het voorkomen en functioneren van aandachtsoorten op metaalverontreinigde of van oorsprong sterk metaalhoudende bodems

- wetenschappelijke artikelen betreffende relevante biotische interacties van aandachtssorten (met name mycorrhizae in relatie tot metalen)
- relevante reviews en handboeken
- plantenecologische databases (onder andere ECOFLORA, National Plants Database en ECOTOX)

3.2 Nadere uitleg toepassing methodiek flora en vegetatie

De kwetsbaarheidanalyse ten aanzien van botanische natuurdoelen richt zich niet per definitie op de flora-doelsoorten uit het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 1995). Er is gekozen voor een vegetatiekundig-ecologisch meer relevante, hiërarchische benadering. Het stelsel van natuurdoeltypen is niet bedoeld als wetenschappelijke classificatie van levensgemeenschappen, maar als hulpmiddel voor het natuurbeleid (Bal et al., 1995). Een natuurdoeltype omvat meerdere plantengemeenschappen, die elk specifieke standplaatscondities en kenmerkende plantensoorten kennen. Om die reden is gekozen een nadere precisering van natuurdoeltypen te maken, op basis van plantengemeenschappen. Het geschikte syntaxonomische niveau daarvoor is de associatie, daar op dit detailniveau een goede relatie met inrichting en beheer kan worden gelegd.

Allereerst vindt een vertaling plaats van natuurdoeltypen naar een set van corresponderende associaties (2 of 3 associaties per natuurdoeltype). Deze set is op te vatten als een functionele doorsnede van kenmerkende associaties binnen het natuurdoeltype. Voor de vertaling van natuurdoeltypen naar associaties wordt gebruik gemaakt van 'Een nadere vegetatiekundige interpretatie van het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland' (Bal, 1999), 'Wegen naar natuurdoeltypen (sporen A en B)' (Schaminée et al., 1998) en 'Wegen naar natuurdoeltypen (sporen C en D)' (Schaminée et al., 2001). Per associatie wordt vervolgens een set van aandachtssorten geïdentificeerd (5 aandachtssorten per associatie). Deze set is op te vatten als een functionele doorsnede van kenmerkende plantensoorten binnen de associatie. De kwetsbaarheidanalyse richt zich op deze aandachtssorten. Het identificeren van aandachtssorten gebeurt op basis van deskundigenoordeel en 'De Vegetatie van Nederland' (delen 1 t/m 5; Schaminée et al., 1995-1999). Een kenmerkende soort, die tevens doelsoort is, maakt per definitie onderdeel uit van de set van aandachtssorten.

In totaal zijn 180 aandachtssorten onderdeel van de pilot-studie. In bijlage FV1 is de vertaling van natuurdoeltypen via associaties naar aandachtssorten opgenomen. De feitelijke kwetsbaarheidanalyse vindt plaats op het niveau van de aandachtssorten. De resultaten van de kwetsbaarheidanalyse van aandachtssorten worden gemiddeld om uitspraken te doen op het niveau van associaties en natuurdoeltypen (botanische doelen).

In de volgende paragraaf worden de belangrijkste aspecten van de methodiek beknopt samengevat. De in de methodiek onderscheiden vier hoofdcategorieën (uitwendige blootstelling, inwendige blootstelling, effecten op individu-niveau en effecten op populatie-niveau) en onderliggende thema's (zie paragraaf 4.3) worden toegelicht. Aangegeven wordt welke soortspecifieke autecologische, ecofysiologische, populatiebiologische en ecotoxicologische kenmerken zijn gebruikt in de kwetsbaarheidanalyse.

De achterliggende gedachte is dat door een uitgebreid ecologisch en ecotoxicologisch soortprofiel van een plant op te stellen, een gefundeerde uitspraak mogelijk is over haar functioneren op cadmium-,

koper- en/of zinkverontreinigde bodems. Per aandachtsoort wordt een uitspraak gedaan over de relatieve kwetsbaarheid op metaalverontreinigde bodems. Er zijn geen afzonderlijke oordelen voor cadmium, koper en zink toegekend. Dit is een gevolg van de - over het algemeen - beperkte beschikbaarheid van metaalspecifieke informatie. De eindgebruiker kan zelf aan de hand van de factsheet van een soort, bepalen of een verdere differentiatie naar een specifiek metaal wenselijk en verantwoord is.

Aan de hand van de verkregen soortinformatie per plant is een viertal scores toegekend, dat wil zeggen dat een beoordeling op hoofdcategorie-niveau plaatsvindt. Er wordt geen eindoordeel per thema gegeven, daar de thema's binnen een hoofdcategorie veelal nauwe samenhang vertonen. De beoordeling op hoofdcategorie-niveau gebeurt middels deskundigenoordeel (analyse van de informatie binnen de onderliggende thema's) op een vijfpuntsschaal: ++, +, 0, - of -- (zeer kwetsbaar, kwetsbaar, neutraal/niet relevant, weinig kwetsbaar of niet kwetsbaar). Vervolgens worden de scores van de vier hoofdcategorieën gemiddeld om tot een eindoordeel voor de aandachtsoort te komen; er vindt dus een gelijke weging plaats.

De relatie tussen metaalverontreiniging en het functioneren van planten is zeer complex. De kwetsbaarheidanalyse flora en vegetatie pretendeert niet dat via de gebruikte methodiek alle relevante plantkarakteristieken zijn meegenomen. De methodiek verkent echter de grenzen van de plantecologische wetenschappen, waarbij op veel terreinen uiteraard kennislacunes of tegenstrijdige relaties zijn te bespeuren. De kwetsbaarheidanalyse sleutelsoorten bodemfauna (hoofdstuk 5) en het kader bodemprocessen (hoofdstuk 6) bieden additionele informatie voor planten. Het is namelijk evident dat de geschiktheid van een standplaats voor de plant nauw gerelateerd is met water-, nutriënten- en organische stofkringlopen, waarbij bodemfauna en micro-organismen een onmisbare rol vervullen (Van de Leemkule et al., 1998). De productie van planten kan bijvoorbeeld worden gereduceerd door het negatieve effect van zware metalen op de nutriëntenbeschikbaarheid voor plantenwortels (Van Hesteren et al., 1998).

3.3 Toelichting hoofdcategorieën en thema's

Hieronder worden de hoofdcategorieën besproken, waarbij voor de thema's is aangegeven welke typen informatie relevant zijn geacht. Het onderscheid tussen individu-niveau en populatie-niveau is bij planten enigszins kunstmatig. In deze pilot-studie heeft populatie betrekking op het duurzaam functioneren/voortbestaan van de soort.

3.3.1 A - Uitwendige blootstelling

Op deze plaats worden de verschillende onderliggende thema's binnen hoofdcategorie A besproken. Uitwendige blootstelling kan enerzijds worden opgevat als de kans op contact van de plant met de contaminant, anderzijds als de kans op daadwerkelijke opname van de contaminant. Hieronder is per thema eerst aangegeven welke typen informatie relevant zijn geacht. Vervolgens is een nadere inhoudelijke toelichting gegeven.

a1 Beïnvloeding van het rhizosfeer-milieu door de plant

- aan-/afwezigheid en mate van radial oxygen loss (ROL)
- rhizodepositiestrategie
- excretie van fyto-sideroforen/specifieke wortel-exudaten/allelopathie/autotoxische terugkoppeling

- overige relevante kenmerken

a2 Morfologie, activiteit en plasticiteit van het wortelsysteem

- maximale worteldiepte
- maximale wortelbiomassa
- wortelharen
- structuur wortelstelsel
- maximale wortelgroeisnelheid
- maximale levensduur actieve wortels
- plasticiteit wortelstelsel
- overige relevante kenmerken

a3 Symbiontische en parasitaire rhizosfeer-interacties

- aan-/afwezigheid en frequentie mycorrhizae
- type(n) mycorrhizae
- aangetoonde metaalbescherming door mycobiont
- aan-/afwezigheid en frequentie nodulering
- functioneren als wortelparasiet
- overige relevante kenmerken

a4 Opname van water en mineralen

- waterbehoefte/efficiëntie acquisitie/water use efficiency
- nutriëntenbehoefte/efficiëntie acquisitie nutriënten
- wortelopname Cd
- wortelopname Cu
- wortelopname Zn
- overige relevante kenmerken

a5 Opname van de stof via bovengrondse plantdelen

- aquatische macrofyte/helofyte
- groeivorm
- aangetoonde opname via blad
- overige relevante kenmerken

Thema a1 betreft de invloed die planten kunnen uitoefenen op het rhizosfeer-milieu en daarmee op de mobiliteit en fytobeschikbaarheid van metalen (Wright & Otte, 1999). Een tweetal algemene onderscheidende facetten zijn van belang geacht voor de kwetsbaarheidanalyse: radial oxygen loss (ROL) en rhizodepositie. Als een aanpassing aan waterverzadigde anoxische condities, kunnen de wortels van plantensoorten van wetlands zorgen voor diffusie van zuurstof naar de rhizosfeer (ROL). Dit maakt het voor de plant mogelijk bodemtoxines te reduceren via chemische, enzymatische en microbiële oxidatie. De werkingsrichting van ROL in relatie tot kwetsbaarheid is soort- en standplaatsspecifiek (zuurstofbehoefte van de bodem, nutriëntenbeschikbaarheid, enz.) en kan zowel leiden tot verhoogde uitwendige blootstelling (door directe invloed op de metaalmobiliteit via verhoging van de redoxpotentiaal of Eh) als tot beperking van de uitwendige blootstelling (door hechting van metalen aan het worteloppervlak). Rhizodepositie is een term voor de relocatie van stoffen/ionen van de plant via de wortels naar de rhizosfeer. Bachmann & Tharwat (2000) geven aan dat planten 2-30%

van hun netto fotosynthetische productie gebruiken voor rhizodepositie. Er kan onderscheid worden gemaakt in passieve (verlies van overtollige biomassa) en actieve rhizodepositie (wortellexudatie). Passieve rhizodepositie gebeurt door het toevoegen van particulier organisch materiaal aan het wortelmilieu, dat langzaam gemineraliseerd kan worden door specialistische micro-organismen. Actieve rhizodepositie resulteert in toevoeging van op korte termijn actieve stoffen aan de rhizosfeer. Dit betreft bijvoorbeeld bepaalde opgeloste organische stoffen, welke op korte termijn leiden tot een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid voor de plant. Ook de excretie van specifieke wortellexudaten (bijvoorbeeld chelatoren, allelochemische stoffen en protonen) worden gevat onder actieve rhizodepositie (Ervin & Wetzel, 2000). Er bestaan grote verschillen voor wat betreft rhizodepositiestrategieën bij plantensoorten. Hun relatie tot de uitwendige blootstelling is evident, door beïnvloeding van bijvoorbeeld de pH, de gehalten aan verschillende organische stof-fracties in de rhizosfeer, enz. De biobeschikbaarheid van metalen voor de plant neemt bijvoorbeeld toe met een verlaging van de pH. Sommige aandachtsoorten zijn in staat de pH van hun rhizosfeer-milieu met 2 pH-eenheden te verhogen, bij andere soorten is juist sprake van een sterke verlaging van de pH.

Soortspecifieke plantkarakteristieken van de aandachtsoorten kunnen grote verschillen betekenen voor wat betreft de mate van uitwendige blootstelling aan Cd, Cu en Zn (Vink et al., 2000). Als belangrijk voorbeeld geldt de morfologie van het wortelstelsel, welke zeer soortspecifiek is. In verschillende bronnen is informatie verkregen over de manifestatie van wortelstructuren (mate van vertakking, aan-/of afwezigheid van wortelharen, de wortelbiomassa en de vorming van rhizomen) en de maximale worteldiepte (bijvoorbeeld in Kutchera & Lichtenegger, 1988; ECOFLORA; en allerlei autecologische artikelen). De relatie tot de uitwendige blootstelling van dergelijke karakteristieken is evident. Hiernaast zijn wortelgroeisnelheid, -plasticiteit en levensduur van de actieve wortels van belang geacht. Over het algemeen nemen snel groeiende wortels meer metalen op dan langzaam groeiende wortels en leidt een lange levensduur van de actieve wortels tot een hogere blootstellingskans. Tenslotte de wortelplasticiteit: verschillende onderzoeken zijn gericht op de capaciteit van plantensoorten, om hun wortelstelsel te veranderen teneinde hun ecologisch functioneren te handhaven onder ongunstige milieucondities (ruimtelijk en/of temporeel). Deze plasticiteit kan zowel morfologisch als fysiologisch van aard zijn en geldt als kritische factor voor de acquisitie van nutriënten/metalen. De effectiviteit hangt af van de mate en snelheid van de plastische respons en kan enerzijds betekenen dat de wortels in staat zijn om bodemgedeelten met gunstiger condities te bereiken en/of anderzijds een kortere levensduur of een aangepaste groeisnelheid te ontwikkelen, teneinde de blootstelling/opname van metalen te verminderen (Bell & Sultan, 1999). Dergelijke informatie is geclusterd onder thema a2.

Thema a3 betreft rhizosfeer-interacties met bijvoorbeeld microbiële symbionten (mycorrhizae, *Rhizobium*) of gastheerplanten (in het geval van parasitaire planten), welke relevant worden geacht voor de blootstelling en wortelopname van toxicanten door de aandachtsoorten. De term mycorrhizae refereert aan associaties of symbiosen tussen planten en bodemschimmels, welke het corticale weefsel van de wortels koloniseren tijdens de actieve groeiperiode van de plant. Enerzijds vindt transport van koolstof van de plant naar de schimmel plaats, anderzijds vindt transport van nutriënten van de schimmel naar de plant plaats. In natuurlijke ecosystemen, bezit het grootste deel van de planten mycorrhizae. Er kunnen verschillende typen worden onderscheiden (AM, ECM, ericoïde mycorrhizae, enz.). De fungale hyphen betekenen een uitbreiding van het wortelstelsel van de plant en daarmee een vergroting van de opnamemogelijkheden van nutriënten/metalen. Aan de andere kant is bij verschillende soorten metaalbescherming van de plant door mycorrhizae

aangetoond (Lee et al., 2001; Perotto et al., 2000). Over het algemeen wordt in de literatuur aan de symbiose met mycorrhizae een belangrijke rol toegekend ten aanzien van het ecologisch functioneren van plantensoorten op metaalverontreinigde bodems. De werkingsrichting in relatie tot kwetsbaarheid hangt onder meer samen met de mate van metaaltolerantie van de bodemschimmels, de nutriënten- en waterbeschikbaarheid van de standplaats, de specifieke plantensoort, het type mycorrhizae, de infectiegraad, enz. Voor aandachtsoorten, die symbiontische interacties met *Rhizobium* of (semi-)parasitaire interacties met gastheerplanten laten zien, is veelal sprake van een 'buffer', waardoor de uitwendige blootstelling als het ware wordt 'verdund'.

Thema a4 betreft de opname van water en mineralen. De opname van Cd, Cu en Zn vindt plaats via twee mechanismen: (1) metalen kunnen de wortel op passieve wijze binnendringen als organische en anorganische complexen via de mass flow van water; (2) metalen kunnen actief worden opgenomen via metabolisch gecontroleerde transportsystemen, die bedoeld zijn voor de nutriëntenvoorziening van de plant. Planten hebben zeer specifieke, selectieve systemen ontwikkeld voor de opname van essentiële elementen (waaronder Cu en Zn) en vertonen - afhankelijk van de heersende milieucondities - preferentiële acquisitie van sommige ionen ten opzichte van andere (Lasat, 2001). Voor Cu en Zn zijn specifieke opnameroutes bekend, voor Cd geldt dit niet. De opname van dit laatstgenoemde metaal vindt plaats doordat de plant geen onderscheid kan maken tussen Cd en het chemisch analoog Ca (Chaney et al., 1994). Bij de opname van Cd is waarschijnlijk een systeem betrokken dat bij planten is ontwikkeld voor de opname van Zn (Lasat, 2001). Afhankelijk van de concentratie in de bodemoplossing, spelen beide opnamemechanismen (passief en actief) een rol (Efroymsen et al., 1997). Voor metaalopname is het derhalve belangrijk zowel te kijken naar de (behoefte/efficiëntie van de) opname van water door de aandachtsoort, alsook naar zijn nutriëntenopname. Het is bekend dat soortspecifieke verschillen in nutriënten- en waterbehoefte en opname-efficiëntie kunnen leiden tot verschillen in opname van metalen (Lasat, 2001).

Tenslotte geldt dat opname van metalen niet slechts via de wortels kan plaatsvinden, maar tevens via bovengrondse plantdelen (spruit). Dit geldt voor helofyten en aquatische macrofyten, die elementen eveneens via het oppervlaktewater kunnen opnemen (St-Cyr et al., 1997), waarbij de relevantie afhankelijk is van het type plant (met name voor ondergedoken planten en soorten met drijfbladeren is bladopname relevant) en de specifieke toxicant (verdeling tussen interstitieel water en oppervlaktewater, passieve diffusiemogelijkheden via bladoppervlakte, enzovoort). Dergelijke aspecten vallen onder thema a5.

3.3.2 B - Inwendige blootstelling

Hiervoor is de uitwendige blootstelling van de plant aan metalen besproken. Sommige plantkarakteristieken en/of specifieke activiteiten kunnen de blootstellingskans of kans op opname door de wortels verminderen of verhogen. Soortspecifieke verschillen in kwetsbaarheid kunnen tevens ontstaan, doordat de inwendige blootstelling aan de metalen via verschillende mechanismen verhoogd of verlaagd kan worden. Hieronder is per thema eerst aangegeven welke typen informatie relevant zijn geacht. Vervolgens is een nadere inhoudelijke toelichting gegeven.

b1 Accumulatiepatroon

- plant strategie (C-S-R)
- afleiding plant strategie
- Cd-accumulatie (onder-/bovengrondse plantdelen)

- Cu-accumulatie (onder-/bovengrondse plantdelen)
- Zn-accumulatie (onder-/bovengrondse plantdelen)
- overige relevante kenmerken

b2 Translocatie van wortelsysteem naar bovengrondse plantdelen

- Cd-translocatie
- Cu-translocatie
- Zn-translocatie
- translocatie naar opslagorganen
- mono-/dicotyl
- overige relevante kenmerken

b3 Detoxificatiemechanismen

- detoxificatie metalen algemeen
- detoxificatie Cd
- detoxificatie Cu
- detoxificatie Zn
- overige relevante kenmerken

b4 Remobilisatie

- retranslocatie van nutriënten van oud naar nieuw plantweefsel
- retranslocatie van nutriënten vanuit opslagorganen
- retranslocatie van Cd
- retranslocatie van Cu
- retranslocatie van Zn
- overige relevante kenmerken

De interne concentratie van nutriënten/metalen hangt bijvoorbeeld samen met het accumulatiepatroon van de plant. Een belangrijke voorspeller voor dit accumulatiepatroon is de plant strategie. Planten kunnen worden ingedeeld als C (competitive plants), S (stress tolerant plants), R (ruderal plants) of als intermediären (Grime, 1977). Dit worden strategieën of functionele planttypen genoemd (Diaz & Cabido, 1997; Smith et al., 1997). *C-strategen* worden gekenmerkt door een groeiseizoen met een snelle accumulatie van boven- en ondergrondse biomassa in situaties met een hoge productiviteit en weinig verstoring. Snelgroeïende perennials (zoals *Urtica dioica*), kennen in dergelijke situaties veelal een selectief voordeel. Hun initiële voorjaarsgroei bewerkstelligen zij door het mobiliseren van reservestoffen uit opslagorganen, resulterend in een snelle productie van een dicht en uitgebreid bladstelsel en wortelsysteem. Een hoge turnoversnelheid van bladweefsel en wortel maakt het in principe mogelijk om de allocatie naar het bladweefsel en de wortel tijdens de differentiatie van de organen te controleren (morfologische plasticiteit), wanneer de milieumomstandigheden tijdens het groeiseizoen veranderen. De *R-strategie* representeert een korte explosieve ontwikkeling van biomassa bij soorten, die in staat zijn een productieve maar tijdelijke habitat te exploiteren. Ook in deze strategie, geldt morfologische plasticiteit als predominante respons. In de vegetatieve fase is plasticiteit in wortel- en spruitmorfologie een integraal onderdeel van het mechanisme van resources benutting. Stress ten gevolge van abiotische milieumomstandigheden of door concurrentie om ruimte leidt tot een vroege bloei en tot handhaving van een relatief hoge allocatie naar reproductie (ten opzichte van de totale biomassaproductie), zelfs in perioden met zeer geringe groei en hoge

mortaliteit. Voor *S-strategen* geldt het volgende: bij stabiele milieucondities of extreem lage productiviteit veroorzaakt door minerale nutriëntenstress, is er weinig seizoensvariatie qua biomassa. Bladeren en wortels hebben veelal een levensduur van meerdere jaren en de invang van nutriënten is niet gekoppeld aan groei (opslag). Vanwege de lage turnover van plantdelen, zullen differentierende cellen slechts een klein onderdeel uitmaken van de totale biomassa en geldt morfologische plasticiteit niet als een geschikt mechanisme van stressrespons. Onder dergelijke omstandigheden, wanneer dezelfde weefsels een opeenvolgende serie van verschillende temporele stresstypen ondervinden, is de dominante vorm van stressrespons cellulaire acclimatie. Hierbij kunnen de functionele eigenschappen en 'hardheid' van de weefsels snel veranderen, door biochemische aanpassingen van membranen en organellen. Deze veranderingen zijn reversibel en kunnen bij bepaalde soorten extreem snel optreden. Voor een groot aantal aandachtssorten is in de wetenschappelijke literatuur aangegeven (met name in Grime et al., 1989) welke strategie van toepassing is. In andere gevallen kan de strategie afgeleid worden met behulp van levensgeschiedenistheorie, aan de hand van verschillende kenmerken (groeisnelheid, productiviteit, mortaliteitspatroon, maximale levensduur, vorming opslagorganen, zaadproductie, iteropaar (polycarp)/semelpaar (monocarp), leeftijd bij eerste reproductie, C/N-ratio, enz.). In een studie waarbij 256 plantensoorten (verdeeld over 51 families en 156 geslachten) zijn betrokken, hebben Alcantara et al. (2000) een grote diversiteit aangetroffen betreffende de interne metaalaccumulatie. Zij relateerden de variatie voor een belangrijk deel aan de strategieën van plantensoorten. Naast het voorspellen van het accumulatiepatroon aan de hand van plant strategieën, zijn uiteraard ook de feitelijk waargenomen accumulatiegegevens van Cd, Cu en Zn (zowel in onder- als bovengrondse plantdelen) relevant geacht voor de kwetsbaarheidanalyse. Deze typen informatie maken onderdeel uit van thema b1.

Thema b2 heeft betrekking op de translocatie van nutriënten/metalen van wortel naar spruit en naar opslagorganen. Naast feitelijke translocatiegegevens over Cd, Cu en Zn in de literatuur, kunnen tevens op basis van de plant strategie en bekende verschillen in translocatie-efficiëntie tussen monocotyle en dicotyle soorten (Vink et al., 2000), uitspraken worden gedaan.

Thema b3 bespreekt of er bepaalde detoxificatiemechanismen zijn te onderscheiden, waardoor (een deel van) de metalen wel in de plant accumuleren, maar op een manier waardoor zij geen negatieve effecten zullen veroorzaken. Dergelijke mechanismen variëren van enzymatische synthese van metallothionen en/of fytochelatinen, verdunning door snelle groei, activatie van zuurstofdetoxificatie mechanismen en opslag in verschillende celcompartimenten (vacuolen, celwand).

Tenslotte gaat thema b4 in op patronen van interne remobilisatie/retranslocatie van nutriënten/metalen, welke enerzijds kunnen resulteren in verlaagde opname, anderzijds hergebruik van opgeslagen of reeds geaccumuleerde metalen voor biomassaproductie.

3.3.3 C - Effecten op individu-niveau

Effecten op individu-niveau hebben in principe betrekking op de gevoeligheid van de aandachtssort voor bodems verontreinigd met cadmium, koper en/of zink. Daar voor een groot aantal soorten fytotoxiciteitsgegevens ontbreken, is tevens een groot aantal andere data gebruikt om een differentiatie ten aanzien van de gevoeligheid van specifieke aandachtssorten te maken. Hieronder is per thema eerst aangegeven welke typen informatie relevant zijn geacht. Vervolgens is een nadere inhoudelijke toelichting gegeven.

c1 Gevoeligheid in relatie tot levensgeschiedenisstrategie

- allocatiepatroon
- mono-/dicotyl
- annual/biennial/perennial
- zaad/vegetatief/clonaal
- overige relevante kenmerken

c2 Gevoeligheid in relatie tot water- en mineralenhuishouding

- gevoeligheid voor nutriëntenstress
- gevoeligheid voor water-/droogtestress
- stabiliteit fotosynthese bij (metaal- of oxidatieve) stress
- toxicologische gevoeligheid Cd/type effect
- toxicologische gevoeligheid Cu/type effect
- toxicologische gevoeligheid Zn/type effect
- overige relevante kenmerken

c3 Plasticiteit van levensgeschiedenissenkenmerken in relatie tot stress

- karakter plastische stressrespons
- mate/snelheid en type van fenotypische plasticiteit
- plasticiteit bij (metaal-)stress
- overige relevante kenmerken

c4 Plasticiteit van levensgeschiedenissenkenmerken in relatie tot water- en mineralenhuishouding

- schaduw-/lichttolerantie
- plasticiteit in fotosynthetische activiteit
- plasticiteit in voortplanting
- temporele variatie in nutriëntopname/-behoefte
- overige relevante kenmerken

De gevoeligheid van plantensoorten hangt bijvoorbeeld samen met hun levensgeschiedenisstrategie. Het ecologisch functioneren van planten is milieuspecifiek evenals de functionaliteit van een type levensgeschiedenisstrategie. Onder thema c1 zijn verschillende aspecten meegenomen die samenhangen met de levensgeschiedenis van de individuele plant, zoals het allocatiepatroon van nutriënten (af te leiden uit de plant strategie), het feit of het een mono- of dicotyle soort betreft, de levensduur (annual/biennial/perennial) en wat de meest voorkomende wijze van voortplanting is.

Daar de negatieve effecten van metaalverontreinigde bodems op planten veelal indirect plaatsvinden, via een verstoring van nutriënten- en/of watervoorziening, is tevens gekeken naar de gevoeligheid van de aandachtsoorten in relatie tot water- en mineralenhuishouding (thema c2). Het gaat daarbij om de gevoeligheid voor nutriëntenstress en/of voor water-/droogtestress, alsmede om de stabiliteit van de fotosynthese bij metaal- en/of oxidatieve stress. Voor bijvoorbeeld *Phragmites australis* wordt dit laatste aspect als zeer belangrijk geacht voor het functioneren op metaalverontreinigde bodems (Antonielli et al., 2000). Ook de directe toxicologische gevoeligheden voor Cd, Cu en Zn, vallen binnen dit thema.

De morfologische en/of fysiologische plasticiteit voor verschillende typen stress en/of variatie in milieucondities, geldt als belangrijke voorspeller voor het functioneren van planten op metaalverontreinigde bodems. Dergelijke aspecten komen aan bod onder thema's c3 (stressrespons) en c4 (plasticiteit in relatie tot water- en mineralenhuishouding). Het gaat daarbij om de potentiële respons van de individuele plant. Het belang van deze aspecten binnen de kwetsbaarheidanalyse is evident.

3.3.4 D - Effecten op populatie-niveau

De toxicologische gevoeligheid van een individuele plant voor Cd, Cu en Zn, biedt nog geen inzicht in de daadwerkelijke effecten op het niveau van de populatie. Individuele fytotoxische effecten kunnen voor verschillende soorten verschillend doorwerken naar het functioneren van de populatie. Hieronder is per thema eerst aangegeven welke typen informatie relevant zijn geacht. Vervolgens is een nadere inhoudelijke toelichting gegeven.

d1 Gevoeligheid op populatieniveau

- aan-/afwezigheid op Cd-gecontamineerde bodems
- aan-/afwezigheid op Cu-gecontamineerde bodems
- aan-/afwezigheid op Zn-gecontamineerde bodems
- tolerante ecotypen
- ecologische amplitudo
- overige relevante kenmerken

d2 Afhankelijkheid van biotische interacties

- afhankelijkheid van mycorrhizae
- afhankelijkheid van *Rhizobium*
- afhankelijk van gastheerplant
- successiestatus/-patroon
- overige relevante kenmerken

d3 Herstelmechanismen op populatieniveau

- type zaadbank
- zaadverspreiding
- abundantie
- genetische variatie
- overige relevante kenmerken

Thema d1 behelst de gevoeligheid op populatieniveau. Relevante informatie is bijvoorbeeld of er in de literatuur melding wordt gemaakt van het duurzaam voorkomen van populaties van de aandachtsoort op metaalverontreinigde bodems en/of er sprake is van (ontwikkeling van) metaaltolerante ecotypen. Ook de ecologische amplitudo van de soort wordt in dit verband als indicator gebruikt.

Thema d2 betreft de afhankelijkheid van biotische interacties. Op dit niveau wordt de afhankelijkheid van biotische interacties als graadmeter voor kwetsbaarheid gezien. Voor aandachtsoorten die in hoge mate afhankelijk zijn van biotische interacties (mycorrhizae, *Rhizobium*, gastheerplanten, insecten, vogels, voorgaande successie, enz.), betekent het dat het functioneren van de populatie op metaalgecontamineerde bodems grotere kans heeft om verstoord te worden. Dit geldt vooral als de

soorten(-groepen) waarvan zij afhankelijk zijn, gevoelig zijn voor metaalcontaminatie. Zo bestaan er bijvoorbeeld planten die obligaat, facultatief of nooit zijn gemycorrhizeerd. Het is evident dat wanneer de mycorrhiza-fungi niet in staat zijn te overleven op metaalgecontamineerde bodems, de obligaat gemycorrhizeerde aandachtsssoort kwetsbaar is.

Tenslotte gaat thema d3 in op eventuele herstelmechanismen op populatieniveau. Het is bijvoorbeeld evident dat het optreden van sterfte bij soorten met een lage dichtheid en weinig kans op populatieherstel relevanter is dan sterfte bij soorten met een hoge dichtheid en grote kans op herstel. Relevante graadmeters betreffen onder meer dichtheid (abundantie), de mogelijkheden voor snel herstel via voortplanting en/of herkolonisatie (zaadbank, zaadverspreiding) en de mate van genetische variatie.

3.4 Uitwerking naar associatie en natuurdoeltype

Per aandachtsssoort is een factsheet opgesteld, waarin de hiervoor genoemde typen soortspecifieke informatie zijn opgenomen. Als voorbeeld is in de bijlage FV2 de factsheet voor *Elodea canadensis* gegeven. Op basis van deze factsheet zijn de volgende oordelen toegekend aan de hoofdcategorieën.

<i>Elodea canadensis</i>			
Hoofdcategorie		vijfpuntsschaal	numerieke vertaling
A	Uitwendige blootstelling	--	1,00
B	Inwendige blootstelling	-	0,75
C	Effecten op individu-niveau	+	0,25
D	Effecten op populatie-niveau	++	0,00
Eindscore		0	0,50

Binnen deze pilot-studie maakt *Elodea canadensis* onderdeel uit van de Associatie van Waterviolier en Kransvederkruid (5Bc5 - *Myriophyllo verticillati-Hottonietum*). De numerieke eindscore (0,5) van *Elodea canadensis* wordt, samen met de eindscores van de overige aandachtsssoorten (4) binnen de associatie, gebruikt om de gemiddelde relatieve kwetsbaarheid van de associatie te berekenen. De eindscore op associatie-niveau, is dus het gewogen gemiddelde van de relatieve kwetsbaarheden van de aandachtsssoorten binnen de associatie.

<i>Myriophyllo verticillati-Hottonietum</i>		
Aandachtsssoort		numerieke eindscore
<i>Elodea canadensis</i>	Brede waterpest	0,5
<i>Hottonia palustris</i>	Waterviolier	0,5
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Kransvederkruid	0,5
<i>Potamogeton acutiformis</i>	Spits fonteinkruid	0,5625
<i>Potamogeton alpinis</i>	Rosig fontein kruid	0,5625
Eindscore		0,525

Het natuurdoeltype Ri-3.2 (Plas en geïsoleerde strang) is vertaald naar een tweetal corresponderende associaties. Naast de Associatie van Waterviolier en Kransvederkruid betreft dit de Associatie van Glanzend fonteinkruid (5Ba2 - *Potametum lucentis*). Op basis van het gemiddelde van de eindscores van beide associaties, wordt de gemiddelde relatieve kwetsbaarheid van het natuurdoeltype bepaald. In dit geval is dat 0,52 $((0,525 + 0,5125)/2)$.

3.5 Resultaten kwetsbaarheidanalyse

3.5.1 Kwetsbaarheid van aandachtsoorten

De eindscores van de kwetsbaarheid van aandachtsoorten lopen uiteen van 0,3125 (minst kwetsbaar) tot 0,75 (meest kwetsbaar); het gemiddelde bedraagt 0,49. Als minst kwetsbare soorten gelden *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* en *Medicago falcata*. De meest kwetsbare zijn *Orchis morio*, *Dactylorhiza maculata ssp. maculata* en *Arnica montana*. De scores van de afzonderlijke soorten zijn in bijlage FV1 te vinden. De betekenis van de verschillende scores wordt besproken in de discussie (paragraaf 4.6). Onderstaand zijn in de tabel de kwetsbaarste soorten per natuurdoeltype weergegeven.

Du-3.5	Nat schraalgrasland	<i>Rhinanthus minor</i> <i>Orchis morio</i> <i>Ophioglossum vulgatum</i> <i>Gentianella campestris</i>
Hz-3.13	Bosgemeenschappen van arme zandgrond	<i>Sorbus aucuparia</i> <i>Prunus serotina</i> <i>Juniperus communis</i>
Hz-3.5	Droog grasland	<i>Ornithopus perpusillus</i> <i>Filago minima</i> <i>Dianthus deltoides</i> <i>Arnica montana</i>
Hz-3.7	Vochtig schraalgrasland	<i>Veronica scutellata</i> <i>Pedicularis sylvatica</i> <i>Gentiana pneumonanthe</i> <i>Dactylorhiza maculata ssp. maculata</i>
Lv-3.2	Brak watergemeenschap	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Berula erecta</i>
Lv-3.3	Rietland en ruigte (brak milieu)	<i>Peucedanum palustre</i> <i>Ophioglossum vulgatum</i> <i>Drosera rotundifolia</i> <i>Althea officinalis</i>
Lv-3.3	Rietland en ruigte (zoet milieu)	<i>Thelypteris palustris</i> <i>Peucedanum palustre</i>
Lv-3.5	Bloemrijk grasland	<i>Peucedanum carvifolia</i> <i>Galium mollugo</i> <i>Crepis biennis</i>

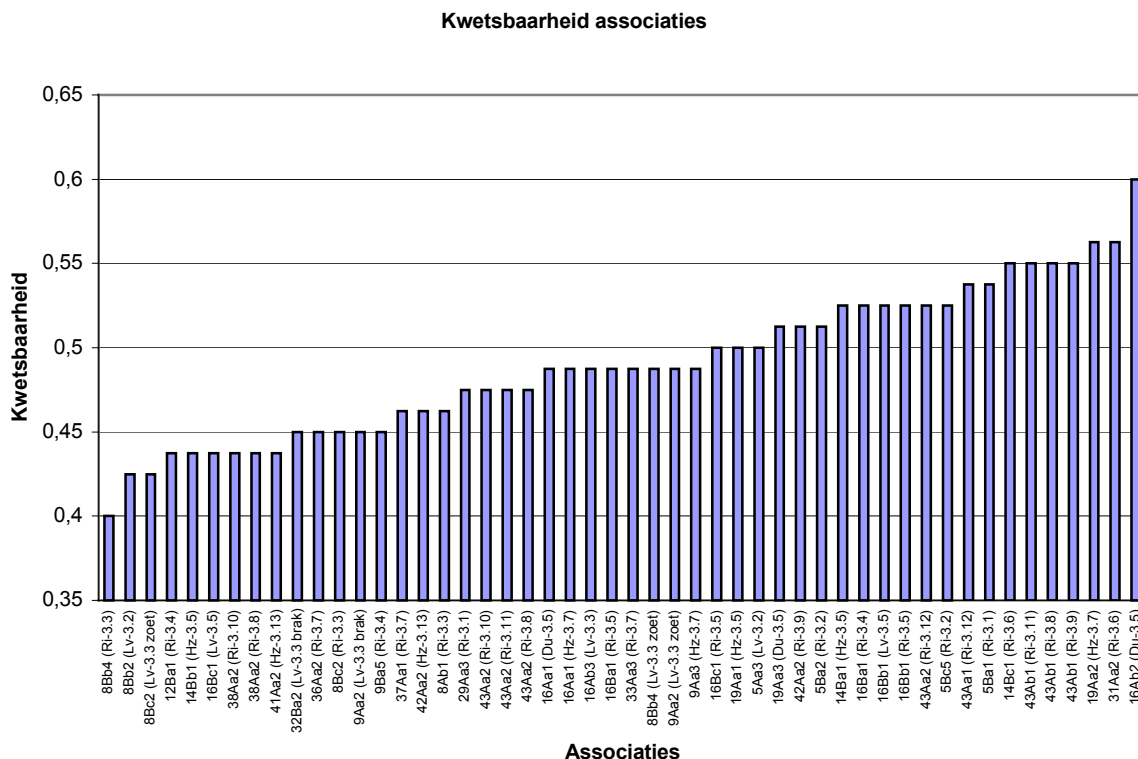
Ri-3.1	Rivier en nevengeul	<i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Potamogeton nodosus</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Chenopodium glaucum</i> <i>Chenopodium ficifolium</i>
Ri-3.10	Bosgemeenschappen van rivierklei	<i>Geranium phaeum</i>
Ri-3.11	Middenbos	<i>Vinca minor</i> <i>Melica uniflora</i> <i>Geranium phaeum</i>
Ri-3.12	Park-stinzebos	<i>Scilla non-scripta</i> <i>Galanthus nivalis</i> <i>Arum italicum</i>
Ri-3.2	Plas en geïsoleerde strang	<i>Potamogeton praelongus</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton alpinis</i> <i>Potamogeton acutiformis</i>
Ri-3.3	Rietland en ruigte	<i>Alisma plantago-aquatica</i>
Ri-3.4	Nat schraalgrasland	<i>Fritillaria meleagris</i> <i>Cardamine pratensis</i>
Ri-3.5	Stroomdalgrasland	<i>Scabiosa columbaria</i> <i>Peucedanum carvifolia</i> <i>Orobancha lutea</i> <i>Ononis repens ssp. spinosa</i> <i>Galium mollugo</i> <i>Crepis biennis</i>
Ri-3.6	Rivierduin en slik	<i>Sedum sexangulare</i> <i>Sedum reflexum</i> <i>Lactuca serriola</i> <i>Erucastrum gallicum</i> <i>Artemisia absinthum</i>
Ri-3.7	Struweel-, mantel- en zoombegroeiing	<i>Erysimum hieracifolium</i>
Ri-3.8	Hakhout en griend	<i>Vinca minor</i> <i>Melica uniflora</i> <i>Geranium phaeum</i>
Ri-3.9	Bosgemeenschappen van zandgrond	<i>Vinca minor</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Melica uniflora</i> <i>Maianthemum bifolium</i>

3.5.2 Kwetsbaarheid van associaties

De gemiddelde kwetsbaarheid van associaties zijn bepaald aan de hand van de eindscores van de onderliggende aandachtssorten. Voor een aantal associaties geldt, dat zij onderdeel uitmaken van

meerdere natuurdoeltypen, mogelijk in verschillende fysisch-geografische regio's. Voor dergelijke associaties is de set van aandachtssorten niet altijd dezelfde. Per natuurdoeltype is namelijk een relevante set van aandachtssorten aan iedere associatie toegekend. Dit leidt ertoe dat er verschillende kwetsbaarheden voor dezelfde associatie mogelijk zijn, afhankelijk van het natuurdoeltype.

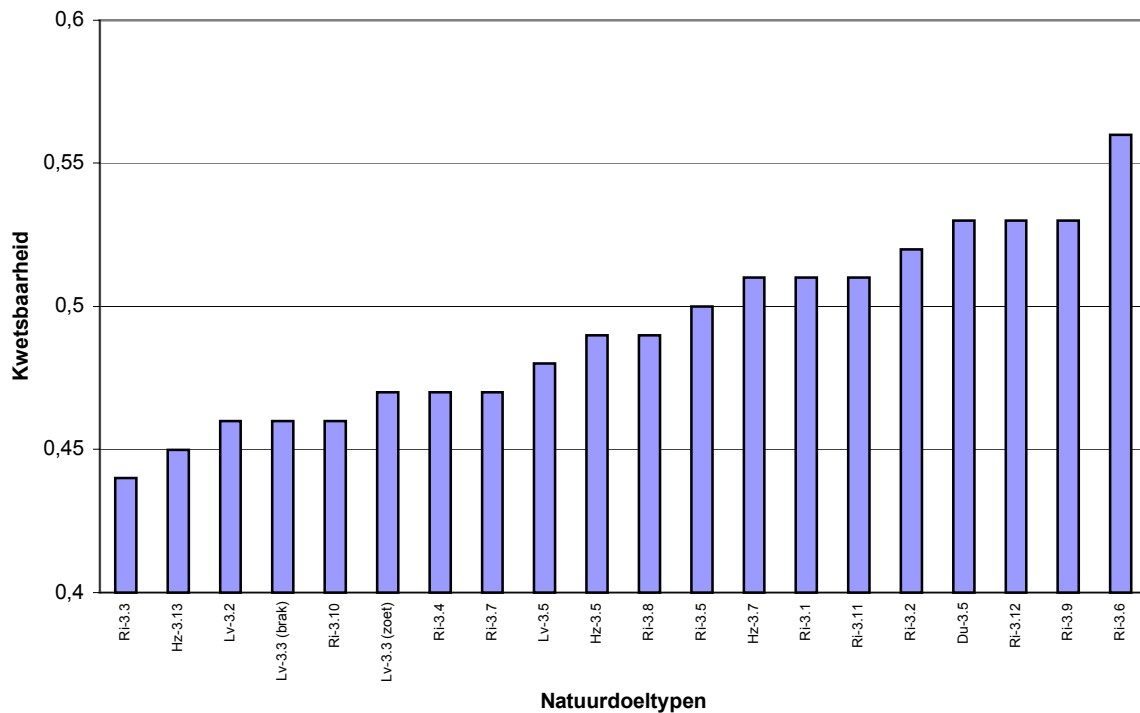
Onderstaande grafiek geeft de score voor de gemiddelde kwetsbaarheid per associatie. In bijlage FV1 is de betekenis van de nummers van de associaties te vinden. Tussen haakjes is telkens het bijbehorende natuurdoeltype gegeven. De scores lopen uiteen van 0,4 tot 0,6, waarbij de Associatie van Harlekijn en Ratelaar gemiddeld het kwetsbaarst is, terwijl de Riet-associatie als minst kwetsbaar geldt.



3.5.3 Kwetsbaarheid van natuurdoeltypen

De kwetsbaarheid van een natuurdoeltype (flora en vegetatie) betreft het gemiddelde van de eindscores van de aandachtssorten binnen de voor een natuurdoeltype relevante associaties. De kwetsbaarheden op het niveau van natuurdoeltypen lopen uiteen van 0,44 tot 0,56. Het minst kwetsbare natuurdoeltype betreft Ri-3.3 (Rietland en ruigte), terwijl Ri-3.6 (Rivierduin en slik) het meest kwetsbaar blijkt (zie onderstaande grafiek). Voor sommige natuurdoeltypen geldt, dat de kwetsbaarheid van de verschillende corresponderende associaties sterk verschilt, terwijl voor andere natuurdoeltypen nauwelijks verschillen tussen de associaties zijn bepaald. Hiertoe wordt verwezen naar bijlage FV1.

Kwetsbaarheid natuurdoeltypen



3.6 Discussie

In de wetenschappelijke literatuur, zijn verschillende algemene fylogenetische trends beschreven over verschillen in gevoeligheid voor metalen tussen families. Daarnaast zijn diverse aanwijzingen te vinden dat binnen sommige geslachten en/of specifieke families sprake is van onevenredig veel (pseudo-)metallofyten of hyperaccumulatoren. Dergelijke informatie is gebruikt in de kwetsbaarheidanalyse, maar leidt niet tot duidelijke trends op hogere taxonomische niveaus. Daar kwetsbaarheid een veel ruimer begrip is dan bijvoorbeeld gevoeligheid, is het mogelijk dat zeer ongevoelige soorten niet altijd de minst kwetsbare blijken te zijn. Zo geldt bijvoorbeeld voor een soort als riet (*Phragmites australis*), dat deze weinig toxicologische schade ondervindt als gevolg van hoge gehalten aan metalen. Binnen de kwetsbaarheidanalyse komt dit tot uitdrukking in de scores voor de hoofdcategorieën C en D (effecten op respectievelijk individu- en populatieniveau). Aangezien de soort echter een relatief hoge opname en accumulatie van metalen laat zien, wijzen de scores voor de hoofdcategorieën A en B juist in de richting van een verhoogde kwetsbaarheid van de aandachtsoort. Door het middelen van de scores van de vier hoofdcategorieën, ontstaat een eindscore waarbij dergelijke subtiele aspecten wegvallen. Het is mogelijk dat voor deze soort een hoge uit- en inwendige blootstelling relatief weinig relevantie heeft ten aanzien van het ecologisch functioneren op metaalverontreinigde bodems. Dit blijkt onder meer uit een studie van Antonielli et al. (2000), waarbij aannemelijk werd gemaakt dat een hoge biomassa- en N-accumulatie, een zeer stabiel anti-oxidant en fotosynthetisch mechanisme, een hoog intern gehalte aan ascorbaat en de continue beschikbaarheid van N in haar meest assimileerbare vorm (ammonium), zorgen dat - ondanks een hoge opname en accumulatie van metalen - nagenoeg geen negatieve effecten optreden. McCabe & Otte (2000) suggereren dat wetland planten sowieso een bepaalde mate van tolerantie vertonen ten aanzien van hoge metaalgehalten, waarbij als mogelijke verklaringen worden gegeven: ROL, fenotypische plasticiteit, algemene stresstolerantie (plant strategie), hoge groeisnelheid,

nutriëntenefficiëntie, clonale voortplanting en wortellexudatie. Het toekennen van gedifferentieerde weegfactoren (meer gewicht toekennen aan C en D), zou dit voor riet leiden tot een ander beeld. Hiervoor is echter niet gekozen. Binnen het plantenrijk bestaat een grote variabiliteit voor wat betreft (plasticiteit van) levensgeschiedenisstrategieën, allocatiepatronen, strategieën van metaalbescherming, herstelmechanismen, enz. Deze variabiliteit kan betekenen dat voor soort 1 hoofdcategorie A het meest relevant is, voor soort 2 hoofdcategorie B, voor soort 3 hoofdcategorie C en voor soort 4 hoofdcategorie D. Het soortspecifiek toekennen van weegfactoren is enerzijds niet wenselijk (geen uniformiteit methodiek), anderzijds lijkt het ook niet mogelijk. Voor sommige aandachtssorten ontbreekt het gewoonweg aan informatie om dit te doen; voor andere aandachtssorten, hoewel meer informatie beschikbaar, is de vraag relevant of met de huidige kennis en inzichten een keuze van weegfactoren verantwoord is. Door een breed scala aan thema's en achterliggende informatie binnen de hoofdcategorieën te gebruiken, is naar onze mening het meest zorgvuldige resultaat verkregen.

De kwetsbaarheidanalyse omvat 180 aandachtssorten, die ongelijk verdeeld zijn over 60 plantenfamilies. Hoewel er tussen planten onderling grote verschillen zijn gevonden voor wat betreft de relatieve kwetsbaarheid ten aanzien van metaalverontreiniging (cadmium, koper en zink), zijn de gevonden verschillen op het niveau van associaties en natuurdoeltypen veelal gering. Dit is op zich niet verwonderlijk, aangezien het evident is dat middelen van afzonderlijke data leidt tot vervlakking op een hoger abstractieniveau. Voor de eindgebruiker is met name informatie over de meest en de minst kwetsbare soorten relevant. Aan de hand hiervan kan deze inzicht verkrijgen ten aanzien van de potentiële kwaliteit van de beoogde natuurdoelen. Indien het natuurdoeltype voldoende weinig kwetsbare soorten omvat, lijkt in ieder geval een basiskwaliteit haalbaar. Indien er daarentegen veel kwetsbare soorten zijn, lijkt een hoger ambitieniveau minder voor de hand te liggen.

De in de module flora en vegetatie wijze van data-interpretatie biedt de volgende voordelen:

- Binnen een hoofdcategorie zijn verschillende thema's onderscheiden, welke veelal een grote mate van onderlinge afhankelijkheid vertonen. Door te scoren op hoofdcategorieniveau worden ongewenste dubbeltellingen voorkomen.
- Het ontbreken van informatie op een bepaald thema betekent niet dat geen uitspraak kan worden gedaan over de kwetsbaarheid van de hoofdcategorie, indien op andere thema's binnen dezelfde hoofdcategorie wel afdoende geschikte data beschikbaar zijn.

Het biedt de eindgebruiker inzicht in motivaties achter beoordelingen, m.a.w. er is geen sprake van een black box-benadering. Met behulp van de factsheets kunnen eventueel andere keuzen door de eindgebruiker worden gemaakt.

4 Module Fauna

4.1 Inleiding

4.1.1 Algemeen

In de faunamodule wordt de kwetsbaarheid bepaald van alle doelsoorten die behoren tot de in hoofdstuk 1 aangegeven natuurdoeltypen. Het onderhavige project richt zich op de natuurdoeltypen van het oude handboek Bal *et al.* (1995). Het aantal relevante groepen in het binnenkort uit te komen nieuwe handboek is sterk uitgebreid. Zo zijn aan de fauna bijvoorbeeld kreeftachtigen, kokerjuffers, steenvliegen, haften, platwormen, bloedzuigers, tweekleppigen, slakken (alleen aquatisch), kevers, spinnen, sprinkhanen/krekels en nachtvlinders (terrestrisch) toegevoegd. Daarnaast is ook het aantal doelsoorten dat onder de nieuwe natuurdoeltypen valt sterk uitgebreid. Omdat alle betrokken uitvoerende partijen in het consortium reeds langere tijd bezig zijn met het verzamelen van de benodigde ecologische informatie over soorten is er voor gekozen om niet halverwege over te schakelen op de nieuwe indeling. Vanwege de toename van het aantal soorten zou dit in veel onvoorzien extra werk hebben geleid, terwijl door het *pilot*-karakter van het project toch al de nadruk lag op het ontwikkelen en evalueren van de methodiek aan de hand van een beperkt aantal geselecteerde natuurdoeltypen die tot voorbeeld dienen.

In afwijking van de modules voor flora en sleutelsoorten wordt in de module de fauna hoofdcategorie C effecten op het individu-niveau voor niet opgenomen in de kwetsbaarheidsanalyse. Uit de literatuuranalyse is naar voren gekomen dat voor de fauna doelsoorten onvoldoende informatie van goede kwaliteit kon worden verzameld om deze aspecten mee te wegen. De kwetsbaarheidanalyse richt zich nu op ecologische aspecten die de kwetsbaarheid voor stoffen bepalen. Toxicologische data zijn wel beschikbaar voor niet doelsoorten. Deze informatie is gerangschikt naar taxonomische groeps niveau met als doel de volgorde in gevoeligheid van taxonomische groepen te vergelijken met de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse.

De fauna-doelsoorten zijn voornamelijk op basis van taxonomie onder te verdelen in een aantal soortengroepen. In onderstaande lijst worden de betreffende soortgroepen opgesomd. Tevens wordt aangegeven welke partner uit het consortium zorg draagt voor het verzamelen van de voor de kwetsbaarheidanalyse relevante gegevens:

- Vogels (Alterra).
- Zoogdieren (Alterra).
- Dagvlinders (Alterra)
- Vissen (AquaSense).
- Amfibieën (AquaSense).
- Reptielen (AquaSense).
- Libellen (AquaSense).

4.1.2 Ecologische gegevens

Het aantal factoren dat de kwetsbaarheid van diersoorten beïnvloedt is zeer groot. Op basis van ecologische en ecotoxicologische kennis is een indeling in vier hoofdcategorieën van eigenschappen gemaakt. Voor iedere hoofdcategorie zijn vragen geformuleerd die kwetsbaarheid van een doelsoort inzichtelijk maken.

A UITWENDIGE BLOOTSTELLING

- a1 Komt de soort in contact met de stof (verblijfstijd, substraat, vermijdingsgedrag)?
- a2 In welke levensfase vindt het contact plaats? Bijvoorbeeld als embryo, juveniel, reproducerende adult of als niet-reproducerende adult?
- a3 Hoe lang staat de soort in contact met de stof en hoe intensief is dit contact?
- a4 Op welke wijze vindt dit contact plaats (via voedsel, huid, ademhalingsorganen)?
- a5 Indien de opname via het voedsel plaats vindt, waaruit bestaat dan het dieet?

B INWENDIGE BLOOTSTELLING

- b1 In welke mate kan de stof worden gereguleerd? Hierbij spelen factoren als het specifieke detoxificatie mechanisme, uitscheiding (slijm, vervelling, haren, embryo) en opslag van de stof (in onder meer bot- en vetweefsel).
- b2 Zijn er perioden in de levenscyclus waarin de stof in verhoogde mate beschikbaar kan komen uit lichaamsvet of ander weefsel (bijvoorbeeld tijdens trek, winterslaap of periode van eileg)?

C EFFECTEN OP INDIVIDU-NIVEAU

Niet meegenomen in de kwetsbaarheidsanalyse

D EFFECTEN OP POPULATIE NIVEAU

- d1 Wat is het soort effect op de populatie (afnamedichtheid, verschuiving in de demografie)?
- d2 Spelen er mechanismen die de effecten op populatie kunnen camoufleren (bijvoorbeeld dichtheidsregulatie door territorialiteit)?
- d3 Over welke herstelmechanismen beschikt de soort om afnamen in populatie overleving tegen te gaan (populatie groeisnelheid, rekolonisatiesnelheid)?

De bovenstaande vragen vallen uiteen in een aantal deelvragen. Zo zal de kans en mate waarin een soort in contact komt met een stof bepaald worden door zijn habitatkeuze, trekgedrag en of de soort wel of niet een winterslaap houdt. De habitatkeuze bepaald of het dier in contact komt met de stof, een dier dat in de bodem leeft heeft een grotere kans in contact toe komen met stoffen die aan gronddeeltjes gebonden zijn zoals zware metalen dan een dier dat in de vegetatie leeft. Het trekgedrag, en de winterslaap bepalen of het dier gedurende het gehele jaar in contact staat met de stof of gedurende een deel van het jaar.

In de factsheets (zie bijlage eindrapport CD-ROM hoofdstuk 2) zijn alle ecologische en ecotoxicologische aspecten opgenomen die van invloed zijn op de vier hoofdcategorieën. Op deze aspecten is de literatuur doorzocht (algemeen toegankelijke inclusief de minder toegankelijke 'grijze'

literatuur). De verzamelde gegevens zijn vervolgens door soortspecifieke deskundigen gecontroleerd op hun betrouwbaarheid. Deze gegevens dienen als invoer voor de MCA.

4.2 Nadere uitleg toepassing methodiek

Voor de uitvoering van de Multi Criteria Analyse (MCA) is gekozen is voor toepassing van het programma BOSdA. Dit programma is ontwikkeld door het Instituut voor Milieuvraagstukken van de Vrije Universiteit en de afdeling Beleidsevaluatie en -instrumentatie van het Ministerie van Financiën.

BOSdA

Het programma is oorspronkelijk bedoeld als beslissingondersteunend instrument in de Milieu Effect Rapportage-procedure. Binnen de MER worden alternatieve locaties met elkaar vergeleken op allerlei verschillende aspecten (economische, ecologische, ergonomische etc.). Deze aspecten zijn lastig met elkaar te vergelijken omdat ze van andere grootheden en eenheden gebruik maken. Sommige aspecten zijn uitstekend in economische eenheden uit te drukken, terwijl andere meer gevoelsmatige eenheden zijn. BOSdA is een programma dat tussen alle verschillende aspecten een relatieve vergelijking uitvoert. Daarmee worden aan ongelijksoortige eenheden vergelijkbaar gemaakt.

Het programma is geschikt voor het doel van dit onderzoek, omdat hier een vergelijking wordt uitgevoerd tussen alternatieven (hier: doelsoorten) op zeer veel verschillende aspecten (hier: ecologische eigenschappen). Aspecten die op zich niet direct vergelijkbaar zijn, bijvoorbeeld levensduur en habitatkeuze, moeten worden afgewogen om te komen tot een rangschikking in kwetsbaarheid in doelsoorten. Gegeven het grote aantal aspecten waarop de afweging moet worden gebaseerd en de wens om deze afweging op een eenduidige wijze toe te passen is dit in een niet geautomatiseerde omgeving nauwelijks uitvoerbaar. Bovendien heeft het gebruik van een BOSdA als voordeel dat te traceren is welke aspecten doorslaggevend zijn geweest in de uitkomst.

4.2.1 Methodiek Fauna

Alvorens de verzamelde data ingevoerd kunnen worden in BOSdA moet eerst worden bepaald welke ecologische criteria gebruikt gaan worden, hoe de verschillende criteria zich tot elkaar verhouden, wat de betekenis is van de waardering die aan de criteria gekoppeld is en of een criterium (met zijn waardering) kwetsbaarheidverhogend of –verlagend werkt. Vervolgens moeten de waarden van de criteria vergelijkbaar worden gemaakt door de waarden van een criterium voor de verschillende diersoorten op een bepaald type schaal uit te zetten.

Als voorbeeld kan hier de casus van de homerange van doelsoorten worden gegeven.

Enkele doelsoorten hebben een uitzonderlijk grote homerange, terwijl de meeste doelsoorten een gemiddelde homerange hebben. In de MCA weegt het verschil tussen eigenschappen mee in de beoordeling van de kwetsbaarheid. In het geval van de homerange weegt derhalve een uitzonderlijk grote homerange zeer zwaar mee, en in het resultaat van de MCA zullen de soorten met zo'n grote homerange ook apart geordend worden, terwijl vrijwel geen onderscheid gemaakt meer wordt tussen doelsoorten met een gemiddelde homerange. Om dit (kunstmatige) onderscheid tegen te gaan kunnen de homeranges LOG-getransformeerd worden. Daarmee worden de verschillen genivelleerd, zodat alle waarden in een zelfde orde van grootte komen te liggen, zodat de relatieve verschillen kleiner

worden. Doelsoorten met een extreme waarde voor een criterium zullen door een LOG-transformatie niet extreem afwijken in het resultaat van de MCA (op grond van deze ene eigenschap).

Tabel 4.1: Voorbeeld van LOG-transformatie van criteria

Doelsoort	Homerange (m)	LOG Homerange (LOG m)
Elft	3000000	6,48
Barbeel	300000	5.48
Kolblei	30000	4.48
Grutto	3000	3.48
Grote Karekiet	200	2.30
Grauwe Klauwier	155	2.19
Rivierdonderpad	30	1.48

Criteria die op deze manier LOG-getransformeerd zijn, zijn homerange (criterium nummer 6) en aantal jongen per leven (criterium nummer 4).

Bepaling van de richting van de eigenschap of criterium

Het is noodzakelijk om te weten welke richting de eigenschap heeft. Met andere woorden of het een positieve of een negatieve bijdrage levert aan de kwetsbaarheid. Hoe hoger een doelsoort scoort op een criterium, hoe kwetsbaarder de soort is. In BOSdA wordt dit uitgedrukt als een kostencriterium (positieve bijdrage aan de kwetsbaarheid, hoe hoger hoe kwetsbaarder) of een baten criterium (negatieve bijdrage aan de kwetsbaarheid, hoe lager hoe kwetsbaarder). De richtingen worden bij elk criterium toegelicht (zie CD-ROM eindrapport). Omdat kosten en baten een sterk economische bijklank hebben is in dit rapport gekozen deze richting aan te geven met een pijltje omhoog (↑) voor een batencriterium (criterium werkt kwetsbaarheid verhogend) en een pijltje omlaag (↓) voor een kostencriterium (criterium werkt kwetsbaarheid verlagend).

Bepaling van het type schaal van het criterium

Het is noodzakelijk te weten op wat voor soort schaal de waarden van de eigenschappen liggen, om deze te standaardiseren en met elkaar te kunnen vergelijken. Het type schaal (binair, ratio etc.) wordt bij elke eigenschap toegelicht (zie CD-ROM eindrapport).

Standaardisatie van de waarden

De scores van de verschillende criteria kunnen alleen vergeleken worden als de meeteenheden gelijk zijn. Dit is niet altijd het geval. De standaardisatie maakt alle meeteenheden gelijk en daarmee de scores van de verschillende criteria vergelijkbaar. Met de standaardisatie verliezen de scores hun dimensie en daarmee hun meeteenheid. In de kwetsbaarheidanalyse zijn twee verschillende standaardisaties toegepast, nl. maximum- en intervalstandaardisatie. Maximumstandaardisatie wil zeggen dat de scores van dit criterium worden gerelateerd aan een lineaire functie tussen 0 en de absoluut hoogste score van dit criterium welke gelijk aan 1 wordt gesteld. Interintervalstandaardisatie wil zeggen dat de scores van dit criterium worden gerelateerd aan een lineaire functie tussen de absoluut laagste en de absoluut hoogste score van dit criterium. In het geval van dit kostencriterium wordt de absoluut hoogste score geprojecteerd op 0.

Tabel 4.2: Samenvatting van de criteria (richting, schaal en standaardisatie)

Criterium nummer (zie factsheets)	Criterium	Richting ^{*1}	Schaal ^{*2}	Toegepaste standaardisatie ^{*3}
A. Hoofdcategorie Uitwendige blootstelling				
1	Habitat/substraatkeuze	↑	Ratioschaal	Maximum
2	Maximale Levensduur	↑	Ratioschaal	Maximum
6	LOG homerange	↓	Ratioschaal	Maximum
10	Voedsel ecologie	↑	Ratioschaal	Maximum
11	Voedsel behoefte	↑	Ratioschaal	Maximum
14	Winterslaap	↓	Intervalschaal	Interval
15	Trekgedrag	↓	Intervalschaal	Interval
B. Hoofdcategorie Inwendige blootstelling				
11	Voedsel behoefte	↓	Ratioschaal	Maximum
14	Winterslaap	↑	Intervalschaal	Interval
15	Trekgedrag	↑	Intervalschaal	Interval
16	Opslagorganen	↓	Binair	-
17	Uitscheidingsmechanismen	↓	Binair	-
18	Detoxificatiemechanismen	↓	Binair	-
C. Effecten op individu niveau				
Niet van toepassing in kwetsbaarheidanalyse fauna				
D. Effecten op populatieniveau				
3	Leeftijd bij eerste reproductie	↑	Ratioschaal	Maximum
4	LOG aantal jongen/leven	↓	Ratioschaal	Maximum
5	Overleving jongen tot eerste reproductie	↓	Ratioschaal	Maximum
7	Dispersie vermogen	↓	Intervalschaal	Interval
8	Leefgebied 'patchy' of aaneengesloten	↑	Binair	-
9	Territorialiteit	↑	Intervalschaal	Interval

*1: ↑beteken hogere score voor dit aspect verhoogt de kwetsbaarheid,

↓betekent hogere score verlaagt de kwetsbaarheid.

*2: Ratioschaal: een continue schaal tussen 0 en het maximum.

Intervalschaal: een continue schaal tussen het absolute minimum en het absolute maximum.

*3: Maximumstandaardisatie: Dit wil zeggen dat de scores van dit criterium worden gerelateerd aan een lineaire functie tussen 0 en de absoluut hoogste score van dit criterium. In het geval van een ↑-criterium wordt de absoluut hoogste score gesteld op 1, in het geval van een ↓-criterium wordt de absoluut hoogste score gesteld op 0.

Interval standaardisatie: Dit wil zeggen dat de scores van dit criterium worden gerelateerd aan een lineaire functie tussen de absoluut laagste en de absoluut hoogste score (er is geen zinnig nulpunt vast te stellen).

4.2.2 Beoordelingscriteria, richting, schaal en standaardisatie

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de verschillende gehanteerde beoordelingscriteria. Het betreft hier ecologische eigenschappen van doelsoorten die iets kunnen zeggen over de kwetsbaarheid van doelsoorten in hun habitat. Er is een indeling gemaakt in vier hoofdcategorieën: Uitwendige blootstelling, Inwendige blootstelling, Effecten op individuniveau en Effecten op populatieniveau. Binnen elke categorie is een aantal subcategorieën gedefinieerd waarop daadwerkelijk een vergelijking van de doelsoorten plaats kan vinden. Voor elk van deze subcategorieën voor elke doelsoort in de literatuur getracht een “waarde” te vinden.

Om vergelijking tussen de doelsoorten mogelijk te maken moet van de beoordelingscriteria een exacte definitie worden opgesteld, moet de richting van het criterium worden bepaald, met de schaal waarop de waarden voor het criterium ligt worden bepaald en eventueel moeten de waarden worden gestandaardiseerd. In onderstaande tabel wordt voor elke subcategorie in het kort aangegeven hoe dat dit is gebeurd. Een uitgebreide beschrijving van de beoordelingscriteria, hun richting, de schaal en de standaardisatie is vastgelegd op de CD-ROM (bijlage eindrapport hoofdstuk 3).

4.2.3 Weegfactoren

Met behulp van de scores op de verschillende criteria is het in principe mogelijk de kwetsbaarheid van de doelsoorten te ordenen. Door weegfactoren te gebruiken biedt BOSdA de mogelijkheid criteria te beoordelen op hun relatieve bijdrage aan de kwetsbaarheid. Bovendien is het relatieve belang van de criteria stof afhankelijk, zo is voor een stof die accumuleert in het voedsel de voedselkeuze van veel belang, terwijl voor een stof die wordt gereguleerd dit een veel minder belangrijk criterium is.

De weegfactoren bepalen het belang van de verschillende criteria. De waarde van deze factoren voor de faunamethodiek zijn gebaseerd op het deskundigenoordeel van de schrijvers van dit rapport. Het belangrijkste verschil tussen de stoffen dat hierbij een rol heeft gespeeld was voor metalen of het een essentieel (koper, zink) of niet-essentieel metaal (cadmium) betrof. Dit heeft vooral veel invloed op de interne blootstelling, omdat essentiële metalen door het organisme gereguleerd kunnen worden. Verder was een belangrijke factor of de stoffen wel (cadmium, DDT) of niet (koper, zink) in het lichaam van een organisme accumuleren. Accumulerende stoffen worden vooral via het voedsel opgenomen en de samenstelling daarvan is in dat geval van doorslaggevend belang.

Tabel 4.3 Weegfactoren per categorie eigenschappen die zijn toegepast in de MCA voor het afleiden van rangschikkingen van fauna-doelsoorten in de kwetsbaarheidanalyse.

(Hoofd)- categorie	Omschrijving	K/B ^a	Richting invloed ^a	Koper (Cu)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	DDT en derivaten
A. Uitwendige blootstelling				0,33	0,33	0,33	0,33
1	Habitat/substraat	B	↑	0.500	0.500	0.071	0.071
2	Maximale totale levensduur	B	↑	0.000	0.000	0.214	0.214
6	LOG home range	K	↓	0.250	0.250	0.143	0.143
10	Voedseleecologie & -keuze	B	↑	0.000	0.000	0.286	0.286
11	Voedsel/energiebehoefte	B	↑	0.000	0.000	0.048	0.048
14	Winterslaap	K	↓	0.125	0.125	0.071	0.071
15	Trekgedrag	K	↓	0.125	0.125	0.071	0.071
Som:				1,00	1,00	1,00	1,00
B. Inwendige blootstelling				0.33	0.33	0.33	0.33
11	Voedsel/energiebehoefte	K	↓	0.200	0.200	0.125	0.133
14	Winterslaap	B	↑	0.000	0.000	0.125	0.200
15	Trekgedrag	B	↑	0.000	0.000	0.125	0.200
16	Opslagorganen	K	↓	0.000	0.000	0.375	0.200
17	Uitscheidingsmechanismen	K	↓	0.800	0.800	0.125	0.133
18	Detoxificatiemechanismen	K	↓	0.000	0.000	0.125	0.133
Som:				1.00	1.00	1.00	1.00
D. Effecten op populatieniveau/herstelbaarheid				0.33	0.33	0.33	0.33
3	Leeftijd bij 1 ^e reproductie	B	↑	0.176	0.176	0.176	0.176
4	LOG totale aantal jongen per leven	K	↓	0.176	0.176	0.176	0.176
5	Overleving van jongen tot 1 ^e reproductie	K	↓	0.176	0.176	0.176	0.176
7	Dispersiegedrag	K	↓	0.294	0.294	0.294	0.294
8	Verspreiding in leefgebied	B	↑	0.118	0.118	0.118	0.118
9	Territorialiteit	B	↑	0.059	0.059	0.059	0.059
Som:				1.00	1.00	1.00	1.00

^a K = gedefinieerd als 'kosten' in MCA; invloed is kwetsbaarheidverlagend (↓)

B = gedefinieerd als 'baten' in MCA; invloed is kwetsbaarheidverhogend (↑)

4.2.4 Uitwerking en verantwoording

In Tabel 4.3 worden de gebruikte weegfactoren gepresenteerd. In de uitgewerkte versie van de MCA is hoofdcategorie C: effecten op individu-niveau niet meegenomen vanwege de onvolledigheid van de verzamelde toxicologische gegevens voor vogels, zoogdieren en vlinders. Aan deze hoofdcategorie is daarom een weegfactor nul toegekend.

De som van de weegfactoren voor de sub-categorieën of eigenschappen van de drie overige hoofdcategorieën werd op 0,33 gesteld, zodat deze gelijkelijk de kwetsbaarheid bepalen. Het totaal van de weegfactoren komt hierdoor op 1. Per hoofdcategorie is vervolgens de relatieve bijdrage van de eigenschappen bepaald. Aangezien deze bijdragen stof-afhankelijk zijn, zijn er voor de 4 stoffen verschillende lijsten met weegfactoren gekozen (zie Tabel 4.3). In de keuze voor de weegfactoren is kennis over de ecotoxicologie van de stoffen toegepast. Zo is voor DDT, waarvan bekend is dat de stof accumuleert met de tijd, de voedselkeuze als een belangrijk criterium beoordeeld wat zich uit in een relatief hoge weegfactor voor voedselkeuze. De weegfactoren geven dus vooral het relatieve belang van de eigenschappen aan voor de kwetsbaarheid voor een specifieke stof. Vergelijking van weegfactoren tussen stoffen voor dezelfde eigenschappen is niet informatief. Bijvoorbeeld, de weegfactor voor uitscheidings-mechanismen voor cadmium en DDT is veel lager dan die voor koper en zink, maar dit komt louter doordat het aantal relevante (en dus met een weegfactor ingevulde) eigenschappen binnen de hoofdcategorie inwendige blootstelling voor koper en zink veel lager is. De weegfactoren geven dus vooral het relatieve belang van een eigenschap aan in de hoofdcategorie voor een stof.

A. Uitwendige blootstelling

Voor de niet-accumulerende metalen koper en zink zijn de maximale totale levensduur, de voedsel-ecologie en de voedsel/energiebehoefte niet meegeteld. Voor de uitwendige blootstelling aan koper en zink is blootstelling via het substraat waarop de dieren leven het belangrijkste geacht. Daardoor speelt de home-range ook een relatief belangrijkere rol dan vermindering van de blootstelling door winterslaap en trekgedrag. Vanwege hun accumulerende karakter zijn voor cadmium en DDT de blootstelling via het voedsel (en derhalve de voedsel-ecologie en de voedselbehoefte) en de maximale levensduur juist wel zwaar meegewogen. Blootstelling via het substraat waarop de dieren leven is dan van relatief minder belang.

B. Inwendige blootstelling

Bij cadmium en DDT is verondersteld dat vermindering van de interne blootstelling door de mogelijkheid deze accumulerende stoffen op te slaan (b.v. DDT in lichaamsvet) een relatief grote rol speelt. Vooral door de opslag van DDT in vet wegen ook winterslaap en trekgedrag voor deze stof zwaar mee aangezien dieren bij trek en winterslaap op hun vetreserves teren waardoor DDT beschikbaar komt wat de interne blootstelling verhoogt. Bij Cd spelen trek en winterslaap een geringere rol, omdat Cd vooral wordt opgeslagen in nieren en lever. Doordat voor DDT zowel opslag, winterslaap en trek een hoge weegfactor krijgen terwijl Cd alleen voor opslag een hoge weegfactor krijgt en de som van alle weegfactoren 0.33 is lijkt het alsof opslag bij Cd zwaarder wordt gewogen dan bij DDT.

In het geval van de essentiële metalen koper en zink is verondersteld dat het wel of niet bezitten van detoxificatiemechanismen geen rol speelt omdat deze metalen gereguleerd worden. Opslagorganen voor deze metalen zijn er om dezelfde reden ook niet, waardoor het vrijkomen van koper en zink tijdens de trek en winterslaap eveneens van geen belang is.

C. Effecten op individu-niveau

Deze hoofdcategorie is niet meegewogen.

D. Effecten op populatieniveau/herstelbaarheid

Het doorwerken van op individu-niveau opgetreden effecten en het herstel na verwijdering van verontreinigingen kan onafhankelijk worden geacht van de stof die het effect (in het verleden) heeft veroorzaakt. Om deze reden is per eigenschap bij alle vier de stoffen een zelfde weegfactor in de MCA gebruikt.

Het zwaarste gewicht is toegekend aan het dispersiegedrag, hierbij is verondersteld dat populaties van soorten die weinig dispersie vertonen een grote kans hebben lokaal uit te sterven door de op de locatie aanwezige toxische stress, bovendien is de kans op rekoloniseren van een uitgestorven patch bij deze soorten klein. Verspreiding binnen het leefgebied ('patchiness') en territorialiteit zijn in verhouding tot het dispersiegedrag van iets minder belang geacht omdat deze factoren alleen invloed hebben op rekolonisatie en minder op lokaal uitsterven. Hierna zijn de hoogste gewichten toegekend aan de eigenschappen die handhaving en herstel van de populatie via voortplanting bepalen, n.l. productie en overleving van de nakomelingen en de tijd die een dier nodig heeft om voor het eerst tot voortplanting te komen.

4.3 Kwetsbaarheidanalyse resultaten

4.3.1 Score per doelsoort per stof

Op basis van de ecologische kenmerken zijn de faunadoelsoorten door middel van de MCA geordend op hun kwetsbaarheid voor Cd, DDT en Cu en Zn.

Op de CD-ROM (bijlagen eindrapport hoofdstuk 5) zijn de volledige scorelijsten opgenomen die de volgorde aangeven van de kwetsbaarheid van soorten. De soortsgroepen hebben daar bovendien ieder een eigen kleur gekregen, zodat de verdeling van de soortsgroepen over de kwetsbaarheids-range duidelijk inzichtelijk is. Daarnaast wordt de score per doelsoort voor een stof ook grafisch weergegeven.

De maximale score is 1. Geen enkele soort zal deze halen aangezien de soort dan op alle eigenschappen maximaal kwetsbaar moet hebben gescoord. Voor Cu en Zn is een gezamenlijke scorelijst opgenomen, omdat voor deze stoffen geen onderscheid is gemaakt in weegfactoren en omdat door het weglaten van de toxiciteitsgegevens voor de MCA geen onderscheid meer kan worden gemaakt tussen deze stoffen.

In onderstaande tabellen worden TOP 5's van doelsoorten gepresenteerd. Deze TOP 5 laat de 5 doelsoorten zien die door de MCA als meest kwetsbaar en de 5 doelsoorten die door de MCA als minst kwetsbaar worden aangewezen voor de vier onderzochte stoffen.

Tabel 5.4a: TOP 5 van meest kwetsbare doelsoorten per stof uit de MCA

Plaats in TOP 5	Cadmium	Score	DDT	Score	Koper en zink	Score
1	Noordse stern	0,61	Noordse stern	0,56	Bruine korenbout	0,55
2	Ooievaar	0,6	Ooievaar	0,55	Rivieronderpad	0,54
3	Blauwe kiekendief	0,59	Barbeel	0,54	Waterspitsmuis	0,54
4	Visdief	0,59	Visdief	0,54	Bempje	0,52
5	IJsvogel	0,57	Blauwe kiekendief	0,53	Glassnijder	0,51

Tabel 5.4b: TOP 5 van minst kwetsbare doelsoorten per stof uit de MCA

Plaats in TOP 5	Cadmium	Score	DDT	Score	Koper en zink	Score
5	Spiegeldikkopje	0,31	Moerasparelmoervlinder	0,33	Adder	0,32
4	Zilvervlek	0,31	Grote vos	0,32	Das	0,31
3	Moerasparelmoervlinder	0,3	Sleedoornpage	0,31	Grote vos	0,31
2	Grote vos	0,29	Korhoen	0,3	Kleine parelmoervlinder	0,31
1	Sleedoornpage	0,29	Noordse woelmuis	0,3	Gladde slang	0,3

De scorelijsten weerspiegelen, naast de ecologische kenmerken, het belang dat bij de verschillende stoffen is gehecht aan de ecologische eigenschappen (zie 4.2.4). Voor DDT zijn m.n. soorten kwetsbaar die hoog in de voedselpyramide staan, een lange levensduur hebben en trekken of een winterslaap houden. Soorten die hoog in de voedselpiramide staan en lang leven zijn kwetsbaar voor Cd, terwijl soorten die in water, waterbodem of bodem leven kwetsbaar zijn voor Cu en Zn. In de bijlagen zijn de volledige resultaten voor alle doelsoorten gegeven waaruit ook is af te leiden welke rol een van de drie aspecten: uitwendige blootstelling, inwendige blootstelling en effecten op populatieniveau heeft gespeeld in het tot stand komen van het eindoordeel van de kwetsbaarheid.

4.3.2 Gemiddelde score van alle doelsoorten in natuurdoeltypen

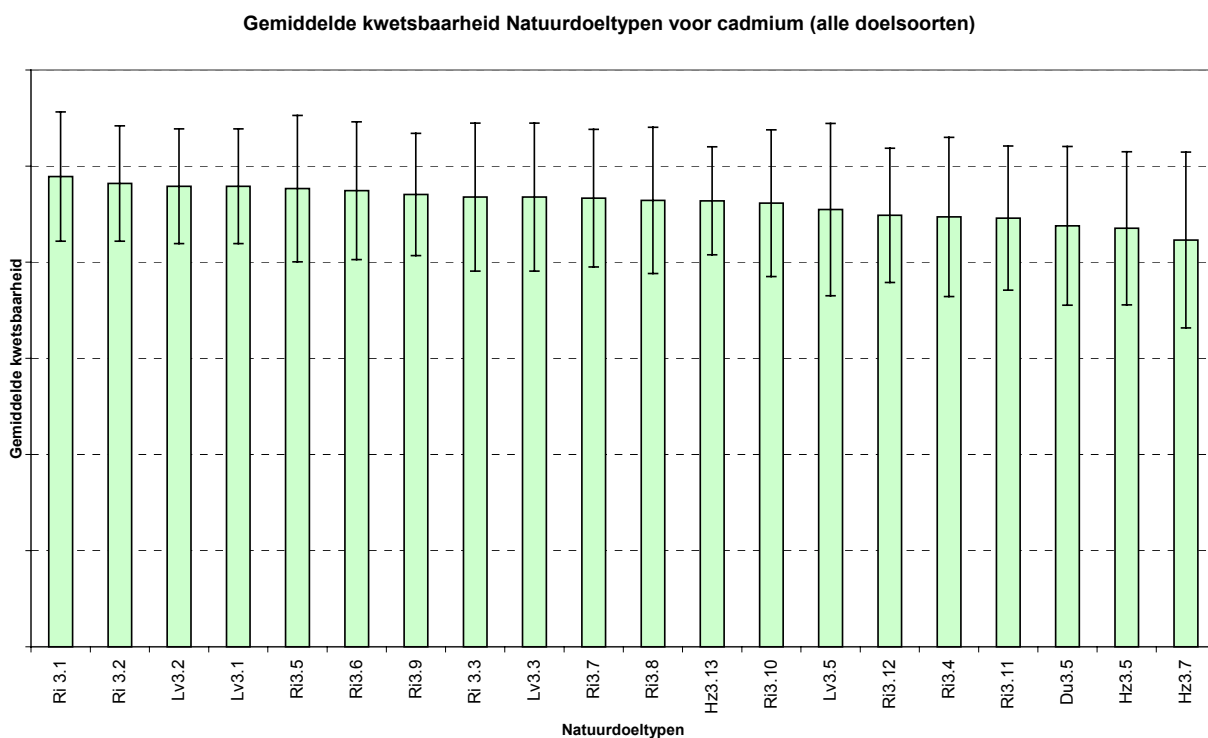
Met behulp van de scorelijsten (zie hierboven) per natuurdoeltype is de gemiddelde kwetsbaarheid per natuurdoeltype berekend. Deze gemiddelde score is vervolgens gebruikt om de natuurdoeltypen te ordenen op basis van de gemiddelde kwetsbaarheid.

De gemiddelde kwetsbaarheid van een natuurdoeltype is berekend volgens onderstaande formule:

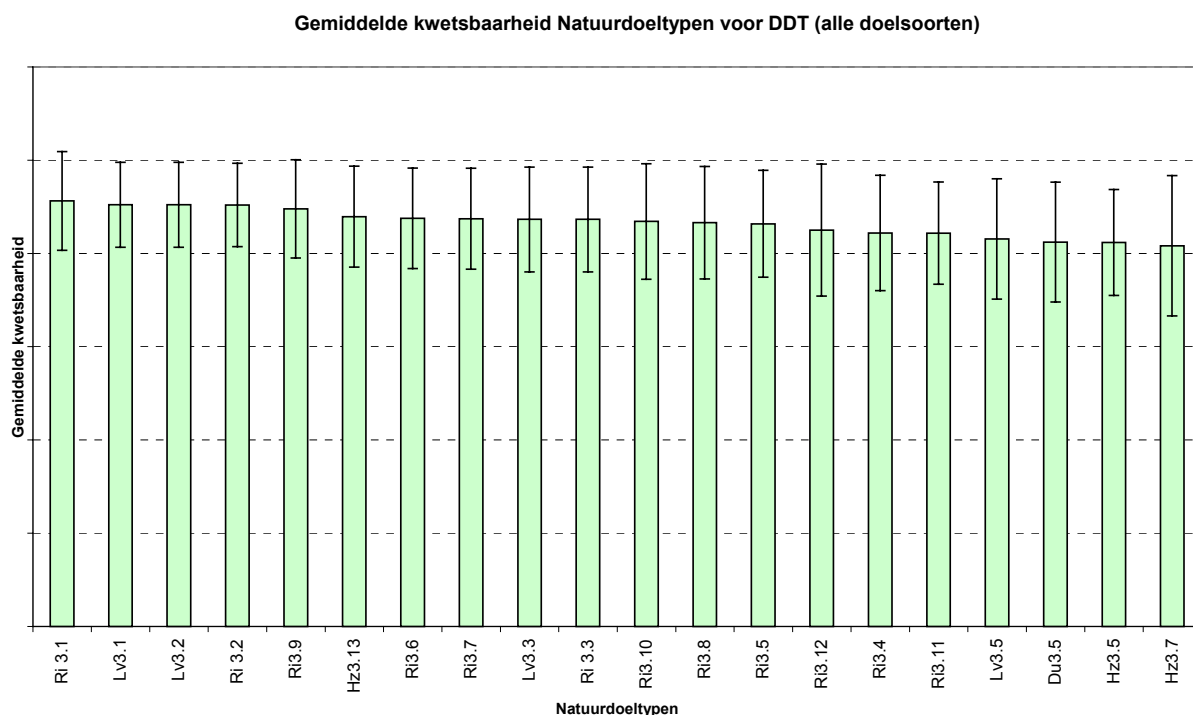
$$\Sigma(\text{kwetsbaarheid soort1..soortN})/N$$

Waarin N = het aantal soorten in een bepaald natuurdoeltype.

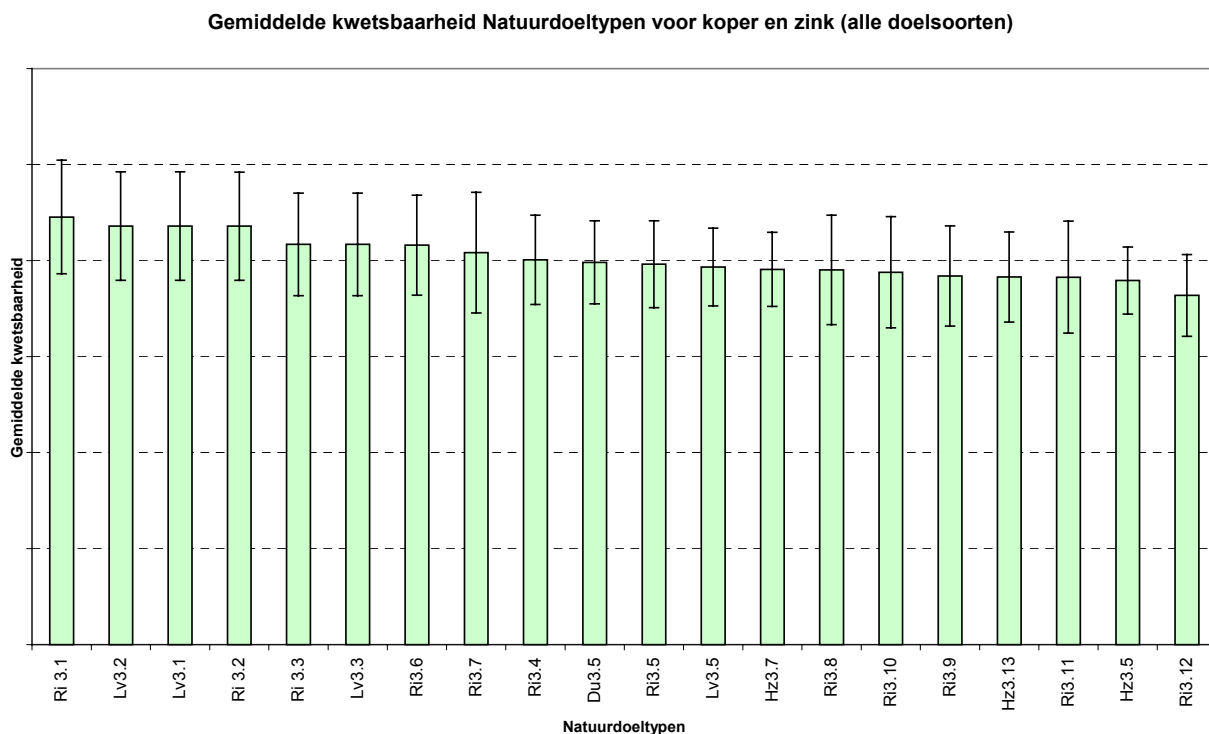
In onderstaande grafieken wordt de volgorde van de natuurdoeltypen weergegeven, geordend naar de gemiddelde kwetsbaarheid voor de vier onderzochte stoffen. Ook is in de grafiek de standaarddeviatie weergegeven per natuurdoeltype.



Figuur 4.2 Ordening van natuurdoeltypen naar gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten voor cadmium.



Figuur 4.3 Ordening van natuurdoeltypen naar gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten voor DDT



Figuur 4.4 Ordening van natuurdoeltypen naar gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten voor koper en zink.

De volgorde van kwetsbaarheid van natuurdoeltypen is minder doorzichtig, de verschillen tussen de gemiddelde kwetsbaarheid van doelsoorten in natuurdoeltypen zijn klein, terwijl de spreiding relatief

groot is. Dit wil zeggen dat in elk natuurdoeltype soorten voorkomen die relatief kwetsbaar zijn, maar ook soorten die relatief minder kwetsbaar zijn. Deze resultaten worden volledig in de bijlage gepresenteerd.

Opvallend is dat Ri3.1 in alle gevallen als kwetsbaarste natuurdoeltype naar voren komt. Ook Lv3.1, Lv3.2 en Ri3.2 zijn gemiddeld altijd kwetsbaar. Terwijl Hz3.5 en Hz3.7 altijd aan de minder kwetsbare kant van de gemiddelde scores staan.

4.4 Ecotoxicologische gegevens

Slechts voor een beperkt aantal doelsoorten zijn ecotoxicologische data voorhanden. Dit zijn m.n. data ontleend aan dood gevonden individuen waarbij geen directe relatie kan worden gelegd tussen de in de weefsels gemeten gehalten en de gevoeligheid van de bemonsterde individuen, zie bijv. (Klok et al 1998; van den Brink & Ma 1998) voor gehalten aan Cd en PCB bepaald in dode dassen.

Ecotoxicologische toetsen welke inzicht geven in de gevoeligheid voor toxische stoffen worden over het algemeen uitgevoerd onder laboratorium omstandigheden met soorten die in laboratoria goed te houden zijn. De gevoeligheid van deze soorten kan niet direct worden geëxtrapoleerd naar doelsoorten. Wel kan uit de voorhanden zijnde de gevoeligheid per taxonomische groep worden bepaald, welke vervolgens kan worden vergeleken met de resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse. Toxicologische gegevens voor de taxonomische groepen vogels, zoogdieren en insecten zijn verzameld waarbij effecten zijn bepaald bij bepaalde gehalten van Cd, DDT, Zn respectievelijk Cu in het voedsel (zie bijlagen einddocument CD-ROM). Tabel 4.5 geeft de gemiddelde gevoeligheid van de taxonomische groepen weer. Binnen de taxonomische groepen kunnen de gevoeligheden sterk uiteen lopen (zie bijlage eindrapport CD-ROM).

Tabel 4.5: Gemiddelde gevoeligheid van taxonomische groepen voor stoffen

	Cd		Cu		Zn		DDT	
Vogels	14	n=11	90	n=2	1000	n=1*	8.4	n=13
Zoogdieren	25	n=8	118	n=5	150	n=1*	129	n=6
Insecten	22	n=9	700	n=4	100	n=3	10	n=1

Gehalten in voedsel in mgkg^{-1}

* gebaseerd op NOEC

Tabel 4.5 laat zien dat de gevoeligheid van de taxonomische groepen voor Cd weinig verschilt. Insecten blijken minder gevoeliger voor Cu dan zoogdieren en vogels, voor Zn echter zijn insecten gevoeliger dan vogels en zoogdieren. DDT is minder giftig voor zoogdieren dan voor vogels of insecten.

Uit de kwetsbaarheidanalyse blijkt dat vogels gemiddeld kwetsbaarder zijn voor Cd dan zoogdieren of insecten. Voor Cu en Zn zijn insecten kwetsbaarder dan vogels en zoogdieren terwijl voor DDT wederom de vogels de kwetsbaarste groep vormen. Met name voor DDT verschilt de volgorde in gevoeligheid en kwetsbaarheid.

Tabel 4.6: Volgorde kwetsbaarheid taxonomische groepen

	Cd	Cu, Zn	DDT
Vogels	1	2	1
Zoogdieren	2	3	2
Insecten	3	1	3

4.5 Discussie

Uit de kwetsbaarheidanalyse van fauna doelsoorten komt naar voren dat soorten die hoog in de voedselpyramide staan, een lange levensduur hebben en trekken of een winterslaap houden kwetsbaar zijn voor DDT. M.n. vogels scoren hoog op deze criteria en zijn hierdoor over het algemeen kwetsbaarder dan de andere groepen.

Voor Cd geeft de kwetsbaarheidsanalyse aan dat vogels kwetsbaarder zijn dan zoogdieren respectievelijk insecten, deze volgorde blijkt niet uit de gevoeligheid, waarbij nauwelijks verschil is te maken tussen de groepen.

Soorten die een groot deel van hun leven verblijven in water, waterbodem of bodem blijken kwetsbaar te zijn voor Cu en Zn. Hierdoor zijn vissen, amfibieën en insecten kwetsbaarder dan vogels, zoogdieren en reptielen.

De volgorde in kwetsbaarheid van vogels, zoogdieren en insecten voor de vier stoffen komt slechts deels overeen met de gevoeligheid van deze groepen voor de stoffen. Terwijl de gevoeligheid m.n. gebaseerd is op de effecten van toxische stoffen op individuen van soorten welke worden gehouden onder laboratorium omstandigheden, waarbij alle andere condities optimaal zijn, poogt de kwetsbaarheidanalyse juist het risico van toxische stoffen op populatie niveau onder veldomstandigheden in te schatten. Zo is het mogelijk dat een soort op individu niveau kwetsbaar is, wat zich zou kunnen uiten in een hoge gevoeligheid, terwijl op populatie niveau sterfte van een groot aantal individuen zeer snel gecompenseerd kan worden door een hoge reproductie of immigratie uit andere gebieden. De resultaten van de kwetsbaarheidanalyse hoeven dus niet overeen te komen met die van de toxicologische gevoeligheid.

De kwetsbaarheid van de natuurdoeltypen wordt m.n. bepaald door de faunistische soortensamenstelling. Indien een natuurdoeltype veel kwetsbare soorten bevat zal het natuurdoeltype kwetsbaar scoren. In tegenstelling tot fauna waarbij soorten en associaties sterk gebonden zijn aan specifieke natuurdoeltypen vertonen de fauna doelsoorten een veel grotere spreiding over de natuurdoeltypen. Hierdoor is er een minder duidelijke link tussen de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen fauna met fauna doelsoorten dan voor flora.

In de fauna kwetsbaarheidanalyse is gekozen voor een gelijke weging van de drie aspecten: uitwendige blootstelling, inwendige blootstellingen en effecten op populatieniveau. Het belang van deze drie aspecten voor de overlevingskans van populaties kan verschillen per soort. De methodiek van de kwetsbaarheidanalyse laat echter een soortspecifieke toekenning van weegfactoren niet toe, bovendien is dit niet wenselijk daar dit de algemene toepasbaarheid van de methodiek zou verkleinen.

5 Module bodemprocessen en sleutelsoorten bodemfauna

5.1 Inleiding

Voor het bereiken van natuurdoelen op (verontreinigde) bodems is het van groot belang dat de bodem voldoende functioneert. Energie- en nutriëntenstromen door het ecosysteem zijn essentieel afhankelijk van schakels in het bodemcompartiment. De decompositie van organisch materiaal is daarbij de kern van de zaak: processen zoals strooiselfragmentatie, stikstofmineralisatie en humusvorming moeten goed verlopen ten behoeve van een goede nutriëntencyclus. Behalve mineralisatie van stikstof zijn ook het verloop van andere processen die de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten beïnvloeden belangrijk, bijvoorbeeld nitrificatie en denitrificatie van stikstof, mineralisatie van fosfaat. Ook is de opname van voedingsstoffen door planten afhankelijk van symbiosevorming met mycorrhiza. Daarnaast kan ook bodemontwikkeling (profielopbouw met bijhorende differentiatie in fysisch-chemische eigenschappen) vanuit een onontwikkelde situatie na herinrichting bepalend zijn voor het realiseren van sommige natuurdoelen op langere termijn. Dergelijke ecologische processen die bijdragen aan het (natuurlijk) functioneren worden aangeduid met *life support functions*.

De bodem is een belangrijke drager van life support functions. Door Schouten et al. 1997 worden voor de bodem life support functions beschreven met bijbehorende processen (tabel 5.1). Ook staat in de tabel vermeld welke indicatieve variabele (soortengroep) verantwoordelijk is voor deze processen. Voor de afbraak van organisch materiaal en recycling van voedingsstoffen zijn micro-organismen primair verantwoordelijk. Daarnaast kan de bodemfauna een belangrijke katalyserende functie hebben op het verloop van deze processen (Verhoef & Brussaard, 1990).

Bij de beïnvloeding van micro-organismen door bodemfauna kunnen drie categorieën onderscheiden worden (Visser, 1985):

- Oppervlaktevergroting van strooisel en het mixen en het in de bodem brengen van organisch materiaal, waardoor microorganismen beter in contact met substraat kunnen komen;
- Verspreiding van micro-organismen;
- Begrazing van micro-organismen, waardoor de groeisnelheid en metabolische activiteit verhoogd wordt.

Doordat regenwormen en in mindere mate potwormen, miljoenpoten, pissebedden of mijten organisch materiaal fragmenteren dragen ze bij aan de oppervlaktevergroting van strooisel en het mixen en het in de bodem brengen van organisch materiaal. Hierdoor komt het organisch materiaal beter beschikbaar voor de afbraak door micro-organismen.

Stikstofmineralisatie kan gestimuleerd worden door begrazing door micro-arthropoden(mijten en springstaarten), nematoden en protozoën. Deze effecten kunnen erg variëren. Zo kan de bijdrage van springstaarten en mijten variëren van geen of een negatief effect tot een positief effect van 70% (Seastedt, 1984, Verhoef & Brussaard, 1990).

Bodemstructuurvorming is een proces waarbij de bodemfauna, vooral regenwormen en in mindere mate potwormen, een directe bijdrage hebben. Bodemfaunasoorten die een essentiële functie bij het verloop van deze processen vervullen worden sleutelsoorten genoemd.

Tabel 5.1 Enkele 'life support functies' van de bodem met relevante processen en betrokken organismen (naar: Schouten et al, 1997). Tevens wordt de invulling voor de kwetsbaarheidanalyse weergegeven.

Life support functies	Processen	Indicatieve variabele (soortengroep)	Indicatoren kwetsbaarheidsanalyse
Afbraak van organisch materiaal	Fragmentatie	1. Bodemfauna (wormen, potwormen, miljoenpoot, pissebed, mijten)	Kwetsbaarheid sleutelsoorten (regenworm, miljoenpoot, pissebed, potworm)
	Organisch substraat omzetting	2. Bacteriële afbraakroutes 3. Paddestoelen 4. Genetische diversiteit microflora	Toxiciteitsgegevens bodemademhaling/ CO ₂ -productie
Recycling voedingsstoffen	Stikstofmineralisatie	5. Trofische interacties=1+6+7+8+9+10 (in aantal en biomassa)	Toxiciteitsgegevens mineralisatieprocessen
	Deelprocessen:		
	Microbiële activiteit	6. Micro-organismen	
	Begrazing microflora	7. Protozoën 8. Nematoden 9. Springstaarten 10. Mijten	
	Wortelvraat ➤	8. Nematoden	
	Predatie ➤	10. Mijten	
Beschikbaarheid voedingsstoffen voor planten	N-, P- en wateropname	3. Mycorrhiza paddestoelen	Wordt meegenomen in floramodule
	Nitrificatie	11. Nitrificerende bacteriën	Toxiciteitsgegevens nitrificatieprocessen
Bodemstructuur-vorming	Bioturbatie en aggregaatvorming	12. Wormen en potwormen	Kwetsbaarheid wormen en potwormen
Stabiliteit Bodemecosysteem	Trofische interacties	13. opbouw levensgemeenschap=1+7+8+9+10+12	Wordt niet meegenomen in kwetsbaarheidsanalyse

5.1.1 Keuze procesindicatoren kwetsbaarheidanalyse

In de natuurdoeltypensystematiek worden met betrekking tot decompositie en bodemvorming (nog) geen procesindicatoren of bodemfauna sleutelsoorten genoemd. Vanwege het belang voor het tot stand komen en functioneren van natuurdoeltypen is er voor gekozen ook bodemprocessen mee te nemen in de kwetsbaarheidanalyse.

Gekozen is om in de kwetsbaarheidanalyse de volgende bodemprocessen mee te nemen:

- Nitrificatie
- N-mineralisatie
- Organische substraat omzetting; strooiselafbraak en bodemademhaling
- Fragmentatie van strooisel.
- Bioturbatie en aggregaatvorming

Dit zijn life support processen waarvan in de wetenschappelijke literatuur relatief veel informatie beschikbaar is.

Fragmentatie van strooisel en bioturbatie en structuurvorming van de bodem kan als afgeleide worden gezien van de activiteit van bodemfaunasleutelsoorten. Voor deze kwetsbaarheidanalyse worden de volgende ordes bodemdieren meegenomen, omdat deze een belangrijke rol spelen bij de afbraak van organisch materiaal(fragmentatie) en/of structuurvorming van de bodem.

- Regenworm
- Potworm
- Pissebed
- Miljoenpoot

De volgende in tabel 5.1 beschreven life-supportfuncties- of processen worden niet meegenomen:

- Stabiliteit bodemecosysteem: de stabiliteit van het bodemecosysteem bepaalt in hoeverre deze bestand is tegen verstoringen en daarmee de kans dat soorten verdwijnen en de diversiteit afneemt. Om te onderzoeken in hoeverre dit proces beïnvloed wordt door bodemverontreiniging, dient uit gegaan worden van de voedselwebbenadering. Dit valt buiten het gezichtsveld van de kwetsbaarheidanalyse. In de kwetsbaarheidanalyse wordt de kwetsbaarheid van specifieke doelsoorten, sleutelsoorten en sleutelprocessen onderzocht.
- Bij stikstof mineralisatie worden de deelprocessen; beïnvloeding van micro-organismen door nematoden microarthropoden en protozoën niet meegenomen. Het gaat hierbij om indirecte beïnvloeding van de N-mineralisatie. Het effect hiervan kan erg variëren. Voor mineralisatie zijn bovendien in de literatuur veel toxiciteitsgegevens aanwezig.
- Bij beschikbaarheid voedingsstoffen voor planten wordt het effect van opname door mycorrhiza niet meegenomen.; Dit wordt verder uitgewerkt in de vegetatiemodule.

5.1.2 Inleiding module sleutelsoorten bodemfauna

Dit hoofdstuk gaat in op de kwetsbaarheid van bodemsleutelsoorten en kansrijkdom van deze sleutelsoorten op gecontamineerde bodems. De analyse beperkt zich tot de contaminanten cadmium, koper, zink en DDT en de volgende sleutelsoorten:

- Regenworm
- Potworm
- Pissebed

- Miljoenpoot

Zoals in 5.1 beschreven vervullen de sleutelsoorten een belangrijke rol bij de afbraak van organisch materiaal (fragmentatie) en/of structuurvorming van de bodem.

Daarnaast zijn deze sleutelsoorten ook belangrijk als belangrijke voedselbron voor bijvoorbeeld amfibieën, reptielen, vogels en (kleine) zoogdieren als mollen, spitsmuizen en dassen.

Het doel van deze module is tweeledig; enerzijds wordt aan de hand van kwetsbaarheidscriteria zoals bij de natuurdoelsoortenmodules de ecologische kwetsbaarheid van de sleutelsoorten en daarvan afgeleid natuurdoeltypen bepaald. Daarnaast wordt aan de hand van toxiciteitsgegevens, zowel uit laboratoriumstudies als uit veldstudies- en bioassays, geprobeerd weer te geven bij welke concentraties effecten zullen optreden. Bioassays zijn gestandaardiseerde testen waarin organismen, meestal in het laboratorium, worden blootgesteld aan grond afkomstig van een locatie met bodemverontreiniging.

De indeling van dit hoofdstuk is als volgt; In 5.2 wordt eerst een algemene beschrijving van de sleutelsoorten gegeven. In 5.3 wordt een onderverdeling van sleutelsoorten naar natuurdoeltypen gemaakt. In 5.4 wordt de methodiek van de kwetsbaarheidanalyse uitgewerkt. De resultaten uit de kwetsbaarheidanalyse voor de zware metalen worden besproken in 5.6. In 5.6 worden de resultaten voor de kwetsbaarheid voor DDT besproken.

In 5.7 wordt de vertaling naar kwetsbaarheid van natuurdoeltypen gemaakt. In 5.8 worden de resultaten van de bioassaystudies beschreven. Een algehele conclusie wordt gegeven in 5.9.

5.2 Algemene beschrijving sleutelsoorten bodemfauna

5.2.1 Regenwormen

Door fragmentatie van organisch materiaal en het mixen van dit organisch materiaal in de bodem hebben regenwormen een zeer belangrijke functie bij de decompositie van organisch materiaal. Daarnaast zijn ze ook cruciaal voor bodemvorming en een goede bodemstructuur vanwege het graven van gangen en het vormen van stabiele bodemaggregaten. Bodems met weinig of geen regenwormen hebben vaak een slecht ontwikkelde laag van onverteerd bladmateriaal, door een scherpe grens gescheiden van de onderliggende minerale bodem. Dit zijn bodems met een morhumusprofiel. Mull profielen zijn hiervan het andere uiterste (Edwards & Lofty, 1972), waarbij het organisch materiaal in grote mate door de bodem is vermengd.

Niet alle regenwormen vervullen hun rol op dezelfde manier. Er worden drie ecologische typen van regenwormen onderscheiden (Bouché, 1977): anecische, epigeïsche en endogeïsche regenwormen. Anecische regenwormen vormen diepe verticale gangen in de bodem, en voeden zich met bladeren en ander organisch materiaal dat ze van het bodemoppervlakke vandaan halen. Epigeïsche regenwormen leven in de strooisellaag op het bodemoppervlak of in de bovenste minerale bodemlagen.

Endogeïsche regenwormen leven dieper in de minerale bodemlagen. Zij consumeren grond en voeden zich met de organische stof hierin. Veel soorten bevinden zich ergens tussen deze drie uitersten typen in.

Regenwormen komen voornamelijk voor in vochtige, matig zure, voedselrijke bodems van akkers, graslanden, ruigten, struweel en bos (Sinnige et al, 1992). In grasland komen de grootste dichtheden

regenwormen voor. De aantallen schommelen van 300-9000 m⁻². Deze dichtheden gelden niet voor zandgronden, daar liggen de dichtheden veel lager. Zure bosbodems zijn schaars bevolkt met wormen, en kennen een lagere soortenrijkdom. Vooral de soorten *Dendrobaena octaedra* en *Lumbricus rubellus* komen hier voor (J. Bodt, mondelijke mededeling).

5.2.2 Miljoenpoten

De belangrijkste rol van miljoenpoten is fragmentatie van organisch materiaal. Hoewel regenwormen in veel terrestrische ecosystemen de belangrijkste detritivoren zijn, kunnen miljoenpoten daar waar weinig regenwormen voorkomen een belangrijke rol vervullen bij de fragmentatie van strooisel. In bosgebieden kunnen miljoenpoten als de belangrijkste groep van saprofagen worden beschouwd (Wallwork, 1976).

Hoewel verschillende ecomorfologische groepen van miljoenpoten worden onderscheiden, is de ecologische functie van de verschillende soorten vergelijkbaar (Hopkin, 1992). Wel wordt verschil in microhabitatkeuze van verschillende soorten gevonden, en beïnvloedt de lichaamsgrootte van de soort het type voedsel dat gegeten wordt.

Binnen de miljoenpoten is de volgende driedeling aan te brengen, voor wat betreft hun voorkomen en uiterlijke kenmerken (Sinnige, 1992):

- De orde Julida en Craspedosomatida zijn cilindrisch gevormde miljoenpoten. Deze miljoenpoten zijn in staat tot graven in de bodem of rottend hout. Ze zijn relatief goed bestand tegen uitdroging.
- De orde Polydesma bestaat uit lange, afgeplatte miljoenpoten met een cuticula die niet volledig waterdicht is. Hierdoor zijn ze erg gevoelig voor uitdroging en hun voorkomen beperkt zich meestal tot vochtige of natte habitats in bossen. Daar zij niet graven, moeten zij bestaande schuilplaatsen onder gevallen bladeren of dood hout gebruiken.
- De orde Glomerida bestaat uit korte miljoenpoten, die zich tot een kogel op kunnen rollen. Ook deze groep miljoenpoten is in staat tot graven en bewoont voornamelijk kalkrijke graslanden. Deze groep is relatief goed bestand tegen uitdroging. Zij spelen van de miljoenpoten waarschijnlijk de belangrijkste rol in het vermengen van organisch materiaal met minerale delen (Wallwork, 1976; Marinissen, 1986).

Miljoenpoten leven voornamelijk op het grensvlak tussen de minerale en organische bodemlaag. De grootste soortenrijkdom aan miljoenpoten wordt gevonden in vochtige bossen op basisch of kalkrijk materiaal. Behalve in bosgebieden zijn zij ook in kalkrijke graslanden belangrijk in het vermengen van organisch materiaal met het minerale bodemmateriaal, met name daar waar regenwormen weinig voorkomen.

De meeste soorten miljoenpoten komen voor onder zwakzure of basische omstandigheden, een aantal heeft een duidelijke voorkeur voor basische of kalkrijke omstandigheden (veertien soorten). Van acht soorten wordt vermeld dat ze ook onder zure omstandigheden voor kunnen komen (Sinnige, 1992).

5.2.3 Pissebedden

Net als bij miljoenpoten is de belangrijkste rol van pissebedden fragmentatie van strooisel. Hassall & Sutton (1978) berekenden dat in een duingrasland een populatie pissebedden (*Philoscia muscorum*, *Armadillidium vulgare* en *Porcellio scaber*) ongeveer 10% van de jaarlijkse strooiselproductie consumeerde. In verband met de rol van isopoden als strooiselafbrekers, is vooral de assimilatie-efficiëntie (30%) voor droge stof belangrijk. Hoewel regenwormen in het algemeen een grotere

biomassa vertegenwoordigen dan pissebedden, zou volgens Wallwork (1970) de kwantitatieve bijdrage van beide groepen aan het functioneren van het ecosysteem niet sterk verschillen (Van Capelleveen,).

Er kan binnen de groep van pissebedden onderscheid worden gemaakt in twee ecologische typen: *op* de bodem levende en *in* de bodem levende pissebedden. De in de bodem levende pissebedden zijn klein en aangepast voor het leven in bodemporiën (Schmalfuss, 1984). Zeven algemeen voorkomende soorten pissebedden kunnen als volgt worden gerangschikt naar de mate van oppervlakte-activiteit:

Armidillium vulgare > *Porcellio scaber* > *Philoscia muscorum* > *Trichoniscus pusillus* > *Platyarthus hoffmannseggii* = *Trichoniscus pygmaeus*.

Levensgeschiedeniskenmerken zijn gerelateerd aan de stratificatie van voorkomen in de bodem:

Levensgeschiedenis kenmerk	Bodemactief	Oppervlakte-actief
Aandeel "broedend"	klein	groot
Aantal nakomelingen	groot	klein
Grootte van nakomelingen	relatief groot	relatief klein
Individuele groeisnelheid	snel	langzaam
Ontwikkelingstijd	lang	kort

Een rijke isopodenfauna komt met name voor op kalkrijke mull-bodems met een neutrale of basische pH, die ook rijk zijn aan regenworm en duizendpoten. Enkele soorten komen ook op mor-bodems voor (Sutton, 1972).

Een van de voornaamste regulerende milieufactoren voor de verspreiding van pissebedden is de luchtvochtigheid. De ontwikkeling van een broedbuidel waarin de jongen verblijven als aanpassing om uitdroging te voorkomen houdt hiermee verband.

5.2.4 Potwormen

Hoewel de directe bijdrage aan de bodemademhaling gering is (niet meer dan 2%), zijn er indicaties dat de indirecte effecten op het bodemmetabolisme en de nutriëntencycling aanzienlijk kunnen zijn. Hoewel in productieecologische studies potwormen vaak als 50% saprovoor, 25% bacterivoor en 25% fungivoor worden beschouwd (Persson et al., 1980, Lagerlöf et al., 1989), is het volgens andere bronnen aannemelijker dat ze 80% microbivoor en 20% saprovoor zijn (Didden, 1993). (Sommige soorten van) potwormen zijn in extreme situaties (vooral zure) veel beter aangepast dan regenwormen. In deze extreme situaties kunnen ze een grote rol in het functioneren van de bodem hebben. In andere situaties is hun rol t.o.v. de andere sleutelsoorten kleiner.

Hoewel de grootste variëteit aan soorten worden gevonden in matig zure tot basische milieus, kunnen potwormen in zure milieus (venen, heiden en dennenbossen) zeer hoge dichtheden bereiken. In deze zure milieus bestaat in Nederland 95% van de populatie uit de soort *Cognettia sphagnetorum*.

5.3 Onderverdeling sleutelsoorten naar natuurdoeltypen

In de natuurdoeltypensystematiek worden geen sleutelsoorten bodemfauna aangegeven. Ten behoeve van een kwetsbaarheidanalyse op het niveau van natuurdoeltypen wordt daarom per natuurdoeltype een lijst van specifieke sleutelsoorten opgesteld. Alleen de terrestrische natuurdoeltypen uit deze pilotstudie werden hierbij in beschouwing genomen.

Dit werd gedaan door middel van literatuurstudie en het raadplegen van deskundigen.

In bijlage xxx zijn deze lijsten en de wijze waarop deze tot stand zijn gekomen beschreven.

Een kwetsbaarheidanalyse op dit soortniveau bleek echter niet mogelijk, omdat onvoldoende gegevens aanwezig bleken te zijn. Bovendien komt per natuurdoeltype een brede range aan soorten voor, en is het niet mogelijk per natuurdoeltype een differentiërende sleutelsoort aan te geven, althans met betrekking tot algemene (i.e. ecologisch goed beschreven) soorten. Wel zijn deze soortenlijsten bruikbaar om soorten te selecteren voor monitoring of het uitvoeren van bioassays op dergelijke locaties.

De kwetsbaarheidanalyse wordt op basis van de volgende groepen van sleutelsoorten uitgevoerd:

- Regenwormen anecisch
- Regenwormen endogeïsch
- Regenwormen epigeïsch
- Miljoenpoten
- Pissebedden
- Potwormen

Voor regenwormen werden de drie ecologische typen apart in de kwetsbaarheidanalyse meegenomen. Bij pissebedden echter werden de twee ecologische typen (oppervlakte- en bodemactieve pissebedden) niet apart in de kwetsbaarheidanalyse meegenomen wegens gebrek aan ecologische informatie op soortniveau.

Omdat ook binnen de groepen van sleutelsoorten grote verschillen in ecologische eigenschappen kunnen bestaan, is per groep een soort uitgekozen op basis van welke eigenschappen de kwetsbaarheidanalyse wordt uitgevoerd. Gekozen is voor soorten die wijdverbreid over de natuurdoeltypen voorkomen en een belangrijke rol bij strooiselafbraak of bodemvorming spelen. Voor potwormen is een soort gekozen die vooral in zure milieus voorkomt, omdat in dergelijke milieu's potwormen een belangrijke rol t.o.v. de andere sleutelsoorten spelen. Bovendien is *C. sphagnetorum* één van de weinige soorten potwormen waar relatief veel toxiciteitsonderzoek naar is gedaan.

Voor de volgende soorten is gekozen:

Regenwormen anecisch: *L. terrestris*

Regenwormen endogeïsch: *A. caliginosa*

Regenwormen epigeïsch: *L. rubellus*

Miljoenpoten: *Julus scandinavicus*

Pissebedden: *Porcellio scaber*

Potwormen: *Cognettia sphagnetorum*

Om op basis van de kwetsbaarheid van sleutelsoorten toch een uitspraak te doen over de kansrijkdom van een specifiek natuurdoeltype op verontreinigde bodem, werd aan iedere sleutelsoort een score gegeven op basis van abundantie en mate van belangrijkheid voor functioneren van een natuurdoeltype. Per natuurdoeltype is de totaalscore voor de sleutelsoorten in totaal gelijk aan 10 eenheden.

Tabel: 5.2: Relatief belang van sleutelsoorten bodemfauna per natuurdoeltype

Natuurdoel-type	Regenwormen anecisch (<i>L. terrestris</i>)	Regenwormen endogeïsch (<i>A. caliginosa</i>)	Regenwormen epigeïsch (<i>L. rubellus</i>)	Miljoenpoten (<i>J. scandinavus</i>)	Pissebedden (<i>P. scaber</i>)	Potwormen (<i>C. sphagnetorum</i>)
Ri-3.3 Rietland en ruigte	0	1	3	2	3	1
Ri-3.4 nat schraalgras-land	0	1	3	2	3	1
Ri-3.5 stroomdal-grasland	2	2	2	1.5	2	0,5
Ri-3.6 rivierduin en slik	0	0	3	0	5	2 ¹
Ri-3.7 struweel, mantel- en zoombegroeiing	2	2	2	1.5	2	0,5
Ri-3.8 hakhout en griend	0	1	3	2	3	1
Ri-3.9 bosgemeenschappen op zandgrond	2	2	2	1.5	2	0,5
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	0	2	2	2	3	1
Ri-3.11 middenbos	2	2	2	1.5	2	0,5
Ri-3.12 parkstinzenbos	2	2	2	1.5	2	0,5
Lv-3.3 rietland en ruigte	0	1	3	2	3	1
Lv-3.5 bloemrijk grasland	0	3	3	1	2	1
Hv-3.5 droog grasland	0	0	3	2	2	3
Hv-3.7 vochtig schaal grasland	0	0	3	2	2	3
Hv-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond	0	0	2	2	2	4
Du-3.5 nat schraalgrasland	0	1	3	2	3	1

¹ Waarde niet gebaseerd op *C. sphagnetorum*.

5.4 Nadere uitleg methodiek kwetsbaarheidanalyse

Om de kwetsbaarheid van de verschillende sleutelsoorten te kunnen bepalen zijn criteria opgesteld aan de hand waarvan de kwetsbaarheid wordt bepaald. Aan de hand van deze criteria zijn voor de verschillende sleutelsoorten de bijbehorende gegevens verzameld. Om de kwetsbaarheid van de verschillende groepen van sleutelsoorten met elkaar te kunnen vergelijken werd een multicriteriaanalyse (MCA) uitgevoerd. Op grond van deze MCA en een beschouwing van gegevens uit de literatuur werd vervolgens een inschatting gedaan van de volgorde van kwetsbaarheid van de verschillende sleutelsoorten voor de metalen Cu, Cd, Zn en voor DDT.

In paragrafen 5.4.1, 5.4.2 en 5.4.3 wordt achtereenvolgens de wijze van het vaststellen van de criteria, het uitvoeren van de MCA en de dataverzameling beschreven.

5.4.1 Vaststellen criteria

Er worden vier categoriën van ecologische en ecotoxicologische eigenschappen ('criteria') onderscheiden die bepalend worden geacht voor kwetsbaarheid waarop de soorten beoordeeld zijn:

A: uitwendige blootstelling,

B: inwendige blootstelling,

C: effecten op individuniveau,

D: effecten op populatieniveau.

Bij iedere categorie zijn vragen geformuleerd die kwetsbaarheidbepalend zijn. De te gebruiken criteria zijn daaruit afgeleid.

De groepen van criteria die voor de kwetsbaarheidanalyse voor de bodemfauna zijn gebruikt komen grotendeels overeen met die van de faunadoelsoorten. Vanwege de specifieke levenswijze van bodemdieren t.o.v. de faunadoelsoorten werd een aantal criteria enigszins aangepast. Verder bleek uit de literatuurstudie voor sommige criteria onvoldoende betrouwbare gegevens voorhanden te zijn, deze werden dan niet in de kwetsbaarheidanalyse meegenomen. De keuze van de criteria staat in onderstaand kader nader toegelicht.

Kader: Criteria voor de kwetsbaarheidanalyse

A: Uitwendige blootstelling

A1: Komt het organisme met de stof in contact?

Criterium:

Grootte organisme

A2: Hoe lang staat de soort in contact met de stof en hoe intensief is dit contact?

Criteria:

Maximale levensduur

Consumptiesnelheid voedsel

A3 Op welke wijze vindt dit contact plaats?

Criterium:

Harde of zachte huid

Wordt vervolgd

B: Inwendige blootstelling

B1: In welke mate kan de stof worden gereguleerd?

Criteria:

Opslag in specifieke organen

Uitscheidingsmechanismen

Ander detoxificatiemechanisme mogelijk

Niveau van basaalmetabolisme

C: Effecten op individuniveau

C1: Wat is het soort effect dat de verontreiniging veroorzaakt (reproductie, sterfte, groei. Gedrag)?

Criterium:

Toxiciteitsdata

D: Effecten op populatieniveau

D1: wat zijn de herstelmechanismen voor de populatie (populatiegroeisnelheid, rekolonisatiesnelheid)

Criteria:

Leeftijd bij eerste reproductie

Totaal aantal nakomelingen per vrouwtje gedurende het leven

D2: Wat zijn de mogelijkheden voor rekolonisatie?

Criterium:

Dispersiegegevens

Toelichting criteria

Uitwendige blootstelling (A)

A1: Komt het organisme met de stof in contact?

Criterium:

- ***Grootte organisme***

Ten opzichte van veel faunadoelsoorten is de homerange van bodemdieren vrij beperkt. Zo is de homerange van anecische regenwormen verontreinigde locaties ongeveer 5-10 meter (Marinussen, 1997). Bodemdieren zullen fysiek gezien dan ook moeilijker kunnen vermijden dan de meeste faunadoelsoorten. Wel is zowel bij regenwormen, miljoenpoten, pissebedden als miljoenpoten bekend dat ze in staat zijn om metaalverontreinigingen te signaleren en te vermijden wanneer ze op kleine schaal een keuze hebben (Streit, 1984, Ma 1988, Capelleveen, E. van, 1987, Read and Martin, 1990, Sjögren et al., 1995). Soms stoppen ze (enige tijd) met eten. In de bodem zijn verontreinigingen vaak heterogeen aanwezig, waardoor het kunnen signaleren van verontreinigingen kwetsbaarheidsverlagend werkt. Omdat van alle sleutelsoorten dit vermijdingsgedrag voor enkele metalen bekend is en er over vermijdingsgedrag voor DDT onvoldoende gegevens aanwezig waren, is dit geen differentiërend kenmerk en werd deze niet in de kwetsbaarheidanalyse als criterium meegenomen. Wel kan de grootte van een organisme bepalend zijn voor de kwetsbaarheid; omdat bodemverontreiniging vaak heterogeen aanwezig is zouden kleinere soorten beter in staat zijn om hun niche in verontreinigde bodems te vinden en zo

verontreinigingen te vermijden (Pokarzhevskii et al., 1998). Onder A1 wordt daarom alleen de grootte van het dier als criterium meegenomen.

A2: Hoe lang staat de soort in contact met de stof en hoe intensief is dit contact?

Criteria:

- *Maximale levensduur*
- *Consumptiesnelheid voedsel*

Duur van contact(maximale levensduur):

Voor bioaccumulerende contaminanten geldt dat hoe langer een organisme staat blootgesteld, hoe groter de kans op een toxisch effect zal zijn. Het wordt algemeen aangenomen dat effect van een toxische stof beter voorspeld zou kunnen worden aan de hand van de concentratie *in* het organisme dan op basis van de externe concentratie (Van Wensem et al. , 1994). Bij voldoende blootstellingsduur zal op een gegeven moment een interne effectconcentratie bereikt worden; waarbij toxische effecten optreden. Het optreden van dit effect hangt dus nauw samen met de tijdsduur van blootstelling. Een goed criterium hiervoor is de levensduur van een organisme. Verder kunnen bodemorganismen in tijden van droogte- of koudestress inactief zijn en daardoor minder blootgesteld staan aan verontreinigingen. Dit geldt in principe voor alle sleutelsoorten, hoewel soorten die dicht aan de bodemoppervlak leven gevoeliger voor stressfactoren zijn. Omdat er in de literatuur voor de verschillende sleutelsoorten onvoldoende gegevens aanwezig waren over het percentage van de levensduur waarin een sleutelsoort inactief is, is dit criterium uiteindelijk niet meegenomen. Als criterium voor contactduur wordt daarom alleen de maximale levensduur genomen.

Intensiviteit contact (consumptiesnelheid voedsel):

Bij bodemdieren kan een groot deel van de blootstelling plaatsvinden via de opname van voedsel. De hoeveelheid geconsumeerd voedsel is daarom een criterium voor de kwetsbaarheid.

A3: Op welke wijze vindt dit contact plaats

- *Harde of zachte huid*

Er wordt algemeen verondersteld dat weke bodemdieren (zachthuidigen zoals regenwormen en potwormen) behalve via het voedsel voor een groot deel zware metalen via het poriewater opnemen (Faber & Van Kleunen, ongepubliceerd). Bodemdieren met een zachte huid worden dus extra blootgesteld. Dit geldt ook voor organische verontreinigingen zoals DDT. Doordat DDT in hoge mate lipofiel is, worden weekhuidige dieren relatief meer blootgesteld.

Binnen de groep van criteria voor externe blootstelling werden criteria voor samenstelling van hetvoedselpakket niet meegenomen:

A4: Waaruit bestaat het dieet?

- *Dieetsamenstelling*

Het dieet is bij de natuurdoelsoorten fauna een belangrijk criterium. Hierbij speelt doorvergiftiging een rol, zoals bijvoorbeeld in kritische voedselketens van predatoren van regenwormen of vissen kan optreden. De sleutelsoorten bodemfauna zijn alle saprovoor en consumeren voornamelijk (veelal dood) organisch materiaal. Een uitzondering hierop zijn potwormen die voor een groter gedeelte microbivoor zijn. Binnen de soortgroepen en tussen de soortgroepen bestaan echter wel

relatieve verschillen; endogeïsche/endogeïsche wormen consumeren bijvoorbeeld veel grond en halen hun voeding uit de organische stof. Regenwormen (anecisch en epigeïsch), pissebedden en miljoenpoten consumeren veelal strooisel, hoewel ook binnen deze groepen specifieke verschillen bestaan. Deze verschillen hangen voor een groot gedeelte samen met de plaats van voorkomen in of op de bodem (verticale stratificatie). In hoeverre deze verschillen in voedselkeuze de kwetsbaarheid beïnvloeden hangt samen met de verticale verdeling van de verontreiniging in het profiel. Komt de verontreiniging vooral in de strooisellaag voor, zoals bij atmosferische depositie vooral het geval is of bevindt die zich dieper in de bodem? Dit moet locatiespecifiek worden beoordeeld.

Ook hangt de kwetsbaarheid samen met de biobeschikbaarheid van de contaminant in het dieet. Contaminanten kunnen bijvoorbeeld vastgelegd worden in complexen van moeilijk afbreekbare humuszuren of in minerale kleideeltjes. Dit hangt voor een groot deel samen met de ouderdom van de verontreiniging en de grondsoort. Hoewel de ecologische kwetsbaarheid dus sterk samenhangt met de voedselbiologie, kan men om bovengenoemde redenen deze niet als differentierend criterium in een generieke kwetsbaarheidsanalyse meenemen.

Inwendige blootstelling (B)

B1: In welke mate kan de stof worden gereguleerd

Criteria:

- *Opslag in specifieke organen*
- *Uitscheidingsmechanismen*
- *Andere detoxificatiemechanismen*
- *Basaalmetabolisme*

Sleutelsoorten kunnen verschillende metalen in hoge mate accumuleren en detoxificeren door middel van opslag in specifieke organen zoals de hepatopancreas bij pissebedden (Hopkin & Martin, 1984) en het chloragogeenweefsel bij regenwormen (Spurgeon & Hopkin, 1999).

Behalve door vastlegging kan een contaminant ook onschadelijk worden gemaakt door specifieke uitscheidingsmechanismen. Zo kan Zn bij regenwormen worden gedetoxificeerd door binding aan fosfaatliganden in granula in heft chlorageen in uitwisseling van calcium (Spurgeon & Hopkin, 1999).

Naast dergelijke mechanismen kan in mindere mate ook de metabolische activiteit een rol spelen. Aangenomen wordt dat hoe hoger de metabolische activiteit is hoe sneller de verschillende detoxificatiemechanismen zullen functioneren.

Effecten op individu-niveau (C)

C1: Wat is het soort effect dat de verontreiniging veroorzaakt (reproductie, sterfte, groei, gedrag)?

Criteria:

- *Toxiciteitsgegevens* voor zowel letale als subletale (reproductie, groei, etc.) effecten
Wat betreft vraag C1 zijn vrij veel gegevens voor sleutelsoorten bekend: vooral met regenwormen en pissebedden zijn vrij veel toxiciteitsstudies uitgevoerd.

Binnen de groep van criteria voor interne blootstelling werden de volgende criteria niet meegenomen:

C2: In welk levensstadium vindt het effect plaats en wat is het gevoeligste levensstadium?

C3: Wat zijn de eventuele herstelmechanismen op organismaal of fysiologisch niveau; is er adaptatie?

C4: Varieert de gevoeligheid onder invloed van externe factoren zoals parasitisme, ziekte, seizoensinvloeden (temperatuur) of voedselschaarste?

Met betrekking tot deze vragen werden bij literatuurstudie (zie 5.5.3) onvoldoende gegevens gevonden om uitwerking te geven voor alle groepen sleutelsoorten. Deze vragen werden daarom niet in de kwetsbaarheidanalyse meegenomen.

Effecten op populatie niveau (D)

D1: wat zijn de herstelmechanismen voor de populatie (populatiegroeisnelheid, rekolonisatiesnelheid)

Criteria:

- *Leeftijd eerste reproductie*
- *Aantal nakomelingen per leven*

Het incassering- en eventueel herstelvermogen van een populatie is afhankelijk van productie en de overleving van nakomelingen. Vooral het aantal jongen dat zelf weer tot reproduceren komt is van belang. Alleen voor miljoenpoten waren hiervoor echter gegevens beschikbaar (Hopkin & Read, 1999). Dit criterium is daarom niet meegenomen in de analyse.

Ook is de specifieke ontwikkelingstijd om voor het eerst tot voortplanting te komen belangrijk. Indien een soort laat tot reproduceren komt is er reeds een langere blootstelling aan de verontreinigde stof geweest, waardoor de interne effectconcentratie kan zijn bereikt. Een effect kan dan een verminderd reproductievermogen zijn. Ook vervroegde sterfte kan een toxisch effect zijn. Van pissebedden is bekend dat het aantal nakomelingen per worp met de leeftijd van het vrouwtje toeneemt; oude vrouwtjes hebben een relatief grote bijdrage aan de instandhouding van de populatie, en vervroegde sterfte zou een onevenredig groot effect op de populatie kunnen hebben. Ook kan vervroegde sterfte tot effect kunnen hebben dat het organisme niet de volwassen leeftijd bereikt en daardoor niet eens tot reproduceren komt.

Bij de natuurdoelsoorten fauna is tevens het criterium mogelijkheden voor dispersie en rekolonisatie als zwaarwegend criterium meegenomen. Hoewel voor de verschillende sleutelsoorten bodemfauna wel gegevens over dispersie voorhanden zijn, konden op grond van deze gegevens geen verschillen afgeleid worden. Dit criterium werd daarom niet meegenomen.

D2: Wat zijn de rekolonisatiemogelijkheden?

Criterium:

- *dispersiemogelijkheden*

De populatieomvang kan worden aangevuld door immigratie vanuit de omgeving. In hoeverre dit een populatie onder stress op peil kan houden, hangt mede af van de specifieke dispersiemogelijkheden.

Niet meegenomen zijn:

D1: Wat is het soort effect op de populatie (dichtheidsverandering, demografische verschuivingen)

- *Dichtheid*

Dichtheidsveranderingen zijn vooral uit veldsituaties van extreme verontreinigingen (nabijheid metallurgische industrie) bekend. Een afname van de dichtheid wordt voor alle sleutelsoorten wel beschreven. Omdat het hier veelal gaat om verontreinigingen met meerdere metalen, en gegevens uit zeer verschillende studies afkomstig zijn, is het moeilijk om hier per metaal een waardering (weegfactor) te geven in een multicriteria analyse.

Effecten op de dichtheid wordt daarom niet als criterium meegenomen, maar worden apart behandeld in de discussie.

- *Demografie*

Gegevens over demografische veranderingen werden slechts gevonden voor regenwormen en pissebedden; deze waren niet eenduidig te interpreteren. Dit punt wordt daarom verder niet als criterium meegenomen, maar in de discussie besproken.

5.4.2 Multicriteria-analyse

Om de kwetsbaarheid van de verschillende groepen van sleutelsoorten met elkaar te kunnen vergelijken werd een multicriteria-analyse uitgevoerd. Hiertoe werd net als bij de module natuurdoelsoorten fauna gebruik gemaakt van het programma BOSdA (zie paragraaf 5.2).

Alvorens de analyse met BOSdA te kunnen uitvoeren zijn de volgende stappen noodzakelijk geweest:

1. Bepaling van de richting van de eigenschap (kosten/baten).
2. Vaststellen van het type schaal waarop een criterium gewaardeerd wordt: bijvoorbeeld 'binair', 'ratio' of 'klassenindeling'.
3. Standaardisatie van de soortspecifieke gegevens.
4. Vaststellen van weegfactoren.

In 5.2.2 en 5.2.3 van de faunamodule worden deze stappen in relatie tot de multicriteria-analyse nader toegelicht.

Beoordelingscriteria, richting, schaal, standaardisatie

In tabel 5.4 worden de criteria met de richting van het effect, de gebruikte schaal en de gebruikte standaardisatie samengevat.

Tabel: 5.4: Samenvatting van de criteria voor kwetsbaarheid van sleutelsoorten bodemfauna (richting, schaal en standaardisatie)

Categorie en criteria	Eenheid	Invloeds-richting ¹	Schaal ²	Standaardisatie ³
Uitwendige blootstelling (A)				
Lichaamsgrootte	Log(lich.lengte) (in cm)	+	Interval	Interval
Maximale levensduur	Maanden	+	Ratio	Maximum
Voedselbehoefte	Log(%lich.gewicht).d ag ⁻¹	+	Ratio	Maximum
Harde huid?	Ja/nee	-	Binair	n.v.t.
Inwendige blootstelling (B)				
1. Opslag in specifieke organen	Klasse 1-3	-	Interval	Interval
2. Uitscheidingsmechanismen	Klasse 1-3	-	Interval	Interval
3. Ander detoxificatiemechanisme	Ja/nee	-	Binair	n.v.t.
4. Basaalmetabolisme	Gcal.g ⁻¹ .dag ⁻¹	-	Ratio	Maximum
Effecten op individuniveau (C)				
Niet van toepassing in dit rapport, zie § 5.5.2				
Effecten op populatie niveau (D)				
5. Leeftijd eerste reproductie	Maanden	+	Ratio	Maximum
6. Aantal nakomelingen per leven	Log(aantal cocons cq nakomelingen)	-	Ratio	Maximum

De vaststelling van richting, schaal en standaardisatie van de criteria voor kwetsbaarheid van sleutelsoorten bodemfauna wordt als volgt gemotiveerd:

ad Uitwendige blootstelling (A)

- ¹ + betekent hogere score voor dit criterium verhoogt de kwetsbaarheid,
- betekent hogere score voor dit criterium verlaagt de kwetsbaarheid

- ² Ratioschaal: een continue schaal tussen 0 en het maximum.
Intervalschaal: een continue schaal tussen het absolute minimum en het absolute maximum.
Maximumstandaardisatie: Dit wil zeggen dat de scores van dit criterium worden gerelateerd aan een lineaire functie tussen 0 en de absoluut hoogste score van dit criterium. In het geval van een + criterium wordt de absoluut hoogste score gesteld op 1, in het geval van een - criterium wordt de absoluut hoogste score gesteld op 0.
Interval standaardisatie wil zeggen dat de scores op dit criterium worden gerelateerd aan een lineaire functie tussen de absoluut laagste en de absoluut hoogste score (er is geen zinnig nulpunt vast te stellen).

1. Lichaamsgrootte

Aangenomen wordt dat hoe groter een soort is, hoe moeilijker het zal zijn een verontreiniging te vermijden. Hoe groter, hoe kwetsbaarder dus. Dit criterium wordt weergegeven als de logaritme van de lichaamslengte (in cm) en weergegeven in een ratioschaal. Het is een batencriterium, d.w.z. een hogere waarde draagt sterker bij aan de kwetsbaarheid.

2. Maximale levensduur

Hoe hoger de levensduur, hoe langer een soort kan worden blootgesteld en hoe kwetsbaarder een soort. Dit criterium wordt weergegeven in maanden op een ratioschaal. Het is een batencriterium.

3. Voedselbehoefte

Hoe meer voedsel een soort dagelijks opneemt, hoe groter de kans dat deze soort wordt blootgesteld aan toxische stoffen, dus hoe kwetsbaarder. Dit criterium wordt weergegeven als de logaritme van het percentage van het lichaamsgewicht dat per dag geconsumeerd wordt (ratioschaal) en is een batencriterium.

4. In bezit van "harde" huid?

Organisme met een harde huid worden minder kwetsbaar geacht dan organismen met een zachte huid. Dit criterium heeft een binaire schaal (ja/nee) en is een kostencriterium (d.w.z. een hogere waarde draagt minder bij aan de kwetsbaarheid).

B: Inwendige blootstelling

5. Opslag in specifieke organen

Aangenomen wordt dat hoe beter toxische stoffen kunnen worden opgeslagen, hoe minder de soort intern wordt blootgesteld en dus hoe minder kwetsbaar die soort is. Het criterium wordt aan de hand van een klassenindeling (intervalschaal) geparametriseerd:

1. contaminant wordt in sterke mate vastgelegd
2. contaminant wordt intermediair vastgelegd
3. contaminant wordt niet of nauwelijks vastgelegd

Het is een batencriterium.

6. Uitscheidingsmechanismen

Aangenomen wordt dat hoe meer mogelijkheden een organisme heeft tot uitscheiden van een stof, hoe minder kwetsbaar deze is voor een toxische stof.

Het criterium wordt aan de hand van een klassenindeling (intervalschaal) gewaardeerd. Het is een batencriterium:

1. sterke uitscheiding mogelijk
2. uitscheiding beperkt mogelijk
3. uitscheiding niet of nauwelijks mogelijk

7. Overige detoxificatiemechanismen

Indien een organisme over een aanvullend detoxificatiemechanisme beschikt, is de soort minder kwetsbaar. Dit criterium heeft een binaire schaal(ja/nee) en is een kostencriterium.

8. Basaalmetabolisme:

Hoe hoger het metabolisme hoe groter de kans dat een stof uitgescheiden wordt of gedetoxificeerd kan worden. Dit criterium wordt uitgedrukt in $\text{gcal.g}^{-1}\text{day}^{-1}$ op een ratioschaal, en betreft een kostencriterium.

D: Effecten op populatie niveau

9. Leeftijd eerste reproductie

Uitgangspunt is dat dieren die op latere leeftijd reproduceren kwetsbaarder zijn. Dit criterium wordt weergegeven in maanden op een ratioschaal, en is een batencriterium.

10. Aantal nakomelingen per leven

Uitgangspunt: hoe meer nakomelingen een soort heeft, hoe minder kwetsbaar. Dit criterium wordt weergegeven als de logaritme van het aantal cocons of aantal jongen. Voor miljoenpoten, regenwormen en potwormen waren alleen gegevens over het aantal cocons aanwezig, bij pissebedden alleen gegevens over het aantal jongen.

Omdat de aantallen sterk uiteen lagen voor de verschillen groepen, werden de gegevens log-getransformeerd. Er werd gebruik gemaakt van de intervallschaal. Het is een kostencriterium.

Weegfactoren

Met het toekennen van weegfactoren kan het relatief belang van de verschillende criteria tot uitdrukking worden gebracht. De waarde van deze factoren werd naar het inzicht van de schrijvers van dit rapport vastgesteld.

In tegenstelling tot de werkwijze bij de module faunadoelsoorten wordt hier geen onderscheid in weegfactoren tussen de verschillende stoffen gemaakt. Voor de faunadoelsoorten wordt bijvoorbeeld de blootstellingsduur voor essentiële metalen als koper en zink minder van belang geacht, omdat opname en uitscheiding van deze metalen gereguleerd wordt. Bij de sleutelsoorten bodemfauna is dat ook het geval, maar kunnen deze echter relatief in hogere mate geaccumuleerd worden, en bij overschrijding van de interne effectconcentratie gemakkelijker toxisch worden.

Groep B heeft ten opzichte van categorie A en D een lage waardering gekregen;

Dit heeft te maken met de betrouwbaarheid van de gegevens voor categorie B. In 5.5.2 wordt dit nader toegelicht.

Tabel 5.5: Weegfactoren

Categorie en criteria	Weegfactor			
	Koper	Zink	Cadmium	DDT
Uitwendige blootstelling (A)	0,4	0,4	0,4	0,5
Lichaamsgrootte	0,1	0,1	0,1	0,1
Maximale levensduur	0,3	0,3	0,3	0,3
Voedselbehoefte	0,3	0,3	0,3	0,3
Harde huid	0,3	0,3	0,3	0,3
Inwendige blootstelling (B)	0,2	0,2	0,2	0
Opslag in specifieke organen	0,3	0,3	0,3	0
Uitscheidingsmechanismen	0,3	0,3	0,3	0
Andere detoxificatiemechanismen	0,2	0,2	0,2	0
Basaalmetabolisme	0,2	0,2	0,2	0
Effecten op populatieniveau (D)	0,4	0,4	0,4	0,5
Leeftijd eerste reproductie	0,7	0,7	0,7	0,7
Aantal nakomelingen per leven	0,2	0,2	0,2	0,2
Dispersie	0,1	0,1	0,1	0,1

5.4.3 Dataverzameling en invulling factsheets

Literatuurrecherche

Met behulp van WebSPIRS (CAB Abstracts 1970-2001) werd literatuurrecherche gedaan naar artikelen die betrekking hadden op de relatie zware metalen, DDT en sleutelsoorten bodemfauna. Diverse selecties uit de volgende zoektermen werden gebruikt: 'Isopoda, isopods, *Porcellio scaber*, millipeds, Diplopoda, *J. scandinavicus*, potworms, Enchytraeidae, *C. sphagnetorum*, earthworms, Lumbricidae, *L. terrestris*, *L. rubellus*, *A. caliginosa*, heavy metals, Cd, Cu, Zn, DDT, copper, cadmium, zinc, toxicity, ecology, pollution'. Een veelheid aan artikelen werd gevonden en geselecteerd op bruikbaarheid.

Ook werd aan de hand van dezelfde zoektermen in het bibliotheeksysteem Agralin van Wageningen UR naar literatuur over de sleutelsoorten gezocht.

Daarnaast werden toxiciteitsgegevens verzameld uit documentatie van het project "Integrale Normstelling Stoffen" (Crommentuijn, 1997, Janus, 1992) en werd gezocht op de website van de EPA (USA) (www.epa.gov/medecotx/searches/terrestrial).

Invulling factsheets

Uitgaande van de criteria werden voor de verschillende (groepen van) sleutelsoorten de benodigde basale gegevens verzameld, en in 'factsheets' ingevuld zie bijlage xxx. Op basis van deze factsheets werden vervolgens de invoertabellen voor de MCA opgesteld (bijlage xxx).

Toxiciteitsgegevens

Niet voor alle criteria konden voldoende (afdoende) gegevens worden verzameld. Zo werd voor de toxiciteitsgegevens van zware metalen tussen verschillende onderzoeken een zeer grote spreiding gevonden, zodat categorie C uiteindelijk niet in de multicriteria-analyse is meegenomen. In plaats daarvan wordt apart in de beschouwing van de kwetsbaarheid van de verschillende sleutelsoorten aandacht aan dit onderdeel besteed.

Voor DDT was voor de categorieën B (inwendige blootstelling) en C (effecten op individu) onvoldoende informatie beschikbaar. De MCA voor DDT is daarom alleen uitgevoerd op basis van categorieën A en D. Door middel van deze uitslagen en literatuurinformatie is uiteindelijk een kwalitatieve inschatting van de kwetsbaarheid gemaakt.

Een verdere beschouwing van de betrouwbaarheid van de gegevens wordt in de discussie van de resultaten uit de kwetsbaarheidanalyse gegeven.

5.5 Kwetsbaarheidanalyse voor cadmium, koper en zink

5.5.1 Resultaten uit de multicriteria analyse

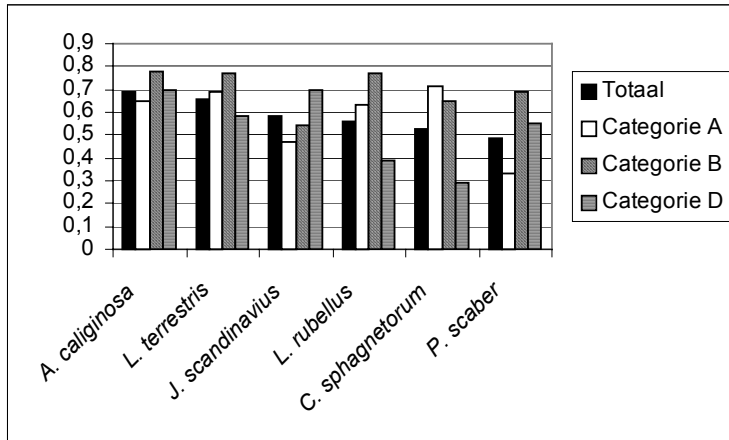
Op basis van ecologische kenmerken zijn de bodemfauna sleutelsoorten door middel van MCA geordend op kwetsbaarheid voor Cd, Cu en Zn. De maximale score is 1. In de praktijk zal géén van de soorten deze score halen, aangezien dan op alle eigenschappen het meest kwetsbaar moet worden gescoord.

In de figuren 5.1 t/m 5.3 staan de resultaten weergegeven uit de kwetsbaarheidanalyse voor resp. cadmium, koper en zink. De ruwe data daarachter worden vermeld in bijlage 10. Zowel de totale score, als de score voor de individuele categorieën A, B en D worden in de figuren gepresenteerd. De totale kwetsbaarheidsscore op basis van categorie A, B en D is in volgorde van afnemende kwetsbaarheid voor cadmium en koper gelijk, namelijk:

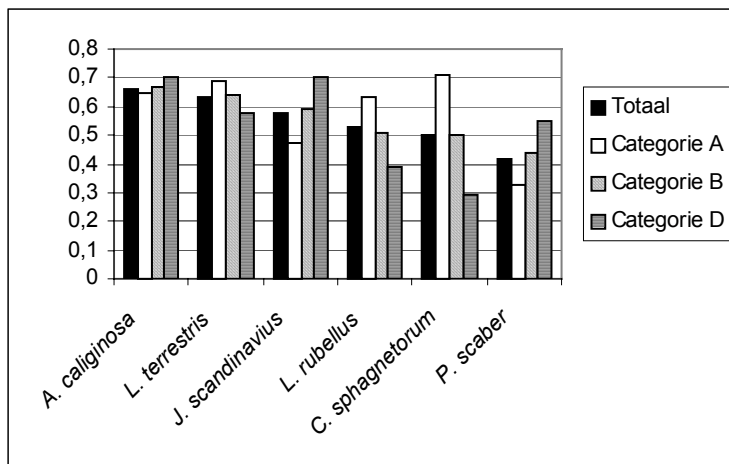
endogeïsche regenworm *A. caliginosa* > anecische regenworm *L. terrestris* > miljoenpoot *J. scandinavicus* > epigeïsche regenworm *L. rubellus* > potworm *C. sphagnetorum* > pissebed *P. scaber*.

Voor zink is deze volgorde:

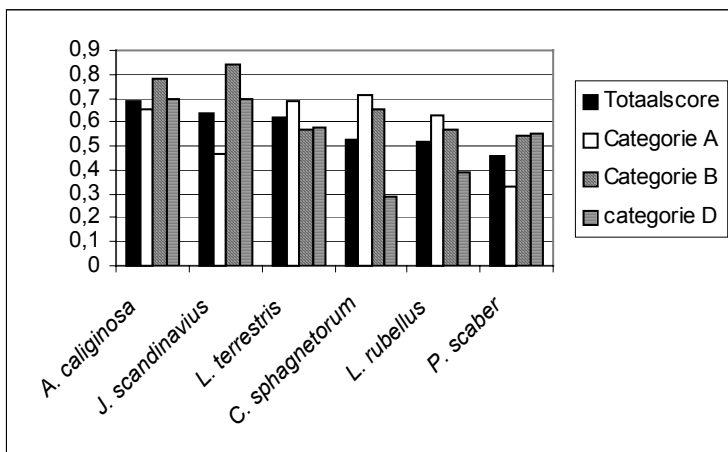
endogeïsche regenworm *A. caliginosa* > miljoenpoot *J. scandinavicus* > anecische regenworm *L. terrestris* > epigeïsche regenworm *L. rubellus* > potworm *C. sphagnetorum* > pissebed *P. scaber*.



Figuur 5.1: Uitkomsten multicriteria-analyse voor cadmium



Figuur 5.2: Uitkomsten multicriteria-analyse voor koper



Figuur 5.3: Uitkomsten multicriteria-analyse voor zink

5.5.2 Toxiciteitsgegevens (categorie C)

In tabel 5.6 t/m 5.8 staan voor de verschillende sleutelsoorten de toxiciteitsgegevens voor resp. cadmium, koper en zink weergegeven. De effectparameters die in de tabel vermeld worden om de toxiciteit weer te geven zijn: NOEC, ECx en de LC50. De NOEC is de 'no observed effect concentration', ofwel de hoogste van een serie testconcentraties waarbij geen significant effect op een niet-lethale parameter optreedt t.o.v. de controle. De ECx is de effectconcentratie waarbij de onderzochte parameter met x% gereduceerd wordt in vergelijking met de controlesituatie. De LC50 is de lethale concentratie waarbij onder 50% van de individuen in de testmortaliteit optreedt. De in de literatuur gevonden gehalten zijn omgerekend naar een standaardbodem (25% lutum en 10% organisch stof) (Voortgangsrapportage MPV, 1987). Voor iedere sleutelsoort worden de hoogste en de laagste gevonden effectgrenzen in de tabel weergegeven. Niet voor alle sleutelsoorten waren echter toxiciteitsgegevens aanwezig. Zo werden geen toxiciteitsgegevens gevonden voor de potworm *Cognettia sphagnetorum*. In plaats daarvan zijn effectgegevens voor de potworm *Enchytraeus albidus* meegenomen. Ook voor de miljoenpoot *Julus scandinavicus* (Grote knotspoot, algemeen in NL) konden in de literatuur geen effectconcentraties gevonden worden, maar wel vervangende waarden voor *Cylindroiulus brittanicus* (Britse kronkel, zeldzaam) voor cadmium en voor *Brachydesmus superus* (Kleine platrug, algemeen in NL) voor koper.

Zoals in 5.5.3 al aangegeven, is de spreiding in resultaten uit toxiciteitstesten erg groot, waardoor deze moeilijk interpreteerbaar zijn voor gebruik in de multicriteria-analyse. Zo werd voor de potworm *E. albidus* een LC50 van 10 resp. 1152 mg Cd/kg gevonden. Dit kan verband houden met verschillende testomstandigheden, in het geval van de verschillen tussen deze LC50 waarden voor *E. albidus* had dit te maken met een verschil in zuurgraad van de bodem. Ook verschillen in bijvoorbeeld de duur van de test, de gebruikte cultuurorganismen of de wijze waarop de contaminant werd aangebracht kan testresultaten beïnvloeden.

Ook waren de toxiciteitsgegevens voor de verschillende sleutelsoorten niet altijd op dezelfde effecten gericht, en daardoor moeilijk te vergelijken. Een effectconcentratie m.b.t. reproductie kan men bijvoorbeeld niet vergelijken met een effectconcentratie voor mortaliteit. Op basis van de verzamelde toxiciteitsgegevens werd het daarom niet mogelijk geacht op betrouwbare wijze verschillen in toxicologische gevoeligheid van de sleutelsoorten vast te stellen. Wel kan men aan de hand van deze gegevens een volgorde in toxiciteit van de verschillende metalen voor sleutelsoorten opstellen:

cadmium is toxischer dan koper en koper is toxischer dan zink. Dit wordt ook elders gerapporteerd (Pokarzhevskii et al., 1998).

Bij onderstaande tabellen worden naast de toxiciteitsgegevens eveneens de streefwaarden, tussenwaarden en interventiewaarden Wbb voor de metalen vermeld. Uit de vergelijking blijkt dat bij regenwormen toxische effecten voor koper worden kunnen gevonden bij concentraties onder de streefwaarde. Het is bekend dat regenwormen erg gevoelig zijn voor koper (Ma, mond. meded.).

Tabel 5.6 Effectconcentraties van cadmium bij bodemdieren (in mg/kg standaardbodem).

Soort	Effectgegeven	Effectconcentratie	Referentie
<i>L. rubellus</i>	NOEC reproductie	13	Ma, 1982
<i>L. rubellus</i>	LC50	657	Ma, 1982
<i>L. terrestris</i>	NOEC fertiliteit	200	Vonk et al., 1994
<i>E. albidus</i>	EC10 reproductie	39	Lock, 2001, in prep
<i>E. albidus</i>	EC50 reproductie	368	Lock, 2001, in prep
<i>E. albidus</i>	LC50	10	Lock, 2000
<i>E. albidus</i>	LC50	1152	Lock, 2000
<i>P. scaber</i>	NOEC groei	1,66	Capelleveen, 1987
<i>P. scaber</i>	NOEC reproductie	7,37	Capelleveen, 1987
<i>P. scaber</i>	LC 50	90	Crommentuijn, 1995
<i>P. scaber</i>	EC 50 reproductie	65	Crommentuijn, 1995
<i>C. brittenicus</i>	LC50	1000	Ecotox, 2001

Toetsingskader Wbb (standaardbodem: lutum: 20%, humus: 10%):

Streefwaarde: 0,76 mg Cd. kg⁻¹

Tussenwaarde: 6,1

Interventiewaarde: 11

Tabel 5.7: Effectconcentraties van koper bij bodemdieren (in mg/kg standaardbodem). □

Soort	Effectgegeven	Effectconcentratie	Referentie
<i>L. rubellus</i>	NOEC reproductie	17	Ma, 1982
<i>L. rubellus</i>	NOEC groei	490	Ma, 1982
<i>A. caliginosa</i>	NOEC reproductie	94	Martin, 1996
<i>A. caliginosa</i>	NOEC groei	188	Martin, 1996
<i>E. albidus</i>	LC50	732	Lock, 2001 in prep.
<i>E. albidus</i>	EC10	141	Lock, 2001 in prep.
<i>P. scaber</i>	LOECoverleving	100	Drobne, 1996
<i>P. scaber</i>	LOECoverleving	50	Hopkin & Hames, 1994
<i>B. superus</i>	LC50	1149	Tayovski, 1998

Toetsingskader Wbb (standaardbodem: lutum: 20%, humus: 10%):

Streefwaarde: 33

Tussenwaarde: 104

Interventiewaarde: 174 mg Cu.kg⁻¹

Tabel 5.8 Effectconcentraties van zink bij bodemdieren (in mg/kg standaardbodem).

Soort	Effectgegeven	Effectconcentratie	Referentie
<i>L. rubellus</i>	EC10 reproductie	126	Lock, 2001
<i>L. rubellus</i>	LC50	628	Spurgeon & Hopkin 1996
<i>L. terrestris</i>	EC10 reproductie	165	Lock, 2001
<i>L. terrestris</i>	LC50	2485	Lock, 2001
<i>E. albidus</i>	NOEC reproductie	202	Lock, 2001
<i>E. albidus</i>	LC50	634	Lock, 2001
<i>P. scaber</i>	EC50 reproductie	386	Lock, 2001, in prep
<i>P. scaber</i>	NOEC groei	509	Denneman & Van Gestel, 1990

Toetsingskader Wbb (standaardbodem: lutum: 20%, humus: 10%):

Streefwaarde: 125

Tussenwaarde: 384

Interventiewaarde: 643 mg Zn.kg⁻¹

5.5.3 Betrouwbaarheid resultaten MCA; gevoeligheidsanalyse en weegfactoren

Door middel van een MCA kan geen uitslag met statistische betrouwbaarheid worden verkregen; de uitslag van de MCA is immers afhankelijk van welke weegfactoren men aan de criterium wil toekennen. Wel kan een “gevoeligheidsanalyse” worden uitgevoerd waarbij de weegfactoren worden gevarieerd. Zo kan worden onderzocht welke (groep van) criteria het meest robuust in het eindoordeel tot uitdrukking komen, en door welke criteria de uitslag het meest wordt beïnvloed. Door een technische disfunctionaliteit in de software werd echter geen gevoeligheidsanalyse met BOSdA uitgevoerd. In plaats daarvan werd de kwetsbaarheid voor de verschillende categorieën apart bepaald. Dit is gedaan door in de weging een categorie de maximale score 1 te geven en de overige categorieën met een score 0 te waarderen. Het valt op dat per sleutelsoort de score voor de verschillende categorieën nogal varieert; zo scoort de potworm *C. sphagnetorum* relatief hoog op externe blootstelling (categorie A), terwijl deze op effecten op populatieniveau (categorie D) laag scoort. De mate van kwetsbaarheid hangt dus af van de weegfactoren die men aan deze verschillende categorieën toekent.

Soorten die op alle drie de categorieën relatief hoog scoren zijn de regenwormen *A. caliginosa* en *L. terrestris*. Dit is een sterke indicatie dat deze regenwormen relatief kwetsbaar zijn.

Weegfactoren worden per criterium vastgesteld en men kan deze niet per soort variëren. Sommige criteria zijn voor bepaalde soorten echter meer kwetsbaarheidbepalend dan voor andere. Doordat een criterium bij iedere soort even zwaar meetelt, kan zo in specifieke situaties ten onrechte een zwaar gewicht worden toegekend aan een criterium dat in werkelijkheid maar beperkt aan de kwetsbaarheid van een bepaalde soort. Een voorbeeld hiervan is de leeftijd van eerste reproductie bij populatie-effecten (categorie D). Bij pissebedden neemt bijvoorbeeld het aantal nakomelingen per worp toe met de leeftijd van het vrouwtje. In de populatiedynamica van pissebedden is het bereiken van een hogere leeftijd bij vrouwtjes dan ook een belangrijke factor. Regenwormen planten zich daarentegen betrekkelijk constant gedurende het adulte leven voort; voor hen is het bereiken van een hogere leeftijd minder belangrijk. Evenzo is bij uitwendige blootstelling (categorie A) de levensduur minder

belangrijk voor soorten die een stof niet of matig accumuleren ten opzichte van soorten die een stof in sterke mate accumuleren.

Levensgeschiedenissenmerken en andere ecologische eigenschappen van soorten zijn in principe onderling vaak gerelateerd aan elkaar, omdat bij de energie- en nutriëntenhuishouding een dubbeltje (een Joule of koolstofatoom bijvoorbeeld) maar één keer kan worden uitgegeven. Zo kan niet alleen reproductie ten koste gaan van groei en levensverwachting, maar kan ook het investeren in detoxificatie repercussies hebben voor andere prestaties (*costs of resistance*). Hoewel dergelijke *trade off* relaties incidenteel wel zijn aangetoond (zie bijv. Ma et al., 1997 voor groei en reproductie van de pissebed *Trachelipus rathkei* op verontreinigde uiterwaardengronden) vormt het ontbreken van structureel kwantitatief inzicht in deze materie een grote belemmering voor toepassing bij het vaststellen van weegfactoren in de MCA. Er is daarom geheel afgezien van het aanbrengen van onderlinge verwevenheid tussen criteria.

5.5.4 Discussie kwetsbaarheidanalyse

Doordat categorie C niet meegenomen kon worden in de kwetsbaarheidanalyse en aan categorie B ook een relatief lage weegfactor is toegekend, berust de uitslag voor een groot gedeelte op categorieën A en D, en minder op de wijze waarop de organismen met toxische stoffen omgaan. De kwetsbaarheid van een soort zou daardoor verkeerd kunnen zijn ingeschat.

Zo is het opvallend dat de miljoenpoot *J. scandinavicus* relatief kwetsbaar scoort. Deze scoort vooral hoog op effecten op populatieniveau (categorie D). Dit heeft vooral te maken met de lange tijd dat miljoenpoten nodig hebben om tot eerste reproductie te komen. Bij zink heeft *J. scandinavicus* ook een relatief hoog score voor categorie B; interne blootstelling. Dit heeft ermee te maken dat, hoewel miljoenpoten zink kunnen vastleggen in granula, deze opslagcapaciteit lager is dan bij pissebedden. Daarentegen zijn miljoenpoten wel beter in staat om een gedeelte van het zink weer uit te scheiden. Op dit criterium wordt echter weer lager gescoord dan door regenwormen, terwijl de mate van opslag voor zink voor regenwormen en miljoenpoten gelijk is gescoord. Voor zink, en ook voor de overige metalen, zijn voor miljoenpoten echter relatief weinig toxiciteitsgegevens aanwezig, zodat het moeilijk is om vast te stellen of miljoenpoten werkelijk in deze mate kwetsbaar en gevoelig zijn. Voor koper scoort de miljoenpoot kwetsbaarder dan de epigeïsche regenworm *L. rubellus*; uit toxiciteitsgegevens blijkt dat *L. rubellus* erg gevoelig is voor koper (Ma, 1982). Voor koper is het daarom aannemelijk dat *L. rubellus* kwetsbaarder is dan *J. scandinavicus*.

Ondanks bovenstaande bedenkingen zijn de resultaten uit de kwetsbaarheidanalyse toch aardig consistent met het voorkomen van bodemorganismen in met metalen verontreinigde bodems. Miljoenpoten en regenwormen waren in grote mate gereduceerd in de nabijheid van een zinksmelter in Avonmouth, Engeland, terwijl pissebedden daar wel aanwezig waren (Hopkin et al., 1985). Dit komt overeen met de resultaten uit de kwetsbaarheidanalyse waarbij regenwormen en miljoenpoten hoger scoren in de mate van kwetsbaarheid voor koper, cadmium en zink dan pissebedden. De potworm *C. sphagnetorum* scoort ook relatief laag in de kwetsbaarheidanalyse. Ter vergelijking met veldstudies zijn helaas geen studies voorhanden waarbij de dichtheid van potwormen als gevolg van zware metalenverontreiniging in combinatie met andere sleutelsoorten werd bepaald, behalve met regenwormen. In de directe nabijheid van een bronssmelterij in Zweden (Gusum) werden nog wel enige potwormen gevonden, terwijl regenwormen afwezig waren (Bengtsson & Rundgren, 1982). Ook op basis van een studie naar de dichtheid van potwormen in de nabijheid van een koper-nikkel smelterij in Finland lijkt *C. sphagnetorum* een vrij lage gevoeligheid voor metaalverontreiniging te

hebben (Salminen & Haimi, 1998). Dit zou echter ook relatie kunnen hebben met de ruimtelijke heterogeniteit van de metaalverontreiniging; microhabitats met hoge metaalverontreiniging kunnen door potwormen beter vermeden worden. Volgens Pokarzhevskii (1998) zijn kleinere soorten beter in staat in verontreinigde bodems hun niche te vinden.

Het verschil in kwetsbaarheid tussen verschillende soorten regenwormen is eveneens consistent met veldobservaties. Zo waren de soorten *Lumbricus rubellus*, *L. castaneus* en *L. terrestris* aanwezig in de nabijheid van de zinksmelterij van Avonmouth, terwijl *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea* en *Allolobophora chlorotica* daar afwezig waren (Spurgeon & Hopkin, 1996). Verderweg van de smelterij waren deze soorten wel in grote aantallen aanwezig. De hoge zinkgehalten vormden de limiterende factor voor het voorkomen van deze soorten in de directe omgeving. In de kwetsbaarheidanalyse wordt deze volgorde aan kwetsbaarheid voor zink ook teruggevonden. Het verschil in kwetsbaarheid houdt waarschijnlijk niet alleen verband met specifieke levensgeschiedenissenmerken en andere ecologische eigenschappen, maar ook, en vooral, met verschillen in detoxificatiecapaciteit voor zink, die samengaan met de specifieke verschillen in calcium-metabolisme.

5.5.5 Betrouwbaarheid van gebruikte gegevens

De gegevens waarmee de criteria zijn gescoord zijn verkregen uit diverse onderzoeken. Zo zijn gegevens over de voedselbehoefte van de sleutelsoorten afkomstig uit verschillende onderzoeken: voor consumptiesnelheden van pissebedden werden bijvoorbeeld sterk uiteenlopende waarden gevonden (Hopkin, 1989). De oorzaak kan worden gezocht in verschillen in vochtgehalte van het voedsel bij de diverse proeven, omdat het volume de beperkende factor is voor de snelheid waarmee voedsel door de darmen gevoerd kan worden. Ook hangt de consumptiesnelheid bij bodemdieren af van de kwaliteit van het voedsel. Hierbij is de C/N-ratio van het voedsel belangrijk; wanneer voedsel van lage kwaliteit is (hoog C/N-gehalte) daalt de consumptiesnelheid. Enzymen krijgen zo meer tijd om essentiële nutriënten uit het voedsel beschikbaar te maken (Hopkin, 1989).

Verder waren voor potwormen voor inwendige blootstelling (categorie B) geen gegevens beschikbaar over de mate van detoxificatie van metalen (door opslag of eliminatie). Omdat in de MCA voor alle alternatieven gegevens moeten worden ingevuld, is de aanname gemaakt dat deze eigenschappen overeen komen met die van regenwormen. Ook kon bij categorie B door gebrek aan gegevens voor opslagmogelijkheden en eliminatiemogelijkheden bij verschillende soorten van regenwormen geen onderscheid worden aangebracht tussen de ecologische typen van regenwormen.

De veronderstelling is dat categorie B uiteindelijk erg belangrijk is in het bepalen van de kwetsbaarheid van een soort. Voor de verschillende sleutelsoorten is de informatie hierover echter beperkt, vooral met betrekking tot miljoenpoten en potwormen. Vanwege de relatief moeilijke interpreteerbaarheid van de gegevens van categorie B ten opzichte van categorie A en D is daarom gekozen aan categorie B een lagere weegfactor toe te kennen.

5.5.6 Andere factoren van belang voor kwetsbaarheid

Niet alle factoren die kwetsbaarheidbepalend zijn, konden expliciet worden meegenomen in de kwetsbaarheidanalyse.

Positie van de verontreiniging in de bodem t.o.v. bodemleven

De verticale verdeling van de verontreiniging in het profiel speelt een belangrijke rol voor de specifieke blootstelling van soorten. Nog afgezien van het feit dat de speciatie en beschikbaarheid van contaminanten kan variëren in relatie tot gradiënten van milieucondities langs het bodemprofiel (zie hieronder), kennen bodemorganismen zelf in de regel ook een gestratificeerde verspreiding. Komt de verontreiniging vooral in de toplaag voor, dan zullen vooral oppervlakkig levende soorten blootgesteld worden, zoals in het strooisel levende pissebedden, miljoenpoten, potwormen, epigeïsche regenwormen en -alleen via het voedsel- anecische regenwormen. Zit de verontreiniging juist dieper in de bodem, dan worden vooral de (dieper) in de bodem levende organismen blootgesteld, zoals: endogeïsche regenwormen, anecische regenwormen, potwormen en in de bodem levende soorten pissebedden en miljoenpoten.

De in deze kwetsbaarheidanalyse meegenomen sleutelsoorten bodemfauna kunnen dus grofweg in twee groepen worden ingedeeld met betrekking tot verticale stratificatie: oppervlakkig levend en dieper levend. De soorten *J. scandinavicus*, *P. scaber*, *C. sphagnetorum* en *L. rubellus* leven vooral in de strooisellaag en bovenste minerale bodemlaag. De soorten *A. caliginosa* en *L. terrestris* komen dieper in de bodem voor, hoewel *L. terrestris* zijn voedsel vanaf het bodemoppervlak verzamelt. Endogeïsche soorten zoals de soort *A. caliginosa* consumeren relatief meer gronddeeltjes. Is de verontreiniging vooral in de bodem geconcentreerd dan zal deze groep een relatief hoge blootstelling via het voedsel hebben.

Biologische beschikbaarheid

De mate van toxiciteit van een metaal in een bepaalde concentratie in de bodem hangt nauw samen met de voor organismen beschikbare fractie. Deze biologische beschikbaarheid mede bepaald door abiotische factoren, waaronder bodemeigenschappen als CEC, pH, organisch stofgehalte en lutumgehalte. Bij de beoordeling van kwetsbaarheid van een natuurdoeltype voor een contaminant dient men met verschillen in biologische beschikbaarheid tussen locaties en rekening te houden. Ook binnen een locatie en zelfs op één plek kan de biobeschikbaarheid sterk verschillen; bijvoorbeeld verschil in biologische beschikbaarheid tussen de bodem en de strooisellaag, waartussen sterke gradiënten in zuurgraad, %OS en %lutum kunnen bestaan. Met deze heterogeniteit in het milieu is maar beperkt rekening gehouden in de kwetsbaarheidanalyse, voornamelijk met betrekking tot schaal van horizontaal en verticaal ruimtegebruik (lichaamsgrootte, .ecologische groepen).

Adaptatie

Als gevolg van langdurige blootstelling aan een verontreiniging kan bij een populatie adaptatie optreden. Zo werd bij pissebedden (*Porcellio scaber*) in de nabijheid van een zinksmelterij selectie op vervroegde reproductie beschreven Donker (1993). Door het optreden van deze adaptatie wordt de kwetsbaarheid van de populatie verlaagd.

Voedselwebinteracties

Voedselwebinteracties zoals predator-prooi-relaties en voedselcompetitie werden niet in de kwetsbaarheidanalyse meegenomen. Dat deze interacties ook belangrijk zijn wordt gesuggereerd door Pokarzhevskii et al. (1998). Micro-organismen zouden gevoeliger zijn voor zware metalen dan bodemdieren. De afname van detritivore soorten in (ernstig) verontreinigde bodems zou in plaats van een direct effect ook verband kunnen houden met de afname van microflora in het strooisel, waardoor een gebrek aan nutriëntenbronnen voor bodemdieren zou ontstaan.

5.5.7 Conclusie kwetsbaarheid sleutelsoorten metalen

Hoewel niet alle factoren die een rol kunnen spelen bij het bepalen van kwetsbaarheid in de analyse meegenomen werden, lijkt de uitslag uit de kwetsbaarheidanalyse consistent met literatuurgegevens over gevoeligheid en veldeffecten. De endogeïsche regenworm *A. caliginosa* en de anecische regenworm *L. terrestris* kunnen als kwetsbare sleutelsoorten worden beschouwd, en blijken in het veld vaak afwezig als gevolg van bodemverontreiniging met zware metalen. Ook de relatief lage kwetsbaarheid van pissebedden (*P. scaber*) wordt in met metalen verontreinigde locaties teruggevonden. Aan miljoenpoten en potwormen is relatief weinig toxiciteitsonderzoek verricht. De uitslag voor deze groepen is daarom minder goed te "valideren". Uit de kwetsbaarheidanalyse blijkt de potworm geen hoge kwetsbaarheid te hebben. Dit is consistent met literatuurstudies waarbij op zeer verontreinigde locaties geen regenwormen maar nog wel potwormen werden gevonden. Miljoenpoten lijken een relatief hoge kwetsbaarheid te hebben. Dit wordt vooral bepaald door de hoge score op categorie D, effecten op populatieniveau. De indicatie dat van de "hardhuidige" bodemdieren miljoenpoten kwetsbaarder zijn dan pissebedden wordt ook teruggevonden in met metalen verontreinigde locaties.

Op basis van de kwetsbaarheidanalyse en gegevens uit de literatuur kan de volgende rangorde van hoge naar lage kwetsbaarheid van sleutelsoorten voor zware metalen worden gegeven. Hierbij moet in het achterhoofd worden gehouden dat het hier om indicatie gaat. In hoeverre bijvoorbeeld nummer 3 en 4 in mate van kwetsbaarheid verschillen is moeilijk hard te maken.

Cadmium:

1. De endogeïsche regenworm *A. caliginosa*,
2. De anecische regenworm: *L. terrestris*,
3. De miljoenpoot: *J. scandinavicus*,
4. De epigeïsche regenworm: *L. rubellus*,
5. De potworm: *C. sphagnetorum*,
6. De pissebed: *P. scaber*.

Koper:

De volgorde uit de kwetsbaarheidanalyse is hierbij veranderd omdat bekend is dat regenwormen gevoelig zijn voor koper.

1. De endogeïsche regenworm: *A. caliginosa*,
2. De anecische regenworm: *L. terrestris*,
3. De epigeïsche regenworm: *L. rubellus*,
4. De miljoenpoot: *J. scandinavicus*,
5. De potworm: *C. sphagnetorum*,
6. De pissebed: *P. scaber*.

Zink:

1. De endogeïsche regenworm: *A. caliginosa*,
2. De miljoenpoot: *J. scandinavicus*,
3. De anecische regenworm: *L. terrestris*,
4. De epigeïsche regenworm: *L. rubellus*,
5. De potworm: *C. sphagnetorum*,
6. De pissebed: *P. scaber*.

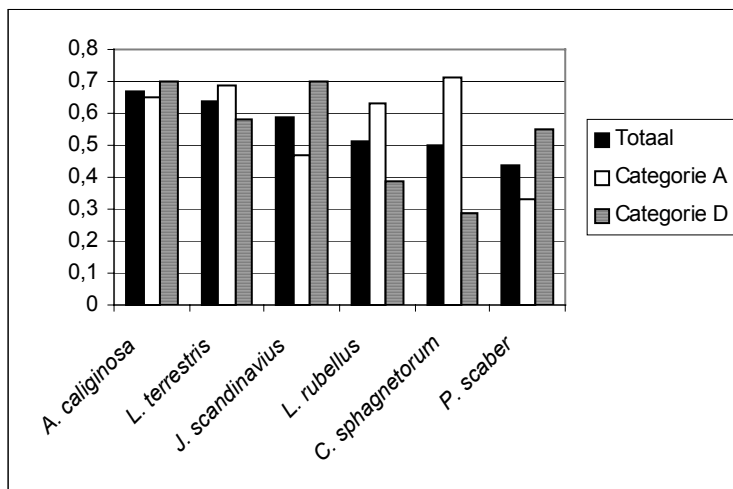
5.6 Kwetsbaarheidanalyse voor DDT

Voor DDT waren onvoldoende goed interpreteerbare gegevens voor categorieën B en C beschikbaar. De kwetsbaarheid voor DDT wordt daarom gebaseerd op de uitslag van de kwetsbaarheidsanalyse voor de categorieën A en D, en een interpretatie van (toxiciteits)gegevens uit de literatuur.

Op basis van de MCA (categorie A en D) werd de volgende volgorde van kwetsbaarheid verkregen (figuur 5.4):

1. *A. caliginosa*,
2. *L. terrestris*,
3. *J. scandinavicus*,
4. *L. rubellus*,
5. *C. sphagnetorum*,
6. *P. scaber*.

Figuur 5.4: Kwetsbaarheid van sleutelsoorten bodemfauna voor DDT op basis van verschillen in externe blootstelling en effecten op populatieniveau.



Uit de literatuur blijkt dat DDT in hoge mate kan worden geaccumuleerd door regenwormen, maar ook dat deze er verder weinig last van lijken te hebben. Insecten lijken veel gevoeliger voor DDT (Ma, mond. Meded.). Zo werd bij een voorheen normale praktijkdosering van DDT de dichtheid van regenwormen in een boomgaard niet beïnvloed (Edwards & Dennis, 1960). De graaactiviteit van regenwormen kan daarbij echter wel worden geremd, en ook een vertraging van de strooiselafbraak is beschreven (Cook et al., 1979). Voor potwormen werden geen artikelen over het effect van DDT gevonden.

DDT is een insecticide, maar is toxisch voor alle dieren. Het werkingsmechanisme is gebaseerd op een verstoring van de doorlaatbaarheid van zenuwcelmembranen, waardoor de normale bewegingen van natrium en kalium over het membraan tijdens de prikkelgeleiding worden verstoord. Over de

effecten van DDT op pissebedden is weinig bekend. Pissebedden concentreren DDT, hoewel enige regulatie mogelijk is (Forsyth & Peterle, 1982). Miljoenpoten zijn in principe gevoelig voor DDT (Hopkin & Read, 1991); DDT heeft effect op dedichtheid van miljoenpoten afhankelijk van de gebruikte dosis: bij een dosering van 30 kg/ha werd de populatieomvang met een factor 19 gereduceerd.

Voor DDT werd in de literatuur slechts een beperkt aantal toxiciteitsgegevens gevonden.

De LC50 voor de krekel *Gryllus pennsylvanicus* is 10 mg/kg (Van de Plassche, 1994)

Voor de metaboliet DDE werd een NOLC (*not observed lethal concentration*) van 14 mg/kg afgeleid (Hendriks et al., 1995).

Conclusie

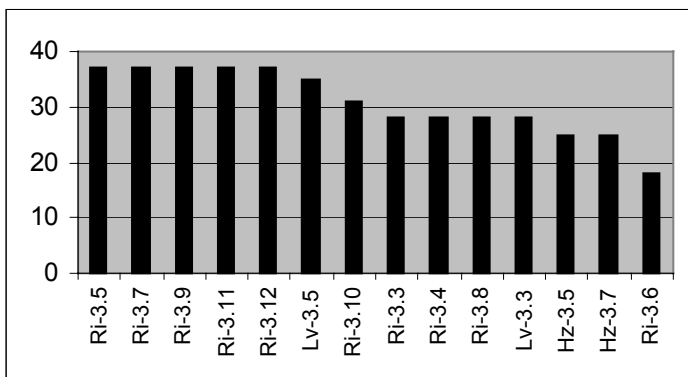
Op basis van bovenstaande toxicologische en ecotoxicologische gegevens en de uitslagen van de MCA op basis van categorie A en D kan de volgende indicatie voor de mate van kwetsbaarheid van sleutelsoorten voor DDT worden gegeven:

1. *J. scandinavicus*,
2. *P. scaber*,
3. *A. caliginosa*,
4. *L. terrestris*,
5. *L. rubellus*,
6. *C. sphagnetorum*.

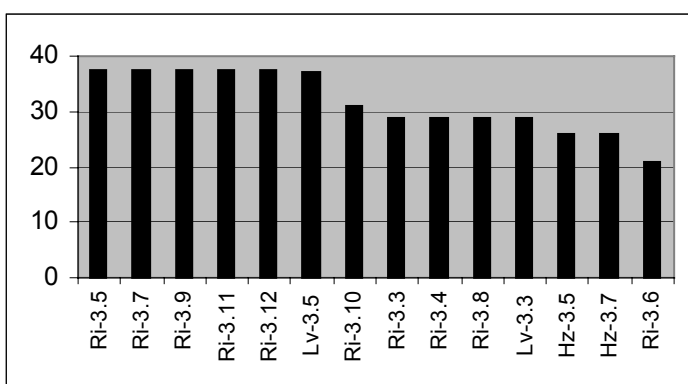
5.7 Bruikbaarheid kwetsbaarheidanalyse sleutelsoorten

Kwetsbaarheid natuurdoeltypen

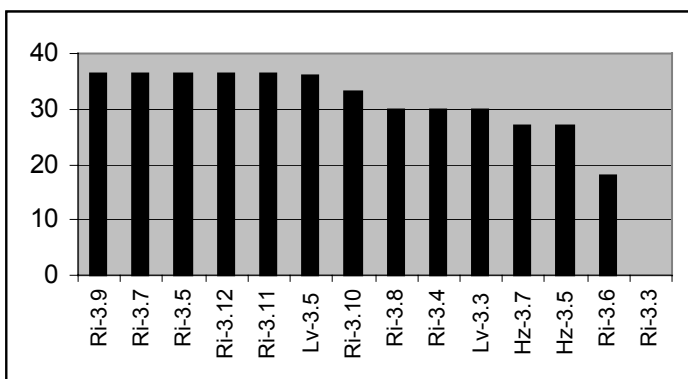
Op basis van de kwetsbaarheidanalyse voor sleutelsoorten bodemfauna kan een verwachting worden gegeven welke natuurdoeltypen gevoelig zullen zijn voor bodemverontreiniging met cadmium, koper, zink en DDT. Op basis van abundantie en belang voor het functioneren van bodemprocessen bij een specifiek natuurdoeltype werd aan iedere sleutelsoort een score gegeven (tabel 5.2). Door nu per sleutelsoort de relatieve kwetsbaarheid (i.e. rangorde, meest kwetsbare soort heeft rangordeplaats 6, de minst kwetsbare soort een rangordeplaats 1) met deze scores uit tabel 5.2 te vermenigvuldigen, kan men per natuurdoeltype een kwetsbaarheidsscore berekenen. Deze scores geven een indicatie welke natuurdoeltypen op basis van de bodemsleutelsoorten als meest kwetsbaar kunnen worden beschouwd. In figuren 5.5 t/m 5.7 is de kwetsbaarheid van de voor deze pilotstudie geselecteerde natuurdoeltypen op basis van sleutelsoorten bodemfauna weergegeven, uitgesplitst naar de drie metalen en DDT.



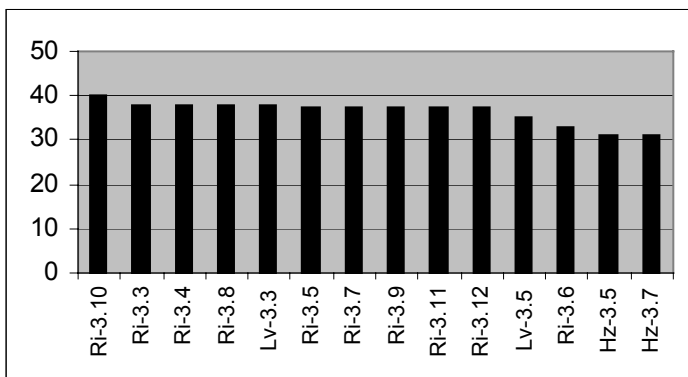
Figuur 5.5: Kwetsbaarheid van natuurdoeltypen voor cadmium op basis van sleutelsoorten bodemfauna.



Figuur 5.6: Kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor koper op basis van sleutelsoorten bodemfauna.



Figuur 5.7: kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor zink op basis van sleutelsoorten bodemfauna



Figuur 5.8: Kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor DDT op basis van sleutelsoorten bodemfauna.

Risicobeoordeling en monitoring

De resultaten uit de kwetsbaarheidanalyse kunnen worden gebruikt voor de keuze van soorten ten behoeve van ecologische risicobeoordeling en monitoring. Als onderdeel van een risicobeoordeling volgens de triade-benadering kunnen bioassays, veldinventarisaties en bioaccumulatiemetingen worden uitgevoerd met betrekking tot bodemdieren. Vaak worden hiertoe regenwormen gebruikt, maar ook andere groepen behoren tot de mogelijkheden. Voor de verschillende onderzoekslijnen kunnen de uitkomsten van de kwetsbaarheidanalyse behulpzaam zijn bij een keuze voor geschikte diersoorten in relatie tot de te beoordelen locatie en beoogde natuurdoelen. Ten behoeve van monitoring kunnen dezelfde toepassingen in principe (opnieuw) worden ingezet.

5.8 Toetsing aan veldgegevens

Inrichters en beheerders willen graag een indicatie hebben bij welke gehalten aan zware metalen effecten verwacht kunnen worden. Toxiciteitsgegevens uit laboratoriumexperimenten staan in paragraaf 5.2 weergegeven. Een nadeel van deze gegevens is dat ze vaak niet representatief zijn voor de effecten die in het veld kunnen optreden. De biologische beschikbaarheid in veldsituaties is vaak anders doordat mettertijd contaminanten sterker aan de bodemmatrix gebonden raken, terwijl in laboratoriumstudies de contaminanten meestal vers toegediend zijn en daardoor meer beschikbaar. Bij verontreinigingen in het veld wordt vaak juist een mengsel aan diverse contaminanten aangetroffen, waardoor het moeilijk is te herleiden wat het aandeel van een enkele stof aan een bepaald effect is (en op welke stof dus gericht maatregelen moeten worden genomen). Er kan mengseltoxiciteit optreden: contaminanten kunnen elkaar in werking versterken of afzwakken. Ook spelen in veldsituaties indirecte effecten een rol, bijvoorbeeld de aanwezigheid van voedselbronnen en microhabitats, en interacties tussen andere bodemorganismen (Bruus Pedersen, 1999). Naast deze factoren verschilt ook de blootstellingsduur van laboratoriumproeven met de veldsituatie. De doelstelling van dit onderdeel was om voor de sleutelsoorten bodemfauna aan de hand van toxiciteitsgegevens uit bioassays voor cadmium, koper, zink en DDT een indicatie te geven bij welke concentraties in het veld effect op zouden kunnen treden. Daarnaast werden resultaten van eerder uitgevoerde veldvalidaties samengevat.

5.8.1 Bioassaystudies

Met behulp van WebSPIRS (CAB Abstracts 1970-2000) werd literatuurrecherche gedaan naar artikelen met betrekking tot bioassays over sleutelsoorten en zware metalen of DDT. De volgende zoektermen werden gebruikt: bioassays, field studies, isopoda, isopods, porcellio scaber, millipeds, diplopoda, J. scandinavicus, potworms, enchytraeidae, c. sphagnetorum, earthworms, lumbricidae, L. terrestris, L. rubellus, A. caliginosa, heavy metals, Cd, Cu, Zn, DDT, copper, cadmium, zinc, toxicity, ecology, pollution. Ook werden diverse adviesbureaus, universiteiten en onderzoeksinstituten benaderd met het verzoek gebruik te mogen maken van gegevens uit bioassays.

De gevonden studies werden vervolgens aan de hand van de volgende criteria geselecteerd op bruikbaarheid:

de bioassay werd uitgevoerd met één van de sleutelsoorten bodemfauna uit deze kwetsbaarheidanalyse;

het hoofdaandeel van de verontreiniging bestaat uit cadmium, koper, zink of DDT;

de eigenschappen van de grond zijn bekend.

Uiteindelijk bleven na toepassing van deze selectiecriteria slechts vier bruikbare studies over. Deze studies hadden betrekking op regenwormen, pissebedden en miljoenpoten. Voor DDT werden geen bioassaystudies gevonden.

Het doel was om op basis van bioassaygegevens voor de verschillende metalen effectdrempels af te leiden waarboven effecten in het veld kunnen worden verwacht. Omdat er slechts een beperkt aantal gegevens uit bioassayonderzoeken beschikbaar was, waren er onvoldoende solide gegevens aanwezig voor verdere bewerking en statistische analyse.

De resultaten uit deze vier bioassayonderzoeken staan weergegeven in tabel 5.8. Er werden gegevens voor regenwormen, potwormen en pissenbedden gevonden. Per effectconcentratie werd aangegeven of streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden overschreden werden. Hiertoe zijn de S,T,I-waarden (toetsingskader Wet bodembescherming) voor de desbetreffende grond omgerekend met behulp van het programma TTT33 (2001) van het adviesbureau Tauw.

Opvallend is dat op locaties waar de interventiewaarden ruimschoots overschreden worden, zoals op de locatie Westzaan, geen effecten optreden. Op de locatie Budel, waar geen of in geringe mate overschrijding van de normwaarden optreden, treden echter wel effecten op.

Tabel 5.8: Effectconcentraties van metalen voor diverse sleutelsoorten (in mg/kg) in bioassaystudies. Overschrijding van genormaliseerde streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden worden expliciet aangegeven; effecten beneden de interventiewaarde zijn daarbij gearceerd.

Referentie	Toetssoort	Locatie	Bodem	Cd	Cu	Pb	Zn	Effect (+of-), component, %remming
Bosveld et al., 2001	Regenworm, diverse	De Venen	Lutum: 15% OS: 45%	1-1,5	93-260 >T (160)	290-950 >I (686)	300-630 >T (499)	0, populatiedichtheid, reproductie, populatiegroeisnelheid
Bosveld et al., 2001	Regenworm, diverse	De Venen	Lutum: 15% OS: 45%	1-1,5	93-260 >T (160)	290-950 >I (686)	300-630 >T(499)	-, populatie-opbouw (Cd)
Aquasense, 1999	Regenworm: <i>E. andrei</i>	West-zaan	Lutum: 15% OS: 42,5%		1900 >I (261)	2300 >I (670)	2900 >I (816)	0, reproductie, groei, overleving
Posthuma & Notenboom, 1996	Regenworm: <i>E. andrei</i>	Budel	Gestandaardiseerde waarden	2,39 >S (0,8)	71,5 >S (36)	247 >S (85)	576 >T (430)	-, reproductie
Posthuma & Notenboom, 1996	Pot-worm: <i>E. crypticus</i>	Budel	Gestandaardiseerde waarden	0,78	14,1	76	107	-, reproductie
Ma et al, 1997	Pissebed: <i>T. rathkei</i>	Uiterwaarden Waal	Gestandaardiseerde waarden	4 >S (0,80)	95 >S (36)	187 >S (85)	720 =I (720)	0, groei, reproductie, fertiliteit
Ma et al, 1997	Regenworm: <i>L. rubellus</i>	Uiterwaarden Waal	Gestandaardiseerde waarden	4 >S (0,80)	95 >S (36)	187 >S (85)	720 =I (720)	0, groei, reproductie, fertiliteit

Het aantal gegevens is te beperkt om conclusies uit te trekken. Opvallend is dat op de locatie Westzaan met forse interventiewaardenoverschrijdingen geen effecten optreden, terwijl bij de locatie Budel met geringe of geen overschrijdingen van de normwaarden wel effecten optreden. Het is waarschijnlijk dat verschil in bodemeigenschappen hierbij een belangrijke rol spelen; Westzaan bestaat uit een veenbodem met een hoog percentage organisch stofgehalte, terwijl bij Budel van een zandbodem met een relatief lage organisch stofgehalte sprake is. Waarschijnlijk is bij Budel sprake van een relatief hoge biologische beschikbaarheid. In ieder geval blijkt uit deze gegevens dat het al of niet overschrijden van de S,T,I-waarden geen zekerheid geeft over het wel of niet optreden van effecten.

5.8.2 Veldvalidatiestudies

Door Bengtsson & Tranvik (1989) werden effecten van metalen in veldstudies op een rij gezet. In deze studie wordt op basis van deze gegevens een suggestie gedaan voor "maximum allowable metalconcentrations" (MACs) voor evertebraten in bosbodems. Deze is tot stand gekomen door de LOEC's uit diverse studies te middelen. Hierbij werd niet gecorrigeerd voor verschillen in biologische beschikbaarheid tussen de studies. Dit resulteerde in de volgende MACs:

Cu: <100 mg/kg
Zn: 500 mg/kg
Cd: 10-50 mg/kg

RIVM/TNO/VU-veldvalidatie project aan zink.

Ook door Faber&Van Kleunen (ongepubliceerd) werden via verschillende methodes veld-NOEC's voor bodemdieren afgeleid en omgerekend naar standaardbodems. De spreiding in de afgeleide NOEC's was hierbij groot. Voor de regenworm *Lumbricus rubellus* werd een veld-NOEC van 12,8 mg/kg berekend, voor koper was de laagst berekende veld-NOEC voor regenwormen 0,34 mg/kg. De laagste NOEC-waarde die voor regenwormen voor zink werd afgeleid was 3,17 mg/kg (*Dendrobaena octaedra*). Voor potwormen werd voor koper een veld-NOEC van 150 mg/kg afgeleid, voor zink een waarde van 347 mg/kg.

5.8.3 Conclusie

In deze studie werden door middel van literatuurstudie en het raadplegen van diverse instituten en adviesbureaus voor de metalen koper, cadmium en zink slechts een beperkt aantal bruikbare bioassaystudies gevonden. Voor miljoenpoten werden helemaal geen gegevens uit bioassaystudies gevonden.

Opvallend is dat op een locatie met forse interventiewaardenoverschrijdingen soms geen effecten optreden, terwijl bij een locatie met geringe of geen overschrijdingen van de normwaarden wel effecten kunnen optreden. Op basis van toetsing aan de S,T,I-waarden kunnen geen voorspellingen worden gedaan over het wel of niet optreden van effecten.

Door Faber & Van Kleunen zijn veld-NOEC's afgeleid waarvan de laagste veld-NOEC's ruim onder de interventiewaarden liggen.

Omdat er voor de sleutelsoorten slechts een beperkt aantal gegevens uit veldstudies en bioassaystudies gevonden werden, en de spreiding in de resultaten groot is, is het niet mogelijk om voor natuurdoeltypen waarden aan te geven waar effecten kunnen worden verwacht op de relevante

sleutelsoorten. Om de ecologische risico's op een locatie te bepalen wordt het uitvoeren van een bioassay met voor het natuurdoeltype relevante sleutelsoorten aanbevolen (zie ook deelrapportage monitoringsparameters rivierengebied).

Zodra meer bioassaygegevens beschikbaar komen en relaties tussen effect en biobeschikbare fracties van metalen verder worden uitgewerkt, zullen deze ecologische risico's wellicht met meer finesse kunnen worden ingeschat.

6 Module bodemprocessen; decompositie

6.1 Inleiding

De afbraak van organische stof en de mineralisatie van daarin gebonden nutriënten naar voor de plant vrij opneembare minerale vormen vormt het ecologisch complement van primaire productie in een natuurlijke cyclus van elementen. Afbraak van organisch materiaal (strooisel), ook wel decompositie genoemd, omvat in feite drie deelprocessen. In de vroege fase van het decompositieproces treedt vooral 'leaching' op, waarbij oplosbare verbindingen uit vers strooisel gespoeld worden. De snelheid van deze "uitspoeling" wordt bepaald door voornamelijk fysische factoren, en door de wisselwerking met beide andere deelprocessen. Het tweede deelproces is fragmentatie van strooisel, voornamelijk door consumptie door bodemfauna. Na darmassage is de organische stof nog lang niet verteerd, maar wel sterk verkleind, zodat het door oppervlakvergroting beter toegankelijk is geworden voor microorganismen. Bacteriën, schimmels en actinomyceten zijn dan de actoren bij het derde deelproces, de feitelijke mineralisatie van organische stof. Mineralisatie omvat op zichzelf weer een groot complex van afbraakprocessen, met een breed scala aan organismen dat daarbij is betrokken. Soms is zo'n proces echter afhankelijk van slechts een kleine groep van microorganismen, zoals bijvoorbeeld nitrificatie⁴. Vanwege de grote, maar in zijn volle omvang ongekende verscheidenheid aan microorganismen en de grote wetenschappelijke onbekendheid met de onderlinge functionele wisselwerkingen binnen die gemeenschap, is het uitvoeren van een kwetsbaarheidsanalyse aan de hand van soortspecifieke criteria zoals bij de natuurdoelsoorten en sleutelsoorten bodemfauna bepaald onmogelijk. Men kan hooguit de veronderstelling doen dat processen waar meerdere bodemorganismen bij betrokken zijn minder kwetsbaar zijn dan processen waar weinig soorten bodemorganismen bij betrokken zijn.

Anderszijds zijn er voor bodemprocessen in het algemeen, en microbiële processen in het bijzonder, wel wat ecotoxicologische gegevens voorhanden, daar waar deze grotendeels ontbreken voor doelsoorten. Op basis van toxiciteitsgegevens over de invloed van Cu, Cd, Zn en DDT op bodemprocessen zouden daarom kritieke gehalten voor contaminanten in de bodem kunnen worden afgeleid. Gronden verontreinigd met gehalten boven deze kritieke waarden zouden moeten worden beschouwd als niet zondermeer geschikt voor beoogde natuurdoelen die afhankelijk zijn van deze processen. Uit de enquête onder terreinbeheerders (hoofdstuk 2) en uit een binnen DLG gevoerde discussie met milieukundigen ('Kenniskring Milieu') is reeds gebleken dat ecologische processen hoge waardering krijgen bij het beheer van natuurterreinen. Bij de omgang met verontreinigde bodems zou dat zich wellicht kunnen vertalen in natuurgerichte bodemkwaliteitseisen gericht op bescherming van deze bodemprocessen. Dergelijke minimale bodemkwaliteitseisen kunnen dan worden gebaseerd op gegevens uit de ecotoxicologische vakliteratuur en ecotoxicologische databases. Hiertoe werd een uitgebreide literatuurrecherche uitgevoerd. Daarnaast worden ook diverse deskundigen bij onderzoeksinstituten, en adviesbureaus direct benaderd.

De volgende processen werden in beschouwing genomen:

⁴ Nitrificatie is de oxidatie van ammonium in nitraat via nitriet, en wordt verzorgd door de bacteriegenera *Nitrobacter* en *Nitrosomonas*.

- strooiselafbraak (massaverlies)
- bodemademhaling (respiratie)
- stikstofmineralisatie
- nitrificatie

Strooiselafbraak en bodemademhaling zijn algemene processen, die als somparameter van het decompositie of zelfs het gehele bodemecosysteem kunnen worden beschouwd. Stikstofmineralisatie is een meer specifieke parameter voor het afbraakproces die een goede relatie heeft met bodemvruchtbaarheid. Nitrificatie is een zeer specifieke parameter, waar slechts een kleine groep bacteriën voor verantwoordelijk is, en welke als kwetsbare parameter kan worden beschouwd. Voor deze vier processen was naar verwachting relatief veel informatie beschikbaar in de wetenschappelijke literatuur, zowel uit laboratoriumonderzoek als uit veld- en bioassaystudies⁵.

Het doel van deze module is om aan de hand van ecotoxicologische gegevens voor de contaminanten cadmium, koper, zink en DDT globale randvoorwaarden aan te geven voor de gehalten waarbeneden bodemprocessen “ongestoord” verlopen. Op basis van deze gegevens verkrijgt men niet de kwetsbaarheid, maar wel de gevoeligheid van deze processen voor contaminanten. Een onderscheid wordt hierbij gemaakt tussen gegevens uit laboratoriumstudies en veld-of bioassaystudies. Het voordeel van het gebruik van gegevens uit laboratoriumstudies is dat er relatief veel gegevens beschikbaar zijn. Ook wordt hier veelal het effect van een enkele stof in een bekende dosering gemeten en vindt het experiment plaats onder gecontroleerde omstandigheden. Het leggen van een oorzaak-effectrelatie is hierdoor relatief eenvoudig. Een nadeel van deze gegevens is dat ze vaak niet representatief zijn voor de effecten die in het veld kunnen optreden. De biologische beschikbaarheid in veldsituaties is vaak anders doordat mettertijd contaminanten sterker aan de bodemmatrix gebonden raken, terwijl in laboratoriumstudies de contaminanten meestal vers toegediend zijn en daardoor meer beschikbaar.

Bij verontreinigingen in het veld wordt vaak juist een mengsel aan diverse contaminanten aangetroffen, waardoor het moeilijk is te herleiden wat het aandeel van een enkele stof aan een bepaald effect is (en op welke stof dus gericht maatregelen moeten worden genomen). Er kan mengseltoxiciteit optreden: contaminanten kunnen elkaar in werking versterken of afzwakken. Ook spelen in veldsituaties indirecte effecten een rol, bijvoorbeeld de aanwezigheid van voedselbronnen en microhabitats, en interacties tussen andere bodemorganismen (Bruus Pedersen, 1999).

Naast deze factoren verschilt ook de blootstellingsduur van laboratoriumproeven met de veldsituatie. De respons van micro-organismen bij een eerste kennismaking met verhoogde metaalconcentraties (in het lab) kan sterk verschillen van die van een microbiële populatie (in het veld) met een lange blootstellingshistorie, die een zekere aanpassing heeft kunnen ondergaan aan de verontreiniging (Giller et al., 1998).

Bodemprocessen zijn voor ieder natuurdoeltype van belang. Een kwalitatieve differentiatie naar natuurdoeltypen lijkt daarom niet zinvol, en de processen zullen in algemene zin in beschouwing worden genomen. In de volgende paragrafen volgt een bespreking van toxiciteitsgegevens uit laboratoriumstudies (§6.2) en toxiciteitsdata uit veldstudies en bioassays (§6.3).

⁵ Bioassays zijn (meestal) gestandaardiseerde testen waarin organismen, meestal in het laboratorium, worden blootgesteld aan substraat (hier: grond) afkomstig van een te beoordelen verontreinigdelocatie.

6.2 Toxiciteitsgegevens laboratoriumonderzoek

Bij het verzamelen van toxiciteitsdata uit laboratoriumonderzoek werd gebruik gemaakt van databases uit het project "Integrale Normstelling Stoffen" (Crommentuijn, 1997, Janus, 1992). Deze gegevens zijn door het RIVM reeds getoetst op betrouwbaarheid. Tevens werd daarop al een normalisatie naar een standaardbodem (25% lutum, 10% organische stof) uitgevoerd.

"INS-gegevens" zijn beschikbaar over de zware metalen Cu, Cd en Zn voor de processen: N-mineralisatie, nitrificatie en bodemademhaling (CO₂-productie). Voor strooiselafbraak zijn geen INS- gegevens beschikbaar. Met betrekking tot DDT werden voor bodemprocessen geen gegevens aangetroffen.

Binnen de aangetroffen toxiciteitsgegevens werden de laagste concentraties waarbij effect gevonden werd specifiek geselecteerd (tabellen 6.1 – 6.3).

Tabel 6.1 Effectconcentraties van cadmium voor bodemprocessen (in mg/kg standaardbodem), laboratoriumonderzoek.

Parameter	Effecttype	Effect-concentratie	Referentie
Nitrificatie	EC11	40	BKH, 1995
N-mineralisatie	EC27	180	Denneman & van Gestel, 1990
Bodemademhaling	EC10	23	Denneman & van Gestel, 1990

Toetsingskader Wbb (standaardbodem: lutum: 20%, humus: 10%):

Streefwaarde: 0,76 mg Cd. kg⁻¹

Tussenwaarde: 6,1

Interventiewaarde: 11 mg Cd. kg⁻¹

Tabel 6.2 Effectconcentraties van koper voor bodemprocessen (in mg/kg standaardbodem), laboratoriumonderzoek.

Parameter	Effecttype	Effect-concentratie	Referentie
Nitrificatie	EC60	36	Denneman & van Gestel, 1990
N-mineralisatie	NOEC	250	Denneman & van Gestel, 1990
Bodemademhaling	EC10	6	Denneman & van Gestel, 1990

Toetsingskader Wbb (standaardbodem: lutum: 20%, humus: 10%)

Streefwaarde: 33

Tussenwaarde: 104

Interventiewaarde: 174 mg Cu. kg⁻¹

Tabel 6.3 Effectconcentraties van zink voor bodemprocessen (in mg/kg standaardbodem), laboratoriumonderzoek.

Parameter	Effecttype	Effect-concentratie	Referentie
Nitrificatie	NOEC	21	Janus, 1992
N-mineralisatie	NOEC	75	Janus, 1992
Bodemademhaling	NOEC	9	Janus, 1992

Toetsingskader Wbb (standaardbodem: lutum: 20%, humus: 10%)

Streefwaarde: 125

Tussenwaarde: 384

Interventiewaarde: 643 mg Zn. kg⁻¹

Uit de INS-tabellen blijkt een grote spreiding in effectconcentraties voor de processen. Uit de INS-gegevens zijn daarom alleen de laagste effectconcentraties geselecteerd en in bovenstaande tabellen weergegeven. De INS-gegevens zijn dan ook verkregen uit diverse, uiteenlopende experimenten die onder zeer verschillende omstandigheden (tijdsduur, bodemcondities, wijze van toevoegen contaminanten, temperatuur, voedingsbron, etc.) uitgevoerd werden. Ook het verschil in de gemeenschapsstructuur (*community structure*) van microorganismen tussen verschillende bodems kan het verschil in gevoeligheid voor contaminanten uit verschillende studies verklaren (Killer et al., 1997). Door de spreiding is het op basis van deze gegevens moeilijk om vast te stellen welke van de processen het meest gevoelig is voor contaminanten.

Er lijkt een trend in de gegevens te bestaan dat nitrificatie gevoeliger is dan N-mineralisatie. De grotere gevoeligheid van nitrificatie kan verband houden dat nitrificatie door een beperkte groep van microorganismen uitgevoerd wordt, terwijl bij N-mineralisatie (en ook bodemademhaling) een breed scala aan bodemorganismen betrokken is. Deze trend werd ook door Bååth (1989) beschreven.

De laagste beschreven effectconcentratie voor cadmium ligt boven de interventiewaarde. Dat lijkt een plezierig gegeven, omdat bij niet ernstige verontreinigingen met cadmium (in de zin van de Wbb) er dan geen risico voor deze bodemprocessen zou bestaan. Opvallend is daarentegen dat voor koper en zink worden effectdrempels rond de streefwaarden gevonden, of zelfs eronder. Dit lijkt zorgwekkend, gezien de brede verspreiding van deze metalen in het . Er rijst dan al snel de vraag of verhoogde concentraties van deze metalen in het veld dusdanig beschikbaar zijn, dat de in het laboratorium beschreven effectgrenzen inderdaad overschreden worden. Ook een vergelijking met gegevens uit veldonderzoek en bioassays (§7.3) kan hier in algemene zin wellicht al meer inzicht bieden.

Voor DDT werden geen toxiciteitsdata gevonden in de INS database. Er worden geen *directe* effecten op microorganismen verwacht. Oude gegevens (die niet voldoen aan de selectiecriteria van het RIVM) suggereren hoge effectdrempels voor bacteriën (10² mg.kg⁻¹), schimmels (10² mg.kg⁻¹), bodemademhaling (13 mg.kg⁻¹) en nitrificatie (50 mg.kg⁻¹) (niet genormaliseerd naar standaardbodem, naar Hellings et al. 1971, Edwards 1970). Wel op bodemdieren die DDT kunnen accumuleren. Indirect zouden daardoor microbiel gestuurde bodemprocessen toch vertraagd kunnen worden. Dit aspect wordt uitgewerkt in de kwetsbaarheidsanalyse voor de sleutelsoorten bodemfauna.

6.3 Toxiciteitsgegevens uit veldstudies en bioassays

6.3.1 Methodiek en resultaten

Met behulp van WebSPIRS (CAB Abstracts 1970-2000) werd literatuurrecherche gedaan naar artikelen die betrekking hadden op effecten van zware metalen of DDT op bodemprocessen. De volgende zoektermen werden gebruikt: 'mineralisation, nitrification, microbial processes, decomposition, heavy metals, toxicity, DDT, copper, cadmium, zink'. In totaal werden 27 titels van artikelen gevonden waarin de relatie gelegd werd tussen N-mineralisatie en zware metalen, 93 titels van artikelen waarin een relatie werd gelegd tussen zware metalen en nitrificatie en 256 titels van artikelen waarbij de relatie zware metalen met decompositie en bodemademhaling werd gelegd. Deze artikelen werden verder geselecteerd op de kenmerken 'fieldstudy or bioassay' in combinatie met de metalen cadmium, koper of zink. Ook werden diverse adviesbureau's, universiteiten en onderzoeksinstituten benaderd met de vraag naar gegevens van bioassays.

De meeste studies hadden betrekking op een verontreinigingssituatie met meerdere contaminanten. Het criterium om de studie mee te nemen was dat minstens een van de drie zware metalen cadmium, koper of zink moest voorkomen. Voor DDT werden geen artikelen gevonden waarbij de relatie gelegd tussen DDT-verontreinigingen en het effect op bodemprocessen.

In tabellen 6.4 t/m 6.7 wordt weergegeven voor resp. de strooselafbraak, C-mineralisatie, nitrificatie en N-mineralisatie in hoeverre er bij een bepaalde concentratie effect optreedt. Van de bijhorende artikelen wordt een samenvatting gegeven in bijlage 6.1.

Voor de metalen wordt tevens een naar standaardbodem genormaliseerde waarde in de tabel gegeven. Per effectconcentratie wordt aangegeven of streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden overschreden werden. Hiertoe zijn de S,T,I-waarden voor de desbetreffende grond omgerekend. Indien onvoldoende bodemeigenschappen aanwezig waren, werd een inschatting van deze bodemeigenschappen gemaakt.

Tabel 6.4: Effectconcentraties van metalen voor strooiselafbraak en strooiselaccumulatie (in mg/kg), veldstudies. Overschrijding van genormaliseerde streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden worden expliciet aangegeven; effecten beneden de interventiewaarde zijn daarbij gearceerd.

Referentie	6.3.2 Locatie	6.3.3 Bodem	Cd	Cu	Pb	Zn	Ander metaal	Effect (+of-), component, %remming
Berg, 1991	Gusum, Zweden	Humus-laag bos pH 4-6, 80%OS		500 >I(333)		1000 >I (874)		+, accumulatie strooisellaag
Coughtrey et al.(1979)	Avonmouth Engeland	Strooisel-laag pH 3,9- 6,3	23 >T(17)	73 >S(63)	1052 >I (811)	764 >T(522)		+, accumulatie strooisellaag
Freedman & Hutchinson, 1980	Sudbury, Canada	Humus-laag bos pH 4-5		1400 >I (333)			1300 Ni >I(60)	-, Afbraak Betula, Populus, Pinus strooisel, 17-21%inhibitie
Freedman & Hutchinson, 1980	Sudbury, Canada	Humus-laag bos pH 4-5		620 > I(333)			640 Ni >I(60)	+, accumulatie strooisel
Russell& Alberti, 1998	Heidelberg, Duitsland	Beuken-bos op zandige klei (standaardbodem)	113,8 >I(12)		1742,8 >I(499)	3826,7 >I(874)		-, afbraak SOM, 200%), -, afbraak humus, 300%
Strojan, 1987	Palmerston	Strooisellaag bos	256 >I(17)	172 >S(63)	971 >I(811)	14600 >I(874)		-Afbraak Eik en Sassafras strooisel, 30-45% inhibitie
Strojan, 1987	Palmerston	Strooisellaag bos	885 >I(17)	340 > I(333)	2333 >I(811)	25750 >I(874)		+, strooisellaag

Tabel 6.5: Effectconcentraties van metalen voor C-mineralisatie (in mg/kg), veldstudies. Overschrijding van genormaliseerde streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden worden expliciet aangegeven; effecten beneden de interventiewaarde zijn daarbij gearceerd.

Referentie	6.3.4 Locatie	6.3.5 Bodem	Cd	Cu	Pb	Zn	Ander metaal	Effect (+of-), component, %remming
Chaney et al., 1978		Eikenbos bodem en strooisel pH 7,8	10 >T(6,1)			2000 >I(874)		-, CO2, 32% remming
Freedman en Hutchinson, 1980	Sudbury, Canada	Humuslaag bos pH 4,1-5		1400 >I (333)			1300 Ni >I(60)	-, CO2, 24% remming
Mathur and Sanderson, 1978		Veengrond pH 5,4, 40% C Organische bodem		160 >T(122)				-, CO2, 10%
Mathur et al., 1979		Organische bodem pH 5,7, 80%OSCEC150		200 =T(198)				-, CO2, 20%
Nordgren et al., 1983	Gusum, Zweden	Humuslaag bos, pH 4-6, 80%OS		1000 >I(333)		1500 >I(874)		-, CO2, 40%
Nordgren et al., 1986	Rönnskär, Zweden	Humuslaag bos, pH 3,5-4		230 >T(198)	940 >I (811)	460 >S(179)	190 As >I(89)	-, CO2, 35%
Yeates et al, 1993.	Nieuw Zeeland	Weidegrond, pH 5,4-5,6		140 >T(104)			132 As >I(66) 148Cr >S(90)	-
Yeates et al, 1993.	Nieuw Zeeland	Weidegrond, pH 5,4-5,6		900 >I(369)			842 As, >I(66) 148 Cr >S(90)	-

Tabel 6.6: Effectconcentraties van metalen voor nitrificatie (in mg/kg), veldstudies. Overschrijding van genormaliseerde streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden worden expliciet aangegeven; effecten beneden de interventiewaarde zijn daarbij gearceerd.

Referentie	Locatie	Bodem	Cd	Cu	Pb	Zn	Ander metaal	Effect (+of-), component, %remming
Höflich et al. 1999	Uiterwaarden Oder	*pH 5,5, lutum: 82%, 8,8-10,1%C	5 ¹ >S(1,2) 3 ²	99 ¹ >S(69) 51 ²	247 >S(140)	658 ¹ >S(305) 298 ²	39 Ni	0
Höflich et al. 1999	Uiterwaarden Oder	**pH5,7-6,1. lutum: 21%, 1,7-4,5%C	2 ¹ >S(0,87) 3 ²	54 ¹ >S(29) 66 ²	88 >S(73)	333 ¹ >S(118) 397 ²	19 Ni >S(12)	-
Kandeler et al., 1992	Brixlegg, Oostenrijk	**Weidegrond, pH6,2, 12,8%C	18,2 >I(11)	2520 >I(174)	1400 >I(499)	3100 >I(643)	71 Ni >S(30)	-
Mathur&Preston, 1981		Organische bodem, pH 5,1-5,85, 40%C		275 >I(206)				0, nitrificatie
Murray, 1999	Montreal, Canada	*pH 7,2-8,3, lutum 7,8-17,8, 2,8-10% OS	7 >T(5,7)	245 >I(152)	515 >I(455)	546 >T(319)	243 Ni >I(138)	0
Yeates et al, 1993.	Nieuw Zeeland	Weidegrond, pH 5,4-5,6		140 >T(104)			132 As >I(66) 148Cr >S(90)	-
Yeates et al, 1993.	Nieuw Zeeland	Weidegrond, pH 5,4-5,6		900 >I(369)			842 As, >I(66) 148 Cr >S(90)	-

* Locatie met hoogste concentratie waarbij geen effect werd gevonden

** Locatie met laagste concentratie waarbij een effect werd gevonden

¹ In experiment gevonden waarde

² Naar standaardbodem genormaliseerde waarde(25% lutum, 10% organische stof)

Tabel 6.7. Effectconcentraties van metalen voor N-mineralisatie (in mg/kg), veldstudies. Overschrijding van genormaliseerde streefwaarden, toetsingswaarden- of interventiewaarden worden expliciet aangegeven; effecten beneden de interventiewaarde zijn daarbij gearceerd.

Referentie	Locatie	Bodem	Cd	Cu	Pb	Zn	Ander metaal	Effect (+of-), component, %remming
Minnich and McBride, 1986		Mest 39,5% C CEC 165 cmol/kg		203 >I(174)				0
Minnich and McBride, 1986		Leem, pH 7, 63%C		1445 >I(396)				0
Necker& Kunze, 1986		Bosbodem, pH 4,4, 4,7%C				300 >T(292)		+
Necker& Kunze, 1986		Bosbodem, pH 4,4, 4,7%C	5 >S(0,76)					+
Höflich et al. 1999	Uiterwaarden Oder	*pH 5,5, lutum: 82%, 8,8-10,1%C	5 ¹ >S(1,2) 3 ²	99 ¹ >S(69) 51 ²	247 >S(140)	658 ¹ >S(305) 298 ²	39 Ni	0
Höflich et al. 1999	Uiterwaarden Oder	**pH5,7-6,1. lutum: 21%, 1,7-4,5%C	2 ¹ >S(0,87) 3 ²	54 ¹ >S(29) 66 ²	88 >S(73)	333 ¹ >S(118) 397 ²	19 Ni >S(12)	-
Tyler, 1975	Gusum, Zweden	Humuslaag bos, pH 4-6		100 >S(63)		250 >S(170)		-, 15%
Wilke, 1989		Zandige cambisoil pH6, lutum: 9%, OS:1,2%	45 ¹ 74 ² >I(7,5)					-,55%
Wilke, 1989		Zandige cambisoil pH6, lutum: 9%, OS:1,2%	209 ¹ 342 ² >I(7,5)					-,88%

* Locatie met hoogste concentratie waarbij geen effect werd gevonden

** Locatie met laagste concentratie waarbij een effect werd gevonden

¹ In experiment gevonden waarde

² Naar standaardbodem genormaliseerde waarde(25% lutum, 10% organische stof)

6.3.6 Discussie

Strooiselafbraak en strooiselaccumulatie

Effecten op strooiselafbraak en strooiselaccumulatie werden alleen bij locaties met een overschrijding van interventiewaarden gevonden. Hoewel een gedeelte van de effecten werd gevonden bij extreme metaalverontreiniging, werd bij een aantal locaties ook effect gevonden bij concentraties waarbij interventiewaarden slechts in geringe mate overschreden werden. Locaties waarbij effect werd gevonden bij relatief geringe overschrijding van de interventiewaarden (niet meer dan 2 keer) worden in tabel 6.4 gemarkeerd met een rastering.

Koolstofmineralisatie

Opvallend was dat voor C-mineralisatie bij een aantal studies reeds effecten werden gevonden bij overschrijding van de tussenwaarden. De locaties waar effecten werden gevonden bij minder dan 2 keer de interventiewaarden, staan in tabel 6.5 gemarkeerd.

Nitrificatie

Opvallend was dat in één studie de nitrificatie reeds geremd werd bij geringe overschrijdingen van de streefwaarden (beneden de tussenwaarden). De locaties waar effecten werden gevonden bij minder dan 2 keer de interventiewaarden, worden in tabel 6.6 gemarkeerd.

Stikstofmineralisatie

Ook de stikstofmineralisatie werd bij twee studies reeds geremd bij waarden die onder de tussenwaarden lagen. De locaties waar effecten werden gevonden bij minder dan 2 keer de interventiewaarden, worden in tabel 6.7 gemarkeerd.

Doordat de effecten afkomstig zijn uit zeer verschillende verontreinigingssituaties en er sprake is van mengsels van verschillende metalen is het op basis van deze gegevens niet mogelijk een verschil in gevoeligheid van de verschillende processen voor cadmium, koper en zink af te leiden. Opvallend is wel dat voor nitrificatie en stikstofmineralisatie in veldsituaties en bioassays reeds effecten worden gevonden die onder de tussenwaarden liggen.

7.4 Bodemkwaliteitseisen voor bodemprocessen

Het doel van deze module was om voor enkele relevante bodemprocessen globale randvoorwaarden aan te geven voor de gehalten contaminanten cadmium, koper, zink en DDT waarbeneden deze processen “ongestoord” verlopen. In tabel 7.1 staan de effectdrempels voor deze processen weergegeven zoals die in goed controleerbare laboratoriumstudies werden gevonden. Opvallend is dat voor zink en koper effecten worden gevonden bij gehalten onder de streefwaarden. Daarentegen werden bij de toxiciteitsgegevens uit veldstudies en bioassays geen toxische effecten gevonden bij waarden onder de streefwaarden, maar wel bij waarden onder de interventiewaarden, en soms ook onder de tussenwaarden. Het gaat bij deze gegevens uit veldstudies en bioassays veelal om verontreinigingen met meerdere contaminanten. Het is ingewikkeld om op basis van deze concentraties per metaal effectconcentraties en daaruit randvoorwaarden voor het ongestoord lopen van processen af te leiden. Uit de tabellen 7.2 t/m 7.5 kan slechts een indicatie verkregen worden bij welke concentraties effecten optreden.

Door de grote spreiding in de gegevens en de verschillende verontreinigingssituaties in veldexperimenten en bioassays was het niet mogelijk om op basis van de effectconcentraties de processen te rangschikken op relatieve gevoeligheid. Uit de gegevens vanuit de laboratoriumstudies lijkt het erop dat nitrificatie een gevoeliger proces is dan stikstof mineralisatie.

Opvallend was dat voor nitrificatie en stikstofmineralisatie in veldsituaties en bioassays reeds effecten werden gevonden die onder de tussenwaarden liggen. In lokatiespecifieke gevallen met een matige verontreiniging van deze metalen moet men op voorhand dus al gauw rekening houden met het risico van effecten op deze decompositieprocessen. Of effecten daadwerkelijk optreden kan met bioassays worden geverifieerd. In de toekomst zullen deze ecologische risico's wellicht met meer finesse kunnen worden ingeschat op basis van momenteel nog uit te werken relaties tussen effect en biobeschikbare fracties van metalen.

7 Integratie modules

De kwetsbaarheidanalyse valt uiteen in drie modules: flora, fauna en sleutelsoorten bodemprocessen. Voor de eerste twee modules heeft de kwetsbaarheidanalyse tot een rangschikking van NDT geleid, voor de flora een stof onafhankelijk rangschikking, voor de fauna drie rangschikkingen voor respectievelijk Cd, Cu-Zn en DDT. De module sleutelsoorten heeft niet geleid tot een rangschikking van natuurdoeltype. De onderzochte sleutelsoorten bleken namelijk niet te differentieren naar natuurdoeltype.

In tabel 6.1 zijn de verschillende rangschikkingen van de modules flora, fauna en sleutelsoorten bodemprocessen weergegeven. Aangezien de wijze waarop de kwetsbaarheid bepaald niet gelijk is in deze modules, kan de waarde van de kwetsbaarheidsbeoordeling niet direct onderling vergeleken worden. Wel kan de volgorde van natuurdoeltypen vergeleken worden. Opvallend is dat rangschikkingen van flora enerzijds en fauna (zowel Cd als Cu, Zn als DDT) sterk afwijken. Het kwetsbaarste flora NDT Ri-3.6 is gewaardeerd als matig kwetsbaar voor fauna, terwijl het kwetsbaarste NDT gezien vanuit de fauna (Ri-3.1) op flora matig kwetsbaar scoort.

Hoe om te gaan met de uitkomsten van de kwetsbaarheidsanalyse? Voor een gebruiker die gegeven de abiotische condities van zijn/haar locatie kan kiezen uit meerdere NDT zal de keuze van een geschikt NDT afhangen van de prioriteit die de gebruiker geeft aan hetzij flora hetzij fauna. Dit impliceert dat indien de gebruiker de flora doelen stelt boven de fauna doelen hij/zij zich in eerste instantie zou moeten richten op de flora rangschikking. Gegeven een bepaald NDT geeft het fauna spoor inzicht in welke soorten binnen dit NDT erg kwetsbaar zijn en dus mogelijk gegeven de aanwezige belasting niet of in geringe mate zullen voorkomen. Evenzo als de interesse van de gebruiker zich richt op de fauna zal de rangschikking van de fauna NDT richtinggevend zijn en kan de gebruiker het floraspoor volgen om te achterhalen welke vegetatie associaties binnen dit NDT het kwetsbaarst zijn en mogelijk bij de aanwezige vervuiling slechts in geringe mate aanwezig zijn. Voor de gebruiker die in beide sporen is geïnteresseerd ligt de keuze van het meest geschikte NDT iets complexer zoals ook duidelijk wordt in Hoofdstuk 7 Praktijkttoepassing Westzaan. Hier zal de gebruiker de voordelen en nadelen van een NDT voor flora en fauna tegen elkaar moeten afwegen.

Tabel 7.1. Rangvolgorde kwetsbaarheid natuurdoeltypen op basis van flora, fauna en sleutelsoorten bodemprocessen

Natuurdoeltype	Flora (n=20)	Fauna (n=20)			Sleutelsoorten bodemprocessen (n=14)		
	Cd, Cu, Zn	Cd	Cu, Zn	DDT	Cd, Cu	Zn	DDT
Ri-3.1	7	1	1	1	nvt	nvt	nvt
Ri-3.2	5	2	4	4	nvt	nvt	nvt
Ri-3.3 rietland en ruigte	20	8	5	10	8	14	2
Ri-3.4 nat schraalgrasland	14	16	9	15	9	9	3
Ri-3.5 stroomdalgrasland	9	5	11	13	1	3	6
Ri-3.6 rivierduin en slik	1	6	7	7	14	13	12
Ri-3.7 struweel, mantel- en zoombegroeiing	13	10	8	8	2	2	7
Ri-3.8 hakhout en griend	10	11	14	12	10	8	4
Ri-3.9 bosgemeenschappen op zandgrond	2	7	16	5	3	1	8
Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei	16	13	15	11	7	7	1
Ri-3.11 middenbos	6	17	18	16	4	5	9
Ri-3.12 park-stinzenbos	3	15	20	14	5	4	10
Lv-3.1/Lv-3.3 zoet	15	4	3	2	nvt	nvt	nvt
	(Lv-3.3zoet)						
Lv-3.2	18	3	2	3	nvt	nvt	nvt
Lv-3.3 rietland en ruigte	17 (brak)	9	6	9	11	10	5
Lv-3.5 bloemrijk grasland	12	14	12	17	6	6	11
Hv-3.5 droog grasland	11	19	19	19	12	12	13
Hv-3.7 vochtig schraalgrasland	8	20	13	20	13	11	14
Hv-3.13 Bosgemeenschappen van arme zandgrond	19	12	17	6			
Du-3.5 nat schraalgrasland	4	18	10	18			

8 Praktijktoepassing Westzaan

8.1 Inleiding

Deze casestudy betreft Polder Westzaan, gelegen ten noorden van het Noordzeekanaal. De provincie Noord-Holland wil deze polder weer in brakke staat terugbrengen. Het beoogde streefbeeld omvat twee natuurdoeltypen van licht brakke polderwateren, waarbij typerende verlandingsvegetaties horen:

- Lv-3.2: brakwatergemeenschap;
- Lv-3.3: rietland en ruigte (brakke variant).

Aangezien in Polder Westzaan op sommige plaatsen sprake is van sterk verontreinigde bagger, is inzicht in de ontwikkelingskansen van deze streefbeelden gewenst. In deze casestudy wordt daarom voor dit gebied een kwetsbaarheidanalyse uitgevoerd. Vervolgens worden de mogelijkheden en resultaten van deze analyse vergeleken met een al eerder uitgevoerde traditionele ecotoxicologische risicobeoordeling (AquaSense, 2001). Hierbij wordt onderzocht wat de meerwaarde is van de kwetsbaarheidanalyse. Het gangbare ecotoxicologische onderzoek is met name gebaseerd op laboratoriumtesten met (lagere) toetsorganismen, die een korte levensduur hebben. Verwacht wordt dat de kwetsbaarheidanalyse antwoorden geeft die meer aansluiten op de praktijk van inrichting en beheer.

8.2 Kwetsbaarheidanalyse

In hoofdstuk 4 en 5 is voor resp. de flora en fauna voor 20 natuurdoeltypen een kwetsbaarheidanalyse uitgevoerd. In deze paragraaf zoomen we in op de resultaten voor de betreffende natuurdoeltypen in Westzaan. Waar mogelijk zullen naast de brakke natuurdoeltypen ook de zoete varianten van deze natuurdoeltypen onderzocht worden. Hiermee wordt geprobeerd aan te geven of er op basis van de kwetsbaarheid een verschil verwacht kan worden tussen de ontwikkeling van brakke en zoete natuurdoeltypen.

Voor het toepassen van de kwetsbaarheidanalyse op een specifiek gebied is het van belang om te weten welke verontreinigingen aanwezig zijn in het gebied. In het geval van Westzaan kunnen de resultaten van de chemische analyses gebruikt worden, die uitgevoerd zijn bij de traditionele risicobeoordeling. Hieruit bleek dat in Westzaan sprake is van o.a. een koper- en zinkverontreiniging (klasse 4), en een DDT-verontreiniging (klasse 3). De cadmiumverontreiniging was minder ernstig (slechts op één locatie, klasse 1). Behalve deze verontreinigingen zijn ook hoge concentraties van o.a. PAKs en lood (klasse 4), nikkel, kwik en minerale olie (klasse 3) aangetroffen. Deze stoffen zijn echter niet onderzocht in dit pilot-project, dus hier kan verder niet op ingegaan worden.

8.2.1 Kwetsbaarheidanalyse flora

Voor de flora zijn de natuurdoeltypen onderverdeeld naar enkele associaties, met ieder vijf aandachtssorten. Voor de natuurdoeltypen in Westzaan zijn dat:

Lv-3.2 Brak watergemeenschap:

Associatie van Groot nimfkruid: Groot nimfkruid (*Najas marina*), Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), Snavelruppia (*Ruppia maritima*), Groot blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*) en Zittende zannichellia (*Zannichellia palustris* s.l.)

Associatie van Ruwe bie: Grote watereppe (*Berula erecta*), Riet (*Phragmites australis*), Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*), Ruwe bie (*Scirpus lacustris* ssp. *Tabernaemontani*) en Heen (*Scirpus maritimus*).

Lv-3.3 Rietland en ruigte (brak milieu):

Associatie van Echte koekoeksbloem en Gevleugeld hertschooi: Zomprus (*Juncus articulatis*), Padderus (*Juncus subnodulosus*), Addertong (*Ophioglossum vulgatum*), Melkeppe (*Peucedanum palustre*) en Ruwe bie (*Scirpus lacustris* ssp. *Tabernaemontani*).

Moerasmelkdistel-associatie: Echte heemst (*Althea officinalis*), Kale jonker (*Cirsium palustre*), Echt lepelblad (*Cochlearia officinalis* ssp. *Officinalis*), Moerasbasterdwederik (*Epilobium palustre*) en Moerasmelkdistel (*Sonchus palustris*).

Veenmosrietland Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*), Ronde zonnedaauw (*Drosera rotundifolia*), Kamvaren (*Dryopteris cristata*), Riet (*Phragmites australis*) en Ruwe bie (*Scirpus lacustris* ssp. *Tabernaemontani*).

Lv-3.3 Rietland en ruigte (zoet milieu)

Riet-associatie: Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum*), Melkeppe (*Peucedanum palustre*), Riet (*Phragmites australis*), Moerasvaren (*Thelypteris palustris*) en Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*).

Associatie van Scherpe zegge: Scherpe zegge (*Carex acuta*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*), Moeraswalstro (*Galium palustre*), Rietgras (*Phalaris arudinacea*) en Moeraskruiskruid (*Senecio paludosus*).

Veenmosrietland: Moerasstruisgras (*Agrostis canina*), Padderus (*Juncus subnodulosus*), Pijpestrootje (*Molinia caerulea*), Tormenit (*Potentilla erecta*) en Moerasvaren (*Thelypteris palustris*).

Voor elk van deze soorten is de kwetsbaarheid voor cadmium, koper en/of zink onderzocht. Een oordeel over DDT, evenals afzonderlijke oordelen voor cadmium, koper en zink worden niet toegekend (zie 4.1). In tabel 8.1 is een overzicht gegeven van de meest kwetsbare soorten (eindscore $\geq 0,5$) van de drie onderzochte natuurdoeltypen. Voor de brakwatergemeenschap (Lv-3.2) waren Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) en Grote watereppe (*Berula erecta*) de meest kwetsbare soorten, en voor de brakke variant van het natuurdoeltype rietland en ruigte (Lv-3.3) was Addertong (*Ophioglossum vulgatum*) veruit de kwetsbaarste soort (vergelijk ook tabel in 4.3).

Tabel 8.1 De 14 meest kwetsbare doelsoorten voor cadmium, koper en zink.

code	soort	Lv-3.2	Lv-3.3 (brak)	Lv-3.3 (zoet)	score
Lv-3.3	Addertong		x		0,625
Lv-3.3	Moerasvaren			x	0,625
Lv-3.2	Schedefonteinkruid	x			0,5625
Lv-3.2	Grote watereppe	x			0,5625
Lv-3.3	Melkeppe		x	x	0,5625
Lv-3.3	Echte heemst		x		0,5625
Lv-3.3	Ronde zonnedaauw		x		0,5625
Lv-3.2	Groot nimfkruid	x			0,5
Lv-3.2	Groot blaasjeskruid	x			0,5
Lv-3.2	Zittende zannichellia	x			0,5
Lv-3.3	Kamvaren		x		0,5
Lv-3.3	Koninginnekruid			x	0,5
Lv-3.3	Scherpe zegge			x	0,5
Lv-3.3	Tormenit			x	0,5

Wanneer vervolgens de gemiddelde eindscores van de doelsoorten per associatie worden bekeken (bijlage FV1, samengevat in fig. 8.1), blijkt dat binnen natuurdoeltype Lv-3.2 de associatie van Groot nimfkruid kwetsbaarder is dan de associatie van de ruwe bie. Binnen

de brakke variant van natuurdoeltype Lv-3.3 is de associatie van Echte Koekoeksbloem de meest kwetsbare en binnen de zoete variant zijn de associaties van Riet en het Veenmosrietland kwetsbaarder dan de associatie van Scherpe zegge. Tevens blijkt dat de brakke variant van het natuurdoeltype Lv-3.3 iets minder kwetsbaar is dan de zoete variant. Ten opzichte van de andere onderzochte natuurdoeltypen zijn de brakke natuurdoeltypen van Westzaan relatief weinig kwetsbaar (zie figuren in paragraaf 4.3).

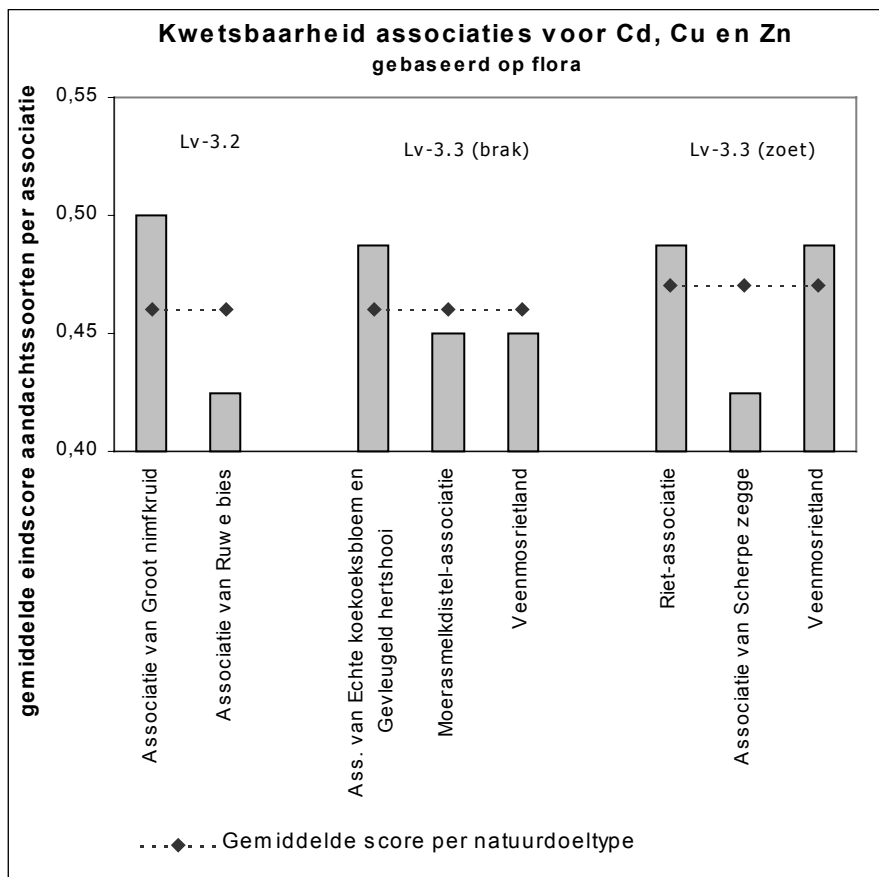


Fig. 8.1 Gemiddelde eindscores van associaties en natuurdoeltypen in Westzaan voor cadmium (Cd), koper (Cu) en zink (Zn).

8.2.2 Kwetsbaarheidanalyse fauna

Bij de kwetsbaarheidanalyse van de fauna was het niet mogelijk een onderscheid te maken tussen de brakke en zoete variant van Lv-3.3, aangezien aan deze varianten dezelfde doelsoorten zijn toegekend (Bal et al., 1995). In plaats daarvan is naar de zoete variant van Lv-3.2 gekeken, dit is Lv-3.1: zoetwatergemeenschap. De doelsoorten in deze natuurdoeltypen betreffen met name vogels, en verder enkele zoogdieren, vlinders, libellen, amfibieën en reptielen (zie bijlage eindrapport CD-ROM).

Bij de fauna werd in tegenstelling tot bij de flora wel DDT onderzocht, en er werd een onderscheid gemaakt tussen cadmium enerzijds, en koper en zink anderzijds. De meest kwetsbare soorten van de drie onderzochte natuurdoeltypen verschillen ook sterk bij deze stoffen. De meest kwetsbare doelsoorten voor DDT en cadmium zijn voornamelijk vogels, terwijl voor koper en zink vooral libellen boven in het lijstje voorkomen (tabel 8.2 t/m 8.4).

Tabel 8.2 De 10 meest kwetsbare doelsoorten voor DDT

DDT	Soort	Lv-3.1	Lv-3.2	Lv-3.3	score
1	Ooievaar	x		x	0,56
2	Noordse stern	x			0,55
3	Blauwe kiekendief			x	0,53
4	Ringslang	x		x	0,53
5	Visdief	x	x	x	0,53
6	Lepelaar	x	x	x	0,51
7	Velduil			x	0,51
8	Zwarte stern	x	x	x	0,51
9	Purperreiger	x	x	x	0,49
10	Rugstreeppad	x	x	x	0,49

Tabel 8.3 De 10 meest kwetsbare doelsoorten voor koper en zink

Cu en Zn	Soort	Lv-3.1	Lv-3.2	Lv-3.3	score
1	Bruine korenbout	x		x	0,55
2	Glassnijder	x		x	0,51
3	Krooneend	x	x	x	0,51
4	Rivierdonderpad	x			0,51
5	Vroege glazenmaker	x		x	0,51
6	Groene glazenmaker	x		x	0,49
7	Zwarte stern	x	x	x	0,49
8	IJsvogel	x	x		0,48
9	Noordse stern	x			0,48
10	Slobeend	x	x	x	0,48

Tabel 8.4 De 10 meest kwetsbare doelsoorten voor cadmium

Cd	Soort	Lv-3.1	Lv-3.2	Lv-3.3	score
1	Ooievaar	x		x	0,62
2	Noordse stern	x			0,61
3	Blauwe kiekendief			x	0,59
4	Visdief	x	x	x	0,58
5	Lepelaar	x	x	x	0,57
6	Velduil			x	0,57
7	Zwarte stern	x	x	x	0,57
8	IJsvogel	x	x		0,56
9	Purperreiger	x	x	x	0,54
10	Tureluur	x	x		0,54

Wanneer vervolgens de gemiddelde eindscores van de doelsoorten per natuurdoeltype worden bekeken blijkt dat voor DDT en cadmium de brakwatergemeenschap (Lv-3.2) kwetsbaarder is dan de zoetwatergemeenschap (Lv-3.1), en bij koper en zink andersom. Rietland en ruigte (Lv-3.3) is in alle gevallen het minst kwetsbare natuurdoeltype (figuur 8.2).

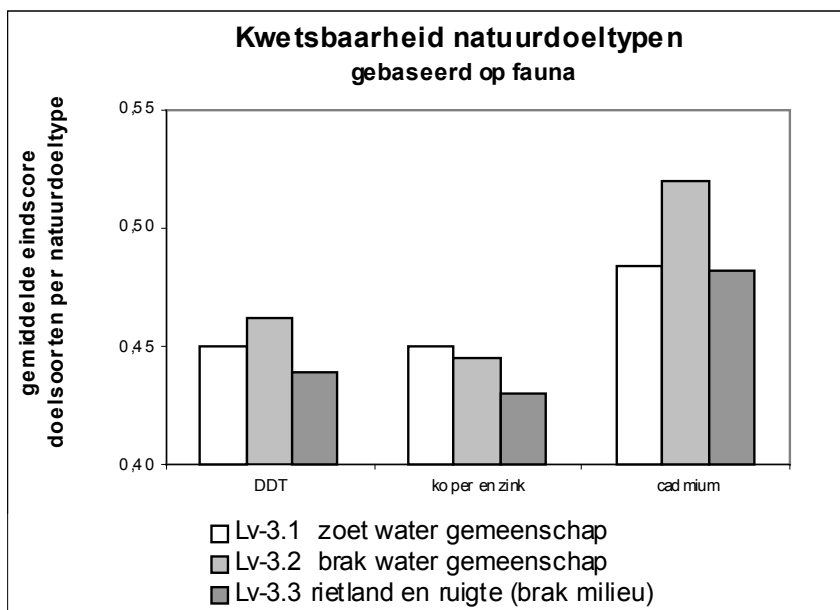


Fig. 8.2 Kwetsbaarheid van natuurdoeltypen Lv-3.1, Lv-3.2 en Lv-3.3 uitgedrukt in de gemiddelde eindscores van de doelsoorten (fauna) per natuurdoeltype.

Wanneer de gemiddelde scores van deze natuurdoeltypen vergeleken worden met de andere onderzochte natuurdoeltypen, valt op dat deze laagveen-natuurdoeltypen wat betreft fauna relatief kwetsbaar zijn (zie figuren in paragraaf 5.3). Dit is opvallend omdat het voor de flora niet geldt. Deze relatief grote kwetsbaarheid volgt uit de samenstelling van het natuurdoeltype waarin veel kwetsbare soorten aanwezig zijn.

8.3 Traditionele beoordeling

De vraagstelling van de traditionele ecotoxicologische risicobeoordeling betrof of de aanwezige klasse 3 en 4 bagger (waterbodem) een belemmering vormt voor de ontwikkeling van het gewenste streefbeeld. Drie studies werden uitgevoerd:

- Bureaustudie naar het mogelijke risico voor waterplanten;
- Bureaustudie als eerste inventarisatie van het risico voor waterdieren;
- Experimentele bepaling van toxiciteit voor ongewervelde waterdieren met bioassays.

De bureaustudies bestonden uit het doorzoeken van databases (AQUIRE) en bestaande literatuur. Zowel de databases als de doorzochte literatuur leverden nauwelijks bruikbare informatie op over de doelsoorten, wel werd informatie over standaard testsoorten gevonden (m.n. brede waterpest en klein kroos). Deze soorten blijken niet zo gevoelig. Ook bij een worst-case benadering kon geconcludeerd worden dat deze soorten geen last ondervinden bij de in Westzaan aanwezige verontreinigingen. Voor algen bleek uit de risicobeoordeling (methode volgens STOWA/RIZA, 1997) wel dat de diffuse zinkverontreiniging lokaal een probleem zou kunnen vormen. De tweede aanpak binnen de bureaustudie bestond uit het zoeken van verbanden tussen de verspreiding van doelsoorten en de mate van verontreiniging van de waterbodem. Alleen voor Echt lepelblad waren er voldoende gegevens om dit te onderzoeken. Bij deze soort kon geen invloed van de mate van verontreiniging op het voorkomen worden vastgesteld.

Het experimentele onderzoek was gericht op waterbodemmonsters uit het gebied met verontreinigingen van klasse 2, 3 en 4. Het onderzoek bestond uit de volgende elementen:

- Chemische analyses in sedimentmonsters;
- Bioassays, met muggelarven (*Chironomus riparius* - 28 dagen) en watervlooien (*Daphnia magna* – 16 dagen);
- Bioaccumulatietesten met borstelwormen (Oligochaeten – enkele weken).

Uit de bioassays bleek dat er sprake was van ernstige negatieve effecten op de groei van muggelarven, die blootgesteld werden aan de verontreinigde waterbodems. Effecten op watervlooien zijn niet vastgesteld. Met behulp van zogenaamde TU-analyses is nagegaan of op grond van de chemische analyses van de drie waterbodems de waargenomen toxische effecten verklaard konden worden. Hieruit was af te leiden dat waarschijnlijk de zware metalen een belangrijke rol spelen. Effecten van verhoogde PAK-concentraties zijn ook niet uit te sluiten. Op basis van dezelfde analyses lijken direct toxische effecten van verhoogde concentraties organochloor-bestrijdingsmiddelen (zoals DDT) onwaarschijnlijk. Uit bovenstaande werd geconcludeerd dat de verontreiniging op sommige plaatsen een belemmering zou kunnen zijn voor de ontwikkeling van een gezonde macrofaunapopulatie. Dit kan gevolgen hebben voor hogere doelsoorten, die afhankelijk zijn van macrofauna als voedselbron.

Met de resultaten van de bioaccumulatietest is bekeken of er een risico bestond van doorvergiftiging van stoffen in de voedselketen. Op alle drie de onderzochte locaties werd een risico van doorvergiftiging van cadmium vastgesteld. Dit risico dient echter genuanceerd te worden doordat dezelfde concentraties/risico's in het verleden ook zijn aangetroffen in oligochaeten in het schone Markermeer (Den Besten, 1997).

8.4 Vergelijking kwetsbaarheidanalyse met traditionele beoordeling

De resultaten van de traditionele risicobeoordeling en van de kwetsbaarheidanalyse zijn zeer verschillend van aard. Waar bij de traditionele risicobeoordeling geconcludeerd wordt dat de planten waarschijnlijk geen last ondervinden van de aanwezige verontreinigingen en de macrofauna mogelijk wel (incl. van welke stoffen), kan dit bij de kwetsbaarheidanalyse niet. Na uitvoering van de kwetsbaarheidanalyse kunnen geen conclusies getrokken worden over het al dan niet aanwezig zijn van risico's op flora en fauna. Er kan namelijk (nog) geen relatie gelegd worden tussen kwetsbaarheid en gehalten van stoffen in de bodem. Mogelijk is dit in de toekomst wel mogelijk, door koppeling van de systematiek aan andere systematiek (zie discussie, hoofdstuk 8). Bij de kwetsbaarheidanalyse bestaan de resultaten op dit moment uit rangschikkingstabellen met relatieve kwetsbaarheid van doelsoorten en natuurdoeltypen. Uit dit praktijkvoorbeeld blijkt wel dat het traditionele onderzoek voorbijgaat aan de kwetsbaarheid van de toetsorganismen: De uitkomst van de bureaustudie naar de relatie tussen de verspreiding van Echt lepelblad en de mate van verontreiniging was één van de aanwijzingen voor de conclusie dat de waterplanten waarschijnlijk niet veel last ondervinden van de aanwezige verontreinigingen. In de kwetsbaarheidanalyse in hoofdstuk 4 blijkt dat Echt lepelblad een relatief weinig kwetsbare soort is. Wanneer het mogelijk was geweest om meer of andere soorten te onderzoeken, was de eindconclusie genuanceerder geweest.

Een ander duidelijk verschil tussen de methodieken (traditionele beoordeling versus kwetsbaarheidsanalyse) zijn de soorten waar uitspraken voor gedaan worden. De traditionele beoordeling (bioassays) doet zeer nauwkeurige uitspraken op het niveau van algen en ongewervelde waterdieren. Om het doorvergiftigingsrisico in te schatten en zodoende een uitspraak te doen op het niveau van hogere (doel) soorten kan de accumulatie-test worden toegepast, welke iets zegt over het potentiële risico maar niets over de werkelijke gevoeligheid.

De kwetsbaarheidsanalyse differentieert duidelijk tussen (doel)soorten, waarbij verschillende ecologische informatie geïntegreerd wordt. Op dit gebied heeft de kwetsbaarheidsanalyse dus een meerwaarde.

De gebruiksmogelijkheden van de beide beoordelingen zijn ook zeer verschillend. Hierbij moet onderscheid gemaakt worden tussen gebruikers met zeer grote ecotoxicologische expertise en gebruikers die dat niet hebben. Met name voor de laatste groep zijn de beide methoden erg verschillend. De traditionele risicobeoordeling geeft inzicht in het bestaan van mogelijke risico's van de verontreinigingen op de ontwikkeling van de natuurdoeltypen. Maar de beoordeling geeft geen duidelijke richting aan de wijze hoe hiermee om te gaan. Is het nu raadzaam om een minder verontreinigde plaats te zoeken voor het ontwikkelen van brakke natuur, of zou het uiteindelijk wel meevallen voor de hogere doelsoorten in Polder Westzaan? De kwetsbaarheidsanalyse geeft die ondersteuning wel. De resultaten van de kwetsbaarheidsanalyse kunnen gebruikt worden bij de keuze voor eventuele alternatieve streefbeelden. Wanneer bijvoorbeeld gebleken was dat een brakwatergemeenschap veel kwetsbaarder is dan een zoetwatergemeenschap zou je alsnog kunnen kiezen voor de laatste. In dit geval waren de resultaten van de modules flora en fauna tegengesteld, waardoor het niet mogelijk is een dergelijke keuze te rechtvaardigen. Wanneer dan besloten wordt om wel de brakke natuurdoeltypen na te streven wordt hulp geboden bij het selecteren van soorten welke geschikt zijn voor monitoring.

Voor gebruikers die meer ecotoxicologische kennis hebben zijn de verschillen tussen de mogelijkheden van de beoordelingen minder groot. Wanneer de resultaten van een traditionele risicobeoordeling nauwkeurig bestudeerd worden, kunnen gedetailleerde aanwijzingen gevonden worden over mogelijke effecten van verontreinigingen op natuurdoeltypen, zeker wanneer een uitgebreide literatuurstudie is gedaan. Dit is vergelijkbaar met het bestuderen van de factsheets, die ten grondslag liggen aan de rangschikkingstabellen van de kwetsbaarheidsanalyse. In het geval van Westzaan is deels gebruik gemaakt van dezelfde gegevens.

9 Algemene Discussie

Om de resultaten van het project kwetsbaarheidanalyse te beoordelen is de doelstelling van het project referentiekader. De bredere doelstelling was het verbeteren van aansluiting tussen ecotoxicologische risicobeoordeling en de realisatie en monitoring van natuurdoelen op verontreinigde bodems door mobilisatie en overdracht van met name ecologische kennis.

Uit de gebruikersenquête zijn de volgende praktijkvragen door mogelijke eindgebruikers aangereikt welke de methodiek dient te ondersteunen:

- Aankoop; ondersteuning bij een afweging welke terreinen aangekocht kunnen worden wanneer gestelde natuurdoelen gewenst zijn,
- Kansrijkdom natuurdoelen; ondersteuning bij het bepalen welke natuurdoelen haalbaar worden geacht bij de ontwikkeling van natuurdoelen op verontreinigde bodems.
- Monitoring; bij de ontwikkeling van natuurdoelen op verontreinigde bodems dient de kwetsbaarheidanalyse mogelijkheden voor monitoring aan te geven om de ontwikkeling te volgen in relatie tot de verontreinigingen.

De ontwikkelde methodiek kwetsbaarheidanalyse geeft de eindgebruiker uiteindelijk verschillende mogelijkheden. In het hoofdstuk 8 Integratie is onder meer aangegeven hoe met de kwetsbaarheidanalyse van de verschillende modules kan worden omgegaan. Gesteld kan worden dat de doelstelling in bredere zin is gehaald.

Op de volgende punten heeft de uitwerking van de kwetsbaarheid beperkingen laten zien:

- Geen DDT in de module Flora en vegetatie.
- Geen nadere specificatie van kwetsbaarheden per metaal in de module Flora en vegetatie.
- Onvoldoende uitwerking mogelijk van de hoofdcategorie C (Effecten op individu-niveau) voor de module Fauna.
- Het is niet mogelijk om de natuurdoeltypen van de modules Flora en vegetatie en Fauna met elkaar te vergelijken.
- Het is nog niet mogelijk gebleken een relatie te leggen tussen gehalten in de bodem en kwetsbaarheid van aandachtsoorten.

De methodiek kan het sterkst ingezet worden wanneer een eindgebruiker al helder de doelstellingen en randvoorwaarden voor zijn specifieke project heeft neergezet. Een eindgebruiker dient zich af te vragen welke kennis gewenst is. Vervolgens kunnen verschillende onderdelen geanalyseerd worden op kwetsbaarheid en vergelijkingen gemaakt worden.

- Binnen natuurdoeltype(n) kunnen vegetatieassociaties op kwetsbaarheid vergeleken worden.
- De modules Flora, Fauna en Sleutelsoorten en processen geven een indicatie van de meest kwetsbare soorten waarop een monitoring afgestemd kan worden.
- Een analyse van kwetsbaarheid kan zowel op specifiek floristische doelen als faunistische doelen gemaakt worden. Hierbij dienen welke relaties tussen flora en fauna in ogenschouw genomen te worden.
- Na een kwetsbaarheidanalyse kunnen specifieke beheers- en inrichtingsmaatregelen genomen worden ter reductie van mogelijke risico's.

- Wanneer een gewenst natuurdoel niet haalbaar geacht wordt, kan de kwetsbaarheidanalyse wijzen op minder kwetsbare natuurdoelen.
- De gebruiker kan steeds terugvinden in de analyse waar keuzes worden gemaakt, en wat de redenen zijn voor de score van een soort. De soortsgerichte aanpak van de kwetsbaarheidanalyse geeft de gebruiker zeer specifieke informatie.
- De ontwikkelde methodiek past bij het concept van de TRIADE-benadering in de ecologische risicobeoordeling, en sluit hierbij vooral aan op de onderdelen ecologie (inventarisaties van alle soortengroepen) en toxicologie (bioassays sleutelsoorten en processen). In het kader van functiegerichte lokatiespecifieke risicobeoordeling kan de expertise uit het project daarom invulling geven of onderbouwend zijn voor onderzoeksparameters voor bioassays of monitoring, gebaseerd op voor verschillende natuurdoeltypen specifiek af te leiden ecologische randvoorwaarden.

10 Referenties

Antonielli, M., S. Pasqualini, L. Ederli, P. Batini, F. Loreto & A. Massacci (2000). *Phragmites australis* growing in a contaminated environment: ecophysiological characteristics. Intercost Workshop on Bioremediation – Sorrento 2000.

Aquasense (1999). Ecologische risico's in de metaalverontreinigde over van de Geelmolensebeek. Bepaling actuele ecologische risico's met behulp van chronische bioassays en bioaccumulatieonderzoek in regenwormen-in opdracht van Arcadis heidemij Advies B.V. (in opdracht van Waterschap Veluwe). Rapportnummer 99.0881-5.

Aquasense (1999). Ecologische risico's van een met chroom verontreinigde beekoever. Chronische bioassays en bioaccumulatieonderzoek met regenwormen. In opdracht van Grontmij Advies & Techniek. Rapportnummer 99.0881-8b.

Aquasense (1999). Locatiespecifieke beoordeling actuele ecologische risico's van verontreinigde landbodems in Noord-Holland. Acute en chronische bioassays, bioaccumulatieonderzoek in regenwormen en veldinventarisaties. In opdracht van Provincie Noord-Holland. Rapportnummer: 99.1254-2.

AquaSense (2001). Ecologische risico's van waterbodemverontreiniging bij natuurontwikkeling in de Polder Westzaan. In opdracht van Provincie Noord-Holland, Afdeling Milieubeheer en Bodemsanering. Rapportnummer 1464c.

Bååth, E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air, and Soil Pollution 47: 335-379.

Bachmann, G. & Tharwat M. A. (2000). The importance of rhizodeposition strategies of plant species for sustainable agriculture.

Bakker, J., Posthuma, L. & R. Baerselman, 1997. Toxische effecten van zink op de worm *Eisenia andrei*; resultaten proefveldexperimenten Amsterdam 1995 en 1996. RIVM, reportnummer 607505003, Bilthoven.

Bell, D.L. & S.E. Sultan (1999) Dynamic phenotypic plasticity for root growth in *Polygonum*: A comparative study. American Journal of Botany 86: 807-819.

Bengtsson & Tranvik (1989). Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. Water, Air and Soil Pollution 47:381-417.

Bengtsson, G., Nordström, Rundgren, S., 1983. Population density and Tissue Metal Concentration of Lumbricids in Forest Soils Near a Brass Mill. Environmental Pollution (Series A) 30: 87-108.

- Bengtsson, G., Rundgren, S., 1982. Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. *Pedobiologia* 24: 211-218.
- Bengtsson, G.T., Gunarson, T., Rundgren, S. (1986). Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidified soils. *Water Air and Soil Pollut.* 28:361-383.
- Benkert, J.P., Schindler P.W. (1992) Die Bodenatmung im Perimeter einer Quelle von Schwermetallen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, vol.155(3): 169-257.
- Benkert, J.P., Schindler P.W. (1992) Die Bodenatmung im Perimeter einer Quelle von Schwermetallen. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, vol.155(3): 169-257.
- Berg B., Ekbohm G., Staaf, H. (1991) Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. *Water, Air and Soil Pollution* 59: 165-177.
- Berg, M.P. (1995). Preliminary atlas of the millipedes of the Netherlands. Department of Ecology and Ecotoxicology Section Soil Ecology Vrije Universiteit Amsterdam in co-operation with: Stichting European Invertebrate Survey-Netherlands, Communication EIS-Nederland no. 79.
- Berg, M.P., Wijnhoven, H. (1997). Landpissebedden. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 221, Utrecht.
- Besten, P. J. den (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. Rapportnr. 97.098, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Beyer, W.N., Miller, G.W., Cromartie, E.J., 1984. Contamination of the O₂ Soil Horizon by Zinc Smelting and its effect on Woodlouse Survival. *Journal of Environmental Quality*, vol.13, no.2: 247-251.
- BKH(1995). Update toxiciteitsgegevens voor vier stoffen in het kader van MILBOWA. Versie maart 1995.
- Bosveld, A.T.C, Klok, T.C., Bodt, J.M., Rutgers, M. (2000). Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen. Alterra-rapport 151,
- Bouché, M.B. 1972. Lombriciens de France, écologie et systématique. Institut National de Recherche Agronomique, Paris. 671 pp.
- Bouché, M.B. 1992. Earthworm Species and Ecotoxicological Studies. In: *Ecotoxicology of Earthworms* (Greig-Smith, P.W., Becker, H., Edwards, P.J., Heimbach, F., eds.), Intercept Ltd, Andover, UK.
- Bouché, M.B., 1977. Stratégies lombriciennes. In: *Soil Organisms as Components of Ecosystems*, (Eds. U. Lohm & T. Persson). *Ecol. Bull. (Stockholm)*, 25: 122-132.

Brink, N.W. van den & Ma, W.-C. (1998) Spatial and temporal trends in levels of trace metals and PCBs in the European Badger *Meles meles* (L., 1758) in The Netherlands: implications for reproduction. *The Science of the Total Environment* 222:107-118.

Bruus Pedersen, M. 1999. Exposure routes and ecotoxicological effects of copper in soil. Linking laboratory to field. Free University Press Amsterdam.

Capelleveen, E. van (1987). Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods. Free University Press Amsterdam.

Chaney R.L. (1983) Plant uptake of inorganic waste. In: Parr JE, Marsh PB, Kla JM, (eds.) *Land treatment of hazardous wastes*. Noyes Data Corporation, Park Ridge, NJ. pp. 50-67.

Cook, A.G., Critchley, B.R. et al. (1979). The effects of soil treatment with DDT on the biology of a cultivated forest soil in the sub-humid tropics. *Pedobiologia* 19: 279-292.

Crommentuijn, T, Doodeman, C.J.A.M., Doornekamp, A., Pol, J.J.C. van der, Bedaux, J.J.M., Van Gestel, C.A.M. (1994). Lethal body concentrations and accumulation patterns determine time-dependent toxicity of cadmium in soil arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 13, No.11: 1781-1789.

Crommentuijn, T., Polder, M.D., Plassche, E.J. (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations and negligible concentrations into account. RIVM report no. 601501001, Bilthoven, the Netherlands.

Dallinger, R. (1993). Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: Dallinger R, Rainbow, P.S. (eds.) *Ecotoxicology of metals in Invertebrates*. Boca Raton: Lewis Publishers:246-289.

Dallinger, R., Wieser, W. (1977). The flow of copper through a terrestrial food chain. I. Copper and nutrition in isopods. *Oecologia (Berl.)* 30:253-264.

Dash, M.C. (1990) Oligochaeta: Enchytraeidae. In: Dindal, D.L. (ed) *Soil biology guide*. Wiley & Sons, New York etc., 311-340

Denneman, C.A.J., Van Gestel, C.A.M. (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-toetsingswaarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM report no. 725201001, Bilthoven, the Netherlands.

Díaz, S. & M. Cabido (1997). Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.

Didden, W.A.M., Ecology of terrestrial Enchytraeidae, *Pedobiologia* 37, 2-29 (1993)

Dindal, D.L. 1990. *Soil Biology Guide*. John Wiley & Sons, New York. 1349 pp.

- Donker, M.H., Zonneveld, C., Straalen, N.M. van, 1993. Early reproduction and increased reproductive allocation in metal-adapted populations of the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. *Oecologia* 96: 316-323
- Drobne, D. (1996). Terrestrial isopods-A good choice for toxicity testing of pollutants in the terrestrial environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.16, No. 6:1159-1164.
- Drobne, D., Hopkin, S.P, 1995. The Toxicity of Zinc to Terrestrial Isopods in a "Standard" Laboratory Test, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 31, 1-6.
- Edwards C.A. (1970) Persistent pesticides in the environment. Chemical Rubber Co., Cleveland. Cited in: Swift M.J., O.W. Heal & J.M. Anderson (1979) Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Studies in Ecology*, Vol. 5, Blackwell Sci. Publications Ltd., Oxford. (p.155).
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman&Hall, London.
- Edwards, C.A., Dennis, E.B. (1960). Some effects of Aldrin and DDT in an arable field. *Ann. Appl. Biol.* 59 (3):11-23.
- Edwards, C.A., Lofty, J.R. (1977) *Biology of Earthworms*. Chapman&Hall, London
- Ervin, G. N. & R. G. Wetzel (2000). Allelochemical autotoxicity in the emergent wetland macrophyte *Juncus effusus* (Juncaceae). *American Journal of Botany* 87, 853-860.
- Faber, J.H. & A. Van Kleunen. Veldvalidatie van normstelling voor enkele zware metalen. ongepubliceerd rapport IBN-DLO.
- Forsyth, D.,J., Peterle, T.J. (1982). Uptake of ³⁶C1-DDT residues by slugs and isopods in the laboratory and field. *Environmental Pollution (Series A)*29:135-143.
- Freedman, B., Hutchinson, T.C., 1979. Effects of smelter pollutants on forest leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot.* 58: 1722-1763.
- Gestel, C.A.M. van, Dis, W.A. et al.(1991). Influence of cadmium, copper and pentachlorophenol on growth and sexual development of *Eisenia andrei* (Oligochaeta;Annelida). *Biol.Fertil.Soils* 12:117-121.
- Giller, K.E., Witter, E., McGrath, S.P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil. Biol. Biochem.* Vol. 30. No.10:11:1389-1414.
- Gräff, Berkus, M., Alberti, G., Köhler (1997). Metal accumulation strategies in saprophagous and phytophagous soil invertebrates: a quantitative comparison. *Biometals* 10: 45-53.
- Grime J.P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111, 1169-1104.

Grime, J.P., J.G. Hodgson & R. Hunt (1989). Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to Common British Species. NERC Unit of Comparative Plant Ecology, Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield, UK.

Gunnarson&Rundgren, in: Slooff, W. (1986), Integrated criteria document copper, RIVM report no. 758474009.

Hasall, M., Rushton, S.P. (1984). Feeding behaviour of terrestrial isopods in relation to plant defences and microbial activity. Symposia of the Zoological Society of London 53:487-505.

Hasall, M., Rushton, S.P. (1985). Feeding behaviour of terrestrial isopods in relation to plant defence and microbial activity. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (eds.), The biology of terrestrial isopods. The Zoological Society of London. Clarendon Press, Oxford, 487-505.

Hassall, M. Sutton, S.L. (1978). The role of isopods as decomposers in a dune grassland ecosystem. Scientific proceedings of the Royal Dublin Society A6. 117 127.

Hellings C.S., P.C. Kearney & M. Alexander (1971) Behaviour of pesticides in soil. Adv. Agronomy 23: 147-240.

Hendriks, A.J, Ma, W.c. et al. (1995). Modelling and Monitoring Organochlorine and Heavy Metal Accumulation in Soils, Earthworms and Shrews in Rhine-Delta Floodplains. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29(1):115-127.

Höflich, G., Tauschke, M., Schalitz, G., Joschko, M., Höhn, A. (1999) Biologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Oder. Die Bodenkultur 50 (2):147-240.

Holthuis, L.B. (1956). Isopoda and Tanaidacea (KV). In: Boschma, H. (Ed), Fauna van Nederland, Deel 16.

Hopkin, S.P. (1989). Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates, Elsevier Applied Science, London.

Hopkin, S.P. (1992) Deficiency and Excess of Copper In Terrestrial Isopods, In: Dallinger, R.D., Ranibow, P.S. (Eds.) Ecotoxicology of metals in invertebrates (SETAC).

Hopkin, S.P., Hames, C.A.C. 1994. Zinc, among a cocktail of metal pollutants, is responsible for the absence of the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from the vicinity of a primary smelting work. Ecotoxicology 2, 68-78

Hopkin, S.P., Martin, M.H., 1984. Heavy metals in woodlice. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (Eds.), The Biology of Terrestrial Isopods. The Zoological Society of London. Clarendon Press, Oxford, pp.143-166.

Hopkin, S.P., Read, H.J., 1992. The biology of millipedes. Oxford University Press.

Hopkin, S.P., Watson, K., Martin, M.H., Mould, M.L. (1985). The assimilation of heavy metals by *Lithobius variegatus* and *Glomeris Marginata* (Chilopoda; Diplopoda). *Bijdragen tot de Dierkunde* 55 (1): 88-94.

Janus, J.A. Integrated Criteria Document Zinc: Ecotoxicity. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. Report no. 710401019.

Jeekel, C.A.W.(1953). De miljoenpoten (diplopoda) van Nederland, KNNV Wetenschappelijke mededelingen, no. 9.

Kandeler, E., Lüftenegger, G., Schwarz, S. (1992) Bodenmikrobiologische Prozesse und Testaceen (Protozoa) als Indikatoren für Schwermetallbelastung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, vol.155(4): 319-322.

Kandeler, E., Lüftenegger, G., Schwarz, S. (1992) Bodenmikrobiologische Prozesse und Testaceen (Protozoa) als Indikatoren für Schwermetallbelastung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, vol.155(4): 319-322.

Klok, C., de Roos A.M., Broekhuizen, S. & van Apeldoorn, R.C. (1998) Effecten van zware metalen op de Das. *Interactie tussen versnippering en vergiftiging. Landschap* 15/2:77-86.

Kutchera, L. & Lichtenegger, E. (1982-1997) Root atlas of central European herbs. Vols. 1-5. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Lagerlöf, J., Andren O., Paustian, K. (1989); Dynamics and contribution to carbon flows of *Enchytraeidae* (Oligochaeta) under four cropping systems. *J.Appl.Ecology* 26:183-199.

Lasat, M.M. (2001). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research* 2 (5), 1-25.

Lee, Y.J. & E. George (2001). Uptake of metal cations by the extraradical mycelium of an arbuscular mycorrhizal fungus from calcareous soil supplied with high and low levels of phosphorus. In: W.-J. Horst et al. (eds.), *Plant Nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems*, pp. 638-639. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Levy, D.B., E.F. Redente & G.D. Uphoff (1999). Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogon gerardii* Vitman) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Soil Science* 164 (6).

Lock, K, Janssen, C.R., Coen, W.M. de (1999). Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.19, No.11:2666-2671.

Lock, K., Janssen, C.R. (2001). Modelling zinc toxicity for terrestrial invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.20, No 9:1901-1908.

Ma, W.C. (1982) The influence of soil properties and worm-related factors on the concentrations of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia* 24: 109-119.

Ma, W.C. (1984) Sublethal effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. *Environ. Poll. Series A* 33: 207-219.

Ma, W.C., 1988. Toxicity of copper to lumbricid earthworms in sandy agricultural soils amended with Cu-enriched organic waste materials. *Ecological Bulletins* 39: 53-56.

Ma, W.C., H. Siepel & J.H. Faber (1998) Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? EHR Publicatie no. 72, RIZA, Lelystad. 87 pp.

Ma, W.C., Siepel, H., Faber, J.H., 1997. Onderzoek naar mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebratenfauna, Instituut voor Bos- en Natuurronddoek (IBN-DLO), reportnummer IBN-289, Wageningen.

Ma, W.C., H. Siepel & J.H. Faber (1998) Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? EHR Publicatie no. 72, RIZA, Lelystad. 87 pp.

Ma. W.C, Eijsackers, H. (1989). The influence of substrate toxicity on soil macrofauna return in reclaimed land. In: *The role of Fauna in Reclaimed Lands* (ed. Mayer, J.D.). Cambridge University Press, Great Britain.

MacFayden, A., 1963. *Animal ecology, Aims and Methods*. 2nd edition. Pitman. London

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

Marinissen, J.C.Y. (1995). Earthworms, soil-aggregates and organic matter decomposition in agro-ecosystems in The Netherlands. Thesis landbouw Universiteit Wageningen.

Marinussen, M.P.J.C. (1997). Heavy metal accumulation in earthworms exposed to spatially variable soil contamination. Doctoral thesis, Wageningen Agricultural University.

Martin, M.H., Coughtrey, P.J., Young, E.W. (1976). Observations on the availability of lead, zinc, cadmium and copper in woodland litter and the uptake of lead, zinc and cadmium by the woodlouse, *Oniscus asellus*. *Chemosphere* No. 5:313-318.

McCabe, O.M. & Otte M.L. (2000). The wetland grass *Glyceria fluitans* for revegetation of mine tailings. *Wetlands* 20, 548-559.

Morgan. J.E., Morgan, A.J. (1992). Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologically different earthworm species. *Soil Bio. Biochem.* Vol.24, No. 12:1691-1697.

- Morgan, J.E., Morgan, A.J. (1993). Seasonal changes in the tissue metal (Cd, Zn and Pb) concentrations in two ecophysiologically dissimilar earthworm species: pollution monitoring implications. *Environ. Pollut.* 82: 1-7.
- Munckhof, G.P.M. van den, Veul, M.F.X., Gestel, C.A.M. van, Bloem, J., 1998. Bodemkwaliteitsparameters stimuleren gebruik ecotesten. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 14, Wageningen.
- Murray, P., Ge, Y., Hendershot, W.H. (1999) Evaluating three trace metal contaminated sites: a field and laboratory investigation. *Environmental Pollution* 107 (2000) 127-135.
- Neuheuser, E.F., Loehr, R.C., et al. (1985). Toxicity of metals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Biol. Fert. Soils* 1:149-152.
- Nordgren A., Bååth E., Söderström, B. (1983) Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 45, no.6: 1829-1837
- Nordgren, A., Kaari, T., Bååth, Söderström B., (1986). Soil Microbial Activity, Mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area. *Environmental Pollution (A)*: 89-100.
- Paoletti, M.G., Iovane, E., Cortese, M., 1988. Soil Podofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in N.E. Italy. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 25, 33-58.
- Persson, T., E. Bååth, M. Clarholm, H. Lundkvist, B. Söderström & B. Söhlenius. (1980) Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a Scots pine forest. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 32: 419-459.
- Perotto, S., M. Girlanda & E. Martino (2000). Ericoid mycorrhizal fungi: some new perspectives on old acquaintances. *Plant and Soil*, in press.
- Plassche, E.J. van de (1994) Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. RIVM report no. 679101012.
- Pokarzhevskii, A.D. et al. (1998). The use of detrital food-webs to predict ecotoxicological effects of heavy metals. In: *Pollution-induced changes in soil invertebrate food-webs*, Butovsky, R.O., Straalen, N.M. van (eds.), Amsterdam, Moscow.
- Post, R.D., Beeby, A.N., Activity of the microbial decomposer community in metal-contaminated roadside soils, 1996. *Journal of Applied Ecology* (33): 703-709
- Postuma, L., Gestel, C.A.M., Smit, C.E., Bakker, D.J., Vonk, J.W. (eds.) (1998). Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. National Institute for Public health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands RIVM report no 607505004.
- Postuma, L., Notenboom, J. (1996). Toxic effects of heavy metals in three worm species (*Eisenia andrei*, *Enchytraeus crypticus* and *Enchytraeus albidus*: Oligochaeta) exposed in artificially polluted

soil substrates and contaminated field soils. National Institute for Public health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands. Report no. 719102048.

Read, H.J., Martin, M.H. (1990). A study of millipede communities in woodlands contaminated with heavy metals. In: Minelli, A., Brill, E.J. (eds.). Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology. Leiden: 289-298.

Rhee, J.A. van, De regenwormen (Lumbricidae) van Nederland. Wetenschappelijke mededeling 84; KNNV, Hoogwoud.

Russell, D.J., Alberti, G., (1998). Effect of long-term, geogenic heavy metal contamination on soil organic matter and microarthropod communities, in particular Collembola. Applied Soil Ecology 9(1998) 483-488.

Salminen, J., Haimi, J. Horizontal distribution of copper, nickel and enchytraeid worms in polluted soil. Environmental pollution 104 (1999): 351-358.

Satchell, J.E. (1967) Lumbricidae, in Soil Biology, Academic press, London, pp. 259-322

Schouten, A.J., Brussaard, L., Ruiten, P.C., Siepel, H., Straalen, N.M. van (1997). Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM Bilthoven, Report no. 712910005

Seastedt, T.R. (1984). The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. Ann. Rev. Entomol. 29:25-46.

Sinnige, N., Tamis, W., Klijn, F. (1991) Aanzet tot een ecotopenclassificatie toegespitst op de bodemfauna, CLM report 75, Leiden.

Sinnige, N., Tamis, W., Klijn, F. (1992) Indeling van bodemfauna in ecologische soortengroepen, CLM report 80, Leiden.

Sjögren, M., Augustsson, A., Rundgren, S. (1995). Dispersal and fragmentation of the enchytraeid *Cognettia sphagnetorum* in metal polluted soil. Pedobiologica 41:506-513.

Smalfuss, 1984, H., 1984. Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. Symposium of the British Zoological Society of London: 53: 49-63.

Smith T.M., Shugart H.H. & Woodward F.J. (1997). Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change. Cambridge University Press, Cambridge. 369 p.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1995). Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal-contaminated field sites. Ecotoxicology 4:190-205.

- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1996). Effects of metal-contaminated soils on the growth, sexual development, and early cocoon production of the earthworm *Eisenia fetida*, with particular reference to zinc. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 35(1): 86-95.
- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1996). The effects of metal contamination on earthworm populations around a smelting works: quantifying species effects. *Applied Soil Ecology* 4 (1996);147-160.
- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1999). Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated field and laboratory soils. *Applied Soil Ecology* 11(2-3):227-243.
- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., Jones, D.T., (1994). Effects of Cadmium, Copper, Lead and Zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of point-source metal contamination in terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 84: 123-130.
- St-Cyr, L., A. Cattaneo, R. Chassé & C.G.J. Fraikin (1997). Technical evaluation of monitoring methods using macrophytes, phytoplankton and periphyton to assess the impacts of mine effluents on the aquatic environment. Canada Centre for Mineral and Energy Technology. Ottawa, Ontario.
- STOWA/RIZA (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. Rapport nr. 97-42, Stichting Toegepast Onderzoek Water beheer (STOWA)/Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Utrecht/Lelystad
- Streit, B. (1984) Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites): experimental results and a model. *Oecologia (Berlin)* 64: 381-388.
- Strojan, C.L. (1978). The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. *Oikos* 31:41-46.
- Sutton, S.L., 1972. Woodlice. Pergamon Press, Oxford
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M. (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. *Studies in ecology volume 5*. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Tayovski, 1998. Mond. Meded. Koen Lock.
- Verhoef, H.A., Brussaard, L. (1990). Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 175-211.
- Vink, J. & J. Verkleij (2000). Mechanismen van opname, accumulatie en toxiciteit van zware metalen bij uiterwaardenvegetatie. RIZA-rapport.
- Visser, S. (1995). Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J. & Usher, M.B. (ed.). *Ecological interactions in soil*. Brit. Ecol. Soc. Spec. Publ. 4, Blackwell Scientific Publications, Oxford. P.297-317.

Vonk, J.W., Rademaker, M.C.J., Van Gestel, C.A.M. (1994). De invloed van bodemeigenschappen op de toxiciteit van metalen voor bodemorganismen. TNO Rapportnr. MW-R94/089a.

Voortgangsrapportage MPV (1987) Milieuprogramma 1988-1991. Tweede kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20202.nrs. 1 en 2, 's-Gravenhage.

Wallwork, J.A. (1970) Ecology of soil animals. Mc Graw-Hill, London.

Warburg, M.R., Linsenmair, K.E., Bercovitz, K., 1984. The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. In: Sutton, S.L., Holdich, D.M. (Eds), The Biology of Terrestrial Isopods. The Zoological Society of London, Clarendon Press, Oxford, pp. 339-367.

Wensem, J. van, Vegter, J.J, Van Straalen, N.M.(1994). Soil quality criteria derived from critical body concentrations of metals in soil invertebrates. Applied Soil Ecology 1: 185-191.

Wilcke, D.E. von (1952) On the domestication of the 'solution'earthworm. Anz. Schädlingssk. 25, 107-109

Wilke, B.M., (1989). Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol, Biol. Fertil Soils 7: 254-258.

Wilke, B.M., (1989). Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol, Biol. Fertil Soils 7: 254-258.

Witzel, B. (1997). Uptake, storage and loss of cadmium and lead in the woodlouse *Porcelio scaber* (Crustacea, isopoda). Water, Air and Soil Pollution 108:51-68.

Yeates, G.W., Orchard, V.A., Speir, T.W., Hunt, J.L., (1993). Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biology activity. Biology and Fertility of Soils (18): 200-208.

Bijlagen

In het eindrapport zullen alle bijlagen op CD-ROM te vinden zijn

Inleiding

Dit document is een handleiding voor de bijlagen die op de CD-ROM worden gepresenteerd. Deze CD-ROM is een simpel overzicht van bestanden die voor de MCA als basis zijn gebruikt en met een overzicht van de door de MCA gegenereerde resultaten.

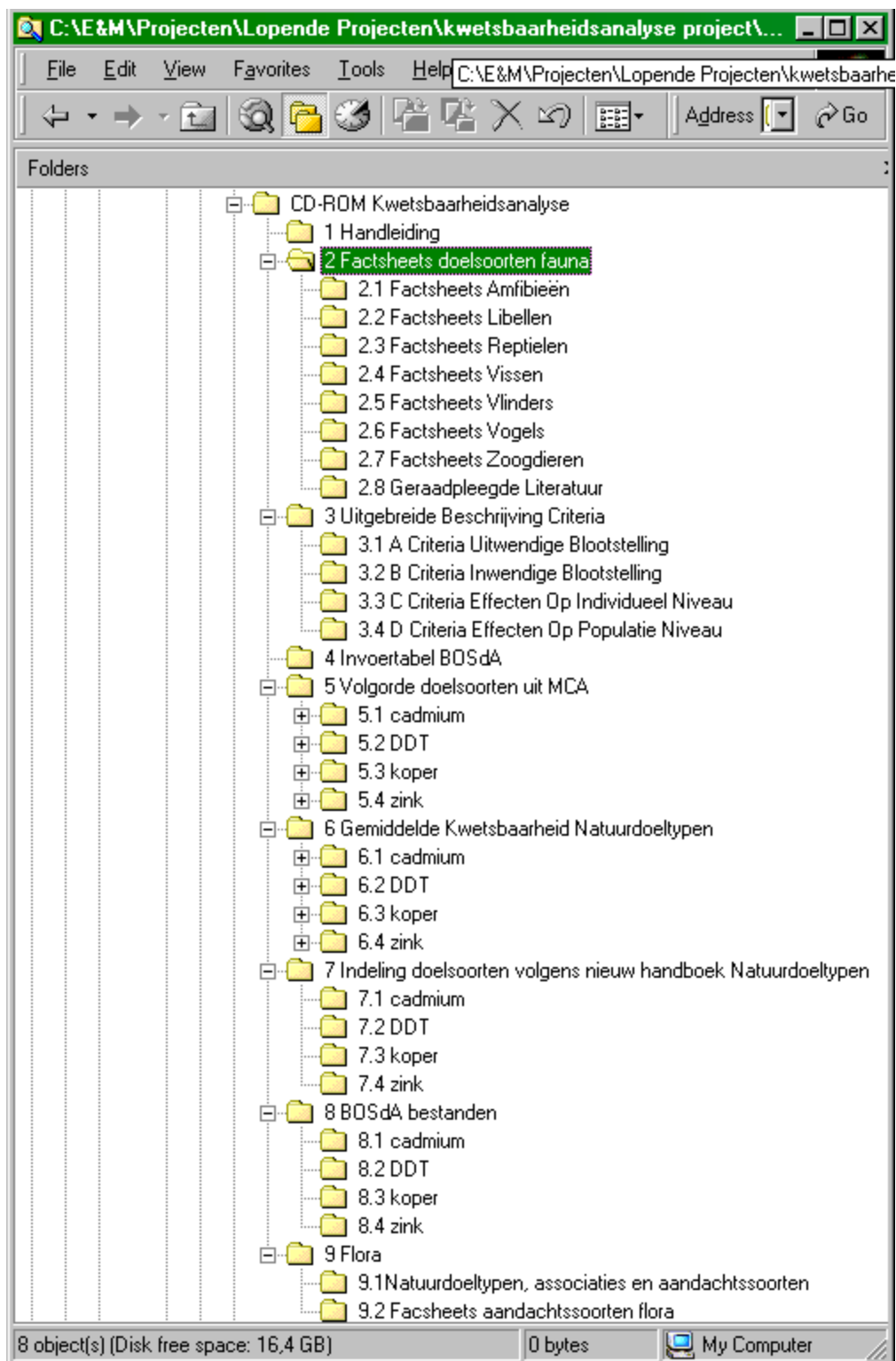
De reden om deze gegevens op een CD-ROM te zetten ligt in het feit dat de bestanden erg groot zijn, en daardoor lastig grafisch in een rapport weer te geven. Een samenvatting en een bespreking van de resultaten is wel in het rapport te vinden. Het grote voordeel van presentatie van de gegevens op deze manier is dat de tabellen met resultaten voor iedereen die deze CD heeft direct elektronisch beschikbaar zijn. De bestanden zijn niet beschermd, ze kunnen door iedereen gebruikt worden.

Overzicht van bestanden

Hieronder volgt een opsomming van op deze CD-ROM geplaatste bestanden en voor elke bestand een korte beschrijving.

1. Handleiding
2. Factsheets doelsoorten fauna
In deze factsheets worden per doelsoort de basisgegevens gepresenteerd en een eerste bewerking van deze gegevens. Ook worden de bronnen waaruit de gegevens gehaald zijn benoemd.
De factsheets zijn ingedeeld naar soortsgroep: amfibieën (2.1), libellen (2.2), reptielen (2.3), vissen (2.4), vlinders (2.5), vogels (2.6) en zoogdieren (2.7). De soorten worden per soortsgroep gepresenteerd op alfabetische volgorde van de nederlandse naam. Ook wordt een lijst met geraadpleegde literatuur gepresenteerd (2.8)
3. Uitgebreide beschrijving van de gehanteerde criteria: Criteria in Groep A (Inwendige Blootstelling (3.1)), criteria in Groep B (Uitwendige Blootstelling (3.2)), criteria in groep C (Effecten op Individueel Niveau (3.3)) en criteria in groep D (Effecten op populatieniveau (3.4)).
4. Invoertabel voor BOSdA.
Deze tabel is een samenvoeging van alle factsheets, waarbij alleen de voor de MCA benodigde gegevens zijn geselecteerd. Deze tabel is direct in te lezen in BOSdA.
5. Eerste resultaat van de multi-criteria analyse: Volgorde van de doelsoorten wat betreft kwetsbaarheid voor de vier onderzochte stoffen: cadmium (5.1), DDT (5.2), koper (5.3) en zink (5.4). De gegevens worden in tabelvorm en in een grafiek weergegeven.
6. Gemiddelde kwetsbaarheid van natuurdoeltypen voor de vier stoffen: cadmium (6.1), DDT (6.2), koper (6.3) en zink (6.4). De gegevens worden in tabelvorm en in een grafiek weergegeven.
7. Indeling van doelsoorten in natuurdoeltypen volgens het nieuwe Handboek Natuurdoeltypen, en het belang dat doelsoorten in een natuurdoeltype krijgen toegewezen (cadmium (7.1), DDT (7.2), koper (7.3) en zink (7.4)).
8. Tenslotte worden, voor diegenen die over BOSdA beschikken, de originele BOSdA bestanden per stof aangeboden (cadmium (8.1), DDT (8.2), koper (8.3) en zink (8.4)), zowel met toxiciteitsgegevens als zonder toxiciteitsgegevens, waarmee de MCA door ons werd gedraaid. Deze kunnen gebruikt worden om zelf met de MCA te "spelen".
9. Bijlagen Flora; factsheets en factsheet-verzameltabellen
10. Bijlagen Bodemfauna en sleutelsoorten in natuurdoeltypen

Hieronder wordt een overzicht van de bestanden gegeven:



BIJLAGE 9 A

Voorbeeld van een factsheet uit de module Flora (*Elodea canadensis*). Binnen elk van vier hoofdcategoriën ecologische eigenschappen worden specifieke eigenschappen met bronvermelding gegeven, als basismateriaal voor een kwetsbaarheidanalyse.

FACTSHEET <i>Elodea canadensis</i>		
Hoofdcategorie A – Uitwendige blootstelling		
a1 – Beïnvloeding rhizosfeer-milieu door de plant		
aan-/afwezigheid/mate van ROL	ROL aanwezig, geen sterke invloed op redoxpotentiaal sediment; ROL via holle stengels (geen aerenchym)	Karjalainen et al., 2001 Pierce, 1994
rhizodepositiestrategie (C-S-R)	C-R; passieve rhizodepositie hoog; actieve uitscheiding van organische C-substraten via wortels naar sediment; aanwezigheid leidt tot hoge accumulatie organisch materiaal	Grime et al., 1989 Spicer & Catling, 1988 Karjalainen et al., 2001 St. Germain et al., 1997
excretie van fytosideroforen/specifieke wortellexudaten/allelopathie/auto-toxische terugkoppeling	excretie van allelopathische stoffen	Bloemendaal & Roelofs, 1988
overige relevante kenmerken	zeer snelle decompositie van afgestorven plantdelen invasie door de plant leidt tot verhoogde pH-milieu	Spicer & Catling, 1988 Spicer & Catling, 1988
a2 – Morfologie, levensduur, groei en plasticiteit wortelstelsel		
maximale worteldiepte	zeer ondiep	Karjalainen et al., 2001
maximale wortelbiomassa	laag	Karjalainen et al., 2001
wortelharen	aanwezig	ECOFLORE; Beck-Nielsen et al., 2001
structuur wortelstelsel	niet-vertakt; adventief; slecht ontwikkeld	Grime et al., 1989 ECOFLORE Mayes et al., 1977
maximale wortelgroeisnelheid	hoog	Karjalainen et al., 2001
maximale levensduur actieve wortels	kort	Deskundigenoordeel onderzoekers
plasticiteit wortelstelsel	groot	Deskundigenoordeel onderzoekers
overige relevante kenmerken	de wortels ontspringen op vertakkingspunten zijdelings aan de stengel	Weeda et al., 1991
a3 – Symbiontische en parasitaire interacties wortelstelsel		
aan-/afwezigheid	afwezig	Grime et al., 1989; Beck-Nielsen et

mycorrhizae/frequentie	lage frequentie	al., 2001; ECOFLORA Karjalainen et al., 2001
type(n) mycorrhizae	AM	Karjalainen et al., 2001
aangetoonde metaalbescherming door mycobiont	nee	Deskundigenoordeel onderzoekers
aan-/afwezigheid/frequentie nodulering	niet van toepassing	Deskundigenoordeel onderzoekers
functioneren als wortelparasiet	niet van toepassing	Deskundigenoordeel onderzoekers
overige relevante kenmerken	niet van toepassing	
a4 – Opname van water en mineralen		
waterbehoefte/efficiëntie acquisitie/water use efficiency (C3/C4/CAM)	C3; geen stomata	ECOFLORA Grime et al., 1989
nutriëntenbehoefte/efficiëntie acquisitie nutriënten	zeer efficiënte benutting, gecombineerd met hoge acquisitie	Karjalainen et al., 2001
wortelopname Cd	sterk	Mayes et al., 1977
wortelopname Cu	sterk	St-Cyr et al., 1997
wortelopname Zn	sterk	St-Cyr et al., 1997
overige relevante kenmerken	opname van nutriënten zowel via water als sediment	Karjalainen et al., 2001
a5 – Opname via bovengrondse plantdelen		
aquatische macrofyte/wetland plant	ja	Bloemendaal & Roelofs, 1988
groeivorm	submerse hygrofyte	Spicer & Catling, 1988
opname via blad bekend	ja (Cd) ja (Cu) ja (Zn; <i>Elodea nuttallii</i>) ja (nutriënten)	Guilizzoni, 1991; Mayes et al., 1977 St-Cyr et al., 1997 Walstad, 1996 Karjalainen et al., 2001
overige relevante kenmerken	er vindt ook wortelopname vanuit oppervlaktewater plaats; interne gehalten zijn sterker gecorrleerd met gehalten in sediment dan in oppervlaktewater; zeer dunne submerse bladeren	St-Cyr et al., 1997 St-Cyr et al., 1997 Pierce, 1994
Hoofdcategorie B – Inwendige blootstelling		
b1 – Accumulatie in relatie tot levensduur		
C-S-R-intermediair	C-R	Grime et al., 1989
Afleiding plant strategie	polycarp hoge groeisnelheid hoge C:N-ratio	Grime et al., 1989 St. Germain et al., 1997; Naumenko et al., 2000 Naumenko et al., 2000
Cd-accumulatie	sterke accumulatie van Cd	Guilizzoni, 1991; ECOTOX database
Cu-accumulatie	sterke accumulatie van Cu sterke accumulatie van Cu (<i>Elodea</i>	Guilizzoni, 1991; St-Cyr et al., 1997; ECOTOX database Walstad, 1996

	<i>nuttallii</i> <i>Elodea densa</i> geldt als potentiële soort voor fytoremediatie van koperverontreinigde milieus	Sibert, 2000
Zn-accumulatie	sterke accumulatie van Zn intern gehalte: 6220 mg/kg d.wt. (spruit) en 6399 mg/kg d.wt. (wortel) sterke accumulatie van Zn (<i>Elodea nuttallii</i>), met name in wortels	Guilizzoni, 1991; ECOTOX database Fritioff & Greger, 2000 Walstad, 1996
overige relevante kenmerken	sterke accumulatie van Mn, Bo, Se, Pb, Ag en Ni sterke accumulatie van Hg (<i>Elodea densa</i>) sterke metaalaccumulatie	ECOTOX database Beckvar et al., 1996 St. Germain et al., 1997
b2 – Translocatie naar bovengrondse plantdelen		
Cd-translocatie	ja, leidt tot hoge Cd-gehalten in blad	Guilizzoni, 1991; Mayes et al., 1977
Cu-translocatie	ja, er is bovendien sprake van een sterke correlatie van interne gehalten in onder- en bovengrondse plantdelen	St-Cyr et al., 1997
Zn-translocatie	bij <i>Elodea canadensis</i> is het gehalte van Zn in de spruit vergelijkbaar met die in de wortel, maar het is de vraag of dit het gevolg is van translocatie of van directe opname vanuit het oppervlaktewater; de Zn-gehalten in bovengrondse plantdelen zijn in <i>Elodea nuttallii</i> veel lager dan in wortels (ook: geringe opname vanuit oppervlaktewater)	Fritioff & Greger, 2000 Walstad, 1996
translocatie naar opslagorganen	productie van overwinterende dormante knoppen; translocatie naar turionen	Grime et al., 1989 ECOFLORE
mono-/dicotyl	monocotyl	Plants National Database
overige relevante kenmerken	translocatie in 2 richtingen, vanwege opname via blad en via wortel; translocatie van metalen van blad via wortels naar sediment, alwaar wortels afsterven	Guilizzoni, 1991 Spicer & Catling, 1988
b3 – Detoxificatiemechanismen		
detoxificatie algemeen	verdunding van de interne	Mayes et al., 1977

	concentratie van metalen gedurende de tijd, als gevolg van groei en uitscheiding in water	
detoxificatie Cd	ja, zie boven	Deskundigenoordeel onderzoekers
detoxificatie Cu	ja, zie boven	Deskundigenoordeel onderzoekers
detoxificatie Zn	ja, zie boven	Deskundigenoordeel onderzoekers
overige relevante kenmerken	geen specialistische detoxificatiestrategieën bekend	
b4 – Remobilisatie		
retranslocatie van nutriënten van oud naar nieuw plantweefsel	indirect, via snelle decompositie	Spicer & Catling, 1988
retranslocatie van nutriënten vanuit opslagorganen	ja, vanuit winterknoppen	Spicer & Catling, 1988
retranslocatie van Cd	ja	Deskundigenoordeel onderzoekers
retranslocatie van Cu	ja	Deskundigenoordeel onderzoekers
retranslocatie van Zn	ja	Deskundigenoordeel onderzoekers
overige relevante kenmerken		
Hoofdcategorie C – Effecten op individu-niveau		
c1 – Gevoeligheid in relatie tot levensgeschiedenisstrategie		
allocatiepatroon (C-S-R)	C-R	Grime et al., 1989
mono-/dicotyl	monocotyl	Plants National Database
annual/biennial/perennial	perennial	Spicer & Catling, 1988
zaad/vegetatief/clonaal	geen zaad; vegetatief/clonaal; vorming van zaad zeer zeldzaam	Grime et al., 1989 Spicer & Catling, 1988
overige relevante kenmerken	kleine fragmenten kunnen uitgroeien tot volledige individuen; snelle regeneratie	Bloemendaal & Roelofs, 1988 Plants National Database
c2 – Gevoeligheid in relatie tot water- en mineralenhuishouding		
gevoeligheid voor nutriëntenstress	relatief ongevoelig; ijzer geldt als limiterend nutriënt; positieve reactie op eutrofiëring; geen zouttolerantie; geen hypertrofie	Karjalainen et al., 2001 Spicer & Catling, 1988 Naumenko et al., 2000 Plants National Database Deskundigenoordeel onderzoekers
gevoeligheid voor water-/droogtestress (C3/C4/CAM)	relatief ongevoelig; geen droogtetolerantie	Karjalainen et al., 2001 Plants National Database
stabiliteit fotosynthese bij (metaal)stress	stabiel (opgelost CO ₂ -/bicarbonaatgebruiker)	Grime et al., 1989
toxicologische gevoeligheid Cd/type effect	NOLC (intern): 125 mg/kg d.w.	Mayes et al., 1977
toxicologische gevoeligheid Cu/type effect	relatief gevoelig voor Cu relatief gevoelig voor Cu (<i>Elodea nuttallii</i>)	Brown & Rattigan, 1979 Guilizzoni, 1991
toxicologische gevoeligheid Zn/type effect	relatief ongevoelig, geschikt voor verwijdering van zink en lood uit run-off water (daken, wegen)	Fritioff & Greger, 2000

overige relevante kenmerken	geen zwaarmetaal-resistentie; weinig tolerant ten aanzien van industriële afvalwater; zeer efficiënt qua CO ₂ - opname/bicarbonaatgebruik; geldt als kwelindicator	Grime et al., 1989 St-Cyr et al., 1997 Bloemendaal & Roelofs, 1988 Deskundigenoordeel onderzoekers
c3 – Plasticiteit van levensgeschiedenissenkenmerken in relatie tot stress		
karakter plastische stressrespons (morfologisch/fysiologisch (C-S-R))	C-R, met name morfologisch	Deskundigenoordeel onderzoekers
mate/snelheid en type van fenotypische plasticiteit	zeer groot, extreem snel; snelle adaptieve veranderingen bij N en CO ₂ -limitatie	Deskundigenoordeel onderzoekers Van Ginkel et al., 1999
plasticiteit bij (metaal)stress	groot, fysiek zichtbare verandering	Deskundigenoordeel onderzoekers
overige relevante kenmerken	bij lichte tot gemiddelde metaalstress treden reeds fysiologische problemen op, voordat morfologische schade zichtbaar is	St-Cyr et al., 1997
c4 – Plasticiteit van levensgeschiedenissenkenmerken in relatie tot water- en mineralenhuishouding		
schaduwtolerantie	hoog (ook lichttolerant)	Spicer & Catling, 1988
plasticiteit in fotosynthese	flexibel in fotosynthetische activiteit	Spicer & Catling, 1988
plasticiteit in voortplanting (zaad/clonaal)	voortplanting via zaad is niet of nauwelijks relevant	Spicer & Catling, 1988
temporele variatie in nutriëntopname	groot	Spicer & Catling, 1988
overige relevante kenmerken	hoge plasticiteit: kan zowel kooldioxide als bicarbonaat gebruiken, afhankelijk van milieucondities	St-Cyr et al., 1997
Hoofdcategorie D – Effecten op populatie-niveau		
d1 – Gevoeligheid op populatieniveau		
aan-/afwezigheid op Cd- gecontamineerde bodems	aanwezig komt wel voor op lichtverontreinigd sediment, maar is afwezig in de nabijheid van mijnen	Guilizzoni, 1991; Mayes et al., 1977 St-Cyr, 1997
aan-/afwezigheid op Cu- gecontamineerde bodems	komt wel voor op lichtverontreinigd sediment, maar is afwezig in de nabijheid van mijnen	St-Cyr, 1997
aan-/afwezigheid op Zn- gecontamineerde bodems	komt wel voor op lichtverontreinigd sediment, maar is afwezig in de nabijheid van mijnen	St-Cyr, 1997
tolerante ecotypen	niet aangetoond	Otte, 2001; ECOFLORA
ecologische amplitudo	breed	Grime et al., 1989
overige relevante kenmerken	niet van toepassing	
d2 – Afhangelijkheid van biotische interacties		

afhankelijkheid van mycorrhizae	afwezig; zeer gering	Grime et al., 1989 Deskundigenoordeel onderzoekers
afhankelijkheid van Rhizobium	afwezig	Grime et al., 1989
afhankelijkheid van gastheerplant	niet van toepassing	Deskundigenoordeel onderzoekers
successiestatus/-patroon	snelle kolonisatie en exclusie van andere aquatische macrofyten (3-4 jaar), gevolgd door een evenwichtsperiode (volgende 3-10 jaar), een periode van afname (volgende 7-15 jaar) en tenslotte de aanwezigheid van een kleine residue populatie, waarna het patroon zich kan herhalen	Grime et al., 1989
overige relevante kenmerken	gevoelig voor pathogenen i.v.m. geringe genetische variatie	Grime et al., 1989
d3 – Herstelmechanismen op populatie-niveau		
zaadbank	niet van toepassing; snelle regeneratie van grote aantallen dormante winterknoppen	Grime et al., 1989 Spicer & Catling, 1988 ECOFLORE
zaadverspreiding	niet van toepassing	Grime et al., 1989
abundantie	dominant (maar zie successiestatus/-patroon)	Bloemendaal & Roelofs, 1988
genetische variatie	zeer gering	Grime et al., 1989
overige relevante kenmerken	snelle regeneratie (bijvoorbeeld afgebroken fragmenten via vogels verspreid naar nieuwe habitat)	Bloemendaal & Roelofs, 1988

BIJLAGE 9 B

Voorbeeld van een factsheet-verzameltabel uit de module Flora (Du-3.5 Nat schraalgrasland). Voor elk van drie associaties binnen het natuurdoeltypen worden de resultaten van een kwetsbaarheidanalyse voor vijf kensoorten/aandachtssoorten weergegeven.

code	natuurdoeltype	code ass	wetenschappelijke naam associatie	Nederlandse naam associatie	Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	familie	Score		
								soort	Associatie	NDT
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Aa1	<i>Circio dissecti-Molinetum</i>	Blauwgrasland	Blonde zegge	<i>Carex hostiana</i>	Cyperaceae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Aa1	<i>Circio dissecti-Molinetum</i>	Blauwgrasland	Blauwe zegge	<i>Carex panicea</i>	Cyperaceae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Aa1	<i>Circio dissecti-Molinetum</i>	Blauwgrasland	Vlozegge	<i>Carex pulicaris</i>	Cyperaceae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Aa1	<i>Circio dissecti-Molinetum</i>	Blauwgrasland	Spaanse ruiter	<i>Cirsium dissectum</i>	Compositae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Aa1	<i>Circio dissecti-Molinetum</i>	Blauwgrasland	Pijpestrootje	<i>Molinia caerulea</i>	Gramineae	0.4375	0.4875	
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Ab2	<i>Rhinantho-Orchietum morionis</i>	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	Gewoon biggekruid	<i>Hypochaeris radicata</i>	Compositae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Ab2	<i>Rhinantho-Orchietum morionis</i>	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	Gewone veldbies	<i>Luzula campestris</i>	Juncaceae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Ab2	<i>Rhinantho-Orchietum morionis</i>	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	Addertong	<i>Ophioglossum vulgatum</i>	Ophioglossaceae	0.625		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Ab2	<i>Rhinantho-Orchietum morionis</i>	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	Harlekijn	<i>Orchis morio</i>	Orchidaceae	0.75		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	16Ab2	<i>Rhinantho-Orchietum morionis</i>	Associatie van Harlekijn en Ratelaar	Kleine ratelaar	<i>Rhinanthus minor</i>	Scrophulariaceae	0.625	0.6	
Du-3.5	Nat schraalgrasland	19Aa3	<i>Botrychio-Poygaletum</i>	Associatie van Maanvaren en Veugeltjesbloem	Gelobde maanvaren	<i>Botrychium lunaria</i>	Ophioglossaceae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	19Aa3	<i>Botrychio-Poygaletum</i>	Associatie van Maanvaren en Veugeltjesbloem	Tandjesgras	<i>Danthonia decumbens</i>	Gramineae	0.4375		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	19Aa3	<i>Botrychio-Poygaletum</i>	Associatie van Maanvaren en Veugeltjesbloem	Veldgentiaan	<i>Gentianella campestris</i>	Gentianaceae	0.625		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	19Aa3	<i>Botrychio-Poygaletum</i>	Associatie van Maanvaren en Veugeltjesbloem	Gewone vleugeltjesbloem	<i>Polygala vulgaris</i>	Polygalaceae	0.5		
Du-3.5	Nat schraalgrasland	19Aa3	<i>Botrychio-Poygaletum</i>	Associatie van Maanvaren en Veugeltjesbloem	Tormentil	<i>Potentilla erecta</i>	Rosaceae	0.5	0.5125	0.53

BIJLAGE 10

Bronnen gebruikte toxiciteitsdata veldstudies en bioassays sleutelsoorten bodemfauna en bodemprocessen

Benkert, J.P., Schindler, P.W., 1992. Die Bodenatmung im Perimeter einer Quelle von Schwermetallen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, vol.155(3): 169-257.

Op zes verschillende bodems op verschillende afstanden van een bron van metaalverontreiniging werd de metaalconcentratie, het organisch C-gehalte en de snelheid van CO₂-productie gemeten. Uit de data blijkt dat de bodemademhaling wordt beïnvloed door het zware metalengehalte.

De zware metaalconcentraties op de meest verontreinigde locatie waren:

Zn: 540, Pb: 180, Cu: 35, Cd: 0,82.

De zware metaalconcentraties op de minst verontreinigde locaties waren:

Zn: 60, Pb: 19, Cu:16, Cd: 0,19.

Bodemgegevens zoals pH, organisch stofgehalte en kleigehalte van de bodem zijn niet bekend, deze gegevens staan daarom niet in de tabellen weergegeven.

Berg, B., Ekbohm, G., Söderström, Staaf, H., 1991. Reduction of decomposition rates of scots pine needle litter due to heavy-metal pollution. Water, Air and Soil Pollution 59: 165-177.

De afbraak van niet verontreinigd strooisel van grove den werd bestudeerd in een gradiënt van met zware metalen verontreinigde bosbodem; één in de buurt van een bronsgieterij en één rond een metaalsmelterij. De afbraaksnelheid werd sterk beïnvloed door de metaalverontreiniging en een reductie van de afbraaksnelheid van organisch materiaal werd gevonden. Maximale concentraties waarbij een effect werd gevonden waren(mg/kg): Cu:

500;

Zn: 1000.

Höflich, G., Tauschke, M., Schalitz, G., Joschko, M., Höhn, A., 1999. Biologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Oder. Die Bodenkultur 50 (2).

In uiterwaarden van de Oder werd de microbiologische activiteit (N-mineralisatie, nitrificatie en algemene microbiologische activiteit (DMS)) op kleirijke locaties niet beïnvloed door de concentratie aan zware metalen. Op locaties met een laag kleigehalte werd de microbiële activiteit negatief beïnvloed.

Concentraties aan zware metalen op de kleirijke locaties waren gemiddeld (2-25cm) (mg/kg)
Cu:99, Cd: 5, Cr: 99, Pb: 247, Ni: 39, Zn: 658

Concentraties op de klei-arme locaties waren gemiddeld(2-25cm) (mg/kg):

Cu: 54, Cd: 2, Cr: 36, Pb: 88, Ni: 19, Zn: 333

Kandeler, E., Lüftenegger, G., Schwarz, S., 1992. Bodenmikrobiologische Prozesse und Testaceen (Protozoa) als Indikatoren für Schwermetallbelastung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, vol.155(4): 319-322

De invloed van koperemissie uit een kopersmelter werd op vier weidegronden onderzocht langs een concentratiegradiënt in Brixlegg (Oostenrijk). De zware metaalconcentraties het

dichtst bij de kopersmelter veroorzaakte een remming van diverse microbiële processen in de bodemonsters (5-10cm), waaronder nitrificatie. De concentraties op deze locatie waren (mg/kg):Pb: 1400, Cd: 18,2, Ni: 71,4, Cu: 2520, Zn: 3100. De pH was 6,2, totaal C-gehalte: 12,8%,.

Murray, P., Ge, Y., Hendershot, W.H., 1999. Evaluating three trace metal contaminated sites: a field and laboratory investigation. Environmental Pollution 107 (2000) 127-135. Een onderzoek werd uitgevoerd om drie metaalverontreinigde locaties in het stedelijk gebied van Montreal met elkaar te vergelijken. Veld- en laboratoriumstudies waren uitgevoerd om te onderzoeken of microbiële activiteit werd beïnvloed door de metaalconcentraties. Gevonden werd dat microbiële activiteit gemeten als substraat geïnduceerde respiratie en nitrificatie niet beïnvloed werd door de concentratie aan zware metalen (Cd, Cu, Ni, Pb en Zn). Maximale concentraties van deze metalen waren: Cd: 7,2, Cu:245, Ni:243, Pb:515, Zn:546. PH was 7,2-8,3, kleigehalte was 7,8-17,8, CEC was 10,9-13,7, organisch stofgehalte was 2,8-10%.

Nordgren, A., Bååth, E., Söderström, 1983. Microfungi and Microbial Activity Along a Heavy metal Gradient. Applied and Environmental Microbiology, vol 45, no.6: 1829-1837.

Rond een metaalsmelterij in Gusum (Zweden) werd de biomassa aan schimmels, de soortensamenstelling van schimmelsoorten en de snelheid van de bodemademhaling in een bos met een mor bodemprofiel bestudeerd. De biomassa aan schimmels en de bodemademhalingsnelheid werd langs het gradient met 75% gereduceerd. Boven 1000µg of Cu/g was de reductie evident aanwezig, beneden deze concentratie werden geen duidelijke effecten geobserveerd. Wel was een trend van een afname in de lengte van de schimmelmycelien.

Nordgren, A., Kaauri, T., Bååth, Söderström, B., 1986. Soil Microbial Activity, Mycelial Lengths and Physiological Groups of bacteria in a Heavy Metal Polluted Area. Environmentaal Pollution (A): 89-100.

In de nabijheid van een metaalsmelterij in Noord-Zweden werd in de A01/A02-laag werd het biologische effect van zware metaalverontreiniging van een dennebosbodem bestudeerd. De bodemconcentraties van 17 stoffen werden bepaald. Zware metalen gehalten waren in de nabijheid van de smelterij 5 tot 75 keer zo hoog. De bodemademhaling was daar met een factor vier gereduceerd, terwijl geen effect op de lengte van de mycelien werd gevonden. Bij bodembacteriën werden bij een lager verontreinigingsniveau effect gevonden dan bij de andere biologische variabelen in de studie. De concentraties aan metalen dicht bij de smelterij waren (mg/kg):

Fe: 10000, qPb (9000), Zn(2000), Cu(2000), As(1000), Ni (40).

Russell, D.J., Alberti, G., 1998. Effect of long-term, geogenic heavy metal contamination on soil organic matter and microarthropod communities, in particular Collembola. Applied Soil Ecology 9(1998) 483-488.

Het effect van langdurige zware metalen verontreiniging op het decompositieproces in twee beukenbossen in de omgeving van Heidelberg, Duitsland werd bestudeerd. Eén van deze bossen was zwaar verontreinigd met Pb, Cd en Zn. Dit kwam vooral tot uitdrukking in de minerale laag. In deze minerale laag op de verontreinigde locatie werd organische stof tot 100% meer geaccumuleerd dan in de referentielocatie. De afbraak van de humusdelen was

tot 200% vertraagd. De maximale concentraties op deze verontreinigde locatie waren (in mg/kg):

Zn: 3827; Pb: 1743; Cd: 114. De bodem op de verontreinigde locatie was zandige klei, de bodem op de referentielocatie bestond uit klei.

Wilke, B.M., 1989. Long-term effects of different inorganic pollutants on nitrogen transformations in a sandy cambisol, Biol. Fertil Soils 7: 254-258.

De lange termijn effecten van het toedienen van 12 inorganische contaminanten werden onderzocht in een zandige cambisol. 12 jaar na toediening werden de totale N-mineralisatie en nitrificatiesnelheid gemeten. Alle zware metalen (Cd, Ni, Pb, Hg, Cr en As) vertraagden het mineralisatieproces. De nitrificatie was in veel mindere mate gereduceerd en werd door cadmium en lood zelfs helemaal niet geremd. Aangenomen wordt dat de nitrificerende bacteriën in de loop van de tijd aangepast zijn aan de verontreiniging.

De concentraties waren (mg/kg, gemeten in twee concentratieniveaus): Cadmium: 45-209, Nikkel: 86-316, Kwik: 45-180, Chroom: 288-884, Lood: 810-3800, Arseen: 23-53.

Yeates, G.W., Orchard, V.A., Speir, T.W., Hunt, J.L., 1993. Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biology activity. Biology and Fertility of Soils (18): 200-208

In een weidegrond in Nieuw Zeeland werd de relatie tussen de biologische activiteit en de concentratie aan zware metalen gemeten in de bovenste 5 cm. Er werd licht verontreinigde grond, met middelmatig verontreinigde grond en zwaarder verontreinigde grond met elkaar vergeleken. In de middelmatig verontreinigde grond en zwaar verontreinigde grond werd vertraging van het decompositieproces gevonden. Ook de nitrificatiesnelheid werd geremd. De zware metalengehaltes in de minst verontreinigde grond waren (mg/kg):

Cu: 38, As: 50, Cr: 8

De zware metalengehaltes in de middelmatig verontreinigde grond waren (mg/kg):

Cu: 140, As: 132, Cr: 148

De zware metalengehaltes in de meest verontreinigde grond waren (mg/kg):

Cu: 900, As: 842, Cr: 1124

PH 5,4-5,6,

Niet meegenomen in de studie (Geen Cd, Cu of Zn-verontreiniging):

Aquasense (1999). Locatiespecifieke beoordeling actuele ecologische risico's van verontreinigde landbodems in Noord-Holland. Acute en chronische bioassays, bioaccumulatieonderzoek in regenwormen en veldinventarisaties-In opdracht van: Provincie Noord-Holland. Rapportnummer: 99.1254-2.

Op een verontreinigde locatie (huisvuilstort) te Westzaan werd een bait laminatest uitgevoerd, waarmee de afbraaksnelheid van organisch materiaal kan worden bepaald. Ten opzichte van een referentiegrond werd de afbraak van organisch materiaal met 82,7% geremd.

De concentraties aan contaminanten op de locatie waren (mg/kg): Olie: 6900, EOX: 18, Koper: 33, Lood: 100, Zink: 100, som PAK(10 VROM): 18, som OCB: 0,280, som PCB: 1,6.

Aquasense (1999). Ecologische risico's van een met chroom verontreinigde beekoever. Chronische bioassays en bioaccumulatieonderzoek met regenwormen-In opdracht van: Grontmij Advies&Techniek bv. Rapportnummer: 99.0881-8b.

Langs de oevers van de Baakse beek werd door middel van een *bait Lamina*-test onderzocht in hoeverre de afbraak/consumptiesnelheid van organisch materiaal vertraagd werd als gevolg van chroomverontreiniging. Uit het onderzoek blijkt dat tot een concentratie van 200mg/kg Cr de consumptie niet negatief beïnvloed werd. Bodemeigenschappen: pH 8,1, lutum: 3,9%, organische stof 4,0%.

Aquasense (1999). Ecologische risico's in de metaalverontreinigde over van de Geelmolensebeek. Bepaling actuele ecologische risico's met behulp van chronische bioassays en bioaccumulatieonderzoek in regenwormen-in opdracht van: Arcadis heidemij Advies B.V. (in opdracht van Waterschap Veluwe). Rapportnummer:99.0881-5.

Ten behoeve van onderhoud van de Geelmolensebeek is jarenlang baggerspecie op de kant gebracht. Dit heeft geresulteerd in een klasse 3 en 4 verontreiniging met voornamelijk kwik en in mindere mate lood en arseen. Diverse bioassays zijn uitgevoerd, o.a. de *bait lamina*-test, om te onderzoeken in hoeverre de afbraak/consumptiesnelheid van organisch materiaal vertraagd werd als gevolg van de aanwezige verontreiniging. Bij de *bait lamina* test werden matig toxische en ernstig toxische effecten op de consumptiesnelheid van substraat waargenomen. De locatie waarbij bij de laagste concentraties ernstige effecten optraden had de volgende concentraties aan zware metalen (mg/kg): Hg: 2,2, Pb: 130, As: 82, OM: 14,3%, lutum: 23,2%, pH 3,8
