

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU

RIVM rapport 711701026 / 2001

Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een Triade-benadering

M. Rutgers, J.J. Bogte, E.M. Dirven - van Breemen
en A.J. Schouten

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, Water, en Landelijk Gebied, in het kader van project MAP-Milieu 711701 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit'.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030-2749111; fax: 030-2742971

INHOUD

Abstract	5
Voorwoord	6
Samenvatting	7
1. Inleiding	9
1.1 <i>Achtergrond</i>	9
1.2 <i>Uitgangspunten van het DSS</i>	10
1.3 <i>Doel en aanpak van het praktijkonderzoek</i>	11
1.4 <i>Leeswijzer</i>	11
2. Meet- en rekeninstrumenten	13
2.1 <i>Chemie</i>	13
2.1.1 Risico-indicator milieuchemie	13
2.2 <i>Toxiciteit</i>	14
2.2.1 Biossays met bodemextracten: Microtoxtoets en PAM-algentoets	14
2.2.2 Acute en chronische testen: sla en potwormen	15
2.2.3 Acute en chronische bioassays: regenwormen	15
2.2.4 Risico-indicator toxiciteit	15
2.3 <i>Ecologie</i>	16
2.3.1 Risico-indicator ecologie	16
2.4 <i>De geïntegreerde risicoschatting</i>	17
3. Resultaten	20
3.1 <i>Algemeen</i>	20
3.2 <i>Locatie 1: Ven Noordenveld Drenthe</i>	20
3.2.1 Inleiding	20
3.2.2 Bemonstering en onderzoek	20
3.2.3 Bodemkenmerken en chemie	21
3.2.4 Meetbare toxiciteit	21
3.2.5 Ecologische waarnemingen	23
3.2.6 Triade-beoordeling	23
3.3 <i>Locatie 2: Volgermeerpolder Amsterdam</i>	25
3.3.1 Inleiding	25
3.3.2 Bemonstering en onderzoek	25
3.3.3 Bodemkenmerken en chemie	26
3.3.4 Meetbare toxiciteit	28

3.3.5	Ecologische waarnemingen	28
3.3.6	Triade-beoordeling	30
3.4	<i>Locatie 3: Laarder Wasmeren Hilversum</i>	32
3.4.1	Inleiding	32
3.4.2	Bodemkenmerken en chemie	33
3.4.3	Meetbare toxiciteit	34
3.4.4	Ecologische waarnemingen	34
3.4.5	Triade-beoordeling	35
3.5	<i>Locatie 4: Kleiduivenschietterrein Bornia – een rekenexercitie</i>	36
3.5.1	Inleiding	36
3.5.2	Effectparameters	36
3.5.3	Laag 1: eenvoudige toetsing	37
3.5.4	Laag 2: semi-kwantitatieve toetsing	38
3.5.5	Laag 3: aanvullende gegevens	39
4.	Discussie	41
4.1	<i>Eenvoudige beoordeling van alle locaties</i>	41
4.2	<i>Bevindingen per Triade onderdeel</i>	43
4.2.1	Milieuchemie	43
4.2.2	Meetbare toxiciteit met bioassays	44
4.2.3	Ecologie	44
4.3	<i>Bemonstering van de locaties</i>	45
4.4	<i>Kwantificering van de risico's en deviatie</i>	46
4.4.1	Triade	46
4.4.2	Kwantificering van de risico's	47
4.4.3	Integratie van Triade onderdelen	47
4.4.4	DSS versus urgentiesystematiek	49
4.5	<i>Conclusies</i>	49
5.	Toekomst voor een DSS	50
5.1	<i>Individuele onderzoeksparameters</i>	50
5.2	<i>Integratie van onderzoeksparameters</i>	51
5.3	<i>Criteria voor beoordeling</i>	51
5.4	<i>Verdere experimentele onderbouwing</i>	52
5.5	<i>Specifieke onzekerheden bij toepassing van een biologisch instrumentarium?</i>	52
5.6	<i>Bodemgebruik</i>	53
Literatuur		54
Bijlagen		57
	<i>Bijlage 1. Plattegronden en foto's van de onderzoekslocaties</i>	58
	<i>Bijlage 2. Enkele analysemethoden</i>	61

<i>Bijlage 3. Inventarisatie van plantengroei op de locaties</i>	64
<i>Bijlage 4. Resultaten van nematodenanalyses per grondmonster</i>	68
<i>Bijlage 5. Bodemextracten voor Microtox- en PAM-algentoets</i>	70
<i>Bijlage 6. Ecosysteem – rekenen op onzekerheid</i>	71
<i>Bijlage 7. Conceptuele onzekerheden en de Triade</i>	73
<i>Bijlage 8. Overeenkomsten en verschillen in aanpak tussen RIZA en RIVM</i>	74
<i>Bijlage 9: Conclusies, aanbevelingen en discussiepunten van de OZBG-ECO</i>	76
<i>Bijlage 10. Verzendlijst</i>	79

Abstract

Current approaches for site-specific ecological risk assessment of soil pollution are based on the estimation of effects from the presence of contaminants in soil and biota, and literature toxicity data. Trends in assessment methods are directed to the application of biological tests, like bioassays and biological field observations. For this the framework of the Triad approach was adopted and transformed to fit quantitative data of different assessment tools (De Zwart et al., 1999). The Triad is composed of three elements, i.e. an assessment of risks from the presence of contaminants in the soil (substances directed approach), an assessment of risks from the results of bioassays with samples from the site, and biological field observations which can be related to the presence of toxicants. In this report the results are presented from experimentally derived TRIAD data in order to test the applicability and expressiveness of the method.

Samples from three sites differing in soil type, and in level and type of contamination, were investigated. Besides the determination of soil characteristics and the concentration of contaminants, tests with lettuce, enchytraeids, nematodes, plants, and bacteria were conducted. In addition, literature data of a lead-contaminated site were recalculated according to the proposed methodology. In all cases it was possible to set-up instruments as tools for risk assessment according to the Triad approach. The following axioms were recognised:

- a balanced Triad requires effort on all three Triad legs simultaneously,
- parameters for risk assessment should be quantitative rather than integer expressions or text,
- for efficient evaluation it is recommended to express all data on one scale, the so-called 'effects' scale, ranging from 0 to 1, and,
- for efficiency reasons, a tiered approach is recommended, using 'simple' tests in the lower tiers and 'sophisticated' tests in the higher tiers.

The deviation factor between the Triad legs can be used as criterion for stopping or continuing the site investigations. For a couple of samples the deviation factor was low (< 0.3) suggesting relatively homogeneous results for all three Triad legs simultaneously. In these cases a final quantitative judgement in the risk assessment seems possible. For the other samples the Triad legs showed different results indicating rather high conceptual uncertainties. Consequently, more tests are necessary to reach lower levels for the deviation factor.

During the investigations it appeared that the number of applicable biological tests is limited, especially regarding tests for ecological field observations in specific cases. In addition, experience for application of these tests is also limited. Biological testing and ecological field observations should be performed whenever possible and the results should be continuously evaluated within risk assessment frameworks, in order to facilitate future applications.

Voorwoord

Dit rapport beschrijft de eerste resultaten van het praktijkonderzoek van RIVM-project 'Actuele Ecologische Risicobeoordeling'. Het doel van het project is om de *state-of-the-art* op het gebied van (methoden voor) locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling te ontsluiten voor toepassing in de praktijk en bij het milieubeleid. Hierbij valt te denken aan raamwerken voor de schatting van ecologische effecten van bodemverontreiniging, beslismethodieken, de urgentiesystematiek, bodemgebruikswaarden, evaluatie van bestaande of nieuwe methodieken, etc. De eerder gepubliceerde rapporten beschrijven het ruwe voorstel voor een beslissingsondersteunende systematiek (De Zwart et al., 1999) en de mogelijkheden voor de opzet van een eenvoudige systematiek (Rutgers et al., 2000). Deze laatste zou op termijn de urgentiesystematiek kunnen vervangen of aanvullen. In dit rapport worden de eerste praktijkervaringen met de toepassing van een kwantitatieve Triade beschreven. De Triade is gebaseerd op de filosofie van de meervoudige, onafhankelijke bewijsvoering, zoals De Zwart et al. (1999) hebben verwoord, waarbij bestaande stofgerichte beoordelingstechnieken worden gecomplementeerd met ecotoxicologische en (bodem)biologische beoordelingstechnieken met materiaal van de betreffende locatie. De Triade is toegepast op monsters van drie ernstig verontreinigde locaties die sterk in karakter verschillen. Naast de resultaten van het onderzoek wordt vooral ingegaan op de ervaringen die tijdens het onderzoek zijn opgedaan met de kwantitatieve invulling van de Triade benadering.

Het project en dit rapport zijn besproken op 19 juni 2001 door de onderzoeksbegeleidingsgroep ecotoxicologische risico's (OZBG-ECO), een adviesorgaan met vertegenwoordigers uit diverse geledingen (de overheid en enkele aan de overheid gelieerde instituten, adviesraden, industrie, milieubeweging) voor het werkgebied van de ecologische risicobeoordeling. In bijlage 10 zijn de belangrijkste conclusies, aanbevelingen en discussiepunten samengevat. Voor een volledig verslag wordt verwezen naar de notulen van de OZBG-ECO van 19 juni 2001. De auteurs bedanken de leden van de OZBG-ECO voor hun bijdragen aan de discussie over het project en dit rapport.

Vele anderen hebben bijgedragen aan de totstandkoming van het in dit rapport beschreven onderzoeksresultaat. We kregen toegang tot de Laarder Wasmeren dankzij Ing. P.J. Ubbing van het Gooisch Natuurreservaat. We kregen toegang tot de Volgermeerpolder dankzij dhr. F van Hage van de dienst Milieubeheer-Bodem Amsterdam, de terreinbeheerder dhr. Stolk en mw. W.A. Tenner van de dienst Ruimtelijke Ordening Amsterdam. Dhr. S. Bos en dhr. E. Mateman van Tauw hebben ons geholpen bij de toegang tot het Ven Noordenveld in Drenthe.

De volgende RIVM medewerkers zijn we zeer erkentelijk voor hun bijdragen aan het onderzoek, de discussies, en het commentaar op dit rapport: Annemarie van Wezel, Johannes Lijzen, Tom Visser, Rens van Veen, Carlo Strien, Rob van der Kamp, Miranda Mesman, Patrick van Beelen, Arthur de Groot, Marja Wouterse, Rob Baerselman, Arie Jan Folkerts, Leo Posthuma, Jaap Struijs en Willie Peijnenburg.

Samenvatting

Een nieuwe methode voor de integratie van verschillende gegevens voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling werd onderzocht via praktijkonderzoek. De Zwart et al. (1999) hebben praktische aanknopingspunten geformuleerd in de vorm van een ruw voorstel voor een beslissingsondersteunend systeem (DSS) om deze nieuwe methode toe te passen. Voor het praktijkonderzoek werden bodemonsters gebruikt van drie verschillende locaties met bodemverontreiniging, namelijk een terrein met vervuild slib uit de Laarder Wasmeren (belangrijkste verontreinigingen: chroom, koper, lood en zink), een als stortplaats gebruikt ven in Drenthe (barium, koper, zink) en de Volgermeerpolder in Noord-Holland (organische stoffen en metalen). Tevens werd een set praktijkgegevens uit de literatuur gebruikt (Van der Waarde et al., 2001) betreffende een met lood verontreinigd kleiduivenschietterrein in de provincie Utrecht (Bornia).

Diverse onderzoeksparameters werden geselecteerd om het locatiespecifieke reken- en meetinstrumentarium samen te stellen, gegroepeerd volgens de Triade-benadering in milieuchemische parameters, toxiciteit parameters en ecologische parameters. Bij het milieuchemische onderdeel werden de totaalconcentraties van metalen en diverse organische stoffen geanalyseerd. Op basis van de totaalgehalten van de gemeten toxische stoffen en de achtergrondgehalten werd vervolgens de totale, antropogeen geïnduceerde toxische druk op het ecosysteem geschat met behulp van toxiciteitsdata uit de literatuur (HC₅₀-waarden) en rekenregels voor combinatietoxiciteit. De toxiciteit in bodemonsters werd gemeten met behulp van een aantal bioassays, namelijk Microtox, een toets met al.gen (PAM), kieming van sla zaad en de groei van sla, en de overleving en reproductie van de potworm *Enchytraeus crypticus*. Ecologische observaties werden gedaan aan de vegetatie op de locatie en aan de samenstelling van de nematodengemeenschap in bodemonsters. Alle waarnemingen (metingen en berekeningen) werden gekwantificeerd en, op basis van *expert judgement* of rekenregels (eenvoudige of geaccepteerd), uitgedrukt op een effectschaal van 0 tot 1, teneinde onderlinge vergelijking mogelijk te maken. Bij een aantal monsters van de verontreinigde bodems was de variatie tussen de uitslagen van de diverse Triade-onderdelen gering, zodat een kwantitatief eindoordeel gegeven kon worden. Bij andere monsters was de variatie nog groot, wat volgens het DSS een criterium is om vervolgonderzoek uit te voeren. Uit de data van de locatie Bornia bleek duidelijk dat naarmate meer gegevens bij de berekeningen werden betrokken (parallel aan de hogere lagen van een risicobeoordeling, cf. DSS) de grondslag voor de geïntegreerde beoordeling een grotere betrouwbaarheid kreeg, met andere woorden de variatie tussen de verschillende Triade-onderdelen werd kleiner wanneer meer gegevens bij de beoordeling werden betrokken.

Door de vergelijking van onafhankelijke, elkaar aanvullende effectparameters werd een deel van de conceptuele onzekerheid in individuele beoordelingsparameters zichtbaar gemaakt. Een dergelijke geïntegreerde benadering levert dus een beter onderbouwde schatting op van de ecologische schade als gevolg van de aanwezigheid van verontreiniging, dan mogelijk is met een enkelvoudige risicobeoordeling op basis van bijvoorbeeld de analytisch bepaalde stofconcentraties in bodemonsters. De bepaling van interne gehalten van verontreiniging in biota is zeer nuttig, maar wordt tot de stofgerichte benadering gerekend, omdat toxiciteitsdata uit de literatuur nodig zijn voor de schatting van de ecologische effecten.

Tijdens het onderzoek werd duidelijk dat nog onvoldoende bruikbare effectparameters beschikbaar zijn voor laboratorium- en veldonderzoek, of dat de gebruikte indicatoren nog niet optimaal ingezet konden worden. Dit impliceert dat wellicht niet voor alle verontreinigingsgevallen een serie betrouwbare indicatoren geselecteerd kan worden om een

eenduidige en geïntegreerde risicobeoordeling mogelijk te maken. Voor die gevallen dienen meer bestaande protocollen getest en indien nodig aangepast te worden.

Het verzamelen van bruikbare ecologische veldwaarnemingen kost relatief veel tijd, zeker als het inventarisaties van hogere planten en dieren betreft. Een eerste snelle screening kan gebeuren aan de hand van voorkomende bodemorganismen. Zij staan tevens het meest direct bloot aan verontreinigingen ter plekke, via het bodemvocht of via voedselinname. Effecten op bovengrondse natuur zijn minder makkelijk vast te stellen. Hier spelen mede beheersaspecten zoals de toegankelijkheid en onderhoud een grote rol. De locatiestudies hebben tevens duidelijk gemaakt dat de keuze van de plaatselijke referentie moeilijker is dan aanvankelijk werd verwacht. Voor kunstmatige of sterk verstoorde locaties zoals stortplaatsen is moeilijk een 'schone referentie' te definiëren, terwijl de oorspronkelijke (natuurlijke) situatie zodanig sterk afwijkt in abiotisch en biologisch opzicht dat inschatting van een ecologisch effect (m.n. op basis van veldgegevens) slechts met voorbehoud kan worden gedaan.

De conclusie is dat praktische toepassing van een kwantitatieve Triade-benadering voor de beoordeling van ecologische risico's meerwaarde heeft boven de bestaande, op milieuchemische informatie gebaseerde risicobeoordelingmethoden, zoals de urgentiesystematiek. Bij de implementatie van 'andersoortige' beoordelingsparameters is een benadering op basis van meerdere, onafhankelijke sporen voor de bewijsvoering essentieel. Momenteel is er een onbalans tussen praktisch toepasbare kennis voor de verschillende Triade elementen voor risicobeoordeling, waarbij de milieuchemische benadering voorloopt op de mogelijkheden voor toepassing van bioassays en ecologische veldgegevens. Toch is op korte termijn implementatie van eenvoudige (veel gebruikte) beoordelingsinstrumenten mogelijk, bijvoorbeeld voor een eenvoudige systematiek voor de beoordeling van ecologische risico's (zie ook Rutgers et al., 2000a).

1. Inleiding

1.1 ACHTERGROND

Er zijn in Nederland naar schatting meer dan 175000 ernstig verontreinigde locaties die ontstaan zijn vóór de inwerkingtreding in 1987 van de Wet bodembescherming (Wbb). Op die locaties wordt de interventiewaarde overschreden voor één of meer stoffen bij een bodemvolume van ten minste 25 m³. Een ernstig geval van bodemverontreiniging dient volgens de Wbb gesaneerd te worden. Om te bepalen of er sprake is van saneringsurgentie wordt op dit moment gebruik gemaakt van de zogenaamde urgentiesystematiek waarmee actuele (locatiespecifieke) risico's worden afgeleid. Op dit moment worden zeker 60.000 locaties geclassificeerd als urgent (Milieubalans, 1998).

De wetenschappelijk onderbouwing voor het ecologische onderdeel van de urgentiesystematiek is niet sterk en bovendien niet meer up-to-date als gevolg van nieuw ontwikkelde kennis (Rutgers et al., 2000a). Belangrijke tekortkomingen van de urgentiesystematiek zijn bijvoorbeeld de focus op totaalconcentraties en de beperking tot stoffen die de interventiewaarden overschrijden. Daarnaast zijn de beleidsuitgangspunten voor het omgaan met historische gevallen van ernstige bodemverontreiniging veranderd. Volgens het nieuwe bodembeleid mag bij deze locaties het beoogde bodemgebruik bij het bepalen van de doelstelling voor sanering worden betrokken (VROM/IPO/VNG, 1999).

Gevallen van bodemverontreiniging die buiten het juridische kader van de Wbb vallen, zoals bij concentraties tussen streef- en interventiewaarden, zijn algemener dan die waar de interventiewaarden worden overschreden. Hiervoor zijn geen beoordelingssystemen beschikbaar, zodat het onduidelijk is welke beperkingen de bodemkwaliteit in deze situaties stelt aan het beoogde bodemgebruik. Bij de inrichting van bijvoorbeeld groen- en natuurgebieden zijn dergelijke verontreinigingsniveaus vaak in het geding, maar wordt er meestal geen rekening mee gehouden.

Deze punten vormen een belangrijke drijfveer voor het project 'locatiespecifieke ecologische risico's'. Het project heeft als doel te komen tot voorstellen voor wetenschappelijk onderbouwde en bruikbare systematieken voor de afleiding van locatiespecifieke ecologische risico's van bodemverontreiniging, en bouwstenen daarvoor, en bij te dragen aan de ontwikkelingen op dit gebied. De Zwart et al. (1999) formuleerden een ruw voorstel voor een toekomstige beslissingsondersteunend systeem (DSS), gebaseerd op het door Rutgers et al. (1998) opgestelde algemene raamwerk, de 'Basisbenadering voor de functiegerichte locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling'. Het raamwerk gaat uit van een stapsgewijze aanpak van de risicobeoordeling met als uitgangspunt het beoogde bodemgebruik, een locatiespecifieke definitie van ecologische randvoorwaarden die essentieel worden geacht voor dat bodemgebruik, en de risicobeoordeling met behulp van een op maat gemaakt instrumentarium voor de beoordeling van de eerder geformuleerde randvoorwaarden. Omdat ecologische effecten zich nooit laten 'vangen' in een enkelvoudige systematiek is gekozen voor een aanpak met meerdere elementen: de Triade-benadering. In deze benadering worden de onafhankelijke elementen 'milieuchemie', 'meetbare toxiciteit in monsters van de locatie' en 'ecologische veldwaarnemingen' gelijkelijk behandeld, en indien mogelijk geïntegreerd tot één eindoordeel betreffende de ecologische risico's op de locatie.

De door De Zwart et al. (1999) beschreven aanpak betreft slechts een voorstel. Ervaringen uit de onderzoeks- en beoordelingspraktijk moeten de aanpak en een toekomstig DSS onderbouwen, aanvullen en verbeteren. Daarnaast moet de zeggingskracht gedemonstreerd worden voor toekomstige gebruikers van een dergelijke werkwijze. Hiervoor

zijn in 1999 een aantal onderzoeken opgestart. In een samenwerkingsproject van Alterra, RIZA en RIVM hebben Rutgers et al. (2000b) zich met behulp van een bureaustudie voornamelijk gericht op de toepassingsmogelijkheden van de tweede stap van de Basisbenadering, namelijk de inrichting van een meetinstrumentarium voor de beoordeling van locatiespecifieke ecologische risico's, waarbij de door het bodemgebruik opgelegde ecologische randvoorwaarden getoetst worden. De conclusie uit deze bureaustudie is dat het bij de geselecteerde gevallen mogelijk was om een instrumentarium samen te stellen waarmee locatiespecifieke risico's bepaald kunnen worden, rekening houdend met het beoogde bodemgebruik. In deze rapportage wordt uitwerking gegeven aan de derde stap van de basisbenadering, namelijk de toepassing van een beschikbaar instrumentarium.

1.2 UITGANGSPUNTEN VAN HET DSS

Hieronder volgt een samenvatting van de belangrijkste uitgangspunten voor een verantwoorde werkwijze bij een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. De werkwijze beoogt een praktische onderbouwing te leveren als basis voor de risicobeoordeling. De werkwijze is in de vier aspecten geformuleerd:

- Door de beoordeling te baseren op de Triade-benadering, worden, volgens het principe van de *weight of evidence* (meervoudige, onafhankelijke bewijsvoering), de conceptuele of intrinsieke onzekerheden van een enkelvoudige beoordeling op basis van bijvoorbeeld slechts milieuchemische informatie zoveel mogelijk gereduceerd. Omdat ondervanging van de conceptuele onzekerheden per parameter niet op een korte termijn gerealiseerd kan worden, is gekozen voor de pragmatische aanpak volgens een Triade. De Triade is gebaseerd op het gelijktijdig inzetten van drie onafhankelijke onderzoeksparameters, namelijk de inschatting van ecologische effecten op basis van:
 1. de aanwezigheid van stoffen in bodem en biota,
 2. de meetbare toxiciteit in monsters van de locatie, en
 3. de waarneembare ecologische veranderingen in het ecosysteem (die mogelijk in verband kunnen worden gebracht met de aanwezige verontreiniging).
- Het onderzoek ten behoeve van de beoordeling dient te resulteren in kwantitatieve waarden. Alleen op basis van numerieke gegevens kan integratie effectief en objectief uitgevoerd worden (bijv. met een multi-criteria analyse), waarbij conclusies getrokken kunnen worden in bijvoorbeeld de volgende termen: de beoordeling kan niet afgerond worden omdat de drie onafhankelijke Triade-onderdelen verschillende resultaten vertonen, dan wel de beoordeling kan afgerond worden omdat de uitslagen in de Triade-onderdelen elkaar versterken.
- De risicobeoordeling wordt gelaagd opgebouwd (bijvoorbeeld treden 1, 2 en 3), teneinde voor alle gevallen een kosteneffectief instrumentarium te kunnen inzetten. Elke set nieuwe onderzoeksparameters geeft de beoordeling een meeromvattende kwantitatieve onderbouwing. Met andere woorden een beoordeling start met het uitvoeren van eenvoudige toetsen (vaak standaardtoetsen), zodat in evidente gevallen (zeer ernstige effecten, of geen effecten aanwezig) volstaan kan worden met een zeer beperkt (kosteneffectief; niet veel duurder dan gewoonlijk is bij de gangbare milieuchemische onderzoeken) instrumentarium. Voor de 'grijze' gevallen dient voor een betrouwbare beoordeling, zulks in overleg met de beheerder, een duurder (gevoeliger, betrouwbaarder) instrumentarium ingezet te worden.
- Het bodemgebruik is van invloed op de beoordeling. Binnen het voorstel voor het DSS is dit op twee manieren in de systematiek verwerkt. Ten eerste, als het mogelijk is om specifieke randvoorwaarden voor het ecosysteem te definiëren die van belang zijn voor het beoogde bodemgebruik kan de beoordeling daar op afgestemd worden. Wanneer

bijvoorbeeld vrij algemene randvoorwaarden gebruikt worden die voor alle vormen van bodemgebruik van toepassing zijn, zoals bijvoorbeeld de gezondheid van het bodemecosysteem (de life support functies) wordt een gedifferentieerde normering van parameterwaarden als de logische tweede optie voorgesteld. Aan een natuurgebied moeten strengere eisen worden gesteld aan de life support functies dan aan een gebied wat bestemd is voor infrastructuur. Overigens is bij de in dit rapport beschreven studie weinig aandacht besteed aan deze aspecten. Op dit gebied is wel een duidelijke behoefte aan een concrete uitwerking.

1.3 DOEL EN AANPAK VAN HET PRAKTIJKONDERZOEK

Met het praktijkonderzoek werd getoetst of de in het DSS voorgestelde werkwijze krachtig genoeg is om in principe locatiespecifieke risico's op een onderbouwde wijze in beeld te brengen en op welke punten het concept aanvullingen en correcties behoeft. Een secundair doel van het project is het verkrijgen van inzicht in de beschikbaarheid en betekenis van effectparameters ('gereedschappen') om het meet- en rekeninstrumentarium samen te stellen, in de gevoeligheid van de diverse parameters, en in de randvoorwaarden die gesteld moeten worden aan het gebruik ervan. Het bodemgebruik (aandachtspunt 4 van paragraaf 1.2) werd bij dit praktijkonderzoek nog niet verdisconteerd (impliciete aanname is: geen verschillen in bodemgebruik), om de aandacht te kunnen focuseren op de invulling van de kwantitatieve Triade-beandering en een laagsgewijze aanpak. Het doel van het onderzoek is dus niet om bij de drie geselecteerde locaties de ecologische risico's van de verontreiniging te beoordelen of de saneringsurgentie te bepalen.

Voor het uitvoeren van het praktijkonderzoek zijn een serie verontreinigingsgevallen geïnventariseerd waarbij de interventiewaarden in ruime mate werden overschreden voor tenminste één stof (volgens de criteria van de Wbb ernstig verontreiniging) zodat de kans groot was dat het meet- en rekeninstrumentarium effecten te zien zou geven. Daarnaast vertegenwoordigden deze locaties een algemene beeld van bodemverontreiniging in de Nederlandse situatie en speelde natuurontwikkeling of ontwikkeling van de 'groene ruimte' een rol.

Uit een twintigtal mogelijkheden zijn in het voorjaar van 1999 drie locaties gekozen: het ven Noordenveld in het Dwingelderveld (Drenthe), de Volgermeerpolder (Amsterdam) en het terrein rondom de Laarder Wasmeren (Hilversum). Deze drie locaties zijn in augustus en september 1999 bemonsterd. In het najaar van 1999 en vroege voorjaar van 2000 zijn de diverse analyses en berekeningen uitgevoerd. Tijdens de drie locatiesstudies is het onderzoek breder uitgevoerd dan strikt genomen volgens de eerste stappen van het DSS noodzakelijk was. Dit is gedaan om ervaring te krijgen met de toepassing van bioassays en biologische veldwaarnemingen ten behoeve van een risicobeoordeling. Naast het uitbesteden van onderzoek is tevens gebruik gemaakt van de mogelijkheden van het Laboratorium voor Ecotoxicologie voor de keuze van additionele en praktische effectparameters.

Naast deze drie (eigen) locatiestudies is een vierde casestudie uitgewerkt aan de hand van een recent verschenen rapport (Van der Waarde et al., 2001) met vergelijkbaar onderzoek naar ecologische risico's op een aantal locaties. De onderzoeksresultaten werden gebruikt om het rekeninstrumentarium uit te proberen en het effect van verdieping van het onderzoek (de 'tiers' of 'lagen' in het DSS) verder te onderzoeken.

1.4 LEESWIJZER

In de voorliggende rapportage wordt in een aantal hoofdstukken verslag gedaan van het praktijkonderzoek:

- in hoofdstuk 2 wordt een beknopt overzicht gegeven van de gebruikte meet- en rekeninstrumenten bij het praktijkonderzoek,
- in hoofdstuk 3 zijn de onderzoeksresultaten gerangschikt per locatie, voor de 4 bestudeerde locaties. De uitslagen van de verschillende Triade-elementen worden apart gepresenteerd, zodat een indruk ontstaat van de mogelijkheden voor toekomstige toepassing van een beoordelingssystematiek de praktijk,
- in de discussie (hoofdstuk 4) worden de ervaringen voor wat betreft de betekenis van de resultaten voor de beoordelingspraktijk besproken. Daarna volgt een overzicht van de inzetbaarheid en beperkingen van bepaalde onderzoeksparameters, gerangschikt naar Triade-element,
- in hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de toekomst en de ontwikkeling van vernieuwende beoordelingstechnieken (cf. DSS) en wordt aandacht gegeven aan kennishiaten betreffende de invloed van het bodemgebruik en afleiding van kwaliteitsdoelstellingen,
- in de bijlagen zijn technische details opgenomen van de bemonsterde locaties, gebruikte methodieken, inventarisaties en de resultaten van analyses. Daarnaast zijn een aantal algemene bijdragen opgenomen over:
 - de verschillen tussen de benaderingen van RIZA en RIVM
 - achtergronden bij kwantificering van het ecosysteem
 - de conceptuele onzekerheden per Triade onderdeel
 - de conclusies van de onderzoeksbegeleidingsgroep ecotoxicologie (OZBG-ECO) en een reactie van de auteurs.

2. Meet- en rekeninstrumenten

De Zwart et al. (1999; tabel 4.1 blz. 37) geven een overzicht van de parameters die in de verschillende lagen van een beoordeling toegepast kunnen worden. Het gelaagde systeem heeft tot doel om kostenefficiënt, en zonodig in fasen, metingen volgens de Triade-benadering uit te voeren. In de Triade-benadering worden onderzoeksparameters ingezet vanuit drie verschillende invalshoeken. Deze zijn: 1) milieuchemie, effectparameters op basis van gehalten aan stoffen in de bodem of biota, 2) effectparameters op basis van metingen van toxiciteit in monsters van de locatie, en, 3) ecologische parameters op basis van veldwaarnemingen van de locatie. De diverse effectparameters worden indien mogelijk geïntegreerd tot een eindoordeel, de risicoschatting. De bij het onderzoek gebruikte bepalingen en methoden worden in dit hoofdstuk beschreven.

2.1 CHEMIE

Aan de monsters van de drie locaties (ven Noordenveld (Drenthe), de Volgermeerpolder (Amsterdam) en Laarder Wasmeren (Hilversum)) werden enkele algemene bodemkenmerken bepaald, n.l.: zuurgraad (pH), gehalte organische stof en lutumfractie. De bodemmonsters werden verder geanalyseerd op totaalgehalten van de zware metalen Cd, Zn, Pb, Cu, Ba, Cr en Ni. De monsters van de Laarder Wasmeren werden ook onderzocht op het voorkomen van minerale olie en PAK. De monsters van de Volgermeerpolder werden tevens geanalyseerd op verschillende organische stoffen (gechloreerde fenolen, PCB's, PAK). De analyses voor organische stoffen werden geselecteerd op basis van eerder door diverse adviesbureaus uitgevoerd onderzoek. Voor het Ven Noordenveld bijvoorbeeld werden in het verleden geen verhoogde concentraties van organische stoffen aangetroffen en deze zijn daarom bij dit onderzoek buiten beschouwing gebleven. Van de locatie Bornia (kleiduivenschietterein) waren alleen de loodgehaltes bekend (Van der Waarde et al., 2001), en deze zijn vervolgens bij het onderzoek betrokken. In aanmerking nemende dat het terrein slechts gebruikt is als schietbaan lijkt de beperking tot lood gerechtvaardigd. PAK verontreiniging speelt ook een rol, maar op andere plaatsen van het terrein.

2.1.1 *Risico-indicator milieuchemie*

Individuele meetgegevens betreffende de aanwezigheid van verontreinigingen werden gebundeld tot één Triade-aspect volgens daarvoor geschikte rekenmodellen. De chemische gegevens zijn verwerkt tot een indicator voor de Toxische Druk (TD) per stof en de totale toxische druk van de gemeten stoffen samen (TD_{combi}) volgens Rutgers et al. (2000a). Bij de berekening van de TD en TD_{combi} wordt rekening gehouden met de niet-lineaire relatie tussen de aanwezigheid van verontreiniging en het veronderstelde effect, volgens de zogenaamde Species Sensitivity Distribution (SSD). Tevens werd rekening gehouden met de 'natuurlijke' achtergrondconcentraties door lokale referentiemonsters te analyseren.

Bij de invulling van de eerste laag dienen eenvoudige toetsen te worden ingezet. Daarom werd de TD berekend op basis van de totaalconcentraties van verontreinigde stoffen gecorrigeerd voor een standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum en een 'hypothetisch' ecosysteem (hetzelfde ecosysteem wat bij de afleiding van SW en IW wordt gebruikt, namelijk samengesteld uit organismen waarover gegevens beschikbaar zijn; INS, 1999; Swartjes, 1999). In eerste instantie is de combinatiewerking van metalen en organische stoffen apart berekend teneinde de gescheiden bijdrage aan de totale TD te kunnen inschatten. Er werd geen rekening gehouden met partiële beschikbaarheid.

Vervolgens is de antropogeen geïnduceerde toxische druk op het ecosysteem geschat met behulp van toxiciteitsdata uit de literatuur (HC_{50} -waarden). De laagste TD van de lokale

referentiemonsters werd beschouwd als de referentiewaarde en de overige monsters van de locatie werden hiervoor gecorrigeerd:

$$TD_{\text{antropogeen}} = TD_{\text{monster}} - TD_{\text{referentie}}$$

Alle waarnemingen (metingen en berekeningen) werden op deze wijze gekwantificeerd op een effectschaal van 0 tot 1, teneinde een onderlinge vergelijking mogelijk te maken. Respons-additie, één van de geaccepteerde rekenregels voor combinatietoxiciteit (Rutgers et al., 2000a), werd gebruikt om een TD_{combi} te berekenen:

$$TD_{\text{combi}} = 1 - ((1 - TD_{\text{stof1}}) \times (1 - TD_{\text{stof2}}) \times \dots \times (1 - TD_{\text{stofN}}))$$

Uiteindelijk werden de afzonderlijke waarden van de TD_{combi} voor metalen en organische stoffen samengevoegd volgens een vergelijkbare formule:

$$TD_{\text{combi}} = 1 - ((1 - TD_{\text{metalen}}) \times (1 - TD_{\text{org. stoffen}}))$$

2.2 TOXICITEIT

Met behulp van bioassays werd een indicatie verkregen van de meetbare toxiciteit in de bodemmonsters van de locatie (het Triade-onderdeel toxicologie). In eerste instantie is gebruik gemaakt van de expertise binnen het Laboratorium voor Ecotoxicologie. Diverse bioassays werden uitgevoerd, die naar believen gebruikt kunnen worden bij verschillende lagen van een risicobeoordeling. Bijvoorbeeld lage trede: Acute toxiciteitstoetsen Microtox en de PAM-algentoets (zie bijlagen). Middelste trede: zaadkiemingstest, overleving potwormen (*Enchytraeus crypticus*). Hoge trede: Plantengroeitest met sla (*Lactuca sativa*), de reproductie toets met *Enchytraeus crypticus*, en de Bait-Lamina test. Deze testen zijn ingezet voor de bepaling van de risico-indicator toxiciteit (zie bijlagen).

De gekozen bioassays kunnen ook op een andere wijze ingedeeld worden, namelijk (1) bioassays met bodemextracten (Microtoxtoets en de PAM-algentoets), en (2) de zogenaamde 100% testen waarbij testorganismen (sla en potwormen) in het laboratorium onder gecontroleerde condities werden blootgesteld aan een compleet bodemmonster. Hieronder volgt een korte omschrijving van de verschillende bioassays.

2.2.1 Bioassays met bodemextracten: Microtoxtoets en PAM-algentoets

De Microtoxtoets (NEN 6516, SOP ECO/064/01) is een kortdurende screeningstest met een luminiserende bacteriestam (*Vibrio vischeri*, voorheen genoemd *Photobacterium phosphoreum*) in het (verdunde) extract van een bodemmonster.

De PAM-(Pulse Amplitude Modulation)-algentoets is eveneens een kortdurende screeningstest in (verdund) bodemextract (Van Beusekom et al., 1999). Met de fluorometer wordt de remming van de fotosynthese onder invloed van toxische stoffen in het bodemextract gemeten bij de groene alg *Selenastrum capricornutum*. Het maken van bodemextracten staat beschreven in bijlage 5.

Het uitvoeren van testen met bodemelutriaten is gemakkelijk en relatief snel omdat de blootstellingscondities optimaal worden ingesteld (bijvoorbeeld de pH en zoutconcentratie). Bijkomend voordeel is dat het eenvoudiger is om referentiegegevens te verkrijgen; of door verdunnen van het monster, of door lokale, schone referentiemonsters te gebruiken. De oplosbaarheid van de contaminanten, de gebruikte extractietechniek en de partitieveigenschappen van het bodemmateriaal bepalen uiteindelijk de extraheerbaarheid en in welke concentraties de verschillende contaminanten uiteindelijk in het elutriaat terechtkomen. Als nadeel kan genoemd worden dat de toetsen een indirecte maat voor de toxiciteit van de

monsters zijn, omdat de toetsorganismen niet rechtstreeks blootgesteld kunnen worden aan het bodemmonster. Het gebruik van toetsorganismen zal overigens altijd een indirecte maat geven voor ecologische effecten, ook bij blootstelling aan het gehele monster, omdat een aantal conceptuele onzekerheden (zie bijlagen 6 en 7) niet weggenomen kunnen worden.

2.2.2 *Acute en chronische testen: sla en potwormen*

In de zaadkiemingtest werd slazaad (*Lactuca sativa*) direct blootgesteld aan de grondmonsters. De grond werd op 50% waterhoudende capaciteit (WHC₅₀) gebracht volgens SOP ECO/282 (zie bijlagen) en 10 sla zaadjes werden op de grond gelegd in plastic bakjes met ongeveer 200 ml grond. De bakjes werden geïncubeerd onder gecontroleerde condities voor wat betreft licht, luchtvochtigheid en temperatuur, respectievelijk 6000 lux, 60% en 20 °C, gedurende 1 week. Het experiment werd in viervoud uitgevoerd. Het percentage gekiemde zaden werd dagelijks bepaald en hieruit werd de kiemvertraging ten opzichte van een referentie berekend. Groei van sla (*Lactuca sativa*) werd bestudeerd door de planten 1 week en 2 weken na kieming in de grondmonsters te oogsten (Hulzebos et al., 1988). Natgewicht en drooggewicht werden bepaald waarna de relatieve groei ten opzichte van de groei in een referentiemonster werd uitgerekend.

De toets met de potworm *Enchytraeus crypticus* (Dirven-van Breemen et al., 1994) in bodemmonsters is een 4 weken durende chronische test, waarbij de overleving en de reproductie worden bepaald. De grond werd op een vochtigheid van WHC₅₀ gebracht. Het experiment werd in duplo uitgevoerd. De enchytraeën (potwormen), 15 adulten per testcontainer, werden wekelijks gevoerd. Na afloop van de test werden de potwormen geteld.

2.2.3 *Acute en chronische bioassays: regenwormen*

Bij de locatie Bornia zijn potwormen niet gebruikt als instrument voor de bepaling van meetbare toxiciteit. In plaats daarvan werden regenwormen bioassays toegepast (*Eisenia andrei*). Voor de uitvoering wordt verwezen naar het rapport van Van der Waarde et al. (2001).

2.2.4 *Risico-indicator toxiciteit*

Per toets zijn de gemeten effecten uitgedrukt als afwijking van de gekozen referentie (fractie, of percentage). De effectparameter van het Triade-onderdeel toxiciteit wordt verkregen door per bodemmonster het geometrisch gemiddelde te berekenen van de verschillende toetsuitslagen, van het niet-beïnvloedde deel (dit is 1- effect):

$$(1 - \text{Effect}_{\text{gemiddeld}}) = \{(1 - \text{Effect}_1) \cdot (1 - \text{Effect}_2) \cdot \dots \cdot (1 - \text{Effect}_N)\}^{1/N}$$

Omrekening naar (1-effect) vindt plaats omdat lage waarden sterker doorwerken dan hoge waarden in een geometrisch gemiddelde als gevolg van de log-transformatie. Een lage (1 - effect) weegt als het ware zwaarder mee (De Zwart et al., 1999). De (geometrisch) gemiddelde niet-beïnvloedde deel uit de toxiciteitstesten werd vervolgens weer teruggetransformeerd naar een gemiddelde effectmaat. Het resultaat is dat er meer nadruk wordt gelegd op uitslagen van bioassays waarbij negatieve effecten werden waargenomen ten opzichte van nul-uitslagen (geen remming op toetsorganisme waargenomen). Dit vloeit voort uit de notie dat waargenomen toxische effecten in een bioassay betekenis hebben, terwijl nul-effecten het gevolg kunnen zijn van vals-negatieve waarnemingen (er zijn wel effecten, maar de meetmethode pikt ze niet op). Bij ongevoelige meetmethoden worden meer vals-negatieve uitslagen verwacht, dan vals positieve waarden. Volgens de hierboven geschetste procedure kwam de uiteindelijke effectparameter voor het Triade-onderdeel toxiciteit tot stand.

2.3 ECOLOGIE

De Zwart et al. (1999) stellen voor om ecologische afwijkingen van een locatie in eerste instantie te bepalen aan de hand van afwijkingen in de soortensamenstelling van planten en/of dieren. Dit vergt meestal een uitgebreid (en langdurig) veldonderzoek, tenzij gebruik gemaakt kan worden van z.g. *expert-judgment* of literatuurgegevens. Als deze informatie op eenvoudige wijze beschikbaar te maken is, dan kan ze gebruikt worden bij de eerste laag van een beoordeling in het Triade-aspect Ecologie.

Inventarisaties worden meestal gemaakt op een veel groter schaalniveau dan de terreintjes (10x10 m tot maximaal 50x50 m) die in dit onderzoek zijn gebruikt. Daarom zijn tijdens de bemonstering ook de voorkomende plantensoorten geïnventariseerd op de plekken waar bodemmateriaal is verzameld. Mede door het seizoen (najaar) waarin de inventarisaties uitgevoerd werden, hebben deze opnames maar een beperkte dekking. Desalniettemin kunnen ze in vergelijkende zin gebruikt worden binnen een locatie, zeker als een goede referentie voorhanden is.

Ecologische effecten in de bodem kunnen ook beoordeeld worden aan groepen organismen die betrekkelijk snel en eenvoudig te analyseren zijn. Daarom zijn nog twee bodemecologische parameters onderzocht: 1) de samenstelling van de regenwormengemeenschap en 2) de nematoden-(aaltjes)-gemeenschap. Beide groepen zijn essentieel voor de life support functies in de bodem (Schouten et al., 1997). Bovendien vormen de regenwormen voedsel voor muizen, mollen en vogels, en kunnen dus van belang zijn voor doorvergiftiging naar hogere dieren.

Tenslotte werd nog een test met zogenaamde Bait -lamina strips uitgevoerd. Dit is een PVC-stripje van 15 cm lang met een serie gaatjes van 2 mm in diameter. Deze gaatjes zijn gevuld met voedingsmedium, een verhard mengsel van cellulose en zemelen. De strip wordt in een bodemmonster gestoken om de vraatactiviteit van bodemdieren, die zich in het bodemmonster bevinden te bepalen. Dit wordt in percentage van gevulde en aangevreten gaatjes uitgedrukt. De Bait -lamina test is toegepast in combinatie met de sla-toets (zie 3.2) door ze in de bakjes van het experiment te plaatsen. Dit betrof de monsters van drie locaties.

2.3.1 *Risico-indicator ecologie*

In dit onderzoek zijn uiteindelijk alleen de eigen vegetatie-inventarisaties en de resultaten van de nematodenanalyses gebruikt om de ecologische effecten in de monsters (of proefveldjes) te beoordelen. Wormen kwamen te onregelmatig in de bodemmonsters en referenties voor om ze consequent bij de ecologische beoordeling te betrekken. De volgende werkwijze is gevolgd om effecten te schatten:

1. De eigen vegetatie-inventarisaties zijn in eerste instantie gebruikt voor een *kwalitatieve* beoordeling. D.w.z. dat een schatting is gegeven van de range (bijv. 20-50%) waarin een mate van verstoring ligt, afhankelijk van de aangetroffen soorten op het tijdstip van monsternamen. Voor een *kwantitatieve* (getalsmatige) uitwerking van de risicobeoordeling is deze kwalitatieve schatting niet goed bruikbaar. Daarom is ten behoeve van dit praktijkonderzoek met de kwantitatieve Triade de kwalitatieve beoordeling op een arbitraire wijze omgezet in een kwantitatieve effectmaat. Het is niet uitgesloten dat vegetatiedeskundigen tot andere waarden komen, maar de waargenomen effecten waren in het algemeen tamelijk groot en eenduidig.
2. De aantallen nematoden en de samenstelling van de gemeenschap zijn in alle bodemmonsters geanalyseerd. Hieruit zijn verschillende effectmaten af te leiden. Er is gekozen voor een benadering waarbij het effect op een diversiteitsmaat (aantal gevonden soorten), een functioneel-ecologische maat (de Maturity Index) en het aandeel van een trofische groep (% bacterie-etters) worden gecombineerd. Dit geeft als het ware een gemiddelde voor (verschillende) effecten op de nematodengemeenschap. De Maturity

Index (MI) is gebaseerd op een ecologische indeling van levensstrategieën (Bongers en Ferris, 1999). In feite komen hier kolonisatie- en successiemechanismen in tot uiting. Een soortgelijk proces speelt zich af na verstoringen door bemesting en verontreinigingen. De MI wordt berekend na een indeling van het nematodenmonster in 5 ‘colonizer-persister klassen’. Het procentuele aandeel van de klassen wordt vermenigvuldigd met de zgn. cp-waarde en opgeteld tot de MI (Bongers, 1990; Bongers en Bongers, 1998). De indeling in trofische groepen is gedaan volgens de methode van Yeates et al. (1993).

Voor de berekening van het effect op een schaal van 0 tot 1 zijn een aantal berekeningen (‘omschalingen’) uitgevoerd:

- Het effect op ‘het aantal soorten’ werd eenvoudig uitgedrukt als % van de referentie. Zowel positieve als negatieve afwijkingen van de referentie werden als effect aangemerkt, door de absolute waarde van het verschil te nemen.
- De schaling van de MI vergde wat uitgebreidere bewerkingen, omdat aangenomen werd dat de theoretisch schaal voor MI waarden van 1 tot en met 5 loopt, en het referentiepunt afhangt van de lokale referentie:

$$\begin{aligned} & (MI_{ref.} - MI_{monst.}) \times (MI_{ref.} - MI_{max.})^{-1} \\ MI_{max} = 1 & \quad \text{als} \quad MI_{monst} < MI_{ref} \\ MI_{max} = 5 & \quad \text{als} \quad MI_{monst} > MI_{ref} \end{aligned}$$

- Het effect op het aandeel bacterie-etters (Bf in %) werd berekend door ook uit te gaan van het maximale verschil in de richting van de afwijking:

$$\begin{aligned} \text{als} \quad Bf_{monst} > Bf_{ref} & \quad \text{dan} \quad (Bf_{monst} - Bf_{ref}) \times (100 - Bf_{ref})^{-1} \\ \text{als} \quad Bf_{monst} < Bf_{ref} & \quad \text{dan} \quad (Bf_{monst} - Bf_{ref}) \times (0 - Bf_{ref})^{-1} \end{aligned}$$

De schatting van het risico in het onderdeel ecologie van de Triade kwam tot stand door het geometrische gemiddelde te berekenen van de 3 nematoden-effectmaten. Hiervoor werd eerst (1 – effect) genomen (zie ook toelichting bij 3.2.4) Het gemiddelde niet-beïnvloedde deel werd vervolgens weer teruggetransformeerd naar een gemiddelde effectmaat voor de nematodenfauna.

Bovenstaande procedure schetst een eenvoudige omschaling van relevante gegevens over nematodengemeenschap op een effectschaal van 0 tot 1. Op basis van nog te genereren gegevens kan in de nabije toekomst deze berekeningswijze geëvalueerd worden. Voor dit moment volstaat deze eenvoudige aanpak. Ze illustreert dat elke ecologische waarneming door deskundigen altijd in een vergelijkbare effectmaat is uit te drukken, en daardoor gebruikt kan worden bij risicoschattingen.

Er dient nog gewezen te worden op het feit dat er verschillen kunnen ontstaan door de volgorde waarin effecten geometrisch worden gemiddeld. Wanneer de 3 nematoden-indicatoren en het effect op de vegetatie in één berekening worden gemiddeld geeft dat een andere uitkomst dan een berekening in twee stappen: eerst 3 nematoden-effecten middelen en dan nog een keer met het effect op de vegetatie. Er is voor de laatste methode gekozen omdat er voornamelijk geen reden is om de nematodengegevens zwaarder in de berekeningen te laten meewegen dan de vegetatiegegevens.

2.4 DE GEÏNTEGREERDE RISICOSCHATTING

De Triade is gebaseerd op integratie van drie te onderscheiden typen effectmaten, namelijk op basis van milieuchemische gegevens, op basis van meetbare toxiciteit en op basis van ecologische waarnemingen. De veronderstelling daarbij is dat elk type effectmaat een set

gerelateerde conceptuele onzekerheden vertegenwoordigd wanneer ze voor ecologische risicobeoordeling wordt gebruikt (zie bijlagen). Om een meervoudige, onafhankelijke bewijsvoeringsporen op te zetten mogen de drie Triade-onderdelen niet geïntegreerd worden. Binnen een Triade-onderdeel mogen de gegevens van verschillende effectparameters wel geïntegreerd worden tot een eindoordeel. Het uiteindelijke resultaat is een drietal risicogetallen afkomstig van drie onafhankelijke beoordelingsporen die gebruikt kunnen worden voor een geïntegreerde afweging.

Het aantal en soort effectparameters dat gebruikt wordt hangt mede af van de gewenste mate van detail, ofwel is het een eerste oriënterende studie of een diepgaande beoordeling. In dit onderzoek werd in principe gekozen voor een eenvoudige (eerste laag) benadering. Om de zeggingskracht van de aanpak met behulp van een Triade-benadering zijn een aantal verdiepende waarnemingen gedaan. Pas met extra gegevens wordt zichtbaar dat een beoordeling betrouwbaar uitgevoerd kan worden met een beperkte set (goedkope) effectparameters. Strikt genomen is de inzet van extra gegevens voor praktijktoepassingen niet al tijd nodig.

De aandacht bij het praktijkonderzoek is niet gericht geweest op de betrouwbaarheid van individuele onderzoeksparameters. Met andere woorden, in de meeste gevallen zijn de analyses slechts in enkelvoud uitgevoerd. Teneinde de focus af te leiden van statistische ruis en variatie in de methode (die voor elke methode anders is), zijn beschikbare gegevens nergens toegepast. Met andere woorden, de beschikbare betrouwbaarheidsintervallen (bijvoorbeeld van de Microtox toets) zijn niet betrokken bij de uitwerking van het praktijkonderzoek. Overigens is steekproefsgewijs gebleken dat de variatie in de toetsuitslagen veel geringer was dan de variatie tussen verschillende onderzoeksparameters en tussen verschillende Triade-elementen (zie het hoofdstuk resultaten).

De gegevens van de verschillende effectparameters zijn in eerste instantie samengebracht in een zogenaamde Triade-tabel. Deze presentatiewijze werd ontwikkeld door Van der Waarde et al. (2001) en verder verfijnd tijdens deze studie. Het essentiële verschil is dat de gegevens van de effectparameters in dit rapport gekwantificeerd zijn op een schaal van 0 tot 1, terwijl Van der Waarde et al. (2001) een plus en min score hebben toegepast. Voor de overzichtelijkheid zijn de resultaten in 3 klassen ingedeeld en van een achtergrondkleur voorzien. De klassengrenzen zijn voorlopig en arbitrair en alleen bedoeld om snel de grote lijnen zichtbaar te maken. De gegevens zijn per Triade-onderdeel geïntegreerd tot één effectparameter (zie voorgaande paragrafen). Tot slot is ook een algehele eindbeoordeling gemaakt door de risico's van de drie Triade-onderdelen te middelen. De bijbehorende maat voor de afwijking (deviatie) is een essentieel onderdeel bij de uiteindelijke beoordeling. Wanneer de Triade-onderdelen een tegenstrijdige uitslag geven zal dit te herkennen zijn aan grote onderlinge verschillen. Deze verschillen zijn gekwantificeerd in een maat die de deviatie aangeeft volgens:

$$\text{Deviatie} = (\text{Standaard Deviatie}_{\text{drie Triade-onderdelen}}) \times 1,73$$

De vermenigvuldigingsfactor 1,73 werd geïntroduceerd om de deviatie theoretisch te laten variëren van 0, geen enkele afwijking tussen Triade-onderdelen, tot 1, maximale afwijking tussen Triade-onderdelen (bijv. 0, 0 en 1). Deze formule is vooral om pragmatische redenen gebruikt. Elke maat die aangeeft wat het kwantitatieve verschil is tussen Triade-onderdelen is in principe bruikbaar.

Volgens een vergelijkbare wijze als in de vorige paragraaf, is het geïntegreerde risico berekend door het geometrisch gemiddelde van het niet-beïnvloedde deel terug te transformeren naar een effect maat.

3. Resultaten

3.1 ALGEMEEN

De beschrijving van de resultaten geeft in eerste instantie een overzicht van alle gegevens die door het RIVM zijn verzameld zijn op drie locaties (Noordenveld Drenthe, Volgermeerpolder en Laarder Wasmeren). Ten behoeve van de praktijktoetsing is hieruit een selectie gemaakt die representatief kan zijn voor een eenvoudige beoordeling. Het beperkte aantal monsters dat op elke locatie gestoken is, geeft geen representatief beeld van de toestand van de locatie als geheel. Dit is mede het gevolg van de ruimtelijke heterogeniteit van de bezochte terreinen en de wens van de onderzoekers om een serie uiteenlopende bodemonsters of een gradiënt te verzamelen, teneinde het praktijkonderzoek efficiënt te laten verlopen. Daarnaast zijn de drie locaties in het verleden uitvoerig door milieuadviesbureaus onderzocht op het voorkomen van verontreinigingen. De uitkomsten van het onderzoek zijn dan ook niet geschikt voor de discussie over ecologische risico's op de genoemde locaties als geheel.

De vierde locatie (kleiduivenschietterrein Borna) betreft de kwantitatieve analyse van een in de literatuur beschreven praktijkonderzoek van Van der Waarde et al. (2001). De hierbij gebruikte onderliggende gegevens zijn via de bijbehorende literatuur te raadplegen (Van der Waarde et al., 2001).

3.2 LOCATIE 1: VEN NOORDENVELD DRENTHE

3.2.1 Inleiding

De onderzoekslocatie Noordenveld ligt in het Nationaal Park Dwingelderveld in Drenthe en maakt deel uit van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Het betreft een ven met een oppervlakte van ongeveer 1 ha. De bodem bestaat uit een slecht-doorlaatbare keileemlaag waarin regenwater stagneert. Het is een situatie waarbij veenvorming optreedt. In de jaren 60 is het ven enkele jaren gebruikt als stortplaats voor hoofdzakelijk huishoudelijk afval, maar in beperkte mate ook voor industrieel afval. Sinds 1965 geldt een stortverbod. Het ven was tot na de zomer van 1999 voor het grootste deel volgestort, verland en met bomen, struiken en riet dichtgroeid.

Door de adviesbureaus Tauw en Iwaco is vanaf 1988 onderzoek verricht naar de verontreinigingssituatie van het ven. Er werd een matige tot sterke verontreiniging met barium, koper, lood en zink in de bovenlaag van de stort aangetroffen. Van de overige zware metalen, PAKs en minerale olie werden licht verhoogde concentraties gemeten. In het grondwater boven de keileemlaag werden verhoogde concentraties van vooral zink, lood, kwik en ftalaten aangetroffen. Door het hoge nutriëntengehalte van het stortmateriaal was de stort vooral begroeid met brandnetels. In 1997 is een saneringsplan opgesteld (saneringsurgentie minder dan vijf jaar) met als doel volledig ecologisch herstel van het ven. De sanering is in oktober en november 1999 uitgevoerd. De stort is daarbij afgegraven, de begroeiing is verwijderd en de bodem en de randen van het ven zijn met schoon gebiedseigen materiaal (veen en slib, met daarin een zaadbank) hersteld.

3.2.2 Bemonstering en onderzoek

In september 1999, ongeveer een maand voor de sanering, is het terrein bemonsterd. Daarbij zijn op de stort grondmonsters genomen van de slibrand (N1) en van drie andere, door de soort begroeiing van elkaar te onderscheiden locaties (N2, N3 en N4). Daarnaast zijn, als referentie, twee plaatsen van het omringende veengebied bemonsterd op een afstand van ± 50 m van het ven; de zgn. Schapenweide (N5) en het Biezenveld (N6). De monsterpunten zijn

aangetekend op de plattegrond van de onderzoekslocatie (zie bijlage 1). De plaats van de monsterpunten werd gekozen op grond van eigen waarneming en de rapportage over eerder, door de genoemde adviesbureaus, uitgevoerd onderzoek. Tijdens de bemonstering werd een beknopte inventarisatie gemaakt van de vegetatie. Op alle monsterpunten werden plaggen gestoken die ter plaatse op regenwormen werden doorzocht.

De wormen werden in plastic bakjes meegenomen naar het lab, waar zij bij 10 °C werden opgeslagen. De dag na de bemonstering werden de wormen gedetermineerd. Grondmonsters ten behoeve van nematodenbepalingen werden met behulp van een graszodenboor gestoken op de stort (mengmonster N2, N3 en N4) en in het veengebied buiten de stort (N5). De monsters werden opgeslagen bij 4 °C, waarna de nematoden binnen enkele dagen na de bemonstering uit de grond werden gespoeld om te kunnen worden geteld en gedetermineerd. Er werd bovendien ongeveer drie kg grond per monsterpunt verzameld ten behoeve van chemische en fysische bepalingen en bioassays. De grond werd op het lab gezeefd (4 mm), gemengd en veldvochtig opgeslagen bij 4 °C. Van de monsters werden de *water holding capacity* (WHC₅₀), het lutum- en organisch stofgehalte en de pH-KCl bepaald, en de monsters werden geanalyseerd op zware metalen. Op organische verbindingen werd niet geanalyseerd, omdat deze bij het eerder uitgevoerde onderzoek niet of nauwelijks werden aangetroffen. De onderzoeksresultaten staan vermeld in tabel 1.

3.2.3 Bodemkenmerken en chemie

Het onderzochte terrein bestaat uit een veenweidegebied met daarin (tot eind 1999) een stortplaats als gebiedsvreemd materiaal. Voor wat betreft de algemene bodemkenmerken is dat vooral zichtbaar aan de pH (zie tabel 1). Het veengebied (monsterpunten N5 en N6) is duidelijk zuurder dan de grond (deklaag) van de stortplaats.

Uit de chemische analyses blijkt dat de slibrand (N1) van de stortplaats de hoogste gehalten aan zware metalen bevat. Het gaat daarbij vooral om barium, lood en zink en in iets mindere mate om koper. Ook in de grond van het droge deel van de stort (N2, N3 en N4) werden zware metalen aangetroffen, maar daar waren de gehalten ongeveer de helft lager. Het bariumgehalte kon bij N3 niet bepaald worden omdat het grondextract op het lab verloren ging.

Uit de gehalten aan zware metalen in de monsters N5 en N6 blijkt dat dit referentiemateriaal vooral wat betreft barium, koper lood en zink (en in geringere mate ook voor wat betreft nikkel) aanmerkelijk schoner is dan het materiaal van de stort. De gehalten aan cadmium en chroom in de monsters verschillen relatief weinig van elkaar.

3.2.4 Meetbare toxiciteit

De toxiciteit van de grondmonsters werd bepaald met behulp van diverse methoden waarbij verschillende organismen werden gebruikt. De Microtoxtoets en de PAM-algentoets werden uitgevoerd met extracten van de grondmonsters. De wijze waarop deze extracten werden gemaakt staat beschreven in bijlage 5.

In tabel 1 staan de resultaten van de testen vermeld. Bij de Microtoxtoets is het toxische effect (EC50) aangegeven als percentage van de extractconcentratie; d.w.z. die concentratie waarbij 50% reductie aan lichtopbrengst wordt gemeten (of berekend, indien het effect gering is) in een suspensie met luminiserende bacteriën. De meting vindt plaats bij ongeveer pH 7. Uit de tabel blijkt dat alleen N1 en N6 een effect vertonen. Bij N1 is dit effect gering: het extract zou 4,14 keer moeten worden geconcentreerd voor een effect van 50%. Bij N6 lijkt het effect sterker, daar is sprake van een EC50 bij een extractconcentratie van 93%. In dit geval was er echter geen sprake van een toxisch effect, maar van een meetfout. Door het hoge gehalte aan humuszuren was het monster bruin gekleurd, waardoor het meten van de lichtopbrengst ernstig werd verstoord. Bij het monster N2 was een zeer gering remmend effect zichtbaar,

Tabel 1. Onderzoeksresultaten van de locatie Noordenveld Drenthe. Monsterpunten N1 t/m N4: stortplaats (met N1 als slibrand). Monsterpunten N5 en N6: omringend veen-weidegebied als schone referentie.

	N1	N2	N3	N4	N5	N6
Bodemkenmerken:						
Zuurgraad (pH-KCl)	5.25	6.58	4.64	5.62	3.65	2.97
Organische stof (%)	5.95	4.90	3.07	4.97	4.59	7.24
Lutum (%)	2.42	8.15	3.52	5.21	4.83	4.53
Chemie:						
Barium (mg/kg)	268.7	149.6	---	152.0	29.2	44.0
Cadmium (mg/kg)	1.9	1.9	0.5	1.9	0.6	0.7
Chroom (mg/kg)	49.9	12.8	20.6	45.1	27.1	36.3
Koper (mg/kg)	98.2	48.4	10.1	46.6	4.5	5.2
Lood (mg/kg)	463.2	186.5	46.0	226.5	23.5	28.6
Nikkel (mg/kg)	24.4	19.7	9.9	19.5	6.6	5.3
Zink (mg/kg)	732.8	460.7	102.4	342.4	31.1	35.4
Toxicologie:						
Microtox (% extract met EC50)	414	-	-	-	-	93*
PAM (% remming in onverdund extract)	90	70	40	-	-	10
Sla: kiemingstest (% na 7 dagen)	100	100	78	100	100	98
Sla: groeitest (mg biomassa na 15 d.)	117	146	148	221	16	13
Potwormen: overleving (% na 4 weken)	80	100	106.7	100	100	40
Potwormen: reproductie (juv./adult)	1.7	37.1	26.7	22.5	3.8	0
Ecologie:						
Bait-lamina test (% aangevreten)	0	0	0	54	0	0
Aantal soorten planten**	4	5	5	5	8	8
Aantal nematoden (n/100g verse grond)	---	3373	3373	3373	2843	---
Aantal nematodentaxa	---	14	14	14	21	---
Maturity Index nematoden (MI)	---	2.22	2.22	2.22	2.02	---
Aantal soorten regenwormen	1	4	1	1	0	0

- *Geen effect, of lager dan detectielimiet*

--- *Niet bepaald, of niet bruikbaar voor risicobeoordeling*

* *Microtox-meting verstoord wegens te hoog gehalte aan humuszuren (bruin gekleurd monster).*

** *Het aantal soorten planten is indicatief, d.w.z niet uitputtend geïnventariseerd tijdens het locatiebezoek in september 1999.*

te klein om goed mee te kunnen rekenen. Het toxisch effect in de Microtoxtoets was het grootst bij het meest vervuilde monster (N1), maar bij de eveneens vervuilde monsters N2, N3 en N4 werd nauwelijks of geen effect gemeten. De meting lijkt dus weinig gevoelig voor deze serie monsters.

Bij de PAM-algentoets is het toxisch effect weergegeven als percentage remming van de fotosynthese in een onverdunde algensuspensie. De meting vindt plaats bij ongeveer pH 8.5. Duidelijk zichtbaar is het remmende effect (respectievelijk 90, 70 en 40%) van de monsters N1, N2 en N3. Op grond van de vervuilingsgraad zou bij N4 een ongeveer even sterk effect als bij N2 worden verwacht. Het resultaat 'geen effect' valt bij N4 niet te verklaren. Geen remming bij N5 en geringe remming (10%) bij N6, is in overeenstemming met de veel lagere gehalten aan zware metalen in deze referentiegronden.

Bioassays met sla (kieming en groei) en potwormen (reproductie en overleving) werden ingezet in de gezeefde, gemengde grondmonsters onder gecontroleerde condities (zie paragraaf 2.2). De kieming van het aantal slazaden was bij monster N3 na zeven dagen nog

onvolledig (78%), maar bij de overige monsters was deze na die periode voltooid. Met de kiemingstest kon dus geen effect van de vervuiling worden aangetoond. De kiemvertraging bij N3 kon niet worden verklaard.

Bij de groeitest met slaplanten bleek vooral de pH van grote invloed te zijn. De sla groeide het slechtst op de relatief schone, maar zure monsters N5 en N6. De groeiopbrengst van de slaplanten was aanmerkelijk hoger bij de monsters van de stort. Onderling was er een fors onderscheid tussen de opbrengst bij N1 en N4 (respectievelijk 117 en 221 mg na 15 dagen), de monsters N2 en N3 lagen daar wat opbrengst betreft tussenin.

Bij de overlevingstest met potwormen bleken de monsters N1 en vooral N6 een negatief effect te veroorzaken. Het effect bij N1 is in overeenstemming met de vervuilingsgraad, bij N6 lijkt de zeer lage pH de overleving negatief te beïnvloeden. Bij de andere monsters werd geen negatief effect geconstateerd. Bij de reproductietest met potwormen was het negatieve effect van respectievelijk vervuiling (N1) en pH (N5 en N6) nog duidelijker dan bij de overlevingstest. Bij monster N6 was zelfs helemaal geen sprake van reproductie.

Bij deze serie monsters bleek pH een belangrijk storende factor voor de toepassing en interpretatie van bioassays.

3.2.5 Ecologische waarnemingen

De bemonsteringslocatie werd ecologisch beoordeeld aan de hand van de vegetatie, nematoden, regenwormen en een test met Bait-Lamina strips. Met deze laatste test werd de vraatactiviteit van bodemorganismen bepaald. De strips werden in het laboratorium gedurende acht dagen in bakjes met grond geplaatst, waarna het aantal leeggegeten gaatjes werden geteld. Alleen de strip van monster N4 bleek te zijn aangevreten: 54% van de gaatjes waren leeg. De overige strips waren na afloop van de proef nog volledig intact.

Zoals bij tabel 1 is aangegeven, is de vegetatie niet uitputtend geïnventariseerd tijdens het locatiebezoek. Op de dichtbegroeide stort was vooral het grote aantal brandnetels opvallend, maar ook distels, kleeftkruid, vlier, berk, waterwilg en riet waren volop aanwezig. De vegetatie van de Schapenweide en het Biezenveld had een veel lagere en minder dichte begroeiing. Deze bestond vooral uit grassen, biezen en diverse kleine, niet nader benoemde planten.

Het aantal nematoden was in zowel mengmonster N2-N3-N4 als in monster N5 matig. Dat gold ook voor het aantal taxa dat werd aangetroffen in het mengmonster van de stort. Vergeleken daarmee had monster N5 een iets grotere variatie in de nematodenpopulatie. De Maturity Index, als maat voor bodemgezondheid (laag is slecht, hoog is goed, op een schaal van 1 tot 5), is voor beide monsters vrij laag.

Op de stort werden bij alle monsterpunten wormen aangetroffen, maar het aantal soorten was zeer gering. Geen wormen werden gevonden in de zure referentiegrond van N5 en N6.

3.2.6 Triade-beoordeling

De hierboven besproken Triade-onderdelen zijn elk afzonderlijk omgerekend tot een risicogetal, en vervolgens verwerkt tot een eindoordeel per monster. De resultaten staan vermeld in tabel 2. De grondmonsters zijn gesorteerd van minst vervuild naar meest vervuild (regel 'Som TD metalen'), op een schaal van 0 tot 1.

De Triade-elementen werden geïntegreerd tot één eindoordeel (geometrisch gemiddeld risico) door het geometrisch gemiddelde te berekenen van het omgekeerde effect (= 1 – effect). De deviatie is een arbitraire eenheid die de verschillen tussen de uitslagen van de Triade-onderdelen kwantificeert (standaarddeviatie/0,57).

Tabel 2. Overzichtstabel met gekwantificeerde effectparameters van 6 monsters van de locatie Noordenveld Drenthe, gerangschikt in de drie Triade-onderdelen. Geschatte effecten < 0,2 worden aangegeven met een groene achtergrond; tussen 0,2 en 0,5 worden de geschatte effecten aangegeven met een gele achtergrond, en effecten > 0,5 worden aangegeven met een rode achtergrond. ?= negatief effect, waarschijnlijk veroorzaakt door lage pH en niet door vervuiling. De Triade elementen werden geïntegreerd tot één eindoordeel (gemiddeld risico) door het geometrisch gemiddelde te berekenen van het omgekeerde effect (= 1 – effect). De deviatie is een arbitraire eenheid die de verschillen tussen de uitslagen van de Triade onderdelen kwantificeert (standaarddeviatie × 1,73; zie paragraaf 3.4).

Triade Aspect	Parameter	Monster					
		N5	N6	N3	N2	N4	N1
Chemie	Som TD metalen	0,00	0,04	0,22	0,78	0,82	0,96
	Som TD org. stoffen						
Toxicologie	Microtoxtoets	0	0	0	0,05	0	0,20
	PAM-algentoets	0	0,10	0,40	0,70	0	0,90
	Overleving <i>E. crypticus</i>	0	0,60	0	0	0	0,20
	Reproductie <i>E. crypticus</i>	?	?	0,28	0	0,39	0,95
	Kieming <i>L. sativa</i>	0,05	0,05	0,66	0,05	0	0,26
	Biomassa <i>L. sativa</i>	?	?	0,53	0,35	0	0,55
	Risico		0,01	0,24	0,36	0,25	0,08
Ecologie	Samenstelling nematodenfauna*	0	0	0,27	0,27	0,27	0,27
	Vegetatie	0,10	0,10	0,35	0,35	0,35	0,35
	Risico	0,05	0,05	0,31	0,31	0,31	0,31
		N5	N6	N3	N2	N4	N1
Oordeel chemie:		0,00	0,04	0,22	0,78	0,82	0,96
Oordeel toxicologie:		0,01	0,24	0,36	0,25	0,08	0,68
Oordeel ecologie:		0,05	0,05	0,31	0,31	0,31	0,31
Eindoordeel:		0,02	0,12	0,30	0,51	0,51	0,80
deviatie		0,05	0,19	0,13	0,50	0,65	0,57

* De monsterpunten N1 en N6 zijn niet daadwerkelijk op nematoden onderzocht. De hier vermelde getallen zijn gebaseerd op analyses van respectievelijk de mengmonsters N2 t/m N4 (representatief voor de stort) en monster N5 (representatief voor het veengebied).

De berekende TD (toxische druk op basis van chemie) van de stortmonsters N1, N2 en N4 is hoog, die van N3 is matig en die van de referentiemonsters N5 en N6 is laag. Bij de toxicologische testen werd niet in alle gevallen een resultaat gemeten dat aan de hand van de toxische druk zou worden verwacht (triade toxicologie). Over het al.gemeen bleek de microtoxtoets weinig gevoelig voor de verontreiniging met zware metalen, maar het sterkste effect werd wel gemeten bij het monster met de meeste vervuiling. De PAM-algentoets vertoonde een grotere gevoeligheid, met effecten die in overeenstemming zijn met de vervuiling (behalve bij monster N4). Bij de daarop volgende testen (potwormen en sla) blijkt enerzijds de vervuiling (monster N1) en anderzijds de lage pH (monsters N3, N5 en N6) in een negatief effect te resulteren. Hieruit blijkt het belang van het kiezen van de juiste referenties: een afwijkende pH bijvoorbeeld kan sterk doorwerken in de testresultaten, zodat de interpretatie bemoeilijkt wordt. De triade-onderdelen zijn samengevat in risicogedaten, waarmee een eindoordeel over de monsters is bepaald. Het eindoordeel vertoont grote

overeenkomst met de toxische druk, maar door de resultaten in de toxicologische triade is het oordeel over N2 en N4 iets milder uitgevallen. De deviatie laat zien dat het eindoordeel bij de vervuilde monsters (vooral bij N4; deviatie 0,65) een grotere onzekerheid vertoont dan bij de schone monsters.

3.3 LOCATIE 2: VOLGERMEERPOLDER AMSTERDAM

3.3.1 Inleiding

De Volgermeerpolder (ongeveer 100 ha) ligt in het noord-oostelijke deel van het buitengebied van Amsterdam. Het ligt ten zuiden van het dorp Broek in Waterland en behoort landschappelijk gezien tot het grotere veenweidegebied van Waterland-oost. Tenner et al. (1999) geven een uitvoerig overzicht van landschappelijke en ecologische aspecten van de Volgermeerpolder. Van oorsprong is de Volgermeer een veenderij, die ligt tussen diepere droogmakerijen en ondiepere polders zoals de Belmermeer, Broekermeer, Burkmeer en Poppendammerwieren. Sinds 1920 is het gebied gebruikt als stortplaats voor huisvuil van de gemeente Amsterdam. Na 1960 is bovendien chemisch afval gestort in het noordelijk deel. De dikte van het afvalpakket varieert tussen de 2,5 en 6 meter. Hierdoor steekt het gebied als een bult boven het omringende landschap uit. Naar schatting zijn in totaal 10000 vaten met chemisch afval gestort. Daarvan zijn 1100 oppervlakkig gelegen vaten in 1981 weer opgeruimd. De oudere huisvuilstort is deels afgedekt met gebaggerd slib en veenresten. Op een aantal plaatsen heeft zich struweel en bos ontwikkeld. Het gebied is beweid geweest tot 1981. Vanwege de huisvuilstort en de bodemverontreiniging was het terrein niet toegankelijk voor het publiek.

Na het bekend worden van de ernst van verontreiniging is vooral aan het begin van de 80-er jaren onderzoek gedaan naar verspreiding van stoffen in oppervlakte- en grondwater (Heida, 1981). Tevens zijn effecten op de volksgezondheid onderzocht door opname via voedsel (melk, vlees, vis, groenten en vruchten). Sinds die tijd is het gebied verlaten. Er heeft zich een ondoordringbaar struweel (bramen), rietlanden en bos ontwikkeld in het noordelijk deel. Het later gestorte zuidelijke deel bestaat uit ruig grasland waar alleen de akkerdistel bestreden wordt om verspreiding van dit akkeronkruid naar de omgeving tegen te gaan.

3.3.2 Bemonstering en onderzoek

Op 7 oktober 1999 werd een bezoek gebracht aan de Volgermeer. Toegang en rondleiding door het gebied werd verkregen door medewerking van de terreinbeheerder. Aangezien het een groot deel van het gebied omgeven is door een ringvaart kan het centrale deel alleen per boot bereikt worden. Gekozen werd voor bemonstering van plekken die rond 1980 door Prins (1982) op regenwormen en muizen onderzocht zijn. Dit zijn tevens de plaatsen waar gegevens over (toenmalige) gehalten van stoffen in de bodem bekend zijn. De zes monsterplaatsen van Prins (1982) waren verdeeld over het centrale noordelijk deel ('het eiland'), waar de meeste chemische verontreiniging te vinden is. Hierbij was door Prins (1982) onderscheid gemaakt tussen plekken waar al dan geen vaten gelegen hebben en verschillen in bodemsamenstelling als opgebaggerd slib, dan wel venige top laag.

Ter plekke bleek dat het terrein anno 1999 dusdanig onbegaanbaar (dichtgegroeid) was geworden dat de locaties van destijds niet meer te bereiken of te vinden waren. Uiteindelijk zijn op 5 plekken aparte mengmonsters verzameld voor chemische en biologische bepalingen. Tevens zijn op die plaatsen (in het veld) plaggen onderzocht op het voorkomen van regenwormen. Op het centrale deel van de stort (het eiland) werden 4 mengmonsters genomen. Eén daarvan (VGM2) was op een kale plek met een duidelijke chemische lucht, waarschijnlijk de resten van een verroest afvalvat. Een monster op een klein legakkertje aan de meest noordelijke rand werd (voorlopig) als referentie beschouwd (VGM5). In het zuidelijk deel van de Volgermeer werd nog een monster genomen op de schaars begroeide

(jongste) vuilnisbelt (nr. VGM3). Hieronder volgt een nadere omschrijving van de monsterpunten, een kaartje is opgenomen in de bijlagen:

VGM1: monster aan west-zijde van 'het eiland' veenrijke bodem, sterk doorworteld. Dit gedeelte van het terrein kunnen vaten chemische afval hebben gelegen.

VGM2: monster van een vierkante meter kale grond op het zelfde gedeelte van het terrein als VGM1. Monster heeft duidelijk ijzerresten en een zurige lucht.

VGM3: monster van het zuidelijk deel van de stort. Hier zijn geen gifvaten gedumpt. Veel grof huisvuil met daartussen losse grond. Alleen lage vegetatie. Dit deel van de polder wordt bespoten tegen de akkerdistels.

VGM4: monster van het noordelijk deel van het eiland. Volgens oudere rapporten zou dit een relatief schoon deel moeten zijn. Volgens de beheerder is dat niet juist. De bodem was hier erg vochtig en had een harde bruinkool-achtige laag vlak onder de oppervlakte.

VGM5: monster van een voormalige legakker op de meest noordelijke rand van het eiland.

De grond was hier droger, zeer weinig en sterk doorworteld. Volgens de beheerder heeft dit deel niet als stort gediend, maar heeft als bufferzone gediend voor het opvangen van verwaaid vuilnis.

3.3.3 Bodemkenmerken en chemie

De resultaten van het veldonderzoek gesorteerd over de drie Triade onderdelen zijn samengevat in tabel 3. Een deel van de ecologische waarnemingen was te uitgebreid voor deze tabel. Het betreft vooral soortenlijsten van planten, nematoden en wormen. Deze gegevens zijn in de bijlagen opgenomen.

De analyses van de bodemkenmerken laten een aantal opmerkelijke resultaten zien. In de eerste plaats is er een grote variatie in zuurgraad. Dit hangt waarschijnlijk samen met het afdek materiaal (slib of veen) dat voorheen over het afval is aangebracht. De lage pH van VGM5 valt te rijmen met het feit dat deze plek een voormalige legakker is met venige bodem. Het hierbij gemeten organische-stofgehalte (58%) is echter wat lager dan verwacht. Mogelijk komt dat door het zeven van het monster over een 4 mm zeef. Een deel van de grove plantenresten (o.a. van rietstengels) worden hierdoor uit het te analyseren monster gehaald. Volgens Prins (1982) is het noordelijk deel van 'het eiland' in 1961-62 afgedekt met een veenlaag van ca. 1 meter dikte. Dit is terug te vinden in zijn monsters op de punten VC en VD (gloeiverlies respectievelijk 82% en 94%). De monsterplekken van destijds komen min of meer overeen met de monsters VGM4 en VGM5 uit dit onderzoek. Het meer zuidelijke deel van 'het eiland' zou in 1968 afgedekt zijn met 10 cm opgebaggerd slib. Dit is wel te zien aan het organische-stofgehalte, maar niet aan de lutumfractie. Door de technische problemen, die met de lutumbepaling zijn opgetreden is blijft de juiste waarde hiervan echter onzeker. De hoge fracties aan lutum en organische stof zorgen voor een aanzienlijke bindingscapaciteit voor verontreinigingen. De biologische beschikbaarheid in de bovengrond is hierdoor mogelijk toch nog beperkt. In vergelijking met de meetgegevens uit 1982, lijkt de pH van de bodem met 1 tot 2 eenheden te zijn gedaald. Dit kan niet met zekerheid worden vastgesteld omdat de lokale heterogeniteit niet bekend is en niet exact dezelfde plaatsen zijn herbemonsterd. Toch is pH-daling niet onwaarschijnlijk bij een 'natuurlijk' proces van ververning en atmosferische zure depositie.

Tijdens een bezoek aan de Volgermeer krijgt men niet de indruk dat de stort nog is afgedekt met een leeflaag (destijds ingezaaid voor beweiding). Overal steekt afval van allerlei aard door het oppervlak. Bemonstering van de bodem wordt ernstig bemoeilijkt door voorwerpen vlak onder het oppervlak. Mogelijk is de afdeklaag in de loop der jaren afgebroken, ingeklonken, of tussen het afval in gezakt. Berging van de zichtbare vaten chemische afval in het begin van de jaren 80 kan ook tot blootlegging hebben bijgedragen.

Tabel 3. Onderzoeksresultaten van de locatie Volgermeerpolder. Monsterpunten op volgorde van verzamelen. VGM2 betreft een kale plek met resten van een ijzer vat. VGM5 was aanvankelijk als lokale referentie gekozen. In tweede instantie is VGM4 als referentie gebruikt. Zie verder tekst.

	VGM1	VGM2	VGM3	VGM4	VGM5
Bodemkenmerken:					
Zuurgraad (pH)	6,6	6,7	5,1	3,1	2,9
Organische stof %	26,1	19,9	45,7	78,8	58,3
Lutum	7,6*	9,8*	16,4*	20,9	18,5*
Chemie:					
Cadmium (mg/kg)	22,6	22,3	3,9	0,8	-
Chroom (mg/kg)	129	124	754	42	63
koper (mg/kg)	522	745	251	63	69
nikkel (mg/kg)	79,9	94,3	40,2	20,4	22,0
lood (mg/kg)	2444	1893	2031	180	256
zink (mg/kg)	3935	3788	898	311	410
Organische stoffen:					
som-PAK (mg/kg fwt)	42	140	66	-	7
som-PCB (mg/kg fwt)	0,61	0,40	0,02	0,004	0,014
Pentachloorfenol (mg/kg fwt)	0,007	0,43	0,006	0,002	0,003
Toxicologie:					
Microtox (EC50 in % verdunning)	-	71	-	-	-
PAM-algentest (EC50 in % verd.)	-	-	-	-	-
sla-kiemingstest (% na 5 dagen)	64	0	41	---	100
sla-groeitest (mg biomassa na 15 d.)	29	0	105	---	34
Potwormen- %overleving (4 weken)	100	86,7	100	6,7	0
Potwormen-reproductie (juv./adult)	15,2	0	17,1	0	0
Ecologie:					
Bait -lamina test	---	---	---	---	---
aantal soorten planten**	17	0	5	7	7
Nematoden (/100g)	6300	2327	5340	5855	3685
aantal soorten (taxa)	20	18	24	25	13
Maturity Index (MI)	1,75	2,09	1,81	1,74	1,76
aantal regenwormen/plag	---	---	1	---	---
aantal soorten wormen	---	---	1	---	---

- geen effect waargenomen, of lager dan detectielimiet

--- niet bepaald, of niet bruikbaar voor risicobeoordeling

* waarde onzeker vanwege probleem bij lutumbepaling

** het aantal soorten planten is indicatief, d.w.z niet uitputtend geïnventariseerd en waargenomen tijdens het locatiebezoek in oktober 1999

De eerste drie monsterplekken (VGM1 t/m 3) hebben (sterk) verhoogde zware metalengehaltes. Koper, lood en zink springen er uit als de stoffen waarvoor problemen verwacht kunnen worden. De HC₅₀-waarde voor deze stoffen ligt respectievelijk bij 190, 490 en 720 mg/kg (Swartjes, 1999). De bodemmonsters van VGM1, 2 en 3 zijn tevens verontreinigd met polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en polychloorbifenylen (PCB). Het monster VGM2 (de kale plek) heeft aanmerkelijk hogere gehalten aan PAK en chloorfenolen. Dit monster bevatte een onbekende organische verbinding en werd vervolgens gekarakteriseerd met full-scan gaschromatografie/massa spectrometrie (GC/MS). Het massaspectrum duidde op een stof met molecuulgewicht van 279 Dalton, met 4 chlooratomen en een oneven aantal stikstofatomen. Een speurtocht door bibliotheken met meer dan 100 000 massaspectra heeft echter niet tot de ware aard van deze verbinding geleid. Hiervoor is een

nadere en geavanceerde structuuranalyse noodzakelijk. De onbekende stof lijkt het meest op tetrachloor- nitrocyclohexanon, of tetrachloor-naftalamine.

Zowel qua metaalgehalten als organische verbindingen bleken de (oppervlakkige) monsters van VGM4 en 5 relatief schoon te zijn. VGM 4 en VGM5 zouden op grond hiervan als plaatselijke referentie gekozen kunnen worden.

3.3.4 Meetbare toxiciteit

De Microtox-test en de PAM-algentest met extracten van bodemonsters gaven geen of weinig effecten te zien. In de schudextracten werden alleen duidelijke effecten gevonden in monster VGM2 in de Microtox assay (tabel 3). De concentraties van stoffen in de extracten zijn niet geanalyseerd. De overige testen zijn rechtstreeks uitgevoerd met grondmonsters zelf. De sla-kiemingstest laat wisselende resultaten zien. Het verloop van de kieming in de tijd geeft ook informatie over de mate van remming. Dit wordt echter niet zichtbaar in de (geaccumuleerde) cijfers na één dag. Op dag 5 wordt in grond van VGM5 het eerst 100% kieming gehaald. Het is niet waarschijnlijk dat de gehalten aan verontreinigingen in VGM4 een probleem vormen voor de kieming van zaden. Beide bodems zijn eigenlijk te zuur voor een goede sla-groei. De pH zou tussen de 5 en 7 moeten liggen voor een optimaal resultaat. Waarschijnlijk was de bodem van monster VGM4 te droog voor een goede kieming. Het zeer hoge organische stofgehalte maakt de instelling van het waterverzadigingsniveau lastig. Gedroogde grond reageert bij herbevochtiging als het ware hydrofoob. Waarschijnlijk was er te weinig vrij water bij 50% water holding capacity (WHC-50) voor kieming van de sla-zaden. Bij de monsters van VGM1, 2, 3 trad een duidelijke kiemremming op. VGM1 bereikte na 7 dagen alsnog 100% kieming. VGM2 vertoonde geen enkele kieming, en VGM3 bereikte na 7 dagen maximaal 59%. Na de kieming van de sla-plantjes is de groei (biomassa-toename) gedurende twee weken gevolgd (7 dagen en 14 dagen na kieming). In tegenstelling tot de kieming blijft de groei in VGM1 en VGM5 achter bij VGM3. Bij VGM5 speelt de lage pH waarschijnlijk een rol. In de OECD kunstgrond, waar ook voedings oplossing aan toegevoegd was, waren de planten een factor 5 zwaarder dan de planten van VGM 3. Het verschil tussen VGM1 en VGM3 kan liggen in de lagere gehalten van cadmium, koper en zink in het laatste monster.

De bioassay met de overleving van potwormen laat alleen in VGM2 een negatief effect van hoge stofconcentraties zien. De hoge sterfte bij de relatief schone monsters VGM4 en 5 is waarschijnlijk te wijten aan de lage pH, al werd dit pH-effect op de overleving niet verwacht. Ook in de toetsen met monsters van beide andere locaties traden problemen op met de potwormen-overlevingstoets bij lage pH (kleiner dan 3,5).

De reproductie is een meer chronische en gevoelige effectmaat. In VGM2 heeft geen reproductie van potwormen plaatsgevonden. In VGM1 en 3 is de reproductie goed, zelfs hoger dan de resultaten behaald in OECD-medium. Uit de literatuur is bekend dat de reproductie van deze soort potwormen slecht verloopt onder de pH 3,2. Aangezien er geen overlevende volwassen dieren meer waren in VGM4 en 5, heeft er ook geen reproductie plaatsgevonden.

3.3.5 Ecologische waarnemingen

Tijdens dit onderzoek is ter plekke een beperkte inventarisatie gemaakt van de aanwezige flora om een globale indruk te krijgen van de voorkomende soorten op dat tijdstip. Daarnaast is de dichtheid en soortensamenstelling van nematoden geanalyseerd en is gekeken naar het voorkomen van regenwormen.

De soortenlijst van de aangetroffen vegetatie is opgenomen in de bijlage. Een uitgebreider overzicht van flora-inventarisaties is te vinden in Tenner et al. (1999). Voor alle bezochte plekken geldt dat de begroeiing gekarakteriseerd kan worden als ruigtevegetatie van

een voedselrijk (nat) gebied. Dichte struwelen van bramen en brandnetels zijn tekenend hiervoor.

Op VGM1 werden de meeste plantensoorten gevonden (tabel 3). Dit was een redelijk gevarieerd en relatief open terrein. De kale plek (VGM2) scoort uiteraard 0. VGM3 lag op het zuidelijke deel van de Volgermeer waar het meest recent huisafval is gestort. Op het moment van monsternamen was de vegetatie daar zeer karig en eenzijdig. Dit komt mogelijk ook door het ontbreken van beschutting en bespuiting tegen akkerdistels op dit deel van het terrein.

De diversiteit op de plekken VGM4 en VGM5 was laag. Dit hangt samen met de natte en zure omstandigheden die dit deel van de Volgermeer een veenmoeras maken. Afgezien van VGM2 is een conclusie over de kwaliteit van de vegetatie, op basis van deze waarnemingen, alleen op hoofdlijnen te maken.

Grote afwijkingen in het aantal bodemnematoden (aaltjes) geeft een eerste aanwijzing over de toestand van de bodem. Hoge aantallen worden gevonden in extreem voedselrijke (vermestte) situaties. In combinatie met de voorkomende soorten kan een verdere karakterisering worden gegeven. Ook sommige soorten verontreinigingen kunnen het effect van een voedselverrijking hebben, vooral als dat samen gaat met veel bacteriën die een verontreiniging als substraat gebruiken. Een nematodendichtheid van 5000 a 6000 is min of meer normaal voor een matig voedselrijke bodem. Ter vergelijking, in graslanden op veen werden gemiddeld 9400 nematoden per 100g aangetroffen (Van Esbroek en Schouten, 1997).

De nematodendichtheid op VGM2 is het laagst (tabel 3). Gezien de aanwezige stoffen is het verrassend dat er bij een dergelijk niveau van verontreiniging nog dieren in de bodem worden aangetroffen. Het één na laagste aantal is gevonden in VGM5. Ongetwijfeld speelt hier de pH en het vochtgehalte een rol. De nematodendichtheid op de andere monsterpunten ligt in dezelfde orde van grootte. In eerste instantie lijkt er niet veel effect van de zware metalen-verontreiniging aanwezig. De gevonden aantallen op VGM4 kunnen relatief laag zijn door de pH van 3.1.

Bij het aantal gevonden soorten valt de lage score van VGM5 op. Aangezien toxische stoffen hier nauwelijks van belang lijken te zijn, komt alleen de lage pH als verklarende factor in aanmerking. Het grote verschil in aangetroffen diversiteit tussen VGM4 en VGM5 is op basis van de bodem-pH lastig te verklaren, tenzij er sprake is van een omslagpunt. In het algemeen kan gesteld worden dat de meeste nematodensoorten worden gevonden in licht-zure gronden. Bij lagere bodem-pH zal ook het aantal voorkomende soorten afnemen.

De Maturity Index (MI) geeft een beeld van de ecologische verhoudingen in de bodem (Bongers en Bongers, 1998). De waarden rond 1,7 duiden op een voedselrijke situatie met veel bacterie-etende soorten. Voor een gebied dat al bijna 20 jaar verlaten is, is de ontwikkeling (rijpheid) van het bodemecosysteem gering. In de bijlage zijn gedetailleerde gegevens opgenomen over de verdeling in z.g. cp-groepen en voedingsgroepen. De Maturity Index geeft weinig onderscheid tussen de monsterpunten. Effecten van verontreiniging zijn hier niet duidelijk terug te vinden. VGM2 vormt hier een uitzondering op. Een hogere MI zou hier niet verwacht worden, maar een dergelijk effect is vaker aangetroffen bij verontreinigingen. Op kale plekken komen vaak grotere soorten voor. Ze hebben een hogere CP-waarde toebedeeld gekregen en zouden eigenlijk gevoelig moeten zijn voor verstoringen en verontreinigingen. De bijzondere abiotische omstandigheden, aanwezigheid van voedsel (prooidieren) en mogelijk de afwezigheid van predatoren maakt dat in zo'n bodem een bijzondere ecologische situatie ontstaat. Dit is als het ware 'het zinkviooltjes-effect'.

Op één dier na zijn er geen regenwormen in de Volgermeer gevonden. Dit ondanks dat per monsterplek minimaal 3 plaggen van 20x20x15 cm zijn onderzocht. Hierbij moet aangetekend worden dat het steken van plaggen ernstig bemoeilijkt werd door het ontbreken van een duidelijke bodemlaag en het afval dat overal in en op de grond aanwezig is. De bemonstering is hierdoor waarschijnlijk niet echt representatief geweest. De enige

wormensoort die bij VGM3 werd aangetroffen was *Lumbricus rubellus*. In vergelijking met het onderzoek van Prins (1982) lijkt het er op dat er een flinke afname heeft plaatsgevonden van het aantal wormen in de Volgermeer. Destijds werden op het zuidelijk deel van het eiland gemiddeld ca. 220 wormen/m² aangetroffen, op het meer zure noordelijke deel tussen de 70/m² en 170/m². Deze aantallen werden door Prins (1982) reeds laag bevonden terwijl er een trend bestond dat minder volwassen wormen voorkwamen bij hogere concentraties verontreinigingen. Dit zou er toe geleid kunnen hebben dat de wormen 20 jaar later (bijna) verdwenen zijn.

In geen van de VGM-monsters was activiteit d.m.v. Bait -lamina te meten tijdens de slakientest. De enige positieve waarneming werd gedaan in een monster van het Noordenveld (zie paragraaf 2.2) ook een regenworm in aangetroffen werd. De Bait -lamina-test is waarschijnlijk vooral afhankelijk van de aanwezigheid van grotere bodemorganismen. De methode is oorspronkelijk ontwikkeld voor metingen in de veldsituatie. De bruikbaarheid moet in verschillende experimentele omstandigheden nader worden onderzocht.

3.3.6 Triade-beoordeling

Om te komen tot een kwantitatieve beoordeling van de monsters uit de Volgermeerpolder moeten de bovenbeschreven waarnemingen omgezet worden in een vergelijkbare eenheid. Dit is gedaan door een effectmaat te berekenen ten opzichte van een gekozen referentie. Vervolgens kunnen effecten worden geaccumuleerd tot één risicogetal. De keuze van een goede referentie is vaak een probleem op zich. Het beïnvloedt bovendien de uitkomst van de beoordeling. Vooraf was de monsterplek VGM5 als locatiespecifieke referentie uitgekozen. Aan de hand van de resultaten (chemisch en biologisch) is uiteindelijk VGM4 in de berekeningen als referentie gebruikt (behalve voor de enchytraeën-reproductie en het sla-biomassa-experiment, waar VGM 3 als referentie werd genomen). In tabel 4 zijn de resultaten van deze reken- en beoordelingsmethoden samengevat. De meetgegevens, die in voorgaande paragrafen reeds zijn beschreven, worden nu dus uitgedrukt als % effect ten opzichte van de lokale referentie. Het geheel is bovendien robuuster gemaakt door een klasse indeling te kiezen (zie tabel 4).

De Toxische Druk van verontreinigingen in de grondmonsters blijkt aanzienlijk te zijn. Wanneer één van de verontreinigingen de HC₅₀-waarde overschrijdt (vaal de interventiewaarde) wordt de TD 0,5 ofwel 50%. Pas bij een 10-voudige HC₅₀-waarde overschrijding van één of meerdere stoffen stijgt de TD boven de 90%. Dit wordt veroorzaakt door het sigmoïde verband tussen bodemconcentraties en toxische druk. De monsters VGM3, VGM1 en VGM2 zijn in dit opzicht ernstig verdacht.

De toxiciteitsmetingen laten soms een sterk wisselende uitkomst zien. Dit pleit er voor om conclusies niet op één bioassay te baseren, maar een zo breed mogelijk spectrum van toetsorganismen bij de beoordeling te betrekken. Wanneer in (relatief) schone monsters sterke effecten zijn gemeten, die waarschijnlijk zijn toe te schrijven aan bodemeigenschappen zoals lage pH (kleiner dan 3,5), dan zijn deze resultaten niet bij de beoordeling betrokken. De overgebleven toxiciteitsgegevens wijzen uit dat de monsterplekken VGM1 en VGM2 de hoogste toxiciteit bevatten. Dit komt overeen met het relatieve resultaat van de TD berekening bij het milieuchemische Triade-onderdeel.

Voor de beoordeling van de ecologische effecten zijn de indicatiewaarden op basis van de nematodenfauna samengevoegd tot één ecologisch aspect. VGM4 is hier weer als lokale referentie genomen. De eenmalige beoordeling van de vegetatie liet slechts een ruwe schatting van het veronderstelde effect toe. Op basis van de aanwezige soorten, en een vergelijking met de samenstelling van laagveen-landen en rietmoerassen is een *expert judgement* gemaakt en het klassemidden als %-effect genomen. Voor de beoordeling van de vegetatie is dus niet uit gegaan van een lokale referentie. Uiteindelijk blijven er in deze studie slechts twee ecologische paramaters over om op te nemen in de Triade. Het blok 'ecologie' komt tot een

schatting van ongeveer 0,2 – 0,6 op alle onderzochte monsterplekken. De vegetatiegegevens trekken dit oordeel behoorlijk op. In VGM5 speelt mogelijk ook de pH een rol in het gevonden effectniveau bij de nematodengemeenschap.

Het (geometrische) gemiddelde van alle parameters Triade-onderdeel geeft de eindbeoordeling van de monsters (tabel 4). Het onderdeel chemie, of beter de schatting van de toxische druk (TD) op basis van totale stofgehalten, geeft de hoogste effecten aan. Bij oplopende concentraties is al snel geen onderscheid meer kan maken. De resultaten van het onderdeel chemie werken sterk door in de uiteindelijke risicobeoordeling. De rangschikking van de monsterpunten op basis van de chemie blijft in het totaal behouden. De verschillen tussen de resultaten van de Triade-onderdelen worden gekwantificeerd met de deviatie. Deze liggen tussen 0,18 en 0,76. Met name voor VGM3 en VGM 1 is de deviatie nog erg hoog en lijkt een eindoordeel met betrekking tot het geschatte ecologische effect nog onzeker. Dit kan een aanleiding vormen om het onderzoek te vervolgen door meer informatie te genereren en bij de beoordeling te betrekken (De Zwart et al., 1999).

Tabel 4. Overzichtstabel met gekwantificeerde effectparameters van 5 monsters van de locatie Volgermeerpolder, gerangschikt in de drie Triade-onderdelen. Geschatte effecten < 0,2 worden aangegeven met een groene achtergrond; tussen 0,2 en 0,5 worden de geschatte effecten aangegeven met een gele achtergrond, en effecten > 0,5 worden aangegeven met een rode achtergrond. ? geeft aan dat de resultaten niet geïnterpreteerd konden worden. Zie verder tabel 2 en tekst voor uitleg.

Triade Aspect	Parameter	Monster				
		VGM4	VGM5	VGM3	VGM1	VGM2
Chemie	Som TD metalen	0,00	0,31	0,93	1,00	1,00
	Som TD org. stoffen	0,00	0,03	0,30	0,26	0,65
Toxicologie	Microtoxtoets	0,05	0,05	0,10	0,05	0,71
	PAM-algentoets	0	0	0	0	0
	Overleving <i>E. crypticus</i>	?	?	0	0	0,13
	Reproductie <i>E. crypticus</i>	?	?	0	0,11	0,99
	Kieming <i>L. sativa</i>	?	0	0,52	0,28	0,99
	Biomassa <i>L. sativa</i>	?	?	0	0,67	0,99
	Risico		0,03	0,02	0,13	0,23
Ecologie	Samenstelling nematodenfauna	0,00	0,30	0,07	0,11	0,32
	Vegetatie	0,35	0,1	0,75	0,35	0,75
	Risico	0,19	0,21	0,52	0,24	0,59
		VGM4	VGM5	VGM3	VGM1	VGM2
Oordeel chemie:		0	0,33	0,95	1,00	1,00
Oordeel toxicologie:		0,03	0,02	0,13	0,23	0,92
Oordeel ecologie:		0,19	0,21	0,52	0,24	0,59
Eindoordeel:		0,08	0,19	0,73	0,92	0,98
deviatie		0,18	0,27	0,71	0,76	0,38

3.4 LOCATIE 3: LAARDER WASMEREN HILVERSUM

3.4.1 Inleiding

De Laarder Wasmeren zijn een groep ondiepe meren (vennen) aan de oostkant van Hilversum. Samen met de omringende stuifzanden, heidevelden, graslanden en bos vormen ze het natuurreservaat de Laarder Wasmeren en zijn aangewezen als beschermd natuurmonument (Provinciaal beleid). Ook vallen ze binnen toekomstig bodembeschermingsgebied en grondwaterbeschermingsgebied II voor drinkwaterproductie (Provinciaal Milieubeleidsplan). Dit natuurgebied is circa 84 ha groot en maakt onderdeel uit van de ecologische verbindingszone tussen het Gooi en de Utrechtse Heuvelrug en maakt deel uit van de nationale en provinciale ecologische hoofdstructuur (EHS).

Het aquatische ecosysteem van de vennen is slecht ontwikkeld. Het oppervlaktewater en de waterbodems zijn ernstig verontreinigd door langdurige lozing van ongezuiverd afvalwater op de meren. Het bezonken slib is in kleine depots op de kant gezet en bevat ernstig verontreinigd materiaal. Een deel van het terrein is ook bevoeid met vervuild meerwater zodat de landbodem ook verontreinigd is.

De bestemming van de locatie is 'natuur' (uitgangspunt wet bodembescherming). De plannen zijn om de bagger en grond te verwijderen (sanering) zodat de hierboven genoemde risico's verdwijnen en het ecosysteem zich weer vanuit een schone situatie kan herstellen (IWACO dec. 98). De terreineigenaar (Gooisch Natuurreservaat) wil het gebied tot voedselarme vennen en natte heide ontwikkelen. Op 23 september 1999 werd een bezoek gebracht aan de Laarder Wasmeren. Toegang voor het gebied werd verkregen door medewerking van de terreinbeheerder. Gekozen werd voor monsternamen op de plekken die door IWACO in mei 1994 zijn gedaan en geanalyseerd zijn op metaalgehalten en organische stof gehalten (IWACO, 1995).

Er zijn 4 plaatsen bemonsterd. Hieronder volgt een nadere omschrijving van de monsterpunten, een kaartje is opgenomen in de bijlagen:

- WM221: Dit is een slibdepot van 1974 op een open zonnige plek direct naast het Langewater. Er is totaal geen begroeiing op het oog en een donkere onverteerde organische massa. Aan de rand groeit een enkel gras en mospolletje.
- WM222: Dit is een langgerekt slib depot van 1977 met zandwalletjes omgeven. Het is een open voor 95% met dicht gras begroeide plaats met hier en daar een enkele boom. De bodem bestaat uit een dichte laag 20-30 cm organisch (onverteerd) materiaal zoals rietstengels met hierop een dikke laag doorwortelde graszode daaronder bevindt zich zand.
- WM226: Dit is een perceel waarop tot 1947 landbouw is gepleegd en verlaten in 1960. Het is een half schaduwrijk perceel met een gemengde gezond uitziende vegetatie. De bodem bestaat uit een dikke doorwortelde graszode
- WM202: Dit is een perceel waarop tot 1947 landbouw is gepleegd en verlaten in 1960. Het perceel heeft schaduw van 25 jaar oude dennen, de ondergroei bestaat uit bramen en brandnetel. De bodem was zanderig met organische restjes en een dikke strooisellaag. Van alle monsterplaatsen is een mengmonster, bestaande uit verschillende schepjes van de bovenste 30 cm van de bodem genomen, en een mengmonster gestoken met de graszodenboor voor de analyse van nematoden. De mengmonsters zijn in de klimaatkamer bij 4 °C geplaatst. De grondmonsters zijn gezeefd om de grove delen zoals takken en stenen te verwijderen.

De resultaten van het toxicologisch onderzoek aan Laarder Wasmeren zijn samengevat in de hieronder staande tabel. De tabel bevat detailinformatie over de drie Triade aspecten. Een deel van de ecologische waarnemingen was te uitgebreid voor deze tabel. Het betreft vooral soortenlijsten van planten, nematoden en wormen. Deze gegevens zijn in de bijlage opgenomen.

Tabel 5. Samenvatting van de resultaten bij de locatie Laarder Wasmeren. Monsterpunten staan op volgorde de van verontreinigingsgraad. Voor verdere uitleg zie de tekst.

	WM202	WM226	WM222	WM221
Bodemkenmerken:				
Zuurgraad (pH)	2.92	3.55	4.01	3.59
Organische stof %	6.30	3.06	44.83	55.57
Lutum	1.13	0.78	2.10	2.35
Chemie:				
Cadmium (mg/kg)	3.4	4.8	400	334
Chroom (mg/kg)	16.2	36.7	5494	8824
Koper (mg/kg)	9.9	19.7	1956	3295
Nikkel (mg/kg)	19.9	11.2	579	288
Lood (mg/kg)	32.4	52.6	2270	3536
Zink (mg/kg)	66.8	52	2242	1039
Organische stoffen:				
Som-PAK (mg/kg fwt)	0.1	0.5	2.4	6.5
Minerale olie(mg/kg)	0.031	0.006	1.2	3.8
Toxicologie:				
Microtox (EC50 in % verdunning)	-	-	75	63
PAM-algentest (EC50 in % verd.)	0	0.1	0.9	0.9
Sla-kiemingstest (% na 7 dagen)	90	93	38	0
Sla-groeitest (mg biomassa na 15 d.)	12	28	11	0
Potwormen- %overleving (4 weken)	6.7	100	6.7	20
Potwormen-reproductie (juv./adult)	4	1.3	0	1.3
Ecologie:				
Bait-lamina test	---	---	---	---
Aantal soorten planten*	10	15	11	2
Nematoden (/100g)	3043	7193	5177	487
Aantal soorten (taxa)	15	20	18	5
Maturity Index (MI)	2.03	2.13	1.93	1.99
Aantal regenwormen/plag	---	16	3	---
Aantal soorten wormen	---	2	1	---

- geen effect waargenomen, of lager dan detectielimiet

--- niet bepaald, of niet bruikbaar voor risicobeoordeling

* het aantal soorten planten is indicatief, d.w.z. niet uitputtend geïnventariseerd en waargenomen tijdens het locatiebezoek in september 1999.

3.4.2 Bodemkenmerken en chemie

De analyseresultaten van de bodemkenmerken laten een aantal opmerkelijke resultaten zien. In de eerste plaats is er een verschil van ongeveer één pH eenheid tussen de 4 monsterpunten en de pH is laag. Het gemeten gehalte van organische stof (56% en 45%) op de slipdepots was echter wat lager dan verwacht. Mogelijk komt dat door het zeven van het monster over een 4 mm zeef. Een deel van de grove plantenresten (o.a. van rietstengels) worden hierdoor uit het te analyseren monster gehaald. De monsterpunten WM202 en WM 226 hebben een laag organische stof en lutumgehalte en zijn karakteristiek voor het lokale bodemtype (zandgrond).

De monsters WM221 en WM222 bevatten sterk verhoogde zware metalen gehaltes. Alle gemeten metalen (cadmium, chroom, koper, nikkel, lood en zink) springen er uit als stoffen waarvoor problemen verwacht kunnen worden. De HC₅₀-waarde voor deze stoffen ligt respectievelijk bij 12, 230, 190, 210, 490 en 720 mg/kg (Swartjes, 1999; Lijzen et al., 1999). De in de bodemmonsters gemeten concentraties minerale olie en PAK(tot) komen niet boven de interventiewaarde uit.

3.4.3 Meetbare toxiciteit

De resultaten van de bacteriële microtox-test en de PAM-algentest laten een duidelijk effect zien in monster WM221 en WM222. In de schudextracten die van de bodemonsters gemaakt zijn werden de concentraties van stoffen niet geanalyseerd. De overige testen werden rechtstreeks uitgevoerd met grondmonsters zelf. De slakiemingstest gaf bruikbare resultaten. Op dag 7 werd in grond van WM226 93% kieming gehaald. Het verloop van de kieming in de tijd gaf ook informatie over de mate van remming. Dit was goed te zien in monster WM222 het kiemingspercentage was hier laag en er was een vertraagde kieming, uiteindelijk was na 17 dagen 82% van het zaad toch nog gekiemd. Op alle WM202 en WM226 gronden kiemden enkele zaden van de al in de grond aanwezig schapenzuring. Na de kieming van de slaplantjes werd de groei (biomassatoename) gedurende twee weken gevolgd. In tegenstelling tot de kieming bleef de groei in WM202 in vergelijking met WM226 ook een relatief schoon monsterpunt achter. Bij alle monsters speelde de lage pH waarschijnlijk een rol. Voor de groei van sla moet de pH tussen de 5 en 7 liggen voor een optimaal resultaat.

De overleving van adulte potwormen van de soort *E. crypticus* op beide schone gronden was niet optimaal. In WM202 sterven bijna alle wormen terwijl in WM226 de overleving net zo hoog was als de OECD-grond die als blanco werd meegenomen. Voor WM202 en WM226 is de pH respectievelijk 2.92 en 3.55. Er zijn aanwijzingen dat de lage pH verantwoordelijk is voor het lage percentage overlevenden. In ander onderzoek werd bij een pH van 3.2 de reproductie van *E. crypticus* met 80% gereduceerd in vergelijking met pH 3.6 (Dirven-van Breemen et al., 1994).

In de met metalen verontreinigde WM221 en WM222 is de overleving van de adulten laag respectievelijk 20% en 7%. De pH is hier respectievelijk 3.6 en 4.2. Waarschijnlijk is hier effect van de metalen de oorzaak.

3.4.4 Ecologische waarnemingen

De soortenlijst van de aangetroffen vegetatie in de bemonsterde plaatsen bij het Laarder Wasmerengebied is opgenomen in de bijlage. Op WM226 werden de meeste plantensoorten gevonden. WM202 was een dennenbos met een redelijke ondergroei die gezond uit zag. De brandnetels duiden overigens op een redelijk verstoord, stikstofrijk milieu. WM221 zag er zeer verstoord uit, totaal geen begroeiing op een enkel mos en graspolletje na. De diversiteit aan planten en bomen op het slipdepot WM222 was redelijk. Een conclusie over de kwaliteit van de vegetatie, op basis van deze waarnemingen, is alleen op hoofdlijnen te maken.

De nematodendichtheid op WM202 is het laagst. Gezien het uiterlijk van het terrein en de aanwezige stoffen is het verrassend dat er bij een dergelijk niveau van verontreiniging nog dieren in de bodem worden aangetroffen. In mospolletjes komt een 3 maal zo'n hoog aantal nematoden voor, ook waren er nog raderdiertjes en protozoën te vinden. Op de drie andere locaties WM222, WM222 en WM226 kwamen tussen de 3000 en 7000 nematoden voor. Ongetwijfeld speelt hier weer de pH en het vochtgehalte mede een rol. In het algemeen kan gesteld worden dat de meeste nematodensoorten worden gevonden in licht-zure gronden. Het lijkt erop dat er verband is tussen de variatie in vegetatie en de aantallen nematoden

In WM222 en WM226 zijn wormen gevonden, respectievelijk 3 en 16 wormen. In beide monsters kwam de wormen soort *Lumbricus rubellus* voor. De habitat van deze worm is, vochtig, hoog O.S. (verteerde bladeren) en pH tussen 3.5 en 8.4. De soort *Allobophora caliginosa* is uitsluitend in WM226 gevonden.

Vooraf was het monster WM226 als locatiespecifieke referentie uitgekozen. Het monster WM202 zou op basis van voorgaand onderzoek naar metaalgehalten op het niveau van de streefwaarde zijn. De chemische en biologische resultaten gaven uiteindelijk aanleiding om zowel WM202 en WM226 te beschouwen als lokale referentiemonsters.

In geen van de monsters van de Wasmeren was activiteit met behulp van Bait -lamina test te meten. Deze strips zijn in de bakjes van het slaexperiment geplaatst. De strips waren

maar gedeeltelijk in de grond geplaatst omdat de bakjes niet diep genoeg waren. Na 8 dagen was geen strip aangevreten.

3.4.5 Triade-beoordeling

De berekening van de Toxische Druk (TD) in de monsters WM222 en WM221 komt erg hoog uit (>0,999) door de hoge verontreinigingsgraad van met name zware metalen (zie tabel 6).

De toxiciteitsmetingen gaven in het algemeen een duidelijk negatieve respons bij de monsters van de verontreinigde velden. De groei van *L. sativa* (sla) en *E. crypticus* (potworm) is behoorlijk pH gevoelig wat de interpretatie bemoeilijkte. De vraag is of deze toetsen voor de Laarder Wasmeren met hun lage pH geschikt zijn voor het bepalen van de toxiciteit.

Het ecologische onderdeel van de Triade laat significante effecten zien bij de monster van de verontreinigde velden, maar niet zo sterk als bij de Triade onderdelen Chemie en Toxicologie. Beter was geweest wanneer een uitgebreidere inventarisatie van de flora had plaatsgevonden in de verschillende jaar getijden.

De monsters van de verontreinigde velden laten op alle Triade onderdelen effecten zien. Doordat het ecologische oordeel bij WM222 relatief aan de lage kant is, is de deviatie aan de hoge kant. Extra gegevens van met name minder pH-gevoelige toetsen, of andere ecologische waarnemingen, of biobeschikbaarheidscorrecties in het milieuchemische deel zouden de deviatie mogelijk kunnen verlagen en het eindoordeel robuster maken.

Tabel 6. Overzichtstabel met gekwantificeerde effectparameters van 4 monsters van de locatie Laarder Wasmeren, gerangschikt in de drie Triade-onderdelen. Geschatte effecten < 0,2 worden aangegeven met een groene achtergrond; tussen 0,2 en 0,5 worden de geschatte effecten aangegeven met een gele achtergrond, en effecten > 0,5 worden aangegeven met een rode achtergrond. Bij ? werd de interpretatie van het resultaat bemoeilijkt als gevolg van 'confounding' factoren (vaak pH). Zie tekst en tabel 2 voor verdere uitleg.

Triade Aspect	Parameter	Monster			
		WM202	WM226	WM222	WM221
Chemie	Som TD metalen	0,00	0,16	1,00	1,00
	Som TD org. stoffen	0,01	0,00	0,05	0,19
Toxicologie	Microtoxtoets	0,05	0	0,59	0,67
	PAM-algentoets	0	0,10	0,90	0,90
	Overleving <i>E. crypticus</i>	?	0	0,93	0,80
	Reproductie <i>E. crypticus</i>	0	0,68	0,99	0,68
	Kieming <i>L. sativa</i>	0,13	0,20	0,68	0,99
	Biomassa <i>L. sativa</i>	0,41	0	0,50	?
	Risico		0,13	0,22	0,87
Ecologie	Samenstelling nematoden	0,16	0,00	0,17	0,48
	Vegetatie	0,1	0,1	0,35	0,75
	Risico	0,13	0,05	0,27	0,64
		WM202	WM226	WM222	WM221
Oordeel chemie:		0,01	0,16	1,00	1,00
Oordeel toxicologie:		0,13	0,22	0,87	0,88
Oordeel ecologie:		0,13	0,05	0,27	0,64
Eindoordeel:		0,09	0,14	1,00	1,00
deviatie		0,13	0,15	0,68	0,32

3.5 LOCATIE 4: KLEIDUIVENSCHIETTEREIN BORNIA – EEN REKENEXERCITIE

3.5.1 Inleiding

In opdracht van NOBIS en SKB werd een project uitgevoerd met de titel: ‘Risicobeoordeling van bodemverontreiniging met behulp van een Triade-benadering met chemische analyses, bioassays en biologische veldinventarisaties’. In 2001 is de eindrapportage gereedgekomen (Van der Waarde et al., 2001). Bij dit project werden bodemmonsters van zes verschillende locaties volgens de Triade-systematiek geanalyseerd ten behoeve van een systematiek voor ecologische risicobeoordeling. De gehanteerde uitgangspunten van het NOBIS project zijn gelijk aan de uitgangspunten van het RIVM-project. Bij de uitwerking bleken er verschillen te bestaan tussen beide projecten (zie hoofdstuk 4, discussie). Ongeacht de verschillende uitwerkingen zijn de basisgegevens (diverse effectparameters volgens de Triade-systematiek) van het NOBIS-project goed bruikbaar voor een analyse van de bruikbaarheid en zeggingskracht van een Triade-benadering en voor de kwantitatieve uitwerking daarvan. Daarom zijn de gegevens van één van de in het NOBIS-project onderzochte locaties, namelijk van kleiduivenschietterrein Bornia, gebruikt om volgens de voorstellen in het DSS een effectschatting te doen.

Het voormalige kleiduivenschietterrein Bornia is gelegen nabij Driebergen-Zeist in de provincie Utrecht. De locatie is verontreinigd met lood afkomstig van de loden kogeltjes waarmee op kleiduiven werd geschoten. De locatie is gelegen in een natuurgebied op kale zandgrond.

3.5.2 Effectparameters

De resultaten van de analyses zijn in het NOBIS rapport beschreven (Van der Waarde et al., 2001). Voor een kwantitatieve analyse volgens een Triade-benadering zijn deze gegevens geschaald van 0 tot 1 (de effectschaal). Bij sommige parameters moesten hiervoor aannames gedaan worden:

- De test met Bait Lamina strips is in combinatie met de regenwormtest uitgevoerd. Uit onderzoek is gebleken dat de bij de test gebruikte regenwormen de gaatjes aanvreten. Daarmee zijn de strips in deze test niet meer bruikbaar om de vraat van het oorspronkelijk bodemleven te kwantificeren (het is gereduceerd tot instrument om wormenactiviteit te meten).
- De Microtox-toets (afname van 20% van de luminescentie ten opzichte van de blanco) is moeilijk te interpreteren met de geteste concentratiereeks van 90, 45, 22,5 en 11,25 geteste volume percentage. Er was maar één duidelijke waarneming, de rest was >90% of <11%. Bij een pH lager dan 6 of hoger dan 8 kan er remming van de luminescentie optreden, zie RIVM SOP Microtox-toets.
- Bij de bioassays met regenwormen was de pH in de verschillende monsters beneden de 4.0. Een lage pH heeft een effect op de reproductie en overleving. *Eisenia andrei* heeft een optimum voor cocon productie bij pH 5.0-6.0, bij een pH van 4.0 is een afname van de groei en reproductie te verwachten.
- De slakientest werd uitgevoerd bij een WHC van 60% en droogde dagelijks uit tot 40% van de WHC. Uit eigen ervaring is een WHC van minimaal 50% noodzakelijk voor een goede kieming. Op een zanderige bodem zou een WHC van 85% beter zijn volgens US EPA 600/3-88-029 Protocols for short term screening of hazardous waste sites - Lettuce seed germination (*Lactuca sativa*). Een lage pH van de grond heeft alleen effect op de verdere groei van de kiem waarschijnlijk niet op de kieming zelf (eigen waarnemingen).

- De bacteriële biomassa was in de verontreinigde grond hoger dan in de schone grond terwijl de thymidine inbouw in DNA afnam met de lood concentratie. Een mogelijke verklaring voor een hoge biomassa en lage groeisnelheid van de bacteriële gemeenschap in verontreinigde grond is de reductie in aantal of activiteit van bacterievore organismen, waardoor de graasdruk gemeenschap afneemt. De eindconclusie van microbiële indicatoren (J. Bloem, persoonlijke communicatie) is matige stress in de verontreinigde monsters. Bij hogere stress zouden ook protozoën en bacteriële biomassa zijn gereduceerd.
- De dichtheden van de bodemmicoarthropoden gemeenschap zijn op het hele terrein erg laag, de fungivore grazers van deze groep zouden in een schone grond 50-60% van de hele gemeenschap uit moeten maken (hier is dat in monster 3 en 28 respectievelijk 29 en 5%) Het hoge aandeel predatoren wijst op geringe effecten van verontreiniging.

Na kwantificering van de gegevens op een schaal van 0 tot 1, werden ze gegroepeerd volgens verschillende lagen van een theoretische beoordelingssystematiek, namelijk een eenvoudige laag (tier 1), een semi-kwantitatieve laag (tier 2) en een meest kwantitatieve laag (tier 3; op basis van alle beschikbare gegevens). In de volgende paragrafen worden ze per stuk gepresenteerd.

3.5.3 Laag 1: eenvoudige toetsing

Voor de eenvoudige toetsing moet een eenvoudig (goedkoop) instrumentarium volstaan. Hiervoor werden de volgende effectparameters geselecteerd: een TD berekening op basis van totaalconcentraties van metalen, de Microtox als eenvoudige en sterk gestandaardiseerde bioassay, en het aantal nematoden als bruikbaar instrument voor ecologische veldwaarneming (in afwijking van de voorstellen van De Zwart et al. (1999); daar wordt alleen expert judgement ingezet bij de eenvoudige laag). In tabel 7 worden de resultaten van de eerste laag in een Triade-tabel gepresenteerd.

Integratie van de effectparameters volgens de Triade-systematiek is eigenlijk alleen goed mogelijk voor het referentiemonster en het meest verontreinigde monster. Bij de tussenliggende monsters is de deviatie (afwijking) tussen de Triade-onderdelen erg groot, als gevolg van een sterke uitslag in de Microtox-test. Volgens de uitgangspunten van een *weight of evidence* methode is slechts voor het meest verontreinigde monster een beoordeling mogelijk. Bij de andere monsters lijken de conceptuele onzekerheden erg groot, omdat de Triade resultaten met elkaar in tegenspraak zijn.

Tabel 7. Kwantificering van effecten door lood op basis van een beperkte set onderzoeksparameters in 6 monsters van het Bornia terrein; het screeningsniveau (Trede 1). Groen indiceert effecten tussen 0 en 0,2, geel tussen 0,2 en 0,5 en rood tussen 0,5 en 1.

Triade Aspect	Parameter	Risico	Monster					
			28	31	3	8	11	119+120
Chemie	Som TD metalen	Risico	0.00	0.03	0.49	0.61	0.69	0.77
Toxiciteit	Microtox	Risico	0.00	0.88	0.95	0.95	0.95	0.95
Ecologie	nematoden aantal	Risico	0.00	0.05	0.00	0.27	0.37	0.68
Eindoordeel:			0.00	0.52	0.70	0.76	0.79	0.85
Deviatie			0.00	0.84	0.82	0.59	0.50	0.24

3.5.4 Laag 2: semi-kwantitatieve toetsing

Een tweede laag in een hypothetische beoordeling is noodzakelijk als er op basis van de resultaten van de eerste laag nog geen beoordeling tot stand kan worden gebracht. De werking van de tweede laag van het DSS werd geïllustreerd door meer gegevens bij tabel 7 op te nemen, namelijk een extra bioassay (wormen overleving) en meer gedetailleerde nematodengegevens (maturity index). De berekening van de Toxische Druk (TD) kon niet met meer realiteitswaarde worden uitgevoerd, omdat er geen gegevens over de biobeschikbaarheid bekend zijn. In tabel 8 worden de resultaten gepresenteerd.

Tabel 8. Kwantificering van effecten op basis van een uitgebreidere set onderzoeksparameters in 6 monsters van het Bornia terrein; het semi-kwantitatieve niveau (Trede 2). Kleuren hebben dezelfde betekenis als in tabel 1.

Triade Aspect	Parameter	Risico	Monster					
			28	31	3	8	11	119+120
Chemie	Som TD metalen	<i>Risico</i>	0.00	0.03	0.49	0.61	0.69	0.77
Toxiciteit	Microtoxtoets worm overleving		0.00	0.88	0.95	0.95	0.95	0.95
			0.07	0.10	0.15	0.24	0.30	0.67
	<i>Risico</i>	0.04	0.67	0.79	0.81	0.81	0.87	
Ecologie	nematoden aantal		0.00	0.05	0.00	0.27	0.37	0.68
	nematoden MI		0.00	0.00	0.00	0.14	0.18	0.65
	<i>Risico</i>	0.00	0.03	0.00	0.21	0.28	0.67	
Oordeel chemie:			0.00	0.03	0.49	0.61	0.69	0.77
Oordeel toxiciteit:			0.04	0.67	0.79	0.81	0.81	0.87
Oordeel ecologie:			0.00	0.03	0.00	0.21	0.28	0.67
Eindoordeel:			0.01	0.32	0.53	0.61	0.65	0.79
Deviatie			0.04	0.65	0.69	0.53	0.48	0.18

De factor die het verschil tussen Triade-onderdelen aangeeft, de deviatie, is kenmerkend voor de Triade. De werking van de aanpak wordt geïllustreerd door de vergelijking van de deviatie bij tabel 7 en 8 voor identieke locaties (monsters). Door het betrekken van aanvullende gegevens bij de risicobeoordeling neemt de deviatie af bij bijna alle monsters, en voor de tussenliggende monsters het meest (van gemiddeld 0,69 tot gemiddeld 0,59). De reductie lijkt gering en dit valt te verklaren door de nog steeds flinke bijdragen van de waargenomen effecten in de Microtox-test (monsters 31 en 3), en de geringe waargenomen effecten bij de nematodengemeenschap (monsters 8 en 11). Verder reductie van de deviatie kan alleen verkregen worden met aanvullend onderzoek, of door nuancering van bepaalde gegevens op basis van 'locatiespecifieke' argumenten.

3.5.5 Laag 3: aanvullende gegevens

Bij een toenemende mate van detail (de hogere lagen van een risicobeoordeling) worden steeds meer aanvullende gegevens gebruikt. Er is in feite geen limiet voor bruikbare informatie in de hoogste beoordelingslaag. In de praktijk zal elke risicobeoordeling ooit afgerond moeten worden en dan zal de maximale inbreng van diverse elkaar aanvullende onderzoeksparameters zichtbaar zijn. Voor de locatie Bornia waren voor een drietal monsters beduidend meer gegevens beschikbaar dan voor de andere monsters, namelijk het referentiemonster, het meest vervuilde monster en een tussenliggend monster. Om de werking van een gelaagde beoordelingssystematiek verder te illustreren, werden alle effectparameters van de betreffende drie monsters naast elkaar gezet in een Triade-tabel (tabel 9).

Tabel 9. Kwantificering van effecten van het Bornia terrein voor een beperkt aantal locaties. Op basis van de beschikbare gegevens is dit het meest kwantitatieve niveau (Trede 3). De kleuren hebben dezelfde betekenis als in tabel 1.

Triade Aspect	Parameter		Monster		
			28	3	119+120
Chemie	Som TD metalen	Risico	0.00	0.49	0.77
Toxiciteit	Microtoxtoets		0.00	0.95	0.95
	Bait lamina test		0.00	0.42	0.64
	Regenwormen	gew. Afname	0.00	0.02	0.06
	&	Overleving	0.07	0.15	0.67
	&	reproductie	0.00	0.93	0.97
	Sla	kieming	0.00	0.52	0.09
	&	biomassa	0.00	0.26	0.60
		Risico	0.01	0.65	0.75
Ecologie	Arthropoden	asex. reprod.	0.00	0.64	0.50
	&	fungiv. grazers		0.00	0.86
	&	Predatoren	0.00	0.28	0.82
	Micro-organismen	thymidine inbouw	0.00	0.72	0.99
	&	bacteriele biomassa	0.00	0.81	0.78
	&	nitrificatie	0.00	0.50	0.00
	Protozoen		0.00	0.00	0.00
	Nematoden	aantal	0.00	0.00	0.68
	&	MI	0.00	0.00	0.65
			Risico	0.00	0.42
Oordeel chemie:			0.00	0.49	0.77
Oordeel toxicologie:			0.01	0.65	0.75
Oordeel ecologie:			0.00	0.42	0.76
Eindoordeel:			0.00	0.53	0.76
Deviatie			0.01	0.20	0.02

Uit de vergelijking van de tabellen 9 met 8 (en 7) valt op te maken dat de deviatie steeds afneemt wanneer meer gegevens bij de beoordeling worden betrokken. De sterke effecten die bij de Microtox werden waargenomen worden door de resultaten van andere bioassays genuanceerd. Daarentegen werden effecten die werden waargenomen met de beperkte set nematodengegevens naar boven bijgesteld door aanvullende gegevens, met name aan micro-organismen. Een deviatie van 0,2 lijkt een redelijk maat om uiteindelijk de beoordeling op te baseren. In het geval van monster 3 werd deze deviatie pas bereikt na het inzetten van veel verschillende effectparameters. Meer praktijkgegevens zijn uiteindelijk nodig om criteria voor de deviatie op te stellen, maar de data van deze locatiestudies vormen een goede eerste aanzet.

4. Discussie

4.1 EENVOUDIGE BEOORDELING VAN ALLE LOCATIES

In de voorgaande hoofdstukken zijn de resultaten gepresenteerd van alle onderzoeksparameters die met de monsters van de diverse locaties zijn uitgevoerd. Bij een risico-beoordeling dient voor een eerste onderzoeksinspanning een eenvoudig instrumentarium toegepast te worden (CCME, 1996; Suter et al., 2000; De Zwart et al., 1999), bijvoorbeeld bestaande uit een eenvoudige TD berekening, een acute bioassay (Microtox) en een eenvoudige ecologische inventarisatie (vegetatie). Deze aanpak zou in evidente gevallen moeten volstaan, zodat met een geringe inspanning tot een betrouwbare beoordeling gekomen kan worden. De voor een eenvoudige beoordeling benodigde ingrediënten waren onderdeel van het hiervoor beschreven uitgebreide onderzoek. Voor alle monsters van de verontreinigde locaties (WM221, WM222, VGM1, VGM2, VGM3, N1, N2, N4) zijn deze onderdelen met elkaar vergeleken (zie tabel 10) om de werking van het DSS te illustreren (uitgezonderd de Bornia gegevens).

Uit tabel 10 blijkt dat de monsters van de Laarder Wasmeren de sterkste effecten laten zien, terwijl de monsters van het Noordenveld de minste effecten laten zien. Het maakt weinig uit of de vergelijking berust op de uitgebreide set onderzoeksparameters, of op een beperkte set, met andere woorden de relatieve effecten bij de verschillende locaties worden goed voorspeld met het instrumentarium van een eenvoudige beoordeling. Dit betekent dat voor een risicobeoordeling voor vergelijkbare locaties een eenvoudig ('goedkoop') instrumentarium volstaat. De meerwaarde van de Triade blijkt bijvoorbeeld bij WM221 en WM222: hoewel het verontreinigingsniveau vergelijkbaar is in beide monsters ($TD = 0,9999$), geven de resultaten van Microtox-assay en de vegetatieopname aanleiding om de risico's bij WM221 ten opzichte van WM222 hoger in te schatten. Bij VGM1 en VGM2 is iets vergelijkbaars waarneembaar. Hoewel er weinig onderscheid is tussen VGM1 en VGM2 als men de beoordeling baseert op de chemische karakterisering, blijken er wel verschillen bij de biologische onderdelen van de Triade op te treden. Een van de achterliggende redenen is de aanwezigheid van een onbekende organische component in het VGM2 monster (zie paragraaf 3.3). Onbekende stoffen worden uiteraard niet meegewogen in de beoordeling die op milieuchemische informatie berust. De biologische analyses hebben dus een meerwaarde.

In het voorstel voor een DSS wordt gesuggereerd om het gemiddeld risico te berekenen op basis van het geometrisch gemiddelde van het omgekeerde effect ($1 - \text{effect}$), teneinde duidelijke effecten in versterkte mate mee te laten wegen in het eindoordeel. Omdat de sterkste effecten in alle gevallen werden vastgesteld in het milieuchemische onderdeel van de Triade (de TD), weegt het milieuchemische onderdeel relatief zwaar mee in het eindoordeel. Wanneer gekozen wordt voor een rekenkundig gemiddelde verandert de volgorde enigszins; nl. VGM2 heeft dan het hoogste effect (sterker dan de WM monsters), VGM1 relatief laag effect en N4 het laagst. Men kan hieruit opmaken dat de wijze waarop de verschillende onderdelen van de Triade geïntegreerd worden van invloed zijn op de beoordeling. Als steeds hetzelfde Triade onderdeel het hoogste risico aangeeft, schiet de voorgestelde berekeningswijze mogelijk haar doel voorbij en krijgt de beoordeling (ten onrechte?) steeds een nadruk op het milieuchemische onderdeel. Een praktische oplossing zou zijn om binnen een Triade-onderdeel (met een zelfde type van conceptuele onzekerheden) wel de geometrische middeling toe te passen, maar tussen de Triade-onderdelen niet.

Partiële biobeschikbaarheid werd nog niet bij de milieuchemische effectberekeningen betrokken. Ook werd geen rekening gehouden met de gehalten van verontreiniging in biota (bioaccumulatie) en voedselketeneffecten. Het is de vraag of deze overwegingen al bij een eerste beoordelingslaag betrokken zouden moeten worden (zie bijvoorbeeld Tuinstra et al., 2000). In het voorstel van het RIVM wordt aangegeven dat het vanaf de tweede laag van belang is om genuanceerder (lees: verdiscontering partiële beschikbaarheid, interne gehalten, bioaccumulatie en voedselketeneffecten op basis van beschikbare kennis) met milieuchemische aspecten om te gaan. Het is goed mogelijk dat de berekende effecten aan de milieuchemische zijde in dat geval lager worden ingeschat. Overigens zijn er weinig of geen praktische bioassays waarmee voedselketeneffecten nagebootst kunnen worden.

Tabel 10. Resultaten van de onderzoeksparameters uit laag 1 van het DSS 'eenvoudige toetsing' met monsters van de verontreinigde locaties (referentielocaties zijn verwijderd). De Triade elementen werden geïntegreerd tot één eindoordeel (geometrisch gemiddeld risico) door het geometrisch gemiddelde te berekenen van het omgekeerde effect (= 1 – effect). De deviatie is een arbitraire eenheid die de verschillen tussen de uitslagen van de Triade onderdelen kwantificeert (standaarddeviatie × 1,73).

	WM221	WM222	VGM2	VGM1	VGM3	N1	N4	N2
Oordeel somTD:	1,00	1,00	1,00	1,00	0,95	0,96	0,82	0,78
Oordeel Microtox:	0,67	0,59	0,71	0,05	0,10	0,20	0	0,05
Oordeel planten:	0,75	0,35	0,75	0,35	0,75	0,35	0,35	0,35
geom.gemiddeld risico	1,00	0,99	0,97	0,91	0,78	0,73	0,51	0,48
deviatie	0,30	0,57	0,27	0,84	0,77	0,70	0,71	0,63

Wanneer de verschillen tussen de resultaten van de verschillende Triade-onderdelen groot en onverklaarbaar zijn, is in feite de eventuele eindbeoordeling niet betrouwbaar. Immers, er kunnen dan geen eenduidige effecten worden vastgesteld voor alle onderdelen, waarschijnlijk als gevolg van conceptuele onzekerheden in de individuele beoordelingsparameters (Rutgers et al., 2000a). In die gevallen moet overwogen worden om een hoge mate van onbetrouwbaarheid te accepteren, of om nader onderzoek te entameren teneinde deze onzekerheden te reduceren.

In de diverse tabellen is de conceptuele onzekerheid aangegeven met een specifieke parameter, de deviatie. Dit is de standaarddeviatie van de drie uitslagen (risicowaarden) afkomstig van Triade-onderdelen gedeeld door de maximum standaarddeviatie voor drie getallen tussen 0 en 1 (nl. 0,57). De deviatie varieert dus tussen 0 (geen enkele deviatie: de beoordeling is betrouwbaar op basis van de *weight of evidence*) en 1 (maximale deviatie: indicatie voor een zeer onbetrouwbare beoordeling als gevolg van volledig onvergelykbare resultaten tussen diverse Triade-onderdelen). VGM1 en VGM3 vertonen de hoogste deviatie: de biologische metingen scoren veel lager dan het milieuchemische onderdeel. VGM2 en WM221 hebben de laagste deviatie, met andere woorden bij deze monsters zijn de conceptuele onzekerheden ten aanzien van de risicobeoordeling het geringst en zijn de actuele risico's relatief betrouwbaar gekwantificeerd. De deviatie kan gebruikt worden als criterium voor stoppen of doorgaan met het onderzoek.

4.2 BEVINDINGEN PER TRIADE ONDERDEEL

4.2.1 Milieuchemie

Een praktische wijze om het milieuchemische onderdeel van de Triade in te vullen is door de toxische druk (TD) te berekenen. In afwijking met de eerste voorstellen (De Zwart et al., 1999) is bij de in deze rapportage beschreven praktijkonderzoek met een 'eenvoudige' laag van een hypothetische beoordeling slechts uitgegaan van totaalconcentraties van stoffen, de standaard bodemtypecorrectie en een species sensitivity distribution die op NOEC waarden gebaseerd is. Dit met het oog op de aansluiting op het normenstelsel (INS, 1999), toepassingsmogelijkheden voor een eenvoudige beoordelingssystematiek en het beschikbare instrumentarium (inclusief toxiciteitsdata). Voor een eenvoudige toetsing lijkt een 'ruwe' TD berekening te volstaan zoals ook wordt voorgesteld door Rutgers et al. (2000a) en Tuinstra et al. (2000). Bovendien is op dit moment is nog geen systeem beschikbaar om een ander ecotoxicologisch eindpunt dan de NOEC te hanteren en om rekening te houden met partiële beschikbaarheid. Ook is nog geen rekeninstrumentarium beschikbaar om de TD voor specifieke receptoren te berekenen, waarin rekening gehouden kan worden met doorvergiftiging en specifieke gevoeligheden.

De uitkomsten laten zien dat de berekende TD waarden voor de verontreinigde locaties aan de hoge kant zijn; hoger dan de berekende effecten op basis van de andere Triade-onderdelen. Dit kan te maken hebben met de volgende aspecten:

- De TD werd berekend op basis van NOEC-waarde overschrijdingen (zie ook Rutgers et al., 2000a), vanwege de aansluiting bij de systematiek om interventiewaarden af te leiden en de beschikbaarheid over reeds ontsloten toxiciteitsdata uit het INS project (INS, 1999). Deze toxicologische waarden zijn representatief voor gevoelige eindpunten en derhalve mogelijk te gevoelig om diverse, sterk verontreinigde locaties van elkaar te onderscheiden. Bij een interventiewaarde (HC₅₀-waarde) overschrijding, de trigger van de Wbb (wet bodembescherming), is immers voor 50% van de (theoretisch aanwezige) soorten al een NOEC overschreden. Voor deze gevallen begint de TD-schaal dus bij 0,5 (slechts één stof meegeteld). Voorgesteld wordt om voor ernstig verontreinigde locaties een ander, minder gevoelig, ecotoxicologisch eindpunt te hanteren, zoals bijvoorbeeld EC50 waarden (Rutgers et al., 2000a).
- De TD werd berekend op basis van totaalconcentraties van de aanwezige stoffen. In werkelijkheid zullen verontreinigingen partieel beschikbaar zijn. Dit kan overigens zowel leiden tot een overschatting als onderschatting van de TD, omdat ook bij de in de literatuur beschreven toxiciteitsexperimenten vergelijkbare mechanismen een rol spelen.
- De andere Triade-onderdelen (bioassays en ecologie) geven relatief te lage waarden voor de veronderstelde effecten, als gevolg van ongevoeligheid (er zijn voornamelijk acute bioassays gebruikt), statistische ruis, gebrek aan betrouwbare referentiemonsters en fouten in de berekeningswijze als gevolg van foutieve aannamen. Als meer stoffen worden geanalyseerd en meegenomen bij de berekening zal de TD alleen hoger kunnen worden, nooit lager.

Een andere factor is de conceptuele onzekerheid die met name bij bioassays een belangrijke rol kan spelen, omdat met een bioassay slechts een beperkt element van het ecosysteem beoordeeld kan worden, terwijl toxiciteitsgegevens soms op meerdere eindpunten berusten.

- De toegepaste rekenregel voor de combinatietoxiciteit (gecorrigeerd voor de achtergrondgehalten) leidt tot een overschatting van de TD. Verkeerde uitgangspunten van dit type zullen in het algemeen slechts leiden tot een geringe over- of onderschatting van de TD, omdat de TD_{combi} in belangrijke mate bepaald wordt door stoffen die in relatief hoge concentraties aanwezig zijn. De achtergrondconcentraties en de combinatiewerking

zijn dan relatief onbelangrijk. De betreffende aannamen hebben wel een grote invloed op de TD in relatief schone (referentie)monsters (cf. VGM5, N3, WM226) of bij monsters waarin veel verontreinigende stoffen in ongeveer gelijke mate bijdragen aan de TD.

4.2.2 Meetbare toxiciteit met bioassays

De betekenis van bioassays is dat de uitslag informatie levert over meetbare toxiciteit in monsters. Het is een respons van een testorganisme op alle toxische stoffen in het testmedium. Daarmee zegt het direct iets over de beschikbaarheid van deze stoffen voor dit testsysteem, inclusief het gebruikte organisme. Voor de inschatting van ecosysteemeffecten lijkt bioassay-informatie van betekenis te kunnen zijn, omdat toxiciteit an sich een indicatie kan geven van mogelijk ecologische gevolgen. De variatie in de uitslag van een bioassay vloeit uiteraard voort uit het testorganisme, maar ook uit de wijze (condities, tijdsduur) waarop het monster en het testorganisme met elkaar in contact worden gebracht. Te onderscheiden valt:

1. Bioassays met het gehele, ongemanipuleerde grondmonster.
2. Bioassays met het gehele, gemanipuleerde grondmonster
3. Bioassays met onvolledige grondmonsters (bijv. met elutriaten)

Bij de in deze rapportage beschreven experimentele onderzoek is gebruik gemaakt van de eerste en derde categorie bioassays. De eerste categorie heeft intrinsiek meer realiteitswaarde dan de derde. Echter, beperkingen van het testorganisme, of beperkingen in de zin van het ontbreken van geschikt referentiemateriaal kunnen het gebruik en de betekenis van de eerste categorie bioassays sterk beïnvloeden. Wanneer het testorganisme te ongevoelig is voor de betreffende verontreiniging bestaat er een kans op een vals-negatieve uitslag. Daarnaast kunnen de condities in het monster dermate ingewikkeld zijn dat het moeilijk is om een geschikt testorganisme te vinden. De derde categorie bioassays heeft minder last van het ontbreken van geschikt referentiemateriaal of ongeschikte testcondities, omdat deze aangepast kunnen worden (bijvoorbeeld de pH in elutriaten). Met elutriaten kunnen ook verdunningen van het monster worden gemaakt, zodat een dosis-effect relatie kan worden afgeleid.

Bij de toepassing van bioassays is een vals-positieve uitslag is ook mogelijk. De oorzaak van de waargenomen effecten op het testorganisme is namelijk niet al tijd eenduidig gekoppeld aan de aanwezigheid van toxische stoffen. Dit kan ondervangen worden door goede referenties te gebruiken, dat wil zeggen bodemmonsters of gegevens die in alle opzichten (fysisch chemische eigenschappen, nutriëntgehalte en dergelijke) overeenkomen met de verontreinigde bodem, behalve voor wat betreft de verontreiniging. In de praktijk moeten er vaak concessies worden gedaan aan het referentiemonster. Voor de sla kiemtest of overlevingstesten kunnen andere referenties gebruikt worden zoals OECD-kunstgrond. Maar voor reproductietesten of sla groeitest en biomassabepalingen is een referentie van een schone vergelijkbare grond nodig.

Bij de bereiding van een elutriaat (onvolledig en gemanipuleerd monster) is het van belang dat in onderzoeken ten behoeve van risicobeoordeling vergelijkbare protocollen worden gebruikt. Alleen dan kan verwacht worden dat de bepaling van de toxiciteit vergelijkbare resultaten oplevert als de testorganismen in de verschillende laboratoria dezelfde respons vertonen.

Bij de Microtoxtoets wordt standaard gebruik gemaakt van een verdunningsreeks van het monster (Aquasense, 1997). De maximale fractie van het oorspronkelijk monster bedraagt in dit protocol 45%. Teneinde de gevoeligheid van deze test te vergroten wordt aanbevolen om een hogere concentratie toe te passen, namelijk 90%.

4.2.3 Ecologie

Het uiteindelijke doel van normstelling en de ontwikkeling van geschikte beoordelingsinstrumenten is de bescherming van ecosystemen (soorten, processen, functies) tegen de negatieve effecten van stoffen. De meest logische benadering zou dan ook het rechtstreeks

meten van effecten in ecosystemen zijn. Aangezien bodemecosystemen zeer complex en divers zijn lijkt het vaststellen van het integrale effect in het veld een lastige opgave. Anderzijds is het veel minder lastig om überhaupt effecten waar te nemen en bruikbare technieken zijn voorhanden. Omdat deze technieken nog niet veelvuldig worden toegepast, is standaardisatie nog niet voor veel testmethoden ingevoerd. Uitzonderingen zijn enkele eenvoudige bioassays (zoals de Microtox) en sommige routinematige veldbiologische methoden (Schouten et al., 1997). Standaardisatie is nodig ter vereenvoudiging van de interpretatie van de toetsuitslagen en om beoordelingen te kunnen controleren.

In het ruwe voorstel voor een DSS van De Zwart et al. (1999) wordt een lijst gepresenteerd met mogelijkheden voor ecologische waarnemingen die ingezet kunnen worden bij risicobeoordelingen. Een groot deel van deze ecologische indicatoren is zodanig gekozen dat een representatieve doorsnede door het bodemvoedselweb gemaakt kan worden. In de eerste trede ('tier') of 'eenvoudige toetsing' wordt een inventarisatie van afwijkingen in de samenstelling van flora en fauna voorgesteld, eventueel op basis van *expert judgement*. Bij de in deze rapportage beschreven locatiestudies bleek dit in de praktijk wat lastiger uitvoerbaar dan aanvankelijk werd gedacht. Bestaande provinciale of landelijke inventarisaties worden meestal uitgevoerd op een aanzienlijk hoger schaalniveau (1x1 km of 5x5 km) en zijn dus niet bruikbaar voor locatiespecifieke beoordeling.

Inventarisaties van voorkomende plantensoorten zijn goed te maken op een kleinere schaal. Hierbij is men echter wel afhankelijk van het seizoen. Een volledig overzicht is in feite alleen te verkrijgen door de inventarisaties enkele malen in het jaar te herhalen. Hetzelfde geldt ook voor de fauna (vogels, vlinders, kleine zoogdieren). In het ideale geval zijn dergelijke gegevens reeds bekend bij een ecooloog die de locatie goed kent, en kan op basis van zijn/haar ervaring een inschatting gemaakt worden van het risico. Als dat niet zo is vragen betrouwbare flora- en fauna-inventarisaties aanzienlijk meer inspanning, tijd en specifieke kennis.

Bij de in deze rapportage beschreven locatiestudies zijn andere ecologische gegevens betrokken, namelijk een aantal bodemecologische (nematoden of regenwormen) bepalingen. Bemonstering van de locatie neemt relatief weinig tijd in beslag en verdere uitwerking vindt plaats in het laboratorium. Hierdoor is de benodigde inspanning om bodemecologische gegevens te verzamelen vergelijkbaar met die voor een set bodemchemische bepalingen (Schouten et al., 1997). Voor sommige bodemorganismen is echter zeer specifieke (dure) expertise nodig om ze te determineren (bijv. arthropoden). Voor andere organismen (bijv. nematoden) is reeds een standaardprotocol beschikbaar en zijn de kosten voor determinatie relatief laag. Nematodenanalyses zijn bij alle locatiestudies uitgevoerd.

4.3 BEMONSTERING VAN DE LOCATIES

Tijdens het veldonderzoek op de drie bestudeerde locaties is ervaring opgedaan met verschillende mogelijkheden voor bemonstering. Het doel van dit project was de bruikbaarheid aan te geven van een kwantitatieve Triade-benadering voor locatiespecifieke risicobeoordeling. Daarvoor was het voldoende om al dan niet verontreinigde (bodem)monsters met elkaar te vergelijken. Een beoordeling van de locatie als geheel is daarom bewust achterwege gelaten, omdat daarvoor een meer uitgebreide en terreindekkende bemonstering vereist is.

Voor bodembologisch onderzoek wordt meestal alleen de bovenste 10 à 20 cm van de grond bemonsterd, omdat het merendeel van het bodemleven zich in deze laag bevindt. Wanneer de verontreiniging niet in deze laag aanwezig is, dient een andere bemonsteringsstrategie gevolgd te worden. Wanneer een groot oppervlak (enkele aren tot hectaren) moet worden onderzocht kan een mengmonster gemaakt worden, met behulp van een kleine gutsboor of een graszodenboor (monsterbuisje met verzamelbeker). De monsters

die verzameld werden door de grasmat, of vegetatie heen, bleken lastig mengbaar als gevolg van de grote hoeveelheid wortels en bovengrondse plantendelen. Op de verontreinigde locaties was vaak een duidelijke ophoping van organisch materiaal te vinden door remming van de decompositie. Bij opwerking voor chemische bepalingen bleef een aanzienlijk deel van het monster achter op de zeef (4 mm) en werd niet in de analyses betrokken. Met een kolomboor is de vegetatie eenvoudiger te verwijderen waardoor een meer minerale fractie verkregen wordt. Omdat de bodemorganismen en de verontreiniging in de bovenste bodemlagen sterk gestratificeerd aanwezig zijn zal de gebruikte techniek sterke invloed hebben op de uiteindelijke analyseresultaten. Door bioturbatie en opname in plantenmateriaal kan dit overigens ook het geval zijn voor wat betreft de verontreiniging zelf. Deze aspecten dienen zorgvuldig geadresseerd te worden, teneinde een betrouwbare beoordelingsgrondslag te hebben.

Een universele monsterstrategie zou het meest optimaal zijn in verband met de vergelijkbaarheid van verschillende onderzoeken. Afhankelijk van de doelstelling van het onderzoek zal de gehanteerde methode meestal aangepast worden aan de situatie ter plekke. Meer algemeen kan gesteld worden dat kleine boorkernen rond de 2 cm in diameter relatief veel last ondervinden van een dichte en harde graszode laag. De monsters worden hierdoor sterk gecompriëerd en zijn lastig te steken. Grotere kernen (5 à 10 cm doorsnee) zijn minder geschikt om snel te verzamelen over een groot oppervlak. Een tussenoplossing kan gevonden worden in het verzamelen van bodemmateriaal tussen de vegetatie door of het plaatselijk verwijderen van de grasmat. De hoeveelheid te verzamelen materiaal dient afgestemd te worden met het verlies dat optreedt bij de monsterverwerking. Eventueel kunnen de analyses gedaan worden aan verschillende fracties die door zeven ontstaan.

Bemonsteringen van locaties met een voormalige vuilstort, zoals de Volgermeerpolder, vormen een probleem op zich. De aangebrachte deklaag is op de meeste plaatsen grotendeels verdwenen door inklinking of inspoeling tussen het gestorte materiaal. Op deze plekken is er nauwelijks een normaal grondmonster te steken. Monsternamen is meer een kwestie van het verzamelen van wat grond tussen het vuilnis dat overal door de oppervlakte heen steekt. Een goed alternatief voor deze moeilijke locaties kan zijn om organismen (incl. planten) te bemonsteren en deze te analyseren op gebioaccumuleerde gehalten van verontreinigingen. Bij het in dit verslag besproken praktijkonderzoek is deze aanpak niet toegepast. Het is de vraag op welk niveau van de risicobeoordeling bioaccumulatie-niveaus bepaald dienen te worden: in de eerste laag of in de hogere lagen van de beoordeling.

4.4 KWANTIFICERING VAN DE RISICO'S EN DEVIATIE

Bij de ontwikkeling van het DSS zijn een aantal principiële uitgangspunten gehanteerd (zie paragraaf 1.2), namelijk: 1. de basis van de beoordeling is de Triade, 2. de effecten/risico's moeten objectief en kwantitatief worden uitgedrukt op een schaal van 0 tot 1, en 3. integratie van de resultaten tot een eindoordeel mag pas dan plaatsvinden als alle onderdelen van de Triade 'dezelfde kant op wijzen'. Deze drie principiële uitgangspunten in het DSS werden aan de hand van het praktijkonderzoek onderzocht en worden hierna geëvalueerd.

4.4.1 Triade

De Triade draagt bij aan de reductie van onzekerheid in individuele beoordelingsparameters door drie onafhankelijke en parallelle effectschattingen. In die zin wordt de onderbouwing van een beoordelingsuitslag versterkt, omdat op basis van drie onafhankelijke series metingen en berekeningen de risico's worden gekwantificeerd. Enerzijds helpt het om met een zekere vertrouwen maatregelen te treffen in het geval er duidelijk iets aan de hand is, anderzijds ondersteunt het een proces voor verdergaand onderzoek als de conceptuele onzekerheid te

groot is voor een beslissingsgrondslag.

Dankzij de toepassing van de Triade is er bij de monsters WM221, WM222 en VGM2 meer reden om overtuigd te zijn van de noodzaak tot maatregelen, dan alleen op basis van een milieuchemische analyse, zoals bijvoorbeeld volgens de huidige urgentiesystematiek.

Het is belangrijk om te realiseren dat er momenteel een flinke onbalans bestaat tussen de beschikbare en toepasbare kennis voor de drie Triade onderdelen; de milieuchemische parameters ten behoeve van ecologische risicobeoordeling zijn gebaseerd op meer ecotoxicologische kennis en ervaring. Voor bioassays ontstaat er geleidelijk een kennisbasis die ingezet kan worden bij locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. De toepassing van veldgegevens staat nog in de kinderschoenen. Deze onbalans zal minder worden wanneer de biologische Triade elementen consequent worden toegepast. Het is onrealistisch om te veronderstellen dat de achterstand kan worden goedgehaakt door een inhaalslag te plegen: de milieuchemische benadering zal voorlopig een belangrijke peiler blijven voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling.

4.4.2 Kwantificering van de risico's

Om de resultaten van verschillende onderzoeksparameters in een integraal beoordelingsstelsel te kunnen verwerken is eenvormigheid vereist met betrekking tot de kwantitatieve weergave. Het voorstel van De Zwart et al. (1999) is bij de uitwerking in deze rapportage gevolgd, d.w.z. dat alle resultaten op een 'niet-OK-schaal' zijn uitgezet van 0 tot 1 (of 100%). Dit sluit aan op een intuïtieve benadering, waarbij effecten lopen vanaf volledige afwezigheid (= 0) tot een theoretisch maximaal (= 1) niveau. Kwantificering van effecten maakt het mogelijk om onzekerheid te integreren in de beoordeling; iets wat niet goed mogelijk is wanneer gebruik gemaakt van een + en – tabel (bijv. Van der Waarde et al., 2001). Bij alle onderzoeksparameters is het mogelijk om met rekenregels de waargenomen effecten te kwantificeren op een schaal van 0 tot 1, zoals wordt voorgesteld door De Zwart et al. (1999). De aanname is dat deskundigen in staat moeten zijn tot deze inschatting, tenzij het beoordelingsinstrument onbruikbaar geacht moet worden.

Teneinde tot een eenduidige en controleerbare maat te komen voor effecten, dienen er per onderzoeksparameter afspraken te worden gemaakt. Voor de berekening van de TD maakt het bijvoorbeeld uit wanneer NOEC data of EC50 data worden gebruikt; EC50 waarden leveren gemiddeld lagere TD waarden op. Wanneer bij een bioassay gebruik wordt gemaakt van het oorspronkelijke monster zijn de waargenomen effecten eenvoudig te schalen, mits een controlewaarde en een maximaal effect worden erkend. Wanneer concentraten, extracten of delen van een monster worden gebruikt dient het resultaat volgens een vooraf afgesproken protocol te worden uitgedrukt in een eenheid die zo goed mogelijk overeenkomt met het 100% monster. Bij de Microtox bepaling bijvoorbeeld kunnen effecten worden gekwantificeerd bij het 100% elutriaat, waarbij het elutriaat wordt bereid volgens een afgesproken protocol met een hoge vaste stof – vloeistof ratio.

Bij de in dit rapport beschreven experimenten is weinig aandacht geweest voor de feitelijke risicobeoordeling, omdat de monsters niet representatief waren voor de betreffende locatie. Ook toepassing van mogelijke criteria (bijvoorbeeld volgens tabel 4.1 van De Zwart et al., 1999) is niet overwogen, omdat de aandacht werd gericht op implementatie en de zeggingskracht van de kwantitatieve Triade-benadering als praktisch instrument voor het omgaan met conceptuele onzekerheden.

4.4.3 Integratie van Triade onderdelen

Integratie van Triade-onderdelen is een belangrijk onderdeel van de risicobeoordeling, omdat deze de grondslag vormt voor de besluitvorming, of voor nader onderzoek. In paragraaf 3.4 werd geïllustreerd dat het verschil tussen Triade onderdelen kleiner wordt, naarmate er meer gegevens bij de beoordeling worden betrokken. In theorie zou het zo moeten zijn dat bij een

(oneindig) grote dataset en een ideale Triade-benadering de verschillen tussen Triade onderdelen tot nul gereduceerd worden. Anders gezegd, in principe vervallen bij een oneindige hoeveelheid gegevens de conceptuele onzekerheden. In de praktijk zal dit niet gebeuren en zullen bij een groter wordende dataset de verschillen tussen Triade-onderdelen een vaste waarde krijgen. Vanuit de positie van de deskundige bezien heeft dit twee oorzaken: er zijn onvoldoende aanknopingspunten voor een:

1. realistische weergave van de resultaten op de effectschaal van 0 tot 1 (bijvoorbeeld het niet verdisconteren van beschikbaarheid c.q. indirecte effecten geeft een bias in de beoordeling), en
2. inschatting van de relatieve bijdrage van elke aparte parameter aan de totale beoordeling (niet alle onderdelen dragen in gelijke mate bij aan het functioneren van het ecosysteem).

Beide aspecten zullen in de praktijk optreden en zullen voorkomen dat de verschillen tussen de Triade-uitslagen verdwijnen. Vanuit een meer filosofische beschouwing geredeneerd kan nooit verwacht worden dat de Triade gelijke uitslagen vertoont, omdat het ecosysteem altijd ingewikkelder is dan we kunnen vermoeden (Egler, 1997).

Omdat met alle ervaring en het huidige kennisniveau niet op voorhand te voorspellen valt welke parameter en welk onderdeel van de Triade-benadering het meest relevant zal zijn voor een ecologische risicobeoordeling, wordt voorsnog aanbevolen om een *black box* benadering te volgen: d.w.z. alle Triade-onderdelen zijn even belangrijk. Wanneer duidelijk is op welk Triade-onderdeel meer gewicht moet worden gelegd, of op welke onderzoeksparameter, kunnen via een multi-criteria techniek weegfactoren worden ingebracht (bijv. Den Besten et al., 1995).

Wanneer verschillende Triade-onderdelen een andere beoordelingsuitslag vertonen is dat vaak het gevolg van conceptuele onzekerheden in één of meer onderzoeksparameters (er van uitgaande dat variatie meestal kleiner is dan de conceptuele onzekerheid). De Zwart et al. (1999) stellen voor om een criterium voor conceptuele onzekerheid toe te voegen in de vorm van een variatiecoëfficiënt. Tijdens het onderzoek bleek dat dit voorstel niet de bedoelde indicator voor verschillen tussen Triade-onderdelen opleverde, omdat de verschillen afhankelijk werden gemaakt van de absolute waarde. Een dergelijk indicator werd wel verkregen door uit te gaan van de standaarddeviatie. Als toevoeging werd de standaarddeviatie gedeeld door 0,57 (maximale standaarddeviatie voor 3 getallen tussen 0 en 1). Deze indicator, de 'deviatie tussen Triade-onderdelen', loopt van 0 (geen enkele verschillen) tot 1 (maximale verschillen) en in de tabellen 2, 4, 6, 7, 8, 9 en 10 weergegeven. De deviatie geeft op een eenvoudige wijze aan in welke mate de uitslagen in Triade-onderdelen verschillen.

Het stapsgewijs reduceren van conceptuele onzekerheden in individuele onderzoeksparameters bij een geïntegreerde risicobeoordeling levert een schat aan informatie op voor het toekomstige gebruik van deze onderzoeksparameters bij risicobeoordelingen. Wanneer namelijk volgens de systematiek een oordeel geveld kan worden is bekend welke parameters afwijken en is er mogelijk inzicht te verwerven in de achterliggende oorzaken van deze afwijkingen. Deze kennis kan van betekenis zijn voor toekomstige risicobeoordelingen. Voor de praktijk is het overigens niet nodig om verschillen tussen Triade-onderdelen altijd te overbruggen. Door verschillen bewust en met reden te accepteren wordt tegemoetgekomen aan de complexiteit van ecosystemen. Desondanks verdient het aanbeveling om tot een gestructureerde en geformaliseerde wijze van gegevensopslag te komen die toegankelijk is voor derden, om kennis van het gebruik en de toepassing van onderzoeksparameters voor risicobeoordeling in de nabije toekomst verder te ontwikkelen. In een aantal projecten (bijv. enkele door de SKB gefinancierde projecten) wordt hier een begin mee gemaakt.

4.4.4 DSS versus urgentiesystematiek

De Wet bodembescherming (Wbb) geeft aan dat bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging een actuele risicobeoordeling uitgevoerd kan worden om de urgentie voor sanering te bepalen. De huidige urgentiesystematiek (Koolenbrander, 1995) voorziet in een beoordelingsystematiek om deze urgentie te bepalen op basis van onder meer actuele ecologische risico's. Het uitgewerkte deel van deze systematiek is gebaseerd op de milieuchemische aanwezigheid van stoffen en HC₅₀-waarden. Toepassing van bijvoorbeeld bioassays bij de urgentiebepaling is toegestaan, maar werd niet verder in een praktische systematiek uitgewerkt.

Het ruwe voorstel voor een DSS voorziet wel in een uitwerking richting de toepassing van bioassays en ecologische veldgegevens. Deze systematiek is echter nog te experimenteel om van direct praktische waarde te zijn als een 'formele' urgentiesystematiek. Rutgers et al. (2000a) hebben daarom elementen uit het voorstel geselecteerd die wel op korte termijn kunnen leiden tot een formele urgentiesystematiek. Het voorstel viel in delen uiteen. De eerste suggestie was om de milieuchemische beoordeling aan te passen door de alle stoffen mee te wegen, bijvoorbeeld conform de TD_{combi} berekening (ook bij dit rapport gebruikt). De tweede suggestie was om ook eenvoudige bioassays en ecologische veldwaarnemingen volgens een Triade benadering bij de beoordeling te betrekken. De urgentiesystematiek en mogelijke aanpassingen staan op de reguliere vergaderagenda van de werkgroep 'Urgentiesystematiek en Interventiewaarden'.

4.5 CONCLUSIES

In dit deel worden puntsgewijs de belangrijkste conclusies op een rij gezet:

- De Triade-benadering, uitgewerkt in kwantitatieve methode van gegevensverwerking, is goed bruikbaar om locatiespecifieke ecologische risico's te bepalen. Elementen zijn goed bruikbaar voor diverse risicobeoordelingsystematieken, zoals de urgentiesystematiek (zie ook Rutgers et al., 2000a).
- Een aantal onderdelen is voldoende ontwikkeld om reeds nu breed te worden toegepast bij locatiestudies (bijvoorbeeld TD-berekening, een aantal bioassays, expert-judgement vegetatie-opname, nematodenanalyses). Voor inpassing in een definitief beslissings-ondersteunend systeem dient ervaring opgedaan te worden met de toepassing van deze onderdelen en dienen sommige nog verder ontwikkeld te worden. Van de drie Triade-onderdelen is de set met bruikbare ecologische onderzoeksparameters momenteel het meest beperkt.
- In een beoordelingscontext dienen de verschillende Triade-onderdelen ongeveer 'dezelfde kant op te wijzen'. Dit kan op een eenvoudige manier gekwantificeerd worden met de 'Triade-deviatie'. Wanneer een grens voor de deviatie wordt afgesproken, kan deze gebruikt worden als stopcriterium voor het onderzoek. Vervolgens worden de resultaten van de Triade-onderdelen geïntegreerd tot een eindoordeel betreffende de ecologische risico's.
- Teneinde de onderbouwing van de beoordeling inzichtelijk te maken dient bij de presentatie van de resultaten altijd de Triade-structuur te worden gevolgd, inclusief de toevoeging van de deviatiefactor. Presentatie in de vorm van de tabellen 2, 4, 6, etc. in deze rapportage is een mogelijkheid (NB. de achtergrondkleuren in de tabellen 2, 4, 6, etc. zijn suggestief en kunnen beter achterwege worden gelaten).

5. Toekomst voor een DSS

Een van de doelen van de locatiestudies is ervaring op te doen met een kwantitatieve Triade-benadering, zodat de zwakke punten zichtbaar worden en aanpassingen uitgevoerd kunnen worden. Het voorstel voor toepassing van de kwantitatieve Triade van De Zwart et al. (1999) is volledig tot stand gekomen via brainstormsessies met een groep deskundigen. Het vernieuwende element is de integratie van bestaande onderzoeksparameters (instrumenten) ten behoeve van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling en niet de onderzoeksparameters zelf. Tot nu toe is er weinig onderzoekservaring, vooral voor de risicobeoordeling van landbodembodem, met integratie van verschillende, elkaar aanvullende onderzoeksparameters. Met andere woorden de focus van de locatiestudies werd voornamelijk op het aspect 'integratie' gericht. Dit neemt niet weg dat tegelijkertijd deze onderzoeksparameters aan kritische beschouwing werden onderworpen. De resultaten daarvan worden ook in dit hoofdstuk behandeld.

5.1 INDIVIDUELE ONDERZOEKSPARAMETERS

Een aanpassing aan het milieuchemische onderdeel in de Triade betreft de uitvoering van de TD berekening. Bij dit experimentele onderzoek is gekozen voor een eenvoudige TD berekening op basis van totaalgehalten in het monster, terwijl in het DSS voorgesteld wordt om de TD berekening te baseren op 'beschikbare' gehalten. Er zijn drie argumenten om voorlopig een eenvoudige TD berekening te hanteren voor de eerste laag van een risicobeoordeling:

1. Het betreft de eerste laag van het DSS, de zogenaamde screeningslaag. Volgens de Triade-systematiek dient er binnen elke poot van de Triade een inspanning gepleegd te worden. Deze inspanning dient enigszins gelijkwaardig te zijn per onderdeel. De milieuchemische benadering als basis voor een risicobeoordeling is methodisch en theoretisch het verst gevorderd. De TD berekening op basis van totaalgehalten voldoet als volwaardig beoordelingsinstrument op het screeningsniveau, omdat er al relatief veel kennis mee ontsloten wordt.
2. De TD berekening op basis van totaalgehalten sluit goed aan bij de huidige benadering voor het inschatten van ecologische risico's van verontreiniging (c.f. de HC₅₀-waarde systematiek en de urgentiesystematiek). Voor totaalgehalten zijn er meer toxiciteitsdata beschikbaar, een essentieel onderdeel van de TD berekening.
3. De TD berekening op basis van totaalgehalten is nu goed mogelijk met een gestandaardiseerde berekeningsmethode. Correcties voor beschikbare gehalten is nog met vele onzekerheden omgeven en standaardmethoden zijn niet voorhanden. Het is nog onduidelijk hoe dit concept moet worden uitgewerkt, omdat voor verschillende organismen er een andere betekenis aan moet worden gegeven (bijv. Van Beelen en Fleuren-Kemilä, 1997).

Overigens is de TD berekening bij deze locatiestudies uitgevoerd op basis van een aantal aannames. Deze aannames hadden geen significant effect op de resultaten van de locatiestudies en de toetsing van het DSS. Binnenkort wordt een rekenplatform verwacht (RIVM-project 'IQ-tox') wat de TD berekening zal ondersteunen.

Bij de bioassays met een 100% monster ontbreken potentiële onderzoeksparameters in het geval van een relatief zure bodem, omdat de gangbare bioassays een min of meer neutrale pH vereisen. Bioassays met een geëxtraheerd monster zijn wel mogelijk, maar daarbij dient in het geval van een relatief sterke abiotische aanpassing van het monster (bijvoorbeeld weer bij een zure bodem) extra aandacht aan geschikte referentiemonsters besteed te worden.

De laatste aanpassing betreft de inzet van ecologische veldparameters. Het lijkt aantrekkelijk om voor een eenvoudige beoordeling *expert-judgement* toe te passen van de betreffende vegetatie of de fauna ter plaatse. Bij de locatiestudies bleek dat dit *expert-judgement* soms moeilijk te verkrijgen was, of onbetrouwbaar. Een goede mogelijkheid diende zich aan via zogenaamde nematodenanalyses, een gestandaardiseerde methode voor veldinventarisatie van de nematodengemeenschap (Bongers en Bongers, 1998). Deze analysemethode is concurrerend qua prijsstelling (goedkoper) met een standaard set chemisch analyses en past daarom goed bij een eerste laag van een beoordeling, het screeningsniveau.

5.2 INTEGRATIE VAN ONDERZOEKSPARAMETERS

Op basis van deze eerste set locatiestudies is de meest in het oog springende aanpassing de berekening van de verschillen tussen Triade-onderdelen via de zogenaamde ‘Triade-deviatie’, de standaarddeviatie gedeeld door 0,57. Deze factor voorziet in een waarde tussen 0 en 1, waarbij 0 aangeeft dat er geen enkel verschil is tussen de uitslagen van de drie Triade-onderdelen, en 1 aangeeft dat er een maximaal verschil, bijvoorbeeld 0, 1 en 1. Voor dit moment lijkt deze eenvoudige berekeningswijze te voldoen.

Een ander aspect is de uiteindelijk integratie van verschillende Triade-onderdelen tot een eindoordeel. Volgens het voorstel van De Zwart et al. (1999) dient er een geometrisch gemiddelde bepaald te worden, ook voor het uiteindelijke Triade-gemiddelde. Bij de locatiestudies bleek dat het milieuchemische onderdeel daardoor steeds zwaar meetelde voor het uiteindelijk oordeel. Het zou kunnen zijn dat ervaring zal uitwijzen dat er een consequent verschil is tussen de drie Triade-onderdelen, waarbij het milieuchemische onderdeel steeds sterkere effecten laat zien dan de andere onderdelen (meetbare toxiciteit en ecologische veldgegevens). Hierdoor zou ten onrechte het accent van de beoordeling op de milieuchemische parameters komen te liggen. Het voorstel is om in het vervolg niet geometrisch te middelen, maar juist rekenkundig, waarbij elk Triade onderdeel gelijkwaardig bijdraagt aan het eindoordeel.

Bij de in dit rapport beschreven locatiestudies was de aandacht gericht op de inrichting van de eerste laag van een hypothetische beoordeling. Aanvullende onderzoeksparameters werden gebruikt om in te schatten of de samenstelling van de instrumenten voor een eerste laag voldoende robuust was. De conclusie is dat het van belang is dat de te gebruiken informatie per Triade-onderdeel een min of meer gelijk gewicht heeft, omdat anders de integratie bemoeilijkt wordt doordat (terecht) de neiging ontstaat om meer belang aan bepaalde Triade elementen te hechten. Dit betekent dat in de eerste laag van het DSS reeds de resultaten van een betrouwbare bioassay en een veldwaarneming toegepast moeten worden. In veel gevallen zal bijvoorbeeld de Microtox-test en een nematodenanalyse gebruikt kunnen worden. Voor sommige situaties zal de toepassing van deze instrumenten niet eenvoudig zijn: er is bijvoorbeeld relatief weinig bekend over de nematodengemeenschap in waterbodems en hoe bruikbaar is de Microtox-test bij kalkrijke of verzuurde bodem? Omdat er geen uitbundige reeks van praktisch toepasbare bioassays en veldwaarnemingsprotocollen bestaat, dient aan dit punt aandacht te worden besteed. Er is een begin gemaakt om binnen ISO-kader voorschriften te beoordelen en tot standaard te verheffen (ISO, 2001).

5.3 CRITERIA VOOR BEOORDELING

In het rapport met het ruwe voorstel voor het DSS van De Zwart et al. (1999) worden ‘voor de vuist weg’ een aantal criteria aangegeven waaraan individuele beoordelingsparameters dienen te voldoen in relatie tot het bodemgebruik. Het idee achter de tabel is dat uiteindelijk dergelijke criteria, mits met deskundigheid toegepast, noodzakelijk zijn voor een locatiespecifieke risicobeoordeling. Tijdens het ontwikkelstadium kan een voorlopige tabel,

zoals tabel 4.1 in De Zwart et al. (1999) uitkomst bieden om de evaluatie en de discussie te structureren. De voorgestelde systematiek is gebaseerd op de koppeling van gunstige indicatorwaarden aan oplopende percentielen van de indicatorwaardeverdeling, namelijk 5, 25, 50, 75 en 95%. Het gebruik van dergelijke verdelingen sluit aan bij de systematiek voor het afleiden van normen (INS, 1999).

Bij de in dit rapport beschreven experimenten is weinig aandacht geweest voor de feitelijke beoordeling, omdat de monsters niet representatief waren voor de betreffende locatie, en omdat het bodemgebruik niet werd verdisconteerd. Ook toepassing van mogelijke criteria (bijvoorbeeld volgens tabel 4.1 van De Zwart et al., 1999) is daarom niet overwogen. De aandacht werd gericht op implementatie en de zeggingskracht van de kwantitatieve Triade-benadering als praktisch instrument voor het omgaan met conceptuele onzekerheden. Wanneer de Triade-benadering als onderdeel van een geïntegreerde systematiek definitief wordt ingezet bij risicobeoordeling, dan wordt de vraag actueel hoe objectieve beoordelingscriteria kunnen worden opgesteld (zie ook: Rutgers et al., 2000a), en hoe de relatie met het bodemgebruik kan worden verwerkt.

5.4 VERDERE EXPERIMENTELE ONDERBOUWING

Bij het in dit rapport beschreven onderzoek speelde het referentieprobleem een grote rol. De geselecteerde locaties vertegenwoordigden allemaal ernstige, maar ook zeer verstoorde, gevallen van bodemverontreiniging (zoals de bedoeling was). Het ligt daarom voor de hand om voor volgende locatiestudies minder aandacht te schenken aan het niveau van de verontreiniging, en juist te selecteren op de beschikbaarheid van geschikte referentielocaties. Dit geeft meer aanknopingspunten om de toegepaste biologische toetsmethoden aan een nadere beschouwing te onderwerpen, zoals bijvoorbeeld de relatie tussen biologische en chemische toetsmethoden, de toepasbaarheid van specifieke protocollen, en de betrouwbaarheid van de resultaten. Daarbij verdient het aanbeveling om in ieder geval gebruik te maken van een set geaccepteerde, (semi-)gestandaardiseerde, relatief snelle, bioassays en veldobservatieprotocollen. Dit type toetsen heeft potentie om in de nabije toekomst op grote schaal te worden toegepast.

5.5 SPECIFIEKE ONZEKERHEDEN BIJ TOEPASSING VAN EEN BIOLOGISCH INSTRUMENTARIUM?

Onafhankelijk van het bodemgebruik en het instrumentarium is kwantificering van ecologische effecten van bodemverontreiniging conceptueel onzeker. De conceptuele onzekerheden komen tot uiting bij:

1. de keuze van de referentie en de schaal.
2. de manier waarop een gemeten respons gekoppeld wordt aan een ecosysteemeffect (niet-lineariteit tussen respons en ecosysteemeffect, gevoeligheid van het instrumentarium).
3. de relatieve betekenis van een gemeten respons voor het ecosysteem.
4. de mate waarin een gemeten respons gekoppeld is aan de aanwezigheid van verontreiniging.

Voor de stofgerichte benadering zijn er keuzes gemaakt voor de punten 1 tot en met 3 (Swartjes, 1999; INS, 1999; Koolenbrander, 1995), namelijk:

1. De referentie is de 'schone' situatie, de schaal is een PEC/NEC verhouding of een berekening van toxische druk (Rutgers et al., 2000a).
2. De koppeling tussen de stofconcentraties en het ecosysteemeffect komt tot stand via zogenaamde species sensitivity distributions (SSD), op basis van NOEC-observaties in de literatuur (Swartjes, 1999; Rutgers et al., 2000a).

3. Voor de Nederlandse situatie worden de 50ste percentiel en de 5de percentiel van een op NOECs gebaseerde SSD gebruikt, waarbij in principe elke NOEC in gelijke mate bijdraagt aan de SSD.

Punt 4 is meestal niet relevant voor de stofgerichte benadering tenzij de biobeschikbaarheid erg laag is (en hoe bepaal je dat dan!).

Omdat er geen vergelijkbare oplossingen voor de toepassing van biologische parameters voorhanden zijn, is het praktisch gezien onmogelijk een risicobeoordeling uit te voeren uitsluitend op basis van biologische toetsresultaten. Theoretisch zijn er echter geen belemmeringen om dit te wel doen, omdat er op theoretische gronden verwacht mag worden dat er een relatie is tussen de aanwezigheid van stoffen en de toxische respons in monsters, en met in het veld waar te nemen ecologische effecten. Met andere woorden, omdat de stofgerichte benadering een belangrijke (nauwelijks ter discussie staande) positie inneemt bij ecologische risicobeoordeling, is de enige mogelijke toepassing van biologische instrumenten via een systematiek met een meervoudige bewijsvoering.

5.6 BODEMGEBRUIK

Bij de toepassing van een biologisch instrumentarium voor ecologische risicobeoordeling werd tot op heden de aandacht met name gericht op het in beeld brengen van effecten, en werd weinig rekening gehouden met het specifieke (beoogde) bodemgebruik of het type ecosysteem op de locatie. Omdat het bodemgebruik steeds belangrijker wordt bij de beoordeling van bodemkwaliteit dient het instrumentarium voor risicobeoordeling hierop te worden afgestemd. Dit kan op twee manieren vormgegeven worden (zie Rutgers et al., 2000b). Ten eerste kan de keuze van de toetsen worden afgestemd op de te beoordelen karakteristieken van het ecosysteem die specifiek zijn voor het bodemgebruik (bijv. specifieke natuurdoeltypen bij de 'Ecologische Hoofdstructuur'). Ten tweede kan er voor gelijkwaardige ecologische kenmerken (bijvoorbeeld life support functies) een gedifferentieerde beoordeling uitgevoerd worden, waarbij een hoog niveau nagestreefd wordt bij gevoelig bodemgebruik (natuurontwikkeling) en volstaan wordt met een laag niveau bij ongevoelig bodemgebruik (infrastructuur). De mogelijkheden en de betekenis van beide aanpakken voor de praktijk van de ecologische risicobeoordeling dienen in een praktijksituatie te worden onderzocht.

Wanneer de betekenis van een biologisch instrumentarium voor ecologische risicobeoordeling, in aanvulling op de klassieke stofgerichte aanpak, aangegeven kan worden, en het bodemgebruik op een verantwoorde manier tot uitdrukking kan worden gebracht in de eindbeoordeling, kan een begin worden gemaakt met de waardering (c.f. normstelling) van het vernieuwde instrumentarium. Hierbij dient de zogenaamde 90-10 regel in acht te worden genomen. Een functioneel instrumentarium dient een verdeling aan te brengen op een wijze waarbij ongeveer 10% van de meest ernstige gevallen wordt onderscheiden van 90% minder ernstige gevallen. Alleen bij een dergelijke scheve verdeling zal de toepassing van een nieuw instrumentarium meerwaarde hebben, ten opzichte van het niet toepassen. De discussie over de waardering en inpassing van een nieuw instrumentarium voor ecologische risicobeoordeling zal met inhoudelijk deskundigen en met de instanties voor implementatie (beleid, bevoegde gezagen) en toepassing (adviesbureaus, instituten) worden gevoerd.

Literatuur

- AquaSense (1997) Beoordeling saneringsurgentie verontreinigde bodems met bioassays. Rapportnr. 97.0859b, AquaSense, Amsterdam.
- Bal, D., Beijer, H.M., Hoogeveen, Y.R., Jansen, S.R.J., Van der Reest, P.J. (1995) Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, rapport nr. 11.
- Bongers, T. (1990) The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Bongers, T., Bongers, M. (1998) Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology* 10:239-251.
- Bongers, T., Ferris, H. (1999) Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Tree* 14: 224-228.
- CCME (1996) A framework for ecological risk assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Chapman, P.M. (1986) Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.
- De Zwart, D., Rutgers, M., Notenboom, J. (1999) Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingsstelsel. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 711701011.
- Den Besten, P.J., Smidt, C.A., Ohm, M., Ruijs, M.M., Van Berghem, J.W., Van de Guchte, C. (1995) Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 256-270.
- Dirven-van Breemen, E.M., Baerselman, R., Notenboom, J. (1994) Onderzoek naar de geschiktheid van de Potwormsoort *Enchytraeus albidus* en *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta, Annelida) in bodemecotoxicologisch onderzoek, RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 719102025.
- Egler, F. (1977) *The Nature of Vegetation: Its Management and Mismanagement*. Aton Forest, Norfolk, CT.
- Heida, H. (1981) Onderzoekresultaten Volgermeerpolder 1980-1981. Gemeentelijk Centraal Milieulaboratorium Amsterdam.
- Hulzebos, E.M., Van Breemen, E.M., Van Dis, W.A., Van Gestel, C.A.M., Herbold, H.A. (1988) De toxiciteit van een aantal prioritaire stoffen voor sla. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 718710001.
- INS (1999) Integrale Normstelling Stoffen, milieukwaliteitsnormen bodem, water en lucht. Interdepartementale stuurgroep INS. VROM, Den Haag.
- ISO (2001) Soil quality – Guidance on the ecotoxicological characterization of soils and soil materials. Draft international standard ISO/DIS 15799.
- IWACO (1995) Eindrapportage Nader onderzoek Laarder Waschmeercomplex. Incl. bijlagen.
- IWACO (1998) Eindrapportage Ecohydrologisch inrichtingsplan Laarder Wasmeren. Dec. 98
- Koolenbrander, J.G.M. (1995) Urgentie van bodemsanering - de handleiding. Tauw Milieu bv, SDU Uitgeverij, Den Haag.
- Lahr, J., Derksen, A., Postma, J., De Poorter, L. (1999) Locatiespecifieke beoordeling van actuele ecologische risico's in verontreinigde landbodems, een beslissingsondersteunend systeem voor ecologische beoordeling en prioritering van saneringsurgentie. Rapport 99.1254b. AquaSense, Amsterdam.

- Lancaster, J. (2000) The ridiculous notion of assessing ecological health and identifying the useful concepts underneath. *Hum. Ecol. Risk Assessm*: 6: 213-222.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Crommentuijn, G.H., Otte, P.F., Van de Plassche, E., Rikken, M.G.J., Rompelberg, C.J.M., Sips, A.J.A.M., Swartjes, F.A. (1999) Herziening interventiewaarde lood: evaluatie van de afleiding van de interventiewaarde grond/sediment en grondwater. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 711701013.
- Milieubalans (1998) Het Nederlandse milieu verklaard. RIVM, Bilthoven.
- Notenboom, J., Eijsackers, H.J.P., Swartjes, F.A. (1995) Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen. Deel III. Methodiek ter bepaling van het actuele risico voor het ecosysteem. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 715810003.
- Peekel, A.F., Doelman, P. (1999) Nematoden graadmeters voor bodemvervuiling. *Natuur en Techniek* 67(9): 6-15.
- Prins, E. (1982) Bioconcentrerings van organochloorverbindingen in een voedselketen op de vuilstortplaats in de Volgermeerpolder in Amsterdam. RIN, Arnhem. RIN rapport 82/8.
- Rotteveel, S., Berbee, R., Den Besten, P., Tonkes, M. (1999) Als Sherlock Holmes speuren naar oorzaken van toxiciteit. *H₂O* 32(5): 35-37.
- Rutgers, M., Faber, J., Postma, J., Eijsackers, H. (1998) Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Rapporten Programma geïntegreerd Bodemonderzoek deel 16, ISBN 90 73270 308, Programma geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Rutgers, M., Breure, A.M. (1999) Risk Assessment, microbial communities, and pollution-induced community tolerance. *Human and Ecological Risk Assessment* 5: 661-670.
- Rutgers, M., Aldenberg, T., Franken, R.O.G., Jager, D.T., Lijzen, J.P.A., Peijnenburg, W.J.G.M., Schouten, A.J., Traas, T.P., De Zwart, D., Posthuma, L. (2000a) Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 711701018.
- Rutgers, M., Postma, J., Faber, J. (2000b) Uitwerking van de Basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk. Rapporten Programma geïntegreerd Bodemonderzoek deel 29, ISBN 90-73270-43-X, Programma geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Schipper, C.A., Stronkhorst J. (1999) Toxiciteitstesten voor zoute baggerspecie. Report No. 90-369-3493-1, RIKZ.
- Schouten, A.J., Brussaard, L., De Ruiter, P.C., Sijpeel, H., Van Straalen, N.M. (1997) Een indicatorsysteem voor life support functies in relatie tot biodiversiteit. RIVM Bilthoven. RIVM rapport 712910005.
- STOWA/RIZA (1997) Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA/RIZA thema 17: risicoanalyse waterbodems. Rapport 97.42
- Suter II, G.W., Efronson, R.A., Sample, B.E., Jones, D.S. (2000) Ecological risk assessment for contaminated sites. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, US.
- Swartjes, F.A. (1999) Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19: 1235-1249.
- Tenner, W.A., Brouwer, A., Melchers, M., Wijten, G. (1999) Volgermeerpolder, natuurwaarde en kansen voor natuurontwikkeling. Dienst Ruimtelijke Ordening Amsterdam, planteam Openbare ruimte, Groen en Stadsecologie.

- Tuinstra, J., Durand-Huizing, A., Van Egmond, C.M. (2000) Risicobeoordeling ecosystemen verontreinigde waterbodems (2000). IWACO/Witteveen & Bos, AKWA-rapport 00.001, RIZA-werkdocument 2000.048x.
- Van Beelen, P., Fleuren-Kemilä, A.K. (1997) Influence of pH on the toxic effects of zinc, cadmium, and pentachlorophenol on pure cultures of soil microorganisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16:146-153.
- Van Beusekom, S.A.M., Admiraal, W., Sterkenburg, A., De Zwart, D. (1999) Handleiding PAM-Test, ECO notitie 98/09, Laboratorium voor Ecotoxicologie, RIVM, Bilthoven.
- Van der Waarde, J.J., Derksen, J.G.M., Peekel, A.F., Keidel, H., Bloem, J., Siepel, H. (2001). Risicobeoordeling van bodemverontreiniging met behulp van een TRIADE benadering met chemische analyses, bioassays en biologische veldinventarisaties. Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-Situ Sanering (NOBIS), Gouda. NOBIS-rapportnummer 98-1-28. Eindrapportage & bijlagenrapport.
- Van Esbroek M.L.P., Schouten, A.J. (1997). Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, Nematodenfauna deel 4: bemonstering 1995 (melk)veehouderijbedrijven op veen. RIVM, Bilthoven. RIVM rapport 714801016.
- VROM/IPO/VNG (1999) Van trechter naar zeef, ISBN 9012088437, SDU, Den Haag.
- Yeates, G.W., Bongers, T., De Goede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S. (1993) Feeding habits in soil nematode families and genera - an outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25: 315-331.

Bijlagen

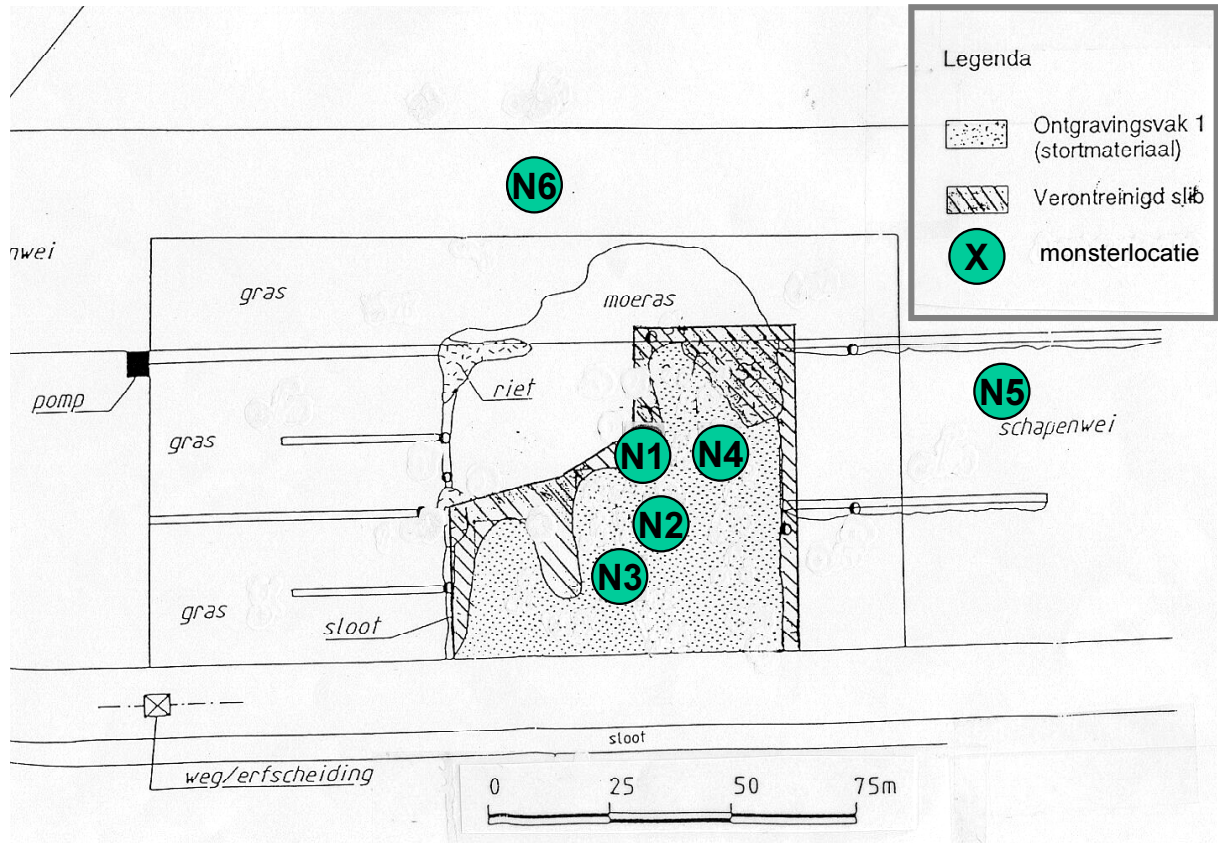
In de bijlagen 1 tot en met 6 wordt achtergrondinformatie gegeven over de locaties, monstervoorbehandeling, analysemethoden, en gedetailleerde analyseresultaten. Tevens zijn enkele overwegingen toegevoegd ten behoeve van een risicobeoordelingsfilosofie in het algemeen (bijlage 7) en die ten opzichte van de aanpak van het RIZA in het bijzonder (bijlage 8). In bijlage 9 werd het commentaar en de bespreking met de OZBG-ECO samengevat.

Inhoudsopgave bijlagen:

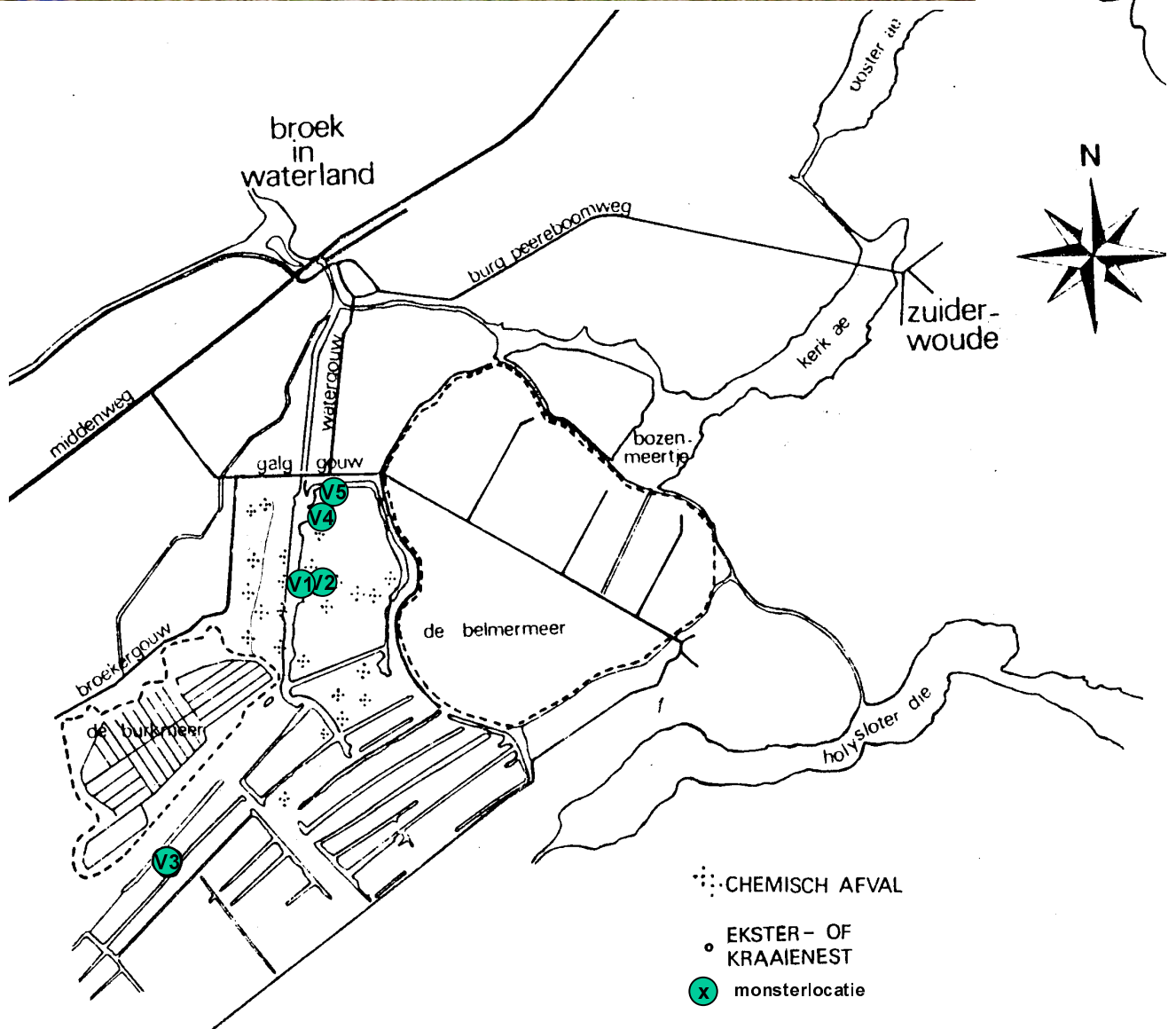
Bijlage 1. Plattegronden en foto's van de onderzoekslocaties	58
Bijlage 2. Enkele analysemethoden	61
Bijlage 3. Inventarisatie van plantengroei op de locaties	64
Bijlage 4. Resultaten van nematodenanalyses per grondmonster	68
Bijlage 5. bodemextracten voor Microtox- en PAM-algentoets	70
Bijlage 6. Ecosysteem – rekenen op onzekerheid	71
Bijlage 7. Conceptuele onzekerheden en de Triade	73
Bijlage 8. Overeenkomsten en verschillen in aanpak tussen RIZA en RIVM	74
Bijlage 9: Conclusies, aanbevelingen en discussiepunten van de OZBG-ECO	76
Bijlage 10: Verzendlijst	79

BIJLAGE 1. PLATTEGRONDEN EN FOTO'S VAN DE ONDERZOEKSLOCATIES

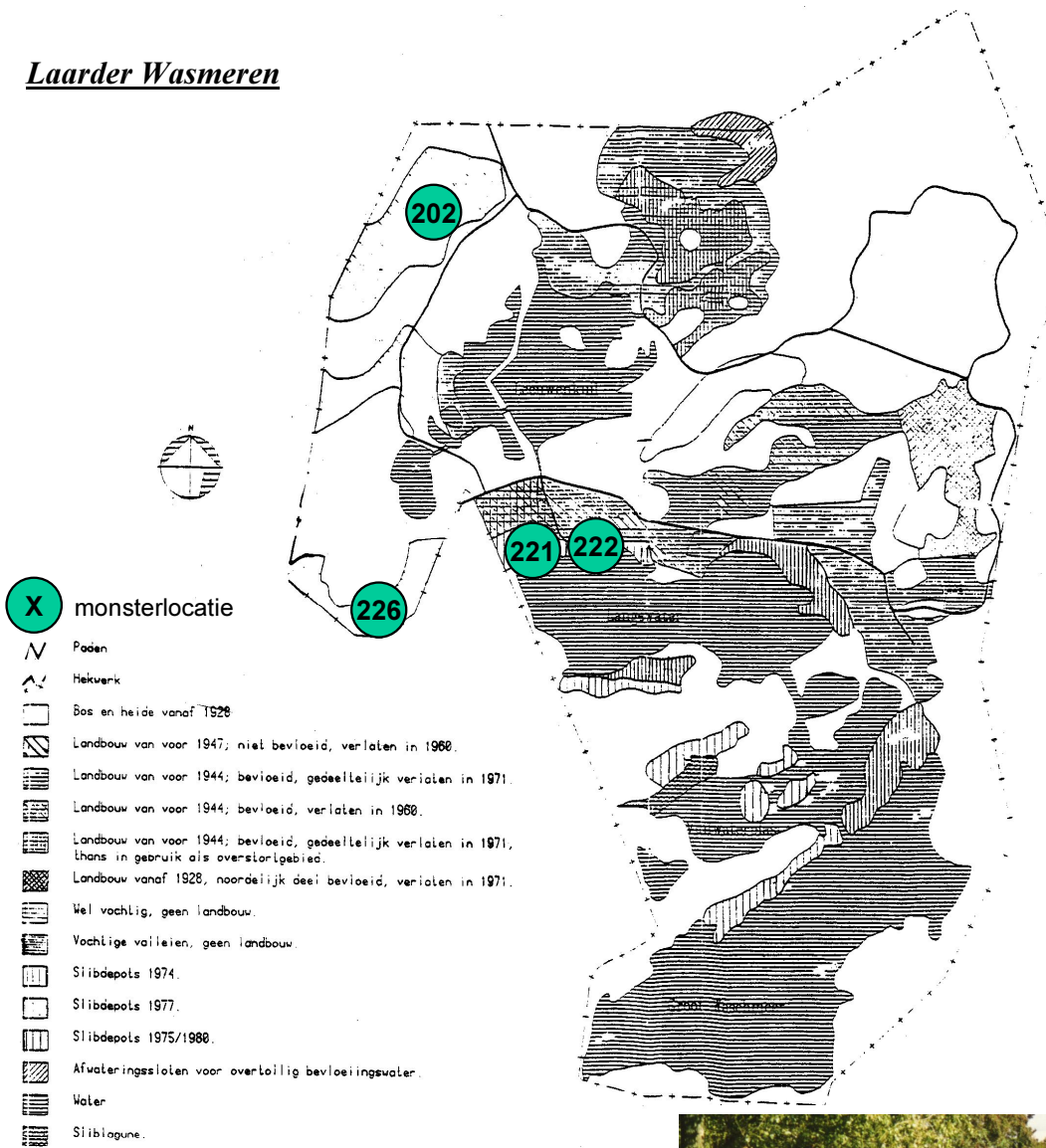
Ven Noordenveld Drenthe



















Volgermeerpolder



Laarder Wasmeren



X monsterlocatie

-  Paalen
-  Hekwerk
-  Bos en heide vanaf 1928
-  Landbouw van voor 1947; niet bevoeid, verlaten in 1968.
-  Landbouw van voor 1944; bevoeid, gedeeltelijk verlaten in 1971.
-  Landbouw van voor 1944; bevoeid, verlaten in 1968.
-  Landbouw van voor 1944; bevoeid, gedeeltelijk verlaten in 1971, thans in gebruik als overslootgebied.
-  Landbouw vanaf 1928, noordelijk deel bevoeid, verlaten in 1971.
-  Wel vochtig, geen landbouw.
-  Vochtige valleien, geen landbouw.
-  Slibdepots 1974.
-  Slibdepots 1977.
-  Slibdepots 1975/1980.
-  Afwateringsloten voor overtollig bevoeiingswater.
-  Water
-  Sliblagune.

17 Bron: Haalbaarheidsstudie Laarder Wasmeren en oml., October 1998 (IVACO rapport nr. 1018118)

0 250 m
Schaal 1: 5000



BIJLAGE 2. ENKELE ANALYSEMETHODEN

Reproductie van *Enchytraeus crypticus*

Volwassen enchytraeën van de soort *E. crypticus* worden onder geconditioneerde omstandigheden gedurende 4 weken blootgesteld aan grond. Na afloop van de blootstellingperiode worden de geproduceerde juvenielen uit de grond geëxtraheerd en geteld, evenals het aantal overlevenden van de oorspronkelijk ingezette volwassen wormen. Het aantal juvenielen per oorspronkelijk ingezette volwassen worm, per week wordt berekend.

Biologisch materiaal

De voor deze procedure te gebruiken soort is *Enchytraeus crypticus*. Volwassen dieren van dezelfde leeftijd met een duidelijk zichtbaar wit gekleurd ei in het lichaam.

Procedure

De grond moet op WHC₅₀ gebracht. Onder deze vochtcondities is de pF van het medium 2 à 2,5, hetgeen overeenstemt met de veldcapaciteit.

Deze soort enchytraeë reproduceert bij een pH boven de 3.2.

Voer het experiment in viervoud uit voor het bepalen van de reproductie.

Gebruik 15 enchytraeëën per testcontainer.

Incubeer de testcontainers in een klimaatkast bij 17 °C in het donker.

Voer de enchytraeëën wekelijks, al naar gelang ze gegeten hebben met een kleine hoeveelheid gemalen haverhout vlokken.

Stop na 28 dagen blootstelling het reproductie experiment Door de geproduceerde juvenielen te fixeren met een fixeer/-kleuringsmengsel.

Tel het totaal aantal juvenielen en het aantal teruggevonden adulten van elke testcontainer.

Bereken met de ruwe gegevens het aantal juvenielen per enchytraeë per week, per testcontainer en per monster.

De sterfte van de adulten mag na 4 weken niet meer dan 10% (1 of 2 dieren per testcontainer) bedragen.

Literatuur

SOP nr. ECO/273: Methode voor het bepalen van het effect van chemische verbindingen op de reproductie van *Enchytraeus crypticus*.

SOP nr. ECO/281: Het kweken van *Enchytraeus crypticus*.

Bepaling van het gloeiverlies van de grond

Een hoeveelheid grond wordt in een oven bij 105 °C gedroogd waardoor de grond zijn poriewater verliest. Daarna wordt deze grond achtereenvolgens verhit bij 450 °C of 550 °C hierdoor zullen organische stoffen oxideren, kristalwater zal ontwijken en sommige verbindingen zullen vervluchtigen.

Na deze stap zal de grond worden verhit tot 900 °C hierdoor zullen de carbonaten worden ontleed tot CO₂. Na iedere temperatuur stap wordt d.m.v. wegen het verschil in gewicht van de verhitte grond bepaald. Het uitgegloeide deel staat voor het organisch stof gehalte van de grond.

Bepaling van lutumgehalte en korrelgrootteverdeling met behulp van zeef en pipet

Met deze methode wordt het lutumgehalte en de korrelgrootte verdeling van grond- en waterbodemonsters berekend als percentage van het stoofdrome monster.

De grond wordt behandeld met waterstofperoxyde om de organische stof te oxideren. Daarna volgt een behandeling met zoutzuur om de aanwezige carbonaten om te zetten naar koolstofdioxide. Nadat de zandfractie door zeven is afgescheiden wordt de fractie kleiner dan 38 µm overgebracht in een standcilinder. De lutum fractie wordt vervolgens bepaald door op van tevoren vastgestelde tijden en diepten een exacte hoeveelheid suspensie uit de cilinder te pipetteren en in te dampen. Met behulp van het drooggewicht wordt de lutum-fractie en eventueel andere fracties hierna berekend. De korrelgrootteverdeling van de fracties > 38 µm wordt bepaald door het op de zeef achtergebleven materiaal te drogen, zeven en wegen. De randvoorwaarden van deze methode is dat het monster deeltjes bevat van < 2 mm en dat het gehalte aan anorganisch koolstof bekend is.

Literatuur

NEN 5753 (13 aug. 1991): Bepaling van lutumgehalte en korrelgrootteverdeling met behulp van zeef en pipet, Nedelandse Normalisatie-Instituut, Delft.

SOP ECO/313: Bepaling van lutumgehalte en korrelgrootteverdeling met behulp van zeef en pipet.

Toxiciteitsbepalingen met *Vibrio vischeri* volgens de microtox-toetsmethode

De methode voor het vaststellen van de acute toxiciteit van in bodemextracten opgeloste stoffen met behulp van de *Vibrio vischeri*, een mariene bacterie, waarvan de oude naam *Photobacterium phosphoreum* was, is hieronder kort omschreven. Zie voor bereiding bodemextract de bijlage: bodemextracten voor Microtox- en PAM-algentoets.

Het Microtox testsysteem (Microbics Corporation, Carlsbad, CA) is een gestandaardiseerd testsysteem, waarbij gebruik gemaakt wordt van de bioluminescerende bacteriestam *Photobacterium phosphoreum*. Deze mariene bacterie maakt luciferine, een energie rijke stof die als nevenprodukt van de citroenzuurcyclus ontstaat. Onder invloed van het enzym luciferase kan uit deze stof energie vrijgemaakt worden in de vorm van licht. Als de bacterie in contact komt met een stof die ingrijpt in het metabolisme of de membranen verstoort, dan zal er minder luciferine aangemaakt kunnen worden en zal een vermindering van lichtafgifte optreden. Deze lichtafgifte wordt gemeten met een lichtgevoeligheidscel. De mate van reductie van de luminescentie is evenredig met de toxiciteit van een monster.

Literatuur

NEN norm 6516: Water - Bepaling van de acute toxiciteit met behulp van *Photobacterium phosphoreum*, augustus 1991.

Sla kieming en slagroei experiment

Planten zaden van de soort *Lactuca sativa* worden in de verschillende grondmonsters gezaaid 1 week en 2 weken na kieming worden de slaplantjes geoogst, gewogen en gedroogd.

Aan de te testen gronden wordt een gelijke hoeveelheid voedingsoplossing toegevoegd, alvorens de grond op WHC₅₀ gebracht wordt. Zodat mineralen gebrek geen belemmering voor de groei zal zijn.

Het experiment wordt in viervoud uitgevoerd. Per replica worden 10 zaadjes gezaaid.

Na zaaien worden de testcontainers met glasplaten bedekt, na 5 dagen worden de glasplaten verwijderd en wordt dagelijks het verdampende water aangevuld met leidingwater

De testcontainers worden onder plantenlampen geplaatst bij 6500 Lux, RV 60% en de temperatuur is respectievelijk 25 ± 3 °C en $15-22$ °C tijdens het licht/donker regime van 16h/8h.

Kiemingspercentage in de verschillende gronden wordt bepaald.

Het droog en vers gewichten van de geogste planten wordt op twee tijdstippen bepaald.

Voorbehandeling van monsters ten behoeve van metaal analyse

Gedroogd gemalen bodemmateriaal wordt gewogen gedestruerd met koningswater (60 min bij 150 °C) aangevuld met Milli-Q tot 100 ml en gefiltreerd over 0.45 µm filter.

Minerale olie

Monsters worden afgewogen en gemengd met watervrij natriumsulfaat en talcpoeder en vervolgens gedroogd en fijngemalen.

10 gram van dit monster is 2 maal geschud met freon in een erlenmeier. Het bovenstaande, gefilterde, extract is geschud met Florisil en aangevuld tot 50 ml. In kwarts cuvet is de IR-absorpties gemeten met behulp van Fourier-transform spectrofotometer in het gebied 3500-2500/cm. Na basislijncorrectie is de extinctie bij ca. 2955 en 2925/cm bepaald en is het gehalte aan minerale olie berekend volgens de formule uit ontwerp NEN 5733.

PAM algentoets

De groenalg *Selenastrum capricornutum* wordt gedurende 4.5 uur blootgesteld aan een concentratie van een toxicant. Hierna wordt de remming van de fotosynthesefficiëntie bepaald met behulp van een PAM-fluorometer gekoppeld aan een autosampler en een computer. Vervolgens worden de effecten van de toxicant op het fotosynthesefficiëntie gekwantificeerd (EC50).

Literatuur

Handleiding PAM-TEST. RIVM, ECO notitie 98/09. S.A.M. van Beusekom, W. Admiraal, A. Sterkenburg & D. de Zwart

Referenties

RIVM, ECO notitie 98/09

Handleiding PAM-Test

S.A.M. van Beusekom, W. Admiraal, A. Sterkenburg en D. de Zwart.

Februari 1999

BIJLAGE 3. INVENTARISATIE VAN PLANTENGROEI OP DE LOCATIES

Ven Noordenveld Drenthe

NB Bij deze locatie werd slechts een indicatieve vegetatieopname uitgevoerd.

N1. Slibrand bij stortplaats. Aanwezige vegetatie

Riet

mos

Water Wilg *Salix cineria*

Berk

N2. N3. N4. Op de stort zelf. Korte begroeiing en hoge begroeiing op stortplaats, halfschaduw, ook zonnige plaatsen, naast berken, zanderig en organische grond met afval zoals scherven van porcelein en glas, botten, tanden, de vegetatie bestond uit:

Grote en kleine brandnetel

Winde

Zevenblad

Mos

Distel

Vedere aanwezige vegetatie op stort (maar niet bij de monsterplaatsen)

Berk

Water Wilg *Salix cineria*

Vlier

Beuk

Longkruid

Kleefkruid

N5. N6. Biezenveld en schapenweide, locatie zonnig.

Diverse gras en zeggesoorten

Volgermeerpolder

VGM 1: Dit is een plek op het midden van 'het eiland', moeilijk te bereiken door 2m hoge walkant. Volledig begroeid met hoge planten (2m). De grond bestaat uit een donkere organische massa met veel resten vuil, stenen, plastic, rubber.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monstereen was:

- *Urtica spec.* (Brandnetel)

- *Dipsacus fullonum* (Kaardebol)

- *Senecio jacobaeae* (Jacobskruid)

- *Arctium lappa* (Klis)

- *Calistegia sepia* (Winde)

- *Chamerion angustifolia* (Wilgeroosje)

- *Glechoma hedracea* (Hondsdrif)

- *Lamium album* (Dovenetel)

- *Galium aparine* (Kleefkruid)

- *Verbascum thapsus* (Toorts)

- *Cirsium spec.* (Distel)
- *Silene dioica* (Dagkoekoeksbloem)
- *Myosoton aquaticum* (Watermuur)
- *Eupatoria cannabinum* (Koninginnekruid)
- *Rubus fruticosus* (Braam)
- 'Mos'
- *Rosa canina* (Roos)
- *Sambucus ebulus* (Vlier)
- *Populus* (Populier)
- *Salix spec.* (Wilg)

VGM2. Deze plek bevond zich vlak naast VGM 1. De plek viel op doordat er op een stuk van ca. 1,5 bij 1,5 meter niets groeide. Tijdens monsternamen bleken er nog 'schilfers ijzer' in de grond te zitten. Zodat het waarschijnlijk een plek betrof met een vergaan afvalvat.

Vegetatie: **geen**

VGM 3. Dit is een perceel waarop tot 1980 huisvuil is gestort. De grond was humeus droog met organische stukjes. Veel resten huisvuil.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsternamen was:- *Urtica* (Brandnetel)

- Mos
- *Stellaria media* (Vogelmuur)
- *Phragmites australis* (Riet)
- *Glechoma hederacea* (Hondsdrif)
- 'Gras'

VGM 4. Dit is een perceel wat in een rapport als schoon aangeduid is maar mondelinge mededeling Stolk bleek dat hier juist veel lekkende vaten weg zijn gehaald en later ook de grond waar deze vaten op hebben gelegen verwijderd is. Daarna een laag slib opgebracht. Hoge ondoorgankelijke vegetatie, erg veel bramen restjes van afdekplastic aanwezig.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsternamen was:

- *Lycopus europeus* (Wolfspoot)
- *Silene dioica* (Dagkoekoeksbloem)
- 'Gras'
- *Eupatoria cannabinum* (Koninginnekruid)
- *Rumex spec.* (Zuring)
- *Urtica spec.* (Brandnetel)
- *Rubus fruticosus* (Braam)

VGM 5. De legakker zou een referentie locatie kunnen zijn Volgens de beheerder was dit een kleine bufferzone waar niet gestort is. Erg natte venige grond

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsternamen was:

- *Phragmites australis* (Riet)
- *Silene dioica* (Dagkoekoeksbloem)
- *Silene pratensis* (Avondkoekoeksbloem)
- *Urtica* (Brandnetel)
- 'Mos'
- *Salix spec.* (Wilg)
- *Sambucus ebulus* (Vlier; met judasoor)
- kleine stinkzwam

Laarder Wasmeren

LW221 Dit is een slib depot van 1974. Een open zonnige plek direct naast het Langewater. Er is totaal geen begroeiing de grond bestaat uit een donkere onverteerde organische massa. Aan de rand groeit een enkele gras- en mos polletjes.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsteren was:

Blauwgras

Mos

LW222. Dit is een slib depot van 1977. Een langgerekt perceel met zand walletjes om geven. Het is een open, voor 95% met dicht gras begroeide, plaats met een enkele boom De grond bestaat uit een dichte laag 20-30 cm organisch(onverteerd) materiaal zoals rietstengels met hierop een dikke laag doorwortelde graszode daaronder bevindt zich zand.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsteren was:

Vlier (*Sambucus ebulus*)

Zomereik (*Quercus robur*)

Drents krentebom (*Amelanchier lamarckii*)

Berk (*Betula spec.*)

Brandnetel (*Urtica spec.*)

Biezen

Gras

Blauwe gras

Muur

jacobskruiskruid (*Senecio vulgaris*)

Wolfspoot (*Lycopus europaeus*)

LW202. Dit is een perceel waarop tot 1947 landbouw is gepleegd en verlaten in 1960. Het is een perceel met schaduw van dennen die 25 jaar oud zijn veel ondergroei met bramen en brandnetel. De grond was zanderig met organische stukjes en een dikke strooisellaag.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsteren was:

Vlier (*Sambucus ebula*)

Dennen (*Pinus silvestris*)

Krentebom (*Amelanchier lamarckii*)

Berk (*Betula spec.*)

Am.Vogelkers (*Prunus serotina*)

Brandnetel (*Urtica spec.*)

Mos

Varen

Schapenzuring (*Rumex acetosella*)

Gras

LW226 . Dit is een perceel waarop tot 1947 landbouw is gepleegd en verlaten in 1960. Het is een half schaduwrijk perceel met een gemengde gezond uitzijende vegetatie. De bodem bestond uit een dikke laag doorwortelde graszode.

De meest in het oogspringende begroeiing op het moment van monsteren was:

Vlier (*Sambucus ebula*)

Krentebom (*Amelanchier lamarckii*)

Berk (*Betula spec.*)

Vogelkers (*Prunus serotina*)

Treurwilg (*Salix babylonica*)

Brandnetel (*Urtica spec.*)

Mos

Varen

Schapenzuring (*Rumex acetosella*)

Gras

Roos (*Rosa canina*)

Muur

Hondsdrif (*Glechoma hederacea*)

Jacobskruid (*Senecio vulgaris*)

Hei (*Calluna vulgaris*)

BIJLAGE 4. RESULTATEN VAN NEMATODENANALYSES PER GRONDMONSTER

De tabel bevat ruwe informatie, in de vorm van het aantal gedetermineerde nematoden per monster. De soortenlijst is aangevuld met berekeningen voor de Maturity Index en de verdeling naar voedselgroepen. Voor berekening van het aantal taxa zijn sommige eenheden later samengevoegd. Het monster WM221mos bestand uit polletjes mos die werden verzameld aan de rand van een kaal slibdepot. De overige zijn grondmonsters.

aantallen gedetermineerd	Indeling		Locatiecode					WM 221 mos	WM 221	WM 222	WM 226 ref.	WM 202	NV ref.	NV stort
	cp	voed. Groep	VGM 1	VGM 2	VGM 3	VGM 4	VGM 5							
Rhabditidae	1	bf	19	17	12	22	32	3	1	6	9	3	0	14
Panagrolaimus	1	bf	14	5	21	5	8	0	0	5	3	1	0	0
Panagrolaimus rigidus	1	bf	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P. detritophagus	1	bf	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0	1	0
Neodiplogasteridae	1	bf	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Monhysteridae	2	bf	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eumonhystera	2	bf	1	4	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Cephalobidae	2	bf	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eucephalobus	2	bf	3	4	3	2	0	0	0	1	2	0	0	0
Eucephalobus striatus	2	bf	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heterocephalobus	2	bf	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Acrobelloides B	2	bf	6	23	6	16	17	48	79	54	13	17	12	14
Acrobelloides C	2	bf	1	4	2	0	14	16	16	12	3	6	0	2
Cervidellus	2	bf	0	0	0	0	0	0	0	1	1	14	0	0
Cervidellus serratus	2	bf	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Acrobeles	2	bf	1	0	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0
Plectidae	2	bf	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Plectus	2	bf	8	6	8	4	14	11	0	7	9	10	10	7
Plectus parietinus	2	bf	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Plectus acuminatus	2	bf	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	4	0
Plectus parvus	2	bf	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Wilsonema	2	bf	1	0	0	1	1	0	0	0	7	0	2	0
Wilsonema otophorum	2	bf	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1
Teratocephalus	3	bf	3	0	8	2	5	0	0	1	7	3	1	2
Chronogaster	3	bf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1
Chromadoridae	3	bf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chromadorida	3	bf	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Prodesmodora	3	bf	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	2	0
(cf) Bastiania	3	bf	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Prismatolaimus	3	bf	7	24	3	2	2	0	0	0	8	0	1	1
Prismatolaimus intermedius	3	bf	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prismatolaimus dolichurus	3	bf	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Alaimidae	4	bf	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Alaimus	4	bf	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
Mononchidae	4	ca	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Clarkus	4	ca	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clarkus papillatus	4	ca	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anguinidae	2	hf	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ditylenchus	2	hf	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphelenchus	2	hf	4	5	5	7	0	1	0	0	0	0	0	6
Aphelenchus avenea	2	hf	1	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphelenchoides	2	hf	17	7	24	3	23	66	52	23	11	73	8	11

aantallen gedetermineerd	Indeling		Locatiecode					WM 221 mos	WM 221	WM 222	WM 226 ref.	WM 202	NV ref.	NV stort
	cp	voed. Groep	VGM 1	VGM 2	VGM 3	VGM 4	VGM 5							
Diphtherophora	3	hf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Diplogasteridae	1	om	0	11	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dorylaimoidea	4	om	0	4	1	0	1	0	0	0	1	1	2	2
Dorylaimus stagnalis	4	om	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Microdorylaimus parvus	4	om	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Tylenchidae		pf	12	0	6	8	2	4	1	14	60	14	77	25
Coslenchus		pf	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Aglenchus agricola		pf	1	1	0	3	0	0	0	1	4	1	31	3
Filenchus		pf	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Paratylenchus		pf	11	0	25	43	0	0	0	1	0	0	0	8
Paratylenchus projectus		pf	2	1	6	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Paratylenchus nanus		pf	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dolichodoridae		pf	0	1	0	0	0	0	0	0	3	3	0	15
Tylenchorhynchus dubius		pf	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Meloidogyne naasi		pf	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heterodera		pf	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	5
Hoplolaimidae		pf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Helicotylenchus		pf	6	1	1	7	13	0	0	10	0	0	2	18
Helicotylenchus paxilli		pf	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pratylenchus		pf	16	0	3	4	16	0	0	6	4	0	0	0
Pratylenchus crenatus		pf	0	0	1	2	7	0	0	3	0	0	0	0
Pratylenchus penetrans		pf	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Trichodoridae		pf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Paratrichodorus		pf	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Dauerlarve			15	9	5	0	5	4	0	2	5	1	0	0
Totaal plantenparasieten			48	5	44	78	38	4	1	42	72	16	110	85
Totaal niet-parasieten			88	137	108	72	120	149	149	111	83	133	49	65
Totaal nematoden incl Dauerl.			151	151	157	150	163	157	150	155	160	150	159	150
Berekening MI														
% cp=1			37.5	24.8	35.2	37.5	33.3	3.4	0.7	9.9	14.5	3.0	2.0	21.5
% cp=2			50.0	48.2	50.0	51.4	58.3	96.6	99.3	88.3	62.7	92.5	77.6	63.1
% cp=3			12.5	19.7	13.0	11.1	7.5	0.0	0.0	0.9	18.1	3.0	16.3	7.7
% cp=4			0.0	7.3	1.9	0.0	0.8	0.0	0.0	0.9	4.8	1.5	4.1	7.7
% cp=5			0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
MI(1-5)			1.75	2.09	1.81	1.74	1.76	1.97	1.99	1.93	2.13	2.03	2.22	2.02
MI(2-5)			2.20	2.46	2.26	2.18	2.14	2.00	2.00	2.03	2.32	2.06	2.25	2.29
Indeling voedselgroepen														
% bacterie-etters			47.8	71.1	50	41.3	60.8	53.6	64	57.5	44.5	38.9	24.5	28.7
% carnivoren			0	4.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.7
% schimmeleters			16.9	10.6	19.7	6.7	14.6	43.8	35.3	15.0	7.1	49.7	5.0	12
% omnivoren			0	10.6	1.3	0	0.6	0	0	0	1.9	0.7	1.3	2
% planteneters			35.3	3.5	28.9	52	24.1	2.6	0.7	27.5	46.5	10.7	69.2	56.7

BIJLAGE 5. BODEMEXTRACTEN VOOR MICROTOX- EN PAM-ALGENTOETS

De toegepaste methode is een variant op de KEMA-methode zoals beschreven in de rapportage van het NOBIS-project (nr. 96-1-13) 'Effectiviteit van bioassays bij het monitoren en beoordelen van het milieurendement van in-situ biorestauratie', geschreven door Bioclear B.V. te Groningen, januari 1998.

Variant op KEMA-methode:

- Er wordt gecentrifugeerd i.p.v. gefiltreerd (i.v.m. snel dichtslaan van filters).
Centrifugestappen:
 - 10 min. centrifugeren in met parafilm afgesloten glazen buizen bij 1500 rpm (350 g).
 - supernatant overgieten in glazen Corex centrifugebuizen en afsluiten met parafilm.
 - 20 min. centrifugeren bij 20.000 rpm (40.000 g) in een gekoelde centrifuge (ong. 5 °C).
- Als extractievloeistof wordt 2mM Ca(NO₃)₂ gebruikt i.p.v. 1mM (benadert de realiteit in grond beter, blijft echter discutabel i.v.m. natuurlijke variaties).

De aangepaste methode wordt dan:

1. 100g veldvochtige grond op WHC 100 brengen:

Voorbeeld: veldvochtige grond, bewaard bij 4 °C. Gemeten vochtgehalten:

Veldvochtig: 11.7% H₂O. WHC 100: 55.4% H₂O (volledig verzadigd).

Gewicht van 100g veldvochtige grond wordt, na aanvullen met demiwater tot WHC 100: $100/1.117 \times 1.554 = 139$ g.

Dus toevoegen aan 100g van *deze* veldvochtige grond: 39 g demiwater → WHC 100.

Totaal wordt er extractievloeistof toegevoegd in de verhouding Liquid/Solid = 1 (l/kg DW). Er wordt in 24 uur echter in twee stappen geëxtraheerd, twee keer met de halve hoeveelheid vloeistof.

2. Eerste extractiestap:

Extractievloeistof toevoegen in verhouding L/S = 0.50 (l/kg DW), in afgesloten glazen fles met weinig head space, 6 uur op rollenbank, schudtafel of end-over-end shaker (zorg voor goede menging; vereist enige improvisatie), 5 min. bezinken, afschenken in centrifugebuizen, centrifugeren (twee stappen, zie boven), uit centrifugebuizen afschenken dan wel pipetteren en in glazen flesje bewaren bij 4 °C.

3. Tweede extractiestap:

Bezinksel en centrifuge-pallets bij elkaar voegen in glazen fles en weer extractievloeistof toevoegen (L/S = 0.50), 18 uur rollen, 5 min. bezinken, afschenken, centrifugeren, afschenken of pipetteren en toevoegen aan het extract van de eerste stap.

4. Als er nog zwevende deeltjes zichtbaar zijn: laten bezinken en opdrijven, daarna helder deel van het extract voorzichtig pipetteren naar een schoon flesje.

Filtreren over een 0.45 µm (PVDF) filter na het centrifugeren is een optie, als standaardisatie van de diverse monsters.

5. Stel de pH van het extract met behulp van NaOH of HCl op ongeveer 7.

6. Microtox / PAM volgende dag uitvoeren met het verse extract (deel van het extract evt. invriezen ten behoeve van analyses of extra testen).

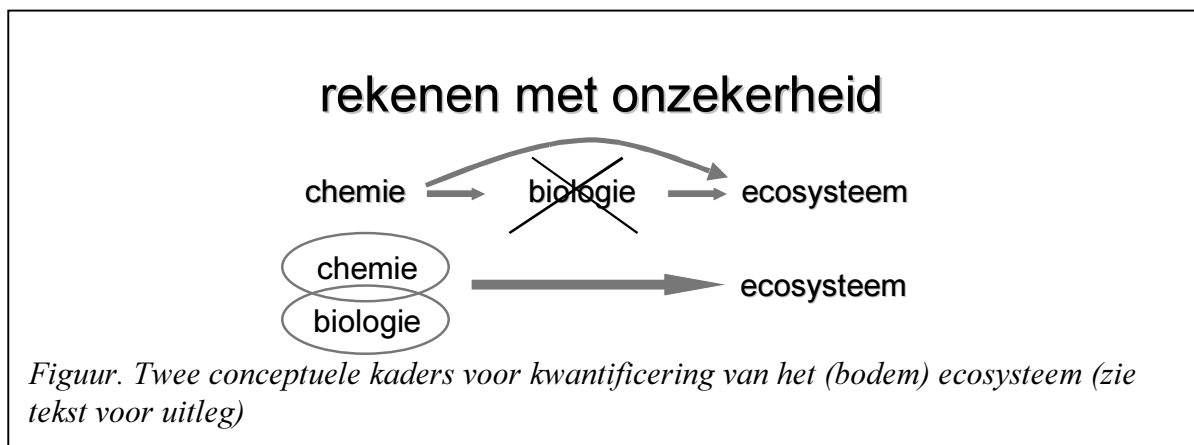
BIJLAGE 6. ECOSYSTEEM – REKENEN OP ONZEKERHEID

Het instrumentarium ten behoeve van het milieubeleid werd sterk geënt op chemische parameters van de bodem; logisch omdat ook thema's van het milieubeleid sterk zijn gebaseerd op bodemchemische parameters (pH, eutrofiering, toxische stoffen, bodemvocht).

Vermindering van milieuschade door het verminderen van de druk is lange tijd sturend geweest voor het milieubeleid. Omdat de meeste milieuproblemen hardnekkig bleken, werd de vraag actueel hoe effectief het milieubeleid was in termen van vermindering van schade aan het ecosysteem, aan de natuur, of aan de volksgezondheid. Daarmee ontstond de behoefte om de milieueffecten te kwantificeren. De roep om meer ecologische veldwaarnemingen is hiermee verklaard, maar is deze ook te verdedigen?

Een klassieke gedachtlijn (zie figuur) gaat uit van het idee dat bodemchemische en bodemfysische factoren een habitat faciliteren voor het biologische leven. Het (bodem)ecosysteem wordt dan vooral gekenmerkt door de biologische verscheidenheid en de interacties, maar is volledig verklaarbaar uit de abiotische gegevens. Dit idee gaat voorbij aan het feit dat het biologische leven voor het relevante deel deze abiotische parameters beïnvloedt (voorbeelden; zuurstof en waterstof), zowel op wereldniveau (Mm) als op microniveau (nm). Het gaat ook voorbij aan de overweging dat het ecosysteem niet eenvoudigweg de som is der afzonderlijke delen (moleculen), maar dat een meer holistische beschrijving bijdraagt aan begrip (organismen en levensgemeenschappen).

Een andere gedachtlijn gaat uit van het idee dat alleen veldbiologische gegevens relevante informatie over het betreffende ecosysteem kunnen opleveren, omdat de chemische en fysische parameters zich 'verder weg' bevinden van het eindpunt. Dit idee gaat voorbij aan het feit dat het ecosysteem dermate gecompliceerd is dat we het nooit kunnen bevatten (vrij



naar: 'ecosystems are not more complex than we think; they are more complex than we can think' Egler, 1997). We ontberen een allesomvattende ecosysteemtheorie. Met andere woorden, deskundigen kunnen per definitie niet weten wat belangrijker is: de olifant, een specifieke groep micro-organismen (of alles wat ertussen zit), of de abiotische parameters.

Een modernere opvatting is dat het biologische leven en de fysische en chemische omgeving niet los beschouwd kunnen worden en dat alle gegevens in principe bijdragen aan de beschrijving van het (eco)systeem (Lancaster, 2000). Echter, de vaststelling van de toestand van een ecosysteem zal altijd subjectief zijn. Voor de beschrijving van een ecosysteem dienen alle gegevens te worden beschouwd en eventueel te worden geïntegreerd; het weglaten of negeren van potentiële gegevens (bijvoorbeeld biologische veldgegevens, of juist de abiotische gegevens) leidt per definitie tot een onvolledige toestandsbeschrijving. In

die zin zijn abiotische en biotische parameters complementair (zie figuur 8); ze leveren allebei unieke informatie. In retrospectief kan bepaald worden welke parameters het sterkste bijdragen aan de toestandbeschrijving van het ecosysteem, maar op dit moment zijn er onvoldoende gebalanceerde gegevens aanwezig, omdat accent nog te sterk ligt op de abiotische benadering.

BIJLAGE 7. CONCEPTUELE ONZEKERHEDEN EN DE TRIADE

De Triade-benadering is voorgesteld als een pragmatisch aanpak om conceptuele onzekerheden in individuele beoordelingsinstrumenten te reduceren (Chapman, 1986). In elke Triade-poot wordt een familie beoordelingsinstrumenten gegroepeerd met aan elkaar gerelateerde conceptuele onzekerheden. In deze bijlage wordt puntsgewijs aangegeven waar elke Triade-poot op gebaseerd is en welke (familie van) conceptuele onzekerheden vertegenwoordigd wordt.

1. Chemie: beoordelingsinstrument op basis van de aanwezigheid van stoffen in het abiotische en biotische milieu.

Kenmerken:

- concentratie van verontreinigende stoffen in monster en in biota
- laboratorium toxiciteitsdata; voornamelijk literatuurgegevens
- blootstelling, biobeschikbaarheid, evenwichtspartitie, poriewater concentraties
- bioaccumulatie en voedselketeneffecten

Conceptuele onzekerheden:

- onbekende stoffen en onbekende mengsel effecten
- geen of onbetrouwbare toxiciteitsdata
- toxiciteitsdata zijn ecologisch gezien irrelevant
- indirecte effecten en levensgemeenschap effecten worden niet geaddresserd
- adaptatie

2. Meetbare toxiciteit: beoordelingsinstrument op basis van bioassay (biomarker) uitslag

Kenmerken:

- toepassing van bioassays (in vitro en in situ)
- biomarkers (met testorganismen)
- adresseert mengsel effecten en onbekende stoffen
- geeft inzicht in meetbare toxiciteit in het mengsel

Conceptuele onzekerheden:

- geen informatie over voedselketen effecten
- langdurige blootstelling meestal niet meegenomen
- meetbare toxiciteit levert geen relevante informatie over ecosysteemeffecten
- indirecte effecten en levensgemeenschap effecten worden niet geaddresserd

3. Biologische veldwaarnemingen: beoordelingsinstrument op basis van waarneembare biologische veranderingen in het veld

Kenmerken:

- biologische veldwaarnemingen
- biomarkers (in veldorganismen)
- biologische veldmonitoring
- populatie en gemeenschapseffecten kunnen worden gemeten

Conceptuele onzekerheden:

- zwak verband met de aanwezigheid van verontreiniging
- gevoeligheid is laag, analyse moeilijk of kost veel tijd
- scenario evaluatie moeilijk
- biologische waarnemingen zijn ecologisch gezien niet relevant (door het ontbreken van ecosysteemtheorie).

BIJLAGE 8. OVEREENKOMSTEN EN VERSCHILLEN IN AANPAK TUSSEN RIZA EN RIVM

Het RIZA is ook actief bezig op het gebied van de ontwikkeling van risicobeoordelings-systematieken voor verontreinigde (water)bodem (bijv. Tuinstra et al., 2000; Den Besten et al., 1995; STOWA/RIZA, 1997). In de water(bodem)wereld heeft men zelfs een langere traditie van het toepassen van bioassays en ecologische veldinventarisaties ten behoeve van risicobeoordeling dan bij landbodems. Meetmethoden voor water en waterbodems zijn in het algemeen verder ontwikkeld dan voor de droge bodem, omdat er meer ervaringskennis is en referentiegegevens beschikbaar zijn. Recent is door het RIKZ een serie toetsen gebundeld die gebruikt kunnen worden bij het testen van zoute baggerspecie (Schipper en Stronkhorst, 1999). Het Advies- en Kenniscentrum Waterbodems heeft kort geleden een rapport gepubliceerd over beoordeling van waterbodems (Tuinstra et al., 2000). Met andere woorden, zowel bij waterbodems als bij droge bodem wordt meer dan voorheen ingezet op het toepasbaar maken van bioassays en veldwaarnemingen ten behoeve van ecologische risicobeoordeling.

Overeenkomsten tussen diverse voorstellen van RIZA, RIKZ en RIVM zijn groot. Alle instituten benadrukken de meerwaarde van het gebruik van aanvullende toetsen en veldwaarnemingen ter aanvulling op de 'klassieke' aanpak van een risicobeoordeling op basis van de aanwezigheid van verontreiniging in het abiotische en biotische milieu. Betrokkenen realiseren zich dat de grootste drempel voor de praktische invoering van nieuwe technieken gelegen is in de ervaringsachterstand ten opzichte van conventionele stofgerichte beoordelingstechnieken. In potentie hebben de voorgestelde technieken een duidelijke meerwaarde. Doordat er echter te weinig praktijkervaring mee is opgedaan zijn ze als beoordelingsparameters nog tamelijk onbetrouwbaar. Alleen het veelvuldig gebruiken van nieuwe testen draagt bij aan verbetering en de uiteindelijke acceptatie ervan; een kwestie van 'de kip en het ei'.

Er zijn ook verschillen tussen de benadering die het RIZA volgt en die het RIVM voorstelt. Zolang het gebruik van bioassays en ecologische veldwaarnemingen nog niet routinematig wordt opgepakt, zijn deze verschillen niet belangrijk. Het is wellicht toch verstandig om in een vroeg stadium stil te staan bij mogelijke verschillen, omdat ze in dit stadium relatief makkelijk te overbruggen zijn.

Een centraal axioma voor de beoordeling van waterbodems is de 'verklaarbaarheid' van effecten (Tuinstra et al., 2000). Als gevolg van dit axioma is er een hiërarchie in de beoordelingsparameters aanwezig, namelijk van de aanwezigheid van verontreiniging, via mogelijke blootstelling van ecologische eindpunten, naar waar te nemen effecten in het veld. De Triade wordt als praktische benadering gebruikt om deze 'verklaarbaarheid' te kwantificeren in een eenheid die voor risicobeoordeling relevant is. Als gevolg hiervan gaat relatief veel aandacht naar de biobeschikbaarheid en de blootstelling van mogelijk ecologische eindpunten, omdat dit een essentiële schakel lijkt voor de verklaarbaarheid van effecten.

Het RIVM hanteert als centraal axioma dat er niet a priori een hiërarchie (causaliteitsketen) in Triade-elementen aanwezig is (zie ook bijlage 9.7), omdat ook de ecologische veldwaarnemingen (beter: biologische veldwaarneming) conceptueel onzeker zijn als het gaat om de kwantificering van ecologische effecten. Een waargenomen effect op een specifieke populatie (bijv. regenwormen of muggenlarven) of levensgemeenschap (bijv. nematoden) is weliswaar een veldwaarneming, maar de relatie naar het totale ecosysteem is soms moeilijk te leggen. Vaak worden diverse waarnemingen volwaardig meegeteld en blijven weegfactoren achterwege (maar: Den Besten et al., 1995).

Overwegingen aangaande biobeschikbaarheid voor de beoordeling kunnen ook gebruikt worden bij de 'waardevrije' Triade, maar hoeven niet essentieel te zijn. Dit heeft als voordeel dat de conceptuele onzekerheden van een biobeschikbaarheidscorrectie voor het kwantificeren van ecologische effecten op een praktische wijze aangepakt kunnen worden. Er wordt als het ware rekening gehouden met de conceptuele onzekerheid van het begrip biobeschikbaarheid. Het nadeel van een 'waardevrije' Triade is dat de benadering meer is gebaseerd op het black box principe en er relatief weinig aandacht is voor de 'verklaringen'.

De verminderde nadruk op de 'verklaarbaarheid' van effecten hoeft bij landbodems niet een groot probleem te zijn. Bij landbodems wordt er relatief weinig gesaneerd, o.a. omdat de ingreep zelf grote effecten voor het ecosysteem kan hebben, of omdat de omvang van de problemen domweg te groot is. Met andere woorden de vraag is actueel waar een locatie met een verminderde bodemkwaliteit nog wel geschikt voor is. In die zin is een focus op ecologische effecten en bodemkwaliteit in brede zin belangrijker dan het aanwijzen van de oorzaken van de verminderde kwaliteit. Desalniettemin kan inzicht hierin bijdragen aan optimale inrichting van het bodemgebruik, door deze te beheersen (bijvoorbeeld blootstelling beperken of reinigend vermogen stimuleren). Wanneer dit en het wegnemen van mogelijke oorzaken een optie zijn, kan alsnog, in een tweede stadium, de nadruk worden gelegd op de verklaarbaarheid van effecten op een wijze zoals RIZA voorstelt (Tuinstra et al., 2000). Hiervoor zijn ook specifieke technieken zoals TIE (Rotteveel et al., 1999) en PICT (Rutgers en Breure, 1999) bruikbaar.

BIJLAGE 9: CONCLUSIES, AANBEVELINGEN EN DISCUSSIEPUNTEN VAN DE OZBG-ECO

De onderzoeksbegeleidingsgroep ecotoxicologische risico's (OZBG-ECO), een adviesorgaan met vertegenwoordigers uit diverse geledingen (de overheid en enkele aan de overheid gelieerde instituten, adviesraden, industrie, milieubeweging) heeft in haar vergadering van 19 juni jl. dit rapport besproken. Hieronder volgt een samenvatting van de bevindingen.

Conclusies

De OZBG-ECO is van mening dat de Triade benadering een welkome aanvulling vormt op een ecologische risicobeoordeling die uitsluitend gebaseerd is op milieuchemische gegevens en literatuurgegevens over toxiciteit en doorvergiftiging. De Triade moet beschouwd worden als een pragmatische methode om grote conceptuele onzekerheden in de risicobeoordeling te voorkomen door gebruik te maken van meervoudige, onafhankelijke 'bewijsvoering'. Een gelaagde aanpak, zoals door het RIVM werd voorgesteld, heeft de instemming van de OZBG-ECO.

Vraagtekens moeten er geplaatst worden bij de huidige toepasbaarheid van biologische testmethoden (veldgegevens en bioassays), omdat er weinig adequate ervaring voorhanden is, en er vaak referentieproblemen zijn. Daarmee komt het voorstel voor een beslissingsondersteunend systeem (DSS) te vroeg, omdat een dergelijk raamwerk het gevaar met zich meebrengt van ondoordachte toepassing, bijvoorbeeld door adviesbureaus. Momenteel worden risicobeoordelingen door adviesbureaus uitgevoerd met het sleutelwoord Triade.

De aanpak dient genuanceerder gebracht te worden, waarbij meer dan bij de huidige werkwijze de locatiespecifieke afwegingen zichtbaar worden gemaakt, bijvoorbeeld voor wat betreft de samenstelling van het instrumentarium voor de beoordeling (de specifieke toetsen) en het gebruik van relevante gegevens van de locatie.

Aanbevelingen

De OZBG-ECO raadt aan om het DSS in het rapport niet al.s allesomvattend raamwerk te presenteren wat bepalend is voor de onderzoeks aanpak. In het al.gemeen zou de aanpak van het DSS verbeterd kunnen worden door eerst de beschermingsdoelen aan te geven, en pas daarna het instrumentarium samen te stellen.

In het rapport dient er meer aandacht gegeven te worden aan de verwoording van ervaringen met de kwantitatieve invulling van de Triade-benadering en met name dan voor wat betreft de grote knelpunten; toepassing van biologische toetsen voor risicobeoordeling.

De aanname dat op basis van een meervoudige, onafhankelijk 'bewijsvoering' er een beter bewijs ontstaat dient genuanceerd te worden. Het is nog altijd mogelijk (al lijkt de kans kleiner) dat de risico's op basis van een kwantitatieve Triade verkeerd worden ingeschat. De motivatie om dan toch de Triade toe te passen is gebaseerd op het onvermogen om ecologische risico's te bepalen.

Op specifieke punten bij de uitvoering van verschillende toetsen dienen onduidelijkheden nader toegelicht te worden, zoals bijvoorbeeld de betekenis van pH-aanpassingen bij sommige bioassays en de interpretatie van een positieve afwijking ten opzichte van de referentiesituatie. Er dient meer aandacht te komen voor het aspect doorvergiftiging bij het samen te stellen instrumentarium.

Discussiepunten

Een aantal aspecten werd aangestipt die als punten voor nadere discussie moeten worden beschouwd:

- De overeenkomsten en verschillen tussen de aanpak van het RIZA en de voorstellen van het RIVM werden niet bediscussieerd (zie ook bijlage 9). De voor- en nadelen van beide methodieken werden dus ook niet besproken. Dit wordt voorlopig aan RIZA en RIVM overgelaten.
- Het is onduidelijk of, en hoe, de resultaten van biologische onderzoek (toetsen) in een cijfer kunnen (of moeten) worden uitgedrukt. Het is onduidelijk of biologische toetsen in essentie op dezelfde wijze kunnen worden ingezet als traditionele chemische beoordelingsmethodieken. Zijn locaties met elkaar te vergelijken wanneer er hetzelfde (biologische) instrumentarium wordt ingezet (inclusief locatiespecifieke referentiegegevens)?
- De mate waarin gebruik kan (moet) worden gemaakt van standaard toetsen is onduidelijk. Men vraagt zich soms af of het zin heeft een bioassay uit te voeren als het betreffende organisme niet in het gebied voorkomt (bijvoorbeeld een regenwormtoets of de Microtox).

Antwoord van de auteurs

Het commentaar van de OZBG-ECO hebben we in dank aanvaard. Wij zijn het ook eens met de meeste opmerkingen en het meeste commentaar en hebben het naar vermogen verwerkt in dit rapport.

Zonder het hele rapport te herschrijven hebben we de positie van het DSS 'als religie' genuanceerd, en daarvoor in de plaats de aandacht verlegd naar de kwantitatieve Triade en een nog 'krakkemikkig' DSS. Een opmerking willen we hierover nog wel maken: diverse bevoegde gezagen kennen het begrip Triade-beoordeling en vele adviesbureaus schermen momenteel met systematieken voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - er is blijkbaar behoefte aan.

Er is inderdaad een sterke achterstand bij de toepassing van biologische toetsen voor risicobeoordeling ten opzichte van de toepassing van stofgerichte methodieken. Aan de andere kant hebben biologische methoden, naast de bestaande methoden, een duidelijke potentie als betekenisvolle beoordelingsstoetsen. Om uit de impasse (de achterstand weerhoudt toepassing, zodat de achterstand in stand gehouden wordt) te komen dient er een doorbraak te komen ten gunste van de toepassing van biologische toetsen.

Hoewel uiteindelijk het doel is om een beoordelingsinstrument te ontwikkelen, is bij de in dit rapport beschreven studie dat doel nog ver weg, en is 'slechts' aandacht geschonken aan de inrichting van een kwantitatieve Triade-benadering. In die zin hebben de praktijkstudies geen waarde voor de beoordeling van de verschillende locaties en hoeft het instrumentarium daar in dit stadium niet op aangepast te worden. Het instrumentarium dient daarentegen wel ingericht te worden op het bodemtype en ecosysteemtype. Omdat we in een eerste stap op een eenvoudig (laag) niveau willen starten, dienen min of meer standaardbepalingen ingezet te worden die voor elk bodemtype bruikbaar zijn. Bij de hogere tredes dient meer locatiespecifieke detail te worden toegevoegd.

We zijn het niet met de OZBG-ECO eens betreffende de veronderstelde afwijkende betekenis van een stofgerichte beoordeling en een beoordeling op basis van biologische toetsen. Als het gaat om de kwantificering van ecologische risico's is een chemische waarde net zo (weinig) betekenisvol als de uitslag van een biologische toets (zie ook bijlage 7). We kunnen ons biologische normen voorstellen als aanvulling op de streef- en interventiewaarden. Het enige doorslaggevende bezwaar van een biologische norm is dat er geen directe koppeling is met de verontreiniging, en dat dus de schuld- en beheervragen

moeilijker opgelost kunnen worden. De ecologische relevantie van een biologische norm is dus niet a priori verschillend van die van een milieuchemische norm.

Mede door het bodembeleid lijkt er een fundamentele scheiding te bestaan tussen een generieke (met gebruik van normen) beoordeling en een locatiespecifieke beoordeling. Dit is volgens ons verwarrend. In de terminologie van de US-EPA en de CCME wordt juist geen onderscheid gemaakt tussen generiek en locatiespecifiek, maar zijn er verschillen in de mate van detail van de risicobeoordeling, waarbij op het screeningsniveau (basic level) normen worden toegepast en bij de hogere lagen van de risicobeoordeling steeds meer (locatiespecifiek) detail wordt toegevoegd. Verschillen tussen een generieke en een locatiespecifieke beoordeling zijn niet fundamenteel. Zowel biologische als stofgerichte beoordelingsmethoden kunnen voor beide sporen worden ingezet.

Op zich zijn we het eens met de stelling dat je beter gebiedseigen organismen voor bioassays kunt gebruiken dan gebiedsvreemde organismen. Aan de andere kant willen we het belang van deze stelling nuanceren. In een bioassay wordt het gedrag van organismen meestal bestudeerd onder artificiële (gecontroleerde) condities, teneinde de uitvoering en de interpretatie te vereenvoudigen. Tevens worden effecten van langdurige blootstelling en levensgemeenschapseffecten vaak niet bestudeerd. De ecologische relevantie van de uitslag van iedere bioassay is daarmee onduidelijk (zie bijlage 8). De uitslag van een bioassay moet dus meer gezien worden als een maat voor de meetbare toxiciteit, dan als een ecologische effectmaat. Een reeds gestandaardiseerde bioassay zal dus vaak beter interpreteerbare resultaten opleveren dan een niet-gestandaardiseerde bioassay met een gebiedseigen organisme.

We zijn het wel eens met de opmerking dat het weinig zin heeft om bijvoorbeeld een Microtox-test te gebruiken als doorvergiftiging een belangrijk probleem is, en niet de acuut meetbare toxiciteit. Om een adequaat instrumentarium samen te stellen dient vooraf het zogenaamde 'conceptuele model' gedefinieerd te worden. Als doorvergiftiging daarin een rol speelt dienen de methoden dit punt te adresseren. Bioassays voor de meting van doorvergiftiging zijn overigens beperkt voorhanden. Bij de eerste praktijkervaringen waren de gemeten effecten in veel monsters dermate groot, dat doorvergiftiging zeker belangrijk is, maar mogelijk geen kwantitatieve rol speelt in de te nemen maatregelen. Dit laatste berust overigens op speculatie.

BIJLAGE 10. VERZENDLIJST

1. Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem, Water, Landelijk gebied
2. Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman
3. Dr. J.M. Roels - DGM/BWL
4. Dr. G.H. Crommentuijn - DGM/BWL
5. Drs. N.H.S.M. de Wit - DGM/BWL
6. Dr. Ir. A.E. Boekhold - DGM/BWL
7. Drs. D. Jonkers – DGM/BWL
8. Drs. A.W.M. Eijs – DGM/BWL
9. Dr. M.E.J. van der Weiden – DGM/SVS
10. Ir. M.M. Mensink - LNV
11. Drs. J.J.C. Karres – LNV
12. L. Dop - LNV
13. Ir. P. van den Brand - LNV, dir ZW
14. Drs. S. Dogger - Gezondheidsraad
15. Prof. Dr. P.C. de Ruiter - UU
16. Dr. H. Vermeulen - SKB
17. Drs. P.S.H. Ouboter - NOK
18. Ir. H.J. van Veen – SKB
19. A. Verbruggen – SBK
20. T. Tielens - SBK
21. W. Tenner - Gemeente Amsterdam
22. A. Heijna – Gemeente Amsterdam
23. F. van Hage – Gemeente Amsterdam
24. Ir. A.B. Roeloffzen – Gemeente Rotterdam
25. Drs. J.M. Wezenbeek - Grontmij Advies & Techniek
26. K. Huismans – Grontmij Advies & Techniek
27. Prof. Dr. H.J.P. Eijsackers - Alterra
28. Dr. J.H. Faber - Alterra
29. Dr. W.C. Ma - Alterra
30. Dr. J. Harmsen - Alterra
31. Dr. Ir.W. de Vries – Alterra
32. Dr. H. Kros - Alterra
33. Dr. B. Bosveld - Alterra
34. Dr. T. Brock – Alterra
35. Dr. W. de Vries - Alterra
36. Dr. J. Bierkens – VITO
37. Dr. V. Dries - OVAM
38. Drs. J. Tuinstra – Royal Haskoning
39. Ir. R.L.M. de Poorter – Royal Haskoning
40. Dr. Ir. P. Doelman – Doelman Advies
41. Drs. I. Canter Cremers – Waterschap Rijn en IJssel
42. Dr. Ir. S.W. Moolenaar - NMI
43. Dr. J. Postma – AquaSense
44. Ir. J. Lahr – AquaSense
45. A. Derksen - AquaSense
46. Drs. J.J. van de Waarde – Bioclear
47. Ing. M.H.A.B. Wagelmans - Bioclear
48. Ing. S.C. Bos - Tauw bv

49. E. Mateman – Tauw bv
50. W. Hendriks -Witteveen en Bos
51. Drs. B. Muijs – Witteveen en Bos
52. Dr. H. Leenaers - NITG-TNO
53. M. van der Leemkule – DLG
54. Ir. C. Roghair - DLG
55. D. van der Eijk - Provincie Zuid-Holland
56. R.G. Mes – Provincie Zuid-Hollad
57. Drs. C. van de Guchte – UNEP
58. Dr. P.J. den Besten – RIZA
59. Dr. Ir. J.P.M. Vink - RIZA
60. Drs. M. van Elswijk – RIZA
61. Ir. L.R.M. de Poorter – RIZA
62. Drs. M. Beek – RIZA
63. Dr. E. Sneller – RIZA
64. Dr. J. de Jonge - RIZA
65. J. Stronkhorst – RIKZ
66. A.M.C.M. Pijnenburg - RIKZ
67. Ir. T. Edelman - SBNS
68. Dr. W. Veerkamp - Shell Nederland bv
69. Dr. K.H. den Haan – VNO/NCW-BMRO
70. Dr. W.J.M. van Tilborg – VNO/NCW-BMRO
71. Drs. M. Koene – Stichting Natuur en Milieu
72. Dr. J.J. Vegter - TCB
73. Dr. J. van Wensem - TCB
74. J. Appelman - CTB
75. Drs. J. Brils - TNO-MEP
76. Dr. M.C.Th. Scholten - TNO-MEP
77. Prof. Dr. N.M. van Straalen - VU
78. Dr. Ir. C.A.M. van Gestel - VU
79. Drs. M. Klein - IKC-Natuurbeheer
80. Dr. A.P. van Wezel - CSR
81. Dr. T.D.H.M. Sijm – CSR
82. Drs. T.P. Traas – CSR
83. Dr. E. Verbruggen - CSR
84. Drs. R. Luttkik - CSR
85. Dr. Ir. F.A. Swartjes – LBG
86. Ir. R.O.G. Franken - LBG
87. Drs. W.J. Willems – LBG
88. Ir. J.P.A. Lijzen – LBG
89. Drs. T. Aldenberg - LWD
90. Ir. R. van den Berg – hLBG
91. Ir. A.H.M. Bresser - hLWD
92. Dr. W.H. Könemann - hCSR
93. Drs. J.H. Canton - hECO
94. Dr. A.M. Breure – ECO
95. Dr. Ir. D. van de Meent - ECO
96. Dr. A. Sterkenburg – ECO
97. Dr. Ir. W.J.G.M. Peijnenburg – ECO
98. Dr. D. de Zwart – ECO

- 99. Dr. L. Posthuma - ECO
- 100. Dr. J. Struijs - ECO
- 101–103. Auteurs
- 104. SBD/Voorlichting & Public Relations
- 105. Bureau Rapportenregistratie
- 106. Bibliotheek RIVM
- 107–116. Bureau Rapportenbeheer
- 117–125. Reserve exemplaren