

SP-015

Periscoop

Platform ecologische risicobeoordeling

eindrapport

Jaap van der Waarde (Bioclear)
Marlea Wagelmans (Bioclear)
Trudie Crommentuijn (VROM)
Marian Hopman (LNV)
Jolande de Jonge (RIZA)
Michiel Rutgers (RIVM)

oktober 2003

Gouda, SKB

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"PERISCOOP - Platform ecologische risicobeoordeling", oktober 2003, SKB, Gouda."

Aansprakelijkheid

SKB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en SKB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Copyrights

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of SKB.

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©"PERISCOOP - Platform for ecological risk evaluation", October 2003, SKB, Gouda, The Netherlands."

Liability

SKB and all contributors to this publication have taken every possible care by the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and SKB hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of SKB and/or the contributors.

Titel rapport
PERISCOOP - Platform ecologische risicobeoordeling

SKB rapportnummer
SP-015

Eindrapport

Project rapportnummer
SP-015

Auteur(s)

Jaap van der Waarde
Marlea Wagelmans
Trudie Crommentuijn
Marian Hopman
Jolande de Jonge
Michiel Rutgers

Aantal bladzijden

Rapport: 19
Aantal bijlagen: 5

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Bioclear (Marlea Wagelmans en Jaap van der Waarde, 050-5718455)
Ministerie van VROM (Trudie Crommentuijn)
Ministerie van LNV (Marian Hopman)
RIZA (Jolande de Jonge)
RIVM (Michiel Rutgers)

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

In PERISCOOP is door ± 80 betrokkenen uit het bodemveld gewerkt aan kennisintegratie, opstellen van methoden voor risicobeoordeling en opties voor bodemmanagement in het landelijk gebied. Er is een methodiek opgesteld voor het beoordelen van locatiespecifieke ecologische risico's. Deze TRIADE-methodiek houdt rekening met chemische, toxicologische en ecologische effecten van bodemverontreiniging. De TRIADE is concreet ingevuld voor een aantal veelvoorkomende praktijksituaties. Daarnaast zijn voor verontreinigde landbouwgrond, natuurgebieden en waterbodems beheersmaatregelen opgesteld. Deze maatregelen leiden tot reductie en beheersing van ecologische risico's en zijn over het algemeen inpasbaar in de praktijk van de agrariër of natuurbeheerder. Maatregelen voor reductie van ecologische risico's en stimulering van (natuur)ontwikkeling kunnen worden ingezet als vorm van actief bodembeheer. Op deze wijze kan de aanpak van bodemverontreiniging in het landelijk gebied worden gestimuleerd.

Trefwoorden

Gecontroleerde termen

biobeschikbaarheid, biomonitoring, ecologie, ecologische risico's, ecotoxicologie, veldmetingen

Vrije trefwoorden

TRIADE

Titel project

PERISCOOP - Platform ecologische risicobeoordeling

Projectleiding

Bioclear (J. van der Waarde, tel 050-5718455)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title
PERISCOOP - Platform for ecological risk evaluation

SKB report number
SP-015

Final report

Project report number
SP-015

Author(s)

Jaap van der Waarde
Marlea Wagelmans
Trudie Crommentuijn
Marian Hopman
Jolande de Jonge
Michiel Rutgers

Number of pages

Report: 19

Number of Appendices: 5

Executive organisation(s) (Consortium)

Bioclear (Marlea Wagelmans and Jaap van der Waarde, 050-5718455)
Ministerie van VROM (Trudie Crommentuijn)
Ministerie van LNV (Marian Hopman)
RIZA (Jolande de Jonge)
RIVM (Michiel Rutgers)

Publisher

SKB, Gouda

Abstract

PERISCOOP involved \pm 80 parties from the soil field working on knowledge integration, formulating methods for risk evaluation and options for soil management in rural areas. A methodology has been created for the evaluation of site-specific ecological risks. This TRIADE-methodology takes account of the chemical, toxicological and ecological effects of soil contamination. The TRIADE was fleshed out with a number of practical cases that occur frequently. Management measures were also formulated for contaminated agricultural land, nature areas and the beds of watercourses. These measures lead to reduction and management of ecological risks and are generally useful in practical terms for farmers or nature managers. Measures for the reduction of ecological risks and the stimulation of (nature) development can be used as a type of active soil management. This will stimulate the approach to soil contamination in rural areas.

Keywords

Controlled terms

bio-availability, bio-monitoring, ecological risks, ecology, ecotoxicology, field measurements

Uncontrolled terms

TRIADE

Project title

PERISCOOP, Platform for ecological risk evaluation

Projectmanagement

Bioclear (J. van der Waarde, tel 050-5718455)

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer (SKB)

INHOUD

		SAMENVATTING.....	IV
		SUMMARY.....	VII
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Achtergrond	1
	1.2	Doel	1
	1.3	Consortium samenstelling.....	1
	1.4	Opbouw van het rapport.....	1
Hoofdstuk	2	UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN	2
	2.1	Database.....	2
	2.2	Taakgroepen.....	2
	2.3	Congres	2
Hoofdstuk	3	RESULTATEN.....	3
	3.1	Database.....	3
	3.2	Taakgroepen.....	4
Hoofdstuk	4	REACTIES MINISTERIES.....	14
	4.1	Toelichting beleidsontwikkelingen VROM	14
	4.2	Reactie Vereniging voor Natuurmonumenten	15
	4.3	Gezamenlijke reactie betrokken ministeries.....	15
Hoofdstuk	5	EVALUATIE VAN DE RESULTATEN.....	17
Hoofdstuk	6	CONCLUSIES	18
Hoofdstuk	7	AANBEVELINGEN	19
Bijlage	A	PERISCOOP DATABASE	
Bijlage	B	RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP "STATE OF THE ART ECOLOGISCHE RISICO'S"	
Bijlage	C	RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP "BEOORDELING VAN ECOLOGISCHE RISICO'S"	
Bijlage	D	RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP "BEHEER VAN ECOLOGISCHE RISICO'S"	
Bijlage	E	RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP "BELANG VAN ECOLOGISCHE RISICO'S"	

SAMENVATTING

Periscoop – Platform ecologische risicobeoordeling

Jaap van der Waarde (Bioclear), Trudie Crommentuijn (VROM), Marian Hopman (LNV), Jolande de Jonge (RIZA), Michiel Rutgers (RIVM)

Wat zijn de ecologische risico's van verontreinigde bodems in het landelijk gebied? Hoe kunnen we deze risico's beoordelen en hoe gaan we ermee om? Dit waren enkele vragen die de aanleiding vormden voor de ministeries van VROM, LNV en V&W voor de oprichting van het platform ecologische risicobeoordeling, PERISCOOP.

Risicobeoordeling

In PERISCOOP is door ± 80 betrokkenen uit het bodemveld gewerkt aan kennisintegratie, opstellen van methoden voor risicobeoordeling en opties voor bodemmanagement in het landelijk gebied. In Nederland is een groot aantal verontreinigde locaties aanwezig. Op ruim 100.000 ha landbouwgrond is sprake van verontreiniging met zware metalen, er bevinden zich zo'n 3800 voormalige stortplaatsen in het landelijk gebied en er ligt ± 18 miljoen m³ verontreinigde baggerspecie in de Nederlandse wateren. Op veel locaties is het milieuprobleem nauwelijks zichtbaar voor de bezoeker en is sprake van een gewaardeerd natuurgebied. De maatschappelijke gevolgen van de aanwezigheid van bodemverontreiniging in het landelijk gebied zijn echter divers. Voor de landbouw geldt dat een lage bodemkwaliteit een negatief effect kan hebben op de productkwaliteit. Natuurbeherende organisaties staan vaak zeer huiverig ten opzichte van aankoop van verontreinigde gronden voor de Ecologische Hoofd Structuur, omdat men bang is voor financiële en juridische gevolgen. Saneringsmaatregelen die passen in het (natuur)beheer zijn vaak strijdig met wet en regelgeving, terwijl bij conventionele saneringsmethoden het middel vaak erger is dan de kwaal. Daarom zijn vanuit PERISCOOP aanbevelingen gedaan om:

- Keuze van passende maatregelen meer te baseren op locatiespecifieke risico's van bodemverontreiniging en minder op het huidige stelsel van normen en criteria;
- Niet alleen risico's, maar ook ecologische waarde en potentie van de bodem te beschouwen;
- Actief bodembeheer in te zetten als basis voor reductie van ecologische risico's en (natuur)ontwikkeling.

Deze aanbevelingen zijn ook concreet ingevuld. Er is een voorstel gedaan voor een methodiek en beoordelingskader voor het aantonen van ecologische effecten en risico's. In de huidige situatie is een eerste beoordeling van ecologische risico's op de Sanering Urgentie Systematiek (SUS) gebaseerd en dus op generieke milieuchemische normen. Verder onderzoek is alleen nodig indien SUS aangeeft dat er actuele ecologische risico's zijn. In PERISCOOP is gesteld dat dit vervolgonderzoek een locatiespecifieke afweging moet maken van actuele ecologische risico's. Dit onderzoek maakt gebruik van de zogenaamde TRIADE-methodiek, waarin ook ecologische parameters worden bepaald, en bevat drie elementen:

1. Chemische bodemkwaliteit (gehalten aan stoffen), uitgedrukt in een maat voor het te verwachten ecologisch effect;
2. Toxiciteit van de bodem voor organismen (bio-assays);
3. Waarneembare effecten op het aanwezige ecosysteem (veldmetingen).

Deze TRIADE is in PERISCOOP verder uitgewerkt voor een aantal veelvoorkomende gevallen, zoals waterbodems en uiterwaardengraslanden. Deze TRIADE is niet nieuw, maar bestaat uit reeds beschikbare protocollen en beoordelingskaders voor bio-assays en veldmetingen. De uitgewerkte TRIADE is klaar voor toepassing in de praktijk. De TRIADE sluit ook goed aan op nieuwe ontwikkelingen in het bodembeleid, waarbij niet alleen verontreiniging een rol speelt, maar waarbij de bodem allerlei nuttige functies vervult die voor een bepaald bodemgebruik (na-

tuur, landbouw, groenvoorziening) van belang zijn, zoals zelfreinigend vermogen, het leveren van voedingsstoffen voor plantengroei, voedsel voor hogere organismen en schoon grondwater.

Beheersopties

Geschikte maatregelen om ecologische effecten te reduceren of beheersbaar te maken moeten enerzijds inderdaad leiden tot risicoreductie en anderzijds inpasbaar zijn in de ecologische doelstelling van de locatie en aansluiten bij de beheerspraktijk van de beheerder. Er blijkt een groot aantal beheersopties mogelijk dat aan beide criteria voldoet, wat de mogelijkheid biedt om in de praktijk actief te werken aan risicoreductie. Maatregelen omvatten onder andere afplagen, baggeren, waterpeilbeheer, bekalken, toevoegen van organisch stof en fyto-remediatie.

Dergelijke beheersmaatregelen kunnen wellicht worden gezien als een vorm van actief bodembeheer. Dit vereist wel dat in een vroeg stadium de planvorming wordt gecommuniceerd met het bevoegd gezag en met belanghebbenden. Het bevoegd gezag zou de mogelijkheden voor het verplaatsen van verontreinigde grond kunnen verruimen door middel van een flexibel en haalbaar stappenplan, dat op grond van redelijkheid wordt uitgevoerd door de (toevallige) eigenaar. Hiermee worden de mogelijkheden voor natuurontwikkeling op verontreinigde grond aanmerkelijk vergroot. Ecologische doelen en gewenst bodemgebruik kunnen worden vastgelegd in bestuurs-overeenkomsten en streekplannen. Om dit mogelijk te maken zou het beleid moeten overwegen om het stelsel van normen en criteria voor bodemverontreiniging te versterken door de locatie-specifieke risico's én de ecologische waarde en/of potenties van de bodem mee te laten wegen. Tevens dient ze zorg te dragen voor een blijvende infrastructuur voor kennisverzameling en -uitwisseling.

Reacties VROM, Natuurmonumenten en LNV

Tijdens een 1-daags congres op 19 maart jl. bleek dat de resultaten van PERISCOOP goed aansluiten bij nieuwe ontwikkelingen in het bodembeleid. Zo komt er meer ruimte voor locatiespecifieke aspecten bij het bepalen van een geschikte bodemkwaliteit. Bodemkwaliteit bestaat uit méér dan alleen concentraties van stoffen, ook biologische en fysische aspecten horen een rol te spelen bij de beoordeling.

Het ministerie van VROM werkt momenteel in samenwerking met het ministeries van V&W, LNV, het IPO en VNG aan een nieuw beleidskader Bodem met als doelstelling om te komen tot een consistent en integraler bodembeleid, zoals werd uitgelegd door Sandra Boekhold van VROM. Op basis van enkele beleidsmatige uitgangspunten is een denkmodel geformuleerd. Dit denkmodel neemt geformuleerde ambities voor de gewenste milieukwaliteit in gebieden als uitgangspunt.

Naast geschiktheid voor gebruik kunnen ook andere criteria worden gebruikt bij het vaststellen van het ambitieniveau. De huidige gebiedskwaliteit speelt daarbij een belangrijke rol. Er wordt een minimumkwaliteit vastgesteld door het Rijk. De minimumkwaliteit voor een bodem kan gebiedsspecifiek worden vastgesteld op basis van risico's. Dit alles betekent dat er meer ruimte komt voor locatiespecifieke beoordeling van ecologische risico's. De aanbevelingen van PERISCOOP zijn dan ook grotendeels in lijn met de voorgenomen herziening van het bodembeleid.

De Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten gaf bij monde van Bart van der Tooren aan dat bodemverontreiniging inderdaad een wijdverbreid probleem is bij terreinen van Natuurmonumenten. In de praktijk krijgt bodemverontreiniging nauwelijks aandacht, omdat er een gebrek aan kennis is over mogelijke maatregelen om risico's te reduceren en er geen geld is voor sanering. Verder ontbreekt bij veel beheerders het gevoel dat bodemverontreiniging een probleem vormt voor de natuur en is men eerder bang voor negatieve ecologische effecten van saneringsmaatregelen. Beter kennisverzameling en -uitwisseling is daarom gewenst.

De betrokken ministeries konden zich bij monde van Jaap Verhulst (LNV) vinden in de aanbevelingen van PERISCOOP. Het belang van bodemverontreiniging in het landelijk gebied is juist voor LNV groot en een afstemming van beleid, waarbij belangen van natuurbeheerders, landbouw en waterbeheerders worden meegenomen, wordt ondersteund. Ecologische risico's spelen daarbij een belangrijke rol. Het zorg dragen voor een blijvende infrastructuur voor kennisverzameling en –uitwisseling is mede een rol voor de overheid en dient te worden voortgezet.

De resultaten van PERISCOOP zijn verwerkt in een aantal rapporten die bij SKB in Gouda kunnen worden besteld. Verder heeft het project geresulteerd in een kennis database die on line (www.bodembreed.nl) kan worden geraadpleegd. Deze informatie is van belang voor de bodemmanager in het landelijk gebied.

SUMMARY

Periscoop – Platform for ecological risk evaluation

Jaap van der Waarde (Bioclear), Trudie Crommentuijn (VROM), Marian Hopman (LNV), Jolande de Jonge (RIZA), Michiel Rutgers (RIVM)

What are the ecological risks associated with contaminated soil in rural areas? How can we evaluate these risks and how will we deal with them? These were some of the questions that prompted the Ministries of Housing, Spatial Development and the Environment, Agriculture and Fisheries and Transport, Public Works and Water Management to create PERISCOOP, the platform for ecological risk evaluation.

Risk evaluation

PERISCOOP involves ± 80 parties in the soil field working on knowledge integration, the formulation of risk evaluation methods and options for soil management in rural areas. There are a great number of contaminated sites in the Netherlands. More than 100,000 ha of agricultural land is contaminated by heavy metals, there are approximately 3800 former waste dumps in rural areas and Dutch waterways contain ± 18 million m³ of contaminated dredge spoil. The environmental problem is hardly visible to visitors at many sites. In fact they are seen as valued natural areas. However, the social consequences of the presence of soil contamination in rural areas are diverse. For agriculture, low soil quality can have a negative effect on product quality. Nature management organisations are frequently extremely hesitant when it comes to purchasing contaminated areas for the Main Ecological Structure because they are afraid of the financial and legal consequences. Remediation measures that are appropriate to (nature) management frequently conflict with laws and regulations, while conventional remediation methods often involve means that are worse than the problem. This is why PERISCOOP generated the following recommendations:

- Base the choice of appropriate measures more on site-specific risks and less on the current system of standards and criteria;
- Consider not only risks, but also the ecological value and potential of the soil; Active soil management must be used as a basis for the reduction of ecological risks and (nature) development.

These recommendations were also fleshed out. A proposal was presented for a methodology and evaluation framework for the illustration of ecological effects and risks. In the current situation, the first evaluation of ecological risks is based on the Sanering Urgentie Systematiek (SUS) (Remediation Urgency System) and therefore on generic environmental-chemical standards. Further research is only required if SUS detects current ecological risks. In PERISCOOP, it was stated that this follow-up research must weigh up the current ecological risks specific to a certain site. This research uses the TRIADE methodology in which ecological parameters are also determined, and consists of three elements:

1. Chemical soil quality (levels of substances), expressed in a measurement of the ecological effect to be expected;
2. Toxicity of the soil for organisms (bio-assays);
3. Visible effects on the surrounding ecosystem (field measurements).

This TRIADE is fleshed out in PERISCOOP for a number of cases that occur frequently, such as the beds of watercourses and foreland meadows. This TRIADE is not new, but consists of protocols and evaluation frameworks for bio-assays and field measurements that were already available. The fleshed out TRIADE is ready for practical application. The TRIADE is also very applicable to new developments in soil policy, whereby not only contamination plays a role, but the soil also fulfils all kinds of useful functions that are important for certain uses of the soil (na-

ture areas, agriculture, plant cultivation), such as self-cleaning capacity, the production of food for plant growth, food for higher organisms and clean groundwater.

Management options

Suitable measures aimed at reducing ecological effects or making them manageable lead to risk reduction and can also be appropriate for the ecological purpose of the site and the manager's management practices. There are a great number of possible management options that meet both criteria, and this offers the possibility to implement practical risk reduction measures. The measures include removing turf, dredging, water level management, calcification, the addition of organic material and phytoremediation.

These types of management measures can probably be regarded as forms of active soil management. However, this must be communicated to the competent authority and interested parties at an early stage in the planning phase. The competent authority could increase the options for the movement of contaminated soil by means of a flexible and feasible phased plan that can reasonably be carried out by (whoever happens to be) the owner. This considerably increases the options for nature development on contaminated soil. Ecological aims and desired soil use can be recorded in Board meetings and regional plans. To make this possible, the policy must consider whether to reinforce the system of standards and criteria for soil contamination by including the site-specific risks and the ecological value and/or potential of the soil. It must also ensure that there is a permanent infrastructure for knowledge collection and exchange.

Reactions of the Ministries

During a one-day congress held on 19 March, it became apparent that the results of PERISCOOP are suitable for the new developments in the soil policy. There will be more room for the site-specific aspects when determining suitable soil quality. Soil quality consists of more than just concentrations of substances. Biological and physical aspects must also play a role in evaluation.

The Ministry of Housing, Spatial Development and the Environment is currently collaborating with the Ministries of Transport, Public Works and Water Management and Agriculture, Nature management and Fisheries and the IPO and VNG on the formulation of a new policy framework aimed at creating a more consistent and integrated soil policy, as was explained by Sandra Boekhold from the Ministry of Housing, Spatial Development and the Environment. A conceptual model was created on the basis of several policy points of departure. This conceptual model uses ambitions formulated for the desired environmental quality as points of departure.

In addition to suitability for use, other criteria can also be used when determining the level of ambition. The current quality of the region plays an important role here. The State determines a minimum quality. The minimum quality applicable to soil can be ascertained for specific areas on the basis of risks. This all means that there will be more room for site-specific evaluation of ecological risks. The recommendations generated by PERISCOOP are therefore largely in line with the intended review of the soil policy.

Bart van der Tooren of the vereniging Natuurmonumenten (nature areas association) indicated that soil contamination is indeed a widespread problem in areas managed by his organisation. In practice, almost no attention is devoted to soil contamination because there is a lack of knowledge on possible risk-reduction measures and there is no money for remediation. In addition, many managers do not feel that soil contamination is a problem for nature. In fact, there is greater fear of negative ecological effects caused by remediation measures. Better collection and exchange of knowledge is therefore desirable.

The ministries involved expressed the fact that they approve of the recommendation presented by PERISCOOP through Jaap Verhulst (Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisher-

ies). The importance of soil contamination in rural areas is especially important for this ministry, and a harmonisation of policies that includes the interests of nature managers, agriculture and water managers is supported. Ecological risks play an important role here. Ensuring that there is a permanent infrastructure for knowledge collection and exchange is partially the responsibility of the State and must be continued.

The results of PERISCOOP have been incorporated into a number of reports that can be ordered from SKB in Gouda. The project has also resulted in a knowledge database that can be consulted online (www.bodembreed.nl). This information is important for soil managers in rural areas.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

In dit rapport worden de resultaten van het project samengevat.

1.1 Achtergrond

Wat zijn de ecologische risico's van verontreinigde bodems in het landelijk gebied? Hoe kunnen we deze risico's beoordelen en hoe gaan we ermee om? Het bevoegd gezag ziet zich vaak gesteld voor deze vragen, bijvoorbeeld bij het herinrichten van voormalige stortplaatsen. Is het beoordelen van humane risico's en verspreidingsrisico's nog vrij eenduidig uit te voeren, bij het beoordelen van ecologische risico's loopt men vaak aan tegen onduidelijkheden. Ook terreinbeheerders en grondbezitters weten vaak niet goed hoe ze moeten omgaan met ecologische risico's. Beleidsmatig is het beoordelen van ecologische risico's wel ingevuld, maar staat de locatiespecifieke beoordeling nog in de steigers. Dit waren enkele problemen die de aanleiding vormden voor de ministeries van VROM, LNV en RIZA voor de oprichting van het platform ecologische risicobeoordeling, PERISCOOP. In dit platform kan kennisuitwisseling worden gestimuleerd tussen mensen uit de onderzoekswereld, de advieswereld, beleidsmakers, bevoegd gezag, bodembeheerders, etc. Door een koppeling te maken tussen landbodems en waterbodems en door mensen uit de beheerspraktijk erbij te betrekken kan zowel het probleem helder worden gekregen als ook mogelijke oplossingen worden gevonden.

1.2 Doel

Het doel van PERISCOOP is het stimuleren en faciliteren van kennisuitwisseling en integratie van kennis omtrent ecologische risicobeoordeling van (water)bodemsanering en beheer van verontreinigde (water)bodems.

1.3 Consortium samenstelling

In dit project is samengewerkt door het ministerie van VROM, het ministerie van LNV, het RIZA en het RIVM. Bioclear verzorgde de penvoering en SKB heeft een financiële bijdrage verleent aan het project.

1.4 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 staat de gevolgde werkwijze bij het project beschreven. In hoofdstuk 3 worden de resultaten van het project toegelicht. Paragraaf 3.1 behandelt de database. Een meer uitgebreide beschrijving van de database staat in deelresultaat 1 van het PERISCOOP project (bijlage A), de database zelf is te vinden op www.bodembreed.nl. Paragraaf 3.2 behandelt de resultaten van de taakgroepen. Iedere taakgroep heeft een afzonderlijke eindrapportage geschreven, deze zijn te vinden in bijlagen B t/m E.

In hoofdstuk 4 worden de reacties van de opdrachtgevers van het platform (VROM, LNV en RIZA) weergegeven, samen met een reactie van een terreinbeheerder (Natuurmonumenten).

In hoofdstuk 5 worden de resultaten van PERISCOOP geëvalueerd.

In hoofdstuk 6 en 7 volgen respectievelijk de conclusies en aanbevelingen.

HOOFDSTUK 2

UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN

2.1 Database

Een groot aantal specialisten en belanghebbenden op het gebied van ecologische risico's is benaderd. Adres en e-mail gegevens van personen en organisaties zijn ingevoerd in een Access database. Verder zijn projecten in de database opgenomen die betrekking hebben op het onderwerp ecologische risico's. Aan de database is een zoekfunctie toegevoegd, zodat op trefwoord, naam of project kan worden gezocht in de database. De database is geplaatst op het web (www.bodembreed.nl/platforms/PERISCOOP) en kan on line worden geraadpleegd. Het doel van de database is om kennisuitwisseling te bevorderen en het kennisnetwerk te verstevigen.

2.2 Taakgroepen

Binnen PERISCOOP is een viertal taakgroepen opgericht die tot taak hadden in korte tijd tot een uitspraak te komen omtrent aanwezige kennis en kennisbehoefte op een specifiek deelonderwerp van PERISCOOP. De volgende taakgroepen zijn opgericht:

1. Taakgroep 'State of the Art', deze taakgroep had tot doel om aanwezige (wetenschappelijke) kennis op het gebied van ecologische risicobeoordeling in kaart te brengen. Deze taakgroep werd geleid door Trudie Crommentuijn van het ministerie van VROM.
2. Taakgroep 'Beoordelingskaders', deze taakgroep had tot doel om tot een concept beoordelingskader te komen voor de uitvoering en beoordeling van een systematiek voor het bepalen van actuele ecologische risico's. Deze taakgroep werd geleid door Jolande de Jonge van het RIZA.
3. Taakgroep 'Beheer van ecologische risico's', deze taakgroep had tot doel om mogelijkheden voor beheer van ecologische risico's in kaart te brengen. Deze taakgroep werd geleid door Marian Hopman van het ministerie van LNV.
4. Taakgroep 'Belang van ecologische risico's', deze taakgroep had tot doel om het maatschappelijke belang van ecologische risico's helder onder woorden te brengen. Deze taakgroep werd geleid door Michiel Rutgers van het RIVM.

Alle taakgroepen bestonden uit ± 10 personen en hebben op basis van een voorbereidend document gedurende 1 dag discussie gevoerd. De resultaten van deze sessies zijn weergegeven in 4 resultaatdocumenten.

2.3 Congres

De resultaten van het PERISCOOP-project zijn gepresenteerd op een congres in Kasteel Groeneveld op 19 maart 2003. Alle personen die een bijdrage hadden geleverd aan PERISCOOP en een aantal belanghebbenden waren uitgenodigd. Het programma bestond uit een samenvatting van de resultaten van de taakgroepen (Jaap van der Waarde), een uiteenzetting van nieuwe beleidsontwikkelingen bij het ministerie van VROM (Sandra Boekhold), een interactieve discussie met de deelnemers aan de hand van een aantal case studies en een reactie namens de betrokken ministeries door Jaap Verhulst (LNV) en vanuit de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten (Bart van der Tooren).

HOOFDSTUK 3

RESULTATEN

3.1 Database

De database is opgezet in ACCESS97 software. Deze software is op de meeste (Windows) personal computers aanwezig en is dus toegankelijk voor een groot aantal mensen. In de database worden personen en bedrijven ingevoerd. Daarnaast worden projecten ingevoerd. Aan de projecten worden trefwoorden gekoppeld. Per project wordt toegevoegd wie de penvoerder is en welke persoon van welk bedrijf aan het project heeft meegewerkt. In de database kan gezocht worden op trefwoorden (figuur 1), projecten, personen en bedrijven.

Projecten die voldoen aan ingevulde trefwoorden

Trefwoord : nematoden

Project	Bedrijfs-Naam
<p>ANB- Analyse Nematoden Bestand</p> <p>In dit project is een referentiesysteem ontwikkeld voor het interpreteren en beoordelen van resultaten van nematodenanalyses uit verontreinigde bodems. Alle beschikbare data van nematodenanalyses, inclusief fysisch/chemische data, zijn ingevoerd in Daweco-ecologie, aangevuld met extra functionaliteiten voor het uitvoeren van benodigde berekeningen. Met behulp van statistische bewerkingen bleek het mogelijk om (water)bodemmonsters te onderscheiden op grond van hun nematodensamenstelling. De verschillen zijn vervolgens gebruikt om voor verschillende habitattypen kenmerkende referentiebeelden voorde nematodenfauna af te leiden. Dit heeft geresulteerd in 14 referentiebeelden voor landbodems en 6 referentiebeelden voor waterbodems. Toetsing van verontreinigde monsters aan de referentiebeelden liet zien dat er vaak afwijkingen optraden ten opzichte van deze referentiebeelden hetgeen een duidelijke aanwijzing is dat de bodemverontreiniging een effect heeft op de nematodenfauna. Er zijn echter nog enkele onzekerheden. Niet voor iedere habitat is een referentiebeeld beschikbaar. In deze gevallen is toetsing niet mogelijk. Soms zijn onvoldoende gegevens bekend van een monster en kunnen andere factoren dan verontreiniging de oorzaak zijn van de geconstateerde verstoring van de nematoden. Concluderend kan gesteld worden dat het mogelijk is gebleken een referentiesysteem op te zetten voor nematodenanalyses. Verder onderzoek is nodig om het aantal referentiebeelden uit te breiden. Dit referentiesysteem is een goed hulpmiddel bij het implementeren van de nematodenanalyse als monitoringsinstrument van bodemkwaliteit en bij het beoordelen van ecologische risico's van bodemverontreiniging.</p>	<p>Bioclear Rozenburglaan 13 postbus 2262 9704 CG Groningen Jaap van der Waarde mailto:waarde@bioclear.nl 050-5718455</p>
<p>BIO bodemecologie</p> <p>Het doel van het onderzoek is te bepalen of bodemverontreiniging leidt tot ecologische schade en/of tot een saneringsurgentie als gevolg van ecologisch risico. Om dit doel te kunnen bereiken, is in de eerste plaats een beschrijving van het stedelijk (bodem)ecosysteem nodig, waarbij onderscheid wordt gemaakt in stedelijke (bodem)ecosystemen op schone grond en stedelijke (bodem)ecosystemen op verontreinigde grond. Inbegrepen bij de beschrijving van het stedelijk (bodem)ecosysteem is het vaststellen van de huidige ecologische waarde en het vaststellen van een mogelijke relatie tussen de biota (bodemfauna, macrofauna en vegetatie) en de bodemchemische kwaliteit. Het ecologisch onderzoek bestaat uit een aantal onderdelen te weten: chemische analyses bodemverontreiniging, veldwaarnemingen flora en (macro)fauna, gewasonderzoek, bodemfaunaonderzoek en nematodenonderzoek.</p>	

Pagina: 1

Fig. 1. Wanneer gezocht wordt op trefwoord, worden alle projecten die voldoen aan dat trefwoord getoond op het scherm. Naast de titel van het project worden de inhoud van het project en de gegevens van de penvoerder weergegeven.

In de database zijn 228 personen opgenomen die werken bij 64 verschillende organisaties (waarvan 23 adviesbureaus, 9 onderzoeksinstituten, 7 universiteiten, hogescholen en onderwijsinstituten, 6 provincies, 3 gemeenten, 2 ministeries, 2 waterschappen, 2 industrieën, 4 landschap- en natuurorganisaties, 3 directies van Rijkswaterstaat en 3 overige bedrijven). In totaal zijn momenteel 131 projecten verwerkt in de database. Daarvan is 37 % uitgevoerd door de adviesbureaus, 18 % door Rijkswaterstaat (zowel RIZA als RIKZ), eveneens 18 % door onderzoeksinstituten, 11 % door RIVM, 7 % door verschillende universiteiten en 4 % door overige instanties. In totaal is 6 % van de opgenomen projecten uitgevoerd in SKB/NOBIS verband. De database wordt op internet geplaatst op www.bodembreed.nl/platforms/PERISCOOP. Op de internetversie van de database kan alleen een overzicht verkregen worden van de bedrijven,

personen en projecten die zijn ingevoerd in de database. Daarnaast is de zoekfunctie eveneens actief. Het is niet mogelijk om zelf via internet gegevens te wijzigen of toe te voegen. Hiervoor zal een invoerformat gebruikt worden.

3.2 Taakgroepen

De resultaten van de taakgroepen zijn uitgebracht in vier afzonderlijke resultaat documenten. In dit rapport zijn de resultaten gezamenlijk samengevat.

Omvang van het probleem

Het werkgebied van PERISCOOP beslaat verontreinigde locaties waar ecologische functies relevant zijn. Het betreft hier met name verontreinigde locaties in het landelijk gebied, maar ook recreatieterreinen en openbaar groen in de stad worden hieronder gerekend. Het gaat om grote oppervlakten en grote aantallen locaties (tabel 1).

Tabel 1. Verontreinigde grond in het landelijk gebied.

Arealen landbouwgrond die met zware metalen zijn verontreinigd	
Gebied	Oppervlak (ha)
Brabantse kempen	35.000
Limburgse Lossgronden	20.000
Uiterwaarden grote rivieren	25.000
Havenslib gronden	500
Toemaakdekken	18.000
Overige landbouwgronden	5.000
Totaal	103.500
Voormalige stortplaatsen	3.800
Verontreinigde waterbodems	18 miljoen m ³

In de praktijk blijkt een groot aantal stoffen verantwoordelijk te zijn voor het optreden van ecologische risico's:

- Zware metalen;
- PAK;
- PCB en POP;
- Bestrijdingsmiddelen;
- De 'vergeten' stoffen met een hormoonachtig karakter;
- Nutriënten.

De stoffen met een hormoonachtig karakter, zoals resten van humane geneesmiddelen of middelen als tributyltin, hebben mogelijk een groot ecologisch effect, maar krijgen relatief weinig aandacht in het bodemmilieubeleid.

Voorbeelden van verontreinigde gebieden

Tijdens de bijeenkomsten van de taakgroepen en op het congres werd regelmatig een aantal voorbeelden aangehaald om de discussie te verduidelijken. Deze voorbeelden worden hieronder kort toegelicht.

In de Kempen is in het verleden door de activiteit van zinkindustrie op grote schaal bodemverontreiniging ontstaan. Uit eerdere studies van onder andere de TCB is gebleken dat deze verontreiniging meetbare ecologische effecten veroorzaakt. In de Kempen is een grote diversiteit aan verontreinigde locaties aanwezig, maar op veel locaties is het milieuprobleem nauwelijks zichtbaar voor de bezoeker en is er sprake van een gewaardeerd natuurgebied. De rivier de Dommel is hiervan een goed voorbeeld, een meanderende rivier in een natuurlijk landschap, die echter

zeer sterk is verontreinigd met zware metalen (figuur 2). Bij hoog water wordt verontreinigd slib op de oevers afgezet, waardoor herverontreiniging van de bodem optreedt. Een slibvang bovenstrooms om aanvoer van verontreinigd sediment te verminderen is waarschijnlijk een effectieve maatregel. Een eventuele aanpak van de reeds aanwezige bodemverontreiniging heeft echter ook nadelige consequenties voor de aanwezige natuurwaarden. Voor de gehele Kempen speelt dat de schaalgrootte van de verontreiniging een conventionele aanpak van de bodemverontreiniging onbetaalbaar maakt.



Fig. 2. De Dommel.

In de uiterwaarden van de grote rivieren worden bij projecten in het kader van 'Ruimte voor de Rivier' op veel plaatsen ingrepen gedaan in het landschap, waarbij verontreinigd materiaal vrijkomt. Bij het hergebruik van verontreinigd materiaal in natuurontwikkelingsprojecten zijn ecologische risico's van belang. Grondverzet en hergebruik van dit bodemmateriaal zijn echter aan diverse regels onderworpen, waardoor natuurontwikkeling soms wordt gefrustreerd en maatregelen worden uitgevoerd die minder stroken met de doelstelling van natuurontwikkeling.

In de Krimpenerwaard in de provincie Zuid Holland (figuur 3) zijn in het verleden op grote schaal slootdempingen uitgevoerd met verontreinigd materiaal. De aanwezigheid van deze verontreiniging maakte dat koop en verkoop van landbouwgrond sterk werden belemmerd en herinrichting van het gebied werd gefrustreerd. Ongeveer een kwart van de Krimpenerwaard zal de functie natuur krijgen en ecologische risico's zijn hier zeer relevant. Momenteel is een aparte beheersorganisatie opgericht, Stichting Actief Bodembeheer Krimpenerwaard. Deze stichting probeert om middels saneringsmaatregelen, gebaseerd op onder andere actuele ecologische risico's, oplossingen aan te dragen voor deze problemen en de herinrichting weer vlot te trekken.

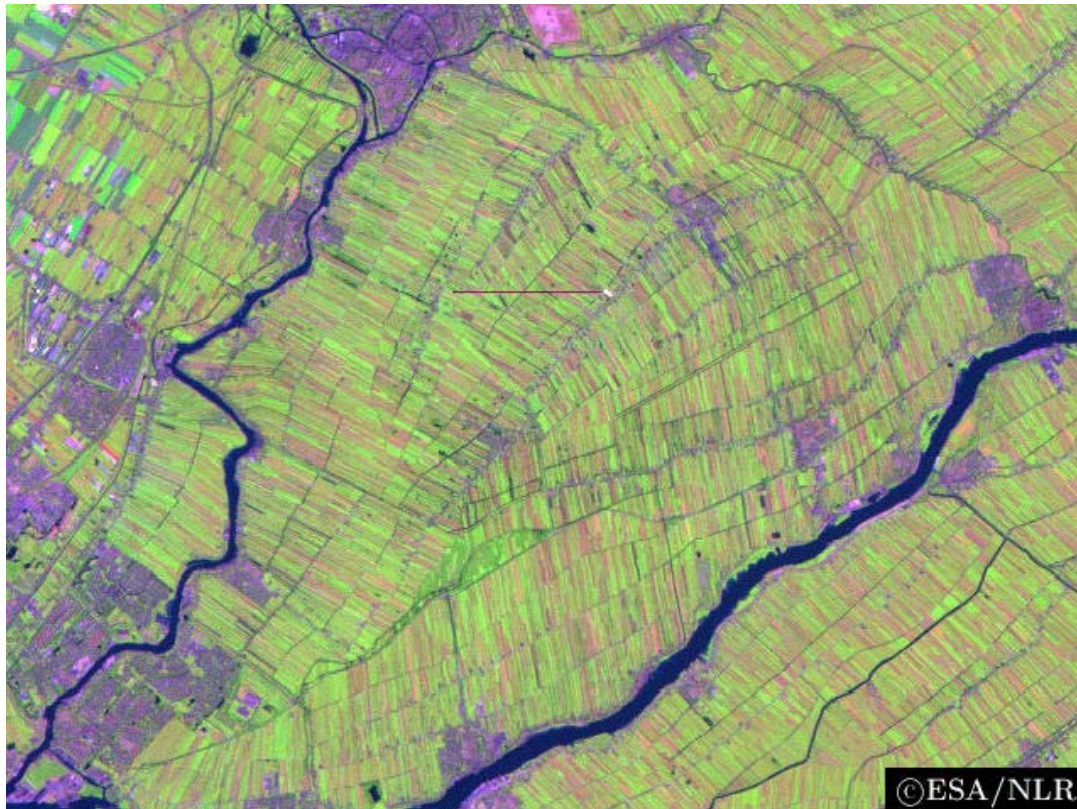


Fig. 3. De Krimpenerwaard.

Een ander voorbeeld zijn de Toemaakdekken in de Provincie Utrecht waar in de 19^e eeuw op grote schaal huishoudelijk afval uit de Randstad werd gebruikt voor verbetering van de bodemstructuur en bodemvruchtbaarheid. De zware metalen die hiermee in de bodem terecht zijn gekomen zijn momenteel nog goed gebonden aan de bodem dankzij het agrarisch beheer van de gronden. In de toekomst zal de landbouw wellicht verdwijnen uit dit gebied en worden de terreinen ingericht als natuur. Dit kan leiden tot het vrijkomen van de zware metalen en een toename van ongewenste ecologische effecten.

Maatschappelijke gevolgen

De maatschappelijke gevolgen van de aanwezigheid van bodemverontreiniging in het landelijk gebied zijn divers.

Voor de landbouw geldt dat een lage bodemkwaliteit een negatief effect kan hebben op de productkwaliteit. In principe wordt de kwaliteit van landbouwproducten bepaald aan de hand van steekproeven en getoetst aan de warenwet. Een bekend voorbeeld is de Lickebaert affaire, waarbij met dioxine besmette koeienmelk uit de handel moest worden gehaald. De koeien graasden nabij een afvalverbrandingsoven en kregen zo de dioxines binnen. Een goede bodemkwaliteit in het landelijk gebied is daarom van belang voor de landbouw.

Een andere grote speler in het landelijk gebied wordt gevormd door de groep van natuurbeherende organisaties. Deze organisaties bezitten of beheren grote stukken natuur of kopen deze aan voor natuurontwikkeling.

Bij de realisatie van de Ecologische Hoofd Structuur (EHS) liggen soms ook verontreinigde locaties in de geplande EHS-zone. De natuurbeherende organisaties staan vaak zeer huiverig tegenover de aankoop van deze gronden, omdat men bang is voor negatieve consequenties. Die gevoelens hebben bijna altijd meer te maken met angst voor financiële en juridische gevolgen, dan dat men bang is voor eventuele negatieve effecten van de bodemkwaliteit op de gewenste natuurontwikkeling. Een ander probleem treedt op bij gronden die al in bezit zijn. Vaak is ondui-

delijk wat de risico's van de bodemverontreiniging zijn voor de natuur in het gebied. Opvallend is dat natuurbeheerorganisaties de aanwezigheid van nutriënten, zoals stikstof en fosfaat, als een minstens zo groot, zo niet groter probleem voor de bodemkwaliteit zien dan de aanwezigheid van verontreinigde stoffen in de zin van de Wet Bodem Bescherming. Beheersmaatregelen voor het verbeteren van bodemkwaliteit, zoals begrazing, zijn niet gericht op de aanwezigheid van bodemverontreiniging en houden daar weinig rekening mee (figuur 4).



Fig. 4. Begrazing in een natuurontwikkelingsproject.

De aanwezigheid van bodemverontreiniging kan (her)inrichting en beheer van het terrein frustreren. De beheerder is beperkt in zijn handelen door de wet en regelgeving en ziet zich al snel geplaatst voor hoge kosten bij sanering of afvoer van verontreinigd materiaal.

De publieke opinie ten aanzien van bodemverontreiniging is de laatste jaren veranderd. Riep men een jaar of 10 geleden nog om rigoures ingrijpen bij een geconstateerde bodemverontreiniging, tegenwoordig maakt men zich ook zorgen om het verlies aan natuurwaarden als een sanering wordt uitgevoerd.

Beoordelingsmethodiek

Bij de beoordeling van ecologische risico's wordt meestal gebruik gemaakt van de Sanering Urgentie Systematiek, SUS. De ecologische module wordt als 'veilig' aangemerkt, omdat de criteria zo zijn gesteld dat bij grotere locaties, die een ecologische functie hebben, al snel de diagnose 'actueel risico' wordt gesteld. Men kan vervolgens wel locatiespecifiek verder onderzoek doen om te zien of er inderdaad sprake is van actuele risico's, maar de manier waarop dit moet worden uitgevoerd is bij velen onduidelijk en er zijn geen eenduidige beoordelingscriteria. Er is daarom een voorstel gedaan voor een methodiek voor het aantonen en beoordelen van locatiespecifieke ecologische effecten en risico's. De uitgangspositie bij deze benadering is dat een eerste beoordeling altijd op SUS moet zijn gebaseerd. Verder onderzoek is alleen nodig indien SUS aangeeft dat er actuele ecologische risico's zijn. Het vervolgonderzoek zou gericht moeten zijn op het aantonen dat deze ecologische risico's daadwerkelijk aanwezig zijn, en maakt gebruik van de zogenaamde TRIADE-methodiek.

Deze methodiek bevat drie elementen:

1. Chemische bodemkwaliteit (gehalten aan stoffen);
2. Toxiciteit van de bodem voor organismen (bio-assays);
3. Waarneembare effecten op het aanwezige ecosysteem (veldmetingen) (figuur 5).

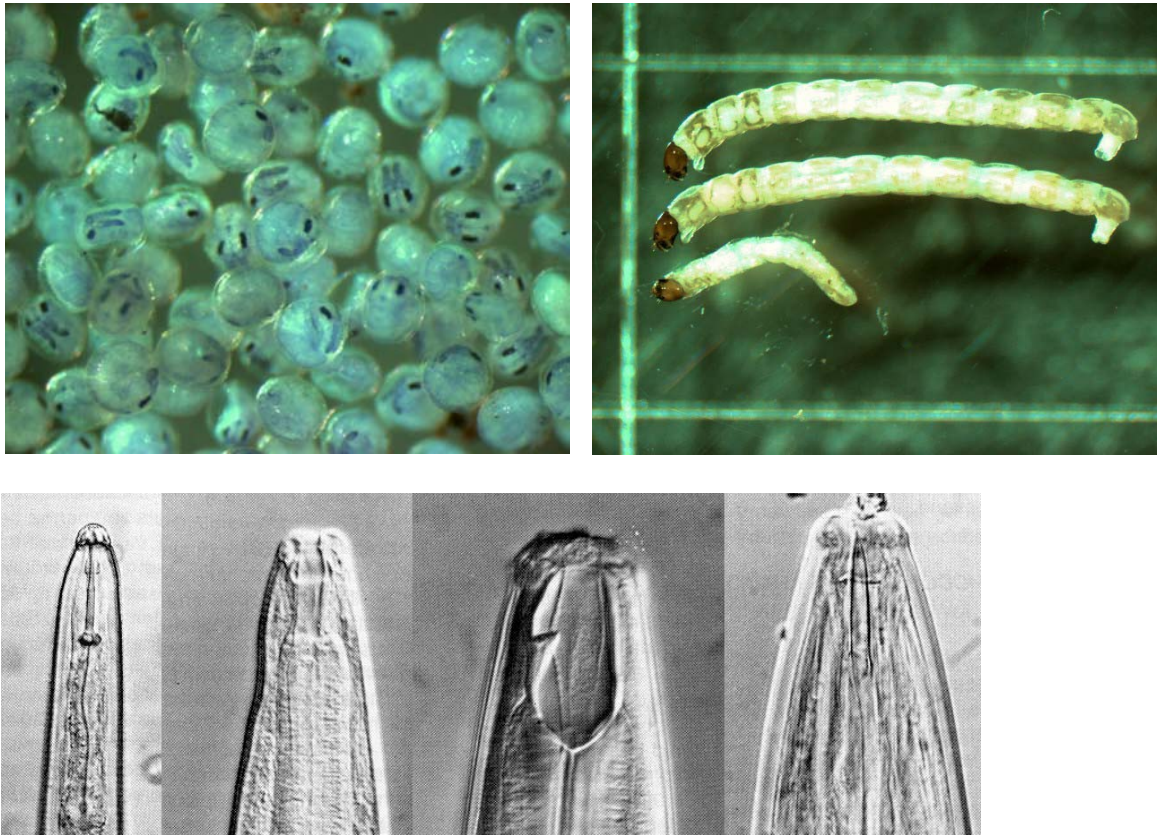


Fig. 5. Voorbeelden van bodemorganismen (links boven: eieren van springstaarten, rechts boven: insectenlarven, onder: nematoden).

Binnen PERISCOOP is een lijst opgesteld van processen, soortgroepen en structuurparameters, die naar de mening van de deelnemers beoordeeld zouden moeten worden om een goed beeld te krijgen van de ecologische bodemkwaliteit. Deze zijn opgenomen in onderstaand kader.

Ecologische parameters in de TRIADE-methodiek

Processen:

- Mineralisatie
- Fragmentatie
- Bodemvorming

Soort groepen:

- Primaire producenten
- Herbivoren
- Carnivoren
- Detritivoren

Structuurparameters:

- Voedselwebstructuur
- Specifieke interacties (bijv. mycorrhiza)
- Groeivorm (bijv. is de primaire productie in de vorm van gras dan wel bomen)

Idealiter zou deze lijst van parameters voor ieder bodemtype en/of natuurdoeltype kunnen worden gespecificeerd en ingevuld. In de praktijk is dat onmogelijk en ook niet wenselijk, omdat de beoordeling te complex wordt. Daarom is gekozen voor een standaard aanpak waar eventueel gemotiveerd van kan worden afgeweken. Voor een uiterwaardengrasland bijvoorbeeld is de TRIADE als volgt ingevuld:

Tabel 2. TRIADE-beoordeling van een uiterwaardengrasland.

Chemie	- Standaard chemische analyses
Bio-assays	- Microtox, als kortdurende, veelgebruikte methode met een algemeen werkingsmechanisme - Springstaart <i>Folsomia candida</i> , een test van 4 weken, gericht op de reproductie - Gras <i>Lolium perenne</i> , een test van 4 weken, gericht op de groei - Regenworm <i>Eisenia fetida</i> of <i>Lumbricus rubellus</i> , een test van 4-8 weken, gericht op de reproductie en groei - Nematode <i>Caenorhabditis elegans</i> , een test van enkele dagen, gericht op de reproductie
Veldinventarisatie	- Nematoden - Regenwormen - Andere mesofauna - Vegetatieopname - Nitrificatie

Voor het voorbeeld ondiep, slibrijk water in de grote rivieren is op analoge wijze een selectie gemaakt:

Tabel 3. TRIADE-beoordeling van een waterbodembodem in de grote rivieren.

Chemie	- Standaard chemische analyses
Bio-assays	- Microtox, als kortdurende, veelgebruikte methode met een algemeen werkingsmechanisme - Muggelarve <i>Chironomus riparius</i> , een test van 4 weken, gericht op de groei - Watervlo <i>Daphnia magna</i> , een test van 2-3 weken, gericht op de reproductie
Veldinventarisatie	- Nematoden - Chironomiden - Secundaire productie van de oligochaeten en chironomiden - Bijzondere soorten (bijv. haften en kokerjuffers)

Deze selectie van TRIADE-parameters sluit goed aan bij de methodiek, zoals die is opgesteld in de 4e nota Waterhuishouding "Omgaan met bio-assays". PERISCOOP geeft een verdere onderbouwing van de gemaakte keuzes in deze methodiek. Verdere afstemming is nodig om er voor te zorgen dat deze methoden voor beoordeling van ecologische risico's in landbodembodem en waterbodembodem goed op elkaar aansluiten. Ook op Europees niveau zal afstemming nodig zijn, bijvoorbeeld met de Europese Kader Richtlijn Water.

De deelnemers aan PERISCOOP hebben voldoende vertrouwen in de voorgestelde TRIADE om de geschiktheid van een verontreinigd terrein voor bijvoorbeeld natuurontwikkeling vast te stellen. Technisch gezien is de methodiek voldoende ontwikkeld, er zijn protocollen voor de uitvoering beschikbaar en ook beoordelingskaders voor de interpretatie van de resultaten zijn voorhanden. Het grootste gemis is het gebrek aan praktijkervaring, waardoor er nog maar weinig voorbeeldprojecten zijn en er nog steeds behoefte is aan referentiegegevens voor de interpretatie.

Beheersopties

Bij het omgaan met ecologische risico's hoort niet alleen het beoordelen van effecten, maar ook geschikte maatregelen om deze effecten te reduceren of beheersbaar te maken. In de taakgroep 'Beheer van ecologische risico's' is daarom nagedacht over mogelijkheden die de terreinbeheerder heeft bij het tegengaan van ecologische risico's. De belangrijkste criteria voor deze maatregelen zijn dat ze enerzijds inderdaad leiden tot risicoreductie en anderzijds inpasbaar zijn in de ecologische doelstelling van de locatie en aansluiten bij de beheerspraktijk van de beheerder. Maatregelen voor het reduceren en beheren van ecologische risico's kunnen worden onderverdeeld naar drie principes:

- Verwijderen verontreiniging (fysisch (figuur 6), biologisch);
- Verminderen biologische beschikbaarheid van de verontreiniging;
- Voorkomen biologisch contact met de verontreiniging.



Fig. 6. Baggeren als maatregel voor risicoreductie.

Er zijn binnen PERISCOOP diverse maatregelen geïdentificeerd voor het reduceren en beheren van ecologische risico's. Deze zijn onderverdeeld naar landbouw, natuurgebieden en waterbodems.

Voor het beheren van ecologische risico's op verontreinigde landbouwgronden is een aantal maatregelen geïdentificeerd (tabel 4). Deze maatregelen variëren van gangbare praktijk tot innovatieve ideeën die verdere uitwerking behoeven. Van iedere maatregel is een inschatting gemaakt van het ecologische rendement (leidt de maatregel tot minder ecologische effecten), de kosten (is de maatregel betaalbaar voor deze toepassing) en draagvlak (hoe zouden de boeren, het publiek en het bevoegd gezag staan tegenover de maatregel).

Tabel 4. Beheersmaatregelen voor verontreinigde locaties met landbouwkundige bestemming.

Principe	Maatregel	Ecologisch rendement	Kosten	Draagvlak (publiek, bestuur)
Verwijderen	Ontgraven	++	-	+, +
	Afbraak (creëren geschikte omstandigheden voor biologische afbraak)	++	+/-	+, +
	Fytoremediatie (opname in planten)	-/+	-/+	+, ?
	Wormen kweken + oogsten (opname in wormen)	+/-	?	?
Reductie bio-beschikbaarheid	Immobilisatie (bekalken, etc.)	+	+/-	+, ?
	Verhogen grondwaterpeil + extensieve landbouw	+	++/-	- (landbouw) + (niet landbouw)
	Baggeren + wilgenteelt op baggerspecie in landfarm	+	--/+	+/-, ?
	Braak leggen	-/+	-/+	+, ?
	Aanpassen teeltplan (minder gevoelige soorten)	-/+	+ /-	-/+ , ?
Verplaatsen	Diepe ontwatering, P-uitspoelen naar diepere lagen	+	--/+	--/+, ?
	(Top)laagje in verticale sleuf begraven	++	+	?, -- (wet- en regelgeving)

+ = goed, +/- = matig, - = slecht, ? = onbekend

Ontgraven werkt goed, maar is erg duur en leidt ook tot verlies van de vruchtbare toplaag. Voor biologisch afbreekbare verontreinigingen lijkt biologische afbraak een geschikte maatregel. Fytoremediatie (opname in planten) is voor zware metalen nog steeds een optie, hier dient meer praktijkonderzoek naar te komen. Analoog aan deze techniek is geopperd wormen te gebruiken om selectief verontreinigingen uit de bodem te verwijderen.

Diverse methoden lijken beschikbaar om de biologische beschikbaarheid van de verontreiniging te verminderen. Hierbij wordt de verontreiniging niet verwijderd, maar worden de ecologische effecten en risico's wel gereduceerd. Maatregelen variëren van het binden van de verontreiniging aan stoffen in de bodem, waardoor de verontreiniging niet meer beschikbaar is voor organismen, tot het sturen op een ecologie die minder gevoelig is voor de verontreiniging.

Zeer pragmatische oplossingen tenslotte waren het uit laten spoelen naar diepere lagen of zelfs direct dieper onderploegen van oppervlakkige verontreinigingen. Vanzelfsprekend heeft iedere aanpak zijn voor- en nadelen. Het is belangrijk te realiseren dat de meeste methoden al wel eens ergens zijn toegepast. Deze lijst biedt daarom houvast bij het maken van een locatiespecifieke afweging en is geen leidraad bij het omgaan met bodemverontreiniging in het landelijk gebied.

Ook voor natuurterreinen is op analoge wijze een lijst samengesteld met mogelijke maatregelen ter reductie van ecologische risico's. Voor natuurterreinen geldt dat de schaalgrootte vaak groter is dan bij landbouwpercelen en dat de technische mogelijkheden voor intensief ingrijpen gering zijn. Ook is er bij natuurbeschermingsorganisaties meestal weinig budget beschikbaar voor additionele maatregelen die te maken hebben met bodemverontreiniging. Dit stelt beperkingen aan de inpasbaarheid van maatregelen. Toch is er een aantal mogelijkheden benoemd die ingezet zouden kunnen worden bij het beheer van ecologische risico's in natuurterreinen (tabel 5).

Tabel 5. Beheersmaatregelen voor verontreinigde locaties in natuurterreinen.

Principe	Maatregel	Ecologisch rendement	Kosten	Draagvlak
Verwijderen	Baggeren vennen	+	-	+
	"Barrières" (zandvang, etc.)	+	-	+
	Sanering grondwater naast vuilstort ("pluimaanpak, biologisch actieve scherm)	+	+	+/-
Reductie bio-beschikbaarheid	Niets doen	-	-	+
	Verhogen grondwaterstand (anaërobe zone dikker)	+/-	-	- (boeren)
	pH verhogen, immobilisatie zware metalen	+/-	+/-	+/-
	Verhogen organische stof (immobilisatie PAK's, POP's)	+/-	+/-	+/-
	Manipulatie verdamping	?	-	+
Verplaatsen	Schape (potstal) om nutriënten te concentreren	+	-	+

+ = goed, +/- = matig, - = slecht, ? = onbekend

Methoden die relatief goed scoren bij natuurgebieden zijn extensieve methoden die gebruik maken van natuurlijke processen. Zo kan de grondwaterkwaliteit rond stortplaatsen worden verbeterd door gebruik te maken van natural attenuation. Het toevoegen van organisch stof of kalk is intensiever, maar is waarschijnlijk wel effectief.

Bij het beheer van verontreinigde waterbodems zijn maatregelen benoemd die de ecologische effecten van reeds aanwezige verontreiniging verminderen, maar ook maatregelen die de aanwezigheid van verontreinigde specie moeten verminderen (tabel 6).

Tabel 6. Beheersmaatregelen voor verontreinigde waterbodems.

Principe	Maatregel	Ecologisch rendement	Kosten	Draagvlak
Verwijderen	Baggeren, storten in depot	+	-	+
	Baggeren, verwerken op de kant in combinatie met natuurontwikkeling of energieteelt	+	+/-	+/-
Voorkomen	Saneren riooloverstorten	+	-	+
	Geen gebiedsvreemd water meer inlaten. Dat stimuleert de productie van bagger in veengebied in verband met nutriënten- rijkdom en methaanvorming (creëert slappe taluds)	+	+/-	- (boeren)
	Water conserveren (reductie aanvoer nutriënten)	+	+/-	- (boeren)
	Natuurlijk peilbeheer (vertraagde afvoer), vergelijkbaar effect als waterconservering	+	+/-	- (boeren)
Reductie bio-beschikbaarheid	Zwevend organisch materiaal laten bezinken in "zandvang", etc.	+	+/-	+

+ = goed, +/- = matig, - = slecht, ? = onbekend

Bij waterbodems ligt het accent op het voorkomen van verontreiniging of op het extensief saneren van verontreinigde baggerspecie. Verwerking op de kant voorkomt het dure transport en stort in depots van verontreinigde baggerspecie. Hiervoor moeten wel terreinen beschikbaar worden gesteld. Waar mogelijk, vormt het sluiten van riooloverstorten een zeer directe en effectieve

maatregel om verontreiniging te voorkomen. Slimme manieren om met water om te gaan lijken veelbelovend in het voorkomen van de productie van baggerspecie.

Voor de meeste van deze maatregelen geldt dat ze relatief nieuw zijn en er nog weinig praktijkervaring mee is opgedaan. Dat maakt dat zowel de eigenaar of beheerder van de grond als het bevoegd gezag vaak sceptisch staan tegenover deze maatregelen. In de agrarische sector en bij de natuurbeherende organisaties is weinig belangstelling voor maatregelen die leiden tot verminderde opbrengst per hectare of hogere kosten in het beheer. Deze partijen zijn ook niet altijd overtuigd van de noodzaak om iets te doen aan bodemverontreiniging. Beheersmaatregelen die wel een positief ecologisch effect hebben, maar geringe consequenties hebben voor de bedrijfsvoering, vinden bij deze groep waarschijnlijk relatief makkelijk draagvlak. Het bevoegd gezag echter is meestal gericht op het behalen van een bepaalde bodemkwaliteit, gedefinieerd in termen van gehalten aan stoffen en veel van de voorgestelde maatregelen leiden niet tot afname van deze niveaus. Het is daarom van belang deze verschillende partijen bij elkaar te brengen en gezamenlijk tot oplossingen te komen, die zowel uitvoerbaar zijn voor de agrariër en natuurbeheerder en acceptabel voor het bevoegde gezag.

Een mogelijke combinatie ligt in het definiëren en concreet invullen van plannen voor actief bodembeheer. Actief bodembeheer vormt een aanpak van bodemsanering die gericht is op het reduceren van risico's binnen een bepaalde termijn, meestal over langere tijd. De maatregelen die in PERISCOOP zijn geïdentificeerd leiden allemaal in mindere of meerdere mate tot reductie van ecologische risico's en kunnen dus onderdeel vormen van een actief bodembeheersplan. Het nadeel dat deze methoden meestal pas na langere tijd een meetbaar effect opleveren is niet onoverkomelijk, zolang met het bevoegde gezag hier duidelijke afspraken over zijn gemaakt. Dat betekent wel dat in een vroegtijdig stadium de juridische consequenties van de aanpak bij alle betrokkenen duidelijk moeten zijn. Juridische specialisten van bijvoorbeeld de provincie moeten daarom vroegtijdig worden geraadpleegd.

Omgaan met verontreinigd bodemmateriaal binnen een natuurontwikkelingsproject of natuurgebied blijkt een groot struikelblok. De overheid zou er daarom voor kunnen kiezen om de mogelijkheden voor grondverzet en hergebruik binnen een locatie te verruimen. Dit zou kunnen middels een flexibel en haalbaar stappenplan, dat op grond van redelijkheid wordt uitgevoerd door de (toevallige) eigenaar. De overheid zou zelf haar doelen beter kunnen toetsen door ecologische doelen en bodemgebruik vast te leggen in bestuursovereenkomsten en streekplannen. Op deze manier wordt bodemkwaliteit beter meegenomen in het toekennen van functies van bodems en worden mogelijke problemen in de toekomst voorkomen. Als gevolg van deze acties zal er wel gedurende langere tijd een bodemverontreiniging aanwezig blijven in het landelijk gebied. De overheid moet daarom zorgdragen voor een adequate monitoring en nazorg bij actief bodembeheer plannen.

Het stelsel van normen en criteria voor bodemverontreiniging is nu nog sterk generiek van aard en lijkt beperkend voor locatiespecifieke invulling. De afweging van ecologische risico's middels de TRIADE-beoordeling is een geschikt instrument voor een locatiespecifieke risicobeoordeling en zou een plaats moeten krijgen in het bodembeleid. In dit beleid zouden niet alleen de locatiespecifieke risico's, maar ook de ecologische waarde en/of potenties van de bodem mee moeten wegen bij het beoordelen van de geschiktheid van de bodem voor een bepaalde functie.

Op deze wijze kan de aanpak van bodemverontreiniging in het landelijk gebied worden gestimuleerd en krijgt bodemkwaliteit weer een volwaardige rol bij de bodemgebruikers in het landelijk gebied.

HOOFDSTUK 4

REACTIES MINISTERIES

4.1 Toelichting beleidsontwikkelingen VROM

Het ministerie van VROM werkt momenteel (status maart 2003) in samenwerking met het ministeries van V&W, LNV, het IPO en VNG aan een nieuw beleidskader Bodem met als doelstelling om te komen tot een consistentere en integrale bodembeleid. Hierbij zijn twee nieuwe tendensen te onderscheiden:

1. Kanteling
 - Van risico's naar geschiktheid voor gebruik;
 - Van stofgericht naar systeemgericht.
2. Verbreding
 - Niet alleen verontreiniging, maar ook de intrinsieke waarde en het voortbrengend vermogen van de bodem mee laten wegen.

Beleidsmatige uitgangspunten hierbij zijn:

- systeemgericht en (stroom)gebiedsgericht;
- gericht op geschiktheid van de bodem voor duurzaam gebruik én zorg voor milieu en fysieke leefomgeving;
- intrinsiek consistent;
- internationaal afgestemd; beslaat zowel land- als waterbodems;
- naast chemische ook fysieke en biologische bodemkwaliteit;
- houd rekening met politieke wensen: deregulering, decentralisatie;
- vereenvoudiging normenbouwhuis.

Op basis van deze beleidsmatige uitgangspunten is een denkmodel geformuleerd. Dit denkmodel neemt geformuleerde ambities voor de gewenste milieukwaliteit in gebieden als basis. Bodemkwaliteit speelt daarbij een rol, maar bodemkwaliteit bestaat uit méér dan alleen concentraties van stoffen.

Naast geschiktheid voor gebruik kunnen ook andere criteria worden gebruikt bij het vaststellen van het ambitieniveau. De huidige gebiedskwaliteit speelt daarbij een belangrijke rol. Er wordt een minimumkwaliteit vastgesteld door het Rijk. De minimumkwaliteit voor een bodem kan gebiedsspecifiek worden vastgesteld op basis van deze risico's. Dit alles betekent dat er meer ruimte komt voor locatiespecifieke beoordeling van ecologische risico's. De aanbevelingen van PERISCOOP zijn dan ook grotendeels in lijn met de voorgenomen herziening van het bodembeleid. Dit beleid is in ontwikkeling en kan nog wijzigen (status maart 2003).

4.2 Reactie Vereniging voor Natuurmonumenten De Vereniging voor Natuurmonumenten heeft een groot aantal locaties in bezit waar bodemverontreiniging aanwezig is. Op voormalige stortplaatsen treden vaak problemen met bodemverontreiniging op. Omdat de overheid hier vaak probleembezitter is onderneemt Natuurmonumenten meestal geen actie. Fosfaatverzadigde gronden zijn eveneens een groot probleem, maar hier is een gebrek aan kennis over mogelijke beheersmaatregelen. De omvang van zware metalen verontreiniging in landbouwgebieden is onbekend en er is behoefte aan kennis omtrent de omvang van het probleem en de mogelijke oplossingen. De omvang van zware metalen verontreiniging in natuurgebieden is groot. Bekalken zou hier een optie kunnen zijn, maar dit gebeurt in de praktijk niet vanwege de hoge kosten en de verwachte negatieve ecologische effecten. Plaggen wordt in de praktijk wel uitgevoerd, al is deze maatregel bedoeld om nutriënten te verwijderen. Verontreinigde waterbodems zijn eveneens een probleem bij Natuurmonumenten, maar vanwege de hoge kosten van saneren wordt er om de meest verontreinigde plaatsen heen gebaggerd. Andere knelpunten zijn vaak zeer lokaal van betekenis (bijvoorbeeld kleiduivenschietbanen), het belang wordt meestal niet onderkend (bijvoorbeeld toemaakdekken) of zijn ten onrechte totaal geen item bij beheerders (bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen).

De belangrijkste problemen bij het reduceren en beheersen van ecologische risico's bij Natuurmonumenten zijn daarom:

- Gebrek aan kennis;
- Verwachte negatieve ecologische effecten van maatregelen;
- Gebrek aan geld.

4.3 Gezamenlijke reactie betrokken ministeries

Namens de ministeries van VROM, V&W en LNV gaf Jaap Verhulst van het ministerie van LNV een reactie op het eindrapport van PERISCOOP.

Het onderwerp Ecologische risicobeoordeling heeft nog niet voldoende de aandacht van beleidsmakers en verdient meer aandacht. Er is echter een omslag gaande.

Sandra Boekhold is vanochtend al ingegaan op de beleidsontwikkelingen nationaal en internationaal. De conclusie is dat het bodembeleid in beweging is. Er komt een kanteling en verbreding van het bodembeleid, naar een integraal en internationaal bodembeleid.

De verbreding uit zich in de tendens dat er meer aandacht komt voor het voortbrengend vermogen van de bodem en de intrinsieke waarde, onder andere biodiversiteit en bodemvruchtbaarheid. Niet alleen chemische indicatoren zijn hier maatgevend, maar er is ook aandacht voor bijvoorbeeld fysische en biologische factoren. Het systeemdenken wordt sterker en de samenhang met aanliggende beleidsvelden wordt versterkt.

De kanteling uit zich in het voornemen om niet meer alleen vanuit individuele stoffen (en risico's) te redeneren, maar meer vanuit de gebruiksfuncties en mogelijkheden. Het beleid gaat van multifunctioneel naar functiegericht, denk hierbij bijvoorbeeld aan maatschappelijke gebruiksfuncties als landbouw en natuur, drinkwaterreservoirs en continue bodemfuncties (bodemecosysteem, geologie, aarde).

De beleidsruimte komt meer te liggen bij bevoegde gezagen (TASK FORCE Integraal bodembeleid), waarbij zorg dient te worden gedragen voor een goede afstemming tussen de landelijke overheid en regionale en lokale overheden. Deze herijking van wet- en regelgeving moet leiden tot een grotere consistentie in het bodembeleid.

De aanbevelingen van PERISCOOP aan het bevoegde gezag om a) het beoordelingssystematiek te richten op actuele risico's en effecten en ook fysische en biologische factoren in samenhang mee te nemen en b) beleidskaders niet te eng interpreteren, worden daarom door de betrokken ministeries onderschreven.

De beoordelingssystematiek kan worden verbreed met biologische en fysische factoren en ook meer uitgaan van actuele risico's en effecten om zo te komen tot een meer integrale beoorde-

lingssystematiek. De beleidskaders hoeven inderdaad niet te eng te worden geïnterpreteerd en er komt ook meer beleidsruimte voor bevoegde gezagen, waardoor lokale afwegingen beter een rol kunnen spelen.

De derde aanbeveling, zorg dragen voor een blijvende infrastructuur voor kennisuitwisseling, wordt eveneens onderschreven door de betrokken ministeries. Gezien de tijden van bezuinigingen is het wel van belang dit punt goed op de politieke agenda te krijgen.

Het bodembeleid kan ook dichterbij de werkelijkheid en de beleving van de burger worden gebracht waar het nu nog teveel beleid is van en voor deskundigen. De maatschappelijke relevantie moet in kaart worden gebracht door de koppeling te zoeken met andere politiek relevante trajecten (bijvoorbeeld voedselveiligheid, ruimtelijke ordening...).

Het beleid dient daarom het nieuwe bodembeleid te agenderen op de politieke agenda (nationale bodemstrategie), de koppeling te leggen met andere actuele thema's (bijvoorbeeld ruimtelijke ordening: bodem als sturend principe inpluggen), communicatie en netwerken te verstevigen (actoren analyse nationaal en internationaal) en de samenwerking tussen VROM, LNV en V&W, maar ook provincie en gemeenten en maatschappelijke groeperingen te initiëren en versterken.

De perspectieven die hierbij geboden kunnen worden zijn evident:

- Saneringsgelden kunnen wellicht anders worden ingezet, waardoor het bodembeleid goedkoper wordt;
- Er worden meer realistische milieudoelen en natuurdoelen gesteld;
- Er wordt toegewerkt naar een duurzaam ecologisch en economisch bodembeheer en -gebruik.

Hiervoor is wel kennis nodig en deze dient te worden toegepast. In het PERISCOOP-project zijn hiervan al enkele duidelijke voorbeelden gegeven. Kennis is nodig omtrent de monitoring van bodemkwaliteit, zoals bijvoorbeeld biologische indicatoren. De TRIADE-benadering kan worden toegepast voor het beoordelen van deze kwaliteit. Deze methodiek is al toegepast bij het nader onderzoek voor sanering van waterbodems en bio-assays worden al gebruikt bij baggerverzet. Bij de opzet van plannen van actief bodembeheer dienen mogelijke beheersmaatregelen een duidelijkere rol te krijgen. Daarnaast is er behoefte aan kennis over welke natuur realiseerbaar is op welke bodemkwaliteit, en dient een koppeling te worden gemaakt tussen bodemgebruik en bodemkwaliteit op alle schaalniveaus, van lokaal tot nationaal.

Het Kabinet zal nog eind dit jaar een nota aan de Tweede Kamer sturen over het nieuwe bodembeleid. De kunst is vanuit perspectieven (maatschappelijke winsten) het bodembeleid onder het voetlicht te brengen. Daartoe vormen PERISCOOP en dit congres een goede eerste aanzet.

HOOFDSTUK 5

EVALUATIE VAN DE RESULTATEN

Het PERISCOOP-project is gericht op verontreinigde locaties waar ecologische functies relevant zijn. Dat betekent dat, afgezien van bodemverontreinigingen in het binnenstedelijk of industrieel gebied onder bebouwing, de resultaten van PERISCOOP op alle verontreinigde locaties van toepassing is. In de praktijk zal de meeste aandacht uitgaan naar locaties in het landelijk gebied, zoals de Kempen, de Krimpenerwaard en voormalige stortplaatsen. In deze gebieden ligt ook de hoogste urgentie, omdat een gebiedsvisie in de maak is of omdat locaties op de nominatie staan om heringericht te worden. Op kleinere schaal worden ook al binnenstedelijke locaties beoordeeld op basis van locatiespecifieke ecologische risico's, omdat deze terreinen een recreatieve functie hebben of omdat natuurontwikkeling in de stad wordt gestimuleerd. Voor water en waterbodems zal ecologische kwaliteit in toenemende mate een rol spelen bij het omgaan met verontreinigingen. In de 4^e nota waterhuishouding is al aandacht gegeven aan het gebruik van bioassays en de resultaten van PERISCOOP geven een verdere invulling aan de toepassing van ecologische parameters.

De doelstelling van het project is ruimschoots gehaald: er is een koppeling gemaakt tussen de verschillende spelers op het gebied van ecologische risicobeoordeling en de aanbevelingen van PERISCOOP maken goede kans verankerd te worden in hernieuwd beleid. De grootste uitdaging ligt daarom in het implementeren van de resultaten: toepassing van de TRIADE in praktijkgevallen en concrete invulling van actief bodembeheer plannen voor verontreinigde locaties in het landelijk gebied. De database is als eenmalige actie geslaagd, maar het is noodzakelijk dat de database wordt bijgehouden en geactualiseerd als bezoekers van de site hun eigen gegevens en resultaten willen toevoegen.

Hiervoor dienen een organisatorische en financiële oplossing te worden gevonden.

HOOFDSTUK 6

CONCLUSIES

Het PERISCOOP-project heeft geleid tot de volgende conclusies:

Een database is opgezet met daarin een overzicht van personen die werkzaam zijn in het gebied van ecologische risico's van verontreinigde (water)bodems en projecten op dit gebied.

Deze database kan worden geraadpleegd op www.bodembreed.nl/platforms/PERISCOOP.

Er moet meer ruimte komen voor locatiespecifieke actuele ecologische risico's en de ecologische waarde en potenties bij het beoordelen van bodemkwaliteit.

Een methodiek voor het bepalen van actuele ecologische risico's volgens de zogenaamde TRIADE-methode is verder in detail uitgewerkt en is gereed voor toepassing in de praktijk.

Gerichte beheersmaatregelen die kunnen leiden tot reductie en beheersing van ecologische risico's van verontreinigde (water)bodems in landbouw en natuurgebieden zijn geïdentificeerd en dienen te worden getoetst in praktijkstudies.

De huidige beleidsruimte, zoals verwoord in de circulaire bodembescherming voor het gebruik van bio-assays voor locatie specifieke beoordeling, dient verder te worden uitgewerkt richting een TRIADE-beoordeling.

Een verdere uitwerking sluit goed aan bij recente ontwikkelingen rond de aankomende nota bodembeheer, het beleid schuift op in de richting van locatie specifieke beoordeling, gebiedsgerichte en systeemgerichte benadering.

Een verdere uitwerking dient aan te sluiten bij, of initiërend te zijn bij ontwikkelingen op Europees niveau (Kaderrichtlijn water, Soil Policy).

PERISCOOP faciliteert kennismanagement en kan een bruikbaar hulpmiddel zijn om het besluitvormingsproces rondom verontreinigde land- en waterbodems te stimuleren.

Het PERISCOOP platform kan als netwerk een bijdrage leveren aan de verdere implementatie van locatie specifieke beoordeling van verontreinigde land- en waterbodems en risicoreducerende maatregelen.

Het proces van kennisuitwisseling, zoals dat in PERISCOOP is gestart, dient te worden voortgezet en er dienen praktijkprojecten te worden gestart, waarin ecologische risico's en beheersmaatregelen op elkaar worden afgestemd.

HOOFDSTUK 7

AANBEVELINGEN

Het project heeft geleid tot een aantal aanbevelingen. Deze zijn gericht aan praktijk, aan het bevoegd gezag en aan het beleid.

Praktijk

- Denk in kansen en oplossingen, bijvoorbeeld in mogelijkheden voor actief bodembeheer.
- Oplossingen die op het eerste gezicht niet sporen met de vigerende wet- en regelgeving moeten niet bij voorbaat worden uitgesloten, maar in een vroeg stadium worden gecommuniceerd met het bevoegd gezag.
- Tijdig de planvorming communiceren met het bevoegde gezag en met belanghebbenden.
- Juristen vroegtijdig inschakelen, zorgen dat er altijd duidelijkheid is over de juridische basis van een plan
- Ontwikkelen van een beslissingsondersteunend systeem voor de keuze van maatregelen, inclusief kosten en (milieu)rendement

Bevoegd gezag

- Bevorder de mogelijkheden voor het verplaatsen van verontreinigde grond middels een flexibel en haalbaar stappenplan, dat op grond van redelijkheid wordt uitgevoerd door de (toekomstige) eigenaar.
- Maak duidelijk dat de regelgeving vaak niet beperkend is.
- Beleidskaders niet al te eng te interpreteren.
- Bodeminformatiesysteem landelijk gebied aanleggen.
- Ecologische doelen en bodemgebruik vastleggen in bestuursovereenkomsten en streekplannen.
- Zorgdragen en zonodig afdwingen dat een adequate monitoring en nazorg plaatsvindt.

Beleid

- Overwegen om het stelsel van normen en criteria voor bodemverontreiniging te versterken door de locatiespecifieke risico's én de ecologische waarde en/of potenties van de bodem mee te laten wegen.
- Zorg dragen voor een blijvende infrastructuur voor kennisverzameling en –uitwisseling.

Algemeen

- Gebruik PERISCOOP als instrument voor kennismanagement rondom het thema risico's en potenties van verontreinigde water- en landbodems.
- Zorg voor een verdere verankering van het PERISCOOP netwerk in onderzoek en beleid en maak dit mogelijk middels adequate financiering.

BIJLAGE A

PERISCOOP DATABASE

**Platform ecologische risicobeoordeling
PERISCOOP**

Beschrijving database

Opdrachtgever: SKB
Projecttitel: PERISCOOP
Projectcode: 2001.1502
Documenttype: beschrijving database
Publicatiedatum: september2002
Projectleider: Jaap van der Waarde
Auteur(s): Jaap van der Waarde, Marlea Wagelmans
Trefwoorden: ecologische risicobeoordeling, TRIADE, communicatie

Bioclear b.v.
Postadres:
Postbus 2262, 9704 CG Groningen
Bezoekadres:
Rozenburglaan 13C, Groningen
Telefoon: 050 571 8455
Fax: 050 571 7920
E-mail: info@bioclear.nl
Website: www@bioclear.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van Bioclear.

© Bioclear b.v.

Bioclear adviseert bedrijven, overheden en dienstverlenende organisaties op het terrein van de milieutechnologie.

Op opdrachten aan Bioclear zijn van toepassing de Algemene Voorwaarden voor onderzoekopdrachten aan Bioclear, zoals gedeponeerd bij de Kamer van Koophandel te Groningen.

INHOUD

1. INLEIDING	2
1.1. Algemene inleiding	2
1.2. Opzet platform	2
1.3. Overzicht onderzoek en implementatieprojecten	2
1.4. Taakgroepen	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
1.5. Congres	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
2. DOELSTELLING PER FASE	4
3. PROBLEEMSTELLING EN KNELPUNTEN VOOR DEZE FASE	5
4. BESCHRIJVING UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN IN DEZE FASE	6
5. RESULTATEN	7
5.1. Database	7
5.1.1. Inleiding	7
5.1.2. Invoerschermen	7
5.1.3. Toevoegen	8
5.1.4. Wijzigen	8
5.1.5. Overzichten	9
5.1.6. Zoeken	9
5.2. Website	10
5.3. Beslisdocument taakgroepen	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
6. EVALUATIE RESULTATEN	11
7. CONCLUSIES	12
8. AANBEVELINGEN VOOR DE VERVOLGFASE	13

1. INLEIDING

1.1. Algemene inleiding

In opdracht van SKB is een studie uitgevoerd naar de wenselijkheid van een platform ecologische risicobeoordeling (van der Waarde et al, 2001). Tijdens deze studie zijn in totaal 29 experts uit 25 verschillende organisaties geïnterviewd om een representatief beeld te krijgen van de wenselijkheid van een platform ecologische risicobeoordeling. Uit deze serie gesprekken is gebleken dat er inderdaad behoefte is aan kennisuitwisseling op het gebied van ecologische risicobeoordeling van (water)bodemverontreiniging en dat oprichting van een platform in SKB verband gewenst is. Er zijn al enkele platforms voor kennisuitwisseling op dit vlak zoals bijvoorbeeld NARIP en het BodemBreed congres maar deze blijken momenteel onvoldoende om te voldoen aan de vraag naar kennisuitwisseling en integratie op dit specifieke vlak zodat een extra impuls vanuit een platform nodig is. In het project platform ecologische risicobeoordeling (PERISCOOP) wordt geprobeerd kennisuitwisseling op het gebied van ecologische risicobeoordeling te stimuleren.

1.2. Opzet platform

Het platform bestaat uit de platformorganisatie bestaande uit Trudie Crommentuijn (VROM), Michiel Rutgers (RIVM), Jolande de Jonge (AKWA-RIZA), Lex Dop (LNV) en Jaap van der Waarde (Bioclear) en de platformdeelnemers. Het projectsecretariaat wordt gevoerd door SKB, Bioclear treedt op als penvoerder. Voor de organisatie van specifieke activiteiten wordt een beroep gedaan op SKB, NARIP, of derden. De platformorganisatie treedt indien nodig op als opdrachtgever richting deze partijen.

Het platform bestaat uit verschillende activiteiten die gezamenlijk bijdragen aan het realiseren van de doelstelling van het platform. Deze activiteiten zijn het resultaat van aanbevelingen uit de voorgaande studie en van gesprekken gevoerd met SKB, LNV, V&W, AKWA-RIZA, RIVM en VROM.

1.3. Ontwikkeling database

Er is een overzicht gemaakt van alle lopende onderzoeksprojecten (SKB, SSEO, AKWA-RIZA, overig) waarin ecologische risicobeoordeling (water)bodemverontreiniging centraal staat. Deze informatie is opgeslagen in een database. Van het projectteam zijn de projecten waarin ecologische risico's een rol spelen opgenomen in de database.

Op deze wijze is op eenvoudige wijze te achterhalen welke projecten momenteel spelen op dit vakgebied en welke personen en organisaties daarin actief zijn. Dit overzicht is met name in de beginfase van het platform belangrijk als referentiedocument. Het overzicht is tot stand gekomen door het benaderen van de geïnterviewde personen uit het voorgaande project. Deze groep

personen vormt een representatieve ingang tot het werkgebied en de verwachting is dat de deelnemers gemotiveerd zijn om een eerste bijdrage in de vorm van namen en projectbeschrijvingen te geven.

1.4. Leeswijzer

In het huidige deelrapport is de opzet van de database beschreven. In hoofdstuk 2 wordt kort de doelstelling toegelicht van deze fase van het onderzoek. In hoofdstuk 3 zijn de probleemstelling en de knelpunten voor deze fase beschreven. Hoofdstuk 4 beschrijft de werkzaamheden die zijn uitgevoerd en in hoofdstuk 5 volgen de resultaten. In hoofdstuk 6 worden de resultaten geëvalueerd. Daarna volgen de conclusies.

2. DOELSTELLING PER FASE

Het doel van het platform ecologische risicobeoordeling is het stimuleren en faciliteren van kennisuitwisseling en integratie van kennis omtrent ecologische risicobeoordeling om:

1. Te komen tot acceptatie en toepassing van methodieken voor het bepalen van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreinigingen;
2. Te komen tot een raamwerk voor ecologische afwegingen bij maatregelen, zoals sanering, beheer, en verandering van bodemgebruik;
3. Bij te dragen met kennisbouwstenen aan een methodiek voor de bepaling van ecologische bodemkwaliteit uitgaande van het maatschappelijk (duurzaam) gebruik van de bodem en de gecombineerde milieudruk dientengevolge.

De specifieke doelstelling van fase 1 was:

- Het maken van een overzicht van alle lopende onderzoeksprojecten in Nederland op het gebied van ecologische risicobeoordeling;
- Het maken van een overzicht van projecten in Nederland op dit gebied;
- Het maken van een overzicht van alle betrokken instanties en personen in Nederland op dit gebied.

3. PROBLEEMSTELLING EN KNELPUNTEN VOOR DEZE FASE

Op dit moment bestaat geen overzicht van alle partijen, personen en projecten die actief zijn in ecologische risicobeoordeling of waarbij ecologische risicobeoordeling een rol speelt. Doordat dit overzicht niet bestaat is het voor partijen in dit werkveld lastig om kennis en ervaring te delen. Dit laatste is wel nodig omdat er sterke ontwikkelingen zijn in de bodemwereld die de vraag naar ecologische risico's en ecologisch effecten doen toenemen. Het eerste knelpunt dat dus dient te worden opgelost is het ordenen van informatie omtrent partijen, personen en projecten die actief zijn in ecologische risicobeoordeling of waarbij ecologische risicobeoordeling een rol speelt. Het tweede knelpunt betreft het prioriteren van onderzoeksvragen die leven bij de belangrijkste gebruikers van de kennis, de drie departementen van LNV, V&W en VROM. Deze onderzoeksvragen kunnen mogelijk beantwoord worden door het bijeenbrengen van bestaande kennis. Dit laatste gebeurt in taakgroepen die in fase 3 aan de slag gaan.

4. BESCHRIJVING UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN IN DEZE FASE

De partners in het project, RIZA, V&W, VROM, RIVM en Bioclear hebben een overzicht gemaakt van alle partijen, personen en projecten die actief zijn in ecologische risicobeoordeling of waarbij ecologische risicobeoordeling een rol speelt en die bij de genoemde partijen bekend zijn. Dit betreft voor het merendeel projecten waar RIZA, V&W, VROM, RIVM en Bioclear zelf actief in zijn of ondersteuning aan geven. Deze informatie is vervolgens in een database ondergebracht. Hiervoor is eerst een database structuur opgezet die geschikt is voor het opslaan en analyseren van de verzamelde gegevens. Vervolgens zijn de data opgeslagen in de database en is een gebruiksaanwijzing gemaakt. Op dit moment zijn data van RIZA, VROM, RIVM en Bioclear opgeslagen. Data van LNV zijn nog niet binnen door het vertrek van de contactpersoon bij LNV, deze data worden verwacht voor september 2002. Het gaat hier met name om projecten die worden uitgevoerd bij ALTERRA.

Er is een lijst opgesteld met potentiële onderwerpen voor de taakgroepen. Deze lijst is samengesteld uit ideeën en vragen die leven bij de deelnemende departementen en RIVM. Tevens is discussie gevoerd over de mogelijkheden om de database en resultaten van het platform op het web te plaatsen.

5. RESULTATEN

5.1. Database

5.1.1. Inleiding

Voor het project PERISCOOP is een database opgezet. De opzet en werking van de database wordt hieronder beschreven.

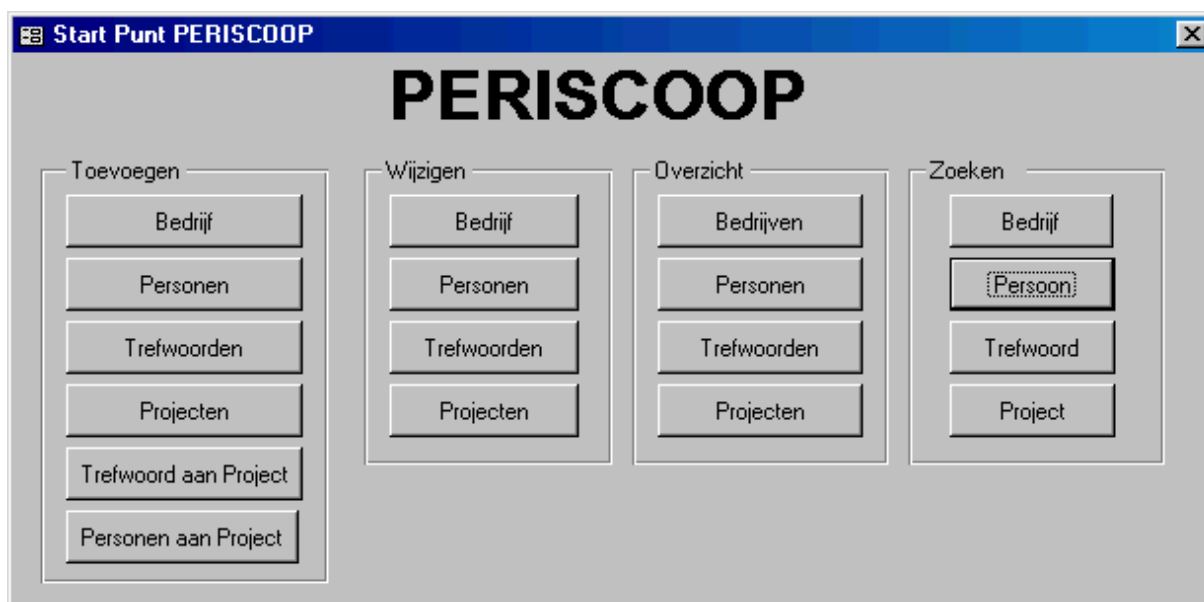
De database is opgezet in ACCESS97 software. Deze software is op de meeste (Windows) personal computers aanwezig en is dus toegankelijk voor een groot aantal mensen. Op deze manier wordt voorkomen dat gebruikers nieuwe software moeten aanschaffen of leren te gebruiken.

In de database worden personen en bedrijven ingevoerd. Daarnaast worden projecten ingevoerd. Aan de projecten worden trefwoorden gekoppeld. Per project wordt toegevoegd welke persoon van welk bedrijf aan het project heft meegewerkt. Daarnaast wordt per project de penvoerder weergegeven.

In de database kan gezocht worden op trefwoorden, projecten, personen en bedrijven.

5.1.2. Invoerschermen

Allereerst, bij het openen van de database, verschijnt het hoofdmenu. Hierin kan gekozen worden voor invoer van nieuwe data, wijzigen van bestaande data, overzicht van ingevoerde data en zoeken (figuur 1). De invoerschermen zijn weergegeven in bijlage 1.



Figuur 1. Openings scherm van de PERISCOOP database.

5.1.3. Toevoegen

Er zijn verschillende toevoeg mogelijkheden. Aanlevering van data vindt plaats via Excel sheets. Deze worden door de projectorganisatie in de database ingevoerd. Allereerst worden bedrijven toegevoegd. Daarna, bij het toevoegen van personen kan uit een lijst bedrijven gekozen worden. Zo worden typfouten vermeden. In onderstaande schermen zijn de invoerparameters voor bedrijven, personen, trefwoorden en projecten weergegeven.

In tegenstelling tot personen, organisaties en projecten, kunnen trefwoorden alleen door de projectorganisatie worden aangeleverd. Bij het begin van het project is een keuze gemaakt van trefwoorden die nodig zijn voor maken van goed onderscheid in de zoekfuncties. Dit is van groot belang, omdat men niet kan zoeken op vrije trefwoorden. Mocht het nodig zijn dat nieuwe trefwoorden worden toegevoegd, dan kan dat op een later tijdstip.

Bij project kan ook het soort project ingevoerd worden. Gedacht wordt aan: bureaustudie, laboratorium studie, veldstudie, haalbaarheidstudie, pilot, full scale. De omschrijving van het project is vrij in te vullen.

Toevoegen trefwoord aan project

Als eenmaal de projecten zijn ingevoerd, kunnen er trefwoorden aan het project gekoppeld worden. Hierbij moet telkens 1 trefwoord per project worden opgeslagen. Als een project meerdere trefwoorden heeft, moet het project meerdere keren geselecteerd worden om alle trefwoorden toe te voegen. Bij de keuze van trefwoorden moet men zich beperken tot de lijst ingevoerde trefwoorden.

Toevoegen persoon aan project

Uiteindelijk kunnen personen die aan een project gewerkt hebben worden toegevoegd aan de projecten. Hierbij is het mogelijk aan te geven of het om de penvoerder van het project gaat of niet. Op deze manier kan later bij het opvragen van een project de penvoerder als contact persoon worden aangegeven. Vragen gaan zo direct naar de penvoerder, deze kan besluiten vragen door te spelen naar partners in het project.

5.1.4. Wijzigen

Wanneer blijkt dat bepaalde gegevens niet kloppen of niet compleet zijn, kunnen ze via speciale schermen gewijzigd dan wel aangevuld worden. In de database kunnen bedrijfsgegevens, persoonsgegevens, trefwoorden en projectgegevens gewijzigd worden.

Met de functieknop “zoeken” kan gezocht worden op een naam om vervolgens de gegevens van dat bedrijf te wijzigen. Met de pijltjes toetsen onder in beeld kan worden gebladerd door de bedrijfsgegevens.

Wijzigen persoonsgegevens

Ook hier kan met de functietoets “zoeken” gezocht worden op naam. Met de pijltjes toetsen wordt gebladerd door het bestand.

Wijzigen trefwoorden

Als bepaalde trefwoorden niet kloppen kunnen ze gewijzigd worden. Ook kunnen hier trefwoorden verwijderd worden. Op dit moment kunnen trefwoorden alleen verwijderd worden als ze niet gekoppeld zijn aan een project. Wijzigen van trefwoorden kan alleen door de projectorganisatie, dit gebeurt pas na gezamenlijk overleg in het projectteam.

Wijzigen projecten

Een ingevoerd project kan achteraf gewijzigd worden. Hierbij kan de naam, het soort project en de projectomschrijving worden aangepast.

5.1.5. Overzichten

Als eenmaal alles is ingevoerd, kunnen overzichten worden opgevraagd. Overzichten kunnen worden opgevraagd van ingevoerde bedrijven, personen, projecten en trefwoorden.

Van de trefwoorden is tevens een engelse vertaling opgenomen alsmede een omschrijving van het betreffende trefwoord. In bijlage 5 is een complete lijst van trefwoorden, keywords en omschrijvingen opgenomen.

5.1.6. Zoeken

Zoeken op bedrijf

Om per bedrijf te weten welke projecten zijn uitgevoerd, kan gezocht worden op bedrijf. Het gezochte bedrijf kan worden aangeklikt in de keuzelijst. Als het bedrijf gevonden is, kan door te klikken op “Rapport” een overzicht gekregen worden van de projecten waaraan dat bedrijf werkt of gewerkt heeft. Tevens is te zien wie er binnen het bedrijf aan een bepaald project heeft gewerkt.

Zoeken op personen

Bij de optie “zoeken op persoon” wordt gezocht naar de persoonsgegevens van die persoon. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een keuzelijst zodat niet gezocht kan worden op een willekeurige naam die wordt ingetoetst.

Door op de functietoets “rapport” te klikken wordt een overzicht gegeven van de persoonsgegevens.

Zoeken op trefwoord

Hierbij wordt gezocht op trefwoorden. Het is mogelijk te zoeken naar projecten die voldoen aan drie vaste trefwoorden (bijvoorbeeld: nematoden EN regenwormen EN bioaccumulatie). De trefwoorden worden geselecteerd via keuzelijsten. Op die manier kan nooit een niet ingevoerd trefwoord worden gebruikt en worden schrijffouten vermeden.

Bij het rapport wordt alleen de penvoerder van het project vermeld met zijn/haar adresgegevens. Hierbij is het duidelijk dat bij vragen over een project het best contact opgenomen kan worden met de penvoerder.

Zoeken op project

Via de keuzelijst kan een project geselecteerd worden. Via het rapport is de beschrijving en de contactpersoon van het project te zien. Daarnaast is te zien welke personen van welke bedrijven eveneens hebben deelgenomen aan het geselecteerde project. Via record set kan het e-mail adres van de contactpersoon en de projectmedewerkers geselecteerd worden zodat direct een mail gestuurd kan worden.

5.2. Website

In het projectvoorstel werd uitgegaan van plaatsing van resultaten van het PERISSCOOP project op de website www.bodembreed.nl. Na overleg met SKB bleek dat het gebruik van de website weliswaar gratis was, maar dat het maken van een webpage op de site kosten (€ 7000,-) met zich mee bracht. Dit bedrag was in de begroting niet opgenomen en er is daarom geen geld om deze website aan te maken. SKB stelt deze expertise niet gratis ter beschikking aan het platform, SKB maakt geen site voor PERISSCOOP op de website. Een alternatief is dat deelnemers aan het platform zelf een website bouwen en deze onder de bodembreed site of via de eigen organisatie laten lopen. Na discussie in de groep bleek dat de laatste optie de voorkeur had: zelf een site maken en die hosten op een site een van de deelnemers. (nog aanpassen aan de laatste ontwikkelingen omtrent de website van Bodembreed. SKB heeft een voorkeur voor het plaatsen van de database op deze website boven die van een consortiumpartner vanwege het karakter van het onderzoek. Het is en blijft natuurlijk SKB).

Hoewel alle partners in principe bereid zijn om deze actie op zich te nemen, is besloten eerst te proberen de website onder te brengen bij VROM. Trudie Crommentuijn zal intern overleggen over de mogelijkheden en voorwaarden. In tussentijd zal met directe e-mail communicatie naar anderen buiten de organisatie worden gewerkt.

6. EVALUATIE RESULTATEN

Er blijken een groot aantal partijen, personen en projecten actief betrokken te zijn bij ecologische risicobeoordeling of waar ecologische risicobeoordeling een rol speelt. Nog niet alle data van de deelnemende partijen in het project zijn verwerkt. De verwachting is dat naast de reeds verzamelde data nog een groot aantal personen en projecten actief zijn op dit gebied die nog niet zijn opgenomen in de database. Deze missende gegevens worden momenteel verzameld door het actief benaderen van de personen die reeds in de database staan voor correctie en aanvulling. De database was oorspronkelijk niet voorzien in het projectplan maar bleek tijdens de start van het project essentieel. Met name de zoekfunctie in de database maakt het gemakkelijk om namen en adresgegevens van personen te zoeken bij projecten of bij onderwerpen. Zo kan een geïnteresseerde in ecologische risicobeoordeling snel uitzoeken wie hij of zij kan benaderen met een specifieke vraag.

De verzamelde informatie kan toegankelijk worden gemaakt voor geïnteresseerden via een web applicatie.

7. CONCLUSIES

In fase 1 en drie zijn de volgende resultaten behaald:

- Er is een groot aantal organisaties en personen actief in het werkgebied ecologische risicobeoordeling;
- Er is een database opgezet om feitelijke informatie omtrent adresgegevens en projectbeschrijvingen op te slaan en te raadplegen;
- Er is momenteel al een groot aantal organisaties (25), personen (108) en projecten (46) opgeslagen in de database, dit aantal zal nog toenemen door completering vanuit LNV en partijen buiten het PERISCOOP kernteam;
- Momenteel zijn voornamelijk projecten afkomstig van het consortium in de database opgeslagen. Door de samenstelling van het consortium zijn slechts een beperkt aantal commerciële projecten (6 %) opgenomen. Het merendeel van de projecten in de huidige database is afkomstig van RIVM (28 %), RIZA (45 %), SKB (13 %) en universiteiten (8 %). Door het benaderen van mensen buiten het consortium wordt de database verder aangevuld. Momenteel zijn voornamelijk ontwikkelingsprojecten en haalbaarheidsstudies opgenomen in de database.

8. AANBEVELINGEN VOOR DE VERVOLGFASE

Fase 1 dient nog te worden afgerond door het completeren van de database met gegevens van LNV. Daarnaast dient het invulformat van de database te worden gecirculeerd onder bekenden in het werkgebied ecologische risicobeoordeling om ontbrekende gegevens aan te vullen.

De database dient bij voorkeur op het web geplaatst te worden. Omdat hier geen budget voor is kan plaatsing op een website van een van de deelnemende partners wellicht uitkomst bieden. Hiervoor dient in de vervolgfase een antwoord op gevonden te worden. De informatie kan ook digitaal worden aangeleverd aan SKB die vervolgens de vrijheid heeft op eigen gelegenheid de informatie op het web te plaatsen.

BIJLAGEN

Bijlage 1. De PERISCOOP database

Bijlage 2. Invul formats voor de PERISCOOP database (tevens digitaal)

Bijlage 3. Lijst van organisaties in de PERISCOOP database

Bijlage 4. Lijst van personen in de PERISCOOP database

Bijlage 5. Lijst van trefwoorden in de PERISCOOP database

Bijlage 6. Lijst van projecten in de PERISCOOP database

Bijlage 1. Database schermen

A screenshot of a web form for entering company data. The form has a light gray background and contains the following fields from top to bottom: 'Bedrijfs-Naam', 'Postbus', 'Postcode', 'Straatnaam', 'Huisnummer', 'Vestigingsplaats', 'Telefoon', 'Fax', 'Web-site', and 'Algemene E-mail'. Each field is a white text input box with a thin border. At the bottom of the form, there are two buttons: 'Opslaan + Nieuw' on the left and 'Opslaan + Afsluiten' on the right.

Figuur 1. Invoerscherm voor bedrijven

A screenshot of a web form for entering person data. The form has a light gray background and contains the following fields from top to bottom: 'Voornaam', 'Tussenvoegsel', 'Achternaam', 'Bedrijf' (a dropdown menu), 'E-mail adres', 'Telefoon', and 'Mobiel'. Each field is a white text input box with a thin border. At the bottom of the form, there are two buttons: 'Opslaan + Nieuw' on the left and 'Opslaan + Afsluiten' on the right.

Figuur 2. Invoerscherm persoon

A screenshot of a web form for entering a keyword. The form has a light gray background and contains a single field labeled 'Trefwoord' with a white text input box. At the bottom of the form, there are two buttons: 'Opslaan + Nieuw' on the left and 'Opslaan + Afsluiten' on the right.

Figuur 3. Invoerscherm voor nieuwe trefwoorden

Naam

Soort

Omschrijving

Figuur 4. Invoerscherm voor nieuwe projecten

Project

Trefwoord

Figuur 5. Toevoegen van trefwoorden aan een project.

Persoon

Project

Pen Voerder

Figuur 6. Koppelen van een persoon aan een project

Bedrijven

Bedrijf Wijzigen

Bedrijfs-Naam:

Postbus:

Postcode:

Straatnaam:

Huisnummer:

Vestigingsplaats:

Telefoon:

Fax:

Web-site:

Algemene E-mail:

Record: van 44

Figuur 7. Scherm voor het wijzigen van bedrijfsgegevens

Personen

Persoon Wijzigen

Voornaam:

Tussenvoegsel:

Achternaam:

Bedrijf:

E-mail adres:

Telefoon:

Mobiel:

Record: van 100

Figuur 8. Scherm voor het wijzigen van persoonsgegevens.

Trefwoord

Figuur 9. Scherm voor wijzigen of verwijderen van trefwoorden.

Projecten

Project Wijzigen

Naam

Soort

Omschrijving

Record: van 44

Figuur 10. Scherm voor het wijzigen van projectgegevens.

Q_Bedrijven : Selectiequery

	Bedrijfs-Naam	Postbus	Postcode	Straatnaam	Huisnummer	Vestigingsplaats	Telef
▶	Alterra	postbus 47	6700 AA			Wageningen	
	AquaSense	postbus 95125	1090 HC			Amsterdam	020-592 2
	Bioclear	postbus 2262	9704 CG	Rozenburglaan	13	Groningen	050-57184
	Blgg	postbus 115	6860 AC			Oosterbeek	
	Doelman Advies		6703 AS	August Faliseweg	10	Wageningen	
	Fugro	postbus 3006	2260 DA			Leidschendam	
	LNV	postbus 20401	2500 EK			Den Haag	
	NAM	postbus 28000	9400 HH			Assen	
	NOK	postbus 213	2800 AE			Gouda	
	Provincie Zuid-Hol	postbus 90602	2509 LD			Den Haag	
	RIVM			Antonie van Leeuw		Bilthoven	
	RIZA	postbus 17	8200 AA			Lelystad	
	Royal Haskoning	postbus 151	6500 AD			Nijmegen	

Record: van 19

Figuur 11. Overzichtsscherm van ingevoerde bedrijven en de gegevens daarvan.

Achternaam	Tussenvoegsel	Voornaam	Bedrijf	E-mail adres	
Adansar		Monique	VNG	mailto:monique_adansar@vng.nl	07
Bakker		Joop	RWS/RIZA	mailto:j.f.bakker@rikz.rws.minvenw.nl	
Balk		Froukje	Royal Haskonir	mailto:f.balk@royalhaskoning_balk	02
Beek		Margriet	RWS/RIZA	mailto:m.beek@riza.rws.minvenw.nl	03
Besten	den	Piet	RWS/RIZA	mailto:p.dbesten@riza.rws.minvenw.nl	03
Bierkens		Johan	VITO	mailto:johan.bierkens@vito.be	00
Bleeker		Erik	Universiteit van	mailto:bleeker@science.uva.nl	02
Bogte		Jaap	RIVM	mailto:jaap.bogte@rivm.nl	03
Bongers		Tom	Wageningen U	mailto:Tom.Bongers@nema.dpw.wag-ur.nl	
Bos		Simon	Tauw	mailto:scb@tauw.nl	
Bosveld		Bart	Alterra	mailto:a.t.c.bosveld@alterra.wag-ur.nl	03
Breure		Ton	RIVM	mailto:ton.breure@rivm.nl	03
Brils		Jos	TNO	mailto:brils@mep.tno.nl	02

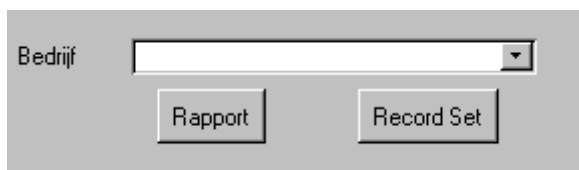
Figuur 12. Overzichtsscherm van opgeslagen personen en hun gegevens.

Trefwoord	Keyword	Omschrijving
algen	algae	een groep van eenvoudige fotosynthetische plantachtige (aquatische)
bacteriën	bacteria	eencellige micro-organismen (prokarioten), zonder kern
baggerspecie	dredging sludge	specie afkomstig van onder water
beleid	policy	
beoordelingssysteem	assessment system	systeem voor de beoordeling van, in dit geval, ecologische risico's
bestrijdingsmiddelen	pesticides	middelen ter bestrijding van ongewenste organismen
bioaccumulatie	bioaccumulation	accumulatie van verontreinigingen in organismen
bioassays	bioassays	toxiciteitstesten
biodiversiteit	biodiversity	diversiteit van organismen aanwezig in een bepaald ecosysteem
biologische afbraak	biological degradation	afbraak van verontreinigingen door organismen
biologische beschikbaarheid	biological availability	biologische beschikbaarheid van stoffen voor organismen
biomarker	biomarker	over het algemeen moleculaire veranderingen die gezien worden a
bodeminvertibraten	soil invertebrates	ongewervelde bodem organismen

Figuur 13. Overzichtsscherm van opgenomen trefwoorden.

Naam	Soort	Omschrijving
Actief Bodembeheer Rivierbed		
ANB	haalbaarheid	In dit project is een referentiesysteem ontwikkeld voor het interprete
BaggerBeoordeling		
Bioassays	haalbaarheid	In NOBIS kader is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd naar de effectiv
Bioassays (RWS/RIZA)		
Biochem		
Biomarkers		
Bodemecosystemen	ontwikkeling	Na de ondertekening van het biodiversiteitsverdrag in Rio de Janeiro
Chemisch Biologisch Beoordelingssysteem		
Combitox en multistress		
Comprehend		
Dassen		
De Kempen	bureaustudie	In deze studie is onderzocht op welke manier de ecologische risico's

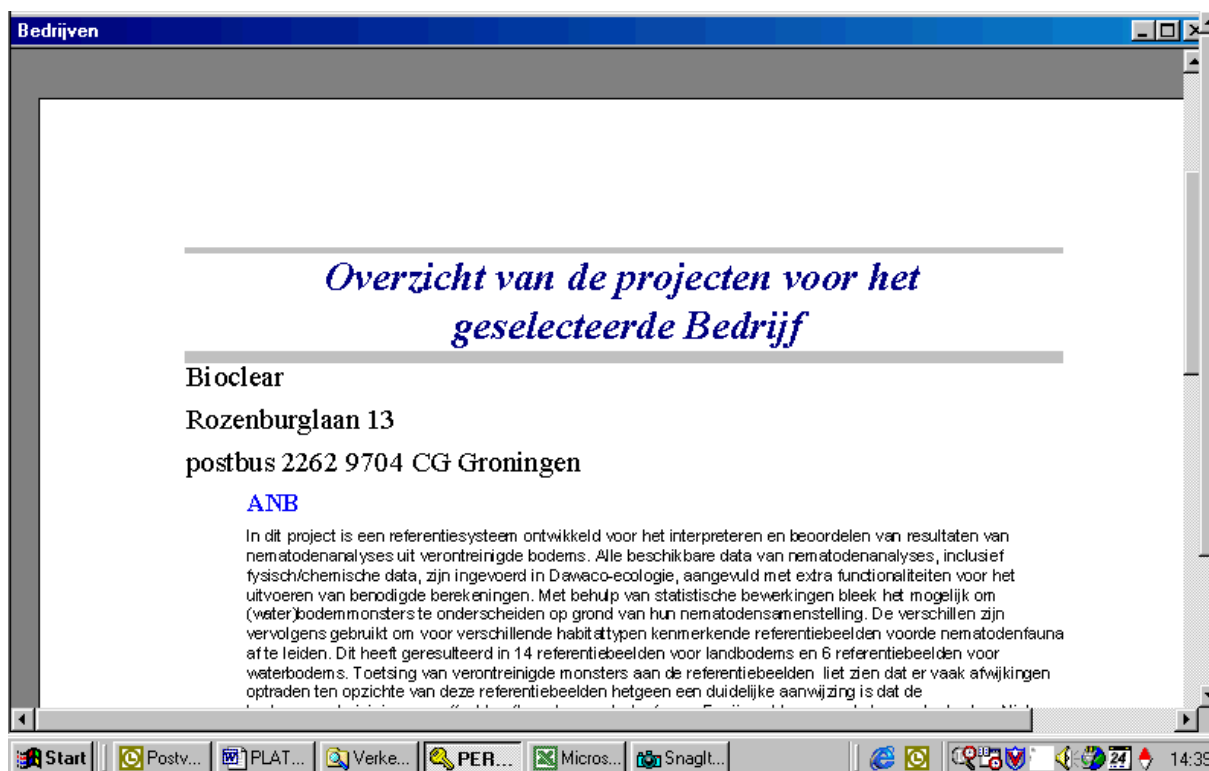
Figuur 14. Overzichtsscherm van opgenomen projecten.



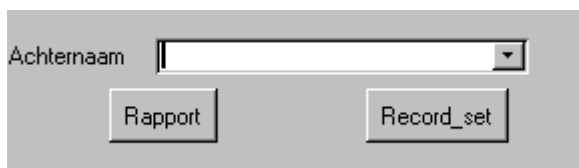
Bedrijf

Rapport Record Set

Figuur 15. Zoekscherm voor zoeken op bedrijf.



Figuur 16. Rapport van geselecteerd bedrijf.



Achternaam

Rapport Record_set

Figuur 17. Zoekscherm voor persoon



Figuur 18. Rapport persoonsgegevens.

Trefwoord en

Trefwoord en

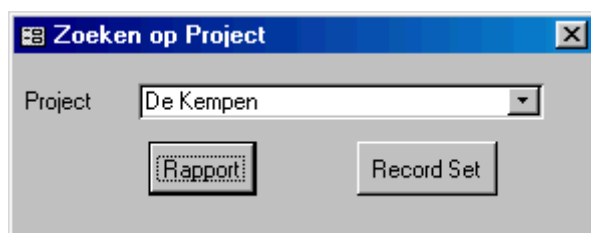
Trefwoord

Rapport Record Set

Figuur 19. Zoekscherm voor trefwoorden.



Figuur 20. Rapport voor zoeken op trefwoorden.



Figuur 21. Zoekscherm voor projecten.



Figuur 22. Rapport van projectgegevens.

E-mail adres	Telefoon	Mobiel	B_post	B_adres
mailto:waarde@bioclear.nl	050-5718455	06-51223992	postbus 2262 970	Rozenburglaan
mailto:wagelmans@bioclear.nl	050-5718455		postbus 2262 970	Rozenburglaan
mailto:souboter@nok.nl	0182-599664		postbus 213 2800	
mailto:r.knoben@royalhaskoning.com	073-6874146		postbus 525 5201	

Figuur 23. Mogelijkheden om een mail te sturen naar contactpersoon.

Bijlage 2. Invulformats voor de periscoop database

	Bedrijf toevoegen
Bedrijfsnaam	
Postbus	
Postcode	
Straatnaam	
Huisnummer	
Vestigingsplaats	
Telefoon	
Fax	
Web-site	
Algemene e-mail	
	Persoon
Voornaam	
Tussenvoegsel	
Achternaam	
Bedrijf	
e-mail adres	
Telefoon	
Mobiel	
	Project
Naam	
Soort	
penvoerder	(naam plus bedrijf)
projectmedewerkers	(naam plus bedrijf)
trefwoorden	(te kiezen uit de bijgevoegde lijst)
Omschrijving	

Bijlage 3. Lijst van organisaties in de periscoop database

Bedrijfs-Naam	Postbus	Postcode	Vestigingsplaats
RIVM			Bilthoven
Bioclear	postbus 2262	9704 CG	Groningen
Alterra	postbus 47	6700 AA	Wageningen
RWS/RIZA	postbus 17	8200 AA	Lelystad
Royal Haskoning	postbus 8520	3009 AM	Rotterdam
Royal Haskoning	postbus 94241	1090 GE	Amsterdam
Royal Haskoning	postbus 525	5201 AM	Den Bosch
Royal Haskoning	postbus 151	6500 AD	Nijmegen
VROM	postbus 20951	2500 EZ	Den Haag
Witteveen en Bos	postbus 223	7400 AE	Deventer
Vrije Universiteit Amsterdam		1081 HV	Amsterdam
Provincie Zuid-Holland	postbus 90602	2509 LD	Den Haag
NOK	postbus 213	2800 AE	Gouda
NAM	postbus 28000	9400 HH	Assen
LNV	postbus 20401	2500 EK	Den Haag
Fugro	postbus 3006	2260 DA	Leidschendam
Doelman Advies		6703 AS	Wageningen
Blgg	postbus 115	6860 AC	Oosterbeek
AquaSense	postbus 95125	1090 HC	Amsterdam
Universiteit van Amsterdam	postbus 19268	1000 GG	Amsterdam
IRAS	postbus 80176	3508 TD	Utrecht
Wageningen Universiteit	postbus 8005	6700 EC	Wageningen
RWS/RIKZ			
RWS/DLB			
Universiteit van Utrecht	postbus 80021	3508 TA	Utrecht
Tauw	postbus 133	7400 AC	Deventer
DLG	postbus 20030	3502 LA	Utrecht
Miinisterie van LNV	postbus 20401	2500 EK	Den Haag
Rijkswaterstaat	postbus 20906	2500 EX	Den Haag
Shell			
Staatsbosbeheer			
SSEO			
TCB			
TNO			
Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen	postbus 15	1135 ZH	Edam
SBNS			
Vereniging Natuur Monumenten			
VNG			
Provincie Gelderland			Arnhem
Provincie Gelderland	postbus 9090	6800 GX	Arnhem
Provincie Zuid Holland	postbus 90602	2509 LD	Den Haag
VITO			
Saxion Hogeschool IJsseland	postbus 501	7400 AM	Deventer
Grontmij Advies en Techniek			

Bijlage 4. Lijst van personen in de PERISCOOP database

Voornaam	Tussenvoegsel	Achternaam	Bedrijf
Herman		Eijsackers	Alterra
Wim		Ma	Alterra
Bart		Bosveld	Alterra
Jacques		Faber	Alterra
Richard		Jonker	AquaSense
Anja		Derksen	AquaSense
Marlea		Wagelmans	Bioclear
Jaap	van der	Waarde	Bioclear
Harm		Keidel	Bgg
Martin		Winkel	DLG
Peter		Doelman	Doelman Advies
Philip	van	Diest	Fugro
Karin		Huijsmans	Grontmij Advies en Techniek
Ruud		Kampf	Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen
Heather		Leslie	IRAS
Leon	van der	Wal	IRAS
Joop		Hermens	IRAS
Jep		Karres	Miinisterie van LNV
Lex		Dop	Miinisterie van LNV
Piet		Meuldijk	NAM
Joop		Marquenie	NAM
Stefan		Ouboter	NOK
Wido		Eijssens	Provincie Gelderland
Dirk	van der	Eijk	Provincie Zuid-Holland
Dirk	van der	Eijk	Provincie Zuid-Holland
Mario		Cerutti	Rijkswaterstaat
Leo		Posthuma	RIVM
Theo		Traas	RIVM
Annemarie	van	Wezel	RIVM
Johannes		Lijzen	RIVM
Miranda		Mesman	RIVM
Frank		Swartjes	RIVM
Willie		Peijnenburg	RIVM
Dick	de	Zwart	RIVM
Marijke		Vonk	RIVM
Jaap		Bogte	RIVM
Liesbeth		Dirven-van Breemen	RIVM
Michiel		Rutgers	RIVM
Ton		Schouten	RIVM
Ton		Breure	RIVM
B	ten	Brink	RIVM
Eric		Smit	RIVM
Karel		Wernars	RIVM
Theo		Vermeire	RIVM
Wil	van	Duijvenbouden	RIVM
Jaap		Struijs	RIVM
Dik	van de	Meent	RIVM
Aart		Sterkenburg	RIVM
Eric		Verbruggen	RIVM
Jaap		Tuinstra	Royal Haskoning
Roel		Knoben	Royal Haskoning
Leon	de	Poorter	Royal Haskoning
Froukje		Balk	Royal Haskoning

Martijn	van der	Veen	RWS/DLB
Dick		Vethaak	RWS/RIKZ
Joost		Stronkhorst	RWS/RIKZ
Etta	ten	Kate	RWS/RIZA
Ries	van der	Hout	RWS/RIZA
Jan		Hendriks	RWS/RIZA
Hannie		Maas	RWS/RIZA
Ute		Menke	RWS/RIZA
Serge		Rotteveel	RWS/RIZA
Charlotte		Schmidt	RWS/RIZA
Bertie	van de	Heijdt	RWS/RIZA
Marcel		Tonkes	RWS/RIZA
Jos		Vink	RWS/RIZA
Else		Sneller	RWS/RIZA
Margriet		Beek	RWS/RIZA
Ria		Kamps	RWS/RIZA
Joop		Bakker	RWS/RIZA
Anton		Gerritsen	RWS/RIZA
Piet	den	Besten	RWS/RIZA
Tineke		Crossen	RWS/RIZA
Jolande	de	Jonge	RWS/RIZA
Frans		Kerkum	RWS/RIZA
F	van de	Ende	RWS/RIZA
Johan		Oosterbaan	RWS/RIZA
Monique		Heck	Saxion Hogeschool IJselland
Michiel		Flooren	Saxion Hogeschool IJselland
Theo		Edelman	SBNS
Wil		Veerkamp	Shell
Wim		Vrieling	Shell
Eise		Harkema	Staatsbosbeheer
Simon		Bos	Tauw
Joke	van	Wensem	TCB
Henk		Leenaers	TNO
Jos		Brils	TNO
Pim	de	Voogt	Universiteit van Amsterdam
Michiel		Kraak	Universiteit van Amsterdam
Erik		Bleeker	Universiteit van Amsterdam
Peter	de	Ruiter	Universiteit van Utrecht
Bart	van	Tooren	Vereniging Natuur Monumenten
Johan		Bierkens	VITO
Monique		Adansar	VNG
Nico	van	Straalen	Vrije Universiteit Amsterdam
Kees	van	Gestel	Vrije Universiteit Amsterdam
Trudie		Crommentuijn	VROM
Arthur		Eijs	VROM
Antoon		Akkermans	Wageningen Universiteit
Jan		Kammenga	Wageningen Universiteit
Sven	van den	Elsen	Wageningen Universiteit
Hans		Helder	Wageningen Universiteit
Aska		Goverse	Wageningen Universiteit
Wim		Didden	Wageningen Universiteit
Tom		Bongers	Wageningen Universiteit
Ron	de	Goede	Wageningen Universiteit
Willem		Hendriks	Witteveen en Bos

Bijlage 5. Lijst van trefwoorden in de PERISCOOP database.

Trefwoord	Keyword
algen	algae
bacteriën	bacteria
baggerspecie	dredging sludge
beleid	policy
beoordelingssysteem	assessment system
bestrijdingsmiddelen	pesticides
bioaccumulatie	bioaccumulation
bioassays	bioassays
biodiversiteit	biodiversity
biologische afbraak	biological degradation
biologische beschikbaarheid	biological availability
biomarker	biomarker
bodeminvertibraten	soil invertebrates
bodemprocessen	soil processes
grondwater	groundwater
hormonaal actieve stoffen	hormone disrupters
landbodem	land
Life Support Functies	Life Support Functions
macrofauna	macro fauna
micro organismen	micro organisms
minerale olie	mineral oil
modellen	models
nematoden	nematodes
normen	standards
nutriënten	nutrients
oppervlaktewater	surface water
PAK	PAH
PCB	PCB
planten	plants
regenwormen	earthworms
reptielen en amfibieën	reptiles and amphibians
schimmels	funghi
sediment	sediment
TRIADE	TRIAD
veldinventarisatie	field inventory
vissen	fish
voedselweb	food web
vogels	birds
waterbodem	sediment
zoogdieren	mammals
zwarte metalen	heavy metals

Bijlage 6. Lijst van projecten in de PERISCOOP database

Naam	Soort
TRIADE	haalbaarheid
ANB	haalbaarheid
Rozenburg	pilot
Hollandse IJssel	pilot
Kollum Chemie	pilot
Energieteelt	haalbaarheid
De Kempen	bureaustudie
Bioassays	haalbaarheid
Bodemecosystemen	ontwikkeling
Risico's i.r.t. bodemkwaliteit	
Integraal bodembeheer	
Gebiedsgericht beleid	
Risicobeoordelingsmethodologie	
LCA methodiek	
Onderbouwing normstelling metalen	
Risicobeoordeling Ecosystemen	
Duurzaamheid Ecosystemen	
Onderbouwing risicobeoordeling GGO's	
Uitvoering Integrale Normst. Stoffen	
Monitoring en diagnose oppervlaktewater	
Modellen/indicatoren natuur/landschap	
MQSAR	
New Instruments	
Risk Assessment Population Level	
Nieuwe stoffen en indicatoren	
Bioassays (RWS/RIZA)	
Comprehend	
Combitox en multistress	
Sanering en prioritering	
NEMATOX	
Risicoreductie en milieurendement	
Normstelling	
Richtlijnen	
Biochem	
Biomarkers	
OMEGA	ontwikkeling
MAFATOX	
Chemisch Biologisch Beoordelingssysteem	
BaggerBeoordeling	
TIE en effectverklaring	
Steenuil	
Actief Bodembeheer Rivierbed	
Dassen	
Otters	
New Instruments in Risk Assessment	
The Maturity Index inside	
Ecologische risicobeoordeling voormalig vloeivelden	

BIJLAGE B

**RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP
"STATE OF THE ART ECOLOGISCHE RISICO'S"**

Werkdocument State of the art ecologische risicobeoordeling

Resultaat PERISCOOP taakgroep 1

Maart 2003

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	3
1 Inleiding.....	4
1.1 Aanleiding	4
1.2 Doelgroep	5
1.3 Gehanteerde werkwijze en eindresultaat	5
1.4 Deelnemers.....	5
1.5 Inhoud rapport.....	6
2 Het toepassingskader	7
2.1 Het toepassingskader van de risicobeoordeling in het algemeen.....	7
2.2 Kanttekeningen bij het algemene toepassingskader.....	8
2.3 Toepassingskader potentiële versus actuele ecologische risicobeoordeling	9
2.4 Concrete situaties voor het toepassen van de actuele ecologische risicobeoordeling	10
3 Invulling ecologische risicobeoordeling op hoofdlijnen.....	12
3.1 Onderdelen van de risicobeoordeling op hoofdlijnen	12
3.2 Kanttekeningen bij het onderdeel ecologische waarnemingen	13
3.3 Samenvoegen van de resultaten van de verschillende onderdelen	14
3.4 Factoren die de invulling op hoofdlijnen bepalen	15
3.5 De huidige aanpak op hoofdlijnen.....	17
4 Invulling ecologische risicobeoordeling op detailniveau	20
4.1 Factoren die de invulling op detailniveau bepalen	20
4.2 De invulling op detailniveau	23
4.3 De keuze van referenties	25
4.4 Samenvoegen van de resultaten op detailniveau	28
4.5 Voorbeelden van uitgevoerde ecologische risicobeoordelingen	31
5 Meetonderdelen	33
5.1 Rubriceren van meetonderdelen.....	33
5.2 Bioassays.....	34
5.3 Biomarkers.....	36
5.4 Bioaccumulatie.....	39
5.5 Veldinventarisaties.....	40
5.6 Life-support functies (bodemprocessen).....	41
5.7 Meetonderdelen ecologische risicobeoordeling in de praktijk.....	44
6 Verder te ontwikkelen parameters	46
7 Communicatie	49
8 Kwaliteitsborging.....	50
9 Vervolg.....	52
Bijlage 1 Referenties	

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In de periode 2000-2001 is in opdracht van SKB een onderzoek uitgevoerd naar de wenselijkheid van een platform ecologische risicobeoordeling (Van der Waarde et al, 2001). Uit een serie van gesprekken met experts op dit gebied is geconcludeerd dat er behoefte is aan kennisuitwisseling en dat een platform in SKB verband hier belangrijk aan bij zou kunnen dragen. Op grond van deze uitkomsten is het Platform voor Ecologische Risicobeoordeling PERISCOOP opgericht. De platformorganisatie bestaat uit vertegenwoordigers van VROM (Trudie Crommentuijn), RIVM (Michiel Rutgers), LNV (Marjan Hopman), AK-WA-RIZA (Jolande de Jonge) en Bioclear heeft als penvoerder (Jaap van der Waarde)

Het doel van PERISCOOP is het stimuleren en faciliteren van kennisuitwisseling en integratie van kennis omtrent ecologische risicobeoordeling om:

1. te komen tot acceptatie en toepassing van methodieken voor het bepalen van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreinigingen;
2. te komen tot een raamwerk voor ecologische afwegingen bij maatregelen, zoals sanering, beheer, en verandering van bodemgebruik;
3. bij te dragen met kennisbouwstenen aan een methodiek voor de bepaling van ecologische bodemkwaliteit uitgaande van het maatschappelijk (duurzaam) gebruik van de bodem en de gecombineerde milieudruk dientengevolge.

De activiteiten die het platform ontplooit richten zich momenteel op drie afzonderlijke deelresultaten:

- Een referentiedocument: hierin wordt een overzicht gemaakt van onderzoeks- en implementatieprojecten gericht op ecologische risicobeoordeling (waterbodem)verontreiniging;
- Taakgroepen: Vier taakgroepen zijn opgericht rondom een thema. Zij dienen in een kort bestek dienen te komen tot een actueel overzicht van de stand van zaken en een advies richting beleid (de opdrachtgevers van het platform) over implementatie of verder onderzoek;
- Een congres: Aansluitend op de taakgroepen wordt een congres georganiseerd omtrent ecologische risicobeoordeling voor onderzoeksgroepen en andere geïnteresseerden voor het uitwisselen van kennis.

Door de platformorganisatie zijn de volgende vier thema's voor de taakgroepen geselecteerd:

- taakgroep 1: State of the art van ecologische risicobeoordeling (trekker VROM)
- taakgroep 2: Beheer van risico's, oftewel het hoe en waarom van verantwoord omgaan met risico's bij inrichting en beheer van matig verontreinigde (water)bodems (trekker LNV)
- taakgroep 3: Belang van ecologische risico's, vanuit het oogpunt van het belang van ecosystemen als te beschermen object als leverancier van nutsfunctie (trekker RIVM)
- taakgroep 4: Beoordelingskaders, gericht op het opstellen van beoordelingscriteria voor veldecologische waarnemingen in zowel het aquatische als het terrestrische milieu, in natuurontwikkelingsituaties.

Voorliggend rapport is het resultaat van taakgroep 1 en betreft dus de State of the art van ecologische risicobeoordeling.

1.2 Doelgroep

De doelgroep voor dit rapport zijn beleidsmakers en degenen die zich bezighouden met de toepassing van de ecologische risicobeoordeling in de praktijk.

1.3 Gehanteerde werkwijze en eindresultaat

De input voor dit rapport is verkregen in de zogenaamde Group-Decision Room bij Alterra. De gevolgde procedure was als volgt:

1. iedereen geeft per computer onderwerpen aan voor in het rapport;
2. de onderwerpen worden (enigszins) geordend en er wordt een voorlopige hoofdstuk-indeling gemaakt;
3. de verschillende deelnemers geven aan waarvoor zij tekst kunnen leveren;
4. de deelnemers voeren hun teksten in. Dit kunnen onderdelen van bestaande rapporten zijn, teksten van internet of op dit moment zelf geschreven teksten.

Het eindresultaat van de dag is verder beperkt bewerkt door een rapporteur. Deze bewerking is beperkt gebleven tot het logisch indelen van het rapport en het toevoegen van korte toelichtende teksten.

Vervolgens is aan de deelnemers en enkele niet-deelnemers gevraagd commentaar te leveren op het conceptrapport en dit commentaar is verwerkt.

Voor het leveren van input, het leveren van commentaar en voor de bewerking was (te) weinig tijd beschikbaar. De inhoudelijke teksten sluiten derhalve niet mooi op elkaar aan, soms is er enige overlap of tegenstrijdigheid en vaak zijn de teksten duidelijk geschreven binnen een ander kader. Daarnaast moet worden opgemerkt dat het de kennis betreft die in een dag door de deelnemers is aangeleverd en derhalve kan het rapport niet als een compleet overzicht gezien worden, maar meer als een opstap in die richting. Binnen de beperkingen van het project was het niet mogelijk er meer één geheel van te maken. Ook was het niet mogelijk om extra informatie uit door de deelnemers aangegeven documenten op te zoeken. In plaats daarvan zijn de aanwijzingen van de deelnemers opgenomen.

Het resultaat is derhalve:

Een brede, maar losse verzameling van kennis over de State of the art van de ecologische risicobeoordeling.

Het bijzondere is dat de verzamelde kennis uit heel verschillende bronnen komt. Iedere deelnemer kon bijdragen wat vanuit zijn visie en positie in het werkveld belangrijk is. Het is de bedoeling deze brede kennisbron als basis te gebruiken voor de verdere ontwikkelingen op het gebied van de ecologische risicobeoordeling.

1.4 Deelnemers

De deelnemers die hebben meegeschreven aan het rapport zijn:

- Herman Eijsackers (voorzitter), Wetenschappelijk directeur van Alterra Wageningen
- Michiel Rutgers, Projectleider bodemecologie en ecotoxicologie, Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM
- Jack Faber, senior onderzoeker ecotoxicologie, Alterra Wageningen UR, Centrum voor Ecosystemen
- Peter Doelman, adviseur, Doelman advies
- Anja Derksen, adviseur (bodem)ecotoxicologie, AquaSense
- Piet den Besten, ecotoxicoloog, RIZA
- Trudie Crommentuijn (trekker taakgroep), senior beleidsmedwerker, DGM, VROM

- Joke Wezenbeek (rapporteur), Grontmij, adviseur bodembeleid, secretaris Werkgroep Urgentiesystematiek en Interventiewaarden.

De niet-deelnemers die het rapport van commentaar hebben voorzien zijn:

- Joke van Wensem, secretaris van de Technische Commissie Bodembescherming
- Kees van Gestel, Universitair Hoofddocent Ecotoxicologie bij de afdeling Dieroecologie, Faculteit Aard en Levenswetenschappen van de Vrije Universiteit
- Willie Peijnenburg, Projectleider, Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling, RIVM
- Jaap van der Waarde (penvoerder PERISCOOP), Projectleider ecologische risico's Bioclear BV Groningen.

1.5 Inhoud rapport

Vanwege de gevolgde werkwijze en de onmogelijkheid veel tijd aan de redactie te besteden is er voor gekozen de verschillende bijdragen duidelijk te scheiden van de door de rapporteur toegevoegde teksten. In de navolgende hoofdstukken is de tekst van de rapporteur cursief. Bij de bijdragen is vermeld wie ze heeft geleverd.

2 Het toepassingskader

2.1 Het toepassingskader van de risicobeoordeling in het algemeen

De (ecologische) risicobeoordeling wordt toegepast in het kader van het milieubeleid en dan met name gericht op bodemverontreiniging. In eerste instantie ging het hierbij vooral om bodemsaneringsbeleid. Thans ontstaat ook vraag naar de ecologische risicobeoordeling vanuit het natuurbeleid en voor beleid op het gebied van het bodembeheer.

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al. 2000)

In de afgelopen decennia is de problematiek van bodemverontreiniging met haar milieuhygiënische bezwaren uitgegroeid tot een probleem met maatschappelijke gevolgen. Zeer veel locaties zijn ernstig verontreinigd en moeten volgens de huidige urgentiesystematiek in de Wet bodembescherming (Wbb) met voorrang gesaneerd worden. Andere locaties zijn ernstig verontreinigd en zullen op termijn gesaneerd worden. Nog meer locaties zijn matig verontreinigd, waarbij de gevolgen van de verontreiniging voor het bodemgebruik onbekend zijn, zonder dat er overigens een saneringsverplichting bestaat. De overheid vindt deze verontreinigingsgevallen niet ernstig genoeg voor sanering, maar erkent dat er in sommige situaties toch risico's kunnen optreden.

Bijdrage Michiel Rutgers, Jack Faber en Trudie Crommentuijn (Faber, 1997)

Het milieu in Nederland wordt belast met een grote verscheidenheid aan stoffen, die bedreigend zijn voor de milieukwaliteit (RIVM, 2002). Het milieubeleid kent dan ook een hoge prioriteit toe aan het tegengaan van de verspreiding van verontreinigende stoffen in het milieu. Het algemeen uitgangspunt is daarbij een duurzame ontwikkeling, waarbij een goede milieukwaliteit ook op langere termijn kan worden gegarandeerd (NMP).

Het beleid ontwikkelt zich langs twee sporen: het brongerichte spoor en het effectgerichte spoor. Binnen het effectgerichte spoor wordt nagegaan welke effecten een bepaalde hoeveelheid van een stof in het milieu kan veroorzaken. Gebaseerd op beoordeling van toxicologische risico's worden via integrale normstelling onderling afgestemde milieukwaliteitsdoelstellingen gesteld aan de concentraties van deze stof in de milieucompartimenten water, bodem en lucht. Risicobeoordeling wordt eveneens toegepast bij de motivatie tot sanering in gevallen van ernstige verontreiniging van het milieu. Er is dan inzicht vereist in zowel potentiële als actuele risico's met betrekking tot humane en ecologische aspecten, zowel als het risico voor verdere verspreiding van de verontreiniging. Tenslotte is ook in het kader van preventie risicobeoordeling nodig.

De vraag naar methoden voor risicobeoordeling is vooral groot vanuit de bodembescherming, omdat de bodem veelal als 'sink' voor verontreinigende stoffen optreedt en vooral bodemverontreiniging vaak een persistent karakter heeft. In de bodembescherming wordt onderscheid gemaakt naar drie vormen van risico's:

- risico's voor de mens;
- ecologische risico's voor planten, dieren en ecosystemen;
- verspreidingsrisico's voor verontreiniging of andere aantasting van grondwatervoorraden, delfstoffen, en aantasting van drinkwaterkwaliteit en stofkringlopen

Ecologische risicoschatting kan worden uitgevoerd voor het bereiken van verschillende doelstellingen:

- het stellen van prioriteiten
- het opstellen van normen en richtlijnen
- risicobepaling als invoer voor besluitvorming in risicomanagement.

Deze doelstellingen zijn vaak gerelateerd aan wetten en overheidsbesluiten met betrekking tot milieubeleid. Daarnaast is sprake van een toenemende vraag naar methoden voor ecologische risicoschatting vanuit het natuurbeleid, zowel met betrekking tot het soortenbeleid als bijvoorbeeld met betrekking tot de inrichting van de ecologische hoofdstructuur (natuurontwikkeling en veranderd landgebruik).

Bijdrage Trudie Crommentuijn

De vraag naar de geschiktheid van verontreinigde bodems voor bepaalde vormen van natuurontwikkeling speelt met name een rol als het om niet ernstig verontreinigde bodems gaat. Op basis van een ecologische risicobeoordeling wordt nagegaan welke vormen van natuur/gebruik mogelijk zijn gegeven de verontreinigings situatie.

Naast het gebruik van ecologische risicobeoordelingen in het kader van bestaand beleid wordt deze ook toegepast op andere vlakken om gefundeerd beheersmaatregelen te kunnen vaststellen. Dit is veelal het geval als er sprake is van grootschalige diffuse verontreinigde gebieden, waar het bestaande beleid geen oplossing biedt voor de aanpak van de verontreiniging en het reduceren van de risico's.

2.2 Kanttekeningen bij het algemene toepassingskader

Twee stukken tekst bevatten kanttekeningen bij het bepalen en vaststellen van het algemene toepassingskader:

- *Bij het bepalen van het toepassingskader van de ecologische risicobeoordeling is het van belang dat de ecologische functie een continue functie is, terwijl de maatschappelijke gebruiksfunctie zich beperkt tot een bepaalde locatie.*
- *Om de ecologische relevantie van een risicobeoordeling goed te kunnen beoordelen, moet er een goede koppeling zijn met het beleid waarbinnen de beoordeling wordt uitgevoerd.*

Bijdrage Jack Faber (Faber 1997)

Continuïteit van bodemfuncties

Er is sprake van een principiële verschil tussen de maatschappelijke gebruiksfuncties van de bodem, met een schaalgrootte die wordt bepaald door de ruimtelijke ordening, en de functionele bodemeigenschappen die in bepaalde gevallen als continu kunnen worden beschouwd. Continue bodemfuncties zijn onder meer de ecologische functie en de drinkwaterreservoir functie. Toekenning van één gebruikersfunctie aan de bodem sluit daarom niet uit dat dezelfde bodem tegelijkertijd meerdere functies vervult. Differentiatie van normen naar typen bodemgebruik op grond van de functies van de bodem wordt dus bemoeilijkt doordat bodemgebruik zelden, uitzonderingen als niet-toegankelijke natuurterreinen of gebouwen op een IBC-stortplaats daargelaten, kan worden ingedeeld in elkaar uitsluitende categorieën. Een bijkomend probleem is dat de aantasting van verschillende gebruiksfuncties door bodemverontreiniging specifiek afhangt van een groot aantal andere bodemeigenschappen. Deze relaties zijn nog nauwelijks beschreven.

Bijdrage Herman Eijsackers

Ecologische relevantie laat zich vertalen in verschillende voor de maatschappij relevante termen: natuur, biodiversiteit, duurzaamheid. Elk van deze woorden betreft echter een ander veld van expertise en daarmee ook een andere beoordeling van de ecologische relevantie. Voor natuur gaat het vaak om te beschermen soorten (vergelijk de doelsoorten-systematiek), of gemeenschappen (zoals vegetaties) of als ecosystemen. Bij biodiversiteit wordt veelal uitgegaan van biodiversiteitsindices (maar soms ook stevig bekritiseerd) gebaseerd op soortverscheidenheid, maar ook wordt uitgegaan van functionele biodiversiteit

gebaseerd op verschillende ecologische processen. Duurzaamheid heeft veelal betrekking op ecologische voorraden als water, organische stof van een verzekerde kwaliteit. Wil de ecologische relevantie goed kunnen worden beoordeeld, dan zal dus ook moeten worden aangegeven voor welke beleid.

2.3 Toepassingskader potentiële versus actuele ecologische risicobeoordeling

Bij de beoordeling van de ecologische risico's kan onderscheid worden gemaakt tussen actuele en potentiële risico's. Het beoordelen van potentiële risico's is van belang voor het opstellen van normen, maar niet om de daadwerkelijke ecologische risico's op een bepaalde locatie in te schatten. Het beoordelen van de locatiespecifieke actuele ecologische risico's heeft voordelen in de communicatie naar de betrokkenen.

Bijdrage Michiel Rutgers

Discussie over potentiële versus actuele ecologische risico's is verwarrend. Het toepassen van normen (streefwaarden, interventiewaarden) wordt in Nederland gerekend onder een potentiële risicoschatting. Het woord 'actuele risico' is ook afkomstig uit de Wbb, waarmee het locatiespecifieke risico wordt bedoeld, als tegenhanger van potentieel risico. In feite gaat het bij beide verwijzingen om de schatting van het ecologische risico, dat per definitie plaats- en tijdgebonden is. De verschillen tussen potentieel en actueel (of locatiespecifiek) worden beter aangegeven door de precisie die aan de risicobeoordeling wordt meegegeven. De normen moeten volgens de Wbb in een vroeg stadium worden toegepast, als vangnet voor alle locaties, en zijn daarmee noodgedwongen conservatief (niet precies). Vervolgens kunnen er meerdere (normoverschrijding is in wezen al een locatiespecifiek element) locatiespecifieke gegevens worden gebruikt bij opvolgende stappen in de risicobeoordeling. De Triade benadering is een manier om structuur te geven aan de opvolgende stappen in de risicobeoordeling en zal in dit rapport veelvuldig worden besproken. De Triade benadering, of algemener geformuleerd, een benadering gebaseerd op *multiple lines of evidence* of *weight of evidence (WOE)*, wordt verondersteld preciezer te zijn dan een risicobeoordeling gebaseerd op normoverschrijding (Chapman, 1986).

Bijdrage Anja Derksen (UIT: AquaSense, 1999)

De afleiding van het actuele ecologische risico van verontreinigde bodems wordt tot nu toe hoofdzakelijk gebaseerd op chemische informatie. Hierbij wordt de sanering als urgent beschouwd indien het gehalte van bepaalde stoffen in de bodem, mede gelet op de omvang en het gebiedstype, bepaalde normen overschrijden. Deze normen worden afgeleid uit de resultaten van stofftesten, eventueel na toepassing van veiligheidsfactoren bij gebrek aan gegevens. Bij het vaststellen van de normen wordt getracht in te schatten aan welke fractie van de aanwezige verontreiniging de organismen daadwerkelijk worden blootgesteld. Bij deze inschatting wordt uitgegaan van een *generieke* (algemeen geldende) situatie. Deze prognostische benadering is vooral beleidsmatig bruikbaar om normen te kunnen stellen aan de gehalten/concentraties waarin gifstoffen mogen voorkomen. Bij overschrijding van de gestelde norm bestaat de mogelijkheid dat negatieve effecten optreden. Zoals reeds eerder is aangegeven, leidt deze prognostische benadering derhalve tot het vaststellen van *potentiële risico's*.

Om de daadwerkelijke ecologische risico's op een bepaalde locatie te kunnen beoordelen kent een dergelijke risicobeoordeling een aantal tekortkomingen:

- Slechts een beperkt deel van de in het milieu aanwezige toxicanten wordt bij een chemische analyse onderzocht, zodat een totaalbeeld van de verontreiniging en de risico's niet mogelijk is;
- Wanneer sprake is van een mengsel van toxicanten kunnen moeilijk te voorspellen combinatiewerkingen optreden, zoals synergisme (wederzijdse versterking van de werking) of antagonisme (wederzijdse afzwakking);
- In het milieu gebrachte stoffen kunnen worden afgebroken tot een scala van afbraakproducten (metabolieten) die minder toxisch, even toxisch, of toxischer kunnen zijn dan de uitgangsstof;

- Voor een deel van deze stoffen en/of hun metabolieten zijn (nog) geen analysetechnieken beschikbaar;
- Locatiespecifieke omstandigheden bepalen de verdeling van toxicanten tussen de vaste fase van de bodem en het poriewater. Alleen de opgeloste of snel uitwisselbare fractie toxicanten wordt als opneembaar (biologisch beschikbaar) beschouwd voor organismen.

Bijdrage Jaap van der Waarde

Belanghebbenden (omwonenden, beheersorganisaties, NGOs, bevoegd gezag) hebben behoefte aan aansprekende en overtuigende resultaten als het gaat om ecologische risico's. De huidige SUS beoordeling is sterk theoretisch en men kan er zich over het algemeen weinig bij voorstellen. De TRIADE benadering daarentegen is eenvoudig uit te leggen en spreekt ook bij leken tot de verbeelding, er wordt immers daadwerkelijk "gemeten aan de ecologie" op de locatie. De TRIADE is daarmee voor de ecologische risico's een beter communicatie middel dan SUS.

Verder wordt in de TRIADE beoordeling ook informatie verkregen die gebruikt kan worden bij de keuze voor sanering en beheer van risico's (ecologische waarde van het terrein, routes van blootstelling) waardoor de TRIADE ook voor de eindgebruiker (b.v. beheersorganisaties) meerwaarde heeft ten opzichte van SUS. Deze duidelijkheid maakt het voor zowel bezitters en gebruikers van de grond als voor het publieke en bevoegd gezag aantrekkelijk om een eventuele ecologische urgentieverklaring en keuze voor sanering te baseren op de uitkomsten van een TRIADE. (Jaap)

2.4 Concrete situaties voor het toepassen van de actuele ecologische risicobeoordeling

Hieronder zijn concrete situaties beschreven, waarin de actuele ecologische risicobeoordeling kan worden toegepast.

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense et al., 2001)

Situaties waarin ecologische risicobeoordeling nuttig kan zijn:

- Lokatiespecifiek en functiegericht onderzoek naar het daadwerkelijk aanwezig zijn van negatieve effecten op organismen om daarmee de urgentie al dan niet onderbouwen;
- Het prioriteren tussen meerdere lokaties, die allen saneringsurgent zijn op basis van ecologische risico's, maar waarvoor onvoldoende financiële ruimte en/of uitvoeringscapaciteit bestaat om ze allemaal simultaan aan te pakken. Hierbij kan rekening gehouden worden met de aan de lokaties toegekende functie;
- Terreineigenaren of het bevoegde gezag hebben veelal de behoefte of zelfs de verplichting om een saneringsingreep te evalueren. Voor wat betreft de verplichting kan meestal met chemische analyses worden volstaan. Ook in dergelijke situaties kan een biologische beoordeling echter toegevoegde waarde hebben. Zeker als de gehele sanering vooral met het oog op een reductie van ecologische risico's is uitgevoerd, kan een biologische evaluatie het nut van de sanering verduidelijken;
- Bij het opstellen van een saneringsplan dient de terugsaneerwaarde te worden vastgesteld. Ook deze kan middels een ecologische risicobeoordeling locatie specifiek en functiegericht worden onderbouwd;
- Bij onder andere biologische saneringen is het denkbaar dat er sprake is van een restconcentratie. In dergelijke situaties wordt vaak geopperd dat een lage biologische beschikbaarheid wellicht meespeelt en er voor zorgt dat de verontreiniging niet door de micro-organismen kan worden aangepakt. Is dit het geval dan is tevens de vraag gerechtvaardigd of deze restconcentratie vanuit het oogpunt van ecologische risico's nog wel relevant is.

In het geval van een herinrichting of natuurontwikkeling kan het gaan om vragen als:

- Kan er bij de herinrichting rekening gehouden worden met de aanwezige risico's. Door te schuiven met de indeling van een terrein kunnen de risico's als geheel wellicht worden gereduceerd, maar hiervoor is een gedetailleerd inzicht in die risico's wel nodig;
- Kan de beoogde functie worden gerealiseerd? Is het dan zinvol om het terrein aan te kopen?
- Hoe veranderen ecologische risico's als grond uit het ene milieu in een andere milieu wordt geplaatst. Bijvoorbeeld waterbodem die op het land wordt gezet en vice versa. Ook het laten ontwikkelen van een bos op een voormalig weiland kan risico's echter doen veranderen, bijvoorbeeld doordat de pH van de grond gaat verschuiven.

Bijdrage Piet den Besten

De actuele ecologische risicobeoordeling kan tevens nuttig zijn voor het vernieuwen van normstellingskaders, door naast chemische parameters ook biologische te hanteren.

Bijdrage Piet den Besten

In het kader van het verspreidingsbeleid is een vernieuwde beoordelingssystematiek van zoute baggerspecie van kracht geworden. Deze maakt gebruik van een combinatie van chemische metingen en bioassays (de zgn CTT-toets).

Bijdrage Jack Faber (Rutgers et al., 1998)

Ernstige gevallen van bodemverontreiniging moeten volgens de huidige Wet Bodembescherming (Wbb) beoordeeld worden op de locatiespecifieke ecologische en humane risico's en risico's voor verspreiding. Op basis van deze risico's wordt de urgentie voor sanering bepaald. Locaties met een verhoogd ecologisch risico laten zich ruwweg onderverdelen in voor dit rapport relevante categorieën:

1. Er zijn gevallen van bodemverontreiniging die zo omvangrijk zijn dat het fysiek en maatschappelijk niet op te brengen valt om deze locaties volledig te saneren. Voorbeelden hiervan zijn de verontreiniging in de Kempen, de voormalige stortplaats in de Volgermeerpolder, de gedempte sloten in de Krimpenerwaard, etc. Hoewel er mogelijk financiële middelen zijn om deze bodemverontreiniging op beperkte schaal (lokaal) aan te pakken, zijn deze te beperkt voor het gehele gebied en moet er naar een manier gezocht worden voor een efficiënte inzet. Voor een dergelijke beperkte inzet kan een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling prioriterend, sturend en onderbouwend werken, zodat er wellicht maatschappelijk draagvlak ontstaat.
2. Er zijn verontreinigde locaties te vinden, waarbij financiële dekking voor de kosten van sanering aanwezig is ("rijke locaties"). Hierbij is de belangrijkste vraag hoe de aanwezige financiële middelen zo efficiënt mogelijk kunnen worden ingezet om het beoogde bodemgebruik mogelijk te maken. Bij deze locaties is sanering een optie die duidelijk in beeld is. Naast een risicobeoordeling in het licht van het geplande bodemgebruik, is een belangrijk aspect bij deze locaties het te verwachten effect van saneringsmaatregelen op de ecologische risico's, en tot welke bodemkwaliteit er gesaneerd moet worden om het beoogde bodemgebruik te garanderen. Dergelijke locaties zijn bijvoorbeeld te vinden binnen het stedelijk gebied en bij recreatiegebieden.

3 Invulling ecologische risicobeoordeling op hoofdlijnen

3.1 Onderdelen van de risicobeoordeling op hoofdlijnen

De ecologische risicobeoordeling bestaat uit verschillende onderdelen uit de TRIADE die hieronder worden aangeduid. Vaak wordt gekozen voor de zogenaamde Triade-benadering.

Bijdrage Piet den Besten

Gekoppeld aan een conceptueel model van de ecologische risico's kan een ecologische risicobeoordeling (ERA) uitgevoerd worden. Internationaal wordt in het kader van ERA vaak verwezen naar 'weight of evidence' (WOE) benaderingen. Een WOE kan opgebouwd zijn uit verschillende 'lines of evidence' (Burton et al., 2002). Elke "line of evidence" staat op zichzelf en geeft in kwantitatieve eenheden de mate van verstoring van het ecosysteem weer.

Voorbeelden van lines of evidence zijn:

- Combinaties van veldwaarnemingen, bioassays en chemische metingen (bij voorkeur uitgedrukt in een maat voor de toxische druk) (in feite staat deze aanpak bekend als Triade);
- Veldwaarnemingen met multivariate statistische analyse;
- Chemische analyses in bodem en biota, gecombineerd met modelberekeningen van de risico's/effecten van doorvergiftiging;
- Veldonderzoek aan hogere predatoren en (non-invasieve) biomarkers.

In Nederland is de nodige ervaring opgedaan met het uitvoeren van Triade-onderzoek. Dit kan worden beschouwd als een voorbeeld van het combineren van veldwaarnemingen, bioassays en chemische metingen.

Het combineren van de onderzoeksgegevens kan weer op verschillende manieren.

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense, 1999)

Het voorspellen van de milieurisico's op basis van chemische en fysische parameters alleen blijkt in de praktijk moeilijk te zijn (POSW/RIZA, 1997). Met biologische methoden kan door middel van een daadwerkelijke meting van effecten op locatie of in monsters van een locatie een groot deel van deze problemen worden omzeild. De drie belangrijkste categorieën biologische methoden zijn bioassays, bioaccumulatieonderzoek (soms ook tot de bioassays gerekend) en veldinventarisaties.

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2001)

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. Milieuchemische informatie wordt gebruikt voor de inschatting van potentiële effecten. Bij deze benadering wordt uitgegaan van de concentraties en het geschatte gedrag

van de geanalyseerde stoffen. Aan de hand van literatuurgegevens wordt vervolgens berekend in welke mate deze stoffen effecten teweeg kunnen brengen, bijvoorbeeld gelijk aan de systematiek die gebruikt wordt voor het afleiden van normen. Voedselketenanalyse en bioaccumulatie behoren ook bij dit Triade-element, omdat relevante literatuurgegevens nodig zijn om op basis van deze gegevens het ecologisch effect te schatten..

2. Resultaten van bioassay geven aan hoe veel meetbare toxiciteit aanwezig is in monsters van de betreffende locatie. Verschillende type bioassays zijn gestandaardiseerd, zoals bijvoorbeeld met larven van de dans-mug, met regen- en potwormen, lichtgevende bacteriën (Microtox) of planten (STOWA/RIZA 1997, Tuinstra et al. 2000, Bierkens et al. 1997, Lahr et al. 1999, De Zwart et al 1999, Schipper en Stronkhorst 1999, AquaSense 1997). Bij deze manier van testen wordt impliciet rekening gehouden met de aanwezigheid van onbekende stoffen en met eventuele combinatietoxiciteit van mengsels van stoffen. Vaak zijn de snelle bioassays (voor meting van de acute toxiciteit) tamelijk ongevoelig, zodat er een reële kans bestaat op het optreden van vals-negatieve uitslagen (er wordt geen toxiciteit waargenomen terwijl die er wel is). Toxiciteit als gevolg van bioaccumulatie en doorvergiftiging kunnen op dit moment niet met bioassays worden vastgesteld en zullen daarom moeten worden geschat op basis van bioaccumulatiefactoren en voedselconsumptie bij het milieuchemische onderdeel van de Triade.
3. De waarneembare ecologische veranderingen in het ecosysteem (die mogelijk in verband kunnen worden gebracht met de aanwezige verontreiniging).

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2000)

Ecologische observaties geven een indruk van de 'toestand' van het ecosysteem en kunnen op alle systeemniveaus worden uitgevoerd, zoals het voorkomen en de abundantie van soorten (van micro-organismen tot planten en grote dieren), trofische interacties, stofkringlopen, voedselwebanalyse, levensgemeenschappen, functionele groepen, etc.. Schouten et al. (1997) hebben een bodembologisch meetsysteem beschreven, wat ontwikkeld is om de life support functies (LSF; de abiotische en biotische voorwaarden voor een 'gezond' ecosysteem) te kwantificeren. Deze indicator omvat microbiële parameters, de functionele structuur van de microbiële gemeenschap, de abundantie en het voorkomen van diverse bodemfauna zoals nematoden, wormen en mijten, en een voedselwebanalyse. Voor een eenvoudige systematiek is dit meetsysteem te uitgebreid. De analyse van de nematodengemeenschap in de bodem, een onderdeel van het bodembologische meetsysteem en een essentiële schakel voor een gezond functionerend ecosysteem, is een veelbelovende ecologische indicator voor bodemverontreiniging (Bongers en Ferris 1999, Peekel en Doelman 1999). Daarnaast komen in hoog tempo geavanceerde, op DNA-analyse gebaseerde technieken vrij die ingezet kunnen worden bij de beoordeling van bodemkwaliteit.

3.2 Kanttekeningen bij het onderdeel ecologische waarnemingen

Bij het onderdeel ecologische waarnemingen kan een aantal kanttekeningen worden gemaakt.

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2000)

Ecologische waarnemingen lijken het meest relevante onderdeel van een actuele ecologische risicobeoordeling, omdat inzicht in de effecten van de verontreiniging op het ecosysteem uiteindelijk het finale doel van een risicobeoordeling is. Hier schuilt echter een addertje onder het gras. Aan de ene kant is het moeilijk (kostbaar) om überhaupt ecosysteemveranderingen aan te tonen. Aan de andere kant zijn de waargenomen ecosysteemveranderingen vaak niet duidelijk gekoppeld aan de aanwezige verontreiniging, m.a.w. het oorzakelijke verband tussen ecologisch effect en verontreiniging is niet aantoonbaar, vanwege natuurlijke variatie en multi-stress (een uitzondering hierop is PICT; zie Breure en Rutgers 1999; Posthuma et al. 1999). Daarnaast ontbreekt een geaccepteerd referentiekader,

en zijn referentiegegevens van bijvoorbeeld referentielocaties moeilijk te vinden. De waarneming van daadwerkelijke ecologische veranderingen wint aan kracht als deze via een MCA gekoppeld wordt aan de resultaten van de beoordeling op basis van milieuchemische gegevens en bioassays (zie De Zwart et al. 1999).

In het kader van een eenvoudige risicobeoordelingssystematiek komen niet direct veel testen in aanmerking. Het expert-judgement van een ter plaatse bekende ecooloog kan bruikbare informatie opleveren, omdat soms uit de vegetatie reeds afgeleid kan worden of vervuiling een rol speelt. De samenstelling van de nematodengemeenschap is veelbelovende parameter, maar nu nog onvoldoende betrouwbaar als gevolg van een gebrek aan referentiegegevens. Op dit moment worden vele locaties op de bodemecologische samenstelling geanalyseerd (Schouten et al. 2001), inclusief de samenstelling van de nematodengemeenschap. Voor deze locaties zijn dus wel referentiegegevens voorhanden.

3.3 **Samenvoegen van de resultaten van de verschillende onderdelen**

Voor het samenvoegen van de resultaten van de verschillende onderdelen zijn er twee scholen:

- *samenvoegen op basis van verklaarbaarheid;*
- *beschouwen als onafhankelijke sporen.*

Er is discussie over welke school in welk geval moet worden gevolgd. De keuze voor een van deze twee scholen kan afhangen van het doel van de risicobeoordeling.

Bijdrage Piet den Besten

Voor het samenvoegen van informatie uit verschillende disciplines (chemie, ecologie, toxicologie) conform het idee van de Triade bestaan twee verschillende benaderingen:

- het onderling verklarend proberen te maken van de Triade-onderdelen (gericht op het aantonen van causaliteit tussen oorzaak en effecten), en:
- het gebruik van Triade-onderdelen als onafhankelijke sporen.

Samenhangend met de keuze tussen de twee benaderingen is tevens de vraag of men de gevoeligste parameter bepalend wil laten zijn voor het eindoordeel, of dat men een gewogen oordeel wenst over alle gemeten variabelen. Voor de eerste benadering wordt gekozen vanuit bv het wettelijke kader van de Wbb, waarin een te bereiken kwaliteitsdoelstelling centraal staat (minimum-eisen). Dit is inmiddels ingebed in de Richtlijn Nader Onderzoek Waterbodem (Van Elswijk et al., 2002). De tweede benadering is wellicht logischer wanneer de beoordeling wordt uitgevoerd t.b.v. prioritering (want, dan verkrijgt men meer onderscheidend vermogen), of voor een algemene inschatting van risico's.

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2001)

Een centraal axioma voor de beoordeling van waterbodems is de 'verklaarbaarheid' van effecten (Tuinstra et al., 2000; AKWA, 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, 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 leg-

gen. 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.

Bijdrage Michiel Rutgers

Een beoordeling gericht op sanering, waarbij het van belang is dat de vervuiler betaalt en/of dat er geen grote kans is op hervervuiling, zal zich richten op de verklaarbaarheid van effecten.

Een beoordeling gericht op een optimale inrichting van het gebied, zal zo breed mogelijk worden opgezet; verklaarbaarheid is daarbij van ondergeschikte betekenis.

Opmerkingen Kees van gestel

-het probleem van de referentie(locatie) duikt herhaaldelijk op. Belangrijk is in ieder geval te signaleren dat het probleem feitelijk nog groter is dan hier wordt gesuggereerd. Geschikte referenties zijn moeilijk te vinden, omdat er altijd verschillen zijn in bodemeigenschappen, vegetatie, achtergrondgehalten aan vervuiling, grondwaterstand, etc.

-wanneer gesproken wordt over 'verklaarbaarheid van effecten', gaat het dan niet meer over TIE dan over Triade? De Triade is m.i. toch vooral bedoeld om het risico vast te stellen, terwijl TIE gericht is op het achterhalen van de oorzaken van waargenomen effecten.

- een punt dat altijd lastig blijft bij veldwaarnemingen is het optreden van tolerantie: in dat geval zie je weinig in het veld, maar is er wel wat aan de hand. Immers, tolerante gemeenschappen hebben vaak een deel van hun veerkracht verloren, en zijn mogelijk gevoeliger voor stress-op-stress effecten.

3.4 Factoren die de invulling op hoofdlijnen bepalen

Het doel van de ecologische risicobeoordeling is belangrijk voor de invulling op hoofdlijnen. Het doel heeft vaak een sterke relatie met de gebruiksfunctie van de bodem. Daarnaast zijn ecologische randvoorwaarden bepalend voor de invulling.

Bijdrage Piet den Besten

De definitie van het ecologische probleem houdt in dat een conceptueel model van optredende risico's en effecten wordt opgesteld. Tevens is duidelijk met welk doel een ecologi-

sche risicobeoordeling wordt uitgevoerd. Hier is bijvoorbeeld onderscheid te maken tussen risicobeoordeling om te prioriteren of beoordeling ter onderbouwing van een beslissing. Een ander doel is het schatten van risico's in relatie tot natuurontwikkeling. Na het definiëren van het probleem, en het formuleren van de doelstelling van de beoordeling zijn nog een aantal andere overwegingen/keuzes noodzakelijk:

- A) moet de beoordeling functieafhankelijk zijn, zo ja: hoe moet de beoordeling aangepast worden op de functie;
- B) moet het belang van de rol van contaminanten worden afgewogen tegen andere stressfactoren
- C) ten opzichte van welke beleidsdoelen moet worden beoordeeld.

Afhankelijk van punt A kan worden gekozen voor meer simple of een meer uitgebreide beoordeling (nog los van een mogelijke stapsgewijze uitvoering).

Afhankelijk van punt B kan de focus van de risicobeoordeling sterk liggen op de uitvoering van bioassays, meer dan veldinventarisaties.

Afhankelijk van punt C kan een keuze gemaakt worden tussen een ecologische beoordeling die meer gericht is op sleutelsoorten, of op biodiversiteit.

Bijdrage Anja Derksen

De onderzoeksvraag kan invloed hebben op de keuze van onderzoeksparameters. Als het er om gaat aan te tonen dat er negatieve effecten zijn kan bijvoorbeeld gekozen worden voor een stapsgewijze benadering waarbij als eerste een goedkope snelle bioassay in te zetten voor een eerste screening. Als het er om gaat om aan te tonen dat er geen effect (meer) is, zullen gevoelige technieken ingezet moeten worden (chronische bioassays, bioaccumulatieonderzoek). Bij de inrichting is het van belang welke groepen van organismen risico lopen en wat de invloed van inrichting daar op is.

Bijdrage Jack Faber

Aansluiting tussen gebruikersdoelen voor de bodem en de te gebruiken testen optimaliseren tbv interpretatie en onzekerheid; dit betekent naast het gebruik van standaardtesten ook maatwerk (ontwikkelingswerk; doelparameters meten)

SKB-Krimpenerwaard: eindgebruikers hebben aangegeven te willen differentiëren in beoordelingscriteria al naar gelang het beoogde landgebruik: voor natuurfunctie wordt scherper beoordeeld dan voor landbouw.

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2001)

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.

Bijdrage Jack Faber (Faber TCB rapport, Rutgers et al. PGBo rapport).

Basisbenadering: landgebruik laat zich vertalen in ecologische randvoorwaarden die aan de bodemkwaliteit moeten worden gesteld, wil het gebruik van de bodem ook op acceptabele wijze/niveau kunnen worden vervuld. De ecologische randvoorwaarden bepalen vervolgens de keuze voor geschikte onderzoeksparameters.

Opmerking Kees van Gestel

gaat het hier toch niet vooral om het identificeren van de meest kritische of meest gevoelige routes? Pas als die zijn vastgesteld, kun je daarop je risico-beoordeling toespitsen.

3.5 De huidige aanpak op hoofdlijnen

In de Wet bodembescherming wordt verwezen naar een eenvoudig systeem voor de beoordeling van de actuele ecologische risico's. Als meer informatie over de actuele ecologische risico's noodzakelijk wordt gevonden, wordt meestal gekozen voor een laagsgewijze aanpak. AquaSense heeft een dergelijke stapsgewijze aanpak ontwikkeld. Ook de zogenaamde Basisbenadering vormt een raamwerk voor de locatiespecifieke actuele risicobeoordeling.

Bijdrage Michiel Rutgers

Lagen en iteraties, wanneer is een risicobeoordeling voltooid (US-EPA 1998)?

Risicobeoordeling variëren van erg simplistisch (bijvoorbeeld het toetsen aan bodemnormen in Wbb kader) tot zeer complex en veelvragend (bijv. bij grootschalige of diffuse verontreiniging). Hoe kan men de benodigde inspanning inschatten, wat zijn de doelen van de risicobeoordeling, wanneer kan de risicobeoordeling als voltooid worden beschouwd? Veel van deze vragen kunnen beantwoord worden door de risicobeoordeling in fasen (tiers of lagen) uit te voeren. De uitkomst van elke fase is het adviseren bij een managementbeslissing (bijv. bodemsanering) op basis van de risicoschatting, of het voorbereiden op een volgende beoordelingsfase (welke gegevens zijn nog nodig om de volgende fase uit te voeren). Alleen deze aanpak leidt tot de inzet van een 'kosteneffectief' instrumentarium. 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. De gefaseerde aanpak moet beschouwd worden als een normale procedure voor ecologische risicobeoordeling, die niet formeel gepland kan worden, omdat de vrijkomende informatie tijdens een fase de opvolgende fasen moet beïnvloeden (een iteratief proces).

Bijdrage Trudie Crommentuijn

De huidige Wet Bodembescherming verwijst naar een heel eenvoudige systematiek voor het beoordelen van de saneringsurgentie van ernstige bodemverontreinigingsgevallen op grond van actuele risico's. 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. De urgentie wordt bepaald aan de hand van humane, ecologische en verspreidingsrisico's. Wat de landbodem betreft zijn er momenteel nog geen richtlijnen beschikbaar hoe de ecologische urgentie aanvullend op SUS vast te stellen. Voor de waterbodem wordt momenteel door de praktijk gebruik gemaakt van de Richtlijn Nadere Beoordeling Waterbodems.

Door AquaSense is een beoordelingssystematiek ontwikkeld en toegepast om ernstig verontreinigde locaties te prioriteren op basis van ecologische risico's. Dit betekent dat de vraag in deze niet is of een ernstig verontreinigde locatie urgent is, maar hoe verschillende urgente locaties zich tot elkaar verhouden qua ecologische risico's.

Bijdrage Trudie Crommentuijn

Kenmerkend voor de bestaande richtlijnen en benaderingen is dat er altijd sprake is van gelaagde systemen. Op basis van criteria en afwegingen wordt vastgesteld welke metho-

dieken eerst en op basis van de resultaten daarvan welke vervolgens uitgevoerd zullen worden.

Bijdrage Piet den Besten

De laagsgewijze aanpak maakt mogelijk om een risicobeoordeling te stoppen indien voldoende consistentie in de verzamelde gegevens wordt gevonden om daarop een oordeel te baseren (oordeel wel/geen risico van contaminanten). Bestaan nog onzekerheden, of ondersteunen de uitkomsten van de afzonderlijke Triade-onderdelen elkaar niet, dan wordt een volgende stap in het onderzoek gestart.

Bijdrage Jack Faber

Vooraf in hogere tiers zouden parameters voor ecologie en toxicologie (Triade) méér moeten worden afgestemd op de route waarlangs ecosysteem wordt geconfronteerd met contaminanten:

Bodem-plant-herbivoor-carnivoor (hogere dieren)

Bodem-detritivoor-predatoren hogere dieren

Bijv: Toetsing geschiktheid maatregel afdeklaag in Krimpenerwaard (NARIP discussiedag 'Leeflagen', bijdrage J. van der Pol & J.H. Faber.)

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense, 1999)

Als uitgangspunt wordt hierbij op hoofdlijnen de systematiek voor een locatiespecifieke beoordeling van actuele ecologische risico's aangehouden die door AquaSense voor provincie Noord Holland is uitgewerkt (AquaSense, 1999a). Deze systematiek is opgezet om kosteneffectief de saneringurgentie te kunnen onderbouwen door het daadwerkelijk aantonen van effecten én om saneringsurgente lokaties onderling te kunnen prioriteren (dit laatste doel is voor het huidige onderzoek niet van belang). In deze systematiek worden de volgende stappen onderscheiden:

- Stap 0: chemische analyses;
- Stap 1: acute bioassays met elutriaat van de verontreinigde grond (screeningsassays);
- Stap 2: chronische bioassays met de grond zelf;
- Stap 3: bioaccumulatieonderzoek, in het laboratorium of aan organismen van de lokatie;
- Stap 4: veldinventarisaties van dichtheden organismen, diversiteit, life-support functies enz.

Door een stapsgewijze toepassing van biologische technieken wordt een goede mate van kosten-effectiviteit verkregen. Bij iedere stap wordt meer informatie verkregen. Op basis van de uitkomsten kan echter ook besloten worden dat verder onderzoek niet nodig is, bijvoorbeeld omdat het ecologisch risico al overduidelijk is aangetoond. In grote lijnen nemen per stap het ecologisch realisme en de kosten van de methoden toe, maar nemen tegelijkertijd de mate van standaardisatie van de methoden en de eenvoud van de interpretatie af. Als alle stappen doorlopen zijn zonder onacceptabele effecten vast te stellen, mag er van uit worden gegaan dat een ecologisch risico afwezig of gering is.

Voor meer details over de systematiek wordt verwezen naar AquaSense (1999a).

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2000)

In 1998 werd door een werkgroep van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek een raamwerk voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling opgesteld (Rutgers et al. 1998). Dit raamwerk wordt kortweg de Basisbenadering genoemd waarmee aangegeven wordt dat elk geval van bodemverontreiniging op ecologische risico's beoordeeld kan worden. Dus zowel verontreinigingsgevallen die volgens de Wbb met voorrang gesaneerd moeten worden, als gevallen die niet gesaneerd hoeven te worden, maar waarbij de vraag rijst of er mogelijk toch negatieve effecten van verontreiniging op het ecosysteem aanwezig zijn, kunnen beoordeeld worden. Het is tevens mogelijk de informatie van een risico-

beoordeling volgens de Basisbenadering in bodemkwaliteitskaarten te verwerken, zodat de ruimtelijke planvorming er op afgestemd kan worden, bijvoorbeeld bij de inrichting van natuurgebieden.

De Basisbenadering is opgebouwd uit verschillende stappen waarbij de inbreng van de beheerder of eigenaar van de locatie, van het bevoegd gezag en van deskundige adviseurs essentieel is (Rutgers et al. 1998). In de eerste stap van de Basisbenadering stelt de beheerder of eigenaar van de locatie in het ruimtelijke planvormingsproces vast welk bodemgebruik op de locatie gewenst is. In een tweede stap worden de ecologische aspecten of randvoorwaarden gedefinieerd die essentieel zijn voor het bodemgebruik. Dit kan bijvoorbeeld gerealiseerd worden in overleg tussen de beheerder en adviseurs. Deze ecologische randvoorwaarden zijn vervolgens bepalend voor de samenstelling van het beoordelingsinstrumentarium (set van uit te voeren metingen en berekeningen, bedoeld voor de feitelijke beoordeling). In de derde en laatste stap van de Basisbenadering wordt de verontreinigingslocatie feitelijk beoordeeld door het uitvoeren van metingen en berekeningen volgens het afgesproken protocol. De interpretatie en beoordeling van metingen geschiedt op basis van criteria, welke vooraf en in samenspraak met beheerder worden opgesteld.

Een onvoldoende bodemkwaliteit voor het betreffende bodemgebruik kan consequenties hebben:

- Maatregelen worden getroffen zodat de bodemkwaliteit verbetert en het bodemgebruik niet meer belemmerd wordt, bijvoorbeeld door een leeflaag aan te brengen, (in situ) saneren, of aangepast beheer;
- Het beoogde bodemgebruik wordt zodanig aangepast dat de bodemkwaliteit geen beperkingen meer oplegt. Het bodemgebruik heeft namelijk direct invloed op de selectie van de ecologische randvoorwaarden en dus op het beoordelingsprotocol. Een minder gevoelig bodemgebruik zal dus kunnen volstaan met een mindere bodemkwaliteit. Ook kan een ruimtelijk inrichtingsplan voor bijvoorbeeld een natuurgebied met verschillende ecotopen en een heterogene verontreiniging aangepast worden op een manier dat het totale ecologische risico gereduceerd wordt. Bodemkwaliteitskaarten waarin ecologische risico's zijn aangegeven zijn hierbij een bruikbaar hulpmiddel.

Bovenstaande opties kunnen uiteraard geïntegreerd worden, dat wil zeggen dat de maatregelen om risico's te reduceren worden gecombineerd met aanpassingen aan inrichting en beoogd bodemgebruik.

4 Invulling ecologische risicobeoordeling op detailniveau

4.1 Factoren die de invulling op detailniveau bepalen

Hieronder worden de factoren besproken, die de invulling van de ecologische risicobeoordeling op detailniveau bepalen. Deze factoren lopen uiteen van eigenschappen van de verontreiniging, bodemeigenschappen, gebruiksfunctie en inrichting tot doorlooptijd en kosten van het onderzoek.

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense et al., 2001)

Onderstaande tekst is grotendeels gebaseerd op de cursushandleiding 'Omgaan met actuele ecologische risico's van verontreinigde landbodems door het bevoegd gezag' (AquaSense, 2001)

Er zijn een aantal factoren die de opzet van de ecologische risicobeoordeling en de keuze voor parameters bepalen. Het gaat dan niet alleen om de parameters die moeten worden onderzocht, maar bijvoorbeeld ook (en misschien zelfs wel meer) over de exacte lokaties waar de monsters genomen gaan worden. Voorbeelden van dergelijke factoren zijn:

- het type verontreinigingen;
- de omvang en de concentraties;
- de ouderdom van de verontreiniging;
- de mate van ruimtelijke homogeniteit;
- de diepte waarop de verontreinigingen aanwezig zijn;
- de diepte van het grondwater;
- de samenstelling van de bodem;
- de aanwezigheid van ander stressfactoren zoals de mate van verzuring, vermesting en verdroging;
- de huidige of toekomstige inrichting van de lokatie;
- de gebruiksfunctie.

Deze factoren worden hieronder besproken

De aard en concentratie van de aanwezige verontreinigingen

Het type verontreiniging(en) bepaalt welke effecten verwacht mogen worden. Zo is van stoffen als PCBs bekend dat die niet zozeer directe effecten in bioassays veroorzaken maar dat de risico's vooral tot uiting komen bij organismen hogerop in de voedselketen (indirecte effecten). Ook stoffen als cadmium en kwik kennen dat risico, alhoewel deze metalen ook in bioassays directe effecten kunnen veroorzaken. Aan de andere kant zijn er ook stoffen als koper en zink, die juist vooral directe risico's en geen of weinig risico's op doorvergiftiging veroorzaken. Zijn er op de lokatie stoffen aangetoond, waar een indirect risico van te verwachten is, dan zal daar in de parameterkeuze rekening mee gehouden moeten worden.

Daarnaast is het mogelijk op basis van de informatie over de aard en concentratie reeds een globale inschatting te maken van de te verwachten effecten. Indien er toxiciteitsgegevens bekend zijn uit de literatuur kan door een vergelijking van het gehalte met toxiciteitsgegevens een globale indruk van de mogelijke effecten verkregen worden.

Gaat het om een geval waarbij slechts één stof in verhoogde concentraties aanwezig is, dan kan deze informatie uit laboratorium onderzoek ook gebruikt worden om de gevoeligste organismen te selecteren voor het onderzoek. Vertonen die in de uit te voeren bioassays geen effecten, dan weet men vrij zeker dat deze effecten ook op de minder gevoelige organismen niet te verwachten zijn. Is er aan de andere kant sprake van een mengsel van allerlei verontreinigingen, dan zijn dergelijke verwachtingen veel moeilijker te voorspellen en dient er gekozen te worden voor een bredere set aan testorganismen omdat elk organisme zijn eigen specifieke gevoeligheden kent.

De ouderdom van de verontreiniging

De ouderdom van de aanwezige verontreiniging kan van belang zijn. Bij een zeer recente verontreiniging bijvoorbeeld, kan worden aangenomen dat een groot deel van de verontreiniging relatief goed beschikbaar is. Is de verontreiniging reeds gedurende langere tijd (bijvoorbeeld >10 jaar) in de bodem aanwezig, dan zal een groter deel van de verontreiniging aan het bodem materiaal geïmmobiliseerd zijn. Dit proces wordt ook wel ageing genoemd.

De ruimtelijke verdeling en omvang van de verontreinigingen zowel horizontaal als verticaal

Hoe groter het oppervlak waarin een verontreiniging aanwezig is, hoe groter het risico voor het ecosysteem. Vandaar ook dat SUS reeds het oppervlak in de beoordeling meeneemt. Een aspect dat hierbij echter tevens een rol speelt is dat de kans op verschillen in de bodemstructuur en bodemgebruik groter wordt naarmate het oppervlak toeneemt. Dergelijke heterogeniteit moet bij de ecologische risico beoordeling aan de orde komen. Ook de diepte waarop de verontreiniging aanwezig is, is van belang. Ecologische risico's zijn namelijk het grootst indien de verontreiniging aan het oppervlak ligt doordat veel van de biologische activiteit juist in die zone is geconcentreerd. De grondwaterstand in relatie tot de verontreinigde zone bepaald enerzijds het risico op verspreiding maar beïnvloedt ook de bewortelingsdiepte en de mate van biologische beschikbaarheid. Veranderingen in de hoeveelheid aanwezig zuurstof (redoxpotentiaal) hebben bijvoorbeeld grote invloed op chemische processen waardoor de beschikbaarheid van bijvoorbeeld metaalverontreinigingen sterk kan wijzigen.

De bodemsamenstelling en mogelijk andere aanwezige stressfactoren

De aanwezigheid van andere stressfactoren, zoals verzuring, verdroging, vermisting of vorst, is van groot belang bij het beoordelen van de resultaten afkomstig van veldinventarisaties. Lage dichtheden van een bepaalde soort of een relatief soortenarme flora of fauna kunnen indicaties zijn voor negatieve effecten van verontreinigingen. Zijn er echter ook andere stressfactoren aanwezig, dan kunnen die lage dichtheden net zo goed een gevolg van die andere factoren zijn. Kennis hiervan is dus van belang.

In laboratoriumonderzoek met bioassays wordt de invloed van een aantal bodemeigenschappen, zoals vocht en temperatuur, uitgesloten door ze te standaardiseren. Andere eigenschappen zoals de pH en de bodemtextuur (organisch stofgehalte, lutumgehalte) kunnen en/of worden echter meestal niet aangepast. Deze parameters hebben echter zeker invloed op het biologische functioneren van organismen. Dit geldt zeker als het gaat om chronische testen waarbij naar gevoelige parameters als groei en reproductie gekeken wordt.

Het beoordelen van ecologische risico's in verontreinigde grondmonsters dient daarom bij voorkeur gepaard te gaan met een vergelijkbaar onderzoek aan een lokaal gekozen referentie lokatie, die dezelfde bodemstructuur kent, alleen niet verontreinigd is. Het vinden van een dergelijke referentie is soms erg moeilijk. Ook is niet altijd volledig bekend op welke parameters een dergelijke bodemsamenstelling 'gelijk' moet zijn. Parameters die hierbij vaak gebruikt worden zijn pH-waarde, organisch stof gehalten en korrelgrootte verdelingen. Om de zeggingskracht van het onderzoek te verhogen zou bijvoorbeeld een reeks monsters onderzocht kunnen worden, waarbij de concentraties aan verontreinigin-

gen langzamerhand toenemen. Tenslotte dient gerealiseerd te worden dat de grenswaarden die aan parameters als pH en organisch stof gehalte worden gesteld, sterk afhankelijk zijn van het specifieke organisme dat in de bioassay gebruikt wordt. Elk organisme heeft zijn eigen ecologisch optimum, dat wil zeggen het geheel aan omgevingseisen waarbij de soort zich optimaal kan ontwikkelen. Hoe verder de samenstelling van de bodem van dit optimum verwijderd is, hoe minder dat specifieke organisme geschikt is voor ecologisch onderzoek op die lokatie.

De huidige of toekomstige gebruiksfunctie

Indien de ecologische risico's op een groot aantal verschillende lokaties beoordeeld moeten worden om deze vervolgens onderling te vergelijken, dan is het aan te raden om voor elke lokatie dezelfde set aan parameter te gebruiken. Is een dergelijke vergelijking niet of minder belangrijk, dan kan men bij de parameterkeuze ook rekening houden met de (huidige of toekomstige) gebruiksfunctie. Zo zou het logisch zijn om, indien een bioassay met hogere planten voor het onderzoek wordt ingezet, bij een akker gebruik te maken van bijvoorbeeld sla terwijl een test met een gras relevanter is voor een weiland. Is de gebruiksfunctie 'natuur' dan zou men juist naar de meest gevoelige soort moeten zoeken.

Bijdrage Anja Derksen

Naast bovengenoemde factoren zijn er een aantal meer praktische randvoorwaarden waar rekening mee gehouden moet worden bij het uitvoeren van ecologische risicobeoordeling, namelijk de kosten en de doorlooptijd van de ecologische risicobeoordeling

De kosten van een ecologische risicobeoordeling door middel van een Triade-onderzoek bestaan onder andere uit het opzetten van een onderzoeksstrategie, veldwerk, het uitvoeren van bioassays en determinaties van in het veld verzamelde organismen, chemische analyses, coördinatie, projectleiding en rapportage. De opzet van het onderzoek is onder andere afhankelijk van de onderzoeksvraag, de terreingrootte, de gewenste onderzoeksinspanning en de gewenste zekerheid over het al dan niet aanwezig zijn van ecologische risico's of de terugsaneerwaarde. Als indicatie kan een bedrag van circa 10.000 euro voor een eenvoudig onderzoek van beperkte omvang tot zo'n 50.000 euro voor een breed opgezet Triade-onderzoek worden aangehouden.

Verder moet men in de gaten houden of het kostenaspect van de ecologisch onderzoek in verhouding staat tot de kosten van een eventuele aanpak. Het mag natuurlijk niet zo zijn dat de kosten van het onderzoek zo hoog worden, dat het direct saneren een goedkopere optie is. Uitzonderingen zijn situaties waar het leereffect van dergelijke ecologische risicobeoordelingen een belangrijk doel op zich is.

De doorlooptijd van ecologisch onderzoek zal over het algemeen veel langer zijn dan bij routinematige chemische analyses. Dit wordt door een aantal zaken veroorzaakt, waarvan enkele hieronder opgesomd.

De testduur

Een chronische test met een regenworm duurt bijvoorbeeld 8 weken, exclusief de tijd benodigd voor het voorbereiden en uitwerken van de data. Dit hangt samen met de levenscyclus van het organisme.

Het seizoen

Zeker indien er veldinventarisaties worden uitgevoerd of in het geval dat er materiaal voor bioaccumulatiestudies in het veld verzameld moet worden, kan het seizoen zeer belangrijke factor zijn. Als de vorst in de grond zit of als de grond erg droog is, zal bijvoorbeeld het verzamelen van regenwormen of nematoden vrijwel onmogelijk zijn. Ook de dichtheden van deze organismen vertonen zeer duidelijke seizoensfluctuaties.

De leeftijd van de benodigde testorganismen

Sommige testen zijn vrijwel direct na ontvangst van de monsters in te zetten. Voor andere moet met een langere voorbereidingstijd rekening gehouden worden. Een chronische test met springstaarten wordt bijvoorbeeld veelal ingezet met organismen van 10 dagen oud. De springstaarten uit de kweek dienen daarvoor wel speciaal gesynchroniseerd te worden, zodat alle dieren bij aanvang van de test dezelfde leeftijd hebben. Dit is deels op te lossen door een zorgvuldige afstemming tussen het veldwerk en het laboratoriumonderzoek.

Geldigheid van de testen

Alhoewel de meest gebruikte testen goed gestandaardiseerd zijn en 'bedrijfszeker' worden uitgevoerd, wordt er nog steeds gewerkt met levend materiaal. Eens in de zoveel tijd wordt er dus wel eens een test afgekeurd doordat de controle dieren na afloop van de test niet aan de criteria voldoen (bijvoorbeeld doordat de reproductie te laag was). Alhoewel dat inhoudelijk geen probleem hoeft te zijn, kan dit een aanzienlijke verlenging van de doorlooptijd betekenen. Denk bijvoorbeeld aan de chronische test met regenwormen, waar pas na 8 weken bekend is of er voldoende juvenielen uit de cocons zijn gekomen om te voldoen aan het geldigheids criterium voor reproductie.

Bijdrage Peter Doelman

De randvoorwaarden voor de Triade benadering [en daarmee de beoordeling] betreffen een juiste karakterisering van de locatie. Dit slaat op bodemeigenschappen als pH, Eh, organisch materiaal gehalte, Temperatuur, textuur en structuur. Vandaar ontstaat een gevoel voor het " stofgedrag" [oplosbaarheid, afbraak, vastlegging, mobiliteit, neerslaan, etc ; natural attenuation opties]. Dit is ook de basis [inclusief relief, landschap-structuur en areaalgrootte] voor de aanwezige biologie.

In geval er referentie -waarnemingen moeten zijn , dient dit te beuren in of met gronden [sediment] met eigenschappen in dezelfde bandbreedte. Bij bodem-bio-assays is die referentie kritisch, vanwege de "nul-waarde".

De komende "bodembebruikswaarde" [parkeerterrein of onderdeel van Ecologische Hoofdstructuur] leveren weer de randvoorwaarden het beoordelen van de ernst van de resultaten.

Een andere randvoorwaarde is dat de resultaten [en de ecologisch doorvertaling ervan] inzicht geven in kans van een bepaalde ontwikkeling van de locatie. Bv de overgang naar een ander beheer [van eutrofe landbouw naar oligotrofe natuurbouw].

4.2 De invulling op detailniveau

Hieronder wordt besproken hoe bepaalde factoren leiden tot de keuze van parameters voor de invulling van de ecologische risicobeoordeling op detailniveau.

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense et al., 2001)

Nadat de vraagstelling is vastgesteld en de reeds aanwezige informatie is verzameld, is het de taak van deskundigen (ecologen / ecotoxicologen) om de te meten parameters vast te stellen. Een dergelijke set parameters kan voor elke lokatie en bodemverontreiniging weer verschillend zijn, waarbij elementen als zeldzaamheid of waardering voor een landschapstype - zoals omschreven in het bodemgebruik, natuurdoeltypen, specifieke doelsoorten - en eisen aan een ecologische basiskwaliteit een rol kunnen spelen. Specifieke natuurgebieden stellen de hoogste eisen aan de ecologische kwaliteit (m.a.w. gevoelige soorten en processen moeten kunnen voorkomen), maar hebben daarentegen weinig aangrijpingspunten voor algemeen bruikbare richtlijnen (elk ecosysteem heeft specifieke kenmerken). Men dient zich hierbij te realiseren dat minder veeleisende 'natuur' ook op ernstige verontreinigde bodem goede kansen heeft. Het gaat er niet zozeer om wat er aan biologie aanwezig is, maar om wat er niet meer aan biologie aanwezig kan zijn. Toch zijn er in het algemeen wel enkele aanwijzingen te geven bij het komen tot een selectie van parameters in relatie tot de lokatie, het bodemgebruik etc. (gebaseerd op Rutgers et al., 1998; DECHEMA, 1995).

A. Bepaalde parameters zijn een logisch gevolg van het gekozen bodemgebruik. Zo wordt bij de keuze voor een bepaald type natuur direct een aantal doel- en/of sleutelsoorten vastgelegd, waarop de te gebruiken parameter vervolgens kan aansluiten.

- Voorbeeld 1 Het natuurdoeltype “rivierboslandschap in vrij afstromend riviertraject” heeft naast een aantal diersoorten ook een groot aantal hogere planten als doelsoort, bijvoorbeeld de moeraswespenorchis en de wilde kievitsbloem. De parameter die op dit aspect zou kunnen aansluiten is bijvoorbeeld een groei en/of kiemingsexperiment met een plant die in voldoende mate representatief verondersteld kan worden voor de betreffende doelsoorten. Zo kan beoordeeld worden of de aanwezige verontreinigingen een bepaald risico veroorzaken.
- Voorbeeld 2 Voor hetzelfde natuurdoeltype worden de das en de otter als doelsoort genoemd. Om te beoordelen of levensvatbare populaties van dergelijke toppredatoren mogelijk zijn, zou de te gebruiken parameter uit bioaccumulatie proeven kunnen bestaan met respectievelijk regenwormen en muggenlarven dan wel uit vergelijkbaar veldonderzoek. Om deze manier kan beoordeeld worden of de bioaccumulatie van bepaalde persistente verontreinigingen een risico oplevert.

B. De keuze voor een bepaald bodemgebruik stelt daarnaast secundaire eisen aan de kwaliteit, bijvoorbeeld incidentie van ziekten en plagen en ‘gezondheid’ van het ecosysteem. Ook hierbij kan gebruik gemaakt worden van ecologische parameters.

- Voorbeeld Als een bepaalde lokatie na een herinrichting een agrarische bestemming zou krijgen, behoren bepaalde teeltgewassen tot de ‘primaire’ soorten. Veel van deze teeltgewassen groeien beter als er een bepaalde hoeveelheid mycorrhiza (een bepaald type schimmels) in de bodem aanwezig is. Voor een goede oogst kan een hoge bezettingsgraad van de mycorrhizaschimmel op de plantenwortel als voorwaarde gelden en zou de beoogde parameter uit een bepaald type schimmelonderzoek kunnen bestaan.

C. Naast specifieke soorten stelt de keuze voor een bepaald type bodemgebruik ook eisen aan een aantal algemene systeemprocessen (“life support functies”).

- Voorbeeld Als het beoogd bodemgebruik het aanleggen van volks- en/of moestuinen betreft, kan naar processen als decompositie en nutriëntencycli gekeken worden. De voor de beoordeling te gebruiken parameter kan bestaan uit een inventarisatie van specifieke bodemfauna groepen, strooiselafbrekers zoals pissebedden, oribatide mijten, springstaarten en nematoden of direct verantwoordelijke sleutelgroepen onder de micro-organismen.

D. Ecologische effecten zullen sterk afhangen van lokatiespecifieke, fysisch-chemische en ecologische omstandigheden. Men dient bij de parameter selectie dus aandacht te besteden aan de vraag of het te gebruiken organisme wel goed kan gedijen op de te onderzoeken grond (in afwezigheid van verontreinigingen). Een ander belangrijk aspect is de aan de grondwaterstroom gerelateerde verspreiding van de verontreiniging en de biobeschikbaarheid. Daarnaast kunnen deze processen ook mogelijke oplossingen aandragen (mobiliteitsvermindering kan biobeschikbaarheid verlagen; biodegradatieprocessen en fyto-remediatie verkleinen biobeschikbare en mobiele fractie) of voor problemen zorgen (toxische intermediaren).

- Voorbeeld 1 De Nederlandse bodemtypen vertonen zeer grote verschillen. Een regenworm soort die goed gebruikt kan worden om te kijken naar effecten van verontreinigingen in een kleiige bodem met landbouwkundig gebruik, is waarschijnlijk niet of veel minder geschikt om dezelfde vraag te beantwoorden indien de bodem uit een natuurlijk laagveen gebied afkomstig is.
- Voorbeeld 2 In andere situaties kan het beoogd bodemgebruik tot gevolg hebben, dat een terrestrische bodem onder water komt te staan of (op termijn) verder zal verzuren. In een dergelijke situatie zijn grote veranderingen in de beschikbaarheid te verwachten, die tot uiting moeten komen bij de selectie van parameters. Men kan hierop

aansluiten via een experiment waarbij de situatie wordt nagebootst waarna met het verkregen watermonster toxiciteitsexperimenten kunnen worden uitgevoerd met bijvoorbeeld watervlooien of muggelarven.

E. De tijd, specifieke vraagstelling en gewenste nauwkeurigheid van het antwoord kunnen een belangrijke rol spelen bij het selecteren van de te gebruiken ecologische aspecten en indicatoren.

- Voorbeeld 1 Als de beoordeling vooral wordt uitgevoerd om de prioriteit van de uit te voeren sanering nader vast te stellen, zal de aandacht zich in eerste instantie op een aantal vrij eenvoudige aspecten en/of parameters richten (bijvoorbeeld acute bioassays). Als het doel van het onderzoek daarentegen meer is gericht op het inschatten van de potentiële lange termijn effecten, dan zullen de te gebruiken parameters daaraan aangepast moeten worden.
- Voorbeeld 2 Als een lokatie met een bijzonder ecosysteemtype, dat wil zeggen met specifieke ecologische waarden, beoordeeld moet worden kunnen uitgebreide lokatiestudies een onderdeel vormen van de effectbeoordeling.

F. Een verdere inperking van de parameterkeuze kan verkregen worden door te kijken naar specifieke gevoeligheden. Zeker indien er sprake is van een enkelvoudige verontreiniging (slechts één contaminant aanwezig) kan het mogelijk zijn om via kennis over de specifieke gevoeligheden van de verschillende testmethodieken tot een selectie van de meest gevoelige te komen.

- Voorbeeld Zeker binnen de groep der metalen is reeds veel onderzoek gedaan. In grote lijnen is dan ook kennis aanwezig over de orde grootte van concentratieniveaus waarop belangrijke toetsorganismen als hogere planten of bodemfauna effect gaan ondervinden. Middels deze kennis kunnen gevoelige toetsorganismen worden geselecteerd. Ook het selecteren van de te onderzoeken monsters kan hierdoor wellicht gestructureerd worden, afhankelijk van de vraag of men vooral effecten wil aantonen of juist meer geïnteresseerd is in de te hanteren terugsaneerwaarde.

4.3 De keuze van referenties

De keuze van referenties kent veel haken en ogen en wordt hieronder beschreven.

Bijdrage Michiel Rutgers (Schouten et al., 2002)

Referenties Algemeen

Bij een locatiespecifieke risicobeoordeling zijn voor de interpretatie van alle TRIADE-onderdelen referenties nodig. De bodemchemische aspecten (metalen, organische verontreinigingen) worden vergeleken met streef- en interventiewaarden, die bovendien voorzien zijn van een bodemtypecorrectie. Dit soort referentiewaarden bestaat nog niet voor bioassays en veldgegevens. In het project Bodembiologische Indicator wordt momenteel een grootschalige inventarisatie uitgevoerd van het voorkomen van verschillende groepen bodemorganismen in de belangrijkste bodemtypen en grondgebruikvormen. Op basis van deze gegevens kunnen in principe ecologische 'bodemdoeltypen' worden samengesteld. In een pilot-project is dit al een keer gedaan met gegevens die over de nematodenfauna beschikbaar zijn (Van der Waarde et al., 2002).

Referenties voor verontreinigde locaties moeten momenteel nog tijdens het onderzoek worden gekozen en verzameld. Een referentielocatie, of een referentie binnen het te onderzoeken terrein, biedt uitkomst in sommige, maar niet alle gevallen (van Gestel et al., 2001). In het ideale geval zou per bioassay een algemene referentie of de geëigende set referentiegegevens bepaald moeten worden. Hoewel de referentiekeuze met de benodigde deskundigheid dient te gebeuren, is een zekere subjectiviteit niet te vermijden. Aanbevolen wordt om bij elk onderzoek t.b.v. ecologische risicobeoordeling een set (potentiële) referentielocaties te selecteren, en achteraf ruimte te nemen om de keuzes te evalueren

(inclusief de implicaties van de keuze voor de risicobeoordeling). Hieronder wordt per TRIADE-onderdeel de referentieproblematiek bediscussieerd en richtlijnen voor keuze gegeven.

Referenties voor ecologische onderzoek

Voor dit onderdeel is de keuze van de referentie het meest cruciaal. Elk ecosysteem heeft specifieke aspecten die slechts met moeite op een andere locatie aangetroffen kunnen worden. De theoretisch optimale referentielocatie is die locatie waarbij alles hetzelfde verondersteld mag worden, behalve de verontreiniging. Deze situatie lijkt zich in de bodem niet voor te doen, mede door de inhomogeniteit van dit milieucompartiment. De grootste kans op een bruikbare referentielocatie voor wat betreft de combinatie tussen bodemtype en type ecosysteem heeft men in principe zo dicht mogelijk bij de verontreinigde locatie. Voor het selecteren van een referentielocatie is vaak een vooronderzoek nodig, waarbij men zowel naar uiterlijk overeenkomend type ecosysteem zoekt, als naar een vergelijkbaar bodemtype en bodemkarakteristieken, waarbij er nog steeds een duidelijk verschil is in het niveau van de verontreiniging. Wanneer andere factoren (bijv. pH, lutum of organische stof) dan de verontreiniging verschillend zijn, bestaat de kans dat de waargenomen effecten niet door verontreiniging, maar door deze zogenaamde 'confounders' worden veroorzaakt. Alhoewel het vaak plausibel lijkt dat gevonden effecten veroorzaakt worden door een verontreiniging, kan dat statistisch niet worden hard gemaakt. Het is dus belangrijker dat potentiële confounding factoren zoveel mogelijk worden uitgesloten, dan dat er wordt gestreefd naar een zo schoon mogelijke referentielocatie. De gradiëntbemonstering van de vloeivelden bij Tilburg leek het meest kansrijk voor een bruikbare lokale referentie voor veldecologisch onderzoek. Het organische stof gehalte bleek achteraf in de meest vervuilde zone echter twee keer zo groot als de zone die gebruikt moest worden als referentie. Dit had o.a. effecten op de bodembacteriën en de nematodenfauna. Het hogere percentage organische stof bindt ook een groter deel van de metalen die in het bodemvocht oplossen, en beïnvloed (beperkt) waarschijnlijk een deel van de ecologische effecten.

In het geval van sterk (antropogeen) verstoorde locaties, zoals stortplaatsen, slootdempingen, baggerdepots, onder verharding, etc. is het soms zeer moeilijk om relevante referentielocaties te selecteren. Bij de vloeivelden c.q. baggerdepots van de Laarder Wasmeren en bij het terrein in Doetinchem bleek de kans op 'confounders' groot, ondanks de extra aandacht die er vooraf aan is besteed. De referentielocaties, hoewel dicht in de buurt geselecteerd, verschilden in een aantal eigenschappen toch van de verontreinigde percelen wat betreft bodemparameters zoals pH. Alleen bij zeer sterke verontreiniging, zoals bijvoorbeeld bij de Laarder Wasmeren, kan men dan vrij zeker (maar nooit 100%) zijn dat de waargenomen verschillen grotendeels geweten kunnen worden aan de verontreiniging. Bij het uitvoeren van veldonderzoek moet men dus zeer beducht zijn op de zogenaamde type 2 fout, namelijk dat er wel meetbare verschillen zijn, maar dat ze niet veroorzaakt worden door de verontreiniging.

Er zijn een aantal benaderingen mogelijk om het optreden van een type 2 fout te voorkomen: Ten eerste kunnen referentiemonsters worden geselecteerd binnen het verontreinigde gebied zelf, wanneer de verontreiniging voldoende heterogeen verdeeld is. In dat geval zijn binnen bijvoorbeeld een stortplaats verontreinigings-gradiënten te vinden. Deze aanpak is met succes toegepast binnen de Toemaakdekgebieden in centraal West Nederland (Bosveld et al., 2000). Toemaakdek is als gevolg van 100 jaren agrarische praktijk in het veengebied ontstaan en is een 20 tot 50 cm dikke organisch toplaag, die afwijkt van het veenpakket eronder. Deze laag is verontreinigd met zware metalen. De referentielocatie werd verkregen door zeer veel monsters te nemen van het toemaakdek, en deze te rangschikken op metaalgehalte. Alleen de relatief schone en de relatief verontreinigde monsters werden vervolgens veldecologisch geanalyseerd (in dit geval op de microbiële gemeenschap).

Een andere mogelijkheid is organismen in het veld te onderzoeken die relatief onafhankelijk van de bodem leven (kleine zoogdieren, vogels). Het nadeel is echter ook meteen dat deze organismen niet direct aan de bodemverontreiniging worden blootgesteld, maar in het 'gunstigste' geval via het voedsel. Aspecten als selectief foerageergedrag en een relatief grote 'home-range' van deze organismen maken de interpretatie van dit type onderzoek vaak ingewikkeld. Een andere type onderzoek waarbij de kans op type 2 fouten relatief klein is, is de bepaling van het optreden van gemeenschapstolerantie bij verontreiniging (PICT = pollution-induced community tolerance). Hierbij wordt de gevoeligheid van een gemeenschap voor een stof in de verontreiniging experimenteel bepaald. Tolerantieverschuiving binnen de gemeenschap (PICT) is dan een indicator voor effecten van de verontreiniging. In die gevallen waarbij naast PICT ook naar andere effecten werd gepeurd, kon bijna altijd een relatie worden aangetoond (zie review Boivin et al. 2002). Daarmee is PICT dus een gevoelige methode om effecten te meten. Voor bodemecosystemen is de PICT-methode alleen beschikbaar voor microbiële gemeenschappen.

Tot slot kan er gebruik gemaakt worden van een theoretische referentie. Dit is mogelijk als voor de betreffende inventarisatie algemene gegevens beschikbaar zijn uit de literatuur (bijv. afkomstig van eerdere veldonderzoeken). Bij voldoende gegevens kan dan de theoretisch te verwachten samenstelling van het ecosysteem berekend worden, op basis van de omgevingsfactoren (zonder verontreiniging) en de ecologische amplitude van soorten. Een dergelijke benadering wordt voor terrestrische ecosystemen ook gehanteerd in de natuurdoeltypen-systematiek. Momenteel wordt gewerkt aan de opbouw van een bodembiologisch databestand voor Nederland (Breure et al., 2002). Overigens is de variatie (bandbreedte) in de ecologische respons voor een set bodemparameters vrij groot, zodat de eventuele effectberekeningen veel onzekerheid kennen. Niettemin zal deze werkwijze in bepaalde gevallen uitkomst kunnen bieden.

Referenties voor 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 medium. Daarmee zegt het direct iets over de beschikbaarheid van deze stoffen in het testsysteem, inclusief het organisme. Toetsuitslagen van een bioassay kunnen het beste in een effectmaat worden omgezet als er gegevens zijn over referentiewaarnemingen. Overigens kan bij bioassays in sommige gevallen aangenomen worden dat het referentieniveau gelijk is aan een nul-niveau voor wat betreft de toxiciteit. Vaak is bij een gegeven test het nulniveau een goede referentie, mits de reguliere controles (blanco waarnemingen aan het testorganisme) worden uitgevoerd, bij voorbeeld in een standaardmedium. In de vorige rapportage (Rutgers et al., 2001) werd reeds uitvoerig het onderscheid tussen verschillende type bioassays bediscussieerd. Te onderscheiden zijn:

1. Bioassays met het gehele, ongeroerd grondmonster.
2. Bioassays met het gehele, maar bewerkte grondmonster (gezeefd, gemengd, aangepaste pH).
3. Bioassays met onvolledige grondmonsters en kunstmatige media (bijv. met extracten). Binnen iedere categorie kan als variant gewerkt worden met organismen van de veldlocatie of laboratorium-organismen.

Opmerking Kees van Gestel

Dergelijke bioassays met onvolledige grondmonsters of kunstmatige media zijn m.i. niet aan te raden, omdat ze erg moeilijk te interpreteren zijn. Mogelijk zijn ze wel toepasbaar voor een TIE benadering.

Bij het experimenteel onderzoek wordt gebruik gemaakt van de eerste en derde categorie bioassays. De eerste categorie heeft intrinsiek meer realiteitswaarde dan de derde, omdat het onderzoek optimaal gebruik maakt van de natuurlijk omstandigheden (ongemanipu-

leerd, intact monster), maar de voordelen van een gecontroleerd laboratoriumonderzoek benut (logistiek). 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. Daarnaast kunnen de condities in het monster dermate specifiek zijn dat het moeilijk is om een geschikt testorganisme te vinden (extreme milieus, zoals zout, zuur, alkalisch, etc). Wanneer het testorganisme te ongevoelig is voor de betreffende verontreiniging bestaat er een kans op een vals-negatieve uitslag.

De derde categorie bioassays heeft relatief weinig last van ongeschikte referentiemonsters 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 ook mogelijk. De oorzaak van de waargenomen effecten op het testorganisme is namelijk niet altijd eenduidig gekoppeld aan de aanwezigheid van toxische stoffen. Dit kan ondervangen worden door goede referenties te gebruiken, dat wil zeggen bodemonsters 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.

Samenvattend kan gesteld worden dat toetsen met een ongestoorde veldbodem de hoogste ecologische relevantie hebben, met de grootste kans op vals-positieve uitslagen. Toetsen met elutriaten en vaste testorganismen bereiken een hogere graad van standaardisatie en vergelijkbaarheid, maar zijn minder representatief voor de beoordeling van effecten in het veld. In de praktijk worden de mogelijkheden vaak ernstig beperkt door de geringe keuze aan bruikbare toetsen en het gebrek aan mogelijkheden om bodem-bioassays op routinematige basis uit te besteden.

Opmerking Kees van Gestel

het is wel van belang altijd een standaardmedium mee te nemen in bioassays, omdat daarin de respons van de testorganismen bekend is. Dit kan dan dienen als een controle op de kwaliteit/gezondheid van de testorganismen.

4.4 Samenvoegen van de resultaten op detailniveau

Hieronder wordt voor een specifiek voorbeeld beschreven hoe je de resultaten van de verschillende onderdelen van de ecologische risicobeoordeling zou kunnen samenvoegen, door ze terug te brengen tot een getal op een schaal van 0 tot 1.

Bijdrage Michiel Rutgers (Rutgers et al., 2001)

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 (TDcombi) volgens Rutgers et al.

(2000a). Bij de berekening van de TD en TDcombi 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 (HC50-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 TDcombi te berekenen:

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

Uiteindelijk werden de afzonderlijke waarden van de TDcombi voor metalen en organische stoffen samengevoegd volgens een vergelijkbare formule:

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

Risico-indicator toxicologie

Met behulp van bioassays werd een indicatie verkregen van de meetbare toxiciteit in de bodemonsters van de locatie (het Triade-onderdeel toxicologie).

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 bodemonster het geometrisch gemiddelde te berekenen van de verschillende toetsuitslagen, van het niet-beïnvloede deel (dit is 1-effect):

$$(1 - \text{Effectgemiddeld}) = \{(1 - \text{Effect1}) \cdot (1 - \text{Effect2}) \cdot \dots \cdot (1 - \text{EffectN})\}^{1/N}$$

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-beïnvloede 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.

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. Vegetatie-inventarisaties zijn relatief gemakkelijk te maken, o.a. doordat planten voor langere tijd op een vaste plek aanwezig zijn. Een goede fauna-inventarisatie vraagt meer tijd en specialistische kennis. Metingen aan bodemorganismen hebben het voordeel dat de monsters meegenomen kunnen worden naar het laboratorium, waar de extracties en analyses plaatsvinden.

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-strijpe 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.

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 aange-merkt, 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:

$$(M_{\text{ref.}} - M_{\text{monst.}}) / (M_{\text{ref.}} - M_{\text{max.}}) - 1$$

$$M_{\text{max}} = 1 \quad \text{als} \quad M_{\text{monst}} < M_{\text{ref}}$$

$$M_{\text{max}} = 5 \quad \text{als} \quad M_{\text{monst}} > M_{\text{ref}}$$

- 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:

$$\text{als} \quad B_{\text{monst}} > B_{\text{ref}} \quad \text{dan} \quad (B_{\text{monst}} - B_{\text{ref}}) / (100 - B_{\text{ref}}) - 1$$

$$\text{als} \quad B_{\text{monst}} < B_{\text{ref}} \quad \text{dan} \quad (B_{\text{monst}} - B_{\text{ref}}) / (0 - B_{\text{ref}}) - 1$$

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-beïnvloede 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 vooralsnog geen reden is om de nematodengegevens zwaarder in de berekeningen te laten meewegen dan de vegetatiegegevens.

4.5 Voorbeelden van uitgevoerde ecologische risicobeoordelingen

Tot slot verwijst dit hoofdstuk naar een aantal voorbeelden waar de ecologische risicobeoordeling in de praktijk is toegepast.

Bijdrage Anja Derksen

In de periscoopdatabase zijn een groot aantal projecten verzameld waarin ecologische risicobeoordelingen zijn uitgevoerd. Een aantal voorbeelden waarbij Triade-onderzoek in een praktijksituatie is uitgevoerd en heeft bijgedragen aan de beslissing zijn:

- Ecologische risico's van met mijnsteen en mijnslik opgevulde grindgaten in Limburg (AquaSense, 2001) en Ecologische risico's van met mijnsteen en mijnslik opgevulde grindgaten in Limburg. Aanvullende regenwormenanalyses (AquaSense, 2002). In opdracht van provincie Limburg uitgevoerd breed opgezet TRIADE-onderzoek, om de directe en indirecte ecologische risico's van mijnsteen en mijnslik te bepalen. Dit bij de steenkoolwinning onstane afval is in het verleden gebruikt om de grootschalige gaten die ontstonden na grindwinning langs de Maas op te vullen.
- Ecologische risico's van metaalverontreinigingen in de oevers van de Baakse beek, Geelmolensebeek en de Eperbeken. Een drietal projecten waarbij in opdracht van een Waterschap Veluwe en Waterschap Rijn en IJssel de ecotoxicologische risico's van metaalverontreinigingen in de oevers van een drietal beken zijn onderzocht. Doel was zowel het onderbouwen van de saneringsurgentie als het bepalen van de locatiespecifieke terugsaneerwaarde.

Bijdrage Jaap van der Waarde

De TRIADE is al op enkele verontreinigde lokaties gebruikt voor besluitvorming omtrent de saneringsurgentie en wijze van sanering. Bij de lokatie Kollum chemie in Friesland is een deel van een verontreinigde locatie niet ontgraven omdat uit een TRIADE bleek dat de aanwezige natuurwaarden hoog waren en de ecologische risico's gering. De provincie Friesland heeft vervolgens goedkeuring gegeven voor wijziging van het saneringsplan en DLG heeft de gronden overgenomen voor natuurontwikkeling.

Op de locatie Rozenburg is beschikking afgegeven door de DCMR voor een extensieve saneringsvariant van een verontreinigde baggerspecielocatie, op basis van een TRIADE beoordeling.

Bijdrage Piet den Besten

Over toepassing Triade voor waterbodembodem zie den Besten et al (1995) en den Besten (1997). Door het RIVM is de Triade-benadering in de praktijk getoetst. De referenties zijn Rutgers et al 2001 en Schouten et al 2002. Tevens zijn er in breder verband de basisaannames samengevat (Rutgers et al 2000a; Rutgers et al 1998, Rutgers et al. 2000)

Bijdrage Jack Faber

- Toetsing uitgangspunten bodembeheerplan en geschiktheid van voorgenomen maatregel (afdeklaag) in Krimpenerwaard (Bosveld et al., 2000)
- Toetsing natuurrisico's bij natuurontwikkeling in De Ronde Venen (Bosveld et al., 2000)
- Vergelijking ecologische risico's water-oever-landbodems tbv prioritering saneringsurgentie Biesbosch (Postma & Faber, 2000)
- Saneringsonderzoek vuilstort IJperveld (TAUW)
- E.v.a. kleinere cases

5 Meetonderdelen

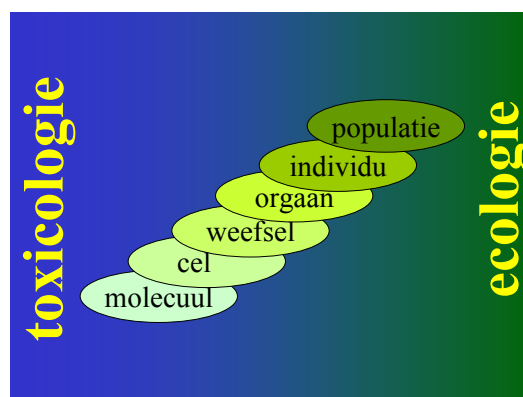
5.1 Rubriceren van meetonderdelen

Er is een aantal mogelijkheden om de mogelijke meetonderdelen te rubriceren. In voorliggend rapport is op basis van de geleverde input gekozen voor een indeling in de categorieën bioassays, bioaccumulatie, veldinventarisaties en life-support functies (bodempresen).

Bijdrage Jack Faber

Er zijn bijzonder veel methoden om risico's en effecten op ecosystemen (en met name onderdelen daarvan) te meten. In het volgende worden enkele manieren aangegeven om al die methoden te rubriceren. Deze rubrieken kunnen behulpzaam zijn bij de verdere keuzebepaling tot uiteindelijk te gebruiken toetsen, modellen en veldobservaties. De verschillende rubrieken sluiten elkaar overigens niet uit, maar zijn vaak overlappend.

- A) milieuchemische parameters (inclusief bioaccumulatie) vs toxicologische parameters vs ecologische (veld)parameters. Deze rubriek sluit aan op de structuur van Triade.
- B) acute effecten vs chronische effecten
- C) Procesgerichte parameters en structuurgerichte parameters (idealiter is er een relatie tussen structuur en functie. In de praktijk valt het disfunctioneren van het ecosysteem (of systeemprocessen) nog nauwelijks te voorspellen uit waargenomen effecten op structurele parameters. Een vertegenwoordiging van beide typen van parameters in het testpakket is daarom aan te bevelen.)
- D) modellen vs metingen
- E) biologisch integratieniveau (cellulair - ecosysteem)
- F) taxonomische ordening (microorganismen, ongewervelde fauna, planten, hogere diersoorten). De ecologische relevantie van een parameter neemt in het algemeen toe van lagere naar hogere organisatieniveaus; de snelheid (early warning) en de eenduidigheid van de respons (dosis-effectrelatie) neemt in die richting juist af (figuur 1)
- G) Milieucompartiment (bodem, waterbodem, oever) Verwijzen naar Postma & Faber : specifieke bioassays en veldinventarisatieparameters met criteria voor resultaten
- H) Stofgroepen bepalen grofweg het type parameter (er zijn gevoelige en relatief ongevoelige organismen; de response is bekend)



Figuur 1: organisatieniveaus

5.2 Bioassays

Bijdrage Anja Derksen (Aguasense, 1999)

In het NOBIS-bioassays project (NOBIS, 1998) en aanvullend in Aquasense (1999) zijn een groot aantal bioassays geïnventariseerd die mogelijk geschikt zijn voor de beoordeling van verontreinigde bodems. Hierbij zijn de volgende beperkingen opgelegd (voorselectiecriteria):

- De bioassay betreft een lab-bioassay. Dit houdt in dat organismen in het laboratorium worden blootgesteld aan een (extract van een) monster uit het veld.
- De bioassay maakt gebruik van het organisme in zijn geheel. Dit betekent dat testen waarbij het organisme op een of andere wijze opgewerkt dient worden, bijvoorbeeld ter bepaling van biomarkers of enzymactiviteit, buiten beschouwing zijn gelaten.
- Met de bioassay wordt uitsluitend toxische effecten gemeten. Dit betekent dat mutageniteitstesten en bioaccumulatiebepalingen buiten beschouwing zijn gelaten.
- De bioassay betreft een single-species bioassay. Hiertoe is gekozen omwille van de standaardiseerbaarheid en praktische uitvoerbaarheid.
- De bioassay maakt gebruik van terrestrische organismen of maakt gebruik van aquatische organismen, maar is reeds regelmatig gebruikt voor het beoordelen van verontreinigde bodem.

Uit de geraadpleegde literatuur blijkt dat testen met bodemorganismen voornamelijk zijn ontwikkeld voor het beoordelen van stoffen (toxiciteitstest). Testen die specifiek ontwikkeld zijn voor het testen van verontreinigde bodems (bioassays) bestaan nog nauwelijks. Een test ontwikkeld als stofftest kan echter in veel gevallen, al dan niet met enige aanpassing, wel geschikt zijn voor de beoordeling van verontreinigde bodems. Voorbeelden hiervan zijn onder andere OECD- en ISO-richtlijnen voor kiemings- en groeitesten met planten, acute testen en reproductietesten met regenwormen en de springstaartenreproductietest. Daarnaast blijkt dat veel van de in de bestudeerde literatuur beschreven terrestrische testen nog in een ontwikkelingsstadium verkeren en er nog weinig bekend is over de randvoorwaarden en over de geldigheids- en beoordelingscriteria.

Wat opvalt na beschouwing van de geïnventariseerde testen is dat voor acute testen in vrijwel alle gevallen gebruikt gemaakt wordt van elutriaat, terwijl in chronische testen de bodem in zijn geheel wordt getest.

Opmerking Kees van Gestel

het is inderdaad correct dat veel terrestrische testen nog in de ontwikkelingsfase verkeren. Toch begint er al een aardige database te ontstaan over de toepassing van een (beperkt) aantal van deze testen op verontreinigde gronden.

Bijdrage Anja Derksen (voor de referenties wordt verwezen naar AquaSense, 1999)

In het algemeen wordt een onderscheid gemaakt tussen bioassays en toxiciteitstesten. Bioassays zijn gestandaardiseerde laboratorium experimenten waarin levende testorganismen worden blootgesteld aan een (extract van een) milieumonster om vast te stellen of de aanwezige verontreinigingen negatieve effecten hebben op deze organismen (van de Guchte *et al*, 1996; NOBIS, 1998). In dit verband wordt veelal gesproken van de ecotoxiciteit van een monster. Toxiciteitstesten betreffen eenzelfde soort toetsen, maar dan uitgevoerd met (pure) substanties. De resultaten van bioassays zijn dus locatiespecifiek en diagnostisch van aard, terwijl de resultaten van toxiciteitstesten stofspectiefiek en prognostisch zijn.

Bioassays kunnen verder worden opgesplitst in acute en chronische testen. In principe is dit verschil gebaseerd op de verhouding tussen de lengte van de blootstelling en de duur van de levenscyclus van het organisme. In het gepresenteerde overzicht zijn echter testen

met een duur van 5 dagen of minder vaak tot de acute testen gerekend. Testen waarin de blootstelling langer dan 5 dagen worden chronisch genoemd. De specifieke voordelen van bioassays voor ecologische risicobeoordeling zijn in het verleden uitgebreid bediscussieerd (zie o.a. Ferson *et al.*, 1996; van Gestel, 1997; POSW/RIZA, 1997). Op het gebied van bioassays voor de beoordeling voor landbodems zijn de ontwikkeling en de standaardisatie van bioassays echter minder ver gevorderd dan voor waterbodems. Dit hiaat wordt thans echter opgevuld en recentelijk zijn verschillende overzichten en selecties van beschikbare bioassays voor het terrestrische milieu verschenen (Keddy *et al.*, 1994; DE-CHEMA, 1995; AquaSense, 1997a, 1997b; RWS-DWW, 1997; NOBIS, 1998; van den Munckhof *et al.*, 1998). Een overzicht van verschillende bekende bioassays voor het terrestrische milieu wordt gegeven in tabel 2 (aangepast van NOBIS, 1998). Tevens is in deze tabel relevante informatie samengevat over het soort organisme, de testduur, beschikbare protocollen voor de uitvoering, het testmedium, de ervaring met de test binnen en buiten Nederland en eventueel uitgevoerde evaluatiestudies met de bioassay

Acute bioassays en screeningstesten

Uit het overzicht in tabel 2 blijkt dat acute bioassays in de meeste gevallen worden uitgevoerd met poriewater of elutriaten van bodems. Elutriaten zijn waterige extracten die worden verkregen door grond te schudden met een zoutachtige oplossing, bijvoorbeeld van calciumchloride CaCl_2 , calciumnitraat $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ of standaard poriewater (SPW). Zo'n elutriaat is een goede weerspiegeling van de osmotische waarde van het poriewater van de betreffende grond. Het waterige testmedium heeft als bijkomstig voordeel dat tevens aquatische organismen kunnen worden gebruikt om de toxiciteit te meten. Aquatische organismen zijn soms iets gevoeliger voor toxicanten dan terrestrische organismen en aquatische bioassays zijn beter gestandaardiseerd. Bovendien zijn er voor aquatische bioassays veel meer stofspecifieke gegevens beschikbaar om eventueel waargenomen toxiciteit te kunnen verklaren. Vanwege het ecologisch realisme van de beoordeling is het echter gewenst om, indien mogelijk, zoveel mogelijk met bodemdieren en bodemprocessen te werken.

Bij bioassays met poriewater en/of elutriaten kan een verdunningsreeks worden getest waaruit de NOEC of de LC_{50} berekend kunnen worden (de LC_{50} is de concentratie of verdunning waarbij 50% sterfte van de testpopulatie optreedt). Tijdens acute screeningstesten wordt alleen het onverdunde elutriaat, poriewater of de grond zelf getest.

Screeningstesten dienen meer om een eerste indruk van het voorkomen van toxiciteit te krijgen. Meest gestandaardiseerde terrestrische acute en/of screeningstesten die ook in Nederland al zijn toegepast, betreffen testen met planten (vooral sla *Lactuca sativa*), met nematoden, met springstaarten (*Folsomia candida*) en met potwormen of regenwormen. Verder worden ook bekende aquatische ecotoxiciteitstoetsen gebruikt voor de beoordeling van landbodem elutriaten: de Microtox® met de luminescerende bacterie *Vibrio fischeri*, de standaard algentest met *Raphidocelis subcapitata* (voorheen *Selenastrum capricornutum*) en de acute test met de watervlo *Daphnia magna*.

Opmerking Kees van gestel

{belangrijkste nadeel van testen met elutriaat of poriewater is dat er geen nalevering vanuit de vaste fase plaats vindt. Daardoor is het gevaar groot dat de concentratie aan opgeloste toxicanten snel daalt en uitgeput raakt, waardoor de toxiciteit van het monster onderschat kan worden.}

Chronische bioassays

Voor de meeste chronische bioassays wordt grond van een locatie gebruikt, meestal niet het poriewater of een elutriaat. Dit maakt het echter veel moeilijker om verdunningsreeksen te maken zonder dat de bodemsamenstelling drastisch verandert. Vaak wordt daarom volstaan met het meten van de onverdunde bodem van een verdachte locatie plus een niet verontreinigde referentiegrond. De referentiegrond komt qua samenstelling bij voorkeur zoveel mogelijk overeen met de vervuilde grond. Soms is het mogelijk hiervoor een

onvervuild gedeelte van hetzelfde perceel te bemonsteren of om gelijksoortige, niet verontreinigde gronden aan te treffen in dezelfde streek. In de praktijk is het echter lastig dit soort locaties te vinden. Daarom worden ook wel kunstmatige (standaard) bodems als referenties of blanco's voor bioassays gebruikt.

In hoge mate gestandaardiseerde chronische bioassays voor bodems zijn plantentesten (sla), testen met springstaarten en de chronische regenwormen- en potwormtest. Blootstelling in deze bioassays is in de orde van grootte van enkele weken en in tegenstelling tot de acute bioassays worden bij deze langdurige testen meestal ook parameters voor subletale effecten gemeten zoals groei en reproductie.

Bijdrage Jack Faber

Er kunnen verschillende soorten regenwormen worden gebruikt. Ook voor *Lumbricus rubellus* is een gestandaardiseerde test beschikbaar (Ma et al., 1998). De keuze voor een testsoort kan worden bepaald door de representativiteit van de testsoort voor de te beoordelen ecologische functie van de bodem. Ook groei en mortaliteit en fertiliteit van cocons kunnen in eenzelfde testopzet worden bepaald. Voor *L. rubellus* is een populatiedynamisch model PODYRAS beschikbaar waarmee de duurzaamheid van een populatie in het veld op langere termijn kan worden geschat op basis van bioassay testresultaten (Klok en de Roos, 1996)

Er kunnen ook andere bodemdieren worden gebruikt. Er is veel ervaring met pissebedden, spinnen en kevers (zie bijv. review vGestel & Løkke, 1998), maar testen zijn minder gestandaardiseerd.

Opmerking Kees van gestel

{ hierbij is het dus van groot belang een standaardbodem mee te nemen om te kunnen controleren of de testorganismen wel normaal reageren (ofwel of de kweek of populatie testorganismen wel gezond is). }

5.3 Biomarkers

Bijdrage Jack Faber

Naast testen met intacte organismen kunnen biochemische, fysiologische en histologische assays worden gedaan om blootstelling en effecten van dieren in het veld te meten (zie bijv. Kammenga, 1995 en review Janssen et al., 1998). Tabel 1 geeft een overzicht van min of meer routinematig toepasbare in vitro bioassays. Daarnaast is er nog een groot aantal biomarkers die in de beesten uit het veld gemeten kunnen worden. Die worden hier verder niet benoemd.

Tabel 2: Overzicht van single-species bioassays voor de beoordeling van verontreinigde bodems.

org.	soortnaam:	type	testduur:	milieu	triviale naam:	protocol:	eindpunt(en):	testmedium:	NL?
org.	organisme: P = producent, M = micro-organisme, C = consument								
milieu	Ter = Terrestrisch, Aqua = aquatisch								
type	A = acuut (<5 dagen blootstellingstijd), C = chronisch (>5 dagen blootstellingstijd)								
land	B = België; C = Canada; D = Duitsland; GB = Groot Britannië; VS = Verenigde Staten; Z = Zwitserland								
testduur	min = minuten; d = dag of dagen; w = week of weken; m = maand of maanden								
org.	soortnaam:	type	testduur:	milieu	triviale naam:	protocol:	eindpunt(en):	testmedium:	NL?
acute bioassays (<5d)									
P	<i>Salicicoccus capricornutum</i>	A	3 of 4d	Aqua	zochwater alg	ISO 8692 (ISO, 1989), OECD 201 (OECD, 1984a)	populatiegroei	elutriat	nee
P	<i>Lactuca sativa</i>	A	4d	Ter	sla	Toussaint et al., 1995	wortelgroei	elutriat door agar	ja
P	<i>Lactuca sativa</i>	A	5d	Ter	sla	EPA 5006-92-002 (U.S. EPA, 1982)	kieming, biomassa	elutriat	nee
P	<i>Lactuca sativa</i> , <i>Avena sativa</i> e.a.	A	5d	Ter	sla, haver	EPA 600/3-88-029 (Greene et al., 1989)	kieming	grond	nee
P	<i>Lepidium sativum</i> , e.a.	A	3 of 4d	Ter	lunken	ASTM, 1990	kieming, wortelgroei	elutriat	nee
M	<i>Bacillus spec. (ECHA II)</i>	A	1d	Ter	bacterie	SOP leverancier	populatiegroei	elutriat	ja
M	<i>Vibrio fischeri (Microtox/Lumistox)</i>	A	5, 15 en 30min	Aqua	bacterie	SOP leverancier; NVN 6516 (NVN, 1983), e.a.	bioluminescentie	elutriat	nee
M	<i>Vibrio fischeri (Microtox Solid Phase)</i>	A	20 min	Aqua	bacterie	SOP leverancier	bioluminescentie	grond	nee
M	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	A	20 min	Ter	bacterie	Mekke et al. (1993)	bioluminescentie	elutriat	nee
M	<i>Bacillus cereus</i> , <i>Bacillus subtilis</i>	A	2u + 20 min	Ter	bacterie	Lu, 1981	dehydrogenase activiteit	bodemuspensie	nee
C	<i>Daphnia magna</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i>	A	1 of 2d	Aqua	watervlo	ISO 6341 (ISO, 1986), OECD 202 (OECD, 1984b)	immobiliteit	elutriat, poriewater	nee
C	<i>Brachionus calyciflorus (Rotaxif F)*</i>	A	1d	Aqua	rotifeer	SOP leverancier	immobiliteit	elutriat, poriewater	nee
C	<i>Streptocephalus proboscideus (Streploxif F)*</i>	A	1d	Aqua	kleefschilpe	SOP leverancier	immobiliteit	elutriat, poriewater	nee
C	<i>Colpoda inflata</i> , <i>Colpoda steini</i>	A	1d	Ter	claat (protozo)	Bowers et al., 1997; Forge et al., 1993	populatiegroei	elutriat	nee
C	<i>Plecticus acuminatus</i> , <i>P. parvulus</i> , <i>Rhabditis spec.</i>	A	3d of 4d	Ter	nematode	Kammerling, 1985; Schouten & van der Bugge, 1989	mobilität	elutriat	nee
C	<i>Caenorhabditis elegans</i>	A	4d	Ter	nematode	Williams & Duenenberg, 1990	sterte	elutriat	nee
C	<i>Caenorhabditis elegans</i>	A	3d	Ter	nematode	Bierkens et al., 1997	reproductie	elutriat	nee
C	<i>Enchytraeus crypticus</i>	A	2, 3 of 4d	Aqua	nematode	Debus & Niemann, 1994	sterte	elutriat	nee
C	<i>Folsomia candida</i>	A	4d	Ter	springstaart	Ronday et al., 1988, 1987a; Ronday et al., 1997	mobilität	elutriat	ja
C	<i>Enchytraeus albidus</i>	A	4d	Ter	potworm	Romke & Kracker, 1988	sterte, gedrag, misvormingen	elutriat	nee
C	<i>Enchytraeus albidus</i>	A	4d	Ter	potworm	Ronday & Houx, 1996	immobiliteit	grond	ja
C	<i>Enchytraeus albidus</i>	A	4d	Ter	potworm	Ronday & Houx, 1996	immobiliteit	elutriat, poriewater	ja
C	<i>Enchytraeus albidus</i>	A	4d	Ter	potworm	Stephenson et al., 1997	grond	grond	nee
C	<i>Enchytraeus albidus</i>	A	1 of 2d	Ter	regenworm	Ronday & Houx, 1996	vermijdingsgedrag	grond	nee
C	<i>Caloglyphus mycophilagus</i>	A	4d	Ter	mijt		immobiliteit	elutriat	ja
chronische bioassays (>5d)									
P	diverse	A/C	4, 8 of 12d	Ter	bodemalg	ISO/TC 190/SC 4 N126 (ISO, in prep C)	populatiegroei	elutriat	nee
P	diverse	A/C	ca. 5d	Ter	plant	ISO 11269-1 (ISO, 1993b)	wortelgroei	grond	nee
P	<i>Lepidium sativum</i> , <i>Avena sativa</i>	C	10d	Ter	lunken, haver	Rudolph & Boje, 1986; Kehnes et al., 1994	biomassa	grond	nee
P	<i>Cucumis sativus</i> , <i>Raphanus sativus</i>	C	14d	Ter	konkommer, raaus	EPA 5006-92-002 (U.S. EPA, 1982)	kieming, hoogte	grond	nee
P	diverse	C	min. 14d	Ter	plant	OECD 208 (OECD, 1984d); ISO 11269-2 (ISO, 1995)	kieming, biomassa	grond	ja
C	<i>Plecticus acuminatus</i>	C	3w	Ter	nematode	Kammerling et al., 1995	populatiegroei	grond	nee
C	<i>Folsomia candida</i>	C	4w	Ter	springstaart	ISO 11267 (ISO, in prep. A)	sterte, populatiegroei	grond	ja
C	<i>Enchytraeus albidus</i> , <i>Enchytraeus crypticus</i>	C	6w	Ter	potworm	ISO (in prep.)	sterte, reproductie, misvormingen	grond	ja
C	<i>Oxytricha sparganiumorum</i>	C	5 - 10w	Ter	potworm	Lekke & van Gestel, 1998	sterte, groei, fragmentatie	grond	nee
C	<i>Enchytraeus albidus</i> , <i>Enchytraeus andrei</i>	C	min. 4w	Ter	regenworm	ISO 11269-2 (ISO, in prep. B); EPA, 1994	sterte, groei, reproductie	grond	ja
C	<i>Enchytraeus albidus</i>	C	2w	Ter	regenworm	OECD 207 (OECD, 1984c); ISO 11268-1 (ISO, 1993a), e.a.	sterte, gewicht	grond	ja
C	<i>Phytolihus cognatus</i>	C	1 + 6 - 10w	Ter	kever	Lekke & van Gestel, 1998	sterte, gewicht, reproductie	grond	nee
C	<i>Phytolihus pallifer</i>	C	2 of 12w	Ter	onstakle mijl	Lekke & van Gestel, 1998	sterte, reproductie	grond	nee
C	<i>Porcellio scaber</i> , <i>Trachelipus rathkei</i>	C	max. 10w	Ter	pissebed	Lekke & van Gestel, 1998; Ma et al., 1997	reproductie	grond	ja
C	<i>Porcellio scaber</i>	C	4w	Ter	pissebed	Lekke & van Gestel, 1998	groei	grond	nee
C	<i>Lithobius mutabilis</i>	C	4 - 12w	Ter	duizendpoot	Lekke & van Gestel, 1998	sterte, groei, respiratie, activiteit	grond	nee
C	<i>Brachydesmus superus</i>	C	10w	Ter	miljeupoot	Lekke & van Gestel, 1998	overleving, reproductie	grond	nee

* Deze test is in een latere fase van het onderzoek van Pearsone et al. (1993) vervangen door de kreetachtige *Tharmophebus phylaxinus* (Tharmoboxif), omdat de cyten beter uitkomen en omdat deze Toxik gevoeliger is.

[1] Ahlf et al., 1993
 [2] Aquasense, 1996
 [3] Aquasense, 1997a
 [4] Aquasense, 1997b
 [5] Bierkens et al., 1997
 [6] Bowers et al., 1997
 [7] Boyd et al., 1988
 [8] Brinkmann et al., 1996
 [9] Debus & Niemann, 1994
 [10] DECHEMA, 1995
 [11] Fisher & Seech, 1995
 [12] Forge et al., 1993
 [13] Galli et al., 1994
 [14] Giesl et al., 1993
 [15] Gunkel et al., 1993
 [16] Kameman & van Gestel, 1991
 [17] Klepka & Schuphan, 1997
 [18] Loehr & Webster, 1997
 [19] Ma et al., 1997
 [20] McGrath et al., 1999
 [21] Meier et al., 1997
 [22] Meiering, 1997
 [23] Noleboom & Posthuma, 1996
 [24] Pearsone et al., 1993
 [25] Ronday & Houx, 1996
 [26] Ronday et al., 1997
 [27] Ronday, 1996

Tabel 1 overzicht van min of meer routinematig toepasbare in vitro bioassays

org	soortnaam	type	testduur	milieu	triv naam	protocol	eindpunten	medium	land
Zgd	rat	heatoct	1-2 d		H4IIE assay	Safe et al 1987 SOP Alterra	EROD	extract in kweekmedium	NI
Vis	carper	hepatocyt	2 d		CARPHEP assay	Jobling & Sumpter 1993. protocol IRAS	vitellogenine	extract in kweekmedium	NI
Zgd	humane cel	MCF-7 cell line			E-SCREEN	Soto et al 1995	celgroei	extract in kweekmedium	
Gist	gist + LacZ	genetisch gemanipuleerde gistcel			YES assay	Arnold et al 1996	β -galactosidase productie	extract in kweekmedium	
Vgl	galus galus	embryo	7-21 d		kippembryotest	Bosveld et al 1992	EROD groei	extract	NI
Zgd	humane cel	Ishikawa-Var 1 cellijn			AlkP assay	Markiewicz et al 1993	Alkylfosfatase activiteit	extract in kweekmedium	
Zgd	humane cel	MCF-7 breastcel			ER-CALUX	Murk et al 1996	luciferase productie	extract in kweekmedium	NI
Zgd	rat	H4IIE gen geman			DR-CALUX	Murk et al	luciferase productie	extract in kweekmedium	NI

Zgd=zoogdier, Vgl=vogel,

5.4 Bioaccumulatie

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense, 1999)

Bioaccumulatie is het proces waarbij bepaalde verbindingen zich in de tijd in organismen ophopen. In het algemeen wordt hierbij onderscheid gemaakt tussen bioconcentratie, waarbij stoffen via verdelingsprocessen direct uit het milieu worden opgenomen, en biomagnificatie, waarbij verbindingen via de voedselketen worden doorgegeven en accumuleren. Lang niet alle milieuvreemde stoffen hopen zich op. Het gaat vaak om een beperkte groep beruchte verbindingen, zoals PCB's, organochloorbestrijdingsmiddelen (DDT, dieldrin enz.) en kwik. Deze stoffen hebben een hoge affiniteit voor het vetweefsel van met name dieren, zijn persistent in het milieu en worden eenmaal opgenomen door organismen slecht afgebroken.

Door bioaccumulatie ontstaat het risico op doorvergiftiging. Organismen aan het einde van de voedselketen bouwen hogere interne concentraties op dan organismen die zich aan het begin van de keten bevinden, hetgeen kan leiden tot toxische effecten. Bekende doorvergiftigingsgevallen betreffen bijvoorbeeld de effecten van organochloorbestrijdingsmiddelen op roofvogels in de jaren '60. Echter, ook planten kunnen bepaalde stoffen in verhoogde mate in hun weefsel opslaan, bijvoorbeeld metalen.

De bepaling van bioaccumulatie berust in grote mate op het analyseren van gehalten van stoffen in organismen en het medium of het voedsel waaraan deze worden blootgesteld. De verhouding tussen de concentraties van stoffen in organismen en hun leefmilieu wordt aangeduid als de bioconcentratiefactor (BCF). Op dezelfde wijze kan tussen concentraties in organismen en hun voedsel een biomagnificatiefactor worden berekend. Voor veel organismen aan het einde van de voedselketen (vogels, zoogdieren) - in natuurgebieden betreft dit vaak doelsoorten - is het moeilijk of ethisch niet verantwoord deze op te offeren voor dit soort onderzoek. Daarom wordt het risico van bioaccumulatie veelal geschat op basis van gemeten gehalten in lagere dieren of in planten. Deze metingen geven eveneens een beeld van de biologische beschikbaarheid van verbindingen voor deze organismen op een locatie. Het risico op doorvergiftiging kan vervolgens via modelmatige berekeningen worden vastgesteld (zie o.a. Walker, 1990; Romijn *et al.*, 1994; Luttk *et al.*, 1997

Het meten van gehalten toxische verbindingen kan zowel worden uitgevoerd met in het veld verzamelde als bij in het laboratorium, onder meer experimentele omstandigheden blootgestelde organismen. In het laatste geval zou men kunnen spreken van een bioaccumulatie-assay. Zo'n assay heeft als voordeel dat deze kan worden gecombineerd met bioassays en dat er bij lage toxiciteit een grotere garantie bestaat dat er voldoende materiaal van de beoogde organismen voor het uitvoeren van chemische analyses wordt verkregen. Het verzamelen en uitzoeken van veldmonsters is zeer arbeidsintensief. De verschillende omstandigheden in het laboratorium en in het veld kunnen echter ook leiden tot verschillen in opname (Corp & Morgan, 1991). Metingen aan organismen die in het veld verzameld zijn geven uiteindelijk het meest realistische en locatiespecifieke beeld.

De meeste ervaring met het meten van bioaccumulatie in bodemorganismen is zonder meer opgedaan met regenwormen (Bouché, 1992). Voor het verzamelen van deze dieren zijn de methoden over het algemeen goed beschreven en geëvalueerd (Edwards, 1992; Kula, 1992) en er zijn vele studies waarin bij regenwormen de interne concentraties van toxicanten zijn gemeten ten behoeve van de studie van de biologische beschikbaarheid en bioaccumulatie, vaak in relatie tot diverse bodemfactoren (o.a. Ma, 1982; Ma *et al.*, 1983; Heida *et al.*, 1986; Cooke *et al.*, 1992; Morgan *et al.*, 1992; Ma *et al.*, 1998; Meharg *et al.*, 1998).

Andere belangrijke groepen waarin bioaccumulatiemetingen kunnen worden gedaan zijn planten (Macnicol & Beckett, 1985; Dirksz *et al.*, 1990), bodemarthropoden (Hunter *et al.*,

1987; Janssen *et al.*, 1990; Merrington *et al.*, 1997; Smit & van Gestel, 1998) en muizen (Heida *et al.*, 1986; Denneman, 1989). Bij dieren aan het einde van de voedselketen, waarvan destructieve bemonstering onwenselijk is, kunnen de blootstelling en effecten van (geaccumuleerde) toxische verbindingen worden bepaald met non-destructieve methoden zoals biomarkers in afgenomen bloed (Peakall, 1992; Fossi & Leonzio, 1993). Biomarkers omvatten onder meer de meting van de primaire laesie van stoffen (het directe effect op fysiologisch of biochemisch niveau), de bepaling van de activiteit van enzymen die betrokken zijn bij de omzetting (biotransformatie) en detoxificatie van stoffen, of de analyse van stress-eiwitten en verbindingen die bij interne schade worden gevormd (van Straalen & Verkleij, 1991).

Bijdrage Anja Derksen

Bioaccumulatie kan bepaald worden in organismen uit het veld op uit het laboratorium. Het bepalen van bioaccumulatie uit organismen uit het veld geeft het meest ecologisch realistische beeld van het doorvergiftigingsrisico, maar heeft als nadeel dat het vrij arbeidsintensief is omdat de organismen in het veld verzameld moeten worden.

5.5 Veldinventarisaties

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense, 1999)

De methode met het hoogste ecologische realisme om de verontreinigingssituatie op een locatie te beoordelen betreft uiteraard het inventariseren van de effecten op de flora en fauna ter plekke. Dit werk is echter zeer arbeidsintensief en de verkregen resultaten kunnen op vele verschillende, niet altijd eenduidige, manieren geïnterpreteerd worden omdat er naast de verontreinigingen vele andere biotische en abiotische factoren zijn die het wel en wee van organismen in het veld beïnvloeden. Op populatieniveau wordt vaak gekeken naar de dichtheden en biomassa van organismen, op het niveau van de levensgemeenschap bijvoorbeeld naar de diversiteit (soortensamenstelling) en de aanwezige functionele groepen. Dit zijn allen parameters voor de structuur van het ecosysteem.

De gegevens die bij veldinventarisaties op verontreinigde gronden worden verzameld kunnen op twee manieren worden geëvalueerd. Allereerst kunnen de gegevens worden vergeleken met algemeen (uit de literatuur) bekende dichtheden/biomassa's voor soortgelijke bodems en biotopen. Een mooi voorbeeld hiervan is de bepaling van de dichtheden van muggenlarven (chironomiden) in het kader van de triade-beoordeling van vervuilde waterbodems (Maas *et al.*, 1993; STOWA/RIZA, 1997). Op basis van de karakteristieken van het sediment (slib, zand enz.) zijn algemeen geldende criteria opgesteld voor de beoordeling van toxische effecten. Dit soort achtergrondswaarden zijn echter zelden als zodanig voor bodemorganismen en terrestrische biotopen beschikbaar. Bovendien moet bij de interpretatie van zo'n vergelijking enige voorzichtigheid worden betracht omdat nooit geheel kan worden uitgesloten dat er naast de verontreiniging ook andere verschillen zijn met het geïnventariseerde terrein, waarvan de onderzoeker niet op de hoogte is. Een tweede mogelijkheid is daarom een gelijktijdige inventarisatie van een locale onvervuilde referentie waarmee de gemeten parameters van het vervuilde terrein vergeleken kunnen worden. In de praktijk kan het vinden van een geschikte referentie echter problematisch zijn.

Enkele voorbeelden van de groepen organismen waar in het verleden inventarisaties aan zijn verricht om effecten van toxicanten te detecteren zijn:

- planten (b.v. in Palsma & Otte, 1989).
- nematoden (o.a. IWACO, 1996; Legemaat *et al.*, 1996; Korthals *et al.*, 1996; de Goede & Bongers, 1998). Als beoordelingsparameter wordt onder andere de zogenaamde "Maturity Index" (MI) berekend. Een literatuurlijst met referenties van veldinventarisaties is te vinden op het internet en wordt maandelijks aangevuld (<http://www.dpw.wageningen-ur.nl/nema/>)

- regenwormen & potwormen (Edwards & Lofty, 1977; Edwards, 1992; Kula, 1992; Lofs, 1992; Didden, 1993; Ma *et al.*, 1997). Dichtheden & diversiteit, maar ook gedrag.
- (micro)arthropoden (b.v. in Swift *et al.*, 1979; Pirhonen & Huhta, 1984; Moldenke & Fitcher, 1988; Ma *et al.*, 1997). Mijten, springstaarten enz. Ook voor mijten is een Maturity Index ontwikkeld (Ruf, 1998).
- vogels & zoogdieren (b.v. Denneman, 1989; Menzie *et al.*, 1992).
- bacteriële microflora & protozoa (Doelman & Haanstra, 1979; Swift *et al.*, 1979; Gupta & Yeates, 1997). Aantallen, verdeling over bacterietypen, soortensamenstelling.

Het bovenstaande overzicht geeft slechts een indicatie van de mogelijkheden op het gebied van veldinventarisaties van flora en fauna. Er zijn natuurlijk legio andere groepen organismen en ecologische variabelen die voor een veldinventarisatie in aanmerking kunnen komen. Een compleet overzicht van alle beschikbare methoden en uitgevoerde veldinventarisaties behoorde niet tot de doelstellingen van deze rapportage. Bij het kiezen van de juiste methoden en groepen organismen voor veldinventarisaties zal eerst goed moeten worden nagedacht over het kader van de specifieke vraagstelling die met een onderzoek gemeoid is. Bij natuurgebieden of natuurontwikkeling kan bijvoorbeeld extra naar doelorganismen worden gekeken. Publicaties zoals die van de US-EPA(1989) bevatten nuttige informatie voor het maken van dergelijke keuzes.

Bijdrage Anja Derksen (Aqausense, 2001)

Veldinventarisatie van de lokale flora en fauna heeft de volgende kenmerken:

- grote ecologisch relevantie, seizoensgebonden, andere factoren dan chemische van invloed, vrij arbeidsintensief
- beoordelen via gelijktijdig inventariseren van een onvervuilde lokatie als referentie of middels achtergrondswaarden. Achtergrondswaarden gekoppeld aan bodemtype zijn echter nog nauwelijks voorhanden
- organismen bijvoorbeeld: bacteriële microflora & protozoa, planten, nematoden, wormen, arthropoden, vogels, zoogdieren en specifieke doelorganismen bij natuurgebieden of ontwikkeling

5.6 Life-support functies (bodemprocessen)

Bijdrage Anja Derksen (AquaSense, 1999)

Life-support functies zijn de algemene systeemprocessen die in een bodem plaats moeten vinden voor het gezond functioneren van de bodem. In vele gevallen betreft dit processen die door micro-organismen zoals bacteriën, schimmels en protozoa worden uitgevoerd. Voorbeelden hiervan zijn bodemrespiratie (ademhaling), nitrificatie, denitrificatie, stikstofbinding (fixatie) en de afbraak van organische stof. Maar ook grotere organismen kunnen life-support functies verwezenlijken. Te denken valt bijvoorbeeld aan bioturbatie (omwoelen van de bodem) door wormen en fragmentatie van grover organisch materiaal door wormen, mijten en pissebedden.

Onlangs verscheen een uitgebreid overzicht over het gebruik van structurele parameters ter indicatie van de life-support functies in de bodem (Schouten *et al.*, 1997). Hierin gelden de aantallen, de biomassa of de diversiteit van de betrokken organismen als maat voor het functioneren van bodemprocessen. Voor een overzicht van de life-support functies en de bijbehorende functionele groepen organismen wordt verwezen naar de publicatie van Schouten *et al.* (1997) zelf. Een aantal van de voorgestelde indices wordt thans uitgeprobeerd in het Landelijk Meetnet Bodem.

Een meer directe meting van life-support processen is echter ook mogelijk. In tabel 3 wordt een overzicht van mogelijke methoden gepresenteerd. Uit de tabel volgt dat er voor

een groot aantal sleutelprocessen goed onderbouwde methoden ontwikkeld zijn om deze in de grond te meten. Deze zijn echter nog niet altijd in detail beschreven. De methoden kunnen zowel in het laboratorium worden toegepast (als een soort functionele bioassay) als in het veld. Het laatste is meestal gecompliceerder vanwege de specialistische apparatuur die soms wordt gebruikt.

Tabel 3. Overzicht van methoden voor het meten van bodemprocessen

proces	eindpunt(en)/ parameter:	testduur:	protocol:	NL?
Ammonificatie (N-org > NH₄) en nitrificatie (NH₄ > NO₂ > NO₃)				
stikstofmineralisatie en nitrificatie	gevormd ammonium, nitriet en nitraat	4w	ISO 14238 (1997)	ja
autotrofe nitrificatie ('chlorate inhibition method')	gevormd nitriet	<6 uur	Belser & Mays (1980)	
ammonium oxidatie (potentiële nitrificatie na (NH ₄) ₂ SO ₄ toevoeging)	gevormd nitriet	<24 uur	ISO/NP 15685 (1997)	
ammonium omzetting	ammonium omzetting	6 uur	Mark Test System (MATS)-programma	
Stikstofixatie (N₂ > N-org)				
asymbiotische stikstofixatie (acetyleen-reductie methode)	vorming ethyleen uit acetyleen	14 dgn	Wetzel et al. (1991); Wetzel & Werner (1995).	
symbiotische stikstofixatie (Rhizobium - vlinderbloemige)	aantal gevormde knolletjes		Mark Test System (MATS)-programma	
stikstofixatie door cyanobacteriën in de bodem	afname N ₂		Mark Test System (MATS)-programma	
heterotrofe stikstofixatie	afname N ₂	30-54 uur	Mark Test System (MATS)-programma	
Denitrificatie (NO₃ > N₂)				
denitrificatie	vorming nitriet en stikstofgas, afname nitraat		Anderson (1978)	
potentiële denitrificatie	potentiële denitrificatie	3 uur	Mark Test System (MATS)-programma	
Enzymactiviteiten				
dehydrogenase activiteit	kleurreactie door omzetting tetrazolium	24 uur	DIN draft	ja
dehydrogenase activiteit	kleurafname door omzetting resazurine	2 uur	Rönnpögel et al. (1998)	
urease activiteit	afname urea concentratie	5 uur	NEN 5796 (1989)	
phosphatase activiteit	vorming p-nitrofenol uit p-nitrofenylfosfaat	1 uur	Tabatabai & Bremner (1969)	
cellulase activiteit			Semenov et al. (1996)	
overige minder frequent gemeten enzym activiteiten (protease, catalase, beta-galactosidase, arylsulfatase, saccharase & phosphodiesterase)				
tot 96 verschillende enzymactiviteiten	kleurreactie	28 dgn	BIOLOG methode	ja
Substraat omzettingen / microbiële activiteit				
respiratie (O ₂ -consumptie)	zuurstofopname snelheid	28 dgn	Remde & Hund (1994)	
bodemademhaling	bodemrespiratiecurve		Mark Test System (MATS)-programma	
substraat geïnduceerde bodemademhaling	zuurstofopname en kooldioxide productie	<24 uur	ISO 14240-1	
substraat geïnduceerde bodemademhaling (korte termijn)	kooldioxide productie	tot 5 dgn	Haanstra & Doelman, 1984; Ljungdahl & Eriksson, 1985	
substraat geïnduceerde bodemademhaling (lange termijn)	kooldioxide productie	min 30 dgn		
acetaat mineralisatiesnelheid	¹⁴ CO ₂ vorming na toevoeging gelabeld acetaat	uren tot dgn	Beelen van et al. (1990)	ja
maximale initiële respiratiesnelheid	CO ₂ productie na toevoeging substraat	<6 uur		
bepaling microbiële ATP-gehalte van de grond	lichtuitzending		Verstraete et al. (1983)	
bacterietellingen c.q. activiteitsmetingen				
bodem microbiële massa (chloroform fumigatie methode)	CO ₂ productie	dgn	ISO 14240-2 (1997)	
bacteriële groeisnelheid	thymidine incorporatiesnelheid		Díaz-Raviña et al. (1994)	
biologische activiteit (Bait lamina test)	substraatconsumptiesnelheid	dgn tot wkn	Von Tormé (1990 a,b)	ja
afbraak organisch materiaal (litterbag methode)	massaverlies, aantal organismen	dgn tot wkn	Crossley & Hoglund (1962)	
afbraak organisch materiaal (minicontainer test)	massaverlies, aantal organismen	dgn tot wkn	Eisenbach (1993)	
afbraak organisch materiaal (cotton-strip test)	afname van vezelsterkte		Harrison et al (1988)	
Overig				
mycorrhiza kolonisatie	door schimmels bezette worteltoppen		(grid-line intercept methode)	
PLFA (fosfolipide vetzuur): compositie	PLFA (fosfolipide vetzuur): compositie		Frostegård et al. (1993)	
PLFA (fosfolipide vetzuur): totaal	PLFA (fosfolipide vetzuur): totaal		Fuller & Manning (1998)	

Autotrofe nitrificatie is bijvoorbeeld een van de microbiële bodemprocessen die sterk wordt beïnvloed door chemische verontreinigingen en door andere milieurelevante stress zoals opslag bij lage temperatuur (Remde & Hund, 1994). Het meten van de potentiële nitrificatiesnelheid geeft de meest relevante informatie over de toxiciteit van chemische stoffen omdat deze onder substraatverzadigde omstandigheden wordt gemeten. Bij meting van de actuele nitrificatiesnelheid kan substraatuitputting een rol spelen (er is dan niet meer te onderscheiden of een lage nitrificatiesnelheid veroorzaakt wordt door substraatuitputting of door een toxisch effect; Remde & Hund, 1994). Vooral de eerste stap van autotrofe nitrificatie, de oxydatie van ammonium tot nitriet, wordt verondersteld gevoelig te zijn voor chemische stoffen (Blum & Speece, 1991; Hansson et al., 1991). Er zijn echter ook onderzoekers (Randall & Buth, 1984) die vonden dat de nitriet oxidatie het meest gevoelig is. Remde & Hund (1994) vonden een vergelijkbare gevoeligheid.

Microbiële ademhaling wordt vaak gebruikt om de heterotrofe microbiële activiteit onder aërobe omstandigheden te bepalen (Remde & Hund, 1994). De potentiële respiratie wordt ook wel gebruikt om de microbiële biomassa te berekenen (Remde & Hund, 1994).

Remde & Hund (1994) combineerde metingen van zowel de actuele als potentieel autotrofe nitrificatie en bodemademhaling (zuurstofopname) voor het meten van het effect van anthraceen olie en dicyandiamide op de activiteit van bodemmicro-organismen. Gedurende een incubatie periode van 29 dagen werden 5 metingen verricht. Zij concludeerden dat de gecombineerde meting een uitgebreide evaluatie van de invloed van stoffen op de bodemmicroflora mogelijk maakt.

Behalve omzettingssnelheden van substraten en/of nutriënten kan de snelheid van sommige bodemprocessen ook worden gekwantificeerd door de activiteit van bij de omzettingen betrokken enzymen te bepalen. In verschillende testen geschiedt dit door een eenvoudige kleurreactie. In Verhoef & van Gestel (1995) worden diverse enzymactiviteiten genoemd (urease, dehydrogenase, fosfatase, arylsulfatase, β -glucosidase, β -acetylglucosaminidase, saccharase, galactosidase, protease en fosfodiesterase. In Somerville & Greaves (1987) worden echter een aantal redenen genoemd waarom enzymactiviteit weinig waarde heeft om neveneffecten van pesticiden te monitoren:

- De totale enzymactiviteit van de bodem hangt af van vele deelactiviteiten. Het is daarom moeilijk om de bijdrage van elk enzym aan substraatafbraak te kwantificeren.
- Veel enzymen werken extracellulair en zijn ook nog werkzaam als de organismen die ze produceren dood zijn.
- Er is geen standaardmethode. Het resultaat wordt sterk beïnvloed door temperatuur, pH en substraat.
- Er is weinig bekend over de reproduceerbaarheid en referentiewaarden
- Bodemorganismen, zoals springstaarten en pissebedden, kunnen enzymactiviteit beïnvloeden. Er is moeilijk onderscheid te maken tussen directe en indirecte effecten.

Dehydrogenase reflecteert een brede range van oxydatieve microbiële processen en correleert niet consistent met het aantal micro-organismen, CO₂-productie of O₂ consumptie (Somerville & Greaves, 1987). De activiteit hangt bovendien af van de aard en concentratie van het aangeboden substraat en alternatieve elektronenreceptoren (Somerville & Greaves, 1987). Rossell & Tarradellas (1991) concluderen dat kortdurende substraatgeïnduceerde dehydrogenaseactiviteit de invloed van stoffen op de fysiologisch actieve biomassa van de bodemmicroflora kan weerspiegelen.

Bijdrage Jack Faber

Bruikbare chronische terrestrische bioassays

EU Standaard litterbag test is in voorbereiding (ref Faber: SETAC EPFES (Lissabon, april 2002) report in press). Deze test wordt gebruikt om de afbraak snelheid van organisch materiaal (strooisel) in het veld te bepalen.

Bait lamina test wordt gebruikt om de activiteit van bodemfauna en microorganismen in het veld te testen aan de hand van de verdwijnsnelheid van kleine hoeveelheden substraat.

Opmerking Kees van Gestel

{ naast de genoemde functionele testen voor het bepalen van effecten op decompositie (litterbag, bait-lamina), kunnen ook nog de cotton strip assay en de mini-container test van Eisenbeis et al. (1999) worden genoemd. }

5.7 Meetonderdelen ecologische risicobeoordeling in de praktijk

Hieronder wordt aangegeven waar te vinden is welke meetonderdelen worden toegepast voor waterbodems. Tevens wordt een voorbeeld gegeven van een aantal meetonderdelen die samen de basis vormen voor een ecologische risicobeoordeling voor een landbodem.

Bijdrage Piet den Besten

Voor de meetonderdelen die worden toegepast in de Richtlijn Nader Onderzoek voor waterbodems bestaan twee documenten die in meer detail veldwaarnemingen, bioaccumulatieonderzoek en bioassays beschrijven:

-Maas, J et al. (2002) Update methodebeschrijving Triade. Bijlage bij Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems, AKWA rapport 01.005 / RIZA rapport 2001.052 (2001).

-Knoben, R.A.E., C.M. van Egmond, J. Tuinstra & A. Durand-Huiting (1999). Ecologische risicobeoordeling verontreinigde waterbodems. In opdracht van RIZA. Rapport IWACO, projectnr. 3370440, RIZA werkdocument 99.163X.

De plaats van deze technieken in de ERA systematiek wordt beschreven in:

M. van Elswijk, J.A. Hin, P.J. den Besten, L.M. van der Heijdt, M. van der Hout & C.A. Schmidt. Onderzoek voor waterbodems. AKWA rapport 01.005 / RIZA rapport 2001.052 (2001).

Ten behoeve van het evalueren van de verklaarbaarheid van in bioassays gevonden effecten is recent een uitgebreide lijst met NOECs en LC50-waarden voor contaminanten gepubliceerd (RIZA-document). Recentelijk is ook gebruik gemaakt van "toxicity identification evaluation" procedures (Rotteveel et al., 1999).

Bijdrage Anja Derksen

Hoewel er een groot aantal bioassays mogelijk zijn, wordt tot op heden in de praktijk veelal slechts een beperkte set van bioassays gebruikt voor ecologische risicobeoordeling. Deze set bevat vertegenwoordigers van belangrijke functies in het ecosysteem, onder andere productie van organisch materiaal, afbraak van strooisel en verbeteren van de bodemstructuur.

Hoewel een ecologische risicobeoordeling met locatiespecifieke organismen de voorkeur heeft, blijkt dat in de praktijk veelal standaard testorganismen gebruikt worden. Dit heeft te maken met onder andere de beschikbaarheid van testorganismen, maar ook met ervaring en praktische uitvoerbaarheid. Er is niet voldoende kennis, ervaring en budget om op korte termijn betrouwbare bioassays met locatiespecifieke organismen te ontwikkelen.

Op basis van ervaring, mate van standaardisatie, praktische uitvoerbaarheid en beschikbaarheid van testorganismen worden in de praktijk meestal de volgende bioassays gebruikt:

1 Een kiemings- en groeitest met planten.

Deze test wordt uitgevoerd volgens een methode afgeleid van ISO 11269-2 (1995). In deze test worden zaden gezaaid op de te onderzoeken grond. Na twee weken wordt het kiemingspercentage bepaald. Na vier weken wordt de biomassa (nat- en drooggewicht) van de plantjes bepaald. Soorten die gebruikt worden zijn onder andere sla (*Lactuca sativa*) en engels raaigras (*Lolium perenne*).

2 Een bacterietest

In de praktijk zijn er meerdere bacterietesten die gebruikt worden. Er zijn een tweetal bioassays met extracten van de bodem die meermalen gebruikt zijn. Allereerst is dit de Microtox test (ISO 11348-3, 1998). Deze test maakt gebruik van bacteriën die onder normale omstandigheden licht uitzenden. Dit verschijnsel wordt bioluminescentie genoemd. In de

test wordt afname in bioluminescentie onder invloed van verontreinigingen bepaald. Extracten worden ook wel getest met een groeiremmingstest met de bacterie *Pseudomonas putida* (ISO 10712 (1995)).

Daarnaast worden er bacterietesten met de bodem zelf uitgevoerd. De testomstandigheden in deze testen komen meer overeen met de omstandigheden in het veld. Er komen twee bacterietesten in aanmerking waar relatief veel ervaring mee is opgedaan en die over het algemeen gevoelig blijken te reageren op verontreinigingen. Dit zijn een potentiële nitrificatietest en een bacteriële groeiremmingstest.

In de nitrificatietest wordt de omzetting van ammonium in zowel nitriet als nitraat door bacteriën bepaald (Alef, 1995). Hiertoe wordt ammoniumsulfaat aan de grond toegevoegd. Na 3 weken wordt de hoeveelheid ammonium en nitraat gemeten en vergeleken met de controles. Nitrificatie is als essentieel onderdeel van de stikstofkringloop een belangrijke bodemproces, dat bijdraagt aan de bodemvruchtbaarheid.

De bacteriële groeisnelheid wordt gemeten door de inbouw van radioactief gelabelde 3H-thymidine en 14C-leucine in respectievelijk DNA en eiwitten te meten (Michel & Bloem, 1993). Met deze test is inmiddels vrij veel ervaring opgedaan, onder andere in het kader van het Landelijk Meetnet Bodem.

3 Een reproductietest met regenwormen.

Deze test wordt uitgevoerd volgens een methode die is afgeleid van ISO 11268-2 (1998). Hierbij worden de regenwormen vier weken blootgesteld aan de grond waarbij ze gelegenheid krijgen om cocons te leggen. Na vier weken wordt de overleving en groei van de volwassen wormen bepaald. De cocons krijgen vervolgens vier weken de gelegenheid om uit te komen. Na deze vier weken wordt het aantal nakomelingen bepaald. Gebruikte soorten zijn onder andere *Eisenia andrei* en *Lumbricus rubellus*

4 Een springstaartenreproductietest

Deze test wordt uitgevoerd volgens een methode afgeleid van ISO 11267 (1999). In deze test worden volwassen springstaarten gedurende vier weken blootgesteld aan de grond. Na vier weken wordt de overleving van de springstaarten en het aantal geproduceerde nakomelingen gescoord. Meestal wordt de soort *Folsomia candida* gebruikt

Voor wat betreft de veldinventarisaties is de meeste ervaring opgedaan met nematoden- en regenwormeninventarisaties. Nematoden worden al gedurende langere tijd gebruikt voor de beoordeling van bodems. De beoordeling vindt plaats op basis van onder andere levenstrategieën (Maturity Index) en voedselgroepverdeling. Ook regenwormen zijn relatief veel onderzocht vanwege hun sleutelrol in het bodemecosysteem, onder andere door afbraak van organisch materiaal, verbetering van de bodemstructuur en het vormen van een belangrijke voedselbron voor vogels en zoogdieren.

Daarnaast worden in het kader van het Landelijk Meetnet Bodem op routinematige basis inventarisaties van potwormen, bacteriën, mijten en springstaarten uitgevoerd.

Om de hierboven genoemde redenen worden regenwormen ook regelmatig gebruikt voor bioaccumulatiemetingen. Daarnaast worden in mindere mate ook bioaccumulatiemetingen in planten uitgevoerd.

Opmerking Kees van Gestel

Hoofdstuk 5: de relatie tussen de mogelijke testen die worden besproken in de paragrafen 5.2 t/m 5.5 en de testen die worden genoemd in paragraaf 5.6 is niet helemaal duidelijk. Dit hoofdstuk lijkt zelfs een beetje teleurstellend te eindigen: immers, er lijkt veel mogelijk (5.2-5.5), maar er wordt in de praktijk weinig gebruik van gemaakt (5.6). Dit lijkt me geen terechte indruk.

6 Verder te ontwikkelen parameters

Parameters waarvan de ontwikkeling, om deze mee te kunnen nemen in de ecologische risicobeoordeling, moet worden gestimuleerd zijn beschikbaarheidsmetingen, redoxpotentiaal, verdeling gas/vloeistof/vast, bepaalde veldwaarnemingen, bepaalde moleculaire technieken en productiemetingen.

Bijdrage Peter Doelman

De risico beoordeling op basis van Triade ontbeert nog een aantal kansrijke of zeer bruikbare en risico-ecologisch relevante parameters. De meesten zijn echter reeds wel ontwikkeld. Het betreft biologische beschikbaarheidsmetingen binnen het segment " chemie" [A], bodemkarakterisering [B] en veldwaarnemingen [ecologie] [C].

ad A):

Na de totale concentratie van de risico-component is de " beschikbare fractie" de sleutel tot risico. Met name voor de categorieën zware metalen [1] en POPs/PAKs is dat verklaarend en doenbaar. Voor zware metalen is de extractie met CaCl₂ [lit Houba Novachamsky] en H₂O. voor POP/PAK zijn er drie mogelijkheden: zelf bepalen van octanol/water [i], of uitschudden met Tenaks [lit Grotenhuis; proefschrift Riza] of SPME extractie [proefschrift Belfroid; Vaes; Prof Seinen, UU]. Dit geldt voor droge en natte bodem. Ook kunnen bodemextracten worden gescreend op aanwezige PAKs/PCBs (e.a. dioxineachtige stoffen) met zogenaamde CALUX of H4IIE-EROD-bepalingen (Bierkens et al. 1997, Murk et al. 1996). Deze methoden zijn indicatief voor de aanwezigheid en beschikbaarheid voor genoemde stoffengroepen, maar geven niet aan om welke verbindingen het precies gaat. De methoden zijn echter in prijs concurrerend met chemische analyses omdat diverse stofgroepen in één test worden meegenomen.

ad B):

Naast de genoemde bodemkarakterisering als pH, organisch stofgehalte en textuur [korrelgrootte verdeling] zijn ander milieuomstandigheden inzicht gevend in het gedrag [mogelijkheid tot afbraak, precipitatie en/of binding]. De mate van aerobie/anaerobie [redoxpotentiaal] en de structuur [verdeling gas/vocht/vaste delen] geven inzicht in vastlegging van zware metalen en mogelijke microbiële afbraak [transformatie] van de organisch stoffen. Tevens geeft die structuur een indruk van de compactheid van de grond [de compacter de grond des te lager de beschikbaarheid].Dit geldt voor droge en natte bodem.

ad C):

Het inventariseren van de nematoden populatie en deze analyseren op de vijf CP groepen [levensstrategie "R&K"] en de vier voedselgroepen [carnivoor, omnivoor, bacterievoor, fungivoor en eventueel parasitair] geeft een beeld van de bodemgezondheid. Langs deze levensstrategie lijn zouden ook wormen en andere mesofauna representanten als diverse kevers, mijten en springstaarten beoordeeld kunnen worden. Voor wormen is een TRIAS project geformuleerd door Prof Nico van Straalen "Development, testing and implementation of an ecological indicator system to evaluate soil quality".

Een tweede optie is het gebruiken van de aanwezige micro- arthropoden als een biologische bodemkwaliteitsindicator op basis van het "scoren" [een eco-morfologische index] van aanwezige beesten en het optellen van die score. [lit Prof Vittorio Parisi University Parma].

Bij het gebruiken van de bodemmicroorganismen als spiegel van bodemkwaliteit zou de aanwezigheid en de activiteit van contaminanten gevoelige microorganismen als symbion-

tisch stokstofbinder [1], nitrificeerders [2], en mycorrhizas [3] een geond beeld leveren. Via moleculaire technieken [FISH, etc] is dit mogelijk.

Opmerking Kees van Gestel

het bepalen van octanol/water verdeling lijkt me weinig zinvol, want dat is alleen interessant voor individuele stoffen, en zegt weinig over hun beschikbaarheid in veldbodems. Voor wat betreft SPME extractie kan worden gemeld dat Leon van der Wal, in de groep van Joop Hermens, recent veelbelovende resultaten heeft behaald met een SPME methode in landbodems. Hij vindt een goede correlatie tussen gehalten in regenwormen en met SPME geëxtraheerde organische contaminanten (o.a. PCBs, drins, chloorbenzenen en PAKs). Leon is thans bezig met de afronding van zijn proefschrift en heeft als voorlopige promotie-datum 2 juni staan (of dat gehaald zal worden, valt nog te bezien, maar we werken er hard aan).

Bijdrage Peter Doelman

Eenzijds zijn de eigenschappen van grond/sediment [en grondwater] zoals pH, organisch stofgehalte en textuur bepalend voor het stofgedrag van verontreinigingen. Anderzijds zijn de milieuomstandigheden, als aëroob versus anaëroob bepalend voor de mate van microbiële afbraak en ook voor speciatie van zware metalen.

Zo zijn PAK's voornamelijk afbreekbaar onder aërobe omstandigheden. Voor POP's, zoals PCB's, ligt dit iets ingewikkelder. Moleculen met veel

[> 3] chloor atomen worden vooral anaëroob afgebroken en met minder chloor atomen vooral aëroob. Daar de redox een maat is voor de mate van aerobie of anaërobie geeft een redox-meting [Eh] direct inzicht of er sprake van microbiële eliminatie kan zijn onder die bepaalde omstandigheden.

voor zware metalen geldt dat de oplosbaarheid en de daarmee gepaard gaande mobiliteit vooral afhankelijk is van pH [zuurgraad] en Eh [redox] zijn onder anaërobe omstandigheden de metalen meestal als sulfide neergeslagen en onoplosbaar en dus niet mobiel.

Ook voor nutriënten als Stikstof en Zwavel geldt dat de redox bepalend is of er sprake van oxidatie of reductie.

Dus het weten van die milieuomstandigheden is wezenlijk belangrijk in relatie tot "stofgedrag" [microbiële afbraak en vastlegging].

Bijdrage Jaap van der Waarde

Binnen het ICES-KIS programma 'Genomics, innovatieve clusters' is een onderzoeksthema gedefinieerd getiteld 'Assessing the living soil' dat tot doel heeft een beter begrip van de biologie van de ondergrond te verkrijgen. Een belangrijk thema binnen dit onderzoek betreft 'ecotoxicogenomics', ecologische effecten op ecosysteemniveau zoals bepaald middels moleculaire technieken. Dit onderzoek kan leiden tot nieuwe biomarker technieken en moleculaire methoden voor ecologische veldwaarnemingen.

Bijdrage Piet den Besten

Er is de afgelopen jaren veel discussie gevoerd over het nauwkeuriger bepalen van de fractie contaminanten die biologisch beschikbaar is. Naast technische problemen, is één van de belangrijkste discussiepunten welke fractie precies voor welke bodemorganismen van belang is. Een van de benaderingen voor het bepalen van de biobeschikbaarheid omvat het chemisch analyseren van de beschikbare fractie(s) en het vergelijken met biologische responsen, bijvoorbeeld de mate van bioaccumulatie in bioaccumulatie-experimenten.

Voor waterbodem is voor enkele metalen (cadmium, koper) vastgesteld dat de relatie tussen het gehalte van een metaal in het sediment en die in wormen kan verbeteren door

niet het totaalgehalte maar de poriewaterconcentratie te gebruiken (Postma en Den Besten, 2003). Voor organische microverontreinigingen is iets dergelijks gevonden. Uit een vergelijking tussen de totaal concentraties in het sediment en de TENAX- extraheerbare concentraties bleek, dat deze laatste een betere correlatie met de gehalten in de oligochaeten gaf. Dit gold vooral voor de PAK's, maar (in mindere mate) ook voor PCB's en OCB's (Postma en Den Besten, 2003). Ook uit ander (uitgebreider) onderzoek werd geconcludeerd, dat de TENAX-extraheerbare fractie een betere correlatie met de door oligochaeten opgenomen concentraties organische microverontreinigingen laat zien dan de totaal in het sediment aanwezige concentraties [Kraaij et al., 2000]. Zoals gezegd is er nog veel onderzoek nodig om te bepalen voor welke organismen welke fracties bepalend zijn. Zo geven bv experimenten met watervlooien aan dat ook een op enigerlei wijze gebonden metaal fractie biologisch beschikbaar kan zijn en zo kan bijdragen aan het tot stand komen van effecten [Schubauer-Berigan et al., 1993].

Bijdrage Piet den Besten

Ten aanzien van ecologische parameters dient te worden opgemerkt dat de meeste parameters in macro- en meiofaunainventarisaties gericht zijn op het beschrijven van de zgn "standing stock". Met een standing stock meting van een groep organismen wordt een momentopname gemaakt van wat er op dat moment aan biomassa aanwezig is. Bij een lage biomassa is onbekend of dit komt doordat er een sterke predatie is (een teken dat er ook organismen hoger in de voedselketen aanwezig zijn), of omdat de omstandigheden slecht zijn en de organismen sub-optimaal functioneren. Met zgn productie-metingen wordt de toename van biomassa over een bepaalde tijd gemeten. Dit betreft zowel groei van de individuen als reproductie. Op basis van productieschattingen kan bepaald worden wat de draagkracht van een gebied is voor hogere trofische niveaus. Productie is een belangrijk begrip in ecosysteem studies. Om energiestromen in een ecosysteem te bepalen is het noodzakelijk om de productie op alle niveaus van het voedselweb te meten. Productie zou een geschikte respons-variabele in populatie-, gemeenschap- of ecosystemonderzoek kunnen zijn. Door het gebruik van productiemetingen als parameters in ecologische risicobeoordelingen kan wellicht meer invulling worden gegeven aan het beleidsdoel van duurzaamheid van natuurlijke systemen.

7 Communicatie

Op een aantal punten is goede communicatie van essentieel belang voor het geslaagd uitvoeren van een ecologische risicobeoordeling.

Bijdrage Jack Faber

Een karakteristiek van de Basisbenadering is dat de hele Triade van probleemdefinitie tot beoordeling van resultaten en besluitvorming wordt doorlopen in samenspraak tussen opdrachtgever en eventuele eindgebruikers (stakeholders en belangenpartijen) en de uitvoerder van de risicobeoordeling. De ecologische randvoorwaarden voor het bodemgebruik, de toetsparameters, de criteria voor beoordeling van de resultaten en de bijbehorende besluitvorming worden interactief en zoveel mogelijk vooraf vastgesteld. De bruikbaarheid en het draagvlak voor het onderzoek en de uitkomsten lijkt op die manier maximaal, en de potentiële knelpunten en belangentegenstelling komen in een vroeg stadium boven. Vooral in gevallen waar sprake is van meerdere belangenpartijen (Krimpenerwaard) lijkt dit een goede werkwijze, omdat de criteria voor beoordeling van effecten blijken te kunnen verschillen tussen betrokken partijen (presentatie Faber, BodemBreed 2001).

Bijdrage Herman Eijsackers

Beoordeling van risico's heeft een belangrijk communicatief element; alleen als alle betrokken partijen achter een bestaande beoordeling staan, zal deze ook daadwerkelijk geaccepteerd worden, en zullen ook de daaruit voortvloeiende beheersactiviteiten geïmplementeerd worden. Daarom is het essentieel dat een ecologische risico evaluatie (ERA) interactief wordt opgesteld, en dat daarbij vanaf het begin alle belanghebbende partijen ook betrokken worden.

Die partijen betreffen niet alleen de verschillende overheden, de probleembezitter en de uitvoerder van de te nemen maatregelen, maar ook het publiek (die risico' ervaart) en het onderzoek (die de onderbouwing en de afweging onderbouwt). Zeker ook waar het gaat om dure maatregelen heeft het onderzoek een belangrijke rol om de inzet daarvan naar overheden en publiek te verantwoorden.

Een tweede aspect van communicatie is de wijze waarop de uitvoerders van de ERA of protocol deze gaan hanteren. De hantering van ABC-waarden destijds op lagere beleids- en uitvoeringsniveaus is daar illustratief voor. Gezien het feit dat methoden veelal met kennis van zaken moeten worden toegepast, zie hoofdstuk Kwaliteitsborging, zal goede aandacht moeten worden besteed aan de wijze waarop het protocol 'doordacht' moet worden toegepast. Dit betekent niet dat methoden alleen maar kunnen worden toegepast door ervaren onderzoekers omdat het allemaal maatwerk zou zijn, maar wel dat er in de planningsfase van een bemonstering aan eventuele maatwerkaspecten vooraf aandacht wordt besteed, die vervolgens in de rapportagefase via peer review worden gecontroleerd

Een derde aspect is dat in deze communicatieslag niet alleen aandacht moet worden besteed aan de ecologische relevantie van een bepaalde beoordeling of gehanteerde toets, maar moet ook aangegeven worden wat de doorwerking van de eventueel op te treden schade is, en hoe 'zeker' de uitspraak is die men doet. Dat er daarbij tevens sprake is van meer belangen bij de verschillende partijen, maakt het alleen maar noodzakelijker dat de onderbouwing van de gevolgde procedure helder is en goed te volgen (Hoedt U voor vakmatig jargon!).

8 Kwaliteitsborging

In dit hoofdstuk komen zeer diverse aspecten aan de orde die van belang zijn voor de kwaliteit van de ecologische risicobeoordeling

Bijdrage Herman Eijsackers (ontleend aan concept-rapport Task Force Kwaliteitsbeoordeling modellen en databestanden natuurplanbureau, Alterra Wageningen UR, 2003)

De te beoordelen kwaliteitsaspecten zijn weergegeven in tabel 4.

Tabel 4: Beoordeelde kwaliteitsaspecten (uit document Eijsackers/Jansen)

1. Wetenschappelijke inhoud. Dit betreft zaken als inherente logica en wetenschappelijke onderbouwing van het gehanteerde modelconcept Als zodanig geeft het een representatie van de werkelijkheid, en moet gecheckt worden welke aspecten van die werkelijkheid in het bestand zijn opgenomen
2. Wiskundige vertaling. Dit heeft te maken met de juistheid van de vertaling in wiskundige relaties en de stroomlijning van onderling gekoppelde KIS-en. Consequentie is de resolutie, mede in relatie tot onderliggende databestanden
3. Statistische aspecten betreffen de onzekerheden in de modelresultaten, voortvloeiend uit de kwaliteit van de invoergegevens. Dit heeft te maken met de nauwkeurigheid van de metingen, d.w.z. de mate waarin informatie in het bestand overeenkomt met de werkelijkheid
4. Kwaliteitsborging van het ontwikkelproces en de uitvoering van het betreffende proces. Dit is voor velen het meest geijkte onderdeel van de kwaliteitsborging en wordt vastgelegd in Softwarekwaliteit, ISO-certificering, Good Modelling Practice
5. Communicatieve aspecten zijn van belang in relatie tot net name de wijze waarop de 'hardheid' en nauwkeurigheid (spreiding) van uitspraken worden verwoord en verbeeld

Voor al deze aspecten zijn in het document gespecificeerde factsheets beschikbaar aan de hand waarvan de kenmerken en eigenschappen van de databestanden en modellen kunnen worden nagelopen en beoordeeld.

In het algemeen is aan de onderdelen 3 en 4 al regelmatig aandacht besteed, maar de vraag is of ook de ecologische, toxicologische of chemische premisse die ten grondslag ligt aan een bepaalde benadering niet expliciet moet worden meegenomen.

Evenzo is bij modellen lang niet altijd gecontroleerd of de mathematische afleiding helemaal correct is wat betreft eenheden, of dat bij een chemische benadering de massabalans ook daadwerkelijk klopt.

Wat betreft de communicatieve aspecten is er met name in planbureauverband veel ervaring hoe in woordkeuze een 'gevoel' meegegeven kan worden over de ernst van de situatie, zie de analogie met het weerbericht waarbij omvangrijke regenbuiten zowel plaatselijk als landelijk kunnen zijn en een term als 'spatje regen' iets over de intensiteit aangeeft.

Bijdrage Anja Derksen (Aguasense et al., 2001)

Kwaliteitsborging van het laboratorium

De kwaliteitsborging voor eco(toxico)logisch onderzoek dient in het algemeen op een aantal punten te geschieden. Allereerst gaat het om het algemene kwaliteitssysteem van

het laboratorium in kwestie. Daarnaast gaat het over de ervaring en kennis ten aanzien van de specifieke analyses, die voor het huidige project noodzakelijk zijn. Eventueel kan de uitbesteder overwegen om een bezoek te brengen aan het uitvoerend laboratorium.

Kwaliteitssysteem van het laboratorium

Aangeraden wordt om bij het uitbesteden van dergelijk onderzoek erop toe te zien, dat het laboratorium een extern beoordeeld en goedgekeurd kwaliteitssysteem beschikt. Hierbij valt bijvoorbeeld te denken aan het ISO 9001. Daarnaast dient het laboratorium te beschikken over voldoende ervaring met het uitvoeren van ecotoxicologisch onderzoek in het algemeen en bodemtesten in het bijzonder. Ervaring is van groot belang omdat met biologisch materiaal wordt gewerkt, dat gevoelig is voor omgevingsfactoren, verstoring en ondeskundige behandeling.

Kwaliteit ten aanzien van de uit te voeren testen

Naast de eerder genoemde ervaring zou het laboratorium ten aanzien van de uit te voeren testen een aantal kwaliteitsaspecten moeten afdekken. Dit betreft aspecten als de geldigheidscriteria van uitgevoerde testen (aan welke eisen dienen de resultaten van controles te voldoen; meestal gespecificeerd in de gehanteerde protocollen) en de gevoeligheid van de gebruikte batch organismen (bijvoorbeeld vast te stellen in periodiek uitgevoerde kwaliteitstesten met een referentie toxicant).

Bijdrage Peter Doelman

De borging is het best gebaat bij "bewustzijn" [ecologisch gevoel]. Als men zich niet bewust is dat men in de Triade benadering grotendeels met levend materiaal werkt [gevoel voor de bal] dan kan men ook geen schuld hebben aan het onoordeelkundig omgaan met de resultaten. Vandaar dat een ecologisch borging veel meer waarde heeft dan een statistische borging.

Bijdrage Herman Eijsackers

Hoe goed een procedure ook wordt beschreven, de effectiviteit van de uiteindelijke uitvoering wordt bepaald door het vakmanschap en Fingerspitzengefühl van degenen die de uiteindelijke bemonstering doet. Vaak zijn onder veldomstandigheden verschillen waarneembaar (kleine inzinkingen in het terrein verschillen in plantengroei) die wijzen op afwijkende bodemcondities. Als daar geen rekening mee wordt gehouden en alleen wordt afgegaan op perceelgrenzen of grenzen van bodemkaarten, zou gemakkelijke een heterogene monsternamen kunnen optreden. Een analoog voorbeeld is als alleen bepaalde bodemlagen moeten worden bemonsterd en dit in het standaardvoorschrift wordt aangegeven met een bepaalde laagdikte vanaf het bodemoppervlak, terwijl de dikte van de betreffende bodemlaag van plek tot plek aanzienlijk kan variëren.

Opmerking Kees van Gestel

Ook bij veldinventarisaties kun je denken aan kwaliteitsborging. Het betreft dan o.a. het gebruik van erkende taxonomische sleutels en het aanleggen van een referentie-collectie. Bij de bioassays moet weer opgemerkt worden dat een controle op de gezondheid van de testorganismen nodig door het meenemen van van een standaard-substraat.

9 Vervolg

Vervolprocedure resultaat taakgroep 1

Bijdrage Trudie Crommentuijn

De resultaten van de taakgroep zullen op het door PERISCOOP te organiseren congres (19 maart 2003) worden gepresenteerd. Daarnaast zal op basis van het resultaat van de taakgroep het RIVM, bij voorkeur in samenwerking met Alterra en RIZA, consultants, IPO en VNG, aan de slag gaan om het protocol verder te ontwikkelen tot een voor de praktijk hanteerbaar protocol voor actuele ecologische risicobeoordeling. Hiervoor is in het RIVM (MAP) programma voor 2003 capaciteit voorzien.

Een samenvatting van het resultaat kan als artikel aan Bodem worden aangeboden.

Daarnaast zijn er velerlei ander (belangen)groeperingen/organisaties waar op basis van de resultaten verder gediscussieerd kan worden over bepaalde aspecten die in deze taakgroep naar voren zijn gekomen. Te denken valt aan de NARIP, ecologenvereniging.

Bijdrage Jaap van der Waarde

Het resultaatdocument van deze taakgroep zal op de website van SKB www.bodembreed worden geplaatst.

Bijlage 1 Referenties

- Alef, K (1995). Nitrogen mineralization in soils. In "Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry" (K. Alef and P. Nannipieri, editors), pp. 240-241. Academic Press, London.
- AquaSense (1997) Beoordeling saneringsurgentie verontreinigde bodems met bioassays. Rapportnr. 97.0859b, AquaSense, Amsterdam.
- AquaSense (1999), Locatiespecifieke beoordeling van actuele ecologische risico's in verontreinigde landbodems. Een beslissingsondersteunend systeem voor ecologische beoordeling en prioritering van saneringsurgentie – In opdracht van Provincie Noord-Holland, Bureau Bodemsanering. Rapportnummer: 03.1254b.
- AquaSense (2001). Ecologische risico's van met mijnsteen en mijnslik opgevlude grindgaten in Limburg. In opdracht van Grontmij Advies en Techniek (namens provincie Limburg). AquaSense rapportnummer: 1464-6.
- AquaSense (2002). Ecologische risico's van met mijnsteen en mijnslik opgevlude grindgaten in Limburg. Aanvullende regenwormenanalyses. In opdracht van provincie Limburg. AquaSense rapportnummer: 1464-16
- AquaSense, Grontmij Advies & Techniek en Van Hall Instituut (2001)'Omgaan met actuele ecologische risico's van verontreinigde landbodems door het bevoegd gezag'. AquaSense, Amsterdam; Grontmij Advies & Techniek b.v. Houten; Van Hall Instituut Groningen. versie 4.0, 7 juni 2001
- Arnold, S.F., D.M. Klotz, B.M. Collins, P.M. Vonier, L.J. Guillette & J.A. McLachlan 1996a. Synergistic activation of estrogen receptor with combinations of environmental chemicals. *Science* 272: 1489-1492.
- Arnold, S.F., M.K. Robinson, A.C. Notides, L.J. Guillette & J.A. McLachlan 1996b. A yeast estrogen screen for examining the relative exposure of cells to natural and xenoestrogens. *Environmental Health Perspectives* 104: 544-548.
- Belfroid, A.C., 1994; Toxicokinetics of hydrophobic chemicals in earthworms. Ph.D thesis RUU; ISBN 90 393-0533-1.
- Besten PJ den, Schmidt, M Ohm, MM Ruys, JW van Berghem & C van de Guchte. 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: 257-270 (1995).
- Besten, den 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.
- Besten. Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodempkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA) - Lelystad : RIZA Rapport 97.098 (1997).
- Bierkens, J., G. Klein en G. Schoeters (1997). De gevoeligheid van 20 bioassays voor bodem: een vergelijkende studie. VITO rapport: TOX.RB97001, project Natuurgebieden.
- Boivin, M-E.Y., Breure, A.M., Posthuma, L., Rutgers, M. (2002) Determination of field effects of contaminants - Significance of pollution-induced community tolerance. *Hum. Ecol. Risk. Assessm.* 8(5):1035-1055.
- 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.
- Bosveld, A.T.C. & M. Van den Berg 1994. Biomarkers and bioassays as alternative screening methods for the presence and effects of PCDD, PCDF and PCB. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 348: 106-110.
- Bosveld, A.T.C., 1995; Effects of polyhalogenated aromatic hydrocarbons on piscivorous avian wildlife. Ph.D thesis RUU; ISBN 90 393 0647 8.
- Bosveld, A.T.C., T.C. Klok, J.M. Bodt, M.Rutgers, 2000. Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen. Alterra-rapport 151, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Bosveld, A.T.C., Van den Berg, M., and Theelen, R.M.C. (1992). Assessment of the EROD inducing potency of eleven 2,3,7,8-substituted PCDD/Fs and three coplanar PCBs in the chick embryo. *Chemosphere* 25:911-916.

- Breure, A.M., Rutgers, M. (1999) Vaststellen van veldeffecten van milieu-stressoren - het belang van een indicator voor pollution-induced community tolerance (PICT), RIVM-rapport 607601 006, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Breure, A.M., Schouten, A.J., and Rutgers, M. (2002) Het bodemleven als indicator voor duurzame bodemkwaliteit. *Bodem* 12(4): 149-151.
- Burton, Jr., G.E. Batley, P.M. Chapman, V.E. Forbes, E.P. Smith, T. Reynoldson, C.E. Schlekot, P.J. den Besten, J. Bailer, A.S. Green and R.L. Dwyer. A Weight-of-Evidence Framework for Assessing Ecosystem Impairment: Improving Certainty in the Decision-Making Process. *Human and Ecological risk assessment* 8: 1675-1696 (2002). {PdB}
- Chapman, P.M. (1986) Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.
- Cornelissen, G. (1999). Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments. PhD-thesis, University of Amsterdam: Amsterdam.
- Crommentuijn, trudie, Johan Bierkens, Monika Herrchen, John Jensen, Andreas, P. Loibner, Rene Schelwald, Joke van Wensem, Michiel Rutgers, Jason Weeks (2001). Results from the ecorisk workshop in Nunspeet Netherlands, Clarinet final meeting, Vienna June 2001.
- DECHEMA. (1995). *Biologische Testmethoden für Böden*. (Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises "Umweltbiotechnologie - Boden" 4): Adhoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur Toxikologischen/Ökotoxikologischen Bewertung von Böden; Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparateswesen, Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt am Main.
- De Zwart, D., Rutgers, M., and Notenboom, J. (1999) Bepaling van het locatiespecifiek actueel ecologisch risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek, RIVM rapport 711701 011, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Eisenbeis, G., Lenz, R. & Heiber, T. (1999). Organic residue decomposition: The minicontainer-system - A multifunctional tool in decomposition studies. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 6, 220-224.
- Faber JH (1997) Ecologische risico's van bodemverontreiniging. Ecologische bouw-stenen. Technische commissie bodembescherming, rapport R07(1997), Den Haag
- Grime, J.P., 1977; Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111: 1169-1194.
- Houba, V.J.G., J.J. van der Lee & I.Novagamsky, 1995; Soil and plant analysis, Part 5B: Soil analysis procedures & other procedures. Department of soils Science & Plant Nutrition, Wageningen Agricultural , Wageningen 217 pp.
- INS (1999) Integrale Normstelling Stoffen, milieukwaliteitsnormen bodem, water en lucht. Interdepartementale stuurgroep INS. VROM, Den Haag.
- ISO 10712 (1995). Water quality – *Pseudomonas putida* growth inhibition test (*Pseudomonas* cell multiplication inhibition test).
- ISO 11267 (1999). Soil quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants.
- ISO 11268-2 (1998). Soil quality - Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*) - Part 2: Determination of effects on reproduction.
- ISO 11269-2 (1995). Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora - Part 2: Effect of chemicals on the emergence and growth of higher plants.
- ISO 11348-3 (1998). Water quality - Determination of inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri*, Part 3 method with freeze dried bacteria.
- Jobling, S. & J. Sumpter 1993. Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An *in vitro* study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic Toxicology* 27: 361-372.
- Klok, C en AM de Roos (1996) Population level consequences of toxicological influences on individual growth and reproduction in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae: Oligochaeta) *Ecotoxicology and Environmental Safety* 33: 118-127.
- Korthals, G.W., 1997; Pollution-induced changes in terrestrial nematode communities. Ph.D thesis WUR; ISBN 90 5485 720 X .
- Kraaij, H (2001). Sequestration and bioavailability of organic chemicals in sediment. Proefschrift te verdedigen 14 juni 2001. Universiteit Utrecht.
- 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.
- Løkke, H. & C.A.M. van Gestel (eds.) (1998). Handbook of Soil Invertebrate Toxicity Tests. John Wiley & Sons, Ltd. 281 pp

- Ma, W.C., H. Siepel, & J.H. Faber (1998) Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? EHR-publicatie no. 72 Riza-Lelystad 87 p.
- Markiewicz, L., J. Garey, H. Adlercreutz & E. Gurbide 1993. *In vitro* bioassays of non-steroidal phytoestrogens. *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology* 45: 399-405.
- Michel, P.H. & J. Bloem (1993). Conversion factors for estimation of cell production rates of soil bacteria from thymidine and leucine incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 943-950.
- NOBIS (1998). Effectiviteit van bioassays bij het monitoren en beoordelen van het milieurendement van in situ biorestauratie - Fase 1, deelresultaat 1: inventarisatie en selectie van bioassays en extractiemethoden voor grond verontreinigd met minerale olie. Rapport project 96-1-13, CUR/NOBIS, Gouda.
- Murk, A.J., 1997 Biomarkers for the assessment of exposure and sublethal effects of PHAH's in wildlife. Ph.D thesis WUR; ISBN 90 5485 636 X.
- Murk, A.J., Legler, J., Denison, M.S., Giesy, J.P. Van De Guchte, C., Brouwer, A.. (1996). Chemical-activated luciferase gene expression (CALUX): A novel in vitro bioassay for Ah receptor active compounds in sediments and pore water. *Fundamental-and-Applied-Toxicology*. 33 (1) 149-160.
- Oost van der, R., 1998; Fish biomarkers for inland water pollution. Ph.D thesis VUA; ISBN 90 7401 302 3.
- Peekel, A.F., Doelman, P. (1999) Nematoden graadmeters voor bodemvervuiling. *Natuur en Techniek* 67(9): 6-15.
- Posthuma, L., Schouten, T., Van Beelen, P., and Rutgers, M. (2001) Forecasting effects of toxicants at the community level: four case studies comparing observed community effects of zinc with forecasts from a generic ecotoxicological risk assessment method. In: *Forecasting the environmental fate and effects of chemicals* (Rainbow, P.S., Hopkin, S.P., and Crane, M., eds.), pp.151-176, Ecological & environmental toxicology series, Wiley & Sons, Ltd. West Sussex, UK.
- Postma JF & PJ den Besten. Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodempkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwater-behandeling (RWS, RIZA) - Lelystad : RIZA Rapport, in druk (2003).
- Postma, JF & JH Faber (2000) Ecologische aspecten voor een afwegingskader voor sanering van waterbodems, oevers en landbodems; met een nadere uitwerking voor de Biesbosch. In: Besten, PJ, JPM Vink, GM Boks, NM Kruijt, Afwegingskader sanering waterbodems, oever en/of landbodems; Beoordeling fysische, milieuchemische en ecologische aspecten. RIZA-rapport 2000.008, AKWA-rapport 00.003, pp48-60.
- RIVM (2002) Milieubalans, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- Rotteveel, R. Berbee, P.J. den Besten, M. Tonkes. Als Sherlock holmes op zoek naar de oorzaken van toxiciteit. *H2O* (32) no. 5, 35-37 (1999).
- 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., J.H. Faber, J. Postma & H. Eijssackers (1998) *Locatiespecifieke Ecologische Risico's: Een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging*. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 16. PGBO, Wageningen. 17 p.
- 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. (2000) Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. RIVM rapport nr. 711701 018.
- 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. (2000) Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. RIVM rapport nr. 711701018.
- Rutgers, M., Bogte, J.J., Dirven-Van Breemen, E.M., Schouten, A.J. (2001) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling ? praktijkonderzoek met een Triade-benadering. RIVM-rapport 711701026/2001, Bilthoven.
- 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., Faber, J., Postma, J., and Eijssackers, 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., Faber, J., Postma, J., and Eijssackers, H. (2000) Site-specific ecological risks: a basic approach to the function-specific assessment of soil pollution. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodem-

- onderzoek deel 28, ISBN 73270 448, Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Wageningen, The Netherlands.
- Rutgers, M., Postma, J., Faber, J. (2000) 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.
- Safe, S., Mason, G., Farrell, K., Keys, B., Piskorska-pliszczynska, J., Madge, J.A. and Chittim, B. 1987. Validation of in vitro bioassays for 2,3,7,8-TCDD equivalents. *Chemosphere* 16:1723-1728.
- Schipper, C.A., Stronkhorst J. (1999) Toxiciteitstesten voor zoute baggerspecie. Report No. 90-369-3493-1, RIKZ.
- Schouten, A.J., Bloem, J., Breure, A.M., Didden, W.A.M., Van Esbroek, M., De Ruiter, P.C., Rutgers, M., Siepel, H., Velvis, H. (2000) Pilotproject bodembioologische indicator voor life support functies van de bodem. RIVM-rapport 607604001, Bilthoven.
- Schouten, A.J., Brussaard, L., De Ruiter, P.C., Siepel, H., Van Straalen, N.M. (1997) Een indicatorsysteem voor life support functies in relatie tot biodiversiteit. RIVM Bilthoven. RIVM rapport 712910005.
- Schouten, A.J., P. van Beelen, J.J. Bogte, E.M. Dirven-van Breemen en M. Rutgers (2002) Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 2, Rapport 711701032, RIVM.
- Schouten, A.J., Rutgers, M., Breure, A.M. (2001) BoBI op weg – tussentijdse evaluatie van het project bodembioologische indicator. RIVM-rapport nr. 607604002.
- Schubauer-Berigan, M.K., J.R. Amato, G.T. Ankley, S.E. Baker, L.P. Burkhard, J.R. Dierkes, J.J. Jenson, M.T. Lukasewycz and T.J. Norberg-King (1993). The behavior and identification of toxic metals in complex mixtures: examples from effluent and sediment pore water Toxicity Identification Evaluation. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 298-306.
- Siepel, H., 1994; Structure and function of soil microarthropods communities. Ph.D thesis WUR; ISBN 90-9007450-3.
- Smidt, H., 2001; Molecular characterization of anaerobic dehalogenation by *Desulfitobacterium dehalogenans*; Ph.D thesis WUR; ISBN 90-5808-369-1.
- Smit, C.E., 1997; Field relevance of the *Folsomia candida* soil toxicity test. Ph.D thesis VUA; ISBN 90 9010 814 9.
- Soto, A.M., C. Sonnenschein, C.L. Chung, M.F. Fernandez, N. Olea & F. Olea Serrano 1995. The E-SCREEN assay as a tool to identify estrogens: An update on estrogenic environmental pollutants. *Environmental Health Perspectives* 103: 113-122.
- STOWA/RIZA (1997) Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA/RIZA thema 17: risicoanalyse waterbodems. Rapport 97.42
- Swartjes, F.A. (1999) Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19: 1235-1249.
- Tuinstra, J., Durand-Huiting, A., Van Egmond, C.M. (2000) Risicobeoordeling ecosystemen verontreinigde waterbodems (2000). IWACO/Witteveen & Bos, AKWA-rapportnr. 00.001, RIZA-werkdocument 2000.048x.
- US-EPA (1998) Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, Washington, D.C., USA
- Vaes, W.H.J., 1998; Partition behavior of organic chemicals between phospholipid membranes and water; Ph.D thesis RUU; ISBN 90 393 1628 7
- Van Gestel, C. A. M., Van der Waarde, J. J., Derksen, J. G. M., Van der Hoek, E. E., Veul, M. F. X. W., Bouwens, S., Rusch, B., Kronenburg, R. & Stokman, G. N. M. (2001). The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils. *Environ. Toxicol. Chem.*, 20, 1438-1449.
- Waarde van der, 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.
- 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.

BIJLAGE C

**RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP
"BEOORDELING VAN ECOLOGISCHE RISICO'S"**

Periscoop

Taakgroep “Veldecologische beoordelingscriteria”

**resultaatdocument van een workshop in Utrecht
d.d. 21 januari 2003**

Deelnemers:

Bart Bosveld (Alterra)
Jolande de Jonge (RIZA)
Dick de Zwart (RIVM)
Piet den Besten (RIZA)
Peter Doelman (Doelman advies)
Jack Faber (Alterra)
Hannie Maas (RIZA)
Jaap Postma (AquaSense)
Michiel Rutgers (RIVM)
Bert van Hattum (IVM)
Nico van Straalen (VU)
Jaap van der Waarde (Bioclear)

Inhoud

Inhoud	i
1. Inleiding	1
2. Achtergrond Periscoop en ecologische risico's	2
2.1. Periscoop.....	2
2.2. Ecologische risico's - generiek	3
2.3. Actuele ecologische risico's - TRIADE	4
2.4. Andere raakvelden voor veldecologische waarnemingen.....	5
3. De taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria”	7
4. Het kiezen van parameters en criteria	12
4.1. Parameters.....	12
4.2. Criteria cq. effectgrenzen.....	14
5. Voorbeeld “uiterwaardgrasland”	16
6. Voorbeeld “ondiep, slibrijk water in de grote rivieren”	21
7. Bruikbaarheid voor andere natuurdoeltypen.....	24
8. Lacunes	25
9. Conclusies en aanbevelingen	26
Referenties	27

1. Inleiding

Bij het omgaan met risico's van verontreinigde bodem wordt veelal een opdeling in drie onderwerpen gemaakt, namelijk humane, ecologische en verspreidingsrisico's. Of het nu gaat om verontreinigd sediment of verontreinigde landbodems, het aantonen van ecologische risico's leidt bij veel mensen in de praktijk tot discussies. Het gaat hierbij om allerlei aspecten zoals *“wat is het belang van ecologische risico's op dit industrieterrein?”* en *“hoezo ecologische risico's. Dit bos ziet er toch prachtig uit en er vliegen allerlei vogels rond?”*. Het gaat in veel gevallen over de beleving van ecologische risico's. Zeker bij mensen uit de praktijk (bijv. terreineigenaren) is er een sterke behoefte om vastgestelde risico's te kunnen onderbouwen door middel van waarnemingen uit het veld. Natuurlijk is het van belang om terdege op de hoogte te zijn van hoe het ecologisch risico van een bodemverontreiniging op een bepaald terrein volgens de algemene beleidskaders wordt beoordeeld. Voor een beheerder is het echter interessanter / belangrijker om te weten hoe het ecosysteem ter plaatse functioneert. Zijn er aanwijzingen dat het ecosysteem schade ondervindt van de aanwezige bodemverontreiniging of lijkt het allemaal mee te vallen? Vooral het antwoord op deze vraag lijkt sturend te zijn in de mate waarin in de praktijk bodemverontreiniging als een serieus probleem voor de lokatie wordt ervaren. Een daaraan gekoppelde discussie richt zich op het beeld dat in de praktijk bestaat over de meetbaarheid van ecologische risico's. Specialisten op dit gebied geven echter veelal aan, dat het meten van ecologische risico's goed mogelijk is (zie bijv. Rutgers et al., 1998; van Elswijk & Hin, 2002). Deze discussies en verschillen van inzicht illustreren het grote belang van kennisuitwisseling en het belang van een eenduidig en inzichtelijk raamwerk voor ecologische risicobeoordeling. Gezien bovenstaande vragen uit de praktijk, zou een van de speciale aandachtspunten gericht moeten zijn op de vraag of de huidige stand van kennis voldoende is om effectbeoordelingen in praktijksituaties mogelijk te maken. Vooral het opstellen van eenduidige beoordelingscriteria is daarbij van belang.

Ook binnen SKB¹ werd dit gesignaleerd. Dit (en andere factoren) heeft geleid tot het oprichten van een platform voor ecologische risicobeoordeling genaamd Periscoop. Een van de activiteiten binnen Periscoop is het via taakgroepen in kort bestek geven van een actueel overzicht van de stand van zaken op een viertal thema's. Het huidige document betreft de taakgroep *“veldecologische beoordelingscriteria”*. Het rapport geeft een overzicht van de actuele stand van kennis zoals die door de leden van de taakgroep tijdens een workshop op 21 januari 2003 naar voren is gebracht. Een groot deel van de aandacht tijdens deze workshop heeft zich specifiek gericht op de vraag of er eenduidige beoordelingscriteria voor veldsituaties zijn op te stellen. Dit heeft enerzijds geresulteerd in enkele concrete adviezen en anderzijds in een tweetal concreet uitgewerkte voorbeelden.

Leeswijzer

Hieronder wordt allereerst een beeld geschetst van de doelstellingen van Periscoop. Ook wordt in dit tweede hoofdstuk een beeld geschetst hoe op dit ogenblik omgegaan wordt met ecologische risico's als gevolg van een ernstige bodemverontreiniging. In hoofdstuk 3 wordt stilgestaan bij de specifieke doelstelling van de taakgroep *“veldecologische beoordelingscriteria”* en bij de gekozen insteek met haar uitgangspunten en beperkingen. Hoofdstuk 4 gaat in meer detail in op het selecteren van effectparameters en op het vaststellen van de effectcriteria. In hoofdstuk 5 en 6 wordt de aanpak uitgewerkt voor een tweetal concrete voorbeelden. In hoofdstuk 7 wordt kort stilgestaan bij de bruikbaarheid van de gekozen aanpak voor andere terreinen, naast de twee uitgewerkte voorbeelden en in hoofdstuk 8 worden geconstateerde (kennis)lacunes aangegeven. Hoofdstuk 9 geeft tenslotte en kort overzicht van de belangrijkste conclusies en aanbevelingen.

¹ Stichting Kennis Ontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem

2. Achtergrond Periscoop en ecologische risico's

Om een goed beeld te krijgen van het algemene kader, waarin de activiteiten van de taakgroepen vallen, wordt hieronder een kort beeld geschetst van de doelstellingen van Periscoop. Binnen Periscoop draait het vooral om ecologische risico's (de naam zegt het al) en binnen het aandachtsveld ecologische risico's vormen veldecologische waarnemingen een belangrijke bron van informatie, die gebruikt kan worden voor een beter inzicht in de ecologische risico's.

“Veldecologische waarnemingen” zijn hierbij omschreven als “metingen aan organismen waarbij de te beschouwen parameters een relevantie hebben voor het ecologisch functioneren van een soort, populatie of levensgemeenschap ter plekke. De gegevens kunnen rechtstreeks in het veld verzameld worden (gewicht, sekseratio, dichtheid, biodiversiteit, etc.) óf kunnen voortkomen uit bioassays of biomarkeranalyses waarbij veldmateriaal (bodem, organisme, etc.) gebruikt wordt en de meetresultaten daardoor direct betrekking hebben op de veldsituatie ter plaatse (bijv. chironomus- en regenwormtoetsen)”.

Naast een toelichting op het platform Periscoop (§2.1) wordt in dit hoofdstuk een kort beeld geschetst van hoe op dit moment wordt omgegaan met de ecologische risico's als gevolg van bodemverontreiniging (de urgentiesystematiek) en de rol die veldecologische waarnemingen daarin kunnen hebben (zie §2.2 en 2.3).

2.1. Periscoop

In de periode 2000-2001 is in opdracht van SKB een onderzoek uitgevoerd naar de wenselijkheid van een platform ecologische risicobeoordeling (Van der Waarde *et al.*, 2001). Uit een serie van gesprekken is geconcludeerd dat er behoefte is aan kennisuitwisseling en dat een platform in SKB verband hier belangrijk aan zou kunnen bijdragen. Op grond van deze uitkomsten is het Platform voor Ecologische Risicobeoordeling Periscoop opgericht. De platformorganisatie bestaat uit vertegenwoordigers van VROM, RIVM, LNV, AKWA-RIZA met Bioclear als penvoerder.

Het doel van Periscoop is het stimuleren en faciliteren van kennisuitwisseling en integratie van kennis omtrent ecologische risicobeoordeling om:

- bij te dragen met kennisbouwstenen aan een methodiek voor de bepaling van ecologische bodemkwaliteit uitgaande van het maatschappelijk (duurzaam) gebruik van de bodem en de gecombineerde milieudruk dientengevolge
- te komen tot een raamwerk voor ecologische afwegingen bij maatregelen, zoals sanering, beheer, en verandering van bodemgebruik;
- te komen tot acceptatie en toepassing van methodieken voor het bepalen van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreinigingen;

De activiteiten die het platform ontplooit richten zich momenteel op drie afzonderlijke deelresultaten. Als eerste betreft dit een referentiedocument. Hierin wordt een overzicht gemaakt van onderzoeks- en implementatieprojecten gericht op ecologische risicobeoordeling (waterbodem)verontreiniging. Dit overzicht wordt in samenwerking met SKB op de website www.bodembreed.nl geplaatst. Daarnaast zijn er een viertal taakgroepen in het leven geroepen met als doel om in een kort bestek te komen tot een actueel overzicht van de stand van zaken voor een bepaald specifiek thema en een advies richting beleid (de opdrachtgevers van het platform) over implementatie of verder onderzoek. Aansluitend op de taakgroepen wordt tenslotte een congres georganiseerd omtrent ecologische risicobeoordeling voor onderzoeksgroepen en andere geïnteresseerden voor het uitwisselen van kennis. Het doel hierbij is om de bevindingen van de taakgroepen over te brengen naar de praktijk van “beleid en beheer”, zodat er een vervolg gericht op implementatie kan plaatsvinden.

Door de platformorganisatie zijn de volgende thema's voor de vier taakgroepen geselecteerd:

1. *State of the Art* van ecologische risicobeoordeling
2. *Beheer van risico's*, oftewel het hoe en waarom van verantwoord omgaan met risico's bij inrichting en beheer van matig verontreinigde (water)bodems
3. *Belang van ecologische risico's*, vanuit het oogpunt van het belang van ecosystemen als te beschermen object als leverancier van NUTS functie
4. *Veldecologische beoordelingscriteria*, gericht op het opstellen van beoordelingscriteria voor veldecologische waarnemingen in zowel het aquatische als het terrestrische milieu, met natuurontwikkelingsituaties als specifiek aandachtspunt.

2.2. Ecologische risico's - generiek

In de praktijk van alle dag wordt men, onder andere bij natuurontwikkelingsprojecten, vaak geconfronteerd met verontreinigde (water)bodems. Bij sterk verontreinigde bodems is men gebonden aan de regelgeving met bijbehorende normen (o.a. uit de Wet Bodembescherming, WBB). Via het computermodel SUS² worden de risico's in beeld gebracht. Volgens SUS wordt de sanering als ecologisch urgent beschouwd indien het gehalte van bepaalde stoffen in de bodem, mede gelet op de omvang en het gebiedstype, de HC₅₀-waarde overschrijdt. Deze HC₅₀-waarden worden afgeleid uit de resultaten van laboratoriumtesten, waarin de toxiciteit van een stof wordt getest. Bij de HC₅₀-waarde is 50% van de soorten blootgesteld boven een bepaalde drempelwaarde voor toxiciteit en wordt verondersteld dat het ecosysteem een ernstig risico loopt. Luidt de uitkomst van SUS dat er sprake is van ernstige ecologische risico's (afgezien van eventueel aanwezige humane en/of verspreidingsrisico's) dan biedt de WBB de mogelijkheid tot vervolgonderzoek, waarbij het lokatiespecifieke karakter een belangrijkere rol kan gaan spelen. Deze vervolgstap is ingegeven door het feit dat de beoordelingssystematiek en de gebruikte normen algemeen geldend zijn en daardoor voor veel gevallen aan de strenge kant zijn. Dit heeft tot gevolg dat in situaties, waarbij de normen niet worden overschreden, men er zeker van mag zijn dat ernstige ecologische risico's afwezig zijn. Aan de andere kant, wil het overschrijden van de normen (die aan de 'veilige' kant gekozen zijn) dus niet automatisch zeggen dat er ernstige ecologische risico's zijn. Alleen verschuift de aard van de bewijslast. In die gevallen moet men er namelijk vanuit gaan, dat er ernstige ecologische risico's aanwezig zijn, tenzij men aantoonbaar dat dat niet zo is. Dit biedt aan terreineigenaren / beheerders mogelijkheden om voor een specifieke lokatie beredeneerd 'af te wijken' van de generieke regelgeving. Deze mogelijkheid is onder andere ingegeven om de specifieke lokatie eigenschappen mee te kunnen laten wegen in de urgentiebeoordeling.

In vergelijking met de andere twee risicosporen (humaan en verspreiding) wordt de invulling van dit vervolg onderzoek in de praktijk van alle dag nog weinig toegepast. Dit is voor een deel te wijten aan het ontbreken van concrete richtlijnen en een helder beoordelingskader. In de praktijk wordt geregeld geconstateerd dat hierdoor de uitvoering van een project stagneert. Saneringsmaatregelen zijn soms te kostbaar om uit te voeren of het vooronderzoek en de saneringsmaatregelen hebben reeds zoveel financiële middelen verbruikt dat er voor de inrichting van een natuurontwikkelingsgebied weinig overblijft. In andere situaties worden oplossingen gevonden waardoor aan wet®elgeving wordt voldaan, maar die voor de natuur een minder gewenste inrichting geven. Het middel (normen om natuur te beschermen) lijkt hier dus belemmerend te kunnen zijn om het doel (behoud of ontwikkeling van natuur) te bereiken. De vraag uit de praktijk is dan ook of er ruimte zit in deze stringente manier van omgaan met normen waardoor bijvoorbeeld natuurontwikkeling makkelijker gerealiseerd kan worden zonder daarbij aan de risico's van verontreinigen voorbij te gaan. Zoals hierboven reeds gemeld gaat het er vooral om dat de systematiek aan moet sluiten bij hoe terreineigenaren / beheerders naar een bepaalde lokatie kijken. Het gaat hierbij in eerste instantie om de vraag of de ecologische kwaliteit van een gebied 'voldoende' is. Er zijn verscheidene terreineigenaren die (in grove lijnen) de volgende gedachte gang volgen: "*Als de ecologische kwaliteit ('veldwaarnemingen') er*

² Sanerings Urgentie Systematiek

rooskleurig uitziet, maken we ons dan niet al teveel zorgen over die verontreinigingen en dat (theoretisch aangetoonde) ecologische risico”.

Binnen het platform Periscoop is dit thema opgepakt door de taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria”, die zich heeft gericht op het opstellen van beoordelingscriteria voor veldecologische waarnemingen in zowel het aquatische als het terrestrische milieu.

Natuurontwikkelingsituaties zijn hierbij als specifiek aandachtspunt gekozen omdat in de praktijk juist in deze gevallen vaak specifieke aandacht aan ecologische risico's wordt besteed én (mede door de schaalgrootte) er relatief veel natuurontwikkelingsterreinen zijn waar ecologische risico's aanwezig zijn. In deze situaties blijkt men vaak tegen de discrepantie tussen risico's en effect-perceptie aan te lopen en is nogal eens sprake van stagnatie in de ontwikkelingen. Daarnaast wordt ook in andere kaders hard gewerkt aan het ontwikkelen en implementeren van een gedegen actuele risicobeoordeling. De recent verschenen richtlijn voor Nader Onderzoek in de waterbodem (Van Elswijk en Hin, 2002) en de daaraan gekoppelde bijeenkomsten in het land, zijn hier een goed voorbeeld van.

2.3. Actuele ecologische risico's - TRIADE

Zoals hierboven reeds aangegeven kent de SUS-methode enkele beperkingen, die vooral zijn opgelegd om het systeem landelijk geldend te laten zijn. Voor een actuele, lokatiespecifieke beoordeling wil men de aangetoonde risico's onderbouwen met effectmetingen. Daarnaast wordt met SUS slechts beperkt rekening gehouden met lokatiespecifieke omstandigheden en mengseltoxiciteit. Lokatiespecifieke omstandigheden bepalen de verdeling van verontreinigingen tussen de vaste fase van de bodem en het poriewater. Vooral de uitwisselbare fractie verontreinigingen wordt als opneembaar (biologisch beschikbaar) beschouwd voor organismen. Verschillen in de mate van beschikbaarheid tussen lokaties hebben daarmee een grote invloed op het uiteindelijke biologische effect. Daarnaast kan er sprake zijn van een mengsel van verontreinigingen. In dat geval kunnen moeilijk te voorspellen combinatiewerkingen optreden, zoals synergisme (wederzijdse versterking van de werking) of antagonisme (wederzijdse afzwakking). De afleiding van ecologische risico's op basis van uitsluitend chemische informatie en de SUS-systematiek geeft dus een beperkt inzicht in de daadwerkelijk aanwezige ecologische risico's op een lokatie.

Daarom wordt meer recentelijk bij de opzet van ecotoxicologisch onderzoek over het algemeen uitgegaan van de Triade-benadering. Bij deze benadering worden de resultaten van drie onderdelen gecombineerd, te weten chemische analyses van de aanwezige verontreinigingen, effectmetingen door middel van bioassays³ en veldinventarisaties van organismen in het veld. Door deze informatie te integreren is een nauwkeuriger lokatiespecifieke inschatting van het daadwerkelijke ecologische risico mogelijk dan op basis van elk van de componenten afzonderlijk. Elk van de onderdelen geeft zijn eigen, specifieke informatie. Veldinventarisaties van aantallen en soortensamenstelling van planten en dieren of waarnemingen aan ecologische processen geven als eerste aan of de ecologische kwaliteit van de bodem afwijkend is ten opzichte van referentie lokaties. Worden afwijkingen vastgesteld, dan kan gezocht worden naar de mogelijke oorzaken, aangezien populaties in het veld, behalve door verontreiniging, ook beïnvloed worden door verdroging, vermesting, verstoring, onderlinge concurrentie enzovoorts. In dat kader kunnen bioassays inzicht geven in de gecombineerde toxiciteit van alle aanwezige, biologisch beschikbare verontreinigingen⁴. Chemische analyses tenslotte geven aan welke verontreinigingen verantwoordelijk kunnen zijn voor de toxiciteit. Chemische analyses zijn dus niet alleen van belang om overschrijdingen van generieke normen te kunnen vaststellen maar tevens een hulpmiddel bij het vaststellen van oorzaak-gevolg relaties.

³ Bioassays zijn gestandaardiseerde laboratorium experimenten waarin levende testorganismen worden blootgesteld aan een (extract van een) milieumonster om vast te stellen of de aanwezige verontreinigingen een effect hebben op deze organismen.

⁴ Deze biologische beschikbaarheid is een blijvend punt van aandacht, vooral gelet op eventuele wijzigingen als gevolg van bijvoorbeeld de monstername.

Bioassays geven vooral inzicht in directe toxische effecten. Sommige verontreinigingen kunnen echter ophopen in organismen en zo doorgegeven worden aan organismen hoger in de voedselketen (doorvergiftiging), hetgeen een indirect effect is. In een volledig Triade-onderzoek wordt daarom meestal ook gebruik gemaakt van metingen van gehalten in organismen (uit het veld of uit bioassays). Deze bioaccumulatiemetingen geven inzicht in de biologische beschikbaarheid van de verontreinigingen en in het doorvergiftigingsrisico voor organismen hoger in de voedselketen. In het vervolg van het rapport zal op verschillende momenten aandacht aan deze indirecte doorvergiftigingsrisico's besteed worden. De meeste aandacht heeft zich echter op de directe risico's geconcentreerd. Het is daarom van belang om vast te stellen, dat ook indirecte risico's in voldoende mate moeten kunnen worden afgedekt.

2.4. Andere raakvelden voor veldecologische waarnemingen

Zoals reeds eerder gesteld zijn veldecologische waarnemingen niet alleen toepasbaar in situaties waar de WBB en de urgentiesystematiek van toepassing zijn (waar dus een ernstige bodemverontreiniging is geconstateerd). Het voert te ver om op dit moment een uitgebreid overzicht te geven van alle andere beleidskaders waarin de toepassing van veldecologische waarnemingen bruikbaar worden geacht dan wel concreet worden voorgesteld. Toch willen we er een paar noemen.

Europese Kader Richtlijn Water

Wederom voert het te ver om alle details van de (vrij complexe) kaderrichtlijn water hier in kort bestek uit te leggen. De hoofdlijn die op dit moment voor de huidige taakgroep van belang is, is het feit dat voorgesteld wordt om vooral aandacht te geven aan de ecologische kwaliteit van het water. Deze kan in principe via veldecologische waarnemingen (=veldinventarisaties) worden beoordeeld en gemonitord. Geven de parameters aan dat er een afwijking ten opzichte van de gewenste situatie is, dan zouden aanvullend bijvoorbeeld bioassays gebruikt kunnen worden om te bekijken of toxische stoffen mogelijk een rol spelen. Het analyseren en monitoren van chemische parameters wordt nog steeds aanbevolen, maar heeft een meer ondersteunende rol in bovenstaande ecologische kwaliteitsbeoordeling gekregen. Dezelfde chemische analyses zijn natuurlijk nog wel noodzakelijk om te kunnen beoordelen of bijvoorbeeld het specifieke stofgerichte beleid resultaten oplevert.

Omgaan met bioassay – een regeringsvoornemen

Als aanvulling op de huidige chemische beoordeling wordt in de Vierde Nota Waterhuishouding het regeringsvoornemen voor een ruimere inzet van bioeffectmetingen aangekondigd. Deze is bedoeld om de inhoudelijke beperkingen van een kwaliteitsoordeel op basis van alleen chemische analyses te ondervangen om zodoende een betere bescherming van het ecosysteem te kunnen waarborgen. De beperkingen zijn bijvoorbeeld gelegen in het feit, dat niet alle stoffen gemeten (kunnen) worden en dat mengseltoxiciteit niet meegenomen wordt. Gesteld wordt dat uiterlijk in 2006 deze nieuwe effectparameter opgenomen dient te zijn in de normering van de waterkwaliteit. In een recent opgesteld achtergronddocument over het omgaan met bioassays (v/d Plassche *et al.*, 2002) staat voor het sediment compartiment vermeld, dat "voor het vaststellen van het MTE (Maximaal Toelaatbaar Effect) drie chronische bioassays beschikbaar dienen te zijn, waarvan tenminste twee 'whole-sediment' testen zijn". In dit document gaat het uitsluitend om het toepassen van bioassays. Veldinventarisaties zijn niet als optie meegenomen. Daarnaast dient gerealiseerd te worden, dat deze toepassing een ander doel kent dan toepassing van bioassays in het kader van de urgentiesystematiek. Bij 'omgaan met bioassay' worden de effectparameters als algemene kwaliteitsbeoordeling voorgesteld en dus overal toepasbaar geacht. Ook op die terreinen waar geen ernstige bodemverontreiniging is vastgesteld. Aangezien het hier dus een vrij generieke beoordeling betreft heeft men zich voor het vaststellen van effectgrenzen laten leiden door de wijze waarop de chemische normen worden vastgesteld. In plaats van MTR wordt gesproken over MTE (Max. Toelaatbaar Effect) dan wel EE i.p.v. ER (zie onderstaand kader, afkomstig uit v/d Plassche *et al.*, 2002).

Maatlat voor in vivo bioassays voor sediment (v/d Plassche *et al.*, 2002)

De maatlat ziet er als volgt uit:

- er wordt alleen een MTE- en een EE-niveau afgeleid en geen VE-niveau. Voor het VE heeft dit te maken met de praktische bezwaren die kleven aan het concentreren van sediment.
- voor het vaststellen van het MTE dienen 3 chronische testen beschikbaar te zijn, waarvan tenminste twee 'whole-sediment' testen zijn,
- het MTE is net als bij oppervlaktewater gelijk aan: in 3 chronische testen effect = 0. Als in tenminste 1 van 3 chronische testen een negatief effect wordt gemeten, dan is er sprake van overschrijding van het MTE.
- het EE-niveau wordt bereikt wanneer in 1 chronische test ('as is' monster) een effect gemeten wordt $\geq EC_{50}$, of in 2 chronische testen een effect gemeten wordt, dat zich bevindt tussen NOEC en EC_{50} .

Door de taakgroep is deze aanpak meegenomen in de beoordeling van de voorgestelde effectparameters en –criteria. Het zou een sterk punt zijn indien waar mogelijk bij deze systematiek kan worden aangesloten, zowel qua terminologie als qua effectgrenzen.

Andere raakvelden

Naast de twee bovengenoemde zijn er nog meer mogelijke raakvelden te benoemen. Deze zijn tijdens de workshop niet uitvoerig behandeld en worden daarom alleen genoemd. Gedacht wordt aan Actief Bodembeheer, SOMS, Bagger en Bodem, Provinciale uitvoeringsplannen en de BGW's.

3. De taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria”

In algemene zin is in het projectplan van Periscoop gesteld dat *“een taakgroep werkt vanuit een opdracht, uitgewerkt in een resultaat document waarin de deelnemers gevraagd wordt een uitspraak te doen over de gestelde vragen en te werken naar een consensus hierover, kennislacunes te identificeren en mogelijkheden voor integratie en samenwerking te geven. Het geproduceerde document kan door de opdrachtgevers (lees: VROM, LNV & RWS) worden gebruikt bij visievorming en besluitvorming”*.

Het startpunt van de huidige taakgroep is vooral gelegen in de vraag “hoe de ecologische kwaliteit (structureel & functioneel) van een bepaald gebied gemeten kan worden”. Tezamen met het uitgangspunt voor de taakgroep dat het gaat om terreinen waar een ernstige bodemverontreiniging reeds is vastgesteld, kan deze vraag onder andere gezien worden in het kader van wat de WBB daar op dit moment over aangeeft. In dat geval betreft het veelal de TRIADE-systematiek (§2.2 en 2.3). Bij deze benadering worden de resultaten van drie onderdelen gecombineerd, te weten chemische analyses van de aanwezige verontreinigingen, effectmetingen door middel van bioassays en veldinventarisaties van organismen in het veld. De door de taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria” geselecteerde parameters en criteria kunnen dan ook gebruikt worden om een TRIADE aanpak voor een specifieke lokatie verder in te vullen. In dat geval dient hierbij gerealiseerd te worden dat ook chemische analyses een essentieel onderdeel van een dergelijke beoordeling zijn. Resultaten van veldecologische parameters zijn daarbij niet beter of slechter dan chemische analyse resultaten maar vullen elkaar aan. De doelstelling van de taakgroep was echter niet perse gelegen in het invullen van dit beoordelingsspoor, zoals dat door het huidige wettelijke kader mogelijk wordt gemaakt. Het gaat eerder om de meer fundamentele vraag hoe een beheerder / eigenaar inzicht in het ecologisch functioneren van de lokatie kan krijgen.

Deze informatie zal zeker ook bruikbaar zijn om een nadere invulling van een TRIADE-beoordeling te maken. Veldecologische waarnemingen kunnen echter ook in andere kaders (al dan niet wettelijk vastgelegd) gebruikt worden om de gestelde vragen te beantwoorden. In §2.4 zijn enkele voorbeelden hiervan genoemd. Mede hierdoor is ook besloten om geen fundamenteel onderscheid aan te brengen tussen resultaten van bioassays enerzijds en veldinventarisaties anderzijds. Waar de TRIADE systematiek een duidelijk verschil aangeeft en beide type resultaten in twee gescheiden onderdelen van de beoordelingssystematiek plaats, zijn ze door de huidige taakgroep als een eenheid gezien en zijn ze samen gebracht onder de noemer “veldecologische beoordelingscriteria”. Ondanks het feit, dat de informatie uit beide type parameters gelijkwaardig is geacht, blijkt bij het opstellen van een selectie en beoordelingscriteria (zie §4.1) dat er toch al snel een onderscheid tussen bioassays en veldinventarisaties wordt aangebracht. Dit heeft te maken met allerlei aspecten (bijv. de mate van standaardisatie, de invloed van andere factoren naast verontreinigingen, het belang van referentiewaarden etc). In een meer formele setting van een TRIADE systematiek wordt dan ook terecht een onderscheid gemaakt. Aangezien het invullen van dit beoordelingsspoor niet de vooropgezette doelstelling was, zijn de voor- dan wel nadelen van beide type parameters niet benadrukt en werd meer waarde gehecht aan het samenbrengen onder een noemer, zonder te ontkennen dat er verschillen bestaan tussen beide type parameters.

Doelstelling taakgroep

Bij het beoordelen van ecologische risico's als gevolg van bodemverontreiniging wordt door de specialisten algemeen erkend dat een goede selectie van de te beschouwen effectparameters, representatief voor het te beoordelen gebied, van essentieel belang is voor de betrouwbaarheid van een ecologische risicobeoordeling. Mede hierdoor wordt bij de mensen uit de praktijk (zoals terreineigenaren) juist een beeld geschapen dat ‘ecologische risicobeoordelingen moeilijk, niet gestandaardiseerd en uitermate complex zijn’. Dit terwijl de specialisten roepen, dat de stand van kennis voldoende is uitontwikkeld om op een veel grotere schaal gebruik te gaan maken van actuele ecologische risicobeoordelingen. Aan de andere kant hebben deze zelfde mensen uit de

praktijk meestal wel een bepaald concreet idee over de vraag of “de ecologische kwaliteit van hun gebied goed is”. Veldbezoeken, aanwezigheid van bepaalde soorten en andere veldkennis zijn hierbij veelal de achterliggende bronnen van kennis. Om aansluiting bij de praktijk te krijgen zouden dit soort parameters een centrale rol moeten krijgen bij het beantwoorden van de vraag of een bepaald (nog aan te kopen of te ontwikkelen) gebied goed genoeg is voor natuurontwikkeling.

Om deze ‘patstelling’ tussen specialisten (Ja, we kunnen het maar het is ingewikkeld en maatwerk’) en de mensen uit de praktijk (Ja, we willen wel maar het moet eenvoudig zijn toe te passen en inzicht geven in de ecologische kwaliteit ter plaatse) te doorbreken, heeft de taakgroep zich allereerst ten doel gesteld om na te gaan welke veldecologische parameters nuttig én toepasbaar zijn bij het beantwoorden van de vraag of een lokatie geschikt is voor natuurontwikkeling. Het doel daarbij was om te komen met een pragmatisch voorstel inzake effectparameters en criteria, die toch ‘voldoende’ nauwkeurige informatie opleveren. Voldoende staat hierbij tussen aanhalingstekens, omdat de invulling van dit begrip meer expliciet wordt gekoppeld aan de precieze vraag- en doelstelling over de betreffende lokatie.

Hierbij dient tevens een opmerking geplaatst te worden over de gekozen formulering ‘of een lokatie geschikt is voor natuurontwikkeling’. Natuur is geen vastomlijnd begrip. Voor de één is natuur gekoppeld aan natuurdoeltypen, voor de ander aan elke vorm van biologisch leven, inclusief die op sterk verstoorde (vervuilde) lokaties, en voor weer een ander is natuur gekoppeld aan ecotopen die zonder menselijk handelen ontstaan. In principe is natuur zo veelzijdig dat op elke lokatie ‘natuur’ (in welke vorm dan ook) zich zal ontwikkelen. Een wellicht meer correcte formulering zou zijn ‘of de functie natuurontwikkeling gewenst is’. Beide formuleringen worden hieronder naast elkaar gebruikt.

Het uiteindelijke doel van de taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria” is het afleveren van een document dat kan dienen als richtlijn voor de beoordeling van een lokatie op haar geschiktheid voor natuur(ontwikkeling). In dit document wordt een set van veldecologische waarnemingen voorgesteld, om vast te kunnen stellen of een lokatie geschikt is voor natuur(ontwikkeling). Hierbij zullen (verwijzingen naar) normaalranges en effectcriteria worden opgenomen. In diverse publicaties zijn al overzichten gegeven wat de waarde kan zijn van veldparameters, welke groepen vertegenwoordigers zouden kunnen worden gebruikt, welke informatie nodig is etc. De taakgroep heeft zich ten doel gesteld om niet zozeer deze parameters (en de onderbouwing van de daar gebruikte selectiecriteria) te herhalen, maar om invulling te geven aan de genoemde aspecten. Van tevoren was reeds duidelijk dat niet voor alle eerder genoemde veldecologische waarnemingen de trits protocol, normaalrange, beoordelingscriterium wetenschappelijk onderbouwd aanwezig is. Het streven was om een zo optimaal mogelijke set effectparameters te vinden, die in omvang beperkt is, op zoveel mogelijk plaatsten toepasbaar is én die toch recht doet aan de complexiteit van ecosystemen. Daarnaast is als eis gesteld dat de effectparameter nu reeds toepasbaar moet zijn en voorzien kan worden van beoordelingscriteria. Aan de deelnemers is dan ook gevraagd hun expertise te gebruiken en hun ‘nek te durven uitsteken’ bij het opstellen van criteria. De behoefte om op korte termijn een dergelijke set te kunnen inzetten is dwingender dan de tijd die nodig zou zijn om een betere, gefundeerde onderbouwing te krijgen. De praktijk zal vervolgens leren of de aannames die ten grondslag liggen aan de geselecteerde set aanpassing behoeven.

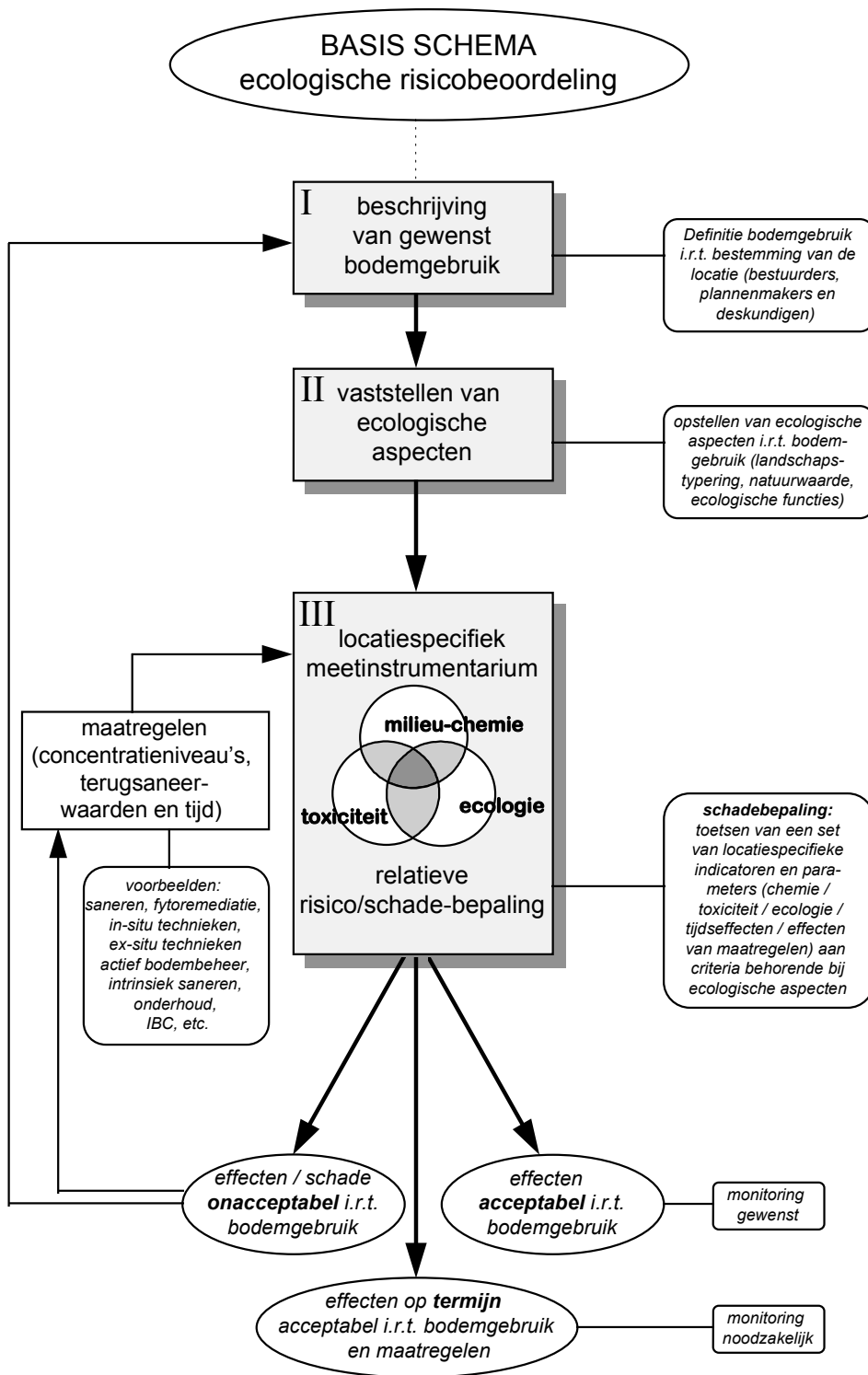
Deze aanpak kent natuurlijk zijn beperkingen:

- Sommige situaties zijn te ingewikkeld, omvangrijk of de keuzes zijn te belangrijk om in de beoordeling te volstaan met de geselecteerde effectparameters. In die gevallen zal nog meer maatwerk in de ecologische risicobeoordeling gewenst zijn. Dergelijk onderzoek kan bijvoorbeeld de door Rutgers *et al.* (1998) voorgestelde systematiek volgen (zie figuur 1). Ook in die gevallen is de huidige keuze van effectparameters echter zo gekozen dat dit tot zeer nuttige inzichten leidt die van groot belang kunnen zijn bij een verdere invulling van het onderzoek. Een goede basis dus.
- De wetenschap staat niet stil. In het werkveld van ecologische risicobeoordelingen worden telkens nieuwe effectparameters onderzocht en toegepast. Dit kan op termijn

leiden tot een eenvoudig en routinematig toepasbare parameter, die echter op dit moment nog niet operationeel is. Ook komt er steeds meer aandacht voor specifieke stofgroepen en typen effecten. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan stoffen met een versturende werking op het hormoonsysteem of stoffen met een mutagene, carcinogene werking. Om de aanwezigheid en mogelijke effecten van dergelijke stoffen te meten zijn verschillende bioassays en biomarkers ontwikkeld. Deze vallen niet in de huidige selectie van veldecologische waarnemingen (zie definitie blz 2), maar zijn zeker toepasbaar. Voorbeelden van bioassays zijn de H4IIE, DR-CALUX, ER-CALUX, CARPHEP en aromatase assays. Voorbeelden van biomarkers zijn EROD (CYP1A), CYP19 aromatase, AChE, hormoonspiegels, metallothioneïnen en stressproteïnen (voor volledig overzicht zie Janssen *et al.* 1998).

Daarnaast moet gerealiseerd worden, dat het altijd verstandig is om bijvoorbeeld over een paar jaar het huidige voorstel opnieuw te beoordelen en bepaalde effectparameters en/of criteria waar nodig aan te passen aan de laatste inzichten.

- In principe zou het systeem voor alle terreinen in Nederland toepasbaar moeten kunnen zijn cq. gemaakt worden; zowel landbodems, zoetwater sedimenten als brakke en mariene sedimenten. Om dit te bereiken is eerst gekeken (zie §4.1) naar welke processen, soortsgroepen en structuurparameters in een goede beoordeling niet zouden mogen ontbreken. Dit is een lijst die in principe voor vrijwel alle type bodems geldend is. Bij het opstellen van de voorgestelde effectparameters is vervolgens geprobeerd om genoemde processen, soortsgroepen en structuurparameters zo goed mogelijk af te dekken, rekening houdend met het belang dat het specifieke proces of de soortsgroep in het betreffende gebied vervult. Toch hoeft dit niet te betekenen dat ook de criteria overal hetzelfde zijn. Zeker bij effectparameters op basis van veldinventarisaties zal een nadere opdeling van criteria per type ecotoop wenselijk zijn. De huidige twee voorbeelden kunnen daartoe met anderen worden uitgebreid.



Figuur 1. Voorstel voor een basisschema van een beslisboom voor lokatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Afkomstig uit Rutgers *et al.* (1998).

Zoals eerder gemeld, heeft de taakgroep gewerkt vanuit de situatie dat er voor de lokatie reeds ecologische risico's zijn aangetoond op basis van de algemene (op chemie gebaseerde) beoordelingsmethodiek. Gegeven dit uitgangspunt zou de te selecteren set veldecologische parameters inzicht moeten geven in de vraag of er toch 'redelijk verantwoord' natuurontwikkeling mogelijk is. Naast het specificeren van een grens waarboven natuurontwikkeling zonder verdere aanpassingen niet wenselijk zou zijn, is het dus van belang om tevens een grens te kunnen benoemen waaronder men zich geen zorgen hoeft te maken over de ecologische risico's. Voor het daartussen liggende gebied zijn nog geen duidelijke uitspraken mogelijk. Een tweede stap in de beoordeling zal mogelijk nodig zijn om de juiste afweging te kunnen maken. Ook kan het in sommige gevallen wenselijk zijn om een bepaald risico / nadelig effect te accepteren, omdat de ontwikkelde natuur altijd nog beter is dan de situatie zonder natuurontwikkeling. Dit zijn beleidsmatige en politieke afwegingen. Het te ontwikkelen systeem moet echter wel de benodigde inhoudelijke kennis aandragen.

Als het oordeel is dat de gebruiksfunctie 'natuurontwikkeling' ongewenst is, bijvoorbeeld door het optreden van ernstige ecologische effecten, dan zou de systematiek tevens inzicht moeten kunnen geven in de aard van de ecologische risico's om zo handvaten te bieden aan eventuele inrichtings-, beheer- of saneringsmaatregelen. Een laatste aandachtspunt betreft de wens dat de voorgestelde set effectparameters en –criteria niet alleen toepasbaar zijn in bestaande natuurterreinen, maar ook op een terrein dat nog moet worden aangekocht en/of waar door een veranderd bodemgebruik natuurontwikkeling gaat plaatsvinden.

NB. Bij de geschetste benadering dienen de volgende zaken in het achterhoofd gehouden te worden:

- De veldecologische parameters vormen één van de aspecten voor een goede beoordeling (Triade-aanpak, zie §2.3). Aanvullend dient er aandacht te zijn voor de chemische verontreinigingen eventueel met een nauwkeuriger bepaling van de biobeschikbare fractie, alsmede voor de indirecte risico's op doorvergiftiging. Dit laatste aspect wordt wel hier en daar aangegeven. Daarnaast kan chemische informatie over de verontreinigingen gebruikt worden om na te gaan in hoeverre eventueel waargenomen effecten verklaarbaar zijn.
- De voorgestelde lokatiespecifieke risico-benadering dient uitsluitend bij historische verontreinigingen gehanteerd te worden. Voor het 'accepteren' van verontreinigingsniveaus uit huidige en nieuwe bronnen dient onverwijld het voorzorgprincipe (de generieke normstelling) gehandhaafd te blijven.
- Het feit dat sterk gefocuseerd is op de vraag of 'de functie natuurontwikkeling gewenst is' laat onverlet dat de gekozen effectparameters ook in andere situatie toepasbaar zijn. In de aan de taakgroep ter beschikking staande tijd kan echter niet alles en moeten er dus keuzes gemaakt worden. De vraag of 'de functie natuurontwikkeling gewenst is', is daarbij gekozen omdat dit een in de praktijk vaak voorkomende situatie is.

4. Het kiezen van parameters en criteria

Tijdens de workshop is allereerst aandacht besteed aan het type informatie dat nodig is om te kunnen beoordelen of een (water)bodem in ecologisch opzicht goed functioneert. Hierbij is aangenomen, dat indien de parameters zich richten op zowel processen, aanwezige soortsgroepen als ook op structuurparameters, men een uitspraak kan doen over 'de ecologische kwaliteit van een (water)bodem gelet op de wenselijkheid voor natuurontwikkeling'. Natuurlijk zijn de bij het gebied behorende abiotische factoren een belangrijke randvoorwaarde voor het type natuur dat zich zal/kan ontwikkelen. Vervolgens zijn de geselecteerde parameters getoetst aan deze wens om zich richten op zowel processen, aanwezige soortsgroepen als ook op structuurparameters (zie §4.1). Tot slot is uitvoerig stilgestaan bij het vaststellen van effectgrenzen. Op welk niveau zouden die moeten liggen, mede gelet op het type uitspraken dat op grond hiervan gemaakt moet kunnen worden. Deze zijn verwoord in §4.2.

4.1. Parameters

De doelstelling van de taakgroep is gelegen in het opstellen van een zo optimaal mogelijke set effectparameters (incl. criteria), die toch in omvang beperkt is én die nu reeds toepasbaar is bij het beantwoorden van de vraag of de functie natuurontwikkeling wenselijk is. De gekozen effectparameters moeten daarbij een duidelijke meerwaarde opleveren ten opzichte van de nu gangbare praktijk, waarbij met uitsluitend fysisch/chemische resultaten wordt gewerkt. Het moet een pragmatisch en betrouwbare set parameters zijn, die op zoveel mogelijk terreinen toepasbaar is en die ook voldoende basis biedt om (indien gewenst) een eventueel volgende stap in een lokatiespecifieke risicobeoordeling te kunnen invullen. Dit zijn nog al wat eisen! Een gangbare aanpak en werkwijze is in zo'n geval het opstellen van een uitvoerige lijst met alle parameters, die in principe mogelijk zouden kunnen zijn, alsmede een lijst met selectiecriteria.

Dit is voor bioassays in het verleden reeds verschillende keren uitgevoerd. Zo is er bijvoorbeeld een selectie gemaakt voor bioassays die geschikt zijn voor het monitoren van oppervlaktewater (STOWA, 1997) en (recent) een selectie voor chronische bioassays die geschikt zijn voor toepassing in brakke en mariene sedimenten (Postma *et al.*, 2002). Ook in het buitenland zijn dergelijke selectie gemaakt (zie bijv. Bierkens *et al.*, 1997). In vrijwel al deze gevallen wordt de selectie gebaseerd op een aantal criteria, die op hoofdlijnen zijn onder te verdelen in een aantal aspecten, waarbij praktische toepasbaarheid, aanvaardbaarheid (gevoeligheid, mate van standaardisatie) en ecologische relevantie de belangrijkste hoofdgroepen zijn (cf. taakgroep 1). Voor veldinventarisaties liggen de zaken ingewikkelder. In principe komen alle type waarnemingen aan ecologische parameters in aanmerking; van eencelligen en procesparameters, naar meercellige organismen en (in situ) biomarkers. Ook verschillende integratieniveaus, zoals de samenstelling van levensgemeenschappen, biodiversiteit, functionele diversiteit, veerkracht en herstelvermogen, zijn in principe bruikbaar om inzicht te krijgen in de ecologische kwaliteit van een bepaald gebied. Opsommingen van kansrijke parameters zijn in beperkte mate in de literatuur te vinden (bijv. De Zwart *et al.*, 1999; CCME, 1996, 1997; Markert *et al.*, 2003; US-EPA, 1998). Om toepassing op korte termijn mogelijk te maken verdienen de parameters waar veel ervaring mee is opgedaan in de context van bodemkwaliteitsbeoordeling de voorkeur, zoals bijvoorbeeld parameters uit het bodembioologische indicatorsysteem (Schouten *et al.* 1997).

Binnen de taakgroep "veldecologische beoordelingscriteria" is besloten om een andere weg te bewandelen. Uitgangspunt hierbij was niet zozeer een complete lijst met alle ter beschikking staande technieken maar een lijst met ecologische processen/ soortsgroepen en structuurparameters, die men in het onderzoek zou willen betrekken om als (bodem)ecoloog een

goed oordeel te kunnen vormen over de ecologische kwaliteit van een bepaalde lokatie. Een beheerder wil in de praktijk graag vanuit deze ecologische toestand ter plaatse iets kunnen zeggen over de ecologische risico's van aanwezige verontreinigingen. Vervolgens kan bekeken worden welke van de ter beschikking staande technieken deze parameters zo goed mogelijk afdekken. Een belangrijk uitgangspunt in de selectie van de deelnemers aan de taakgroep was dan ook een goede kennis over de (bodem)ecologie én een goede kennis van de in principe ter beschikking staande technieken.

Ter voorbereiding op de workshop is aan alle deelnemers gevraagd om voor twee voorbeeld terreinen (zie hieronder) te komen met een voorstel van circa vier voorkeur bioassays en vier veldinventarisatie parameters, die naar zijn/haar mening geschikt zouden zijn. Hierbij hebben de deelnemers natuurlijk rekening gehouden met de randvoorwaarden zoals gesteld voor de huidige taakgroep. Deze zijn vooral gelegen in de wens dat de parameters nu reeds toegepast kunnen worden, dat de methode gestandaardiseerd is, dat inzicht bestaat over normaal waarden en dat er daarmee betrouwbare effectcriteria zijn aan te geven. Zoals reeds eerder gezegd worden hierdoor een heleboel, in principe kansrijke, parameters buitenspel gezet. Het is daarom van belang om te realiseren dat genoemde selectie sterk afhangt van de doelstelling van de taakgroep én wellicht over enkele jaren herzien zou moeten worden.

Verder wordt onderkend dat de complexiteit van natuur zo hoog is (zowel qua optredende processen als qua aanwezige soorten en interacties tussen soorten) dat een pragmatische keuze voor een beperkt aantal effectparameters weliswaar de intentie moet hebben om alle mogelijke ecologische effecten van bodemverontreiniging af te dekken, maar dat zeker voor ingewikkelde gevallen deze versimpeling soms onvoldoende betrouwbare resultaten oplevert en dat vervolgonderzoek op zijn plaats is. Bij een risicobeoordeling in het algemeen kan uitgegaan worden van een iteratief proces, waarbij elke fase het doel heeft de onzekerheden verder te reduceren. De beoordeling wordt definitief afgerond bij een voldoende betrouwbaar resultaat. Bij het selecteren van parameters hebben de taakgroep deelnemers zich ten doel gesteld om een set voor te stellen, die a) meerwaarde biedt door een bodem te beoordelen op basis van ecologische aspecten in plaats van alleen chemische analyses en b) in in ieder geval een aantal gevallen (en liefst zoveel mogelijk) eenduidige conclusies mogelijk moet maken.

Zoals gezegd is als eerste onderdeel een lijst opgesteld van processen, soortsgroepen en structuurparameters, die naar de mening van de taakgroep deelnemers beoordeeld zouden moeten worden om een goed beeld te krijgen van de ecologische bodemkwaliteit. Deze zijn opgenomen in onderstaand kader. Zoals gezegd zou men in het ideale geval al deze mogelijkheden afdekken. Met een beperkte set parameters zal dit echter niet lukken. Toch is de taakgroep van mening, dat de geselecteerde parameters (zie hoofdstukken 5 en 6) deze lijst goed benadert.

Processen:

- Mineralisatie
- Fragmentatie
- Bodemvorming

Soortsgroepen:

- Primaire producenten
- Herbivoren
- Carnivoren
- Detritivoren

Structuurparameters:

- Voedselwebstructuur
- Specifieke interacties (bijv. mycorrhiza)
- Groeivorm (bijv. is de primaire productie in de vorm van gras dan wel bomen)

Bij de keuze van parameters uit de categorieën veld- en labtesten kunnen twee sporen worden gekozen: Zoeken naar gerelateerde parameters (bv nematoden-veldstudie combineren met nematoden-bioassay) ter bevordering van het aantonen van oorzaak-gevolg relaties, of zoeken naar spreiding over een zo groot aantal processen, soortsgroepen en structuurparameters om een zo goed mogelijk beeld te krijgen van de ecologische bodemkwaliteit.

4.2. Criteria cq. effectgrenzen

Bij het vaststellen van effectgrenzen moet men zich natuurlijk allereerst goed realiseren met welk doel de criteria worden opgesteld. De insteek van de taakgroep was vooral gelegen in het feit, dat een overschrijding van bodemkwaliteitsnormen nog niet hoeft te betekenen dat natuurontwikkeling op de betreffende lokatie sowieso niet is aan te bevelen. De op te stellen criteria zouden dus in ieder geval lokaties moeten indiceren, waar sprake is van dusdanige ecologische effecten dat natuurontwikkeling, zonder verdere ingrepen in het terrein, niet is aan te bevelen. Het te gebruiken criterium moet in deze gevallen dus liggen op een niveau waar boven resp. onder (afhankelijk van de effectparameter) overduidelijk sprake is van ernstige ecologische effecten.

Terreinen of lokaties waar dit ernstige effect niveau niet wordt overschreden lenen zich in principe in meer of minder mate voor natuurontwikkeling. Als predikaat voor dergelijke situatie zou de formulering “goed genoeg voor natuurontwikkeling” gebruikt kunnen worden. Dit geeft enerzijds aan dat er inderdaad mogelijkheden zijn, terwijl tegelijkertijd ook wordt aangegeven dat er afhankelijk van de situatie weldegelijk bepaalde ecologische effecten aanwezig kunnen zijn, die alleen op dat moment in de gehele afweging geaccepteerd zouden kunnen worden. Er zijn situaties voor te stellen, waarbij we iets accepteren dat kennelijk niet optimaal is, bijvoorbeeld omdat we ons realiseren dat het ‘nooit meer helemaal schoon wordt’. In die gevallen is het wellicht beter als wetenschappers zeggen waar de grens ligt, dan dat beleidsmakers de data interpreteren. Het blijft uiteindelijk natuurlijk een beleidsmatige afweging, die ook met een groot aantal andere aspecten rekening kan/moet houden. De formulering ‘goed genoeg voor natuurontwikkeling’ geeft ons inziens aan dat men in een grijs gebied zit. In werkelijkheid zijn ecologische effecten natuurlijk niet een ja/nee situatie maar eerder een continuüm. De taakgroep realiseert zich dat een conclusie in de zin van “helemaal optimaal is het niet, dus aanvullend onderzoek en/of maatregelen zijn wellicht aan te raden” onbevredigend is. Het liefst zou de uitkomst in alle gevallen eenduidig zijn. Toch is dit niet altijd mogelijk, mede gelet op de wens dat het onderzoek in eerste instantie pragmatisch en kosteneffectief van opzet moet zijn. Men kan nooit alle ecologische aspecten die mogelijk van belang zijn volledig afdekken en vervolg onderzoek is in bepaalde situaties zeker aan te raden. Om tegemoet te komen aan de wens tot eenduidige uitspraken in zoveel mogelijk gevallen, is besloten om niet alleen een effectcriterium op te stellen dat gericht is op het ‘ernstig effect niveau’ maar ook een criterium dat indiceert dat de ecologische kwaliteit ter plaatse goed⁵ is. Terreinen die aan dit laatste criterium zouden voldoen, zijn daarmee geschikt voor natuurontwikkeling, ondanks de aanwezigheid van bodemverontreiniging. Aangezien het hier echter nog steeds om lokaties gaat waar een ernstige bodemverontreiniging voor is aangetoond, zou het voldoen aan dit laatste criterium geen vrijbrief moeten zijn om “alles mogelijk te maken”. Het blijft zaak om ook in die lokaties de aanwezige verontreinigingen te monitoren.

De verwachting van de taakgroep is dat men (ook uitgaande van terreinen waar een actueel en ernstig ecologisch risico reeds is vastgesteld op basis van chemische analyses en de SUS-systematiek) uitkomsten zal krijgen die in alle drie de categorieën kunnen vallen. Veldecologische waarnemingen zijn dan ook naar de mening van de taakgroep een bruikbaar instrument om een

⁵ Goed wordt hierbij omschreven als “niet afwijkend van een referentielokatie zonder ernstige bodemverontreiniging”

oordeel te krijgen over de ecologische kwaliteit van een lokatie gelet op de vraag of de lokatie geschikt is voor natuurontwikkeling.

NB. Deze opdeling in drie categorieën lijkt goed aan te sluiten bij hetgeen in §2.4 is weergegeven over het project “omgaan met bioassay”. Wel wordt gerealiseerd dat het in het ene geval gaat om generiek beleid en in het andere geval om een lokatiespecifieke beoordeling. Of in beide gevallen de gebruikte termen en grenzen eenduidig op elkaar aansluiten is in de huidige workshop niet compleet uitgediscussieerd. Als dat mogelijk is zou het wel een sterk punt zijn. Dit verdient nadere aandacht.

Binnen de taakgroep is echter ook aandacht aan een andere benaderingswijze besteed. Het is in principe goed mogelijk om de resultaten niet eerst per parameter te classificeren in drie categorieën maar om de exacte uitkomst mee te laten wegen. Dit is bijvoorbeeld door het RIVM in de TRIADE systematiek uitgewerkt (De Zwart *et al.*, 1999). Een dergelijke continue schaal heeft als voordeel dat er geen kwantitatieve informatie voortijdig verloren gaat. Binnen de huidige taakgroep is echter ook gekeken naar de huidige praktijk bij het omgaan met risico's in vooral het zoete water. Binnen deze systematiek (zoals bijv. verwoord in de nieuwe richtlijn Nader Onderzoek voor waterbodems; Van Elswijk en Hin, 2002) is gekozen voor een beoordeling in drie categorieën. Voor de discussie in deze taakgroep is afgesproken om per parameter de drie categorieën aan te geven, als ware elke parameter een volwaardig beoordelingsinstrument. De discussie over de betekenis en de wijze van kwantitatieve integratie over verschillende beoordelingsparameters is bij deze taakgroep niet uitgebreid aan de orde gekomen.

5. Voorbeeld “uiterwaardgrasland”

Om te komen tot een korte selectie van aanbevolen testmethoden werd een aanpak in twee fasen gevolgd. Zoals gezegd had iedere taakgroep deelnemer ter voorbereiding reeds een set van circa 4 bioassays en 4 geschikte veldinventarisatie methoden opgesteld, die zou voldoen aan de gestelde eisen (“nu reeds toepasbaar” is daarbij een van de belangrijkste). Vervolgens zijn al deze methoden tijdens de workshop op een rijtje gezet en besproken. Voor uiterwaardgrasland gaat het bijvoorbeeld om:

- *Bioassays* als springstaart, regenworm, gras, potwormen en een nematoden test (die alle met volle grond worden uitgevoerd), maar ook om testen met bijvoorbeeld microtox, alg, vis en watervlo (die op een waterig extract van de bodem worden uitgevoerd).
- *Veldinventarisaties* gericht op de levensgemeenschap van bacteriën, nematoden, potwormen, regenwormen en andere ongewervelde macrofauna, inventarisaties van kleine zoogdieren en/of vegetatieopnames gerelateerd aan doelsoorten.
- *Procesgerichte metingen* als litterbags, nitrificatie, bait lamina of meer *structuurgerichte parameters* zoals de verhouding tussen de schimmel- en bacteriebiomassa.

Verder dient hierbij te worden opgemerkt dat zowel de gemaakte selectie voor testparameters als de te benoemen criteria gebaseerd zijn op eerder onderzoek. Het voert te ver om al deze onderzoeken in detail te benoemen en beschrijven maar er kan ter illustratie verwezen worden naar Ma *et al.* (1998).

Met dit rijtje voorgeselecteerde testparameters werd vervolgens een definitieve selectie gemaakt door wederom aan iedereen te vragen de vier meest kansrijke testparameters aan te geven. Bij deze selectie is op meerdere criteria gelet. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om betrouwbaarheid, gevoeligheid, mate van relevantie etc. Natuurlijk heeft ook de vraag of met de opgestelde lijst processen, soortsgroepen en structuurparameters (zie §4.1) goed worden afgedekt een belangrijke rol gespeeld.

NB. Verder werd gesignaleerd dat het bij het maken van deze selectie van groot belang is om de uiteindelijke toepassing helder voor ogen te hebben. Als het doen van de veldecologische waarnemingen vooral gelegen is in het al dan niet onderbouwen van een saneringsurgentie, dan vormen bioassays een belangrijke schakel tussen de resultaten van veldinventarisaties en die van chemische analyses. In dat geval is het wenselijk om zowel bioassays als de veldinventarisaties zoveel mogelijk aan dezelfde organismen te verrichten, daar dat de interpretatie vereenvoudigt. Voor de huidige selectie werd deze eenduidige koppeling aan de saneringsurgentiesystematiek minder cruciaal geacht en lag de nadruk vooral op het opstellen van een lijst parameters en criteria om de vraag of de ecologische kwaliteit van een terrein goed is te beantwoorden. In dat geval zou het meerwaarde kunnen hebben om bioassays zo in te zetten dat deze de beperkingen van veldinventarisaties zo goed mogelijk ondervangen. Feit blijft dat bioassays (doordat deze onder gestandaardiseerde omstandigheden worden uitgevoerd) meer gericht zijn op de aanwezige toxiciteit van stoffen terwijl veldinventarisaties als eerste het belangrijke signaal moeten geven dat er inderdaad iets meetbaars anders is in het veld.

Voor het voorbeeld uiterwaardgrasland is de uiteindelijke selectie uitgekomen op:

- Bioassays*
- Microtox
als kortdurende, veelgebruikte methode met een algemeen werkingsmechanisme
 - springstaart *Folsomia candida*
een test van 4 weken gericht op de reproductie
 - gras *Lolium perenne*
een test van 4 weken gericht op de groei
 - regenworm *Eisenia fetida* of *Lumbricus rubellus*
een test van 4-8 weken gericht op de reproductie en groei

- nematode *Caenorhabditis elegans*
een test van enkele dagen gericht op de reproductie

Veldinventarisatie -nematoden
 -regenwormen
 -andere mesofauna
 -vegetatieopname
 -nitrificatie

Zoals gezegd is vervolgens gekeken naar de mate waarin deze geselecteerde parameters de in §4.1 genoemde aspecten in voldoende mate afdekken. Zoals reeds werd verondersteld, blijkt uit deze vergelijking allereerst dat natuurlijk niet alle aspecten worden afgedekt. Dat kan ook niet met een beperkte set parameters. Toch was het algehele gevoel van de taakgroepeelnemers dat de genoemde testparameters (binnen de gestelde mogelijkheden) een groot aantal basale zaken goed afdekken. Als er voldoende mogelijkheden zouden bestaan om de lijst parameters te mogen uitbreiden dan werden de volgende tekortkomingen als belangrijk aangemerkt:

- Fragmentatie zou meer aandacht behoeven, bijv. door middel van een litterbag test
- Zowel de groep van herbivoren als die van de carnivoren worden onvoldoende afgedekt, alhoewel men binnen de nematoden natuurlijk zowel herbivore als carnivore soorten kent. Woelmuizen en spitsmuizen zouden bijvoorbeeld aandacht verdienen.
- De structuur van het voedselweb alsmede eventueel voorkomende soortspecifieke interacties worden ook niet of onvoldoende door de gekozen set testparameters afgedekt. Te denken valt aan mycorrhiza en wortelknolletjes, maar ook aan specifieke vormen van herbivorie of parasitisme. Aan de kant van het voedselweb zou meer aandacht aan de biomassa, activiteit en diversiteit van de microbiële gemeenschap (bacteriën en schimmels) gegeven kunnen worden.

Voor de geselecteerde testparameters werden vervolgens beoordelingscriteria opgesteld. Deze zijn in onderstaande tabel opgenomen. Voor een juist begrip en interpretatie moeten nog wel enkele opmerkingen geplaatst worden:

- De huidige criteria voor veldinventarisaties zijn gebaseerd op losse parameters. Momenteel wordt hard gewerkt aan de verdere ontwikkeling van een multivariate benadering. Deze zal naar verwachting gevoeliger en/of meer betrouwbaar zijn en de losse parameters in de toekomst wellicht kunnen vervangen.
- Genoemde criteria voor veldinventarisaties zijn gebaseerd op de huidige stand van kennis en worden als voldoende betrouwbaar bestempeld. Het kan echter nooit kwaad om bij het onderzoek ook een lokale, onverdachte referentie mee te nemen. Zeker als de uiterwaarden frequent worden overstroomd of andere storende factoren van invloed zouden kunnen zijn, kan een vergelijking met een lokale referentie de resultaten nuanceren of versterken. Daarnaast kan onderzoek aan lokale referenties in de toekomst ook gebruikt worden om de genoemde criteria en parametersselectie indien nodig te verfijnen.
- De criteria voor de veldinventarisatie van regenwormen zijn gebaseerd op een veldinventarisatie die a) in het voor- of najaar wordt uitgevoerd; b) een terrein betreft dat gedurende minimaal 1 maand voorafgaand aan het veldwerk niet is overstroomd en waarbij c) de bovenste 25 cm handmatig wordt onderzocht.
- Voor de veldinventarisatie van zowel regenwormen als van andere macrofauna wordt aanbevolen om criteria op te stellen, die meer gericht zijn op eventuele verschillen in de & K – strategieën (meer overeenkomstig met de nematoden). De huidige stand van kennis is daartoe waarschijnlijk reeds vergenog gevorderd, maar deze kennis moet nog wel bij elkaar gezocht en geïnterpreteerd worden.
- Voor wat betreft de bioaccumulatie wordt verwezen naar MTR- en ER-criteria zoals die zijn opgesteld om specifiek de risico's op doorvergiftiging voor verschillende voedselbronnen in kaart te brengen. Het betreft hier dus interne gehalten (in bijv.

regenwormen of planten) en niet concentraties in bodemmateriaal. Voor de getalswaarden wordt verwezen naar Den Besten (1997). Binnen het RIZA wordt verder gewerkt aan het model OMEGA. Wellicht kan men op termijn de doorvergiftigingsrisico's beter met dit (of andere) modellen beoordelen.

- Het analyseren van de aanwezige macrofauna (naast de reeds genoemde regenwormen) kan op meerdere manieren gebeuren (bijv. pitfalls, Tullgren of Malaisevallen). Sommige van deze methoden kunnen zeer bewerkelijk zijn als gestreefd wordt naar een complete macrofauna analyse (alle soorten en alle individuen). Dit zal financieel lang niet altijd haalbaar zijn. De criteria zijn daarom opgesteld voor een beperkte groep, waarbij alleen naar het 'aantal soorten' gekeken wordt. De individuen hoeven dus niet geteld te worden en is eenmaal vastgesteld dat het hoogste criterium is gehaald dan kan men met de analyse voor dat monster stoppen.
- Door de taakgroep deelnemers werd nitrificatie als belangrijke parameter gezien die zou moeten worden opgenomen. De ammoniumsulfaat test (waarbij ammonium wordt toegevoegd aan de grond) is een veel gebruikte methode. In de praktijk blijken de resultaten echter zeer sterk door variatie in bijvoorbeeld zuurgraad, vocht en bemesting beïnvloed te worden (beneden pH 5 is de nitrificatie altijd erg laag en kan sowieso beter een andere parameter worden gemeten). De mate van variatie (zelfs op niet verontreinigde gronden) is vaak zo hoog, dat eenduidige conclusies over de effecten van bodemverontreiniging soms niet haalbaar zijn. Eenduidige criteria zijn daarom vooralsnog niet aan te geven (en daarom ook niet in onderstaande tabel opgenomen) en er zal vooralsnog per project gezocht moeten worden naar goede referenties. Wellicht kunnen andere methoden deze parameter op termijn vervangen. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan DGGE⁶. Er is goede ervaring met bacteriële biomassa en groeisnelheid (DNA synthese gemeten met thymidine-inbouw, Michel & Bloem, 1993), waarmee ook de specifieke groeisnelheid is te bepalen (groei/biomassa). De analysetechniek thymidine inbouw wordt momenteel door een beperkt aantal laboratoria geleverd. Internationaal wordt de biomassa en de ademhaling het meest gebruikt. De combinatie (specifieke ademhaling) is gevoeliger dan de afzonderlijke parameters. In de literatuur wordt verder geconcludeerd dat men eigenlijk niet met één microbiologische indicator kan volstaan. Verder bestaan er geen referentiewaarden waarbij van een 'ernstig effect' gesproken kan worden. De waarden zijn niet alleen afhankelijk van de mate van stress maar worden zoals gezegd ook sterk bepaald door de bodemeigenschappen. Een lokale referentie dan wel een verontreinigingsgradiënt is dan ook noodzakelijk. Het gebruik van bacteriële biomassa en groeisnelheid biedt wel de mogelijkheid om de resultaten uit het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (10 combinaties van bodemtype en landgebruik) als referentie te gebruiken (Schouten *et al.* 2000).
- Voor de Microtox test wordt gewerkt met een elutriaat van de te testen grond. Effecten worden beoordeeld na een blootstelling van 5, 10 en 30 minuten, waarbij het sterkste effect uiteindelijk de doorslag geeft.
- Voor meerdere bioassays worden de resultaten van de testgrond ook vergeleken met een referentiebodem (al dan niet een lokale referentie). In die gevallen geldt veelal als aanvullend criterium dat de effecten niet alleen het criterium uit de tabel moeten overschrijden maar dat effecten in deze grondmonsters ook significant met die van de referentiegrond moeten verschillen.
- Voor de doorvergiftigingsrisico's bij predatoren van wormen wordt het liefst gebruik gemaakt van wormen, die in het veld zijn verzameld. Mocht dat niet haalbaar zijn, dan kan dezelfde parameter ook beoordeeld worden op basis van de gehalten in wormen die gedurende minimaal vier weken in het laboratorium zijn blootgesteld.
- Door de taakgroepdeelnemers werd erkend dat een vegetatieopname in enige vorm niet zou mogen ontbreken. Deze parameter is daarom ook in de tabel opgenomen. Tegelijkertijd werd geconstateerd, dat feitelijk niemand van de deelnemers voldoende was gespecialiseerd in juist dit onderdeel om criteria te durven opstellen. Wel werd de

⁶ Denaturing gradient gel electroforese

- verwachting uitgesproken, dat het opstellen van dergelijke criteria mogelijk zou moeten zijn op basis van de huidige kennis en ervaring.
- De in het (nabije) verleden reeds uitgevoerde onderzoeken, waarbij gekeken is naar effecten van verontreinigde uiterwaarden op groei en reproductie van regenwormen, lieten over het algemeen weinig effecten zien. Dit suggereert dat deze parameter voor de verontreinigings situatie in de Nederlandse uiterwaarden wellicht aan de ongevoelige kant is. In dat geval verdient een andere bioassays (bijv. een test met pissebedden) wellicht de voorkeur.
 - De nematoden bioassay is gebaseerd op de soort *Caenorhabditis elegans*. Deze test is nog niet veelvuldig in Nederland toegepast, maar wordt bijv. in Duitsland al wel routinematig uitgevoerd. In principe zou men wellicht de voorkeur kunnen hebben voor een nematodensoort die relevanter is voor het Nederlandse milieu. Het feit, dat er met deze test reeds een goed gestandaardiseerde test beschikbaar is (incl. ringtesten) weegt echter zwaarder.
 - De gebruikte criteria voor (vooral) de genoemde bioassays zijn gebaseerd op eerder gepubliceerde overzichten. Zie bijv. Postma en Faber (2000).

Terrestrisch ecosysteem

Parameter	Geen effect	Matig effect	Ernstig effect
Veldinventarisatie			
Nematoden	Carnivoren (% van totaal aantal ind.)	0.5 ≤ aantal < 2	< 0.5
	Omnivoren (% van totaal aantal ind.)	1 ≤ aantal < 3	< 1
Regenwormen	Dichtheid (n/kg)	2000 ≤ dichtheid < 8000	< 2000
	Aantal soorten	5 ≤ aantal < 15	< 5
	Aantal soorten uit cp 3, 4 of 5	1 ≤ aantal < 5	0
	Dichtheid van <i>L. rubellus</i> / m ²	100 ≤ dichtheid < 200	< 100
	Biomassa (g versgewicht / m ²)	50 ≤ biomassa < 100	< 50
Mesofauna	Aantal soorten / taxonomische groep van de:		
	Aneicische strooiselelers (nl. <i>L. ferrestris</i> en <i>A. longa</i>)	≥ 1	0
	Epigeïse strooiselelers	> 3	2 of 3
	Euedaphische grondeters	≥ 2	1
	Bioaccumulatie	conc ≤ MTR	MTR < conc ≤ ER
	Aantal soorten springstaarten per m ²	> 30	30 ≥ aantal ≥ 15
	Aantal soorten oribatide mijten per m ²	≥ 60	30 < aantal soorten < 60
	Aantal soorten potwormen per m ²	≥ 6	4 ≤ aantal soorten < 6
	Aantal soorten per m ² dan wel totaal aantal soorten	criteria nog te specificeren	criteria nog te specificeren
	Bioaccumulatie	conc ≤ MTR	MTR < conc ≤ ER
Nitrificatie	Geen vaste criteria voor aan te geven	Geen vaste criteria voor aan te geven	Geen vaste criteria voor aan te geven
Bioassays			
Microtox			
Springstaart	EC ₂₀ (vol% elutriaat)	10 < EC ₂₀ ≤ 50	≤ 10
	Reproductie (aantal jongen) ¹	50% ≤ aantal jongen < 90%	< 50%
Gras	Sterfte	10% < sterfte ≤ 50%	> 50%
	Kieming	50% ≤ kieming < 80%	< 50%
Regenworm	Biomassa (spruit) ¹	sign. verschil en ≤ 50%	> 50%
	Pop. groei snelheid (1 jaar) ¹	97% < r ≤ 84%	< 84%
	NB. Betreft <i>L. rubellus</i>		
	Reproductie ¹	50% ≤ N < 90%	< 50%
Nematoden	Sterfte	10% < sterfte ≤ 25%	> 25%
	Reproductie ¹	sign. verschil en ≤ 50%	> 50%

¹: ten opzichte van de (lokale) referentie

6. Voorbeeld “ondiep, slibrijk water in de grote rivieren”

Overeenkomstig met de hierboven beschreven werkwijze voor het voorbeeld “uiterwaardgrasland” is ook voor het voorbeeld “ondiep, slibrijk water in de grote rivieren” een set geselecteerde testparameters opgesteld. In verhouding tot bovenstaand voorbeeld uiterwaardgrasland was de situatie voor ondiep slibrijk water eenvoudiger omdat men binnen het RIZA dergelijke parameters en beoordelingscriteria al jarenlang toepast. De huidige set parameters alsmede de genoemde criteria sluiten dan ook goed aan bij hetgeen in de RIZA-TRIADE methodiek is vermeld (Maas et al., 1993) alsmede met de werkwijze zoals die bij enkele grootschalige biotisch effectonderzoeken in de zuidrand van het Noordelijk Deltabekken is toegepast (Biesbosch, Nieuwe Merwede, Amer e.d; bijv. Den Besten [1993; 1997]; Postma en Den Besten [2001]). Toch zijn er ook enkele aanvullingen gedaan.

Voor het voorbeeld ondiep, slibrijk water in de grote rivieren is de uiteindelijke selectie uitgekomen op:

Bioassays

- Microtox
als kortdurende, veelgebruikte methode met een algemeen werkingsmechanisme
- muggelarve *Chironomus riparius*
een test van 4 weken gericht op de groei
- watervlo *Daphnia magna*
een test van 2-3 weken gericht op de reproductie

Veldinventarisatie

- nematoden
- chironomiden
- bijzondere soorten (bijv. haften en kokerjuffers)
- secundaire productie van de oligochaeten en chironomiden

Vervolgens werd wederom gekeken naar de mate waarin deze geselecteerde parameters de in §4.1 genoemde aspecten in voldoende mate afdekken. Overeenkomstig met het eerdere voorbeeld blijkt ook hier dat natuurlijk niet alle aspecten worden afgedekt. Toch was ook hier het algehele gevoel van de taakgroepdeelnemers dat de genoemde testparameters (binnen de gestelde mogelijkheden) een groot aantal basale zaken goed afdekken. Als er voldoende mogelijkheden zouden bestaan om de lijst parameters uit te breiden dan zijn de volgende tekortkomingen belangrijk:

- De primaire productie wordt niet afgedekt. In het wat dieper gelegen sediment zal deze productie (t.o.v. hetgeen uit de waterkolom afkomstig is) ook minder belangrijk zijn. In de ondiepere delen en vooral oeverzones zal de primaire productie een grotere rol kennen. In dat geval zou bijvoorbeeld aan experimenten met biofilms gedacht kunnen worden.
- Zowel fragmentatie als mineralisatie worden onvolledig afgedekt, wat voor fragmentatie als groter nadeel wordt beschouwd.
- De herbivoren worden vrij goed afgedekt. Alleen een belangrijke groep als de tweekleppigen ontbreken vooralsnog in het rijtje parameters.
- De carnivoren worden gedeeltelijk afgedekt doordat sommige chironomiden carnivoor zijn. Dit wordt echter als onvoldoende beschouwd. Wel dient hierbij opgemerkt te worden dat veel carnivoren zich in de waterkolom bevinden, waardoor de relatie met het sediment minder duidelijk wordt.

NB. Voor een sedimentbeoordeling zal dus een andere keuze tussen testparameters gemaakt worden dan voor een gebiedsbeoordeling.

Voor de geselecteerde testparameters zijn vervolgens beoordelingscriteria opgesteld. Deze zijn in onderstaande tabel opgenomen. Voor een juist begrip en interpretatie moeten nog wel enkele opmerkingen geplaatst worden:

- Enkele van de opmerkingen zoals geplaatst bij het voorbeeld uiterwaardgrasland gelden ook voor ondiep slibrijk water in de grote rivieren. Het betreft hier de opmerkingen aangaande een multivariate analyses, het belang van lokale referenties, doorvergiftigingsrisico's (incl. het al dan niet verzamelen van dieren uit het veld), de Microtox test en het statistisch testen ten opzichte van een referentiesediment.
- Bij het beoordelen van de effecten van verontreinigd sediment moet men zich altijd realiseren dat het sediment niet los gezien kan worden van het bovenstaande water. Als met uit het veld afkomstige resultaten wordt gewerkt (inventarisaties, maar ook bijv. mate van bioaccumulatie) dan moet gerealiseerd worden dat dit altijd een 'som' is van de invloeden van water én sediment.
- Binnen watersystemen als rivieren wordt de aanwezigheid van soorten (zoals macrofauna) altijd beïnvloed door meerdere factoren. Drift van individuen van bovenstrooms gelegen habitats is bijvoorbeeld een belangrijke. In het beoordelen van de resultaten van veldinventarisaties gelden parameters die gebaseerd zijn op dichtheid daarmee als belangrijker dan parameters die op het aantal soorten zijn gebaseerd.
- In verband met aan de seizoenen gerelateerde populatiedynamiek dient een inventarisatie van chironomiden plaats te vinden in het winterseizoen (± oktober – eind maart). Worden de dieren in een andere periode geïnventariseerd dan kunnen onderstaande criteria niet direct van toepassing worden verondersteld.
- Bij chironomiden kan aanvullend ook op zogenaamde kaakafwijkingen worden gelet. Deze parameter blijkt echter ook door andere stress factoren als zuurstofgebrek beïnvloed te worden.
- Voor de doorvergiftigingsrisico's bij predatoren van ongewervelden en herbivoren wordt het liefst gebruik gemaakt van organismen die in het veld zijn verzameld. Mocht dat niet haalbaar zijn, dan kan doorvergiftiging ook beoordeeld worden op basis van de gehalten in wormen die gedurende minimaal 4 weken in het laboratorium zijn blootgesteld (dit geldt niet voor de herbivoren).

Aquatisch ecosysteem (ondiep slib)

Parameter	Geen effect	Matig effect	Ernstig effect
Veldinventarisatie			
Nematoden	criteria nog te specificeren	criteria nog te specificeren	> 30%
Chironomiden (winterperiode)	Maturity Index MI ≥ 3	MI < 3	MI < 1.5
Bijzondere insecten	Aantal soorten ≥ 11	4 < aantal soorten < 11	≤ 4
Productie	Dichtheid (n / m ²) ≥ 1500	500 ≤ n < 1500	< 500
	Aantal soorten ≥ 3	1 ≤ n < 3	< 1
	oligochaeten + chironomiden ¹ < 25% verschil	≥ 25% en < 80% verschil	≥ 80% verschil
Bioassays			
Microtox	EC ₂₀ (vol%) > 50	10 < EC ₂₀ ≤ 50	≤ 10
Watervlo	NOEC sterfte/reprod. (vol%) ≥ 100%	10% < NOEC < 100%	NOEC ≤ 10%
Muggenlarf	Sterfte in hoogste testconcentratie Sterfte: LC ₅₀ ; reproductie: EC ₅₀	-	≥ 50% binnen 48h
	Sterfte eieren ≤ 25%	25% < sterfte ≤ 50%	L/EC ₅₀ ≤ 100%
	Sterfte larven ≤ 10%	10% < sterfte < 50%	> 50%
	Remming ontwikkeling ¹ ≤ 10%	10% < sterfte < 50%	≥ 50%
	Larvaal drooggewicht ¹ ≤ 10%	10% < sterfte < 25%	≥ 25%

¹: ten opzichte van de (lokale) referentie

7. Bruikbaarheid voor andere natuurdoeltypen

Naar de mening van de taakgroep deelnemers is de hierboven geschetste aanpak in principe voor alle natuurdoeltypen toepasbaar. De in §4.1 genoemde processen, soortgroepen en structuurparameters vormen in alle gevallen belangrijke aspecten om ecologische effecten van verontreinigingen in beeld te brengen. Wel dient te worden opgemerkt dat deze ecologische aspecten ook (en waarschijnlijk zelfs vooral) door fysische, chemische en geologische terreinkenmerken gestuurd worden in combinatie met het gevoerde terreinbeheer. De onderliggende biologische en biochemische processen in de bodem verschillen in essentie niet zoveel. Dat betekent dat, met een op het oog basale set ecologische parameters, toch een breed toepasbaar beoordelingsinstrument ingericht kan worden voor verschillende natuurdoeltypen. Op detailniveau kunnen de onderdelen van het instrumentarium een gedifferentieerde betekenis hebben, afhankelijk van het natuurdoeltype.

Verder dient men zich te realiseren dat de gekozen aanpak zich richt op een soort basaal beschermingsniveau. Als op de geselecteerde testparameters ernstige effecten worden geconstateerd dan levert dat sowieso een risico op voor de gewenste natuurontwikkeling. Zoals reeds eerder gezegd, moet men echter niet het idee krijgen dat daarmee ook allerlei hele specifieke aspecten goed worden afgedekt. Zo zal de vraag of een bepaalde specifieke doelsoort goed kan gedijen wellicht beter met meer specifieke testmethoden beantwoord kunnen worden. Niet tegenstaand bovenstaande kanttekening, is het de overtuiging van de taakgroep deelnemers dat de voorgestelde aanpak voor alle natuurdoeltypen een duidelijke verbetering is ten opzichte van een situatie waarbij de vraag of de ecologische kwaliteit van een gebied goed genoeg is voor natuurontwikkeling vooral op basis van chemische informatie wordt beantwoord.

De taakgroep deelnemers zijn daarnaast ook van mening, dat de voorgestelde aanpak nu reeds toepasbaar is op alle natuurdoeltypen in Nederland. Wel dient hierbij de opmerking geplaatst te worden, dat vooral een lijst met eenduidige criteria voor parameters afkomstig uit veldinventarisaties nog niet voor alle natuurdoeltypen voorhanden is. Ook zijn er natuurdoeltypen met een dusdanig afwijkende fysisch-chemische karakteristiek (bijv. hele zure, venige milieus) dat de nu voorgestelde bioassays niet direct toepasbaar zijn. Ook dit zal nadere studie vragen. In het algemeen komt het erop neer dat het huidige voorstel, geïllustreerd aan de hand van twee voorbeelden, eenvoudig uitgebreid kan worden met vergelijkbare testparameters en criteria voor andere natuurdoeltypen. Naarmate de vraag uit de praktijk natuurdoeltypen betreft die minder frequent in onderzoek aan de orde zijn gekomen, zal de parameterkeuze alsmede de beoordeling van de resultaten van de individuele parameters steeds meer verschuiven naar expert-judgement. Maar ook dan is de taakgroep nog steeds van mening, dat de voorgestelde aanpak duidelijk te prefereren valt boven alleen chemische analyses, alhoewel het dan vooralsnog minder routinematig toepasbaar is. Naarmate de ervaring en toepassing toeneemt zijn echter ook voor steeds meer natuurdoeltypen richtlijnen op te stellen.

8. Lacunes

Tijdens discussies op de workshop werden meerdere aandachtspunten genoemd. Deze verschillen in aard van “eigenlijk zou dit nog beter wetenschappelijk onderbouwd moeten worden” tot “we missen de statistische onderbouwing”. Wanneer er teveel twijfels op een bepaald onderwerp werden geuit, was de algehele conclusie dat die testparameter kennelijk nog niet voldoende is toegepast en uitontwikkeld om nu reeds routinematig te worden toegepast. Deze zijn dan ook niet geselecteerd, maar zouden bij een herziening na bijvoorbeeld enkele jaren wel goede mogelijkheden kunnen bieden. Ook werd bijvoorbeeld gesignaleerd dat er een opvallend verschil lijkt te bestaan tussen de waterbodem enerzijds (waar heel veel routinematig wordt gemeten en beoordeeld, maar wellicht minder diepgaande kennis over de onderliggende processen bestaat) en de landbodem anderzijds (veel kennis over aard en omvang van processen maar minder over parameter waarden en pragmatische criteria).

De belangrijkste aspecten die naar de mening van de taakgroep onvoldoende aan bod konden komen tijdens de workshop (en daarmee dus aanvullende aandacht verdienen) zijn:

- De relatie tussen ‘structuur’ en ‘proces’
- De statistische onderbouwing en betrouwbaarheid van genoemde criteria
- De mogelijkheid om de huidige drie categorieën (beoordelingsklassen) te vervangen door een meer continue schaal, zodat kwantitatieve informatie niet voortijdig verloren gaat in het beoordelingsproces.
- Hoe beïnvloedt het oppervlak van het betreffende gebied de aanpak of beoordeling. Dit betreft zowel de ruimtelijke heterogeniteit als ook de grootte van het oppervlak.
- Hoe staat het met de protocollen en validatie van genoemde parameters
NB. In principe zijn alleen geprotocoliseerde parameters geselecteerd. Als naar een routinematige toepassing gestreefd wordt verdient een standaard protocol echter verdere aandacht.
- Hoe werkt de tijdschaal mee in de beoordeling. Hoe nemen we het ‘zelfreinigend vermogen’ mee. Is een terrein dat nu als minder geschikt voor natuurontwikkeling wordt beoordeeld wellicht op termijn van enkele (tientallen) jaren wel geschikt?
- De gebruikte afwegingscriteria bij de selectie van parameters zouden wellicht beter (=meer traceerbaar) verwoord moeten worden, maar dit vraagt een andere aanpak dan de huidige workshop.
- Wil men in de toekomst eenvoudig kunnen leren van het praktijkonderzoek dat nu reeds wordt uitgevoerd dan zouden de resultaten op de een of andere manier digitaal opgeslagen en geraadpleegd moeten kunnen worden

9. Conclusies en aanbevelingen

Conclusies

De bevindingen van de taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria” zijn geconcretiseerd in de volgende hoofdconclusies:

- De hier voorgestelde aanpak waarbij naast chemische analyses ook veldecologische parameters worden gebruikt bij het beantwoorden van de vraag of de ecologische kwaliteit van een terrein goed genoeg is voor natuurontwikkeling, is naar de mening van de taakgroep deelnemers te prefereren boven de situatie dat deze vraag met enkel chemische analyses wordt beantwoord.
- Er bestaat voldoende vertrouwen in de geselecteerde parameters en criteria om natuurontwikkeling in sommige situaties (namelijk afhankelijk van de uitkomsten) als gebruiksfunctie aan te kunnen bevelen, ook indien chemische analyses en de generieke Saneringsurgentie Systematiek ecologische risico's indiceren.
- De voorgestelde aanpak is in principe voor alle natuurdoeltypen nu reeds toepasbaar. Wel dient opgemerkt te worden, dat naarmate er minder praktische onderzoekservaring met een bepaald natuurdoeltype bestaat de selectie van testparameters en de beoordeling meer op expert-judgement zal worden gebaseerd.
- De voorgestelde testparameters zijn over het algemeen zeer belangrijke en vrij basale parameters. Voor andere natuurdoeltypen zal de selectie van testparameters dan ook sterke overeenkomsten met de huidige twee voorbeelden vertonen, alhoewel het best zal voorkomen dat sommige geselecteerde parameters minder belangrijk zijn (en zouden kunnen vervallen), terwijl andere (niet geselecteerde parameters) moeten worden toegevoegd. Hierbij worden tevens enkele andere opmerkingen geplaatst:
 - Voor sommige bioassays kunnen andere soorten moeten worden ingezet, die beter zijn aangepast aan de specifieke fysisch/chemisch terreinomstandigheden. Dit is wellicht nog niet in alle gevallen mogelijk.
 - De voorgestelde criteria zijn wel afhankelijk van het betreffende natuurdoeltype
- Bij de keuze van parameters uit de categorieën veld- en labtesten kunnen twee sporen worden gekozen: Zoeken naar gerelateerde parameters (bv nematoden-veldstudie combineren met nematoden-bioassay) ter bevordering van het aantonen van oorzaak-gevolg relaties, of zoeken naar spreiding over een zo groot aantal processen, soortsgroepen en structuurparameters om een zo goed mogelijk beeld te krijgen van de ecologische bodemkwaliteit. De keuze tussen deze twee mogelijkheden wordt sterk bepaald door de doelstelling van het onderzoek.

Aanbevelingen

De taakgroep “veldecologische beoordelingscriteria” wil graag de volgende aanbevelingen aan de opdrachtgever doen:

- Veruit de belangrijkste aanbeveling is: Naar onze mening is de stand van kennis voldoende om op korte termijn zinvol in de praktijk aan de slag te gaan. Dit wil niet zeggen dat alle details reeds zijn ingevuld, maar op dit moment bestaat wellicht het grootste gemis uit praktijkervaring. Al doende leert men.
- De aanpak is nu gedetailleerd uitgewerkt voor een tweetal voorbeelden. De stand van kennis maakt het uitwerken voor een groter aantal typen gebieden / natuurdoeltypen mogelijk. Dit zal de toepasbaarheid verhogen.
- De overeenkomsten en verschillen tussen de huidige criteria en hetgeen in “Omgaan met bioassays” als generiek beleid wordt nagestreefd zullen nader bestudeerd moeten worden. Doelstelling hierbij is het waar mogelijk zoveel mogelijk op elkaar laten aansluiten.
- De geconstateerde lacunes (zie hoofdstuk 8) verdienen aandacht.

Referenties

- Bierkens, J., G. Klein en G. Schoeters (1997). De gevoeligheid van 20 bioassays voor bodem: een vergelijkende studie. Project Natuurgebieden. Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO), Mol, België.
- CCME (1996). A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- CCME (1997). A Framework for Ecological Risk Assessment: Technical Appendices. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Den Besten, P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland 5.500.4.2 / RIZA nota nr 93.020.
- Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodems. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, nota nr 97.098.
- De Zwart, D., M. Rutgers en J. Notenboom (1999). Bepaling van het lokatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelings-systeem. RIVM rapport 711701011, RIVM, Bilthoven.
- Guchte, C. van de., H. Eijsackers, P.J. den Besten, C.A.M. van Gestel, T. Aldenberg, T.P. Traas en P.C. de Ruiter (1996). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water|)bodems. Hoe verder? Wageningen: Rapporten Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 2.
- Ma, W.C., H. Siepel & J.H. Faber (1998). Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? EHR Publicatie no. 72, RIZA, Lelystad. 87 pp.
- Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1993). Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de triade-benadering. RIZA nota nr 93.027.
- Markert, B.A., A.M. Breure, and H.G. Zechmeister eds. (2003). Trace metals and other contaminants in the environment 6: Bioindicators and biomonitors, principles, concepts and applications. Elsevier, Amsterdam (in press)
- Michel, P.H. and J. Bloem (1993). Conversion factors for estimation of cell production rates of soil bacteria from thymidine and leucine incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 943-950.
- Postma, J.F. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch. Nader onderzoek waterbodems. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA Rapport 01.007.
- Postma, J.F., A. Derksen, M. van den Heuvel-Greve en A.D. Vethaak (2002). Het ontwikkelen van chronische in vivo bioassays voor brakke en mariene sedimenten. RIKZ nota in voorbereiding.
- Postma J.F. en J.H. Faber (2000). Ecologische aspecten voor een afwegingskader voor sanering van waterbodems, oevers en landbodems; met een nadere uitwerking voor de Biesbosch. In: P.J. Den Besten, J.P.M. Vink, G.M. Boks & N.M. Kruijt, Afwegingskader sanering waterbodems, oever en/of landbodems; Beoordeling fysische, milieuchemische en ecologische aspecten. RIZA Rapport 2000.008, AKWA rapport 00.003, pp. 48-60.
- Rutgers, M., J. Faber, J.F. Postma en H. Eijsackers (1998). Lokatiespecifieke ecologische risico's: Een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek deel 16, 17pp.
- Schouten, A.J., L. Brussaard, P.C. De Ruiter, H. Siepel, N.M. Van Straalen (1997). Een indicatorsysteem voor life support functies in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapport 712910005.
- Schouten, A.J., J. Bloem, T. Breure, M. van Esbroek, W. Didden, P.C. de Ruiter, H. Siepel en H. Velvis (2000). Pilotproject Bodembioologische Indicator voor Life Support Functies. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. Rapportnr. 607604001.
- STOWA (1997). Biomonitoringstechnieken voor bestrijdingsmiddelen en zware metalen in watersystemen. Deel 2: Keuzesysteem en praktijktoetsing. STOWA rapport 97-27.
- US-EPA (1998). Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, Washington, D.C., USA.
- Van de Plassche *et al.* (2002). Normstelling voor Bioassays. Uitwerking voor oppervlaktewater en waterbodems. RWS nota (in druk).
- Van Elswijk, M en J.A. Hin (2002). Richtlijn Nader Onderzoek voor waterbodems. Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. AKWA-rapport 01.005.
- Waarde, J. van der, S. Bos en B. Bosveld (2001). Platform ecologische risicobeoordeling. SKB-rapport 99.1225

BIJLAGE D

**RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP
"BEHEER VAN ECOLOGISCHE RISICO'S"**



Actief bodembeheer

Verslag Workshop Taakgroep Beheer ecologische risico's 28-01-03

Ir. Dethmer Boels



Landfarm & Energiecult

Verslag Workshop Taakgroep Beheer ecologische risico's 28-01-03

**Verslag Workshop Taakgroep Beheer Ecologische risico's,
Driebergen, 28-01-03**

D. Boels

20-02-2003

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Boels, D., 2003. *Verslag Workshop Taakgroep Beheer Ecologische Risico's, Driebergen, 28-01-2003*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Intern Rapport. blz. 37. 0 fig.; 6 tab.; 3 ref. 2 bijlagen

De Taakgroep ressorteert onder het Platform Ecologische Risico's. In de workshop is een overzicht gemaakt van (1) voorkomende verontreinigingen in het landelijk gebied, de type verontreinigde stoffen, (2) (beheers-) maatregelen en (3) aanbevelingen. Uitgangspunten voor maatregelen zijn: actuele, potentiële, maatschappelijke en planningsrisico's. Maatregelen stelen op op risico's afgestemde principes: verwijderen (ontgraven, fytoremediatie etc), immobiliseren, reduceren actueel risico, afbraak organische contaminanten, "parkeren" in diepere bodemlagen, aantekenen in kadaster (potentieel risico), publieksvoorlichting (maatschappelijk risico) voorlichting en media-aandacht in vakpers ("planningsrisico"). Aanbevelingen aan de "praktijk", beleid, adviseurs en onderzoek zijn geformuleerd

Trefwoorden: Uitgangspunten, principes, publieksvoorlichting, vakpers, aanbevelingen

ISSN 1566-7197

© 2003 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

[Intern rapport 02-2003]

Inhoud

	Pag.
Voorwoord	7
Samenvatting / synthese.....	8
1 Opzet workshop.....	14
2 Type bodem verontreiniging met ecologische risico's.....	16
3 Oplossingen voor bodemverontreinigingen.....	19
3.1 Landbouw.....	19
3.2 Natuur.....	22
3.3 Water(bodem).....	22
4 Aanbevelingen.....	24

Woord vooraf

Het bepalen van en omgaan met ecologische risico's is nog geen gemeengoed. Daarom is door de ministeries VROM en LNV, VW&S (AKWA-RIZA), RIVM en Bioclear (penvoerder) het Platform "Ecologische Risicobeoordeling" opgezet met medefinanciering door SKB. Het Platform wil kennisuitwisseling stimuleren en draagvlak creëren voor de aanpak van verontreinigde terreinen met een ecologisch risico. De taakgroep "Beheer Ecologische risico's", die onder dit platform ressorteert, is een ad hoc groep die in een workshop op 28 januari, 2003 te Driebergen, problemenvelden heeft geïnventariseerd en (potentiële) oplossingen en aanbevelingen heeft geformuleerd. Het voorliggend verslag van deze workshop bepaalt mede de te behandelen onderwerpen op een nog te organiseren congres door het Platform. De workshop werd geleid door Ir. T. Edelman, die we daarvoor erkentelijk zijn.

Samenvatting / synthese

De aanpak van bodemverontreiniging in het landelijk gebied is moeizaam op gang gekomen en kenmerkt zich nog steeds door onzekerheden ten aanzien van de werkelijke risico's (van humaan- toxicologisch tot eco-toxicologisch), de meest geëigende aanpak en de financiering. Dat laatste aspect reflecteert wellicht het (beperkt) maatschappelijk belang dat aan bedreiging van eco-systemen wordt toegekend.

Om kennis omtrent de eco-toxicologische risico's van bodemverontreiniging te bundelen en te verspreiden, is het Platform Ecologische Risico's opgericht door het ministerie van VROM, LNV, VWS (AKWA-RIZA), RIVM en Bioclear (penvoerder). Het Platform, dat als project mede gefinancierd wordt door SKB, beoogt: (1) het in beeld brengen van "the state of the art" van ecologische risico benadering; (2) het inventariseren van beheersmaatregelen voor verontreinigde terreinen; (3) het vaststellen van het belang van ecologische risico's gezien vanuit een maatschappelijk perspectief tegen de achtergrond van nutsfuncties die aan de bodem zijn toegekend; (4) het scherp stellen van de beoordelingskaders voor ecologische risico's.

Onder het Platform ressorteert de taakgroep "Beheer ecologische risico's", die als ad hoc werkgroep zich tot taak heeft gesteld om (a) de meest voorkomende typen verontreinigingen vast te leggen; (b) principes en voorbeelden van verbetermaatregelen aan te dragen en (c) aanbevelingen te formuleren voor de praktijk, beleid, consultancy en onderzoek.

Ad a Typen verontreiniging

Als veroorzakers van verontreinigingen die al dan niet opzettelijk door menselijk toedoen in het milieu zijn gebracht, wijst de taakgroep zware metalen, PAK's, PCB en POP's, bestrijdingsmiddelen aan met daarnaast de "vergeten" stoffen met een hormoonachtig karakter en nutriënten (N, P). Deze stoffen kwamen in het milieu door:

- lozing van verontreinigende stoffen op het oppervlaktewater die vervolgens terecht zijn gekomen in land- en waterbodems. Voorbeelden: uiterwaarden van de grote rivieren, beekdalen (bijvoorbeeld: verhoogd zinkgehalte in het Eemdal tgv. van vroegere lozingen op de Eem door verzinkerijen en overstroming van het beekdal);
- via (huishoudelijk / stedelijk afval dat werd gebruikt voor verhoging van de bodemvruchtbaarheid (toemaakdekken), of demping van sloten en ophoging van laagten (Krimpenerwaard: industrieel, bouw- en sloop, industrieel en haven afval, lompen etc), aanleg van semi-verhardingen (paden: bouw- en sloopafval, sintels, asbest);
- via uitloging van gestort afval dat volgens huidige maatstaven inadequaat geïsoleerd is (de oude stortplaatsen zonder IBC voorzieningen) en grond- en oppervlaktewater verontreiniging (kan) veroorzaak(en)t;

- resten van emissies of restanten tgv. vroeger gebruik van terreinen: industrieterreinen, militaire oefenterreinen / depots / op- en overslagplaatsen van diverse stoffen, kleiduivenschiefterrein;
- regulier gebruik van stoffen in het verleden die nu zijn verboden (bestrijdingsmiddelen in de land-, en tuinbouw en fruitteelt en zich in het milieu verspreid hebben);
- atmosferische depositie (uitstoot van PAK's door verkeer, lokale depositie van emissies van industrie en afvalverbrandingsinstallaties);
- manipulatie van de ontwateringsituatie, waardoor de zuurgraad van de bodem verandert en eventueel aanwezig zware metalen (meer) in oplossing gaan (situaties met pyriet-houdende grond of sulfaat houdende kwel);
- veranderend landgebruik, waardoor de zuurgraad daalt en eventueel aanwezige zware metalen (meer) in oplossing gaan;
- bemestingsniveaus in de intensieve land- en tuinbouw (overmaat aan P leidde tot fosfaatverzadigde gronden en een langdurige belasting (eutrofiëring) van het oppervlaktewater);
- verontreiniging in meststoffen (bijvoorbeeld cadmium in fosfaatmeststoffen) en componenten of afbraak residuen van gewasbeschermingsmiddelen.

Ad b Principes en voorbeelden van maatregelen

De taakgroep bepleit om voor het ontwerpen van passende maatregelen meer uit te gaan van risico's en minder van het huidige stelsel van normen en criteria. Zij onderscheidt daarbij een aantal typen risico's:

I Risico's met een a-biotische oorsprong, gekoppeld aan de fysisch-chemische toestand van de bodem

- Actuele eco-toxicologische risico's;
Een als gevolg van bepaalde fysisch-chemische condities - en voldoende voorraad verontreiniging – instroom van verontreiniging in een bepaalde voedselketen die een systeem afhankelijke grenswaarde overschrijdt en het voortbestaan van dat systeem in gevaar brengt;
- Potentiële eco-toxicologische risico's
Latente eco-toxicologische risico's die actueel worden wanneer de fysisch-chemische toestand van de bodem in ongunstige zin wijzigt.

II Risico's met een maatschappelijke oorsprong

- (Financieel) risico dat ontstaat door onjuiste perceptie van de aard en ernst van een verontreiniging, uitmondend in maatschappelijke druk op het besluitvormingsproces met als gevolg een vaak te dure oplossing voor een verontreinigings situatie;
- Het Nimby effect, waardoor op zich adequate oplossingen tegen andere, met minder maatschappelijke weerstand worden ingeruild;

III Plannings risico's

- Financiële / maatschappelijke risico's die ontstaan wanneer bij ruimtelijke planvorming informatie omtrent bodemverontreiniging ontbreekt dan wel niet wordt gebruikt, en elegante en kosten technisch aantrekkelijke oplossingen of

maatregelen niet worden benut. Verder in het plan-proces zijn dan vaak hoge kosten gemoeid met de aanpak van bodemverontreiniging.

De oplossingen voor de actuele risico's zijn gebaseerd op het principe van vermindering van de bio-beschikbaarheid door manipulatie van de fysisch-chemische toestand van de bodem (bijvoorbeeld beïnvloeding van de zuurgraad of de mate van anaërobie via grondwater manipulatie) of immobilisatie van de verontreiniging. Dit principe is voornamelijk geschikt voor verontreiniging met zware metalen.

Tabel 1 Samenvatting principes, methoden, effectiviteit en eventuele neveneffecten van maatregelen voor actuele risico's

Principe	Methode	Effectiviteit			Neven-effect / opmerking
		Maatsch. draagvlak	Kosten	Ecol.	
Verwijderen	Afgraven + geïsoleerde opslag	L	H	H	Geschikt voor toplagen. Opslag elders of in sleuven op terrein
	Pompen + zuiveren	L	H	H	Geschikt voor grondwater
	Fyto-remediatie	H	M/H	H	Gecontro-leerde verwerking gecontamineerde biomassa
	Oogsten wormen	L	?	?	Nieuw idee, vergt nader onderzoek
	Grazende schapen	H	M/H	?	Mest in potstal verzamelen; gecontroleerd verwerken
Niets doen		H	L	L	Probleem verdwijnt uit collectief geheugen; ecosysteem verandert
Biologische afbraak	Land-farming	H	M	H	Vergt tijd, gecontamineerde zone moet aëroob blijven, peilbeheer van belang
Immobiliseren	Toeslag materialen	M	M	H	Lopend onderzoek Alterra
Reductie risico	Bekalken (pH verhogen)	L	H	H	Als onderdeel van beheerslandbouw?
	Peilverhoging	H	H/M	H	Door anaërobe, vorming sulfide van zw. metalen; nadelig voor landbouw
	Verhogen organische stof (door biomassa in de bodem te werken)	H	M/H	H	Adsorptiecomplex groter, biobeschikbaarheid lager; Als onderdeel van beheerslandbouw?
Verticale verplaatsing	Tijdelijk diep ontwateren	M	M/H	H	Toepasbaar voor fosfaat verzadigde gronden. Fosfaat "parkeren" in diepre lagen, voorkomen uitspoeling
	Aanbrengen leeflaag	M	M	H	Eist monitoring en eventueel beheersinfrastructuur gedragen door overheden

Voor organische verontreinigingen is verhoging van het gehalte organische koolstof een optie. Dat vergroot de adsorptiecapaciteit en verlaagt de fractie verontreiniging in

oplossing door verschuiving van het adsorptie-evenwicht. Beheersmaatregelen zijn hiervoor in het algemeen van toepassing, maar beperking ten aanzien van het bodemgebruik zijn ook geschikt.

Het principe van verwijderen (gecontroleerde afvoer) is bruikbaar voor verontreinigingen met bestrijdingsmiddelen, zware metalen en een voor het beoogd bodemgebruik overmaat aan nutriënten. De ten dienste staande maatregelen betreffen de teelt van gewassen die de verontreiniging opnemen (fyto-extractie), teelt van gewassen die goede condities voor afbraak van verontreiniging bevorderen (fyto-sanitatie), afplaggen en afvoeren van een verontreinigde bovenlaag. Voorwaarde is dat indien verontreiniging moet worden afgevoerd, daarvoor een goed traject is ontworpen (keten-benadering). Het verwerken in sleuven op het terrein kan strijdig zijn met de vigerende wet- en regelgeving

Als oplossingsprincipe is het “parkeren” van de aanwezige verontreiniging in bodemlagen buiten de contact zone met het beschouwd eco-systeem. Dit principe is bijvoorbeeld denkbaar voor de aanpak van fosfaatverzadigde gronden en verlangt het tijdelijk drastisch verlagen van de ontwateringdiepte om verplaatsing van oplosbare verontreiniging naar dieper bodemlagen tot buiten het bereik van het beschouwd ecosysteem te bevorderen (mogelijke aanpak van fosfaatverzadigde gronden). Ook het afschrappen van een verontreinigde bodemlaag en opslag ervan in een verticale sleuf midden tussen ontwateringmiddelen is zo’n voorbeeld.

Als oplossingsprincipe van actuele risico’s die het gevolg zijn van afbreekbare verontreinigingen, kan worden gedacht aan fyto-sanitatie, waarbij door de teelt van gewassen de vereiste fysisch-chemische toestand wordt gecreëerd. Daarbij is ook het handhaven van een voldoende ontwateringdiepte noodzakelijk om voldoende aeratie van de bodem te bewerkstelligen.

Een aparte categorie is de waterboderverontreiniging. De taakgroep betwijfelt of het huidige systeem van klassenindeling nog steeds adequaat is voor karakterisering van de ernst van eco-toxicologische risico’s. De aanpak van waterbodems is problematisch. Er is nog een grote voorraad wegens “achterstallig” onderhoud, terwijl na aanpak van die voorraad er weer verontreiniging kan optreden zolang de bronnen van verontreiniging (atmosferische depositie, riooloverstorten) niet zijn gesaneerd. Op dit moment concludeert de taakgroep dat het eenmalig wegwerken van de voorraad gepaard zou moeten gaan met een programma voor preventie (of reductie) van nieuwvorming van bagger.

Op dit moment is voldoende inzicht in de technische verwerkingsmogelijkheden, echter de publieksacceptatie van een aantal mogelijkheden (depots) vindt slechts een geringe draagkracht. Landfarming in combinatie met energieteelt of natuurontwikkeling, scoren bij het publiek daarentegen beter, zeker als deze activiteit ver buiten de bebouwde kom plaats vindt; dus geen NIMBY effect. Een mogelijkheid om in venige gebieden nieuwvorming van bagger te beperken is door de inlaat van gebiedsvreemd water te stoppen en zoveel mogelijk “eigen” water te conserveren. Daarnaast werd gepleit voor het aanbrengen van “concentratie punten”,

een soort bezinkbassin voor zwevend (en gecontamineerd) organisch materiaal rond gebieden met verontreinigde waterbodems.

Potentiële risico's zijn op te vatten als een tijdbom, die onschadelijk blijft door een bepaald bodemgebruik voor te schrijven of te handhaven met het oog op handhaving van fysisch-chemische condities die de bio-beschikbaarheid binnen de perken houden (voorbeeld: toemaakdekken, pyriet-houdende verontreinigde gronden, uiterwaarden). Indien verandering van landgebruik wordt overwogen, is het raadzaam het actueel risico te evalueren. Aangezien terreinen met een potentieel ecologisch risico's feitelijk geen problemen geven, is de kans aanwezig dat de wetenschap dat er verontreiniging aanwezig is, uit het collectief geheugen verdwijnt. Aantekening daarvan bij het kadaster en opname in bodemkwaliteitskaarten is daarvoor een remedie.

Tabel 2 Samenvatting principes, methoden, effectiviteit en eventuele neveneffecten van maatregelen voor potentiële risico's

Principe	Methode	Effectiviteit			Neven-effect/ opmerking
		Maatsch. draagvlak	Kosten	Ecolog.	
Vigerend landgebruik	Aantekening in kadaster	H	L	Nvt.	Voorzorg principe, opnemen in bodemkwaliteitskaart
Verandering landgebruik	BOS risico benadering		L	Nvt.	Beslissingsondersteunend systeem voor zw. metalen beschikbaar (Alterra)
	Maatregelen conform actueel risico.				Zie tabel 1A

Risico's met een maatschappelijk oorsprong die wellicht leiden tot te dure oplossingen zijn alleen te voorkomen door met een vroegtijdige, onafhankelijke en betrouwbare publieksvoorlichting een proportionele maatschappelijke perceptie van de problematiek te bevorderen. Dit aspect leeft, althans bij de deelnemers aan de workshop, niet echt. De constatering dat binnen de taakgroep geen aandacht werd besteed aan de vraag hoe bepaalde problemen werden gesignaleerd en tot ernstig werden verklaard spreekt in dit geval voor zich.

Het ondeskundig polemiseren, ook door onderzoekers, is niet geheel te vermijden, maar kan wellicht worden aangepakt door studenten in de opleidingen een verplicht vak "publieksvoorlichting" te laten volgen. Aangezien eventueel te dure oplossingen het gevolg kunnen zijn van lokale maatschappelijke krachten die een sturende invloed hebben op politieke afwegingen, mag ook van de politiek worden verlangd dat

evenwichtige afwegingen worden gemaakt. In dit verband zou een instrument voor een kosten / baten afweging z'n nut kunnen bewijzen, echter zo'n instrument is niet beschikbaar.

Het niet of onvoldoende betrekken van kennis van verontreiniging in een zeer vroeg stadium van ruimtelijke planvorming kan (nog) ontstaan doordat reguliere informatie soms ontbreekt of onvolkomen is. Zodra de bodemverontreinigingen op kaarten zijn vastgelegd, zal het wellicht tot de standaard ontwerppraktijk gaan behoren om die informatie als "onderlegger" voor de plankaarten te gebruiken. Zolang dat niet het geval is, is voorlichting aan de beroepsgroepen en aandacht hiervoor in de vakpers een tussenoplossing. Daarnaast verdient het aanbeveling om de ontwerppraktijk in de curricula van de relevante opleidingen te verankeren.

Ad c Aanbevelingen

De praktijk wordt aanbevolen om alle stakeholders in een vroeg stadium bij de ontwikkeling van maatregelen te betrekken en dat te laten flankeren door een objectieve, onafhankelijke en deskundige publieksvoorlichting. Ook wordt aanbevolen om oplossingen die niet a-priori lijken te sporen met de vigerende wet- en regelgeving niet bij voorbaat uit te sluiten. Discussies tussen ontwerpers / materie deskundigen en juristen/vergunning verleners kan wederzijds bevruchtend en verhelderend werken.

Het beleid wordt aanbevolen om de beleidskaders niet al te eng te interpreteren; zorg te dragen voor de bepleite onafhankelijke, objectieve en deskundige publieksvoorlichting; zorg te dragen voor een blijvende infrastructuur voor kennisverzameling en –uitwisseling; te overwegen om het stelsel van normen en criteria te versterken met de insteek van bio-beschikbaarheid en actuele risico's; heldere doelen te formuleren, deze in gebiedsvisies te verankeren en te koppelen aan termijnen waarbinnen de doelstellingen gerealiseerd moeten worden; de grondmobiliteit te bevorderen door het begrip schuldloze veroorzaker om te zetten in schuldloos veroorzaakte verontreiniging waaraan een flexibel te realiseren verbeterplan is gekoppeld.

Adviseurs zijn bij uitstek de kennismakelaars. Deze beroepsgroep wordt aanbevolen voortdurend vernieuwingen te promoten en uit te proberen; dat te doen in samenspraak met juristen en handhavers; maatregelen te ontwerpen vanuit ketenbenadering;

Het onderzoek wordt aanbevolen gesignaleerde kennisleemtes op te vullen. Primair gaat het om het toegankelijk maken van kennis door de ontwikkeling van een beslissingsondersteunend systeem voor de keuze van maatregelen waarin "state of the art" kennis is verankerd; secundair gaat het om de ontwikkeling van kosten / baten analyse; ontwikkeling en dimensionering van enkele oplossingsvarianten; aandacht voor effecten van de "vergeten" hormoonachtige stoffen in het oppervlaktewater en waterbodem.

1 Opzet workshop

De aanpak van bodemsanering in het landelijk gebied bleek moeizaam: enerzijds moest soms het bewustwordingsproces nog op gang komen, anderzijds was wel de bereidheid aanwezig om bodemverontreiniging aan te pakken, maar bestond nog onzekerheid over de werkelijke risico's en de aard en effectiviteit van te treffen maatregelen. Ook de financiering speelde en speelt nog een belangrijke rol. Overigens valt er op dit moment al veel te leren van gerealiseerde integrale oplossingen voor sanering van verontreinigde locaties in het landelijk gebied (bijvoorbeeld de Krimpenerwaard).

Het idee om het bewustwordingsproces te bevorderen en gesignaleerde kennisleemtes op te vullen, is vorm gegeven in het "Platform Ecologische Risicobeoordeling". Dit Platform is een samenwerkingsverband tussen het ministerie van VROM, LNV, AKWA-RIZA, RIVM en Bioclear (penvoerder) en wordt mede gefinancierd door SKB.

Het Platform heeft zich ten doel gesteld om kennis op het terrein van ecologische risico's van land- en waterbodemverontreiniging te verspreiden en toepassing ervan te bevorderen. Begonnen is met het samenstellen van een overzicht van lopende onderzoeksprojecten, dat te vinden is op www.bodembreed.nl.

Daarnaast zijn taakgroepen geformeerd rond de thema's:

1. *"State of the art" van ecologische risicobeoordeling*, die vooral betrekking heeft op methodologisch aspecten;
2. **Beheer van ecologische risico's**, met de focus op de achtergrond van (beheers)maatregelen die bestaande risico's wegnemen dan wel geleidelijk verminderen volgens de principes van het actief bodembeheer;
3. *Belang van ecologische risico's*, gezien vanuit een maatschappelijk perspectief en gericht op de in brede zin opgevatte nutsfunctie van ecosystemen;
4. *Beoordelingskaders*, gericht op het opstellen van beoordelingscriteria voor veldecologische waarnemingen in het acuatisch en terrestrisch milieu.

De Taakgroep Beheer Ecologische Risico's heeft zich bezig gehouden met het benoemen van typen verontreinigde bodems waaraan ecologische risico's zijn verbonden. Van deze typen is aangegeven welke oplossingen denkbaar zijn. Daarbij is vooral de nadruk gelegd op beheersmaatregelen die stroken met het principe van actief bodembeheer.

Voor de workshop zijn deelnemers uitgenodigd die uit verschillende sectoren afkomstig zijn: onderzoek (universiteit, kennis instellingen), advisering (ingenieursbureaus), beleid (provincie en Rijk) en beheerders / uitvoerende diensten (zie bijlage 1, lijst van genodigden).

De deelnemers aan de workshop zijn ingedeeld in drie groepen, waarin de diverse sectoren waren vertegenwoordigd. Van deze groepen is gevraagd:

- (1) typen van verontreinigde bodems te benoemen, aan te geven hoe de problemen waren gesignaleerd, hoe de aard, omvang en ernst werd vastgesteld en welke bestuurlijke en maatschappelijke processen op gang kwamen na signalering van de problemen;
- (2) principes en voorbeelden van oplossing aan te geven van minstens vijf gesignaleerde problemen op het gebied van “Landbouw”, “Water” en “Natuur”, met aandacht voor maatschappelijke, bestuurlijke en juridische mogelijkheden en/of belemmeringen en het verwacht kosten niveau;
- (3) In een plenaire bijeenkomst is van elke deelnemer gevraagd de voor hem/haar meest relevant gevonden aanbeveling te formuleren.

2 Type bodem verontreiniging met ecologische risico's

Geen van de groepen heeft een scherpe definitie gegeven van het begrip (land- en water)bodem verontreiniging in relatie tot het begrip ecologische risico. Er leek consensus te bestaan over het begrip, gedefinieerd als:

overschrijding van een zekere gehalte verontreiniging die direct voor het doelorganisme beschikbaar is (= bio-beschikbaarheid) in de bodem, grond- en oppervlaktewater en daardoor in een of meerdere ketens van een breed opgevat voedselweb leven- of gezondheidbedreigende problemen veroorzaakt en de overlevingskans van het beschouwd ecologisch systeem in gevaar brengt. Daarmee werd al dan niet expliciet afstand genomen van de huidige definities volgens de vigerende wet- en regelgeving.

Bij het typeren van verontreiniging die kunnen leiden tot ecologische risico's werden actuele en potentiële ecologische risico's onderscheiden. Voorbeelden van potentiële risico's zijn de toemaakdekken in het veenweidegebied, waar geleidelijk verlies van organische stof kan leiden tot toenemende gehalten zware metalen, maar waarvan de biobeschikbaarheid beperkt blijft tgv. landbouwkundig handelen. Omzetten van verontreinigde landbouwgrond met relatief hoge gehalten zware metalen in natuurterreinen, werd aangemerkt als een potentieel risico tgv. de verwachte daling van de zuurgraad vanaf het moment waarop het landbouwkundig handelen wordt gestaakt. Actueel risico is bijvoorbeeld de huidige opname van zware metalen door een gewas.

Als verontreinigende stoffen werden zware metalen, PAK's, PCB's, gechlloreerde koolwaterstoffen, etc., maar ook nutriënten, voornamelijk fosfaat, bestrijdingsmiddelen en de "vergeten" hormoonachtige stoffen (verantwoordelijk voor de "vervrouwelijking van de natuur") aangewezen.

De volgende typen verontreinigingen en "risico's" werden onderscheiden (tabel 3):

Tabel 3 Onderscheiden type verontreinigingen / risico's

Type verontreiniging / risico's	Opmerking
Toemaakdek	>streef- en =< interventiewaarde (zw. metalen) geen ecol. risico's bij landbouwk. gebruik mogelijk ecol. risico's bij bestemming natuur
Pyriet-houdende gronden	Geringe biodiversiteit, relevant als oxidatieve perioden > anaërobe perioden ("natte" natuur terreinen, kwel aanwezig)
Uiterwaarden, beekdalen	Resultaat van overstroming met verontreinigd water (bv. De Dommel, Rijntakken, Vecht), beperking tav. natuurwaardenontwikkeling
P-verzadigde gronden	Lange termijn effecten tgv. langzame uitspoeling naar oppervlakte water
Kleiduivenschietterreinen	Soms acute loodvergiftiging bij vogels en vee die lood-hagel opnemen. De hagel blijft in de krop of maag en gaat in oplossing.
Oude stortplaatsen	Geen bovenafdichting; uitloging, grondwaterverontreiniging: "vuile" pluimen in het grondwater. Bijzondere stortten, bv. Volgermeer, Ilperveld.
Bestrijdingsmiddelen	Persistente, nu verboden middelen worden nog steeds aangetroffen in bijvoorbeeld oude boomgaarden etc.
Atmosferische depositie	Afkomstig van vroegere industrieën of verbrandingsinstallaties (cadmium, dioxinen, PAK's, Sox, NOx)
Slootdempingen	Slootdempingen met bouw- en sloopafval, shredder, lompen, havenafval, industrieafval. Voorbeeld: Krimpenerwaard, Drentse en Groninger wijken.
Vloevelden	Bezinkterreinen van vroeger industrieën (o.a. wasserijen etc.)
Planvorming	Als gevolg van (te) weinig aandacht voor eventuele gevolgen van aanwezige verontreiniging bij planvorming (bijvoorbeeld bij projectontwikkeling) kunnen naderhand dure ingrepen nodig zijn.
Veranderend landgebruik	Bijvoorbeeld als gevolg van het omzetten van landbouwgrond in natuurterrein blijft onderhoudsbekalking achterwege, daalt de pH en neemt de bio-beschikbaarheid van zware metalen toe: <u>potentieel risico</u>
Maatregel / beheer	Afplaggen van heide is een maatregel om nutriënten overschotten weg te werken. Het plagsel geldt soms wegens te hoge gehalten (zw. metalen) als verontreinigd. Plagsel kan dan niet anders dan tegen hoge stortkosten worden verwerkt
Publieke opinie	Soms kunnen als gevolg van de perceptie van aanwezige verontreiniging (vooral als deze in termen van verdacht en hoge saneringsurgentie wordt gekarakteriseerd) door publieke druk niet doelmatige maatregelen worden genomen.
Baggerspecie	Verspreiden van licht verontreinigde baggerspecie kan leiden tot een verslechtering van de bodemkwaliteit

Als knelpunten cq belemmeringen werden het huidig systeem van normen en criteria genoemd, in een enkel geval de wet- en regelgeving, en verder de kaders waarbinnen soms oplossingen worden ontwikkeld. Daarnaast werd als knelpunt ervaren het ontbreken van een instrument om het rendement van maatregelen te evalueren.

In de discussies rond de te hanteren uitgangspunten voor oplossing van problemen werd bepleit om uit te gaan van werkelijke risico's (op basis van biobeschikbaarheid). Als voorbeeld werden de uiterwaarden en de toemaakdekken genoemd.

Ook werd gememoreerd dat het zeer nuttig is om bij het formuleren van saneringsdoelstellingen niet uitsluitend aan het bureau te blijven zitten, maar ook de lokale omstandigheden ter plaatse in ogenschouw te nemen, bij voorkeur samen met een deskundige met veel theoretische en veldkennis. Onvoldoende lokale kennis werd dan ook als een risico aangemerkt.

Als voorbeeld van beperkte kaders voor oplossingen werd de problematiek van heideplagsel genoemd. Door wellicht onvoldoende aandacht te schenken aan de bestemming van het plagsel en de eventuele daaraan gekoppelde ecologische risico's kon een probleem ontstaan. In deze samenhang werd een keten benadering bepleit.

Om de aanpak van verontreinigingen te prioriteren en fondsen te alloceren werd betoogd dat het ontbreken van een instrument om de kosten effectiviteit van maatregelen a-priori te bepalen, als een gemis wordt ervaren.

Geen van de groepen is ingegaan op de vraag hoe verontreinigingen werden gesignaleerd, de aard, omvang en ernst werd vastgesteld en welke processen hebben geleid tot de oplossing die uiteindelijk is gekozen.

3 Oplossingen voor bodemverontreinigingen

Als sturende factoren bij het zoeken naar oplossingen van gesignaleerde bodemverontreinigingen met een ecologisch risico werden de volgende aspecten onderscheiden:

- 1 de aanwezigheid van verontreinigingen in land- en waterbodem;
- 2 de publieke opinie, gebaseerd op niet altijd op feiten gevormde perceptie van de aard en ernst van de problemen, maar wel met een politieke impact en invloed op de maatregelen die de verantwoordelijke overheid treft. Deze maatregelen zijn, gelet op de werkelijke ecologische risico's soms niet verdedigbaar. Zie bijvoorbeeld de publieke discussies rond het slibdepot in de Kaliwaal bij Boven-Leeuwen (<http://kaliwaal.novi.net/>). Ook de kwestie van toemaakdekken werd door een enkeling aangemerkt als "goed bedoelde, maar ondeskundig polimiseren".
- 3 Het veronachtzamen van aanwezige bodemverontreiniging bij projectontwikkeling in de planfase. Daardoor kunnen de (maatschappelijke) kosten om de verontreiniging naderhand aan te pakken aanzienlijk hoger uitvallen dan wanneer er direct rekening mee wordt gehouden en aanpak volgens de principes van actief bodembeheer nog mogelijk is (bijvoorbeeld door toch maar een parkeerplaats aan te leggen op een verontreinigde bodem met immobiele verontreiniging en zodoende contact risico's wegnemen)

Hieruit blijkt dat oplossingen niet noodzakelijkerwijze een technische insteek behoeven. Soms volstaat een publieksvoorlichting of een aanpassing van de ontwerppraktijk.

3.1 Landbouw

De oplossingsrichting voor aanpak van verontreinigde locaties in gebieden met een landbouwkundige bestemming werd gezocht in een paar principes:

- 1 vermindering van de biobeschikbaarheid (zware metalen);
- 2 gecontroleerde afvoer van een deel van de verontreiniging;
- 3 "parkeren" van verontreiniging in delen van het bodemcompartiment buiten het bereik van het beschouwd ecologisch systeem;
- 4 Biologische afbraak van organische contaminanten

Ad 1

De biobeschikbaarheid hangt samen met de grootte van het adsorptiecomplex, de aard van de verbinding waarvan de verontreiniging deel uit maakt en de zuurgraad van het bodemvocht. De zuurgraad is te manipuleren (bekalken etc.), en vergt "beheersmaatregelen". Toevoeging van bepaalde verbindingen aan de bodem kan leiden tot de vorming van complexen waarin de verontreiniging zodanig gebonden is dat deze niet meer in oplossing gaan en dus immobiel zijn. Tot slot kan de grootte van het adsorptiecomplex beïnvloed worden door aanvoer van organische stof.

Ad 2

Het idee om gewassen te telen met een groot opnemend vermogen is inmiddels gemeengoed, maar beperkt effectief. Het geopperd idee om de wormactiviteit en populatieomvang te stimuleren en daarmee verontreiniging in deze beesten vaste leggen is nieuw. Afvoer van gecontamineerde plantendelen of dieren, leidt tot reductie van het verontreinigingspotentieel, maar vereist wel weer een adequate oplossing in het vervolg traject (verwerking / opslag).

Ad 3

Dit principe zou geschikt zijn voor fosfaatverzadigde gronden, waar het ontwateringsniveau gedurende een zekere periode zou verlaagd moeten worden om het fosfaat naar diepere lagen te transporteren. Zodra de toplaag uitgelooft is, zou de ontwateringdiepte drastisch moeten worden verminderd. De bulk van het neerslagoverschot zou dan plaats vinden door bodemlaag boven de laag waar naar toe het fosfaat is verplaatst.

Locaties met een verontreiniging in het bovenste deel van de toplaag lenen zich voor het afschrappen van de “vuile” toplaag en het “begraven” van de verontreiniging in smalle, diepe verticale sleuven die evenwijdig aan de watergangen / ontwateringmiddelen lopen.

Ad 4

Verontreinigingen als PAK en minerale olie zijn afbreekbaar, maar daarmee is vaak veel tijd gemoeid. Er zijn steeds meer indicaties dat, rekening houdende met langzame afbraak (tientallen jaren), steeds meer contaminanten afbreekbaar blijken te zijn. Voorwaarde is wel dat de omstandigheden in de bodem de juiste biologische processen stimuleert. Een aangepast beheer is dus een vereiste.

Tabel 4 Oplossingen voor verontreinigde locaties met landbouwkundige bestemming (++= hoog, += goed, - = matig, -- = slecht, ? = onbekend)

Principe	Maatregel	Ecol. rendement	Kosten	Draagvlak (publiek / bestuur)
Reductie bio-beschikbaarheid	Immobilisatie (bekalken, etc.)	+	+/-	+ ?
	afbraak(bemesten, tbv. afbraak olie, PAK's)	+	+/-	--/+?
	Verhogen grondw. peil + extensieve landbouw	+	++/-	- (landbouw) + (niet landbouw)
	Baggeren + teelt wilgen + verhakselen	+	--/+	+/- ?
	Braak leggen	-/+	- / +	+ ?
	Aanpassen teeltplan	- / +	+ / -	-/+ ??
Gecontroleerde afvoer	Fytoremediatie	- / +	- / +	+ ?
	Wormen kweken + oogsten	+ / -	- / + ???	? Nader onderzoek
Verplaatsen	Diepe ontwatering, P-uispoelen naar diepere lagen	+	--/+	--/+? Nader onderzoek
	(Top)laagje in verticale sleuf begraven	++	+	-- (wet- en regelgeving) ?

3.2 Natuur

Maatregelen die voor natuurterreinen geschikt worden geacht, tonen grote overeenkomst met die voor landbouwgebieden. Verschillen treden op bij het manipuleren van het grondwater regime cq niveau, waar voor de bestemming natuur het fysiek draagvermogen van de bodem in verband met bewerking en berijding veel minder cruciaal is dan in de landbouw.

Als maatregel voor natuurterreinen wordt het principe van concentreren van stoffen op “knooppunten” van ecosystemen geschikt geacht. Voorbeelden zijn het opnemen van een “zandvang”, “invangmoeras” of helofyten filter voor het laten bezinken van gecontamineerde, zwevend stof in het oppervlakte water. Ook de inzet van schapen voor het verschralen gronden wordt als een concentratiemaatregel gezien indien deze beesten overdag grazen en 's nachts in een (pot)stal worden gehouden. Een (belangrijk) deel van de mest (inclusief de uitgescheiden nutriënten) komt dan op een hoop.

Tabel 5 Maatregelen tbv. verontreinigde bodem in natuur terreinen (L=laag; M=middel; H=hoog)

Maatregel	Effectiviteit / rendement		
	Ecologisch	Draagvlak	Kosten
Niets doen	M	H	L
Verhogen grondwaterstand (anaërobe zone dikker)	M	H	L
pH verhogen, immobilisatie zw. metalen	M/L	L	L
Verhogen organische stof (immobilisatie PAK's, POP's)		H	H
Manipulatie verdamping		H	H
Vegetatie-afbraak organische contaminanten			
Vegetatie-fysische condities voor afbraak org. contaminanten			
Schapen (potstal), tbv, concentreren nutriënten	H	H	H
Baggeren vennen	H	H	H
“Barrières” (zandvang etc.)	M	H	L
Sanering grondwater naast vuilstort (“pluimaanpak, biologisch actieve scherm)	H	L	?

3.3 Water(bodem)

De aanpak van (verontreinigde) waterbodems is nog steeds geen eenmalige actie, zolang diverse puntbronnen (o.a. rioleringen) niet zijn gesaneerd en atmosferische depositie van o.a. PAK's niet is gereduceerd. De voorgestelde aanpak van waterbodems betreft dan ook een eenmalige actie om de voorraad weg te werken (achterstallig onderhoud) en maatregelen om de productie van nieuwe bagger te reduceren en tegelijkertijd het saneren van de bronnen

Voor de aanpak van de voorraad verontreinigde waterbodem is voldoende kennis opgebouwd omtrent methoden van aanpak. Naast de klassieke opslag in depots, zijn er methoden ontwikkeld waarbij de afbraak van PAK's wordt bevorderd door wilgen

op de bagger te telen en het hout voor energieopwekking te gebruiken (bijvoorbeeld het door IMAG, Alterra ism. Wiel en v/d Vries ontwikkeld concept van landfarming in combinatie met energieteelt) of gebruik van waterbodemplaat als afdeklaag op verontreinigde grond in combinatie met natuurontwikkeling (bijvoorbeeld zoals in Ilperveld is ontwikkeld door Tauw ism. Alterra).

Om te voorkomen dat na het baggeren snel nieuwe bagger ontstaat, is voor de veenhoudende gronden gesuggereerd om aanvoer van gebiedsvreemd water te beperken, dan wel gebiedseigen water te conserveren. De aangevoerde nutriënten die bevorderen de afbraak van organisch materiaal en vernietigen de samenhangende vezelstructuur. Daardoor raakt het organisch-mineraal complex snel losgeslagen van de oorspronkelijke massa, gaat zweven en vormt weer nieuwe bagger. Methaan vorming zou door de vorming van een sponsachtige structuur, eenzelfde effect te sorteren.

Tabel 6 Maatregelen t.b.v. preventie / aanpak waterbodemplaatproblematiek

Maatregel	Aandacht voor	Rendement
Bron sanering	Riooloverstorten	Hoog, maar lokaal
Peilbeheer (reductie nieuwvorming bagger)	Geen gebiedsvreemd water meer inlaten. Dat stimuleert productie van bagger in veengebied ivm nutriëntenrijkdom en methaan vorming (creëert slappe taluds)	Hoog, maar ook hoge bijkomende kosten voor de landbouw (nat- en droogteschade)
	Water conserveren (reductie aanvoer nutriënten)	Hoog, maar nadelige neveneffecten voor landbouw
	Natuurlijk peilbeheer (vertraagde afvoer), vergelijkbaar effect als waterconservering	Hoog, maar landbouw moet extensiveren (ivm. oogstzekerheid en draagkracht)
Baggeren (verwijderen bestaande voorraad)	Nieuw vorming van bagger	Gering blijvend effect van baggeren
	Verwerken in depot	Goed, Nimby effect
	Verwerken op de kant	Matig: lokale kringloop verontreiniging (zw. metalen); Goed: biolog. afbraak PAK's
Concentreren (beperking verspreiding)	Zwevend organisch materiaal laten bezinken in "zandvang" etc.	Goed / matig, hangt af van regelmogelijkheid verblijftijd in bezinkruimte
Integrale benadering (combinatie van diverse doelstellingen en daarop afgestemde maatregelen. Bijvoorbeeld recreatie + inrichting EHS + behoud landschap etc.)	Inpassen in regionale gebiedsontwikkelplannen + afstemming maatregelen zoals: - Opruimen achterstallige voorraad - Herzien inlaten van gebiedsvreemd water - Aanbrengen van "bezinkputten"	* Goed, als werk met werk wordt gemaakt * Goed, "no regret" optie * Goed, preventie / reductie nieuwe aanmaak bagger * Goed / matig, hangt af van regelmogelijkheid verblijftijd in bezinkruimte

4 Aanbevelingen

Aanbevelingen voor de praktijk:

- 1 Schakel een materiedeskundige in die bekend is met de lokale omstandigheden;
- 2 Communiceer problemen helder aan bevoegd gezag, zodat deze gerichte maatregelen kan nemen dan wel wet- en regelgeving aanpast;
- 3 Vooraf aan ruimtelijke planvorming (o.a. woonlocaties) de bodemkwaliteit in kaart brengen en rekening houden met eventueel aanwezige verontreinigingen;
- 4 Bij ruimtelijke planvorming alle stakeholders in vroeg stadium inschakelen;
- 5 Probeer nieuwe oplossingen uit, maar schakel tijdig juristen in voor interpretatie van de wet- en regelgeving. Laat technenuten heldere tekst en uitleg geven aan juristen;
- 6 Benoem /"kwantificeer" ecologisch rendement van maatregelen;

Aanbevelingen voor het beleid:

- 1 Beleidskaders niet al te eng opvatten, ruimte creëren door heldere en duidelijk doelformuleringen;
- 2 Bevorder het samenbrengen en delen van de diversiteit aan oplossingen (inhoudelijke communicatie tussen overheid en maatschappij);
- 3 Bevorder het melden van gesignaleerde knelpunten in de praktijk, maar verlang een gefundeerde toelichting, zodat eventueel gerichte actie kan worden ondernomen (communicatie probleem);
- 4 Spits normen toe op risico-benadering;
- 5 Ecologisch rendement zichtbaar maken en koppelen aan gebiedsvisies;
- 6 Op basis van gebiedsvisies afspraken in bestuursovereenkomsten en streekplannen maken; ten aanzien van ecologische doelen, termijn vaststellen waarin beheersmaatregelen en gebruiksveranderingen / beperkingen geïmplementeerd moeten zijn;
- 7 Bevorder grondmobiliteit door het principe van "schuldloze veroorzaker" van verontreinigingen om te zetten in "schuldloos veroorzaakte" verontreiniging. Koppel een flexibel en haalbaar stappenplan aan de verontreiniging, dat op grond van redelijkheid wordt uitgevoerd door de (toevallige) eigenaar. Laat saneringsverplichting vervallen die nu ontstaat bij eigendomsoverdracht van verontreinigde grond van een "schuldloze veroorzaker" naar derden en stel daarvoor in de plaats het stappenplan.
- 8 Filosofie achter Experimentenwet Stad en Milieu wellicht ook toepasbaar op landelijk gebied.

Aanbevelingen voor adviseurs:

- 1 School regelmatig bij;
- 2 Pas nieuwe inzichten snel toe, schakel eventueel juristen in vroeg stadium in;
- 3 Maatregelen ontwerpen op basis van een ketenbenadering;

Aanbeveling voor onderzoek:

- 1 Ontwikkel een systematiek voor een kosten-baten afweging van alternatieve maatregelen;
- 2 Ontwikkel een beslissingondersteunend systeem voor aanpak van verontreinigingen in het landelijk gebied om zodoende de aanwezige kennis en ervaring te consolideren;
- 3 Onderzoek mogelijkheden van verplaatsing van verontreiniging via manipulatie van ontwateringdiepte;
- 4 Onderzoek mogelijkheden van concentratie (en verwerking) van verontreiniging;
- 5 Kwantificeer emissie van hormoon-achtige (“vergeten”) stoffen en onderzoek de ecologisch gevolgen daarvan.

Algemene aanbeveling:

- 1 Veranker het bevorderen van kennisoverdracht en –verspreiding in een institutionele structuur en vermijd een projectmatige benadering.

Bijlage 1 Lijst van genodigden (* = geen deelnemer)

Genodigden voor de workshop

Naam	Voorn.	Titel	Straat	Nummer	Postcode	Stad	Organisatie
Boels	Dethmer	Ir	Postbus	47	6700 AC	Wageningen	Alterra
Bolsius (*)	Manoc. M. M.	Ir.	Postbus	20701	2500 ES	Den Haag	Ministerie van Defensie
Bos(*)	Simon	Ir.	Postbus	133	7400 AC	Deventer	Tauw bv
Brand(*)	J. M.	Drs.	Postbus	20401	2500 EK	Den Haag	Ministerie van LNV
Doelman	Peter	Dr. Ir.	August Faliseweg	10	6703 AS	Wageningen	Doelman Advies
Edelman	Theo	Ir.	Leonard Roggeveenstraat	17	6708 SL	Wageningen	Edelman BV Bodemkundig Adviesbureau
Eijk van der	Dirk	Dr. Ir.	Postbus	90602	2509 LB	Den Haag	Prov. Zuid-Holland
Glorie-Bergmans	Maryann A. P.	Ing.	Postbus	80300	3508 TH	Utrecht	Prov. Utrecht, Sector Bodemsanering
Harmsen	Joop	Drs.	Postbus	47	6700 AA	Wageningen	Alterra
Hopman	Marian C. G.	Ir.	Postbus	20401	2500 EK	Den Haag	LVN-GRR, Afd. Milieu & water
Japenga	Jan.	Dr.	Postbus	47	6700 Aa	Wageningen	Alterra, Wageningen
Jonge de	Jolande	Dr.	Archipel	15_25	8224 GC	Lelystad	RIZA
Karres	Jep J. C.	Drs.	Postbus	20401	2500 EK	Den Haag	LVN-Directie Natuur
Kok	Frank R.	Ing.	Postbus	9070	6800 ED	Arnhem	Rijkswaterstaat Directie-Oost
Koomen	Ilona	Ir.	Postbus	133	7400 AC	Deventer	Tauw bv
Leendertse	Peter	Ir.	Postbus	10015	3505 AA	Utrecht	Stichting CLM
Lijzen	Johannes	Dr.	Postbus	1	3720 BA	Bilthoven	RIVM-LER
Meuldijk(*)	Piet	Ir.	Postbus	28000	9400 HH	Assen	NAM
Roelofs	J. G. M.	Dr.	Toernooiveld	1	5625 ED	Nijmegen	KUN, Faculteit der Natuurwetenschappen
Stellingwerf	Jaap	Drs.	t Vaarland	15	2811 LH	Stoelwijk	Stichting Beheer krimpenerwaard
Tuinstra	Jaap	Drs.	Postbus	94241	1090 GE	Amsterdam	Royal Haskoning, Amsterdam
Vlamings(*)	William G.J.	Ir	Vestdijk	53	5611 CA	Eindhoven	Ministerie van defensie
Waarde	Jaap	Dr.	Postbus	2262	9704 CG	Groningen	Biolear
Westerhof	Roelof	Dr.	Postbus	80015	3508 TA	Utrecht	NITG-TNO
Winkel(*)	Martin	Ir.	Postbus	20031	3502 LA	Utrecht	DLG Utrecht
Tooren van (*)	Bart		Postbus	9955	1234 ZS	s-Graveland	Natuurmonumenten

Bijlage 2 Achtergrond

In het landelijk gebied komen zowel lokale en diffuse land- en waterboderverontreinigingen voor die de volksgezondheid in het algemeen niet direct bedreigen, maar wel effect hebben op de kwaliteit van de bodem, grondwater en het ecologisch systeem. Een enkele keer komen verontreinigingen in het nieuws als een individuele boer schade heeft of denkt geleden te hebben. Voorbeelden daarvan zijn de gevolgen van riooloverstorten op de gezondheid van vee (boer Pouw onder andere) en bodems die verontreinigd zijn geraakt door atmosferische deposities (bijvoorbeeld dioxinen in de Lickebaert en rond Alkmaar). Soms ontstaan problemen door oplossing van andere problemen zoals bijvoorbeeld bij het afplaggen van natuurterreinen als verschravingsmaatregel waar hergebruik van het plagsel soms strijdig is met BOOM. Andere verontreinigingen met een hoofdzakelijk ecologisch effect, zoals een overmaat aan nutriënten, verheugen zich vaker in belangstelling van media (en beleidmakers).

Wellicht wegens het ontbreken van zowel voldoende informatie omtrent aard en voorkomen van verontreinigingen, als van de directe gevaren van bodemverontreiniging voor volksgezondheid en natuur in het landelijk gebied, is de aandacht voor aanpak van verontreiniging hoofdzakelijk gericht geweest op het stedelijk gebied.

Enkele feiten en cijfers

We hebben vooral te maken met een erfenis uit het verleden, waarbij de ca 3800 gesloten oude stortterreinen met een gezamenlijk oppervlak van ca. 9000 ha (IWACO, 1993) direct in het oog springen. Door het ontbreken van een deugdelijke afdichting kan perkolaat vrijelijk in de bodem weglekken en dat is er de oorzaak van dat jaarlijks zo'n slordige miljoen kubieke meter zeer ernstig vervuilde grond aan de huidige voorraad wordt toegevoegd.

Ook komen we als erfenis de gevolgen tegen slootdempingen en terreinophogingen. Gelukkig is dat meestal met schone grond gebeurd, maar in een aantal gevallen is alles gebruikt wat maar volume en massa had. Dat zijn nu de locaties die zijn verontreinigd. Geraamd wordt dat binnen landinrichtingsprojecten 7 tot 8 ernstig verontreinigde locaties per 1000 ha voorkomen, wat geëxtrapoleerd voor heel Nederland neer komt op 25.000 - 30.000 locaties. In de Krimpenerwaard liggen bijvoorbeeld ongeveer 5000 slootdempingen waarvan ca. 80% met verdacht dempingmateriaal zoals bouw- en sloopafval, havenslib, shredder, lompen, huishoudelijk- en industrieafval etc..

Behalve de zogenaamde punt- en lijnbronnen treffen we ook diffuse verontreinigingen aan (tabel 1, Landbouwadvisiecommissie, 1991). Gronden die met zware metalen zijn verontreinigd beslaan een oppervlak van ongeveer 105.000 ha en zijn te vinden in de Brabantse Kempen, op de Limburgse lössgronden, uiterwaarden van de grote rivieren, havenslibgronden (de zogenaamde loswallen), toemaakdekken in het veenweidegebied en verder nog verspreid over Nederland. De verontreiniging aan zware metalen is groter dan 2 keer de referentiewaarden waardoor landbouw zonder teeltmaatregelen en zware bekalking beperkingen zou ondervinden.

Tabel 1 Arealen landbouwgrond die met zware metalen zijn verontreinigd

Gebied	Oppervlak (ha)
Brabantse kempen	35.000
Limburgse Lössgronden	20.000
Uiterwaarden grote rivieren	25.000
Havenslib gronden	500
Toemaakdekken	18.000
Overige landbouwgronden	5.000
Totaal	103.500 ha

Een apart probleem vormen riooloverstorten (ca. 5000) die met de “boer Pouwkwestie” in het middelpunt van het nieuws kwamen. Uit een epidemiologische studie van het ID-DLO is gebleken dat de melkproductie, de gezondheid en vruchtbaarheid van vee aantoonbaar geschaad kunnen worden door contact met water en waterbodem in de nabijheid van riooloverstorten.

Dan hebben we nog een derde categorie verontreinigingen: de waterbodem. Waterlopen staan aan het einde van de waterkringloop en zijn dus een ideale verzamel- en doorvoerplaats van verontreinigingen. Schattingen gaan uit van zo'n 18 miljoen m³ verontreinigde inrichtings-, sanerings- en onderhoudsspecie van kwaliteitsklasse 3 en 4 in landinrichtingsprojecten (Workshop Land- en waterbodemverontreiniging in het landelijk gebied, 5 dec. 1995, Wageningen). Harmsen et al. 1998, vermoeden dat in de kleinere waterlopen ruim 6 miljoen m³ klasse 3 en 4 waterbodem aanwezig is en uit NOBIS studie (Harmsen, 1998) blijkt dat in Noord-Holland alleen al in de regionale waterlopen 1-3 miljoen m³ klasse 3 en 4 waterbodem wordt aangetroffen. Deze kwaliteitsklasse mag in principe niet op de kant worden verwerkt.

Dit heeft geleid tot enkele met bodemverontreinigingen samenhangende problemen.

- 1 angst bij ondernemers voor consumententwijfel aan de hoge kwaliteit van de Nederlandse land- en tuinbouwproducten door vermoedens van aanwezigheid van verontreinigingen in bepaalde gebieden;
- 2 stagnatie in de voortgang van landinrichtings- en natuurontwikkelingsprojecten (EHS), die enerzijds wordt veroorzaakt door nieuwe eigenaren die bij de uitruiil geen grond met een verontreiniging in eigendom willen aanvaarden, anderzijds door de relatief hoge saneringskosten waarvoor budgetten ontbreken en kosten niet of nauwelijks kunnen worden verhaald. Daardoor worden beleidsdoelen niet gehaald.

(Nieuwe) initiatieven

Sanering van bodemverontreiniging op locaties met hoge (bedrijfseconomische) baten vormt, afgezien van de natuurlijke reflex om kosten te vermijden, zelden een knelpunt. Geheel anders ligt dat voor bodemverontreiniging in gebieden met vrijwel alleen maatschappelijk baten, zoals in natuurontwikkelingsgebieden (EHS),

rivierbedverruiming en de aanleg van grote infrastructurele voorzieningen (bijvoorbeeld de Betuwe route, HSL) en militaire oefenterreinen. Op 16 mei, 1994, werd door de ministerraad de nota 'Gedragslijnen Bodemverontreinigingen in staatseigendommen' vastgesteld. Deze nota geeft de ministeries gedragsregels voor zowel gronden in bezit en beheer, als te verwerven gronden. Deze gedragslijn heeft tot verschillende benaderingen bij de verschillende ministeries geleid.

Bijvoorbeeld LNV

LNV stelde in 1996 een 'Regie- en Stuurgroep Programma Bodemverontreiniging LNV' in, die de lijst van verdachte bodems van SBB en DLG heeft geactualiseerd. Volgens de vigerende opvattingen ging het om 218 verdachte locaties in beheer bij SBB en 98 bij DLG (i.c. het Bureau Beheer Landbouwgronden) (Projectgroep Bodemverontreiniging gronden Staatsbosbeheer en de Dienst Landelijke gebieden, 1997.). Deze locaties betroffen alle landbodems; waterbodems werden hier voorlopig buiten gehouden.

Terreinen met de grootste milieuprobleem werden geselecteerd en daarvoor werd met ondersteuning van DLO door LNV, SBB en DLG een plan van aanpak opgesteld op basis van de principes van actief bodembeheer. Dat heeft als eclatant resultaat opgeleverd dat in specifieke gevallen kostenbesparingen tot ruim 90% van de oorspronkelijke ramingen mogelijk werden. Juridische obstakels en wantrouwen jegens de oplossing (de principes werden niet goed begrepen) stond directe toepassing echter in de weg. Bepaalde oplossingen vragen derhalve nog om een nadere onderbouwing en voor de technische uitvoering om nadere dimensionering.

Knelpunten voor aanpak verontreinigde bodems

Buiten landinrichtingsgebieden zijn nog niet veel verontreinigde locaties gesaneerd. Deels is dat toe te schrijven aan de onmogelijkheid van het bevoegd gezag om via saneringsbevelen sanering af te dwingen omdat het merendeel voor 1975 is ontstaan, en de eigenaar dus een 'schuldloze veroorzaker' is. Daarnaast is het niet onbelangrijk dat gevolgen van eutrofiering wel door terreinbeheerders wordt onderkend en bereidheid tot aanpak bestaat. Ook lijkt een goed inzicht in de aard van verontreinigingen niet compleet en lijken toxische effecten van verontreinigingen (met name verspreidings- en ecologische risico's) niet eenvoudig waarneembaar te zijn waardoor de motivatie van de eigenaar om (vrijwillig) te saneren niet toeneemt. Niet onbelangrijk is ook de vraag wat nou het precieze probleem is (rapportages van Canters-Cremer, IWACO).

Ook een rol speelt dat bijvoorbeeld de kosten van sanering van waterbodems in landinrichtingsprojecten en landbodems in de EHS-gebieden afhankelijk van de saneringsdoelstelling jaarlijks 70 miljoen tot meer dan 500 miljoen Euro zouden bedragen. Vanuit de landinrichtingsbudgetten kan maximaal 20% worden bijgedragen aan de oplossing van milieuproblemen met een maximum van 135,= Euro per ha. Bij een oppervlakte van ca. 30.000 ha dat jaarlijks in het landinrichtingsprogramma wordt opgenomen komt hooguit 4 miljoen Euro beschikbaar, waarmee alleen de allergrootste knelpunten aangepakt kunnen worden. Op dit moment betwijfelt een groep onderzoekers of waterbodemverontreiniging de haalbaarheid van ecologische streefbeelden in de weg staat (STW Projectvoorstel door VU, LUW, USHN en TNO-MEP)

Volledige sanering van oude stortplaatsen is wegens het ontbreken van een financieringsbron al helemaal ondenkbaar. Voor een IBC-sanering van alle oude stortplaatsen is volgens berekeningen van IWACO (1993) een bedrag van 13,5 – 22,7 miljard Euro nodig. Saneringen zullen dus uitblijven, of in een laag tempo worden uitgevoerd. In deze context is aan de orde in hoeverre de IBC-criteria herziening behoeven en wellicht meer op het actueel risico moet worden gestuurd.

Ca. 4 jaar geleden is besloten om verontreinigde terreinen in bezit van de overheid via de saneringsprogramma's van de provincies aan te pakken en zijn voor de terreinen van LNV beginselafspraken gemaakt tussen VROM, LNV en de Provincies over de financiering en aanpak. De bedoeling was om de terreinen in de periode 1999 t/m 2003 aan te pakken (Plan van aanpak bodemsanering SBB – DLG, 21/04/1999). De aanloop van dit programma verliep stroef. Overigens wordt in de Interprovinciale Rapportage Milieu, Water, Landbouw en Natuur, 2002, gerept van toename van het aantal financiële kaders waaruit bodemsaneringen kunnen worden gefinancierd, die de bodemsanering onoverzichtelijker maakt. Daarnaast beschikt nog niet elke gemeente over een bodem-informatiesysteem waardoor niet overal is voldaan aan de voorwaarden voor actief bodembeheer. Wellicht is het (soms nog) incomplete beeld van verontreinigde locaties in de provincies belemmerend voor een afgewogen prioritering van de aanpak van verontreinigde locaties en terreinen.

Samenvattend kunnen we stellen dat:

- 1 verontreinigingen meer een diffuus karakter hebben dan geconcentreerd in puntbronnen;
- 2 nadelige effecten van eutrofiering wel worden onderkend maar (eco-)toxische effecten van andere verontreinigingen niet of nauwelijks;
- 3 hoge kosten verbonden zijn aan traditionele saneringstechnologieën;
- 4 kostenverhaal vaak niet tot de mogelijkheden behoort;
- 5 actief bodembeheer kan leiden tot kostenbesparing, maar ondermeer wel een deugdelijke bodeminformatiesysteem vereist en op juridische bezwaren kan stuiten;
- 6 de aanpak van verontreinigingen in het landelijk gebied volgens de principes van actief bodembeheer mogelijk geremd wordt door een soms niet aanwezig of nog niet beschikbaar bodeminformatiesysteem;
- 7 wellicht het toenemend aantal financiële kaders voor sanering van verontreinigde terreinen de sanering onoverzichtelijker maakt.

De Taakgroep beoogt voor uiteenlopende typen verontreiniging randvoorwaarden en (beheers)maatregelen in kaart te brengen die ecologische risico's effectief verminderen of wegnemen. Vooral zal worden gelet op de mate waarin beheer(smaatregelen) aansluit bij onderkende risico's, maar ook in hoeverre verwachte effecten eenvoudig vastgesteld en gerapporteerd kunnen worden (zie bijvoorbeeld de Interprovinciale rapportages Milieu, Water, Landbouw en Natuur). Beheer kan soms een stroom verontreinigd materiaal in gang zetten (plagsel, verontreinigd plantenmateriaal etc.) waarvan de verwerkingskosten groot kunnen zijn. De verwerkingskosten dienen door een handig hergebruik (bijvoorbeeld

verwerken in geluidswallen, afdeklagen stortterreinen) of verwerkingsmethode, zo laag mogelijk te blijven.

Hoewel deze taakgroep zich niet richt op de inrichting van natuurterreinen, is wellicht met een doelbewuste en duurzame inrichting te bereiken dat nauwelijks beheersmaatregelen nodig zijn.

Geraadpleegde bronnen:

- Vries, W. de, P.F. A. M. Romkens, J. Kros, D. Boels, D. J. Brus en J. Japenga., 2002. Risico's van bodemverontreiniging in het landelijk gebied; 'Bodemkwaliteitskaarten, risico's voor de voedselveiligheid, actief bodembeheer en beslissingsondersteunende systemen'. Wageningen, Alterra, Rapport 244. 112 blz.
- Boels, D. en A. J. Zweers, 2001. Evaluatie actief bodembeheer Krimpenerwaard; fase I, verkennend onderzoek landbouwkundige risico's. Wageningen, Alterra, Rapport 145.57 blz.
- Boels, D., A. J. Zweers, J. G. te Beest, P. F. A. M. Romkens en J. Bril, 2000. Evaluatie actief bodembeheer Krimpenerwaard; Een methode voor verificatie van landbouwkundige risico' (Tussenrapport fase I). Wageningen, Programma geïntegreerd Bodemonderzoek, Rapporten PBGO Deel 34, 72 blz.
- Dolfing, J., J. Bril & J. Japenga. 1997. Risicoevaluatie bodemverontreiniging Krimpenerwaard. DLO-Instituut voor Agrobiologisch en Bodemvruchtbaarheidsonderzoek (AB-DLO), Haren. Intern rapport.
- Van den Hoop, M.A.G.T., H.A. den Hollander & H.N. Kerdijk. 1997. Spatial and seasonal variations of acid volatile sulphide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) in Dutch marine and freshwater sediments. *Chemosphere* 35: 2307-2316.
- Japenga, J., P.F.A.M. Romkens & J. Dolfing. 1997. Het concept bodemkwetsbaarheid als uitgangspunt bij het nemen van beslissingen op het gebied van de ruimtelijke ordening en de bodemsanering. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, Deel 12. PGBO, Wageningen.
- Japenga, J., K.H. Zschuppe, A.J. de Groot & W. Salomons. 1990. Heavy metals and organic micropollutants in floodplains of the river Waal, a tributary of the river Rhine, 1958-1981. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 38: 381-397.
- Simpson, S.L., S.C. Apte & G.E. Batley. 1998. Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. *Environmental Science and Technology* 32: 620-625.
- Widdel, F. 1987. Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria, p. 469-585, in A.J.B. Zehnder (ed.), *Biology of anaerobic microorganisms*. Wiley, New York.
- Zehnder, A.J.B. & S.H. Zinder. 1980. The sulfur cycle, in: O. Hutzinger (ed.), *The handbook of environmental chemistry*, Vol. 1, Pt. A. Springer, Heidelberg.

BIJLAGE E

**RESULTAAT DOCUMENT TAAKGROEP
"BELANG VAN ECOLOGISCHE RISICO'S"**

PERISCOOP (Platform ecologische risicobeoordeling)

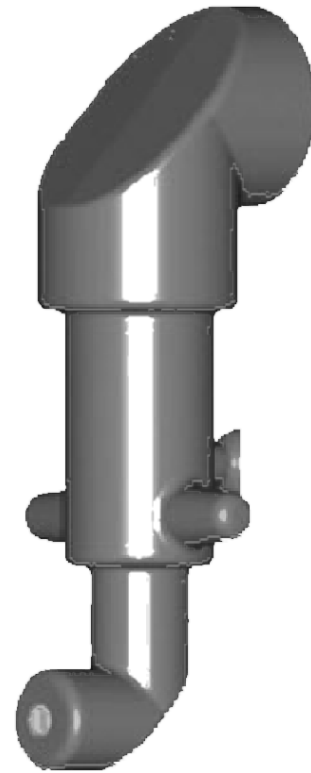
Taakgroep 3: het belang van het bodemecosysteem

25 maart 2003

Ton breure RIVM
Stefan Ouboter NOK
Michiel Rutgers RIVM

Met medewerking van

Bart Been Prov. Zuid-Holland
Leentje den Boer CLM
Wietse de Boer NIOO
Simon Bos Tauw
Johan de Jong DLG
Jep Karres LNV
Anton Roeloffzen Gem. Rotterdam
Rudi Terlouw ZH-landschap
Jaap van de Waarde Bioclear



PERISCOOP (Platform ecologische risicobeoordeling)

Inhoudsopgave

TAAKGROEP 3: HET BELANG VAN HET BODEMECOSYSTEEM	1
MET MEDEWERKING VAN	1
PERISCOOP (PLATFORM ECOLOGISCHE RISICOBEOORDELING)	2
Achtergrond	4
TAAKGROEP 3: BETEKENISGEVING (BODEM)ECOSYSTEEM	5
als te beschermen object - als leverancier van ‘nutsfuncties’	5
EXTRACT VAN DE WORKSHOP VAN 19 MAART 2003	7
Ton Breure, Stefan Ouboter, Michiel Rutgers, met medewerking van alle taakgroepleden	7
BIJLAGE 1. DEELNEMERSLIJST TAAKGROEP 3 - BETEKENISGEVING BODEMECOSYSTEEM	12
BIJLAGE 2. VÓÓR DE WORKSHOP AANGELEVERDE A4-TJES MET KERNBEGRIPPEN OVER HET BELANG VAN HET BODEMECOSYSTEEM EN DUURZAME BODEMKWALITEIT	13
Anton Roeloffzen:	13
1. Bodembeleid in Rotterdam	13
2. Definitie “duurzaam bodemgebruik”	13
Bart Been	14
Sleutelbegrippen:	14
Jep Karres	15
Het bodemecosysteem in natuurbeleid en –beheer	15
Johan de Jong	16
Kernbegrippen bodemecosysteem tbv Periscoop 19-2-2003	16
Leentje den Boer	17
Visie op betekenisgeving van het bodemecosysteem t.b.v. duurzaam bodemgebruik in de land- en tuinbouw.	17
Michiel Rutgers	19
Nutsfuncties van het bodemecosysteem in het belang van duurzaam bodembeheer	19
Simon Bos	20
Notitie Betekenis (Bodem)ecosysteem	20

Stefan Ouboter	22
Betekenis geven aan het bodemecosysteem	22
Ton Breure	24
Notitie voor Periscoop-meeting 19 februari	24
Wietse de Boer	25
Enige notities in het kader van de Periscoop workshop	25
BIJLAGE 3. GECLUSTERDE ONDERWERPEN	26
Cluster 1: Bodemvruchtbaarheid	26
Cluster 2: Ecologische kwaliteit en Duurzaamheid	26
Cluster 3: Educatie	27
Cluster 4: Belang ecologische risico's	27
Cluster 5: Monitoring	27
BIJLAGE 4. BEDISCUSSIEERDE PRAKTIJKPROBLEMEN	28
1. Aanleg van een weg	28
2. Biologisering extensivering van de akkerbouw	28
3. De aankoop en inrichting van Tiengemeten in het kader van Delta-natuur	29
4. Aanleg Stroompark Nesseland in Rotterdam NO	29
5. Maïsteelt / scheuren van grasland verbieden in veenweidegebieden ter voorkoming van extra oxidatie van veen en daaropvolgende bodemdaling	30
6. Conversie van voormalig fabrieksterrein (verontreinigd met zware metalen) in een plantsoen	31
7. Landbouwgebied in de uiterwaarden omvormen tot natuurgebied	31
8. Conversie Landbouw -> natuur	32
9. Beheer akkers	32
10. Kleiduivenschietbaan Roon	33
11. Functie van het bodemecosysteem in de stad	34

Achtergrond

In de periode 2000-2001 is in opdracht van SKB een onderzoek uitgevoerd naar de wenselijkheid van een platform ecologische risicobeoordeling (Van der Waarde *et al.* 2001). Uit een serie van gesprekken met experts op dit gebied is geconcludeerd dat er behoefte is aan kennisuitwisseling en dat een platform in SKB verband hier belangrijk aan bij zou kunnen dragen. Op grond van deze uitkomsten is het Platform voor Ecologische Risicobeoordeling PERISCOOP opgericht. De platformorganisatie bestaat uit vertegenwoordigers van VROM (T. Crommentuijn), RIVM (M. Rutgers), LNV (M. Hopman), AKWA-RIZA (J. de Jonge) en Bioclear als penvoerder (J. van der Waarde)

Het doel van PERISCOOP is het stimuleren en faciliteren van kennisuitwisseling en integratie van kennis omtrent ecologische risicobeoordeling om:
te komen tot acceptatie en toepassing van methodieken voor het bepalen van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreinigingen;
te komen tot een raamwerk voor ecologische afwegingen bij maatregelen, zoals sanering, beheer, en verandering van bodemgebruik;
bij te dragen met kennisbouwstenen aan een methodiek voor de bepaling van ecologische bodemkwaliteit uitgaande van het maatschappelijk (duurzaam) gebruik van de bodem en de gecombineerde milieudruk dientengevolge

De activiteiten die het platform ontplooit richten zich momenteel op drie afzonderlijke deelresultaten.

Referentiedocument: Hierin wordt een overzicht gemaakt van onderzoeks- en implementatieprojecten gericht op ecologische risicobeoordeling (waterbodem)verontreiniging. Dit overzicht wordt i.s.m. SKB op de [website www.bodembreed.nl](http://www.bodembreed.nl) geplaatst.

Taakgroepen: Vier taakgroepen worden opgericht rondom een thema die in een kort bestek dienen te komen tot een actueel overzicht van de stand van zaken en een advies richting beleid (de opdrachtgevers van het platform) over implementatie of verder onderzoek.

Congres: Aansluitend op de taakgroepen wordt een congres georganiseerd omtrent ecologische risicobeoordeling voor onderzoeksgroepen en andere geïnteresseerden voor het uitwisselen van kennis.

Door de platformorganisatie zijn de volgende vier thema's voor de taakgroepen geselecteerd:
taakgroep 1: *State of the Art* van ecologische risicobeoordeling (trekker VROM)
taakgroep 2: *Beheer van risico's*, oftewel het hoe en waarom van verantwoord omgaan met risico's bij inrichting en beheer van matig verontreinigde (water)bodems (trekker LNV)
taakgroep 3: *Belang van ecologische risico's*, vanuit het oogpunt van het belang van ecosystemen als te beschermen object en als leverancier van zogenaamde NUTSfuncties (trekker RIVM)
taakgroep 4: *Beoordelingskaders*, gericht op het opstellen van beoordelingscriteria voor veldecologische waarnemingen in zowel het aquatische als het terrestrische milieu, in natuurontwikkelingsituaties.

In dit document wordt de achtergrond en opzet van de taakgroep 3 uitgewerkt, nl. het belang van (bodem)ecosystemen als te beschermen object en als leverancier van zogenaamde nutsfuncties.

Taakgroep 3: Betekenisgeving (bodem)ecosysteem

als te beschermen object - als leverancier van 'nutsfuncties'

Bij het bodembeheer en het bodembeleid speelt het bodemecosysteem** een ambivalente rol. Bij de afleiding van normen voor (water)bodemverontreiniging in de wet bodembescherming wordt rekening gehouden met potentiële effecten op ecosystemen. Bij de uitvoering van het beleid blijkt het soms moeilijk om rekening te houden met het bodemecosysteem, bijvoorbeeld bodemsaneringen worden niet uitgevoerd, of zijn onuitvoerbaar, onderzoek wordt niet uitgevoerd, etc. De vraag of, waarom en hoe het (bodem)ecosysteem beschermd moet worden is daarom blijvend urgent***. Deze notie was de aanleiding om het onderwerp voor taakgroep nr. 3 als volgt te formuleren:

Hoe kan het bodemecosysteem een volwaardige positie krijgen in het bodembeleid en het bodembeheer (ook waterbodems)? Moet het bodemecosysteem beschermd worden, vanwege de intrinsieke waarden, de functies die het heeft voor het ecosysteem als geheel, of vanwege de functies die voor de maatschappij en het bodemgebruik van belang zijn (de zogenaamde 'nutsfuncties')?

In algemene zin is in het projectplan van PERISCOOP gesteld dat “een taakgroep werkt vanuit een opdracht, uitgewerkt in een resultaat document waarin de deelnemers gevraagd wordt een uitspraak te doen over de gestelde vragen en te werken naar een consensus hierover, kennislacunes te identificeren en mogelijkheden voor integratie en samenwerking te geven. Het geproduceerde document kan door de opdrachtgevers (lees: VROM, LNV & RWS) worden gebruikt bij visievorming en besluitvorming”.

Het doel van taakgroep “Betekenisgeving van het (bodem)ecosysteem” is het bijeenbrengen en combineren van verschillende visies op de wijze waarop het bodemecosysteem betekenis gegeven kan/moet worden bij beheer en beleid, zodat er een fundament ontstaat voor een algemeen toepasbaar raamwerk voor duurzaam bodemgebruik. Het raamwerk moet bruikbaar zijn voor alle milieudruk, inclusief de druk door bodemverontreiniging. De verschillende visies moeten voortkomen uit de notie dat:

het bodemecosysteem beschermd moet worden, en/of
het bodemecosysteem leverancier is van nutsfuncties

Er wordt gestreefd naar een zo breed mogelijke samenstelling van de taakgroep, waarbij er van uit wordt gegaan dat de leden de visie kunnen uitdragen van hun professionele achterban, en ten behoeve van het resultaatdocument geleid worden door hun persoonlijke en professionele interesse.

De volgende achterbannen (niet compleet) kunnen worden onderscheiden:

- wetenschap-ecologie,
- wetenschap-omgeving-beleving,
- nationaal beleid (VROM/LNV)

** Definitie bodemecosysteem: een dynamisch complex van levensgemeenschappen en hun niet-levende omgeving, die in een onderlinge wisselwerking de functionele eenheid van de bodem vormen

*** Onduurzaam bodembeheer leidt tot kwaliteitsverlies, voorbeelden hiervan zijn het verlies aan organisch koolstof door intensieve landbouw, verlies van ziekteverendheid van de bodem door overmatig gebruik van bestrijdingsmiddelen, beperkte mogelijkheden voor natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden, klimatologische afwijkingen in stedelijke gebieden door gebrek aan natuurlijke bodem, verminderde milieukwaliteit door bodemverontreiniging, etc.

- lokaal en regionaal beleid,
- agrarisch bodembeheer
- landschappelijk en natuurlijk bodembeheer,
- milieubescherming, consumentenorganisaties,
- advies, etc.

Van de leden wordt verwacht dat zij ter voorbereiding van de workshop een half tot maximaal een A4-tje aanleveren met een opsomming van kernbegrippen of een essay over de betekenisgeving van het (bodem)ecosysteem, t.b.v. duurzaam bodemgebruik.

Het opstel dient te bevatten:

- Huidige positie van de bodem(kwaliteit) en bodemecosysteem in het werkveld(en) van de auteur,
- Voor de auteur een gangbare definitie van duurzaam bodemgebruik,
- Hoe de inbreng van bodem(kwaliteit) en bodemecosysteem kan bijdragen aan de invulling duurzaam bodemgebruik,
- Hoe dit bereikt kan worden,

De opstellen van alle deelnemers zullen gecombineerd worden tot het startdocument. Het programma van de dag ligt nog niet vast, maar globaal kunnen er drie elementen worden onderscheiden:

Kennismaking met het gevarieerde gedachtegoed (per deelnemer; op basis van de opstellen),

Discussie over raakvlakken, geschilpunten, en aanknopingspunten,

Vaststellen van een gezamenlijk denkwijze over het bodemecosysteem, bodemkwaliteit en duurzaam bodemgebruik.

Extract van de workshop van 19 maart 2003

Ton Breure, Stefan Ouboter, Michiel Rutgers, met medewerking van alle taakgroepleden

Het SKB Platform Ecologische Risicobeoordeling (Periscoop) heeft als doel het stimuleren en faciliteren van kennisuitwisseling en integratie van kennis omtrent ecologische risicobeoordeling om:

1. te komen tot acceptatie en toepassing van methodieken voor het bepalen van actuele ecologische risico's van (water)bodemverontreinigingen;
2. te komen tot een raamwerk voor ecologische afwegingen bij maatregelen, zoals sanering, beheer, en verandering van bodemgebruik;
3. bij te dragen met kennisbouwstenen aan een methodiek voor de bepaling van ecologische bodemkwaliteit uitgaande van het maatschappelijk (duurzaam) gebruik van de bodem en de gecombineerde milieudruk dientengevolge

Binnen Periscoop zijn een aantal taakgroepen ingesteld. Een taakgroep werkt vanuit een opdracht, uitgewerkt in een resultaat document waarin de deelnemers gevraagd wordt een uitspraak te doen over de gestelde vragen en te werken naar een consensus hierover, kennislacunes te identificeren en mogelijkheden voor integratie en samenwerking te geven. Het geproduceerde document kan door de opdrachtgevers (lees: VROM, LNV & RWS) worden gebruikt bij visievorming en besluitvorming".

Taakgroep 3 had als doel: "Betekenisgeving van het (bodem)ecosysteem", het bijeenbrengen en combineren van verschillende visies op de wijze waarop het bodemecosysteem betekenis gegeven kan/moet worden bij beheer en beleid, waardoor een fundament ontstaat voor een algemeen toepasbaar raamwerk voor duurzaam bodemgebruik. Het raamwerk moet bruikbaar zijn voor alle milieudruk, inclusief de druk door bodemverontreiniging. De verschillende visies moeten voortkomen uit de notie dat:

- het bodemecosysteem beschermd moet worden, en/of
- het bodemecosysteem leverancier is van nutsfuncties

Er is gestreefd naar een zo breed mogelijke samenstelling van de taakgroep, waarbij er van uit is gegaan dat de leden de visie kunnen uitdragen van hun professionele achterban, en ten behoeve van het resultaatdocument geleid worden door hun persoonlijke en professionele interesse.

De volgende achterbannen werden onderscheiden:

- wetenschap-ecologie,
- wetenschap-omgeving-beleving,
- nationaal beleid (VROM/LNV)
- lokaal en regionaal beleid,
- agrarisch bodembeheer
- landschappelijk en natuurlijk bodembeheer,
- milieubescherming, consumentenorganisaties,
- advies, etc.

Op 19 februari 2003 werd een workshop gehouden met 11 deelnemers (zie bijlage 1), waarin werd gediscussieerd over de volgende vragen:

- Hoe kan het bodemecosysteem een volwaardige positie krijgen in het bodembeleid en het bodembeheer (ook waterbodems)?
- Moet het bodemecosysteem beschermd worden, vanwege de intrinsieke waarden, de functies die het heeft voor het ecosysteem als geheel, of vanwege de functies die voor de maatschappij en het bodemgebruik van belang zijn (de zogenaamde 'nutsfuncties')?

Het doel van de workshop was het opstellen van een raamwerk om betekenis te geven aan het (bodem)ecosysteem als te beschermen object en als leverancier van nutsfuncties (diensten).

De definitie bodemecosysteem luidt: een dynamisch complex van levensgemeenschappen en hun niet-levende omgeving, die in een onderlinge wisselwerking de functionele eenheid van de bodem vormen

Bij het bodembeheer en het bodembeleid speelt het bodemecosysteem een ambivalente rol.

Bij de afleiding van normen voor (water)bodemverontreiniging in de wet bodembescherming wordt rekening gehouden met potentiële effecten op ecosystemen. Bij de uitvoering van het beleid blijkt het

soms moeilijk om rekening te houden met het bodemecosysteem, bijvoorbeeld bodemsaneringen worden niet uitgevoerd, of zijn onuitvoerbaar, onderzoek wordt niet uitgevoerd, etc. De vraag of, waarom en hoe het (bodem)ecosysteem beschermd moet worden is daarom blijvend urgent.

De workshop was zeer interactief opgezet. Er waren geen inleidingen, doch de onderwerpen werden bediscussieerd in kleine werkgroepjes, waarna plenaire terugkoppeling volgde. Van de deelnemers aan de workshop werd verwacht dat zij ter voorbereiding van de workshop maximaal één A4-tje aanleverden met een opsomming van kernbegrippen of een essay over de betekenisgeving van het (bodem)ecosysteem, t.b.v. duurzaam bodemgebruik.

Het opstel diende te bevatten:

- Huidige positie van de bodem(kwaliteit) en bodemecosysteem in het werkveld(en) van de auteur,
- Voor de auteur een gangbare definitie van duurzaam bodemgebruik,
- Hoe de inbreng van bodem(kwaliteit) en bodemecosysteem kan bijdragen aan de invulling duurzaam bodemgebruik,
- Hoe dit bereikt kan worden,

De opstellen van alle deelnemers zijn gebruikt als input voor de workshop en zijn weergegeven in bijlage 2. Op de dag zelf werden de volgende activiteiten ontplooid om tot het resultaat te komen.

De workshop begon met een bespreking van de ingediende A4-tjes in drie groepen van 3 of 4 personen. Hierbij werd getracht om de belangrijkste onderwerpen te identificeren met als doel kennismaking met het gevarieerde gedachtegoed (per deelnemer; op basis van de opstellen)

Bij de plenaire rapportage daarover, bleken de onderwerpen 5 clusters onder te brengen:

Bodemvruchtbaarheid

functioneren van van de bodem (mechanistisch)

nutrienten kringlopen, gekoppeld aan verschillende typen natuur, landbouw, stedelijk groen

rol van de bodem bij waterregulatie / plaagregulatie . klimaat / geluid

Ecologische kwaliteit en duurzaamheid

natuur in de stad (veel “exoten”) natuurdoeltypen

duurzaamheid: relatie gebruikstype / functie / toekomstige veranderingen niet uitsluiten

diversiteit = functionele diversiteit

markt / OECD / FAO: bodem is eeuwig productiekapitaal (voedselzekerheid) relatie grondverzet – ecologische kwaliteit

Educatie

communicatie tussen wetenschap, gebruiker en beleid

Hierbij moet op een goede manier worden omgegaan met de WBB

Belang van ecologische risico's

Ecologische risico's als communicatie-instrument (“bedreiging schoon grondwater voor drinkwater”)

De intrinsieke waarde van de bodem

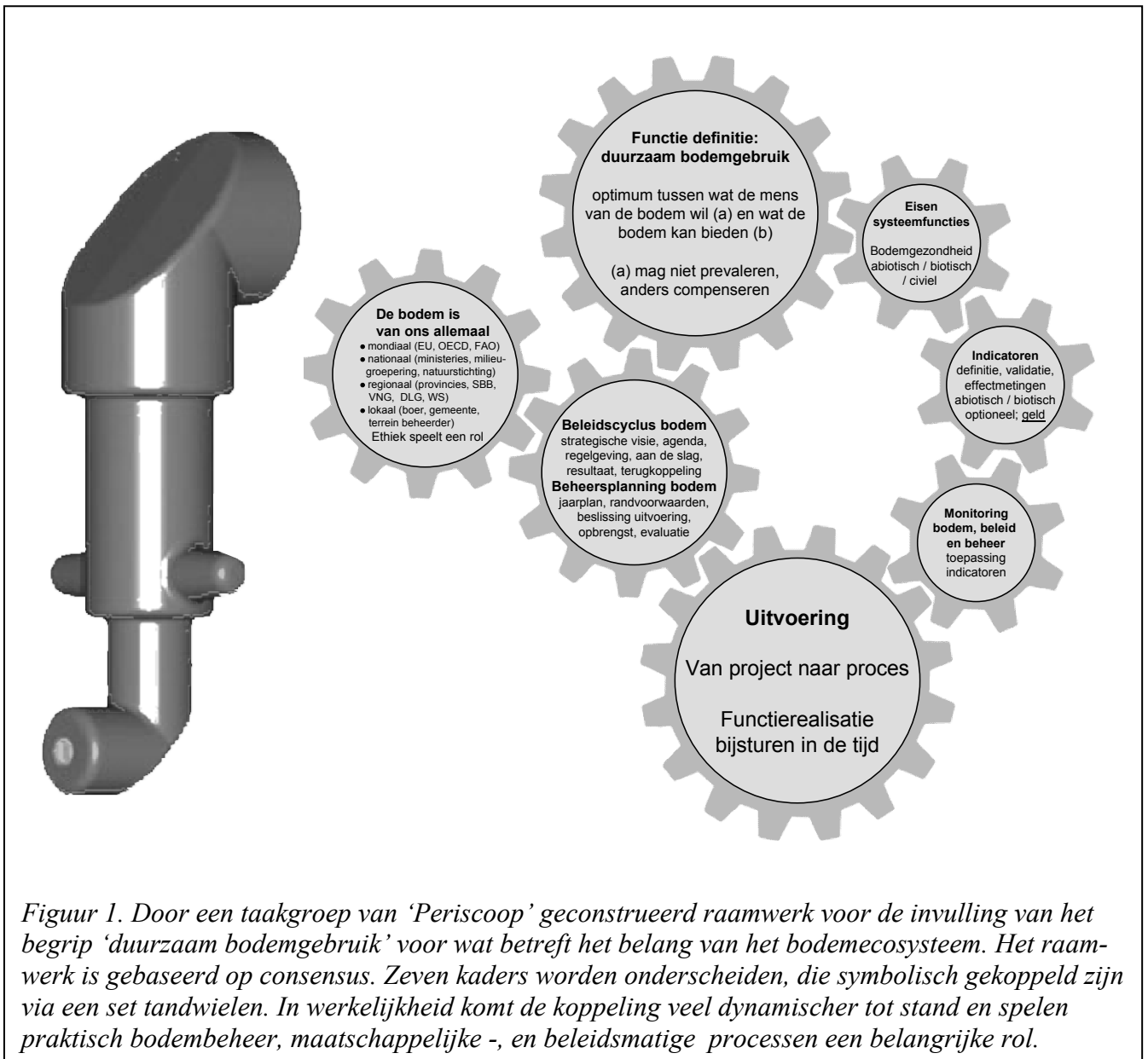
ethische aspecten

Monitoring

ecologische indicatoren, effectindicatoren

beleidsindicatoren, prestatieindicatoren

Vervolgens werden de deelnemers weer in (anders samengestelde) werkgroepjes gegroepeerd, om een schema op te zetten waarin de clusters zouden kunnen worden geordend. Dit resulteerde in 3 raamwerken die in een plenaire discussie tot één geheel werden gesmeed. De grafische weergave daarvan is te zien in Figuur 1. Uit de discussie om te komen tot een gezamenlijk raamwerk bleek dat er consensus was over het feit dat alle aspecten direct op elkaar van invloed waren, maar niet in een eenvoudig stroomschema pasten. Dat heeft geresulteerd in het idee om de verschillende kaders symbolisch weer te geven als in serie in elkaar grijpende tandwielen.



Figuur 1. Door een taakgroep van 'Periscope' geconstrueerd raamwerk voor de invulling van het begrip 'duurzaam bodemgebruik' voor wat betreft het belang van het bodemecosysteem. Het raamwerk is gebaseerd op consensus. Zeven kaders worden onderscheiden, die symbolisch gekoppeld zijn via een set tandwielen. In werkelijkheid komt de koppeling veel dynamischer tot stand en spelen praktisch bodembeheer, maatschappelijke -, en beleidsmatige processen een belangrijke rol.

Bij de betekenisgeving van het bodemecosysteem is het allereerst van belang om vast te stellen wat de gewenste nutsfunctie (dienst) van de bodem is. Deze diensten kunnen direct van het bodemgebruik worden afgeleid, of kunnen worden gebaseerd op de wens naar een basiskwaliteit te streven. Wanneer de nutsfuncties vastliggen kan vervolgens nagegaan worden aan welke kwaliteit de bodem moet voldoen om de nutsfuncties tot hun recht te laten komen. M.a.w. hoe kan de bodem optimaal gebruikt worden, zodat het duurzaam wordt.

Voor wat betreft de combinatie bodemgebruik en nutsfuncties gaat hierbij om de volgende aspecten: Bij de betekenisgeving is het allereerst van belang om vast te stellen wat de gewenste nutsfunctie (dienst) van de bodem is en vervolgens van de eisen, waaraan de bodem dientengevolge moet voldoen om een duurzaam bodemgebruik mogelijk te maken.

Voor wat betreft de nutsfuncties gaat hierbij om bijvoorbeeld de volgende aspecten:

<i>Bodemgebruik</i>	<i>Nutsfunctie bodemecosysteem</i>
Drinkwaterwinning uit grondwater Land- en tuinbouw	<ul style="list-style-type: none"> • Reinigend vermogen bodem • Weerbaarheid tegen ziekten en plagen • Nutrienten leverend vermogen • Veranderbaarheid van bodemgebruik
Natuurontwikkeling Stedelijk en landelijk groen Recreatie Wonen	<ul style="list-style-type: none"> • Biotische onderlegger voor natuur* • Biotische onderlegger voor groen • Biotische onderlegger voor groen • Nutrienten leverend vermogen • Biotische onderlegger voor tuin • Waterregulerend vermogen
Industrie	<ul style="list-style-type: none"> • Reinigend vermogen bodem • Waterregulerend vermogen
Infrastructuur	<ul style="list-style-type: none"> • Reinigend vermogen bodem • Waterregulerend vermogen

* met biotische onderlegger wordt bedoeld dat het ecosysteem een basis moet hebben in de vorm van vele kleine zichtbare en onzichtbare organismen, inclusief de interacties tussen soorten en in de voedselketen.

Al deze nutsfuncties stellen eisen aan de bodem wat betreft gezondheid, functioneren en de eigenschappen van de bodem, zowel biotisch als abiotisch en civieltechnisch.

De ecologische parameters die daarbij een rol spelen zijn b.v. de stofkringlopen, afbraak en vorming van organische stof, bodemstructuurvorming, draagvermogen, functionele en structurele biodiversiteit, veerkracht en herstelvermogen, bodemvruchtbaarheid, et cetera.

Vervolgens moet worden vastgesteld of de bodem voldoet aan die functionele eisen. Dit moet met specifieke en gevalideerde indicatoren, die inzicht moeten verschaffen in de mate van geschiktheid van de bodem voor het beoogde gebruik, en de effectiviteit van het handelen om het bodemgebruik te realiseren binnen de randvoorwaarden van duurzaamheid. De indicatoren moeten worden toegepast vooraf en tijdens de periode dat het bodemgebruik effectief wordt.

Het gehele proces wordt aangedreven door beleidscycli voor bodem. In ieder geval is te onderscheiden. 1. een nationale beleidscyclus via de overheden VROM, LNV en VWS en, en 2. een lokale agrarische beheerscyclus via de boer. De volgende punten kunnen worden onderkend.

Overheid

1. Ontwikkeling strategische visie
2. Opstellen van een agenda
3. Ontwikkeling en toetsing van de regelgeving
4. Uitvoering
5. Resultaat
6. Terugkoppeling

Boer

1. Teeltplan
2. Aankoop zaad en apparatuur
3. Bodembewerking, inrichten en zaaien
4. Onderhoud en gewasbescherming
5. Oogsten
6. Evaluatie, teeltwisseling

Een belangrijk punt dat bij het hele proces op de achtergrond meespeelt, is dat de bodemproblematiek iedereen aangaat en veel verschillende schaalniveaus een rol speelt:

- mondiaal (EU, OECD, FAO)
- nationaal (ministeries, milieugroepering, natuurstichting)
- regionaal (provincies, SBB, VNG, DLG, WS)
- lokaal (boer, gemeente, terreinbeheerder)

Bij de afwegingen met betrekking tot gebruik en beheer van de bodem speelt daarom de ethiek ook een rol.

Aan het eind van de workshop werden een aantal praktijkproblemen bediscussieerd, waarmee getoetst werd of de verschillende aspecten van het bodembeleid ook inderdaad gedekt werden door het schema. Een belangrijk aspect dat steeds terugkwam was dat bij de vaststelling van de nutsfunctie

van de bodem, communicatie tussen verschillende belanghebbers en het “beleid” van het allergrootste belang is. Hierbij spelen ook veel keuzeprocessen. De WBB en het toekomstige bodembeleid heeft daarbij een richtinggevende rol, doch kan in lang niet alle gevallen een uitkomst bieden. Bij de vaststelling van de nutsfunctie van de bodem en de eisen waaraan de bodem dientengevolge moet voldoen, is het van belang om niet alleen naar de restricties te kijken, doch ook naar de kansen die er zijn voor de gebruiker of de beleidsmaker. Bijvoorbeeld een boer die zijn grond goed beheert kan optimaal gebruik maken van de processen in de bodem en daarmee het gebruik van pesticiden en kunstmest terugdringen. Bepaalde kenmerken van de bodem die ontstaan zijn door eerder gebruik (verontreiniging, structuur), maken bodems meer geschikt voor een het ene dan voor het andere type gebruik. Bij de keuze van de functie van de bodem, zou moeten worden meegewogen, dat een nutsfunctie moet worden uitgevoerd door de bodem die daar het meest geschikt voor is. Bij de aankoop van grond voor aanleg van natuur kan dit een belangrijke rol spelen.

Bijlage 1. Deelnemerslijst taakgroep 3 - betekenisgeving bodemecosysteem

19 februari 2003 RIVM zaal U.010

Naam	Affiliatie	telefoon	e-mail
Anton Roeloffzen	Gem. Rotterdam	010 4896204	ab.roeloffzen@ge.rotterdam.nl
Bart Been	Prov. ZH	070 4416892	beenb@pzh.nl
Jaap van de Waarde	Bioclear	050-5718455	waarde@bioclear.nl
Jep Karres	LNV	070 3784649	j.j.c.karres@n.agro.nl
Johan de Jong	DLG	030 2344197	j.h.de.jong@dlg.agro.nl
Leentje den Boer	CLM	030-2441301	ldenboer@clm.nl
Michiel Rutgers	RIVM	030-2742040	michiel.rutgers@rivm.nl
Rudi Terlouw	ZH-landschap	0182 374976	r.terlouw@zhl.nl
Simon Bos	Tauw	0570 699415	scb@tauw.nl
Stefan Ouboter	NOK	0182 599664	souboter@nok.nl
Ton Breure	RIVM	030-2743068	ton.breure@rivm.nl
Wietse de Boer	NIOO	026-4791311	w.deboer@nioo.knaw.nl

Bijlage 2. Vóór de workshop aangeleverde A4-tjes met kernbegrippen over het belang van het bodemecosysteem en duurzame bodemkwaliteit

Anton Roeloffzen:

1. Bodembeleid in Rotterdam

De auteur van deze notitie is werkzaam als Beleidsmedewerker Bodem bij de afdeling Milieubeleid van Gemeentewerken. Primair wordt invulling gegeven aan de rol van Rotterdam als bevoegd gezag Wet Bodembescherming, Bouwstoffenbesluit en Vrijstellingsregeling Grondverzet, en het Productenbesluit (asbest). Daarnaast wordt de DCMR/Milieudienst Rijnmond aangestuurd, die namens Rotterdam de Wet Milieubeheer uitvoert en de handhaving. In de praktijk houdt dit voor het beleidsveld Bodem het volgende in:

- Voorkomen van bodemverontreiniging, enerzijds via het vergunningen- en handhavingstraject van de Wet Milieubeheer, en anderzijds via handhaving van de zorgplicht Wet Bodembescherming.
- Beheer van de bodem via het Grondstromenbeleid, onder de regie van het Bouwstoffenbesluit en de Vrijstellingsregeling Grondverzet. Voor de lange termijn is er in dit kader een verbeterdoelstelling voor de “actuele contactzone”.
- Sanering van ernstig verontreinigde bodems onder het regiem van de Saneringsregeling Wet Bodembescherming, in casu een verbeterdoelstelling voor alle ernstig verontreinigde bodems binnen Rotterdam.

Daarnaast heeft Gemeentewerken een belangrijke uitvoerende rol bij het bouwrijp maken van gronden voor stedelijke functies en het beheer van de buitenruimte binnen het stedelijke gebied. De Grond- en Reststoffenbank van Gemeentewerken faciliteert eenieder, die partijen bouw- of reststoffen kwijt moet, en is hiermee een belangrijke aanvullend regulerend instrument van de gemeente bij het hergebruik van grond en andere bouwstoffen.

In de nota “Actief Bodem- en Bouwstoffenbeheer” is een lange-termijn-visie geformuleerd op de ontwikkeling van de bodemkwaliteit in de stad.

2. Definitie “duurzaam bodemgebruik”

Juist voor een dicht bevolkt gebied als Rotterdam is duurzaam bodemgebruik bij uitstek essentieel. Binnen de eigen gemeentegrenzen zijn nog nauwelijks gebieden onbebouwd; alleen de Buiten-Nieuwlandse polders bij Hoek van Holland en de polder Schieveen. De nog open gebieden Nesselande en Polder Zestienhoven worden, resp. gaan worden volgebouwd.

Bart Been

Sleutelbegrippen:

- **duurzaam bodembeheer:** De oude operatie BEVER is wellicht teveel van het functiegerichte uitgegaan, waardoor op teveel plaatsen met een gedegradeerde bodem genoeg is genomen. Je kunt er dan wel vanuit gaan dat een bepaalde locatie eeuwig en altijd een industriële bestemming houdt, maar wie weet dat zeker?

- **biodiversiteit:** als een gebied eenmaal de hoofdfunctie Natuur krijgt, mogen bodem- en grondwaterkwaliteit geen knelpunt gaan vormen voor een authentieke ontwikkeling. In de praktijk blijkt dat ver-thema's juist wel ernstige belemmering vormen. Vraag is of dat in de koopprijs van voormalig agrarisch gebied wordt meegewogen.

- **betrouwbaarheid:** te vaak blijkt dat we uitspraak doen over de ontwikkeling van de kwaliteit van bodem en grondwater op grond van gegevens die op zijn minst "diffuus" zijn. Hoe waarborgen we dat de stakeholder gegevens krijgt die ook als betrouwbaar aangemerkt kunnen worden en door een onafhankelijke getoetst zijn.

Jep Karres

Het bodemecosysteem in natuurbeleid en –beheer

In het algemeen wordt onderkend, dat bodemorganismen essentiële functies vervullen in de processen in de bodem, zoals afbraak van organische stof, opname door de plant, structuurverbetering, enz., enz. In die zin is de bodem te beschouwen als een belangrijk ecosysteem. Vanuit het beleidsthema “behoud en duurzaam gebruik biodiversiteit” wordt aan bodembewonende soorten weer aandacht geschonken. Niet alleen kwalitatief, maar ook kwantitatief. Zo proberen we ook een bodembioologische indicator te ontwikkelen.

De betekenis van bodemorganismen lijkt in ieder geval in het milieu- en landbouwbeleid aan belang te winnen. Het belang van het bodemleven blijft in het natuurbeleid echter onderbelicht. Niemand lijkt zich daar in het natuurbeleid druk over te maken. Hoewel de relatie tussen de bodembiodiversiteit en de bovengrondse biodiversiteit grotendeels nog een *black box* is, geloof ik er heilig in dat de ene categorie van grote invloed is op de andere en omgekeerd. Zo zijn bijvoorbeeld grutto’s nadrukkelijk onderwerp van natuurbeleid, maar niet de bodemorganismen waarvan deze vogels leven.

Het belang van de bodem voor het natuurbeleid geldt mutatis mutandis ook voor de alom aanwezige bodemverontreiniging en bodemhydrologie. De aanwezigheid van te hoge nutriëntengehalten en de grondwaterstand behoren tot de belangrijkste factoren voor de natuurbeheerder. Zware metalen, PAK’s en andere micro’s blijken echter hooguit de aandacht te trekken in relatie tot wettelijke aansprakelijkheid die bijvoorbeeld bij aankoop van een verontreinigde grond bij de nieuwe beheerder komt te liggen.

In het natuurbeleid is het belang van bodemleven en het bodemmilieu dus onderbelicht en verdient articulatie.

Daarbij moet m.i. duidelijk onderscheid worden gemaakt tussen:

- natuurontwikkeling: inrichting en daarna beheer: het omgaan met evt. aanwezige verontreiniging kan betekenen dat bij de inrichting maatregelen worden genomen, waardoor in het beheer er geen problemen meer zijn. Ook kan gekozen worden een lichte vorm van verontreiniging niet aan te pakken en een beheersvorm te kiezen die acceptabel is voor het te realiseren natuurdoel.
- natuurbehoud: beheer en effectgerichte maatregelen (ook een vorm van beheer, maar wel veel ingrijpender en met name gericht op reductie van eutrofiërende stoffen en herstel van de waterhuishouding in geval van verdroging). Er is in dit verband nog niet nagedacht over effectgerichte maatregelen die specifiek zijn gericht op de verwijdering van toxische stoffen.

Daarop zullen de strategieën voor de mogelijke verbetering van de bodemkwaliteit op moeten worden gericht, dan wel het inzicht moeten worden gebaseerd om met diffuse bodemverontreiniging om te gaan, vooral in natuurterreinen waar het ingrijpen vaak nadeliger is voor het ecosysteem dan niets doen. Meer gebaseerd op ecologische risico’s dan op stringente stofnormen.

Het inzicht in het functioneren van het bodemecosysteem kan helpen beter met deze problematiek om te gaan.

Johan de Jong

Kernbegrippen bodemecosysteem tbv Periscoop 19-2-2003

Huidige positie bodem(kwaliteit) en bodemecosysteem

De bodemkwaliteit en het bodemecosysteem spelen een ondergeschikte rol bij natuurontwikkeling. De bestemming van terreinen voor ontwikkeling van natuur is momenteel vooral een ruimtelijk vraagstuk. In situaties waarbij de bodem (ernstig) verontreinigd ontstaat langzamerhand de vraag welk gebruik is nog haalbaar.

Duurzaam bodemgebruik

De bodem kan langdurig gebruikt worden voor de functie die er aan toe is gekend. Daarbij moet sprake zijn van een zekere basiskwaliteit

Invulling duurzaam bodemgebruik

Verschillende functies stellen verschillende eisen aan de bodemkwaliteit: bijvoorbeeld voor weidevogels is de bodemkwaliteit van minder belang dan voor een zeldzame vegetatie. Over de relaties tussen functies en bodemkwaliteit/bodemecosysteem is nog weinig bekend.

Hoe duurzaam bodemgebruik te bereiken

Er is meer kennis nodig over de relatie tussen functies en bodemkwaliteit. Probleem daarbij is dat het onzichtbaar is; een vuilnishoop zie je wel, het ontbreken van wormen in de bodem niet.

Kernbegrippen voor 19-2

- Duurzaam bodemgebruik
- Water(bodem)verontreiniging
- Levensgemeenschappen in de bodem
- Gevoeligheid levensgemeenschappen voor abiotische veranderingen
- Gevoeligheid voor verontreiniging
- Relatie functie en gevoeligheid

Leentje den Boer

Visie op betekenisgeving van het bodemecosysteem t.b.v. duurzaam bodemgebruik in de land- en tuinbouw.

Duurzaam bodembeheer: wat is dat?

De bodem heeft een nutsfunctie voor de landbouw maar het is meer dan een substraat voor gewassen dat water, lucht en voedingsstoffen vasthoudt. De bodem biedt stevigheid aan de gewassen en de machines, bergt de voorraden en werkt als een buffer voor water, voedingsstoffen, ziekten en plagen. Naast het belang van de bodem als natuurlijke hulpbron vertegenwoordigt de 'grond' ook een grote economische waarde, het is het productiekapitaal waarin de agrariër heeft geïnvesteerd.

De bodem is echter ook drager van een aantal maatschappelijke/publieke functies: de bodem als buffer voor water (t.b.v. afwatering, recreatie, drinkwater); als drager van natuur (meest direct: gevarieerd bodemleven als basisvoedsel voor vele andere dieren); de bodem als basis van archeologische, aardkundige en cultuurhistorische waarden. Duurzaam bodembeheer houdt dan ook in bijdragen aan deze functies en behouden van genoemde waarden.

De visie van het CLM op duurzaam bodembeheer is :

Een goede bodem is in staat om nu en op langere termijn gezonde gewassen met een goede opbrengst voort te brengen. Een goede bodem moet daarom:
voldoende voedingsstoffen in de bodem voor het gewas beschikbaar maken,
een goede doorworteling van het gewas mogelijk maken,
water kunnen vasthouden en overschotten aan water kunnen afvoeren,
gewasresten en organische mest goed verteren zodat die als mineralenbron voor het volgende jaar kunnen dienen,
voorkomen dat ziekten in de bodem overleven.

Kortom, een gezonde bodem heeft een goede chemische samenstelling, een goede bodemstructuur en een goed bodemleven. Een duurzaam beheer van de (landbouw)bodem houdt dan ook in:

goed benutten van de kringloop van mineralen,
zorgen voor een goede bodemstructuur,
stimuleren van bodemleven (regenwormen, micro-organismen etc.).

Relevante ontwikkelingen

Na een periode waarin de bodem meer werd beschouwd als een substraat voor plantengroei en een black box waar mineralen in- en uitgaan, ontstaat weer meer aandacht voor de bodem als levend systeem. De volgende ontwikkelingen dragen daaraan bij:

De Minas-normen dwingen de ondernemer beter na te denken over het type mest, de dosering van meststoffen en het tijdstip van toediening. Voor een optimale bemesting is ook de vruchtwisseling belangrijk. Minas leidt in de plantaardige productie ook tot toename van de belangstelling voor compost.

De regels voor grondontsmetting nopen telers om voor de beheersing van aaltjes en andere grondgebonden ziekten en plagen weer meer te leunen op vruchtwisseling, vruchtopvolging, bevordering van organische stof en stimuleren van bodemleven.

In diverse gebieden zijn slecht beheersbare problemen t.g.v. stuctuurverlies ontstaan.

Bodemvruchtbaarheid als resultante van bodemleven, bodemstructuur, organische stof en mineralen wordt een belangrijker begrip. Het bodemleven als gangmaker van de processen in de bodem behoeft daarom meer aandacht. De biologische landbouw speelt in dit alles een

belangrijke rol vanwege de grote aandacht die deze vorm van landbouw heeft voor de bodem als drager van het bedrijfssysteem.

Tegelijkertijd constateren we in de open teelten ontwikkelingen die haaks staan op een duurzaam beheer van de bodem:

een enorme intensivering en mechanisatie van het bouwplan, d.w.z. meer en zwaardere machines,

toename teelt uitgangsmateriaal, vollegrondsgroenten, bollen etc. dus meer rooivruchten
toename van de praktijk van landhuur waardoor de betrokkenheid van de ondernemer bij 'zijn grond' vermindert;

toename zware metalen overschotten in melkveehouderij. Uit recent onderzoek van CLM op proefbedrijf De Marke en op een tiental koploperbedrijven in de melkveehouderij blijkt dat de mineralenbalans voor zware metalen de laatste jaren verslechtert: "Vanaf 1997 wordt veruit het meeste koper en zink met mineralenmengsels aangevoerd. Dit is zelfs zoveel dat de totale aanvoer van koper en zink in voedermiddelen vanaf 1997 toeneemt met een factor twee tot drie. De aanvoer van zware metalen met overige voedermiddelen is voor alle jaren vrij constant." (CLM rapport Zware metalenbalansen op De Marke in voorbereiding)

Vanuit de het overheidsbeleid is er vrijwel geen aandacht voor de duurzaamheid van het agrarisch grondgebruik. In internationale initiatieven van ketenpartijen als Unilever en Heineken staat bodembeheer echter bovenaan in de lijst van duurzaamheidsthema's en ook de OESO heeft hier aandacht voor.

Hoewel boeren dus meer oog krijgen voor de regulerende functie van de bodem voor de beschikbaarheid van voedingstoffen en voor de beheersing van ziekten en plagen, dwingt de economische ontwikkeling hen tot een onmogelijke spagaat tussen economische en ecologische duurzaamheid van het bodembeheer.

Michiel Rutgers

Nutsfuncties van het bodemecosysteem in het belang van duurzaam bodembeheer

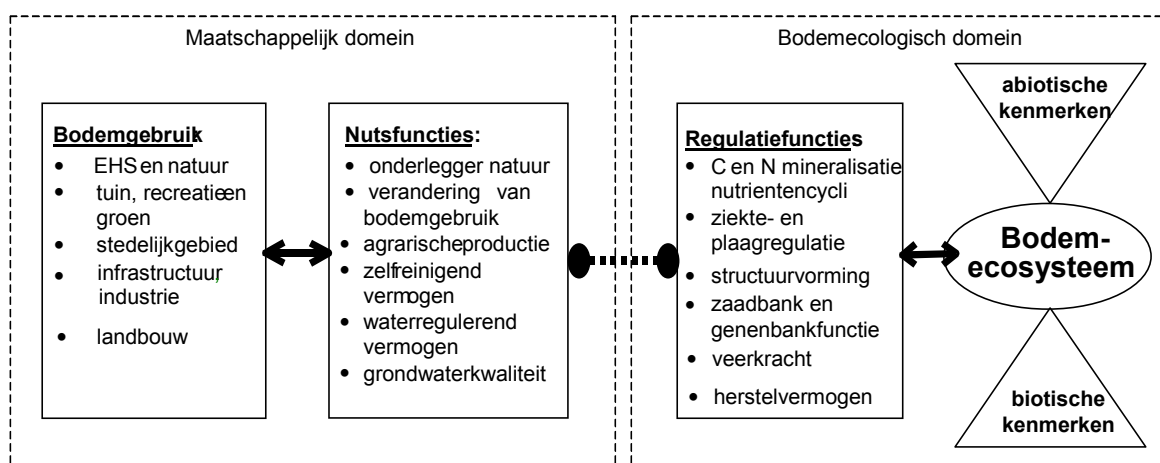
Het bodemecosysteem (bodemleven en omgevingsfactoren) is een integraal onderdeel van de bodem. Zonder bodemecosysteem zijn de meeste vormen van bodemgebruik onmogelijk. Bodemecosystemen worden in toenemende mate belast met milieustress, bijvoorbeeld als gevolg van verontreiniging en intensieve landbouw. De relatie tussen bodemgebruik en bodemecosysteem moet gelegd worden om het bodembeheer duurzaam te kunnen invullen. Het bodemecosysteem kan op 2 manieren duurzaam beheerd worden:

Het bodemecosysteem kan beschermd worden vanwege intrinsieke waarden. Dat betekent dat het beheer rechtstreeks gericht is op de bescherming van (soorten en processen in) het bodemecosysteem.

De functies van het bodemecosysteem voor het huidige en voor toekomstig bodemgebruik kunnen beheerd worden. Dit betekent dat individuele soorten niet beschermd worden, maar alleen de functie die zij vervullen voor het bodemgebruik.

De 2^o optie sluit momenteel het beste aan bij de ontwikkelingen in het bodembeleid. Hiervoor kan het concept van zogenaamde “nutsfuncties” (in het engels: *ecosystem services*) geïntroduceerd worden, waarbij het bodemecosysteem functionele aspecten toevoegt bij de vaststelling van de randvoorwaarden voor duurzaam bodemgebruik (zie figuur). De nutsfuncties van de bodem kunnen uitgewerkt worden naar een indicatorset voor duurzame bodemkwaliteit.

Het bodemecosysteem levert bijvoorbeeld *life support functies* die als basis beschouwd kunnen worden voor natuurontwikkeling. Voor natuur binnen de EHS dienen ze van hoge kwaliteit te zijn en natuurdoeltype en doelsoorten te ondersteunen. Voor stadsnatuur, groenstroken en recreatiegebieden kan wellicht genoeg genomen worden met een mindere kwaliteit van regulatiefuncties. Zelfreinigend vermogen (‘afvalverwerking’) is voor alle bodemgebruiksvormen van belang, zeker bij agrarisch bodemgebruik en ook bij infrastructuur en verharding.



Figuur. Schematische koppeling tussen bodemgebruik en bodemecosystemen. Uitgaande van het bodemgebruik worden nutsfuncties van het bodemecosysteem gedefinieerd, die vervolgens tot regulatiefuncties herleid worden. Het bodemecosysteem kan gekarakteriseerd worden via een combinatie van abiotische en biotische kenmerken. Abiotische kenmerken zijn bijvoorbeeld bodemeigenschappen, (pH, structuur, humusprofiel, organische stof, lutum, bemesting, etc.), atmosferische depositie, en waterhuishouding. Biotische kenmerken zijn bijvoorbeeld biomassa, biodiversiteit, processen, voedselwebkarakteristieken en -dynamiek. Dit schema moet verder gedetailleerd worden voor praktische toepassing.

Simon Bos

Notitie Betekenis (Bodem)ecosysteem

Hoe kan het bodemecosysteem een volwaardige positie krijgen in het bodembeleid en het bodembeheer (ook waterbodems)? Moet het bodemecosysteem beschermd worden, vanwege de intrinsieke waarde, de functies die het heeft voor het ecosysteem als geheel, of vanwege de functies die voor de maatschappij en het bodembeheer van belang zijn (de zogenaamde 'nutsfuncties')?

Wat is, in het kader van de bovenstaande vraagstelling, de betekenis van het bodemecosysteem ten behoeve van duurzaam bodemgebruik?

In ons werk binnen de (milieu)advieswereld wordt de (water)bodem meer en meer gezien als het medium (de drager) waarop verschillende functies, vaak in combinatie met elkaar moeten kunnen worden gerealiseerd. Deze functies kenmerken zich vaak door een sterke humane belevingswaarde: De maatschappij wil op een bepaalde plek een bepaalde functie verwezenlijkt zien, om daar een bepaalde profijt van te kunnen hebben. Deze functies en hun belevingswaarde kunnen overigens zeer uiteenlopend van aard en vorm zijn; zij liggen uiteen van een multifunctioneel (tran)sport- / winkelcentrum tot een stil gebied ver van de bewoonde wereld, waar de 'natuur' beleefd kan worden.

De bodemkwaliteit is per functie verschillend, maar heeft in alle gevallen als gezamenlijkheid dat:

- Zij aan bepaalde civieltechnische eisen moet voldoen om de functie te realiseren;
- Zij aan milieuhygiënische eisen moet voldoen, omdat die nu eenmaal wettelijk zijn voorgeschreven (Wbb, Bsb);
- Als het om een meer natuurlijke functie gaat, de door de mens gewenste natuur ook daar verschijnt.

Het bodemecosysteem speelt eigenlijk hoofdzakelijk een rol in gebieden, waar de gewenste functie een meer natuurlijke (of landbouwkundige) invulling krijgt. In die gebieden gaat zij echter wel een steeds crucialere rol spelen, want inmiddels zijn we er wel achter dat voor natuur- en landbouwfuncties een bepaalde bodemstructuur en -textuur vereist is en dat deze niet zo maar door de mens "gemaakt" kan worden. Het zonder meer verwijderen van grond, omdat er een bepaalde ongewenste stof in zit, is flink op z'n retour. We zijn er inmiddels achter dat met het verwijderen van grond ook een bepaalde zaadbank, archeologische waarden en dergelijke wordt verwijderd. Andersom begint ook steeds meer door te dringen dat het aanbrengen van schone grond met een prachtig Bsb-certificaat, geen vrijwaring biedt dat er geen ziektekiemen of andere ongewenste stoffen worden aangebracht.

Kortom: we worden zuiniger op de bodem, omdat we geleerd hebben dat de bodem veel meer is dan een lastig medium, waar alleen maar verontreinigingen in blijven hangen. Dat er verontreinigingen in zitten, weten we. Maar dit wordt steeds meer een maatschappelijk (geaccepteerd) gegeven. We krijgen steeds meer inzicht in de manier waarop niet-gewenste stoffen zich gedragen en in welke mate zij door hun gedrag een risico vormen. Om dit af te wegen tegen de ecologische, archeologische en cultuurhistorische waarde is een weg dat steeds meer draagvlak en omarming krijgt.

Naar aanleiding van het voorstaande kan duurzaam bodemgebruik in onze optiek gedefinieerd worden als een optimum tussen alle bodemeigenschappen om een bepaalde

functie te realiseren of in stand te houden. Wettelijke normen voor een bepaalde bodemeigenschap of -eenheid kunnen en mogen niet leidend zijn. Het moet een samenspel van alle van belang zijnde factoren, dat leidt tot een optimalisatie van het totale bodempakket. Enige kennis van het bodemecosysteem is hierin onmisbaar. Echter, alleen (maar kennis van) het bodemecosysteem is ook niet de enige pijler voor een duurzaam bodemgebruik.

Stefan Ouboter

Betekenis geven aan het bodemecosysteem

Vanuit het oogpunt van subjectieve beleving gezien, beschouw ik het bodemecosysteem als een *identiteit* van een cluster van waargenomen verschijnselen en toegekende criteria van planten, dieren, hun a-biotische leefmilieu en de onderlinge relaties daartussen. Het begrip ‘bodemecosysteem’ beschouw ik dan ook als een mentaal construct van een complexe buitenwereld. Ons mentale vermogen om met onze complexe leefomgeving op een abstract niveau om te gaan bestaat uit 3 basale processen¹:

het vermogen om aan complexe verschijnselen in de buitenwereld een **identiteit** toe te kennen en aan deze identiteit vervolgens eigenschappen toe te kennen. Daarom kunnen we werken met begrippen zoals ‘bos’ of ‘park’ of ‘tropisch regenwoud’.

het vermogen om identiteiten te **integreren** en hierdoor nieuwe betekenissen te geven. Zo kunnen we onze perceptie van het bodemecosysteem integreren met onze perceptie van onze eigen gezondheid en vervolgens gaan spreken over een *ongezond ecosysteem* of we kunnen het integreren met een complex mechanisch gereedschap en denken in termen van een *niet functionerend ecosysteem*.

het vermogen om te **verbeelden** (imaginatie). Hierdoor kunnen we een versimpeld beeld maken van een complex ecosysteem en er mee omgaan alsof dat de werkelijkheid is. Ook kunnen we beelden projecteren op een tijdlijn. Hoe ziet de Nederlandse natuur er in 2030 uit?

Dank zij deze vermogens kan ik denken over b.v. de Hierdense beek als een ecosysteem, kan ik hier waarden, bedreigingen, kenmerken, etc aan toekennen en kan ik me een ideale toestand van dit ecosysteem voorstellen en een bedreigde toestand.

Deze mentale constructies zie ik op drie niveaus functioneren:

op individueel niveau bouw ik mijn beeld van de Hierdense beek op aan de hand van mijn persoonlijke ervaringen. Ik heb er als kind gespeeld, maar ik heb er ook boeken over gelezen en nu kom ik er nog regelmatig. Deze ervaringen hebben mijn persoonlijke beleving bepaald.

op sociaal niveau bouw ik mijn beeld op in interactie met anderen. Daarbij filter ik informatie. Ik vind n.l. dat de kennis cq mening van de een meer waard is dan de ander.

Hierdoor heb ik een perceptie hoe ‘men’ over de Hierdense beek denkt: als een waardevol natuurlijk beekstelsel, bedreigd door lozings en andere menselijke ingrepen,

op wetenschappelijk niveau bouw ik mijn beeld ook op in interactie met anderen, maar filter hiermee sterker. Alleen ‘wetenschappelijke’ informatie (objectieve waarnemingen volgens een herhaalbaar meetprotocol) bepaalt mijn wetenschappelijke beeld. Ik ga dus niet uit van objectieve waarnemingen, maar in een ‘mentaal construct op basis van geobjectiverde informatie’.

Om uitspraken van iemand over ‘ecosystemen’ te kunnen beoordelen, wil ik graag weten (a) welke ervaringen achter deze uitspraken zitten en (b) welke filtering iemand gebruikt heeft. In het maatschappelijk debat wordt deze informatie vaak al impliciet verstrekt. Met voorbeelden verwijzen mensen naar hun ervaringen en door hun positie te verduidelijken verwijzen mensen naar het niveau. (*Persoonlijk vind ik de Hierdense beek een waardevol ecosysteem, maar politiek is er geen draagvlak voor verregaande verbeteringen, hoewel wetenschappelijke informatie er wel op wijst dat het ecosysteem bedreigd wordt*). Als deze informatie over referentie-ervaringen en referentieperspectief achterwege blijven, krijg je onzinnige discussies omdat anderen de discussie niet ‘kunnen plaatsen’. Met veel discussies over duurzaamheid heb ik dat probleem. De eerste vraag die bij me opkomt is dan ‘wat bedoel je precies?’

Een betere methode om elkaar te begrijpen is om uitspraken over ecosystemen te beschouwen als uitspraken die voortkomen uit een waargenomen situatie die vergeleken wordt met een referentiesituatie (vaak de ideale situatie). Als iemand stelt dat een ecosysteem niet goed functioneert, is dus de vraag wat hij/zij waarneemt en wat hij/zij waar zou nemen als het ecosysteem wel goed zou functioneren. De vraag is simpel, maar het antwoord niet. Dat heeft te maken met het feit dat ook de oordelen die we zelf rationeel vinden, vaak voortkomen uit het subjectieve domein, waar onbewuste mentale processen dominant zijn. Het kost al moeite om hiervan iets bewust te krijgen. Als dat al lukt, wordt direct ons filtersysteem van informatie actief. Ik ben mij heel goed bewust dat mijn subjectieve beoordeling het niet altijd goed doet in het sociale domein en zeker niet in het wetenschappelijke domein. Zo hoorde ik ooit een ecoloog spreken over een ‘in elkaar klappend ecosysteem’. Het trok direct mijn aandacht: wat voor beeld en ervaring zit achter zo’n uitspraak? Toen ik daarnaar vroeg, was het antwoord dat het maar een uitdrukking was: ‘daar moet je me niet op vangen’. Met de cognitieve linguïsten beschouw ik taal echter als een reflectie van onbewuste denkprocessen. Persoonlijk denk ik dat onze – vaak onbewuste – beeldvorming in het subjectieve individuele domein ten onrechte in abstracte wetenschappelijke discussies over het hoofd wordt gezien. Alle natuurwetenschappelijke theorieën zijn opgebouwd aan de hand van subjectieve imaginaties, van de zwaartekracht, via de molecuulstructuur tot aan de quantummechanica.

¹ Fauconnier, G. & Turner, M. The way we think, Conceptual Blending and the Mind’s hidden Complexities. Basic Books New York, 2002

Ton Breure

Notitie voor Periscoop-meeting 19 februari

Bodem lijkt een steeds prominenter plaats te krijgen in het beleid. Nu is dat niet zo moeilijk, want vroeger had het nauwelijks een plaats. Het beleid wordt zich ervan bewust, dat de bodem niet alleen datgene is waar we op kunnen lopen en bouwen, doch dat de bodem ook een aantal andere functies vervult die van belang zijn voor het welbevinden van mens en ecosysteem.

Bij het betekenis geven komt de term duurzaamheid direct om de hoek kijken. Een duurzaam bodemgebruik is voor mij een bodemgebruik waarbij een aantal gedefinieerde functies van de bodem kan worden gehandhaafd men een zo klein mogelijke input van chemicaliën en energie.

Hierbij is de definitie van de bodem die van de wet bodembescherming:

Het vaste deel van de aarde met de zich daarin bevindende vloeibare en gasvormige bestanddelen en organismen;

De wet geeft ook aan wat het belang is van de bescherming van de bodem:

Het belang van het voorkomen, beperken of ongedaan maken van veranderingen van hoedanigheden van de bodem, die een vermindering of bedreiging betekenen van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft

Die functies liggen op het gebied van:

- afbraak organische stof
- nutriëntcycli
- structuurvorming van de bodem
- ziekten- en plaagwering
- reinigend vermogen
- waterhuishouding

De bodemecologie kan een steeds duidelijker rol gaan spelen in duurzaam bodemgebruik, door een voldoende inzicht te bieden in de samenstelling van de bodem (biotisch en abiotisch en daarbij aan te geven welke functies afhankelijk zijn van welke structuurparameter.

B.v. Het is duidelijk dat specifieke bacteriën gekoppeld zijn aan de stikstofkringloop. Dat is kennelijk zo belangrijk in de landbouw, dat daar al tientallen jaren onderzoek naar wordt gedaan. Het is ook belangrijk dat regenwormen actief zijn in de bodem. Zij spelen een belangrijke rol bij de structuurvorming en zijn stapelvoedsel voor een groot aantal “aaibare” dieren (b.v. vogels).

Het onderzoek moet zich richten op zowel kwalitatieve als kwantitatieve aspecten: wat moet de pH zijn in een bepaald ecosysteem, maar ook “wat is een normale dichtheid en biodiversiteit aan regenwormen in een bepaald type bodem en behorend bij een bepaald soort gebruik.

Een belangrijke notie is die van de OECD en de FAO, die bodembiodiversiteit zien als “productie-ondersteunende biodiversiteit en die zijn daarom gericht op kwantitatieve relaties tussen bodembiodiversiteit, mestverbruik en productie en tussen (bodem)biodiversiteit, pesticidengebruik en het voorkomen van plagen in gewassen.

Het blijkt dat dergelijke data nog nauwelijks voorhanden zijn. Daar moet het onderzoek zich op gaan richten.

Wietse de Boer

Enige notities in het kader van de Periscoop workshop

- Vanaf 1985 houd ik me voornamelijk bezig met fundamenteel wetenschappelijk onderzoek naar de strategieën die bodem-microorganismen ontwikkeld hebben (en ontwikkelen) om zich in de bodem te kunnen handhaven. Tot 1995 heb ik voornamelijk onderzoek gedaan aan nitrificerende bacterien (omzetting van ammonium naar nitraat). Daarna is het onderzoek geconcentreerd op interacties tussen bacteriën en schimmels. De bodem is voor mij dus in eerste instantie de leefomgeving van microorganismen. Enige kernwoorden die mijn specifieke onderzoeksinteresse aangeven zijn: antagonisme, parasitisme, competitie, schimmel-bacterie associaties.
- Een algemene definitie van bodemkwaliteit kan niet gegeven worden omdat het afhankelijk is van het gebruiksdoel. Voorbeeld: Een arme, zure zandbodem heeft een prima kwaliteit voor heide(ontwikkeling) maar is ongeschikt om aardappels op te verbouwen. De term duurzaam bodemgebruik associeer ik vooral met de landbouw. Daarbij is duurzaamheid wat mij betreft gerealiseerd als er een efficiënt gebruik is van meststoffen (alleen afvoer via het gewas) en bestrijdingsmiddelen overbodig zijn vanwege een sterk natuurlijk ziektevermogen. Hoewel dit waarschijnlijk niet volledig te realiseren is, is het wel goed om dit zoveel mogelijk na te streven. Het zal duidelijk zijn dat streven naar duurzaamheid niet samengaat met de doelstelling dat een maximale gewichts-opbrengst (kg/ha) gehaald moet worden.
- Bodemmicroorganismen zijn de sleutelorganismen als het gaat om duurzaamheid omdat ze in sterke mate bepalend zijn voor de voedingsstoffen-stromen en de bodemweerbaarheid. Men denke hierbij o.a. aan: mycorrhiza schimmels (dragen bij aan P-voorziening van plant bij lagere P-bemesting), stikstofbemesting via N₂-fixerende bacterien (groenbemers), schimmelbiomassa (hyfe netwerk draagt bij aan bodemaggregaat vorming en vermindert uitspoeling van voedingsstoffen), ziekteonderdrukkende bacterien in de wortelomgeving.
- Duurzaam bodemgebruik in de landbouw zal vooral moeten komen van het stimuleren van gewenste functionele groepen van microorganismen en het benadelen van ongewenste bodemorganismen (ziekteverwekkers). Dit kan via verschillende organische bemestingen, gewasrotaties en meer-gewassen teelt. Op dat gebied is het meeste alleen vanuit de praktijk-historie bekend. Hier kan onderzoek nog een belangrijke bijdrage tot optimalisatie leveren.
- Ik heb hier niets gezegd over duurzaamheid in relatie tot industriële vervuilingen. Daar weet ik weinig van maar voor de discussie zal ik hier mijn (naieve) ideeën geven. Ik verwacht dat de ernst van een vervuiling vooral bepaald wordt door de fysische en chemische eigenschappen van de bodem en niet zo zeer door de microbiële samenstelling. Daarom denk ik dat modellen die het lot van vervuilingen beschrijven vooral op de abiotische bodemeigenschappen (en uiteraard ook op de veranderingen daarvan in de tijd) gebaseerd moeten zijn. Wel kunnen microorganismen gebruikt worden als indicator voor biobeschikbaarheid van een vervuiling. Als zodanig kunnen modellen dus geijkt worden (klopt de voorspelling dat de vervuiling in deze bodem niet/wel beschikbaar is voor organismen). Ook zijn er verschillende mogelijkheden om de in situ reiniging van organische vervuilingen door microorganismen te stimuleren. Dit houdt echter vooral in dat de groeiomstandigheden voor microorganismen gunstig worden beïnvloed.

Bijlage 3. Geclusterde onderwerpen

Cluster 1: *Bodemvruchtbaarheid*

mechanisme van de bodem
ecologie
milieuwaarde
 ziekte moet laag zijn via natuurlijke beheersing
waarde natuur in de stad
Vervuiling: kijk naar biobeschikbaarheid, cumulatie mag, mits...
nutrienten kringlopen gesloten
bodembioologie: intrinsiek biodiversiteit
 nutrientfuncties: natuurdoeltypen (? black box)
 landbouw,
 stedelijk groen

onderlegger plantengroei (mest)
filter voor lucht
waterregulatie
plaagregulatie
klimaat, geluid
balans droog – nat
steile oevers (nat 2 – 8 %)
wat is bodemecologie: nematoden? regenwormen? HC₅₀, BGW
Bodemecologie is meer dan: wormen / nematoden / HC 50 etc. ook dode
componenten
bodemvruchtbaarheid: structuur
 reinigend vermogen
 buffer: water, lucht, voedingsstoffen
 weerbaarheid: ziekten en plagen

Cluster 2: *Ecologische kwaliteit en Duurzaamheid*

bodemgebruik, natuur en andere functies
functionaliteit van de bodem (technische uitwerking)
bodemfuncties, iedereen heeft een ander lijstje
veel grondverzet in de stad, veel aanvoer en afvoer
natuur in de stad (veel “allochtonen”) natuurdoeltypen
duurzaamheid: relatie gebruikstype / functie / toekomstige veranderingen niet
uitsluiten
diversiteit = functionele diversiteit
markt / OECD / FAO: bodem is eeuwig productiekapitaal (voedselzekerheid)
behoud en duurzaam gebruik → geen oneindige inputs tbv nutrientfuncties
waarom belangrijk: - WBB (formeel middel)
 Natuur (daar doen we het voor)
grondverzet irt bodemkwaliteit
aankoop terreinen wordt niet gestuurd door kansen
natuur ontwikkelt zich autonoom
wat is natuur: natuurdoeltypen
 relatie EHS – bodem

Cluster 3: *Educatie*

communicatiekloof wetenschap – gebruiker
communicatie en beleid
bodem is meer dan.....
b.v. relatie met water
relatie normen en werkelijke effecten in het veld
WBB bevat ondoordachte normen
verontreiniging vs verzuring etc.
huidige instrumenten voldoen niet
knelpunt WBB in de stad
Leidraad – soepel omgaan met WBB
Waarom kijken naar bodemecosystemen: dood is de bodem al niet interessant
Parkeergarage vs parkje op slechte bodem (slechte werking WBB)
Verschil visie markt – beleid
stimuleren beleid voor belang bodemecosysteem tbv1 andbouw, natuur, milieu
communicatiekloof wetenschap, beleid, gebruiker
wetenschapper kijken niet naar gebruik
transities naar duurzaam bodemgebruik (NMP4)
biologische landbouw

Cluster 4: *Belang ecologische risico's*

communicatie-instrument
Bedreiging nutsfuncties “schoon drinkwater”
Intrinsieke waarde
Ethische aspecten
Bodem is van ons allemaal
bodemgebruik is bepalend: eigenaar / beheerder
milieugroepen
individueel

Cluster 5: *Monitoring*

ecologische indicatoren
effectindicatoren
beleidsindicatoren
prestatieindicatoren
bestaande natuur vs saneren
belang diffuse verontreinigingen
normenbouwhuis is goed “1e vangnet”
voedselweb als bioindicator
slimme en betrouwbare meetnetten (3 D), kosteneffectief
bodem als kapitaalgoed vs LCA
Validatie en validiteit

Bijlage 4. Bediscussieerde praktijkproblemen

1. Aanleg van een weg

Aanleg van een weg (hoeft niet “duurzaam?”)

Eisen aan de bodem: draagkracht

Structuur van de bodem

Verspreiding van eventueel aanwezige verontreinigingen (hydrologie)

Aanbrengen van nieuwe verontreinigingen (bouwstoffenbesluit)

Invloed op de waterhuishouding (plaatselijke verdichting)

Zijn er nog eisen aan de bodemecologie?

Vraag:

Met hoeveel betrouwbaarheid kun je voorspellen wat de aanleg van de weg ten aanzien van de kwaliteit van bodem en grondwater teweeg zal brengen?

Advies:

Maak een zo goed mogelijke inschatting van de bodemecologische consequenties

2. Biologisering extensivering van de akkerbouw

Redenen: vermindering van pesticidengebruik

Vermindering kunstmestgift

Minder (diep) ploegen

Boer maakt meer gebruik van, m.n. biotische processen in de bodem

Communicatie: nut van bedrijfsvoering voor de kwaliteit van het gewas

Vraag:

Welke garanties kun je de ondernemer die hier instapt geven dat wat hij produceert vermarktbaar is en een rendabele bedrijfsvoering oplevert

Advies 1:

Probeer het product af te zetten via ODIN

Advies 2: ga naar Henne Kool DL

Om na te gaan of en hoe beleid rond bodemkwaliteit vorm te geven in het kader van de transitie naar duurzame landbouw stel ik voor een workshop te organiseren over belangen agrariër, teler, overheid, samenleving over wensbeelden van duurzaam bodemgebruik en van plannen + middelen -> inventarisatie doen van bestaande initiatieven.

3. De aankoop en inrichting van Tiengemeten in het kader van Delta-natuur

Hierbij loopt de functieverandering tegen knelpunten op door het bodemgebruik in het verleden. Bovendien in Deltanatuur ingegeven door een missie: goedmaken van fouten uit het verleden, inclusief waterbodems. Er is een communicatie omheen gericht op het creëren van draagvlak

Vraag:

Moeten we voor wat betreft de bodemkwaliteit niet gewoon uitgaan van de bodem zoals die door de laatste activiteit is ontstaan? En niet van een bodem die daarvoor aanwezig was? Ofwel: is het een fout uit het verleden geweest? We hebben er toch ook profijt van gehad?

Advies 1 (minister VROM)

Vergeet al die strikte WBB normen en stel eisen die functieafhankelijk zijn

Eigen reactie:

Eisen die functie-afhankelijk zijn kunnen leiden tot ongewenste natuur. Ingrepen behoeven niet de WBB normen als uitgangspunt te hebben, maar moeten wel goed door monitoring begeleid worden.

4. Aanleg Stroompark Nesselande in Rotterdam NO

Dit is een voormalig bemest weidegebied

Het kan niet bebouwd worden vanwege gasleidingen en hoogspanningstracé

Het is een ecologische verbindingzone

Veiligstellen t.b.v. provinciale EHS

De oorspronkelijk bodemsequentie moet worden bewaard N → Z lichte zavel, zware zavel, katteklei, veen

Natuurdoeltypen stellen bodemkwaliteitseisen

Er is sprake van recreatie medegebruik

Zijn er doelsoorten in de EHS verbindingzone

Inrichting en beheer

Communicatie / draagvlak

Inspraak belanghebbenden

Monitoring na aanleg

Vraag 1:

Waarom inzoomen op recreatie medegebruik?

Vraag 2:

Hoe kom je precies aan bodemkwaliteitseisen / doelstellingen?

Advies:

Probeer een gedeputeerde van Zuid Holland zo ver te krijgen dat hij dat plan als proefproject / pilot aanmerkt voor duurzaam / dubbel bodemgebruik waarvoor relatief veel middelen mogen worden uitgetrokken, omdat:

- Het een belangrijk leerproject is
- Het kansrijk is v.w.b. toekomstig succes
- De uitvoeringstermijn binnen zijn zittingstermijn valt en dat hij dit als zijn persoonlijk succes kan vieren
- Het goed communiceert en een voorbeeld kan zijn voor veel vergelijkbare situaties in de provincie

Reactie:

Dit is inderdaad een mooie kans: Doen!

5. Maïsteelt / scheuren van grasland verbieden in veenweidegebieden ter voorkoming van extra oxidatie van veen en daaropvolgende bodemdaling

Functie: landbouw

Duurzaam bodemgebruik

Regionaal

Relatie met klimaat, regulatie op hogere schaalniveaus

Vraag:

Op basis van welke wetgeving denk je maïsteelt te kunne verbieden in een veenweidegebied?

Of is hierover iets geregeld in een bestemmingsplan? Of afspraken in een Teeltplan

Hoezo is bodemdaling een probleem? We hogen gewoon weer op met klei- en veengrond uit de tunnelbak van de HSL

Advies 1

Beslisser over bestemmingsplan: gemeente / provincie / waterschap

Hem aangeven wat het probleem is:

Bodemdaling

Investeren in waterhuishouding

Effecten op de omgeving

Verrijking van het oppervlaktewater met nutriënten

Aangeven dat dergelijke zaken niet passen binnen een duurzaam gebruik van de bodem en derhalve ontraden / verboden moeten worden

Reactie n.a.v. advies:

Mij is er niet duidelijk uit geworden of een dergelijk verbod haalbaar is. Het probleem lijkt helder

Stel voor het probleem te delen met de agrarische sector en andere betrokkenen en te zoeken naar mogelijke oplossingen en allereerst na te gaan wat de effecten (ecologisch en

economisch) zijn van een verbod. Eventueel een meer covenant-achtige aanpak of gebiedscontracten.

6. Conversie van voormalig fabrieksterrein (verontreinigd met zware metalen) in een plantsoen

Kwaliteitseisen: Geen zware metalen uitspoeling naar vijvers en omgeving
 Geen ophoping in planten

Biobeschikbaarheid en mobilisatie meten naast totaal gehalten

Op basis daarvan besluiten: afgraven of niets doen

Vraag:

Kunnen mijn kinderen ook in de aangelegde zandbak spelen?

Opmerking advies:

Deze vraag is niet ecologisch. Werk het geval uit in de bodemgebruiksvormen, naar nutsfuncties en communiceer dat

Later uit te werken in indicatoren en zo

Bediscussieer eea met Femke Halsema en Kleisterlee of vd Kamp / vd Vlist samen met Nico van Straalen

Advies: Goed idee, maar zorg er wel voor dat het praktisch uitvoerbaar en toepasbaar is. De burger wil voor zijn locatie een sluitend antwoord hebben

7. Landbouwgebied in de uiterwaarden omvormen tot natuurgebied

Het natuurgebied heft verschillende natuurdoeltypen. Het ene type stelt hogere eisen aan de bodem dan het andere. De locaties van de natuurdoeltypen liggen nog niet exact vast

Vraag

Hoe bepaal je of de bodemkwaliteit geschikt is voor de verschillende gewenste natuurdoeltypen? Wat moet je meten en hoe moet dat geïnterpreteerd

Advies:

Aan de gedeputeerde van de provincie: onderzoek welk bodembeheer (begrazing, bekalking/ maaien/ nietsdoen) het beste resultaat oplevert aan e hand van biologische kenmerken van de bodem

Advies 2

Ga eerst nog een stapje terug:

Is bekend welke eisen de verschillende gewenste natuurdoeltypen stellen aan de bodem, stel dat eerst vast en bepaal daarna op welke wijze het gemakkelijkst aan die eisen voldaan kan worden.

8. Conversie Landbouw -> natuur

Gebied verontreinigd met zware metalen moet, via DLG naar landschapsstichting
Bepalen kwaliteitsnormen, bedenken beheersvariant die leidt tot natuurontwikkeling en reductie risico's, monitoring ecologische ontwikkeling en risico's. Beschikking aanvragen op actief bodembeheer als saneringsmaatregel

Vraag:

Hoe worden veranderingen in de tijd mbt (a)biotische omstandigheden hierin verwerkt?

Advies:

Probeer eerst de volgende zaken helder te krijgen:

Welk natuurdoeltype wordt nagestreefd (t.b.v. de beheerder)

Welke concrete maatregelen of grondverzet is voorzien (t.b.v. bevoegd gezag WBB)

Is er draagvlak bij

- Politiek
- Bevoegde gezagen WBB
 Natuurbeheerder
- (buurt)bewoners

Pas later:

Hoe monitoren / voorspellen ecologische processen

Advies 2

Voor deze verkenning uit: voer open gesprekken met alle betrokkenen

Schrijf daarna een rapport met een gedegen SWOT analyse

Laat dit rapport amenderen / accorderen door alle partijen, zodanig, dat er commitment is

9. Beheer akkers

Akkerbouwer wil zijn bodemkwaliteit verbeteren

Hij ervaart zelf problemen (structuur, aaltjes) en wordt hiertoe ook uitgedaagd door zijn afnemer (brouwgerst)

Naast andere indicatoren (pesticiden, water, energie, sociale duurzaamheid, natuur en landschap) zijn bodemkwaliteit en mineralen belangrijke indicatoren

Doel is een vorm van bodembeheer te ontwikkelen waardoor hij:

Minder last heeft van ziekten en plagen

De input van meststoffen optimaal benut zonder verliezen naar de omgeving

De structuur verbetert

Parameters waarmee ij gaat werken zijn:

Organische stofgehalte en –balans

Bodembedekking

Pw getal

Nmin najaar

Minerale boekhouding

Aantal regenwormen

Etc. → streefwaarden??

Vraag:

Wat kost dat allemaal wel niet en wat zou er dan gemeten moeten worden en hoe vaak

Advies:

Eerst collegae raadplegen die een zelfde teelt hebben maar minder problemen

Advies twee:

Zeer verstandig maar een beetje beperkt. Moet beter kunnen zonder veel extra input!!

10. Kleiduvenschietbaan Roon

Een voormalige kleiduvenschietbaan heeft geresulteerd in een ernstige loodverontreiniging. Er moet overleg gepleegd worden over haalbaarheid van sanering.

Functie: behoud pingo ruïne

Behoud landbouwperceel

Behoud houtwal / archeologie / cultuurhistorie

Eliminatie van loodverontreiniging in land- en waterbodem

Aanpak: Definitie van de functie in gebied + waarde c.q. effect die bodemecosysteem hierin heeft

Analyse van conflicterende bodembelangen

Optimalisatie uitvoeringsmaatregelen met als doel een minimum aan

conflicterende bodembelangen te bereiken en een maximum aan behoud /

herstel van gebiedsfuncties

Vraag:

Hoe ga je het proces vormgeven om conflicterende bodembelangen te elimineren? (Leentje den boer)

Advies:

Formele juridische aspecten benoemen: welke vrijheden en verplichtingen hebben we?

Vragen aan de jurist van de provincie, evt. VROM? Wie loopt kans

aansprakelijk gesteld te worden? Etc. Als daar geen onoverkomelijke

problemen zijn focus brengen op waar we het wel over eens zijn (Jaap vd

Waarde)

Commentaar:

Goed plan;

Blijf niet hangen in discussies over aansprakelijkheden, dat levert alleen juridische procedures op maar geen projectuitvoering. Regel geld, linksom of rechtsom (Anton Roeloffzen)

11. Functie van het bodemecosysteem in de stad

Juist bij de functie stad (natuur en wonen) is het bodemecosysteem van belang omdat:

- | | | | |
|---|-------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A | Bodem | vegetatie | groene long
Filter lucht verontreiniging
Filter geluid
Zelfreinigend vermogen
uitwerpselen dieren
Atmosferische depositie
Plaagregulatie
insecten etc.
Waterregulatie
sponswerking
Tijdens regen kan water weg |
| B | Actoren: | lokaal is belangrijk
Ecologie in de stad scoort op alle niveaus (lokaal, regionaal
Ethisch dus OK | |
| C | Indicatoren | Biotisch en abiotisch, afgeleid van A | |

Vraag: Ecologie in de stad is volledig artificieel, waarom is dat belangrijk?

Waarom is plaagregulatie ivm insecten belangrijk?

Reinigend vermogen van de bodem want bijvoorbeeld hondenpoep wordt toch gewoon opgeruimd?

Eerste advies aan de directeur stadsontwikkeling:

De bodem is belangrijk om functies te realiseren. Een aantal negatieve beïnvloedingen wordt ermee opgeheven.

We weten echter niet hoe belangrijk die bodem nu is voor de functies en welke impact maatregelen hebben.

Leg n eens een verband tussen de bodemkwaliteit en de functies van jouw stad en bepaal dan welke belasting het meest schadelijk is. Dan kun je tot een optimalisatie van je beheersproduct komen.

Reactie:

Laat je niet verzanden in details. Geloof in het doel en let op de publieke opinie. Als het niet hard te maken is, zie dat niet direct als reden om te stoppen. Begin met de minst controversiële stap en hou het tempo erin.

