

**Uitwerking van de Basisbenadering voor de locatiespecifieke,
functiegerichte, ecologische risicobeoordeling van bodem-
verontreiniging voor de praktijk**

**M. Rutgers
J.F. Postma
J.H. Faber**

RAPPORTEN PROGRAMMA GEÏNTEGREERD BODEMONDERZOEK

DEEL 29

**Uitwerking van de Basisbenadering voor de locatiespecifieke,
functiegerichte, ecologische risicobeoordeling van bodem-
verontreiniging voor de praktijk**

**M. Rutgers
J.F. Postma
J.H. Faber**

RAPPORTEN PROGRAMMA GEÏNTEGREERD BODEMONDERZOEK

DEEL 29

Gegevens: Uitwerking van de Basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte, ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk - M. Rutgers *et al.* – Wageningen: Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek; deel 29) - 85 p., 2 bijl., - ISBN 90-73270-43-X.

Trefwoorden: bodemverontreiniging, risicobeoordeling.

Verantwoording: Het rapport betreft de uitwerking van de Basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte, ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk. De uitwerking heeft bij wijze van voorbeeld plaatsgevonden voor drie verschillende locaties (Afferdensche en Deestsche waarden, De Venen en het uitbreidingsplan Nieuw Oost van de gemeente Hilversum) en voor verschillende soorten van beoogd of voortgezet bodemgebruik (natuurontwikkeling, landbouw, tuinen en openbaar groen). Als onderdeel van "de Basisbenadering" wordt de Triade-benadering als beoordelingsinstrument gehanteerd. Op grond van de uitwerking voor deze drie gevallen concluderen de onderzoekers, dat toepassing van "de Basisbenadering" in de praktijk goed mogelijk en zinvol is, waarbij tevens uit oogpunt van efficiënt gebruik van tijd en middelen een getrapte toepassing kan worden overwogen. Voor invoering en draagvlakontwikkeling in de praktijk dient in een vervolgproject het accent uitdrukkelijk te worden gelegd op de bestuurlijke en organisatorische aspecten van de planontwikkeling en het toekomstig beheer, aangezien die in dit project vooralsnog buiten beschouwing zijn gelaten.

Projectleiding en uitvoering:

Dr. M. Rutgers, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Laboratorium voor Ecotoxicologie), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven; tel.: 030-2742040, fax: 030-2744413, e-mail: michiel.rutgers@rivm.nl;

Dr. J.F. Postma, AquaSense, Postbus 95125, 1090 HC Amsterdam; tel.: 020-5922244, fax: 020-5922249, e-mail: jpostma@aquasense.com;

Dr. J.H. Faber, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Postbus 47, 6700 AA Wageningen; tel.: 0317-477870, fax: 0317-424988, e-mail: j.h.faber@alterra.wag-ur.nl.

Dankwoord: De onderzoekers en de leiding van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek danken drs. J. Brils (TNO-MEP, Apeldoorn), dr. G.H. Crommentuijn (VROM-DGM, Den Haag), prof.dr. H. Eijsackers (Alterra, Wageningen), drs. C. van de Guchte (RIZA, Lelystad), dr.ir. D. van der Eijk (Prov. Zuid-Holland, Den Haag), ing. J.H. de Jong (DLG, Utrecht), drs. P.S.H. Ouboter (PGBO, Wageningen), prof.dr. P.C. de Ruiter (Alterra en Universiteit Utrecht), prof.dr. N.M. van Straalen (Vrije Universiteit, Amsterdam) en dr. J. van Wensem (TCB, Den Haag) voor de begeleiding van het project en hun inbreng in deze studie via de werkgroep.

Het rapport is verkrijgbaar bij de Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB) in Gouda (Postbus 420, 2800 AK Gouda; tel.: 0182-540690) à f 40,--.

© 2000. Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (Postbus 37, 6700 AA, Wageningen). Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, elektronisch of op geluidsband of op welke andere wijze ook en evenmin in een retrieval system worden opgeslagen zonder voorafgaande, schriftelijke toestemming van het programmabureau van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek.

omslag:Ernst van Cleef

druk: Grafisch Service Centrum van Gils B.V., Wageningen

Inhoud

| | |
|---|----|
| Samenvatting voor de praktijk | i |
| 1. Inleiding | 1 |
| 1.1 Ontwikkelingen in het bodembeleid | 1 |
| 1.2 De Basisbenadering voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling | 1 |
| 1.3 Selectie en waardering van ecologische parameters | 4 |
| 1.4 Toetsing van de Basisbenadering in de praktijk | 5 |
| 2. Afferdensche en Deestsche waarden | 8 |
| 2.1 Inleiding | 8 |
| 2.1.1 Veranderingen vanaf de Middeleeuwen | 8 |
| 2.1.2 Huidig functioneren | 9 |
| 2.1.3 Ecologische risico's als gevolg van de aanwezige verontreinigingen | 13 |
| 2.2 Bodemgebruik | 13 |
| 2.3 Ecologische aspecten en het te gebruiken instrumentarium | 14 |
| 2.3.1 Locatiekeuze | 14 |
| 2.3.2 Ecologische aspecten "afgesloten strang" | 15 |
| 2.3.3 Instrumentarium "afgesloten strang" | 17 |
| 2.3.4 Ecologische aspecten "soortenarme uiterwaardruigte" | 19 |
| 2.3.5 Instrumentarium "soortenarme uiterwaardruigte" | 20 |
| 2.4 Te gebruiken criteria | 22 |
| 2.5 De eigenlijke beoordeling | 22 |
| 2.5.1 Afgesloten strang | 22 |
| 2.5.1.1 Chemie | 23 |
| 2.5.1.2 Ecotoxicologie | 25 |
| 2.5.1.3 Ecologie | 28 |
| 2.5.1.4 Conclusies ecologische risico's afgesloten strang | 30 |
| 2.5.2 Soortenarme uiterwaardruigte | 31 |
| 2.5.2.1 Chemie | 32 |
| 2.5.2.2 Ecotoxicologie | 32 |
| 2.5.2.3 Ecologie | 34 |
| 2.5.2.4 Conclusies ecologische risico's soortenarme uiterwaardruigte | 36 |
| 2.6 Beoordeling van risico's voor gestelde natuurdoelen in de Afferdensche en Deestsche waarden | 37 |
| 3. De Venen | 39 |
| 3.1 Inleiding | 39 |
| 3.1.1 Achtergrond: cultuurhistorie, landschap en waterhuishouding | 39 |
| 3.1.2 Natuur | 39 |

| | | |
|------------|--|----|
| 3.1.3 | Landbouw | 42 |
| 3.1.4 | Recreatie | 42 |
| 3.1.5 | Verdroging, verzuring, vermisting en milieuverontreiniging | 43 |
| 3.1.6 | Toemaakdekken | 43 |
| 3.1.7 | Proces | 44 |
| 3.1.8 | Vraagstelling en locatiekeuze | 46 |
| 3.2 | Bestaande en voorgestelde functies | 46 |
| 3.2.1 | Natuur | 47 |
| 3.2.2 | Landbouw | 48 |
| 3.3 | Ecologische aspecten en parameters | 48 |
| 3.3.1 | Natuur | 48 |
| 3.3.1.1 | Bloemrijk grasland | 50 |
| 3.3.1.2 | De procesbenadering | 51 |
| 3.3.1.3 | De sleutelsoortenbenadering | 52 |
| 3.3.1.4 | Uitwerking parameterkeuze | 52 |
| 3.3.1.5 | Criteria | 58 |
| 3.3.2 | Landbouw | 59 |
| 3.3.2.1 | Uitwerking parameterkeuze | 59 |
| 3.3.2.2 | Criteria | 63 |
| 3.4 | Conclusie | 63 |
| 4. | Nieuw Oost | 65 |
| 4.1 | Inleiding | 65 |
| 4.1.1 | Het Gooi | 65 |
| 4.1.2 | Hilversum | 66 |
| 4.1.3 | De Laarder Wasmeren | 66 |
| 4.2 | De locatie en het bodemgebruik | 66 |
| 4.3 | Ecologische aspecten en het instrumentarium | 67 |
| 4.3.1 | Openbaar groen | 67 |
| 4.3.2 | Tuin | 70 |
| 4.3.2.1 | De tuin | 71 |
| 4.3.2.2 | De natuurlijke tuin | 71 |
| 4.3.3 | Instrumentarium | 72 |
| 4.3.3.1 | Parameterkeuze | 72 |
| 4.3.3.2 | Criteria | 74 |
| 4.3.4 | De eenvoudigste beoordeling (minimum variant) | 75 |
| 4.4 | Conclusie | 75 |
| 5. | Conclusies en aanbevelingen | 78 |
| 6. | Literatuur | 80 |
| Bijlage 1: | Verklarende lijst van gebruikte afkortingen | 87 |
| Bijlage 2: | Toelichting op de Triade-benadering | 88 |

Tabellen:

| | | |
|----|--|----|
| 1 | Gehalten aan verontreinigingen van het sediment in de Afferdensche en Deestsche waarden, genormaliseerd naar een standaardbodem | 23 |
| 2 | TU-berekeningen op basis van gestandaardiseerde concentraties in het sediment | 24 |
| 3 | Overzicht van de resultaten met de bioassays op de drie bestudeerde locaties | 26 |
| 4 | Resultaten van de bioaccumulatietesten met oligochaeten | 27 |
| 5 | Effecten van stressfactoren op de aanwezige bodemmacrofauna | 29 |
| 6 | Eindbeoordeling van ecologische risico's in het ecotoop afgesloten strang voor de Afferdensche en Deestsche waarden | 31 |
| 7 | Gehalten aan verontreinigingen in de bodem van een soortenarme uiterwaardruigte in de Afferdensche en Deestsche uiterwaarden, omgerekend naar standaardbodem | 33 |
| 8 | Overzicht van de resultaten met de bioassays op grond van de locatie Deest 2 | 33 |
| 9 | Overzicht van de bemonsterde fauna (aantal soorten en individuen) op een tweetal locaties in de Afferdensche en Deestsche waarden. | 36 |
| 10 | Overzicht van de nematodenparameters op een drietal terrestrische locaties in de Afferdensche en Deestsche waarden | 36 |
| 11 | Eindbeoordeling ecologische risico's in het ecotoop soortenarme uiterwaardruigte. | 37 |
| 12 | Mediane gehalten aan zware metalen (mg/kg ds) in afhankelijkheid van het aandeel stadsvuil in toemaakdekken in vergelijking tot milieunormen, genormaliseerd voor veengrond met toemaakdek | 45 |
| 13 | Natuurdoeltypen en prioriteiten binnen het project De Venen bij drie beheersstrategieën | 49 |
| 14 | Doelsoorten van het bloemrijk grasland in het laagveengebied | 49 |
| 15 | Gemiddelde en 99-percentielwaarden van de bodemconcentratie voor metalen en PAK's in gronden met toemaakdek in Demmerik, en "bodemnormen" voor zware metalen en PAK's | 55 |

| | | |
|----------|---|----|
| 16 | Gemiddelde en 99-percentielwaarden van bodemconcentraties voor metalen en PAK in toemaakdekken en “bodemnormen” voor zware metalen en PAK | 61 |
| 17 | Een selectie van potentiële ecologische aspecten voor openbaar groen in de Hilversumse wijk Nieuw Oost. | 70 |
| 18 | Benodigde gegevens en resultaat voor locatiespecifieke milieuchemische beoordeling | 74 |
| 19. | Minimum instrumentarium voor de toetsing van de ecologische randvoorwaarden bij het bodemgebruik tuin of openbaar groen | 76 |
| Figuren: | | |
| 1 | Schets van de Afferdensche en Deestsche waarden met weergave van het natuurontwikkelingsbeeld | 11 |
| 2 | Overzichtskaart van De Venen met een schematische weergave van de voorgestelde functies | 41 |
| 3 | Hilversum en omgeving met de geprojecteerde nieuwbouwlocatie “Nieuw Oost” (omcirkeld) op de overgang van stedelijk naar natuurgebied | 69 |

Samenvatting voor de praktijk

Inleiding

In de afgelopen decennia is de problematiek van bodemverontreiniging met haar milieu-hygiënische 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 zijn.

Als gevolg van de stagnatie van de nationale bodemsaneringsoperatie is in het kader van de beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) nieuw bodembeleid geformuleerd met als doel "kostenreductie" en "draagvlakverbetering" (Kernteam A, 1999). Eén van de belangrijkste uitkomsten van BEVER is dat multifunctioneel saneren (voor elk bodemgebruik geschikt) niet meer de enige saneringsdoelstelling is, maar dat in gevallen van ernstige en immobiele verontreiniging op de korte termijn met een beperkte sanering mag worden volstaan waarvan het resultaat is afgestemd op het beoogde bodemgebruik. De bodem hoeft dus niet altijd helemaal schoongemaakt te worden, zolang het beoogde bodemgebruik maar niet belemmerd wordt.

Het Kernteam A (1999) heeft aangegeven dat er op twee manieren met bodemverontreiniging kan worden omgegaan, namelijk via een standaardaanpak en via maatwerk. Bij de standaardaanpak wordt de bodemverontreiniging getoetst aan zogenaamde bodemgebruikswaarden (BGW's; Lijzen *et al.*, 1999). In situaties waar de standaardaanpak geen goede oplossing biedt, kan de eigenaar kiezen voor een maatwerkaanpak, waarbij andere berekenings- en meetmethoden gebruikt kunnen worden om het terugsaneerdoel te bepalen, zulks ter beoordeling van het bevoegd gezag. De maatwerkaanpak is exemplarisch uitgewerkt, maar richtlijnen voor een eventuele inbreng van een locatiespecifieke risicobeoordeling zijn niet aangegeven.

De betekenis van BGW's voor een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling is gering, aangezien de systematiek voor de afleiding van (sommige) BGW's gelijk is aan de systematiek voor de afleiding van de HC50-waarde, die voor de generieke normstelling wordt gebruikt. Daarnaast worden bij deze benadering de werkelijke effecten van de verontreiniging niet betrokken bij de afweging van de saneringsdoelstelling. Met betrekking tot dit aspect gelden voor de BGW's dus dezelfde bezwaren als voor toepassing van de huidige urgentiesystematiek (Nijhof, 1996). Bij de aanpak volgens het maatwerk-concept zouden de werkelijke effecten bij de afweging van het saneringsdoel betrokken kunnen worden. Uiteraard dient daarbij tevens met het beoogde bodemgebruik rekening gehouden te worden.

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. Dat geldt dus zowel voor verontreinigingsgevallen die volgens de Wbb met voorrang gesaneerd moeten worden, als voor 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. Het is tevens mogelijk de informatie van een risicobeoordeling 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 beoogde 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 voor de feitelijke beoordeling). In de derde en laatste stap van de Basisbenadering wordt de verontreinigingslocatie daadwerkelijk beoordeeld door het uitvoeren van metingen en berekeningen volgens het afgesproken protocol. De interpretatie en beoordeling van de metingen geschiedt op basis van criteria, die vooraf en in samenspraak met de beheerder worden opgesteld.

Een onvoldoende bodemkwaliteit voor het beoogde bodemgebruik kan consequenties hebben:

- Maatregelen kunnen worden getroffen voor verbetering van de bodemkwaliteit zodat 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 zodanige 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 van inrichting en beoogd bodemgebruik.

De Basisbenadering zoals die in 1998 werd gepresenteerd was een theoretisch raamwerk; de mogelijkheden voor toepassing in de praktijk waren onbekend. Daarom is in opdracht van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek een vervolgstudie uitgevoerd met het doel om aan de hand van een aantal praktijkgevallen van bodemverontreiniging na te gaan of de Basisbenadering “werkt”. De volgende uiteenlopende gevallen werden voor dit project geselecteerd:

1. Een uiterwaardengebied aan de Waal waar natuurinrichting is gepland (*De Afferdensche en Deestsche waarden*). Op basis van deze “case” werd een uitwerking gegeven voor het vergelijken van risico’s in een aquatisch en een terrestrisch systeem;
2. Een herinrichtings- en ontwikkelingsproject voor een veenweidegebied met toemaakdekken (*De Venen*). In dit geval werd de Basisbenadering uitgewerkt voor twee verschillende bodemgebruiksvormen: natuur en landbouw;
3. Een locatie op zandgrond waar stadsuitbreiding is voorzien (*Nieuw Oost*, gemeente Hilversum). Hier werd de Basisbenadering uitgewerkt voor de functies openbaar groen en wonen met tuin.

Het doel van de studie was om de Basisbenadering te toetsen, niet om voor de geselecteerde locaties een risicobeoordeling uit te voeren. Hierdoor kon het project in een relatief korte tijd en met beperkte capaciteit uitgevoerd worden. Een randvoorwaarde was dat slechts bestaande informatie gebruikt zou worden. Er zijn dan ook geen aanvullende metingen of berekeningen uitgevoerd. Tevens is volgens afspraak de Basisbenadering slechts voor één locatie (*Afferdensche en Deestsche waarden*) zo volledig mogelijk uitgewerkt, dus inclusief een beoordeling op basis van reeds beschikbare informatie. Uit efficiëntieoverwegingen zijn de eerste stappen van de Basisbenadering fictief uitgevoerd: er werd geen daadwerkelijk overleg met de beheerder van de locatie of met bevoegde gezagen gevoerd. De beschikbare capaciteit is dus ingezet om voor drie sets hypothetische, maar realistische, ecologische randvoorwaarden een aantal beoordelingsparameters te kiezen die tezamen het ecologische instrumentarium vormen voor de daadwerkelijke beoordeling. Hieronder volgen de resultaten van de afzonderlijke locatiestudies.

Afferdensche en Deestsche waarden

Na de laatste paar extreme hoogwatersituaties is de discussie over de veiligheid van de grote rivieren in een stroomversnelling geraakt. Eén van de mogelijkheden om de veiligheid te vergroten is het ontkleien van de uiterwaard waardoor de uiterwaard wordt verlaagd en de afvoer capaciteit toeneemt. Om hiermee ervaring op te doen werd in de *Afferdensche en Deestsche waarden* een aantal delen ontkleid. Ook het aanleggen van nevengeulen kan de veiligheid vergroten. Doordat de uiterwaard in de nieuwe situatie wordt doorstroomd en niet alleen volloopt, zoals nu het geval is, zal de uiterwaard minder snel opslibben. In het herinrichtingsplan voor de *Afferdensche en Deestsche waarden* zijn dergelijke veiligheidsaspecten en de gewenste natuurontwikkeling geïntegreerd. Het streefbeeld is een open parkachtig landschap met verspreid staande bosjes van struiken en bomen. Er wordt verwacht, dat de dynamiek en het aantal aanwezige ecotopen door de geplande ingrepen zullen toenemen. Bij dit streven naar een natuurlijker systeem is het echter van belang om na te gaan of de aanwezige bodemverontreiniging een belemmering vormt voor het bereiken van natuurdoelen.

Voor de toetsing van de Basisbenadering werd voor een tweetal ecotopen (een terrestrisch en een aquatisch) bekeken welke ecologische aspecten van belang zijn voor de gestelde gebruiksfuncties. Zo vervullen ongewervelde organismen (bijvoorbeeld resp. muggenlarven en oligochaeten dan wel pissebedden, regenwormen en nematoden) in beide ecotopen een sleutelrol. De primaire productie behoeft vooral aandacht in het terrestrische ecotoop. Vervolgens is per aspect een overzicht gegeven van mogelijke onderzoeksparameters, die gebruikt kunnen worden in de beoordeling. Voor de ongewervelde fauna kan bijvoorbeeld gelet worden op directe effecten op overleving, groei of reproductie, op de dichtheid en soortensamenstelling in het veld en op de hoeveelheid aan verontreinigingen, die door deze fauna wordt geaccumuleerd.

Op basis van een dergelijk overzicht kan, gelet op de aanwezige verontreiniging, een onderzoeksplan worden opgezet, waarbij in overleg met de beheerder de te meten of te berekenen parameters worden geselecteerd. Tevens dienen op dat moment de te hanteren criteria te worden vastgesteld. Aangezien het hier een voorbeeld betreft is deze afstemming in het huidige project niet uitgevoerd.

Er is gebruikgemaakt van reeds aanwezige gegevens om een oordeel over de ecologische risico's te vormen. Uit deze gegevens is onder andere geconcludeerd, dat men zeer zeker rekening moet houden met het optreden van directe effecten van de aanwezige verontreiniging op ongewervelde organismen (aquatisch ecotoop) dan wel dat dergelijke effecten niet geheel zijn uit te sluiten (terrestrisch ecotoop). Daarnaast bestaat er voor een aantal stoffen (vooral cadmium) het risico van doorvergiftiging voor organismen hoger in het voedselweb (waaronder zowel aquatische als terrestrische doelsoorten). Verder blijkt het aquatische ecotoop te worden gekenmerkt door een soortenarme macrofauna-gemeenschap met lage dichtheden. Dit kan ook worden veroorzaakt door andere omgevingsfactoren dan bodemverontreiniging. Voor het terrestrische gedeelte is geconcludeerd dat de verontreinigingsgraad slechts een zeer geringe invloed lijkt te hebben op de soortensamenstelling van de onderzochte fauna. Alleen voor bodembewonende soorten uit de familie der graafwespen werd een significante en negatieve correlatie met de verontreinigingsgraad aangetoond (dit betrof een onderzoek waarbij meerdere uiterwaarden werden bemonsterd).

Het tot nu toe uitgevoerde onderzoek maakt duidelijk dat ecologische risico's voor de gestelde natuurdoelen in ieder geval in het aquatische ecosysteem aanwezig zijn. Zoals hierboven reeds werd aangegeven kan een oplossing in twee verschillende richtingen worden gezocht. Het veranderen van het beoogde bodemgebruik lijkt echter, gelet op de doelstellingen van het natuurontwikkelingsproject, geen reële optie. Wil men de ecologische risico's verminderen dan zal de oplossing dus gelegen moeten zijn in het verbeteren van de bodemkwaliteit. Het is echter maar de vraag of de beheerder een dergelijk besluit zal nemen. Zo dient allereerst bekeken te worden of het vastgestelde risiconiveau "onacceptabel" is. Daarnaast zal een beheerder ook bij het zoeken naar een oplossing met veel meer aspecten rekening moeten houden, zoals bijvoorbeeld de kansen op en de snelheid van herstel, de "kwaliteit" van de reeds aanwezige natuur, de verwachte

ontwikkeling van de bodemkwaliteit als er niet wordt ingegrepen, de ecologische risico's in de uiterwaard als geheel (in plaats van de twee ecotopen die nu werden bestudeerd) en de kosten versus de verwachte (ecologische) winst.

De Venen

Als tweede voorbeeld is de Basisbenadering uitgewerkt voor het laagveengebied *De Venen*. Dit gebied heeft een ernstige bodemverontreiniging door zware metalen en PAK in de bovengrond in de vorm van toemaakdekken en veroorzaakt door bodemverbetering met stadsvuil in vroegere eeuwen. In het gebied liggen tientallen locaties waarbij sanering volgens de Wbb urgent is. Enkele daarvan liggen binnen natuurgebieden of zogenaamde "Ruime jas-gebieden". Binnen reservaatgebied, natuurontwikkelingsgebied of beheersgebied ligt tevens een groot aantal "verdachte" locaties waarbij de saneringsverplichting nog onduidelijk is.

In het gebied wordt grootschalige natuurontwikkeling gepland voor kerngebieden en tussenliggende verbindingszones. Daarnaast wordt duurzame landbouw gehandhaafd en versterkt in blijvende landbouwgebieden, alsmede een kwalitatief hoogwaardige toeristisch-recreatieve structuur met recreatief medegebruik van natuurgebieden. De vraag is of, en zo ja in welke mate, de aanwezige bodemverontreiniging een belemmering vormt voor de verschillende vormen van bodemgebruik en de daarbij geformuleerde doelstellingen. De Basisbenadering is hier voor twee bodemgebruiksvormen op exemplarische wijze uitgewerkt. Op basis van een concept functiekaart voor *De Venen* werd voor de functie "natuur" het natuurdoeltype "bloemrijk schraalgrasland" geselecteerd vanwege de beoogde situering in voornamelijk gebieden met een toemaakdek. Voor dit natuurdoeltype werden ecologische aspecten ("randvoorwaarden") benoemd op basis van de bijbehorende doelsoorten en procesindicatoren. Tot de doelsoorten van dit natuurdoeltype worden bijvoorbeeld weidevogels als grutto, kemphaan en tureluur gerekend. Van deze aspecten werden onderzoeksparameters ("indicatoren") afgeleid waarmee effecten van de bodemverontreiniging op de natuurdoelen kunnen worden vastgesteld. Voor weidevogels komt dat bijvoorbeeld neer op een inventarisatie van het voedselaanbod in de broedtijd in de vorm van de dichtheid aan regenwormen en de doorgifte van contaminanten in deze voedselketen in de vorm van lichaamsgehalten in wormen. De hierbij genoemde parameters houden onderling verband, en zijn representatief voor de onderdelen milieuchemie, ecologie en toxicologie van een risicobeoordeling volgens de zogenaamde "Triadebenadering".

Als tweede bodemgebruiksvorm werd "landbouw" gekozen, in het bijzonder de melkveehouderij in het veenweidegebied met agrarisch natuurbeheer. Deze vorm van natuurbeheer richt zich op graslanden, en heeft doelstellingen met betrekking tot (ook weer) weidevogels. De parameters voor dit ecologisch aspect zijn identiek aan die voor het natuurdoeltype bloemrijk schraalgrasland, maar de criteria zouden minder "streng" kunnen worden ingevuld (bijvoorbeeld minder broedparen van de grutto per hectare). Naast weidevogels werd bovenal de melkproductie als ecologisch aspect onderkend. De milieuchemische parameters voor bodemkwaliteit werden gedefinieerd op basis van LAC-sigitaalwaarden en voor veterinaire toxicologische risico's op basis van voederkwaliteit en orgaangehalten.

Nieuw Oost

De derde casestudie betrof een locatie op (arme) zandgrond in het Gooi waar stadsontwikkeling is gepland. Deze locatie, *Nieuw Oost* genaamd, is gelegen in het overgangsgebied tussen Hilversum en de natuurgebieden van het Gooisch Natuurreservaat. De aangrenzende natuur bestaat uit heidevelden op arme zandgrond, bossages, zandverstuivingen en een vennencomplex. De Gemeente Hilversum wil het gebied ontwikkelen tot een woonlocatie met een open en groen karakter.

De beoogde bodemgebruiksvormen voor *Nieuw Oost* zijn openbaar groen en tuin. Als gevolg van het opbrengen van vervuild slib is de locatie vervuild met zware metalen en PAK. Er bestaat een kans dat het beoogde bodemgebruik belemmerd wordt door de aanwezige verontreiniging.

Uit het bodemgebruik werden wederom hypothetische, maar realistische ecologische aspecten geselecteerd (randvoorwaarden) die als uitgangspunt voor de keuze van de onderzoeksparameters en feitelijke beoordeling kunnen fungeren. Voor openbaar groen zijn algemeen voorkomende gewassen belangrijk en een goed functionerend bodemleven zoals bijvoorbeeld stofkringlopen, bodemfauna en zelfreinigend vermogen. Voor een goede aansluiting naar het aangrenzende natuurgebied kunnen voor *Nieuw Oost* ook nog een aantal kenmerkende soorten worden geselecteerd zoals een aantal grotere planten (jeneverbes, krent, sporkehout), grassen en struikachtigen (brem, struikheide, schapegras, zandzegge), vogels en kleine zoogdieren (konijn, egel).

Voor het bodemgebruik tuin gelden in grote lijnen dezelfde ecologische randvoorwaarden als voor openbaar groen, met daaraan toegevoegd huisdieren (bijvoorbeeld kat, konijn, pluimvee, schaap), cultuurafhankelijke flora en fauna (huisspitsmuis) en sier- en productiegewassen (heester, sla).

De ecologische randvoorwaarden zijn bepalend voor de keuze van de onderzoeksparameters. Omdat de inrichting van openbaar groen en tuin vaak kunstmatiger is dan van natuurgebieden zal de beoordeling zich meer richten op die parameters die de “gezondheid” van de bodem karakteriseren, zoals *life support* functies en het voorkomen van sleutelsoorten. De (doel)soortenbenadering die belangrijk is voor het bodemgebruik natuur en landbouw speelt bij openbaar groen en tuin een minder belangrijke rol.

In verband met de kosteneffectiviteit wordt voorgesteld om met een simpele, kwalitatieve beoordeling te starten, waarbij volgens de zogenaamde Triade-benadering drie typen onderzoeksparameters geselecteerd worden: een berekening van de totale toxische druk van alle stoffen (milieuchemische bepaling), een bioassay (bijvoorbeeld het Microtox testsysteem) en een ecologische parameter (vegetatieopname of eenvoudige veldinventarisatie van bodemfauna in de huidige situatie). Een dergelijke benadering levert betrouwbaardere resultaten op dan een beoordeling die slechts gebaseerd is op milieuchemische parameters (“de verontreiniging”).

In het kader van BEVER is besloten om bij openbaar groen en tuin een standaardaanpak te gebruiken voor de bepaling van de terugsaneerwaarden, namelijk door bodemgebruikswaarden (BGW's) te gebruiken. BGW's zijn echter niet locatiespecifiek. De hierboven geschetste aanpak voor de situatie in *Nieuw Oost* is wel locatiespecifiek en moet gerekend worden tot de categorie "maatwerk", zodat optimaal rekening gehouden kan worden met de specifieke eisen die er aan het bodemgebruik gesteld worden ("natuurlijke" overgang tussen stad en natuurgebieden). Uit efficiencyoverweging verdient het aanbeveling om niet per tuin of per groenstrook een beoordeling te doen, maar voor de hele locatie een onderzoeksopzet op te stellen.

Conclusies en aanbevelingen

Uit de beperkte uitwerking van de drie "cases" met verschillende gebruiksvormen wordt geconcludeerd dat het goed mogelijk is om de bodemgebruiksdoelstellingen te vertalen in ecologische randvoorwaarden. Deze ecologische randvoorwaarden kunnen op hun beurt goed worden uitgewerkt tot relevante, samenhangende en meetbare beoordelingsparameters. De formulering van precieze doelstellingen bij het bodemgebruik en de ruimtelijke situering binnen bijvoorbeeld een inrichtingsplan vereist al bij de eerste stap in de Basisbenadering goed overleg tussen inrichters, of (toekomstige) beheerders, bevoegde gezagen, en deskundigen, omdat de detaillering van de bodemgebruiksvorm van belang is voor de vaststelling van de ecologische randvoorwaarden. Alleen dan kan een goede aansluiting tussen vraag en antwoord in de beoordeling worden gegarandeerd. Ook bij de keuze van beoordelingsparameters voor nader onderzoek, voor de interpretatie van onderzoeksgegevens aan de hand van vooraf opgestelde criteria, en voor de gevolgen van eventuele risicoreducerende maatregelen (ander bodemgebruik, saneren, aangepast bodembeheer, alternatieve ruimtelijke planvorming, *etc.*), dient goed overleg tussen de diverse partijen plaats te vinden.

De voorgestelde parameters voor de ecologische beoordeling van de drie "cases" blijken in een aantal gevallen duidelijke parallellen te vertonen, met name als het gaat om parameters die informatie geven over de "gezondheid" van het bodemecosysteem (in tegenstelling tot aanwezigheid van specifieke soorten). Een bioassay met regenwormen kan bijvoorbeeld gebruikt worden om locaties met uiteenlopende bodemgebruiksvormen te beoordelen, want regenwormen zijn voor bijna elk bodemgebruik van belang. Op basis van dergelijke uniforme parameters is een geïntegreerde beoordeling voor een gebied met gevarieerd bodemgebruik, of met gevarieerde natuurdoelstellingen, eenvoudig te realiseren. Voor de beoordelingsparameters moeten in principe specifieke criteria gehanteerd worden die rekening houden met het beoogde bodemgebruik. Op gebiedsniveau dient echter wel een afstemming tussen criteria plaats te vinden, zodanig dat de doelstellingen van afzonderlijke, ruimtelijk gescheiden gebruiksvormen elkaar niet beïnvloeden. In het voorbeeld van *De Venen* zou een dergelijke afstemming met name voor weidevogels van belang zijn, omdat deze zowel in natuurgebied als in agrarisch gebied foerageren.

De drie casestudies geven aan hoe de Basisbenadering uitwerkt kan worden in de praktijk. Voor de dagelijkse praktijk zijn de casestudies nog te beperkt, want er werd geen overleg gevoerd met beheerders of bevoegde gezagen en er werd geen extra onderzoek uitgevoerd.

Het overleg tussen de verschillende partijen is van eminent belang voor het creëren van draagvlak. Draagvlak is essentieel voor de kansrijke implementatie van de resultaten van de risicobeoordeling bij het initiëren van maatregelen (zoals saneren), bij praktisch bodembeheer inclusief monitoring en bij de optimale inrichting van locaties waarbij rekening gehouden wordt met de ligging en te verwachten ecologische schade. Het verdient daarom aanbeveling om als volgend project een pilot-risicobeoordeling volgens de Basisbenadering uit te voeren en daarbij aan overlegstructuren en het draagvlak bijzondere aandacht te schenken. De uitvoering kan gekoppeld worden aan onderzoek naar ecologische risico's op een praktijklocatie.

1. Inleiding

1.1 Ontwikkelingen in het bodembeleid

Bodemverontreiniging kwam in de jaren 80 in beeld als een groot milieuhygiënisch probleem, omdat de bodemkwaliteit in sommige gevallen zo slecht was dat het bodemgebruik zich in de gevarenzone bevond of daar op termijn in terecht zou kunnen komen. Dit leidde in 1994 tot een saneringsparagraaf in de Wet bodembescherming (Wbb) met als doel de bodemsanering in Nederland in gang te zetten zodat de bodem weer voor alle bodemgebruik geschikt zou worden (multifunctioneel saneren).

Tot op heden steunt het protocol voor de beoordeling van bodemkwaliteit op twee opeenvolgende onderdelen, namelijk een generiek deel, waarbij de streef- en interventiewaarden centraal staan, en een deel voor de actuele risicobeoordeling, de systematiek voor de bepaling van de saneringsurgentie (kortweg: urgentiesystematiek; Koolenbrander, 1995). Deskundigen en gebruikers zijn het er over eens dat de technische en wetenschappelijke onderbouwing van de urgentiesystematiek voor wat betreft de ecologische risico's zwak is (Van de Guchte *et al.*, 1996; Nijhof, 1996).

Onlangs werd de Beleidsvernieuwing Bodemsanering (BEVER) doorgevoerd (Kernteam A, 1999). De ruimte die als gevolg van BEVER voor het uitvoeren van beperkte bodemsanering is ontstaan, werd gecreëerd met het oog op kostenbesparing, verbetering van het milieurendement en het tegengaan van stagnatie van maatschappelijke processen in Nederland. Het loslaten van het principe van multifunctioneel saneren vraagt nu om een functiegericht beoordelingskader voor bodemkwaliteit en saneringsdoelen voor gevallen van ernstige bodemverontreiniging. Er is momenteel veel discussie gaande over hoe in deze behoefte voorzien kan worden.

In het BEVER-traject is een spoor ingezet om te komen tot een stelsel van bodemgebruikswaarden (BGW's; Kernteam A, 1999; Lijzen *et al.*, 1999). Dit initiatief is gericht op het omgaan met immobiele bodemverontreinigingen, waarbij de saneringsdoelstelling wordt bepaald met inachtneming van het gebruiksrendement en het voorkomen van ongewenste blootstelling van de mens en het ecosysteem. Als uitzondering op de standaardaanpak kan het milieurendement als uitgangspunt worden genomen voor verdergaande sanering in een gebiedsgerichte benadering. Beide varianten zijn vooral pragmatisch en de directe ecologische onderbouwing is met name bij de eerste variant beperkt.

1.2 De Basisbenadering voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling

Onder auspiciën van de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) werd een invalshoek ontwikkeld die uitgaat van ecologische randvoorwaarden voor bodemgebruik en de daarvoor vereiste bodemkwaliteit (Faber, 1997; Van Hesteren *et al.*, 1998; Van de Leemkule *et al.*, 1998). Deze benadering is verder uitgewerkt in het kader van het

Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (PGBo) tot een Basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van ecologische risico's van bodemverontreiniging (Rutgers *et al.*, 1998), hierna kortweg de "Basisbenadering" genoemd. Dit raamwerk legt nadruk op locatiespecifieke beoordeling met ecotoxicologische informatie in relatie tot het beoogde bodemgebruik, op basis van door experts te selecteren onderzoeksparameters. In dit rapport wordt de Basisbenadering "getoetst" op bruikbaarheid, volkomenheid en zeggingskracht door voor enkele ernstige gevallen van bodemverontreiniging de beoordelingsprocedure (althans gedeeltelijk) voor uiteenlopende vormen van bodemgebruik te doorlopen.

De ecologische risicobeoordeling bestaat volgens de Basisbenadering uit drie stappen, beginnende met een beschrijving van het beoogde bodemgebruik (natuur, landbouw, recreatie, *etc.*). In de tweede stap wordt de concrete doelstelling van de eigenaar of beheerder van de grond vertaald naar ecologische randvoorwaarden. De bodemkwaliteit dient van dien aard te zijn dat deze randvoorwaarden niet, of hooguit in acceptabele mate in het geding komen. Bij een slechtere bodemkwaliteit is immers het beoogde bodemgebruik niet zonder grote schade te realiseren. Deze ecologische randvoorwaarden worden vervolgens vertaald naar parameters die meetbaar of voorspelbaar zijn met bestaande of speciaal te ontwikkelen technieken en modellen. Daarnaast kunnen ecologische bodemkwaliteitseisen worden doorvertaald naar onderdelen van het ecosysteem die essentieel worden geacht voor *life support* functies van de bodem (LSF: het geheel aan biotische en abiotische elementen dat essentieel is voor het ecologisch functioneren; Schouten *et al.*, 1997), die voor elk bodemgebruik verschillend zijn. De eindbeoordeling van de parameterwaarden geschiedt op basis van vooraf bepaalde criteria. Dat kunnen natuurlijke achtergrondniveaus zijn, kwantitatieve beheersdoelstellingen, of acceptabele verschillen ten opzichte van een referentielocatie of referentiegegevens. In de derde en laatste stap wordt de beoordeling uitgevoerd door middel van het inzetten van het ontwikkelde instrumentarium, en worden de ecologische effecten of schade gekwantificeerd.

Als de bodemkwaliteit onacceptabel is en het bodemgebruik dus niet voldoende tot zijn recht komt, zijn twee scenario's mogelijk. De eerste gaat uit van het treffen van maatregelen (*in situ* of *ex situ* saneren; leeflaag aanbrengen; isoleren, beheren of controleren), opdat de bodemkwaliteit zodanig verbetert dat het beoogde bodemgebruik wel gerealiseerd kan worden. De tweede gaat uit van het aanpassen van het bodemgebruik en de daaraan gerelateerde ecologische randvoorwaarden. Het is soms mogelijk om ecologische randvoorwaarden te kiezen die een mindere bodemkwaliteit verdragen. Deze oplossing maakt het mogelijk om zonder beheers- of saneringsmaatregelen een bepaald bodemgebruik te realiseren zonder dat maatschappelijk stagnatie optreedt. De kans bestaat ook dat de bodemkwaliteit zo slecht is dat aan geen enkele ecologische randvoorwaarde op een acceptabel niveau wordt voldaan en dat maatregelen altijd noodzakelijk zijn.

Het locatiespecifieke beoordelingsinstrumentarium bestaat uit een set van protocollen die gevoed worden door metingen, berekeningen, modelberekeningen en literatuurgegevens. De set wordt zo samengesteld dat de beoordeling uiteindelijk wordt gebaseerd op drie typen gegevens volgens de zogenaamde Triade-benadering:

- Milieuchemische gegevens en een locatiespecifieke interpretatie van potentiële toxiciteit en effecten op basis van toxiciteitsdata uit de literatuur;
- Ecotoxicologische gegevens op basis van de resultaten van bioassays die meetbare potentiële effecten zichtbaar maken inclusief partiële biobeschikbaarheid en mengseltoxiciteit;
- Ecologische gegevens over de actuele structuur van het ecosysteem en het functioneren van ecologische indicatoren op basis van veldwaarnemingen.

De Triade-benadering is nog betrekkelijk nieuw voor de terrestrische risicobeoordeling, maar al langer gangbaar bij de beoordeling van verontreinigde waterbodems (Chapman, 1986; Maas *et al.*, 1993; STOWA/RIZA, 1997). Een ecologische risicobeoordeling die gebaseerd is op de analyse van informatie afkomstig van verschillende werkterreinen (milieuchemie, ecotoxicologie, ecologie) is betrouwbaarder dan één die bijvoorbeeld alleen is gebaseerd op milieuchemische informatie (volgens de klassieke ecotoxicologische richtlijnen). Dit heeft te maken met het feit dat alle analyses kampen met intrinsieke onzekerheid, omdat elke techniek beperkingen heeft en het ecosysteem te ingewikkeld is voor een eenduidige beoordeling. We kunnen met een grote mate van zekerheid de verontreinigingsgraad op een locatie bepalen; de werkelijke ecologische veranderingen als gevolg van de verontreiniging zijn echter onzeker. De techniek van de beoordeling berust daarom op het principe van de *weight-of-evidence* (Chapman, 1986; De Zwart *et al.*, 1999). Met andere woorden, als alle resultaten dezelfde kant op wijzen, is de kans dat ze de goede kant op wijzen tamelijk groot. Dit kan worden gekwantificeerd met de variantie tussen de Triade-onderdelen, zoals bijvoorbeeld door De Zwart *et al.* (1999) wordt gesuggereerd. Zolang de variantie groot is, is de beoordeling niet nauwkeurig en moeten er nieuwe gegevens aan de beoordeling worden toegevoegd. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren door toepassing van een chronische bioassay in aanvulling op de resultaten van een acute bioassay. Bij een voldoende lage variantie kan de beoordeling worden afgerond en kunnen de locatiespecifieke ecologische effecten getalsmatig worden uitgedrukt.

Het pakket aan onderzoeksparameters voor de toetsing van de ecologische randvoorwaarden, zoals de Basisbenadering aangeeft, is niet onderling redundant, maar aanvullend. Om de kosteneffectiviteit van de beoordeling te verbeteren kan er wel een volgorde in afwerking van het onderzoek worden aangebracht, waarbij wederom volgens de lijnen van een Triade-benadering vervolgonderzoek beperkt kan blijven als effecten duidelijk aanwezig of duidelijk afwezig zijn. Wanneer echter de onderzoeksinspanning erg beperkt blijft, kan het nodig zijn dat betrokken partijen de gewenste betrouwbaarheid van de beoordeling moeten herzien of de bodemgebruiksdoelen differentiëren of wijzigen.

Hoewel voor het gebruik van de Triade-benadering als beoordelingsinstrument binnen de Basisbenadering verschillende onderzoeksgegevens nodig zijn, leidt dit niet automatisch tot hoge kosten. Integendeel, bij een gelijke inspanning levert de toepassing van de Basisbenadering, inclusief de Triade-benadering in principe betrouwbaardere resultaten op, dan de klassieke, uitsluitend op milieuchemische gegevens gebaseerde wijze van beoordeling van locatiespecifieke ecologische risico's. In bijlage 2 wordt de Triade-benadering nader toegelicht.

1.3 Selectie en waardering van ecologische parameters

Het geheel van beoordelingsparameters en bijbehorende criteria is zoveel mogelijk afgestemd op het voorgenomen bodemgebruik. Gezien de enorme diversiteit in bodemtypen, verontreinigingssituaties, bodemgebruik en specifieke gebruiksdoelen lijkt een gebruiksgerichte procedure slechts in beperkte mate te standaardiseren. De ontwikkeling van beslissingsondersteunende systemen (DSS), zoals bijvoorbeeld in de voorstellen van AKWA/RIZA (1999), Lijzen *et al.* (1997) en De Zwart *et al.* (1999), is een goed alternatief. Bij toenemende detaillering in de beoordeling van bodemverontreiniging, waarbij steeds meer rekening wordt gehouden met locatiespecifieke aspecten in de gebruiksdoelen, is waarschijnlijk steeds meer ecologische expertise nodig om de essentiële parameters en criteria te benoemen. Zo moet de beoordeling van de omvang van de verontreiniging in relatie tot de omgeving gezien worden tegen de achtergrond van specifieke gebruiksdoelstellingen. Met name de kansen voor natuurdoelen zijn hierbij afhankelijk van territoriumgrootte, terreingebruik en verspreidingsecologie van specifieke doelsoorten. In dit kader lijkt het zinvol om locatiegerichte en gebiedsgerichte parameters te combineren. Parameters die de *life support* functies (LSF) kwantificeren hebben binnen het ecosysteem meestal een beperkt contactgebied omdat het kleine, relatief immobiele, organismen betreft (bijv. regenwormen, micro-organismen). Via dit type parameters kan via een eenvoudige reeks van verontreinigd naar niet verontreinigd oppervlak een indruk verkregen worden van het risico of totale effectniveau voor het gehele gebied (De Zwart *et al.*, 1999).

Een ander lastig te standaardiseren aspect van het beoordelingskader betreft het criterium waaraan parameters dienen te voldoen (waardering van parameterwaarden). Biologische parameters kennen een grote natuurlijke variatie. Er is altijd sprake van periodiciteit als gevolg van bijvoorbeeld klimaat- en seizoensinvloeden en toevallige temporele variaties in voorkomen, dichtheden en voortplantingssucces van soorten. De mate van deze variabiliteit is soortspecifiek: pioniersoorten zijn dynamischer dan climaxsoorten. Hetzelfde geldt *mutatis mutandis* voor systeemprocessen zoals stofkringlopen, die als somparameter de resultante vormen van de activiteiten van meerdere soorten, waarbij de snelheid van het proces vaak afhankelijk is van bijvoorbeeld de weersomstandigheden over een langere periode. Daarnaast zijn waargenomen veranderingen aan het ecosysteem lang niet altijd oorzakelijk verbonden aan de aanwezige verontreiniging. In dit kader is een goede referentie voor de te beoordelen verontreinigingssituatie uitermate belangrijk.

Een andere mogelijkheid is dat eenzelfde parameter voor verschillende bodemgebruiksvormen ingezet kan worden, met een bodemgebruikspecifieke waardering. *Life support* functies (het biologische bodemleven wat nodig is voor een gezonde bodem en goed functionerende stofkringlopen; LSF) bijvoorbeeld zijn voor elk bodemgebruik van belang, maar de eisen die er aan gesteld worden, zullen voor het bodemgebruik “natuur” hoog zijn terwijl voor een ongevoelig bodemgebruik (verhard; openbaar groen) met een lager niveau van LSF kan volstaan.

Een knelpunt bij de beoordeling van bodemkwaliteit in het algemeen en voor ecologische risico's in het bijzonder betreft de vertaling van de onderzoeksresultaten naar uitspraken die voor de hele locatie geldig zijn. De beoordelaars zullen in principe slechts verantwoord uitspraken kunnen doen over de monsters van de locaties die geanalyseerd zijn. De mate waarin deze monsters een representatief beeld geven van de gehele locatie is vaak een praktisch knelpunt als gevolg van sterke heterogeniteit in de bodem en de wens van de beheerder om de complete beoordeling niet te kostbaar te laten zijn.

Het zijn deze en soortgelijke praktische complicaties die bepalen in hoeverre een Basisbenadering kan worden uitgewerkt en gestandaardiseerd tot een vastomlijnd en generiek toepasbaar beoordelingskader met specifieke uitwerkingen in DSS-en, en vanaf welk niveau een verdere inbreng van *expert judgement* gewenst blijft.

1.4 Toetsing van de Basisbenadering in de praktijk

Tijdens een presentatie van de Basisbenadering op een door NARIP georganiseerde discussiemiddag in het najaar van 1998 (SKB/NARIP, 1999) bleek dat de acceptatiegraad van de methodiek vanuit het veld van potentiële gebruikers en adviseurs zou kunnen worden verhoogd door uitwerking van de methodiek voor een aantal praktijkgevallen. Met betrekking tot de verschillende gebruiksvormen wordt bovendien een ecologische beoordeling van bodemverontreiniging niet altijd even breed gedragen door verantwoordelijke autoriteiten.

Bij de uitwerking zou ook het omgaan met de in 1.3 genoemde praktische complicaties een plaats kunnen krijgen.

In opdracht van het PGBo werd hiertoe de methodiek van de Basisbenadering doorlopen voor drie bestaande (ernstige) gevallen van bodemverontreiniging.

Bij de uitwerking is de nadruk gelegd op het bodemgebruik “natuur”, waarnaast andere gebruiksvormen tevens aan bod moesten komen. Een eerste uitwerking betreft de *Afferdensche en Deestsche waarden*, een natuurgebied in de uiterwaarden langs de Waal met een heterogene en gevarieerde bodemverontreiniging. Hoewel momenteel op kleine schaal nog agrarisch bodemgebruik plaatsvindt, zal na voltooiing van de herinrichting het hele gebied de functie natuur krijgen. Na gedeeltelijke ontkeiing kent het gebied zowel kleibodems als zandige bodems, die beide in verschillende mate worden overstroomd. Voor deze locatie wordt de Basisbenadering doorlopen voor zowel landbodems als waterbodems,

waarbij vergelijkenderwijs de waarde van de Triade-benadering kan worden beproefd. In weerwil van de betrekkelijk grote verscheidenheid aan beoogde ecotopen in dit toekomstig natuurgebied is een beperking aangebracht tot één “droge” en één “natte” ecotoop. De uitwerking is dus niet volledig representatief voor het gehele gebied van de *Afferdensche en Deestsche waarden*.

Gedeeltelijke uitwerkingen van de Basisbenadering betreffen een locatie in een veen(weide)gebied en een locatie op droge zandgrond, inclusief andere bodemgebruiksvormen dan natuur. Als voorbeeld voor een veenweidegebied is het gebied *De Venen* in het Groene Hart geselecteerd, waar landbodems met PAK en zware metalen verontreinigd zijn in de vorm van toemaakdekken. Bij de uitwerking worden verschillende, deels verweven bodemgebruiksvormen onderscheiden: natuur, landbouw en recreatie. Het agrarisch bodemgebruik bestaat hier grotendeels uit veeteelt, waarbij op een aantal percelen sprake is van beheersgebied met nevenfunctie natuur. Het recreatief gebruik van de landbodems in het gebied betreft vooral natuurrecreatie, en omdat de recreatieve waarde in die vorm grotendeels inherent is aan de natuurwaarden, speelt de uitwerking voor deze bodemgebruiksvorm in deze studie slechts een ondergeschikte rol.

Voor de droge zandgrond zijn andere bodemgebruiksvormen geselecteerd, namelijk “tuin” en “openbaar groen”. Een locatie die aan de selectiekenmerken voldeed is *Nieuw Oost* in de Gemeente Hilversum in het Gooi en een aangrenzende verzameling vennen (de Laarder Wasmeren), waarop door een RWZI en een aantal bedrijven geloosd werd. De verontreiniging betreft vooral chroom, barium en andere zware metalen. Vervuild slib is hergebruikt en in depot gezet. Als gevolg hiervan is in *Nieuw Oost* verontreiniging aangetroffen.

De uitwerking voor de locaties *De Venen* en *Nieuw Oost* blijft beperkt tot de eerste twee stappen van de procedure. Hierbij worden ecologische indicatoren met bijbehorende criteria voor bodemkwaliteit afgeleid uit relevante ecologische aspecten bij de verschillende vormen van bodemgebruik. Voor de *Afferdensche en Deestsche waarden* wordt ook de derde beoordelingsstap doorlopen, waarbij reeds beschikbare informatie over ecologische randvoorwaarden wordt gecompileerd en geëvalueerd.

In de eerste en tweede stap van de Basisbenadering is de rol van de beheerder essentieel. Omwille van de efficiëntie heeft de projectgroep besloten om de rol van de beheerder denkbeeldig in te brengen, zodat meer tijd aan de “vertaling” van de (theoretische) beheerdersinbreng naar een instrumentarium besteed kon worden. Om financiële redenen kon binnen dit project ook niet worden voorzien in nader onderzoek met betrekking tot resterende lacunes in locatiespecifieke gegevens en kennis. Dit betekent dat de drie genoemde locaties vooral als illustratie en testcases zijn gebruikt. Het doel is geenszins om ecologische risico's van de verontreiniging op deze locaties vast te stellen, want daarvoor is een meeromvattend onderzoek nodig, inclusief een monster-, meet- en rekencampagne om de benodigde gegevens voor de beoordeling te verkrijgen. De in deze rapportage gepresenteerde uitwerkingen moeten dus als fictief worden beschouwd.

2. Afferdensche en Deestsche waarden

2.1 Inleiding

De grote Nederlandse rivieren waren in hun natuurlijke toestand breed en ondiep. Op de oevers stond oobos en in de lage delen ontwikkelden zich moerassen. De rivier lag vol met hout en in de bedding lagen bomen begraven, die afkomstig waren van oude houtdammen. In het zomerbed bestond de stroomgeul uit schuivend en geconsolideerd zand. In dode hoeken kon fijner materiaal tot bezinking komen. Op de oevers dicht langs de rivier werd tijdens hoogwater zand afgezet, dat opstoot tot rivierduinen. Plaatselijk werden in de buitenbochten oude kleiwanden aangesneden, waardoor steilwanden ontstonden. Verder van de rivier bezonk slib op beperkte schaal in de lagere en stroomluwe delen. Door de geringe diepte van de rivier kon het licht op veel plaatsen doordringen tot de bodem, waardoor bodemalgen zich op het zand konden vestigen. Ook kranswieren waren talrijk aanwezig. In de stroomluwe delen zullen plaatselijk waterplanten hebben gestaan en in de benedenloop stonden riet en biezengrassen langs de oevers.

In een dergelijk natuurlijk systeem vindt op allerlei manieren uitwisseling plaats van voedsel tussen de rivier en haar oevergronden. Benthische algen worden afgegraasd, zwevende algen worden gefilterd, bladeren en hout worden opgegeten door kevers, rupsen en muggenlarven. Vooral de laatste vormen het stapelvoedsel voor de verdwenen rivierlibellen. Door de vele overgangen tussen de verschillende biotopen ontstond er een grote rijkdom aan soorten en individuen, die ieder voor zich waren aangepast om in hun biotoop te overleven. In dit tijdsgewricht legden de kwaliteit van water en slib nog geen beperkingen op aan de levensgemeenschap in en om de rivier.

2.1.1 Veranderingen vanaf de Middeleeuwen

De eerste veranderingen voltrokken zich op de oevers van de rivieren. Hout was een kostbaar goed als brandstof en timmerhout voor de groeiende bevolking. Hierdoor verdwenen veel oobossen. De oevers van de Oberrhein waren in 600 nog voor driekwart bedekt met oobos. In 1300 was het areaal oobos teruggelopen tot slechts 25% als gevolg van kap en omzetting naar weiland/bouwland (Tittizer en Krebs, 1996). Bij laag water werd het aanwezige “klinkhout”¹ uit de rivieren gehaald en houtdammen werden opgeruimd om stroomgeulverleggingen te voorkomen.

Aan het einde van de 18e eeuw werd een begin gemaakt met het afsnijden van rivierbochten. Eén van de eerste acties was het graven van het Bijlandskanaal (1770), waardoor de Oude Waal bij Herwen van de rivier werd afgesneden. Vanaf het begin van de 19e eeuw heeft men de normalisatie van de rivieren voortvarend ter hand genomen, hetgeen er uiteindelijk toe heeft geleid dat de Waal na de derde normalisatie, begin van de vorige eeuw, is versmald van 500-800 m naar 260 m. Door deze versmalling zijn de diepte en de

¹ klinkhout= het uit het oobos afkomstige, oude hout dat in de rivier ligt (zie bijv. Klink, 1993).

stroomsnelheid sterk toegenomen. Dit had echter niet alleen maar voordelen voor de scheepvaart. Vooral in het begin van de 20e eeuw hadden schippers met hun beperkte motorvermogen veel meer moeite om stroomopwaarts te varen dan voorheen (Glazenburg, 1977). Voorts hebben de kribben en de smalle vaargeul er toe geleid dat de bodem van de Waal in de afgelopen eeuw 1 à 2 m is gedaald, waardoor er sprake is van een ernstige verdroging van de oevergronden. Door de aanleg van de zomerkaden werden de uiterwaarden bij hoogwater niet meer doorstroomd, maar liepen ze vol. Hierdoor kon slib in grote hoeveelheden bezinken, waar opslibbing voorheen slechts een zeer plaatselijk karakter had (Overmars, 1992). Als gevolg hiervan is het natuurlijke reliëf van zandig materiaal verstikt geraakt onder een deken van veelal verontreinigd slib. Door deze bodemstijging is de verdroging verder in de hand gewerkt.

Vanaf het begin van de 20e eeuw zijn grote kleiputten ontstaan ten behoeve van de baksteenindustrie. De vele zand- en grindgaten dateren meest van na de Tweede Wereldoorlog. Hetzelfde geldt voor de meeste stuwcomplexen in Nederrijn/Lek en Maas. Behalve de morfologische veranderingen heeft ook de waterverontreiniging een sterk nivellerende invloed uitgeoefend op het rivierecosysteem. De Rijn kende een dieptepunt in de 70-er jaren, waarin de rivier praktisch dood was (Van Urk, 1981). Ook de voedselketen in de rivieren mistte allerlei essentiële schakels. Zo produceert de Rijn jaarlijks ca. 75 miljoen kg koolstof in de vorm van zwevende algen. Omgerekend naar oppervlakte is dit 300 gram koolstof/m² (Wereld Natuur Fonds, 1992) oftewel bijna de helft van een maïsakker! Een groot deel van deze primaire productie wordt echter niet door de levensgemeenschap in de stromende Rijn benut, maar bezinkt in het benedenrivierengebied (58%) en in de Noordzee (42%). In het benedenrivierengebied wordt dit voedsel samen met het anorganische materiaal weggebaggerd. In de Noordzee leveren de algen bij afbraak een bijdrage aan de belasting met stikstof en fosfaat. De reden, dat het aanwezige voedsel nauwelijks wordt benut heeft twee oorzaken. Allereerst ontbreekt een aantal, voor primaire consumenten geschikte, biotopen (zoals klinkhout, waterplanten en ondiepe bodems). Daarnaast is het voedselaanbod eenzijdig en wordt dit hoofdzakelijk gevormd door fytoplankton. Benthische algen, blad, hout en waterplanten zijn als voedsel verdwenen uit de rivieren.

2.1.2 Huidig functioneren

Binnen de *Afferdensche en Deetsche Waarden* (fig. 1) is op dit ogenblik op een aantal plaatsen open water aanwezig. Zo is in het westelijke deel een voormalige zandwinput gelegen, die in directe verbinding met de Waal staat. Nabij de opening is de oever zandig. In het westelijk deel vormt zich door opslibbing een lagune, waarvan een groot deel droogvalt bij lage rivierstanden. Het water is veelal troebel en dichtheden van de macrofauna zijn laag, deels door de afwezigheid van geschikte biotopen. De overige grote wateren staan via het grondwater in verbinding met de Waal. Hierdoor treden er grote schommelingen op in de waterstanden. Na een periode van hoge waterstanden zijn de wateren relatief helder en verschijnen er kwelgebonden (macrofauna)soorten. Als de waterstanden langdurig laag zijn, drogen verschillende grote kleiputten en/of strangen uit. Bij lage waterstanden neemt de troebeling van het water toe. De invloed van de windwerking op de bodem is dan groter en ook vissen worden gedwongen om op de bodem voedsel te zoeken als de andere voedselbiotopen (zoals oevervegetatie) onbereikbaar

Een ander belangrijk aspect is de manier waarop het beheer van de rivier en haar uiterwaarden vorm krijgt. Na de laatste paar extreme hoogwatersituaties is de discussie over de veiligheid in een stroomversnelling geraakt. In de huidige natuurontwikkelingsprojecten in de uiterwaarden wordt dan ook geprobeerd om een aantal veiligheidsmaatregelen met natuurontwikkeling te combineren. Eén van de mogelijkheden om de veiligheid te vergroten is het ontkleien van de uiterwaard waardoor de uiterwaard wordt verlaagd en de waterafvoercapaciteit toeneemt. Om hiermee ervaring op te doen werden in de *Afferdensche en Deetsche Waarden* een aantal delen ontcleid. Ook het aanleggen van nevengeulen kan de veiligheid vergroten. Doordat de uiterwaard in de nieuwe situatie wordt doorstroomd en niet volloopt, zoals nu het geval is, zal de uiterwaard minder snel opslibben. In het herinrichtingsplan voor de *Afferdensche en Deetsche Waarden* zijn dergelijke veiligheidsaspecten en de gewenste natuurontwikkeling geïntegreerd.

Voor het beheer van het gebied zal waarschijnlijk gebruikgemaakt worden van IJslandse paarden, die in extensieve jaarrond-begrazing worden ingezet. Het streefbeeld is een open parkachtig landschap met verspreid staande bosjes van struiken en bomen. Er wordt verwacht, dat de dynamiek en het aantal aanwezige ecotopen door de geplande ingrepen zal toenemen. Hierbij wordt bijvoorbeeld gedacht aan de aanwezigheid van klinkhout, inundatiekolken, meer zandig sediment en bladmateriaal. Deze veranderingen zullen tot gevolg hebben, dat naast de reeds aanwezige detritivoren ook andere dieren met een andere voedselstrategie mogelijkheden krijgen om zich te vestigen. Voor de aquatische delen wordt verwacht, dat zich in het ondiepe water weer benthische algen kunnen ontwikkelen en dat waterplanten weer betere mogelijkheden krijgen. Dit plan is nu gedeeltelijk uitgevoerd. Bij het streven naar een natuurlijker systeem, waarbij een aantal ecotopen hersteld wordt, is het echter van belang om na te gaan of de aanwezige verontreinigingen een mogelijk negatieve invloed uitoefenen op het al dan niet kunnen bereiken van deze doelstellingen.

2.1.3 Ecologische risico's als gevolg van de aanwezige verontreinigingen

Alhoewel de bovengenoemde studie niet is opgezet met als doel de Basisbenadering in de praktijk te testen, kan deze uiterwaard wel als voorbeeld gebruikt worden. In de *Afferdensche en Deetsche waarden* is namelijk ecologisch en ecotoxicologisch onderzoek uitgevoerd in zowel het aquatische als het terrestrische ecosysteem. Onderstaande uitwerking heeft vooral tot doel te illustreren hoe een ecologische risicobeoordeling in het aquatische en het terrestrische systeem volgens de Basisbenadering uitgevoerd kan worden en hoe risico's onderling vergeleken kunnen worden. Mede hierom werd besloten om de uitwerking te beperken tot een tweetal ecotopen, namelijk een aquatisch en een terrestrisch ecotoop. De uitwerking kan dus niet gezien worden als een beoordeling van de ecologische risico's in de uiterwaard als geheel, daar deze situatie veel complexer is. Ook zal niet uitvoerig worden stilgestaan bij mogelijke verklaringen voor de waargenomen effecten en mogelijke verschillen tussen de verschillende soorten verontreinigingen (bijv. de metalen versus PCB's/OCB's).

Voor het beoordelen van de ecologische risico's in het aquatische ecosysteem is vooral gebruikgemaakt van de onderzoeksresultaten, zoals weergegeven in Brils *et al.* (1997),

voorzover deze ingepast konden worden bij de uitwerking van de Basisbenadering. Het onderzoek had betrekking op een drietal locaties in het westelijk deel van het gebied, nabij het dorp Druten, en werd uitgevoerd in 1996. Voor de verontreinigde landbodem is vooral gebruikgemaakt van onderzoeksresultaten opgenomen in Ma *et al.* (1997a) en Menke *et al.* (1998).

2.2 Bodemgebruik

De eerste stap bij het beoordelen van actuele ecologische risico's conform de Basisbenadering is het definiëren van het bodemgebruik, aangezien dit van belang is voor de wijze waarop de beoordeling uitgevoerd dient te worden.

De twee, op dit ogenblik belangrijkste, functies van de Afferdensche en Deestsche uiterwaard bestaan uit het "afvoeren van water bij hoge waterstanden" en de functie "natuur". Deze worden zo goed mogelijk geïntegreerd, waarbij de veiligheid voorop staat. Daarnaast is er op dit ogenblik nog een aantal andere functies aan het gebied toe te kennen, waaronder recreatie en landbouw. Met de in gang gezette natuurontwikkeling zal het belang van de landbouw echter afnemen. Daarnaast is de recreatie vooral gericht op de natuur. Dit betekent, dat de ecologische risico's met het oog op de functie recreatie ondergeschikt zijn aan die voor de functie natuur.

2.3 Ecologische aspecten en het te gebruiken instrumentarium

2.3.1 Locatiekeuze

Bij het opzetten en uitvoeren van een ecologische risicobeoordeling is het belangrijk om na te gaan welke ecologische aspecten van belang zijn, gelet op de gestelde doelen (natuurdoeltype, streefbeelden, aandacht- en/of sleutelsoorten, *etc.*). Hiervoor dient men een goed en gedetailleerd beeld te hebben van hetgeen beoordeeld moet worden. Afhankelijk van de exacte locatie in een uiterwaard zullen andere ecologische aspecten van belang zijn. Een stuk grasland is qua ecologie bijvoorbeeld niet te vergelijken met een beboste oeverwal. Dit betekent dat een onderscheid op het niveau van het ecotoop gemaakt moet worden. Daarnaast had het kiezen van de *Afferdensche en Deestsche waarden* als voorbeeldlocatie vooral ten doel om de verschillen in risicobeoordeling voor een terrestrische en aquatische situatie uit te werken. Bij het selecteren van de twee ecotopen is gekeken naar de voorhanden zijnde gegevens, om te zien of voor deze locaties ook daadwerkelijk een beoordeling kan worden uitgevoerd. Op grond hiervan zijn de volgende ecotopen geselecteerd (zie ook: Rademakers en Wolfert, 1994):

- Afgesloten strang (code: Ws-2);
- Soortenarme uiterwaardruigte (code: Ur-2).

Hierbij dient te worden opgemerkt, dat het ecotoop soortenarme uiterwaardruigte slechts een geringe verspreiding in de *Afferdensche en Deestsche waarden* kent (vooral in de oostelijke punt; De Groene Ruimte, 1995). Een groter areaal wordt bedekt door lage

grasvegetaties. In het uitgevoerde ecotoxicologische onderzoek (Ma *et al.*, 1997a) werden deze vegetatietypen echter niet bemonsterd, waardoor gegevens ontbreken.

Hieronder wordt per ecotoop een nadere beschrijving gegeven en wordt ingegaan op de ecologische aspecten, die van belang zijn. Hiervoor is onder andere gebruikgemaakt van de procesparameters en doelsoorten zoals die in het handboek “natuurdoeltypen” (Bal *et al.*, 1995) zijn opgenomen en informatie uit Rademakers en Wolfert (1994). Daarnaast is gebruikgemaakt van een vergelijkbare studie die, in opdracht van het RIZA, door AquaSense en IBN-DLO werd uitgewerkt voor de Biesbosch (Postma en Faber, 1999) en waarvan delen van de tekst zijn overgenomen.

De risicobeoordeling is uitgewerkt met als uitgangspunt, dat in gebieden met de hoofd-functie “natuur” de aanwezige individuen, populaties en ecologische processen geen negatief effect mogen ondervinden van antropogene verontreinigingen, opdat aan de beoogde natuurwaarden geen beperkingen worden opgelegd. De “ernst” van een eventueel aanwezig effect dient dan ook vooral afgewogen te worden ten opzichte van de risico’s op het al dan niet kunnen halen van de beoogde doelstellingen. Dit betekent bovendien dat men bij de keuze van te beoordelen parameters (onafhankelijk van het type natuur) met zowel soorten als processen rekening moet houden. Hierbij wordt opgemerkt dat er in absolute zin wel verschillende eisen aan verschillende typen natuur gesteld kunnen worden. Zo wordt het ene ecotoop door een hoge diversiteit gekenmerkt terwijl die in een ander ecotoop lager is. Binnen de waterbodem-beoordeling wordt dit onderscheid bij veldinventarisaties reeds gemaakt. Als voorbeeld kan gewezen worden op de natuurlijke dichtheid van chironomiden in sediment, die afhankelijk is van de textuur en de mate van stabiliteit van het sediment (zie bijvoorbeeld Den Besten, 1997). Daarnaast wil het aantonen van negatieve effecten niet per se zeggen dat er gesaneerd moet worden, ook niet als het om een natuurgebied gaat. Bij een dergelijke beslissing spelen andere aspecten ook een rol, zoals kansen op en snelheid van herstel, de “kwaliteit” van de aanwezige natuur, recreatie als mede-gebruik en de huidige kwaliteit van water en slib. Voor een evenwichtige besluitvorming inzake een verontreinigd natuurgebied is het echter wel van belang om een gedetailleerd beeld van de ecologische risico’s te krijgen.

2.3.2 Ecologische aspecten “afgesloten strang”

Het ecotoop strang/kleiput wordt gevormd door die gebieden in het rivierengebied, die in het geheel niet of slechts periodiek stromen. De morfodynamiek is dan ook matig tot gering dynamisch. Binnen dit ecotoop wordt van een afgesloten strang gesproken indien hij slechts periodiek, tijdens hoogwater met de rivier is verbonden. Meestal betreft het hier troebele, voedselrijke wateren (Rademakers en Wolfert, 1994). Bij hoogwater en piekafvoeren treden hoge stroomsnelheden op, waardoor het verlandingsproces op natuurlijke wijze wordt teruggezet. De expositie van de strang ten opzichte van de preferente stroomgeul bij hoogwater bepaalt of uiteindelijk toch een langzame verlanding optreedt. Ook de bodemsamenstelling en daarmee de vegetatie wordt hierdoor beïnvloed. Geïsoleerde strangen vormen een rustig voedsel-, rust- en voortplantingsbiotoop voor de fauna uit de rivierdalen, zoals amfibieën en vogels.

Het natuurdoeltype behorend bij dit ecotoop wordt aangegeven als “plas en geïsoleerde strang” (Ri-3.2; Bal *et al.*, 1995), waarbij er op wordt gewezen dat de kansrijkdom toeneemt naarmate de invloed van kwelwater of regenwater groter is. Er wordt een aantal soorten genoemd waarvoor dit ecotoop een preferent habitat is. Dit zijn planten (bijv. fonteinkruiden), zoogdieren (franjestaart en otter), vogels (bijv. dodaars, grauwe gans, ijsvogel, kleine plevier, kwak, oeverzwaluw, porseleinhoen, slobbeend, visdief, watersnip en zwarte stern), reptielen (ringslang), amfibieën (kamsalamander, knoflookpad en rugstreeppad), libellen (bruine korenbout, glassnijder, vroege glazenmaker) en vissen (kolblei). Als voor deze dieren naar hun plaats in het voedselweb gekeken wordt, dan blijken er zowel typische planteneters (grauwe gans) als viseters (otter en ijsvogel) bij te zitten. Veel soorten zijn echter afhankelijk van de kleinere fauna, die in en bij het water gevonden kan worden, zoals de aquatische of (semi-) terrestrische macrofauna (voor bijv. franjestaart, watersnip, oeverzwaluw en libellen), terwijl er ook omnivoren bijzitten zoals de kolblei, die zowel muggenlarven, mosselen als hogere planten op het menu heeft staan.

Als gekeken wordt naar de mogelijke risico's, die een verontreiniging van de waterbodem in dit ecotoop kan veroorzaken, kunnen de volgende aspecten in ogenschouw genomen worden:

- De primaire productie kan uit zowel macrofyten als fytoplankton bestaan. Alhoewel macrofyten zeker niet op alle plekken binnen afgesloten strangen voorkomen, heeft hun aanwezigheid een grote invloed op het ecosysteem. Zo beïnvloeden ze de waterbeweging en daarmee tevens de slibdynamiek. Ook wordt door hun aanwezigheid een specifieke biotoop geschapen, dat een aantal ongewervelde organismen aantrekt die in afwezigheid van macrofyten normaliter niet gevonden worden. Wel dient hierbij bedacht te worden, dat zowel de aanwezigheid van macrofyten als de daaraan gekoppelde aanwezigheid van allerlei diersoorten sterk wordt beïnvloed door de waterkwaliteit. Eventuele negatieve effecten van bodemverontreiniging kunnen moeilijk los gezien worden van waterkwaliteitsproblemen als eutrofiëring of de tijdelijke aanwezigheid van specifieke verontreinigingen (bijv. lozingsongevallen tijdens hoogwater);
- In afwezigheid van macrofyten is het fytoplankton de belangrijkste primaire producent, waardoor de secundaire productie in de bodem vooral wordt bepaald door de kwantiteit en kwaliteit van het detritus en/of het fytoplankton (voor filteraars als mosselen). Het detritus zal deels bestaan uit neerdalend, gedeeltelijk afstervend fytoplankton, maar ook ander organisch materiaal als bladeren kunnen een rol spelen. Daarnaast zal een deel van dit detritus door de rivier worden aangevoerd (bij hoogwater). Ook dient men bij het fytoplankton rekening te houden met eventuele indirecte effecten. Een negatief effect van de aanwezige verontreinigingen op bijvoorbeeld het zoöplankton kan een positief gevolg hebben voor de fytoplanktondichtheid en daarmee eventuele negatieve, directe effecten op het fytoplankton overschaduwen;
- In geval van afwezigheid van macrofyten zijn er binnen de secundaire producenten twee hoofdgroepen te onderscheiden naar gelang hun voedselstrategie (Marchand, 1997). Enerzijds zijn dit de zogenaamde “filtreerders” zoals mosselen die het fytoplankton direct uit de waterkolom halen, anderzijds de “vergaarders”, zoals oligochaeten en (sommige) chironomiden, die vooral het aanwezige detritus (dood organisch materiaal) als voedselbron gebruiken. Hierdoor stimuleren ze de

decompositie. Daarnaast zorgt de macrofauna ervoor, dat door hun activiteit de zuurstofvoorziening in de bovenste sedimentlagen verbetert. Afhankelijk van de locatie kunnen deze twee typen organismen een meer of minder belangrijke rol spelen, maar in alle gevallen is de secundaire productie een essentiële component die in de beoordeling dient te worden meegenomen. Aanvullend kan worden opgemerkt dat binnen de filtreerders vooral schelpdieren van belang zijn, die echter over het algemeen een minder direct contact met het sediment hebben in vergelijking tot vergaarders (enerzijds door de schelp en anderzijds doordat ze veel bovenstaand water rondpompen). Voor wat betreft eventuele directe effecten van de verontreinigingen op de macrofauna kan men zich in eerste instantie dan ook het beste op de in het sediment levende vergaarders richten, die veel directer worden blootgesteld. Wel dient hierbij te worden opgemerkt, dat filtreerders niet alleen fytoplankton maar ook (zwevend) detritus eten, waardoor toxische stoffen uit het sediment toch opgehoopt worden;

- De aanwezigheid van macrofyten zorgt voor een aanvullende secundaire productie, die gevormd wordt door herbivore organismen en/of zogenaamde fragmenteerders. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan mineerders, rupsen en keverlarven (Marchand, 1997). Net zoals bij de macrofyten het geval is, geldt voor deze groep secundaire producenten, dat hun aanwezigheid niet zozeer van de bodemkwaliteit, maar (veel meer) van de waterkwaliteit afhankelijk is. Bij het beoordelen van ecologische risico's van een bodemverontreiniging op de secundaire producenten kan men zich daarom beter richten op de andere twee groepen secundaire producenten, te weten de "filtreerders" en (vooral) de "vergaarders";
- Aangezien de voedselketen gebaseerd op detritus een belangrijke rol speelt, zou niet alleen aan de hierboven genoemde secundaire productie aandacht besteed moeten worden, maar zou aanvullend ook gekeken moeten worden naar een aantal microbiële activiteitsparameters of de diversiteit van protozoën (zie bijv. Van Beelen en Van Vlaardingen, 1994; Van Beelen en Doelman, 1997);
- Naast directe effecten kunnen ook indirecte effecten een rol spelen. Hiermee wordt bedoeld op effecten op organismen hoger in het voedselweb (waaronder doelsoorten als otter en ijsvogel), die kunnen worden veroorzaakt doordat er ophoping van verontreinigingen via voedselketens plaatsvindt. Deze indirecte effecten kunnen worden gevormd via de route macrofauna → vis → vogel/zoogdier of macrofauna → vogel (denk bijv. aan oeverzwaluw en zwarte stern). Daarnaast moet in aanwezigheid van macrofyten rekening gehouden worden met planteneters als de meerkoet en zwaan;
- Naast doorvergiftiging kunnen negatieve effecten op organismen hoger in het voedselweb ook worden veroorzaakt doordat de beschikbaarheid van voedsel verandert. Een negatief effect op de groeisnelheid van muggenlarven heeft zo een negatief effect op de predatoren door een verlaging van de *carrying capacity* van het systeem.

In de *Afferdensche en Deestsche waarden* is de diversiteit van de aanwezige macrofauna vrij laag en kan het ecosysteem gekarakteriseerd worden als een detritus/fytoplankton gedomineerd systeem, waarbij vooral de groep van de vergaarders (oligochaeten, chironomiden, e.d.) van het detritus gebruikmaken als voedsel. Van de in gang gezette natuurontwikkeling wordt verwacht, dat de dynamiek en het aantal aanwezige biotopen door de geplande ingrepen zal toenemen. Dit betekent, dat het vrij eenvoudige voedselweb

in de huidige situatie (detritus/fytoplankton → vergaarders/filtreerders → vis) veel gevarieerder zal worden, alhoewel een groot deel van de primaire en secundaire productie nog steeds via deze voedselketen zal blijven lopen. De vergaarders blijven daarmee een zeer belangrijke groep van organismen.

2.3.3 Instrumentarium “afgesloten strang”

Op basis van de hierboven weergegeven ecologische aspecten kan een locatiespecifieke beoordeling van de ecologische risico's in een dergelijk ecotoop bestaan uit:

- Chemische analyses van het sediment. Naast het bepalen van de totale concentraties, dient hierbij aandacht besteed te worden aan de zogenaamde “biologische beschikbare fractie”. Hierbij valt te denken aan een correctie op basis van het aanwezige organisch materiaal, de pH en het kalkgehalte of aan het bepalen van de concentraties in het poriewater. Ook extracties van het sediment (bijv. op basis van CaCl_2) kunnen hiervoor bruikbaar zijn;
- Inventarisatie van de aanwezige macrofyten (soorten en dichtheden);
- Inventarisatie van de aanwezige meio- en macrofauna (soorten en dichtheden). Hierbij gaat het onder meer om het aantal aanwezige soorten, de dichtheden, alsmede om de verhoudingen tussen bepaalde soortgroepen. Daarnaast kan (voor wat betreft de macrofauna) tevens op morfologische afwijkingen gelet worden (kaakafwijkingen of een toegenomen asymmetrie bij muggenlarven (Groenendijk *et al.*, 1998; Maas *et al.*, 1993));
- Inventarisatie van (andere) doel- en/of sleutelsoorten;
- Bepaling van geaccumuleerde verontreinigingen in organismen uit het veld, zoals mosselen, macrofyten, de wat grotere macrofauna en/of vissen. Eventueel kan deze bioaccumulatie ook worden vastgesteld middels experimenten, waarbij de organismen aan de actuele veldcondities worden blootgesteld. Met behulp van de resultaten kunnen vervolgens modelberekeningen worden uitgevoerd om inzicht te krijgen in de te verwachten concentraties in doelsoortpredatoren, die op hun beurt weer kunnen worden vergeleken met bekende risiconiveaus;
- Bioassays met macrofyten in het laboratorium, waarbij zowel groeisnelheid als eventuele accumulatie van verontreinigingen bestudeerd wordt. Hierbij moet echter ook de invloed van de waterkwaliteit betrokken worden;
- Bioassays met vergaarders als chironomiden en/of oligochaeten, waarbij tevens op de bioaccumulatie gelet wordt. Dit onderzoek kan zowel in het laboratorium als in het veld worden uitgevoerd;
- Biomarker-onderzoek dat zich meer op biochemische veranderingen richt. Ook dit onderzoek kan zowel in het laboratorium als in het veld worden uitgevoerd. Hierbij dient bedacht te worden, dat veranderingen op biochemisch niveau over het algemeen moeilijker zijn te vertalen naar effecten op de populatiedynamiek of het ecosysteem in de uitkomsten van bioassays. Een voordeel van biomarker-onderzoek is echter dat een aantal van deze technieken zeer specifiek op bepaalde stofgroepen reageert. Hiermee kunnen dergelijke metingen een link leggen tussen chemische analyses en eventuele effecten in bioassays. Hierbij valt te denken aan biomarkers gericht op stoffen met een hormoonverstorende werking (bijv. gist-assay, ER-CALUX of een vitellogenine-meting), stoffen met een neurotoxische werking (de activiteit van het enzym AChE) of

stoffen met een mutagene of genotoxische werking (Mutatox-, Umu-C-test). Dit onderzoek kan zowel gebruikmaken van in het veld verzamelde organismen als van experimentele blootstellingen. Dergelijke specifieke effecten worden reeds bestudeerd in enkele (landelijke) onderzoeken. Afhankelijk van de resultaten zou over de inzet en toepassing beslist kunnen worden;

- Procesgerichte assays met parameters als decompositie en nitrificatie.

De volgende stap is om op basis van dit overzicht en in overleg met de beheerder de onderzoeksparameters nader in te perken. Bij een kosteneffectieve aanpak worden in aanvang niet alle parameters bepaald. Een eerste selectie moet wel bestaan uit parameters die tezamen inzicht geven in alle drie de onderdelen van een Triade-benadering (chemie, ecotoxicologie en ecologie). In dit geval wordt aangeraden om in een dergelijke eerste stap in ieder geval aandacht te besteden aan de concentraties van een aantal groepen verontreinigingen (metalen, PAK's, PCB's, OCB's en minerale olie) in het sediment, effecten van het sediment in bioassays met vergaarders als chironomiden en oligochaeten, alsmede aan de samenstelling van de macrofauna in het veld. Het is niet toevallig dat een dergelijke eerste stap grotendeels overeenkomt met hetgeen in de Triade-methodiek van het RIZA wordt voorgesteld (Maas *et al.*, 1993) en met de opzet van het reeds uitgevoerde onderzoek in de *Afferdensche en Deestsche waarden* (Brils *et al.*, 1997). De bij dit onderzoek gevolgde Basisbenadering geeft echter ook een aantal openingen om afhankelijk van de verkregen resultaten in een eventuele tweede stap het onderzoek te verdiepen.

2.3.4 Ecologische aspecten “soortenarme uiterwaardruigte”

Als onderdeel van het ecotoop ruige open uiterwaard worden “soortenarme uiterwaardruigten” gekenmerkt door een grote voedselrijkdom en een hogere vochtigheidsgraad (t.o.v. de oeverwalecotopen). De morfodynamiek is over het algemeen matig tot gering. Dit betekent dat er tijdens hoogwater een in dikte variërende laag klei kan worden afgezet. Voor wat betreft de hydrodynamiek kan het deel ecotoop soortenarme uiterwaardruigte zich handhaven in de frequent (50-150 dagen/jaar) dan wel periodiek (20-50 dagen/jaar) overstroomde zones. Ten opzichte van de structuurrijke uiterwaardruigten worden de soortenarme uiterwaardruigten gevonden op plekken met een stikstofrijkere en kleiiger/lemiger bodem, waarbij een of enkele ruigtekruiden domineren, zoals dauwbraam, grote brandnetel of rietgras. Dergelijke ruigten fungeren als broedbiotoop voor kwartelkoning, watersnip, slobend en wilde eend.

Het natuurdoeltype behorend bij dit ecotoop wordt weergegeven als “rietland en ruigte” (Ri-3.3; Bal *et al.*, 1995), waarbij erop wordt gewezen dat veel doelsoorten enige variatie in structuur prefereren (bijv. als gevolg van verlanding of begrazing). Daarnaast wordt er voor wat betreft de kansrijkdom op gewezen, dat normen voor zware metalen en organische verbindingen niet overschreden moeten worden. Er wordt een aantal soorten genoemd waarvoor dit ecotoop een preferente habitat is. Dit zijn een aantal planten (zoals moerasstreekzaad en moeraswolfsmelk), zoogdieren (waterspitsmuis en otter), vogels (bijv. baardmannetje, blauwborst, grauwe gans, kwak, oeverzwaluw, porseleinhoen, slobend, visdief, woudaapje, roerdomp en zwarte stern), reptielen (ringslang), amfibieën (knoflookpad en rugstreeppad) en libellen (bruine korenbout, glassnijder en vroege glazenmaker). Als voor deze dieren naar hun plaats in het voedselweb gekeken wordt, dan

blijken er zowel typische planteneters (grauwe gans) als viseters (otter en kwak) bij te zitten. Andere soorten zijn echter afhankelijk van de kleinere fauna zoals bijvoorbeeld de waterspitsmuis, oeverzwaluw en de rugstreeppad.

Als gekeken wordt naar de mogelijke risico's, die een verontreiniging van de bodem in dit ecotoop kan veroorzaken, kunnen de volgende aspecten in ogenschouw genomen worden:

- In vergelijking met het beschreven aquatische ecotoop heeft het merendeel van de primaire productie een directe relatie met de verontreinigde bodem (het ecotoop wordt gekenmerkt door een hoog productieve vegetatie). Materiaal afkomstig van andere primaire productieprocessen wordt slechts in geringe mate of alleen in bepaalde perioden op de locatie aangevoerd (bijv. bladval en wind, dan wel gedurende overstromingen). Het merendeel van de secundaire productie is dan ook afhankelijk van de primaire productie door de aanwezige vegetatie, die daarom een belangrijke plaats in de beoordeling moet krijgen. Hierbij kan zowel worden gedacht aan directe effecten (remming van primaire productie in termen van *standing crop* of geremde groei van afzonderlijke (dominante) soorten), als aan indirecte effecten op herbivoren en daarvan afhankelijke predatoren;
- Door afstervende planten wordt detritus gevormd, dat een voedselbron vormt voor een groot aantal dieren. Deze merendeels ongewervelde soorten dragen bij aan de afbraak van detritus, onder meer door fragmentatie van het materiaal en een stimulering van microbiële activiteit. Een snelle mineralisatie van organisch materiaal levert een snelle doorstroming van stikstof en andere nutriënten op, waarvan de nitrofiele flora van uiterwaardruigten gebruikmaakt. De bodemfauna die hierin kan worden aangetroffen is divers en bijvoorbeeld samengesteld uit nematoden, springstaarten, regenwormen, pissebedden, loopkevers, potwormen, slakken en kortschildkevers. Diverse vertegenwoordigers uit deze groepen worden gebruikt in bioassayonderzoek om eventuele ecotoxicologische effecten vast te stellen op groei, voortplanting of overleving van individuele dieren. Voor sommige soorten kunnen gegevens uit zulk onderzoek worden toegepast in populatiedynamische modellen, zodat de risicobeoordeling op populatieniveau kan worden uitgevoerd en daarmee aan ecologische relevantie wint. Daarnaast kan het ecologisch functioneren van deze diergroepen worden onderzocht in bioassays met micro-ecosystemen waarin bodemprocessen (bijvoorbeeld fragmentatie, mineralisatie, bodemademhaling) worden gemeten;
- Bodemdieren worden als prooi benut door tal van vogels, zoogdieren, amfibieën en andere gewervelden. Onder deze "hogere dieren" bevinden zich diverse doelsoorten van het ecotoop. Dergelijke natuurwaarden kunnen een direct risico lopen door accumulatie van contaminanten in voedselketens waarbij toxische concentraties kunnen worden bereikt, of waarbij de weerstand tegen ziekte, plagen en andere ongunstige omstandigheden vermindert. Indirect kunnen risico's voortkomen uit een verminderd voedselaanbod voor de doelsoorten, wanneer toxische effecten zich al op lagere trofische niveaus doen gelden.

2.3.5 Instrumentarium "soortenarme uiterwaardruigte"

Op basis van de hierboven weergegeven ecologische aspecten zou een locatiespecifieke beoordeling van de ecologische risico's in een dergelijk ecotoop kunnen bestaan uit:

- Chemische analyses van de bodem. Naast het bepalen van de totale concentraties, dient hierbij aandacht besteed te worden aan de zogenaamde “biologisch beschikbare fractie”. Hierbij valt te denken aan het kunnen corrigeren op basis van het aanwezige organisch materiaal, maar ook aan de pH of het kalkgehalte. Ook extracties van het sediment (bijv. op basis van KCl of CaCl₂) kunnen hiervoor bruikbaar zijn;
- Veldinventarisaties van aanwezige vegetatie en macrofauna in de bodem;
- Inventarisatie van (andere) doel- en/of sleutelsoorten;
- Veldmetingen van ecosysteemprocessen als primaire productie en decompositiesnelheid en procesgerichte bioassays met parameters voor decompositieprocessen zoals fragmentatie, nitrificatie en bodemademhaling;
- Metingen van geaccumuleerde verontreinigingen in organismen uit het veld en modelmatige extrapolatie voor verwachtingen ten aanzien van risico’s voor doorvergiftiging van doelsoortpredatoren en anderen van het ecotoop; hierbij ook aandacht voor sleutelsoorten;
- Bioassays voor groei van hogere plant(en);
- Bioassays, uit te voeren met (liefst lokaal aanwezige) ongewervelde soorten (maar afkomstig uit een referentiegebied): met nematoden (individuele soorten zoals *Plectus acuminatus*; de verhouding van trofische groepen; de maturiteit van de gemeenschap), met fragmenteerders als regenwormen (*Lumbricus rubellus*) en pissebedden (*Trachelipus rathkei*), en schimmelgrazers als springstaarten (*Folsomia candida*). Hierbij kan tevens bioaccumulatie in de experimentele situatie vastgesteld worden. Gegevens over groei en ontwikkeling van *L. rubellus* kunnen met het model PODYRAS worden gebruikt voor een risicobeoordeling op populatieniveau van regenwormen, en voor de beoordeling van het voedselaanbod van doelsoortpredatoren van regenwormen (bijv. waterspitsmuis en blauwborst);
- Bioassays, uit te voeren met lokaal aanwezige (gewervelde) soorten ter bepaling van blootstelling aan en effecten van stoffen met hormoonverstorende werking. Als geschikte parameters kunnen worden genoemd MFO-inductie, PCB-congeneerprofielen, hormoonspiegels en histopathologische afwijkingen in gonaden en embryogenese van amfibieën, kleine zoogdieren en vogels.

Indien gewenst zou de volgende stap wederom kunnen bestaan uit het op basis van dit overzicht en in overleg met de beheerder nader inperken van de onderzoeksparameters volgens de Triade-benadering. Aangeraden wordt om in eerste instantie in ieder geval aandacht te besteden aan de concentraties (en potentiële effecten) van een aantal groepen verontreinigingen (metalen, PAK’s, PCB’s, OCB’s en minerale olie) in de bodem, effecten van het bodemmateriaal in bioassays met een aantal ongewervelden, alsmede op de samenstelling van de macrofauna in het veld. Deze onderzoeksparameters komen voor een groot deel overeen met de opzet van het reeds uitgevoerde onderzoek in de *Afferdensche en Deestsche waarden* (Ma *et al.*, 1997a; Menke *et al.*, 1998). Als de resultaten aanleiding geven voor een vervolgonderzoek geeft de hier gevolgde Basisbenadering een aantal openingen om in een eventuele tweede stap het onderzoek te verdiepen met onderzoeksparameters uit het bovenstaande overzicht.

2.4 Te gebruiken criteria

Voor beide ecotopen werd hierboven geschetst aan welke aspecten aandacht besteed zou moeten worden en met welk instrumentarium gewerkt zou kunnen worden. Vervolgens dient per parameter vastgesteld te worden volgens welke criteria deze beoordeeld kan worden. Afhankelijk van de gekozen parameter kan het hier gaan om criteria, die reeds veelvuldig zijn toegepast en gevalideerd, maar ook om criteria die nog moeten worden opgesteld. Zeker voor deze laatste categorie zal de inzet van experts noodzakelijk zijn. Ook dient in dit kader aandacht besteed te worden aan de te gebruiken referentielocaties.

Ten opzichte van het terrestrische ecotoop zijn beoordelingscriteria voor het aquatische ecotoop verder uitgewerkt en gestandaardiseerd. Vooral RIZA heeft hier veel tijd en moeite ingestoken (zie bijv. Den Besten, 1997). Ook voor het terrestrische ecotoop is het mogelijk de resultaten van het onderzoek te beoordelen, alhoewel deze beoordeling meer op *expert judgement* zal zijn gebaseerd. In verband met de overzichtelijkheid is echter besloten om de te gebruiken criteria niet separaat te bespreken, maar om deze integraal met de eigenlijke beoordeling weer te geven. Aan het einde van de volgende paragraaf zijn de belangrijkste conclusies opgenomen en zal het uitgevoerde onderzoek vergeleken worden met de hierboven genoemde ecologische aspecten.

2.5 De eigenlijke beoordeling

Op basis van de beschikbare gegevens werd bekeken of de hierboven genoemde ecologische aspecten in voldoende mate onderzocht waren om conform de Basisbenadering tot een uitspraak over de ecologische risico's te komen. Deze kwantitatieve analyse is hieronder weergegeven, waarbij wederom een onderscheid tussen het aquatische en het terrestrische ecotoop is gemaakt.

2.5.1 Afgesloten strang

In verband met de geplande ingrepen in het kader van natuurontwikkeling werd door Rijkswaterstaat onder andere de behoefte gevoeld om voor aanvang van de werkzaamheden een uitgebreid onderzoek uit te voeren. Dit onderzoek diende inzicht te verschaffen in de mogelijke ecologische risico's in de huidige en (wellicht) de toekomstige situatie, terwijl tevens de uitgangssituatie werd vastgelegd, waardoor eventuele veranderingen gevolgd kunnen worden. Dit onderzoek werd opgezet conform de Triade-benadering, waarbij aandacht werd besteed aan de chemische, de ecotoxicologische én de ecologische kant.

In het uitgebreide onderzoek werd de onderzoeksinspanning geconcentreerd op een drietal locaties, alle gelegen aan de westkant van de *Afferdensche en Deestsche waarden*, nabij het dorp Druten. Dit betrof een geïsoleerde strang, een kleiput en een oude zandwinput (AquaSense, 1997a,b; Brils *et al.*, 1997). Bij dit onderzoek is gewerkt volgens de Triade-benadering (zie Maas *et al.*, 1993), waarbij een onderscheid gemaakt wordt tussen een meer chemisch deel, de ecotoxicologie en een ecologisch gedeelte. Deze onderverdeling zal hieronder worden aangehouden, waarbij hoofdzakelijk is gekeken naar de resultaten voor

de geïsoleerde strang. Deze locatie was opgedeeld in vier sub-locaties te weten de landbodem aan de zuidkant, de waterbodem aan de zuidkant, de waterbodem in het midden en de waterbodem aan de noordkant, waarbij het merendeel van het onderzoek werd uitgevoerd met het waterbodemmonster genomen aan de zuidkant. Daarna zullen de resultaten van dit onderzoek worden vergeleken met de parameters die hierboven van belang werden geacht met het oog op de gewenste doelsoorten, aandachtsoorten en/of sleutelsoorten.

2.5.1.1 Chemie

Aan de zuidkant van de geïsoleerde strang werd een mengmonster van de bovenste 10 cm van de waterbodem genomen, dat na homogenisatie chemisch werd geanalyseerd.

De resultaten staan in tabel 1.

Tabel 1. Gehalten aan verontreinigingen van het sediment in de Afferdensche en Deestsche waarden, genormaliseerd naar een standaardbodem. Naar: Brils et al. (1997).

| Verbinding | | Kleiput | Zandwinput | Geïsoleerde strang |
|--|-----------|---------------------|--|--------------------|
| Cadmium | (mg / kg) | <0,8 | 1,2 | <0,8 |
| Kwik | (mg / kg) | 0,3 | 0,4 | <0,3 |
| Koper | (mg / kg) | 30,8 | 43,9 | 26,0 |
| Nikkel | (mg / kg) | 31,9 | 37,2 | 29,9 |
| Lood | (mg / kg) | 39,9 | 60,4 | 35,7 |
| Zink | (mg / kg) | 149,6 | 362,7 | 175,7 |
| Chroom | (mg / kg) | 40,6 | 60,6 | 38,4 |
| Arseen | (mg / kg) | 14,1 | 11,5 | 10,8 |
| PAK's (som van 10) | (mg / kg) | 12,8 | 8,8 | 9,3 |
| Hexachloorbenzeen | (µg / kg) | 13,0 | 26,8 | 15,0 |
| PCB's (som van 7) | (µg / kg) | 61,0 | 139,5 | 49,0 |
| DDT (incl. DDD+DDE) | (µg / kg) | <15,0 | 19,3 | 5,5 |
| β-HCH | (µg / kg) | <5,0 | <16,3 | 75,0 |
| Minerale olie | (mg / kg) | 120,0 | 555,6 | 6000 |
| Classificatie en klasse-bepalende verbindingen | | 3 (PAK's) | 2 (Cu, Ni, PCB's, OCB's, PAK's, HCB) | 4 (olie) |

Naast dit onderzoek in 1996 werd in 1995 ook een bodemonderzoek uitgevoerd (Grontmij, 1995). Bij dit onderzoek werd een iets lagere verontreinigingsgraad vastgesteld op een overeenkomstige locatie (klasse 2). Bij dit onderzoek werd echter een mengmonster van de bovenste 50 cm genomen. Dit zou kunnen betekenen dat juist in de oppervlakkige laag, die

voor het ecologische functioneren van groot belang is, de hoogste concentraties worden aangetroffen, alhoewel lokale of temporele heterogeniteit niet kan worden uitgesloten.

Het vaststellen van de concentraties van een aantal verbindingen op zich geeft weinig inzicht in de mogelijke ecologische risico's. Dit inzicht kan bijvoorbeeld worden vergroot door op basis van de chemische analyses een TU-berekening uit te voeren (tabel 2), waarmee bekeken wordt of op basis van dergelijke verontreinigingen de aanwezigheid van toxische effecten te verwachten is. Hierbij is gebruikgemaakt van de NOEC-data voor de Microtox-test en voor chronische testen met watervlooien en muggenlarven (Den Besten, 1997). De TU-waarde wordt berekend door de waargenomen concentratie in het sediment (na standaardisatie) te delen door de NOEC-waarde. Een TU-waarde groter dan "1" betekent, dat de aangetroffen verontreiniging de NOEC-waarde overschrijdt en daarmee dat effecten door deze verontreiniging niet kunnen worden uitgesloten.

Tabel 2. TU-berekeningen op basis van gestandaardiseerde concentraties in het sediment. Gebruikte NOEC-data zijn afkomstig van Den Besten (1997).

| Locatie | metalen | Chloorbenzenen | OCB's | PAK's | Totaal |
|---------------------------|---------|----------------|-------|-------|--------|
| Kleiput | | | | | |
| Microtox | 0,07 | 0,02 | | 2,07 | 2,15 |
| <i>D. magna</i> | 0,89 | 2,13 | | 1,98 | 5,00 |
| <i>C. riparius</i> | 0,57 | 0,69 | | 0,69 | 1,95 |
| Zandwinput | | | | | |
| Microtox | 0,11 | 0,03 | | 0,91 | 1,05 |
| <i>D. magna</i> | 1,34 | 4,39 | | 1,18 | 6,91 |
| <i>C. riparius</i> | 0,81 | 1,42 | | 0,33 | 2,56 |
| Geïsoleerde strang | | | | | |
| Microtox | 0,06 | 0,02 | | 1,59 | 1,67 |
| <i>D. magna</i> | 0,80 | 2,46 | 0,54 | 1,40 | 5,20 |
| <i>C. riparius</i> | 0,51 | 0,79 | | 0,49 | 1,79 |

Deze TU-berekeningen indiceren dat toxische effecten bij deze drie organismen te verwachten zijn, aangezien de Σ TU per stofgroep regelmatig >1 is. Wel dient hierbij te worden opgemerkt dat dit om potentiële risico's gaat, aangezien bijvoorbeeld de gebruikte toxiciteitsinformatie afkomstig is van laboratoriumtesten en factoren als de biologische beschikbaarheid in het veld niet (of niet volledig) wordt meegenomen in de bepalingen.

2.5.1.2 Ecotoxicologie

De ecologische risico's van de aanwezige verontreinigingen zijn verder bestudeerd door het uitvoeren van een aantal bioassays op de verzamelde sedimentmonsters. Hiermee krijgt men inzicht in de actuele ecologische risico's. Met het sedimentmonster van de geïsoleerde

strang werd een vijftal bioassays, alsmede een bioaccumulatietest uitgevoerd (zie: Brils *et al.*, 1997) voor een gedetailleerde methodebeschrijving):

- Microtox:
Een acute test (30 min.) met poriewater, waarbij gekeken wordt naar effecten op de bioluminescentie van de bacterie *Vibrio fischeri*;
- Rotoxkit F
Een acute test (24 u) met poriewater, waarbij gekeken wordt naar effecten op de mobiliteit van het raderdiertje *Brachionus plicatilis*;
- Thamnotoxkit F
Een acute test (24 u) met poriewater, waarbij gekeken wordt naar effecten op de mobiliteit van de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*;
- *Daphnia magna*
Een chronische test (14 dagen) met poriewater, waarbij gekeken wordt naar effecten op zowel overleving, groei als reproductie van de watervlo *Daphnia magna*;
- *Chironomus riparius*
Een chronische test (4 weken) met een sediment/water-systeem, waarbij gekeken wordt naar effecten op zowel de overleving als de groei van de muggenlarf *Chironomus riparius*;
- Bioaccumulatie in aquatische oligochaeten
Hiermee worden zowel de biologische beschikbaarheid als de risico's op doorvergiftiging bestudeerd door oligochaeten gedurende 28 dagen aan het te beoordelen sediment bloot te stellen.

In deze set is een tweetal assays gericht op de groep der vergaarders, hetzij via direct toxische effecten (de chironomidentest) dan wel via ophoping van toxicanten (de oligochaetentest). De andere vier testen geven aanvullende informatie over de toxiciteit voor andere groepen van organismen, zoals het zoöplankton en de bacteriën. De resultaten van deze experimenten staan in tabel 3.

Uit de bioassays met het sediment uit de afgesloten strang blijkt, dat alleen in de test met de Rotoxkit sprake was van een negatief effect. Dit effect werd als matig toxisch beoordeeld. Hiermee is dus de aanwezigheid van actuele ecologische risico's aangetoond. Er werden echter géén effecten aangetoond op de muggenlarven en juist deze organismen (vergaarders) waren in een eerder stadium als belangrijke ecologische parameter bestempeld. Ook voor de andere sedimentmonsters werden geen negatieve effecten op muggenlarven vastgesteld; wel bij de watervlo en de Thamnotoxkit. In de praktijk zou het dus zo kunnen zijn, dat ondanks de aanwezigheid van actuele ecologische risico's voor sommige organismen, de populaties van een aantal belangrijke soorten (zoals chironomiden) niet worden aangetast. Aan de andere kant moet hierbij ook worden opgemerkt, dat het geslacht, *Chironomus* in het algemeen, en de soort *C. riparius* in het bijzonder, tot de minder gevoelige chironomiden behoort. Reeds vaker werd vastgesteld, dat er bij een verontreiniging een verschuiving optrad binnen de groep der chironomiden, waarbij soorten behorend tot het geslacht *Chironomus* een dominantere rol kregen. Dit is bijvoorbeeld aangetoond voor een organische verontreiniging, waarbij de *Orthocladiinae* een steeds belangrijker rol gaan spelen naarmate de afstand tot de vervuiliingsbron toeneemt

(Ferrington en Crisp, 1989). De verhouding tussen larven van *Chironomus* en andere chironomiden in het veld is dus van belang bij de interpretatie. Dergelijke verhoudingen spelen dan ook een rol bij het interpreteren van de resultaten van veldinventarisaties (zie: 2.3.3).

Naast de meetbare toxiciteit is ook aandacht besteed aan biologische beschikbaarheid en risico's op doorvergiftiging. Dit werd gedaan door bioaccumulatie-experimenten met aquatische oligochaeten uit te voeren, waarbij eventuele veranderingen in de concentraties van een groot aantal verbindingen (8 metalen, 16 PAK's, 7 PCB's, OCB's) gedurende de test werden vastgelegd. De resultaten van deze experimenten staan in tabel 4. Hierbij zijn alleen die stoffen opgenomen, waarvoor de concentraties in de organismen gedurende de test met minimaal 30% zijn toegenomen (cf. STOWA/RIZA, 1997).

Tabel 3. Overzicht van de resultaten met de bioassays op de drie bestudeerde locaties. Negatieve effecten zijn gearceerd weergegeven. Naar: Brils et al. (1997).

| Locatie | Microtox kit | Rotox kit | Thamnotox kit | <i>Daphnia magna</i> | | <i>Chironomus riparius</i> | | Eindoordeel |
|---------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------|------------------------|----------------------------|--------------------|----------------------|
| | EC ₂₀ (vol%) | EC ₅₀ (vol%) | EC ₅₀ (vol%) | NOEC repr. (vol%) | NOEC sterfte (vol%) | Sterfte ¹ | Groei ¹ | |
| | 30 min | 24 uur | 24 uur | 14 dagen | 14 dagen | 28 dagen | 28 dagen | |
| Kleiput | > 45 ² | 65 | 96 | 56 | 32 | 1 | + 6 | matig toxisch |
| Zandwin-put | > 45 ² | 85 | > 100 ² | 10 | 10 | 3 | - 10 | sterk toxisch |
| Geïsoleerde strang | > 45 ² | 65 | > 100 ² | > 100 ² | > 100 ² | 2 | + 14 | matig toxisch |

¹) Door het ontbreken van een verdunningsreeks wordt er bij deze test gelet op het al dan niet aanwezig zijn van een significant effect. Weergegeven is het percentage sterfte dan wel het percentage verschil met het controlesediment;

²) Hoogste testconcentratie.

Tabel 4. Resultaten van bioaccumulatie testen met oligochaeten (FW = vers gewicht). Alleen die stoffen zijn weergegeven waarvoor een duidelijke toename in gehalte ($\geq 30\%$) ten opzichte van de uitgangssituatie (blanco) is waargenomen. Naar: Brils et al. (1997).

| | % toename t.o.v. blanco | Beoordeling doorvergiftigingsrisico | | | | Risico (ja indien G/MTR ≥ 1) |
|---------------------------|-------------------------|---|-------------------------------|-------|---|------------------------------------|
| | | gemeten (G) gehalte in oligochaeten o.b.v. FW | MTR voor predatoren o.b.v. FW | G/MTR | | |
| Geïsoleerde strang | | | | | | |
| Arseen | 207 | 1.8 | - | - | - | - |
| Cadmium | 106 | 0.03 | 0.006 [1] | 5.5 | - | ja |
| Chroom | 197 | 1.1 | - | - | - | - |
| Nikkel | 104 | 1.0 | - | - | - | - |
| Fenanthreen | 94 | 0.121 | - | - | - | - |
| Anthraceen | 114 | 0.035 | - | - | - | - |
| Hexachloorbenzeen | 463 | 0.0083 | 0.069 [1] | 0.1 | - | nee |
| gamma-HCH | 180 | 0.0005 | 0.18 [2] | 0.0 | - | nee |
| Kleiput | | | | | | |
| Arseen | 223 | 1.9 | - | - | - | - |
| Cadmium | 325 | 0.07 | 0.006 [1] | 11.3 | - | ja |
| Chroom | 263 | 1.4 | - | - | - | - |
| Kwik | 33 | 0.016 | 0.055 [1] | 0.3 | - | nee |
| Nikkel | 148 | 1.2 | - | - | - | - |
| Hexachloorbenzeen | 469 | 0.0084 | 0.069 [1] | 0.1 | - | nee |
| Oude zandwinput | | | | | | |
| Arseen | 517 | 1.9 | - | - | - | - |
| Cadmium | 330 | 0.04 | 0.006 [1] | 7.2 | - | ja |
| Chroom | 273 | 0.3 | - | - | - | - |
| Kwik | 30 | 0.0198 | 0.055 [1] | 0.3 | - | nee |
| Lood | 166 | 4.2 | - | - | - | - |
| Nikkel | 50 | 0.6 | - | - | - | - |
| Benzo(a)anthraceen | 36 | 0.157 | - | - | - | - |
| Benzo(ghi)peryleen | 1081 | 0.039 | - | - | - | - |
| Benzo(a)pyreen | 455 | 0.064 | - | - | - | - |
| Fenanthreen | 170 | 0.137 | - | - | - | - |
| Indeno(1,2,3-cd)pyreen | 577 | 0.022 | - | - | - | - |
| Anthraceen | 108 | 0.05 | - | - | - | - |
| Benzo(k)fluoranthreen | 199 | 0.04 | - | - | - | - |
| PCB-52 | 83 | 0.024 | - | - | - | - |
| PCB-101 | 181 | 0.044 | - | - | - | - |
| PCB-118 | 132 | 0.030 | - | - | - | - |
| PCB-138 | 164 | 0.034 | - | - | - | - |
| PCB-153* | 203 | 0.050 | 0.277 [1] | 0.2 | - | nee |
| PCB-180 | 177 | 0.025 | - | - | - | - |
| Hexachloorbenzeen | 1095 | 0.0102 | 0.069 [1] | 0.1 | - | nee |
| DDT en -derivaten** | 202 | 0.0300 | 0.765 [1] | 0.0 | - | nee |
| beta-HCH | 3067 | 0.0047 | 8.7 [1] | 0.0 | - | nee |

* PCB-153 als gidsstof voor PCB's met dioxine-achtige werking (indicator voor TCDD-equivalenten [1])

** De waarden voor pp- en op-DDT, pp-DDE en pp-DDD zijn gesommeerd [1]

Bronnen: [1] Den Besten, 1996; [2] Beek, 1995; de opgegeven waarden zijn voor terrestrische wormen en moeten dus als indicatief worden beschouwd.

Voor een (beperkt) aantal stoffen zijn zogenaamde Maximum Toelaatbaar Risicocriteria (MTR) beschikbaar met betrekking tot doorvergiftiging (Den Besten, 1997). Deze naar voedsel omgerekende MTR-waarden zijn (i.t.t. andere MTR's) zo gedefinieerd, dat wanneer deze criteria worden overschreden er voor de betreffende stof een doorvergiftigingsrisico bestaat (in dit geval voor predatoren). De bovengenoemde criteria en de toetsing aan deze criteria zijn weergegeven in tabel 4. Uit vergelijking blijkt, dat de concentratie van cadmium het gestelde criterium overschrijdt en dat er dus een verhoogd potentieel risico voor predatoren bestaat.

2.5.1.3 Ecologie

Voor de gehele *Afferdensche en Deestsche waarden* werd in 1995 een vegetatiekaart gemaakt (De Groene Ruimte, 1995), waarop de zandwinput, de kleiput en de geïsoleerde strang worden gekarakteriseerd als “open water zonder vegetatie”. De afwezigheid van macrofyten hoeft niet een gevolg te zijn van aanwezige verontreinigingen. Het is aannemelijk dat andere factoren, zoals de eerder genoemde troebeling, een belangrijke rol spelen.

Op alle locaties werd daarnaast gekeken naar de samenstelling en dichtheid van de meiofauna en macrofauna (Brils *et al.*, 1997). De resultaten van de macrofaunainventarisaties zijn beoordeeld op basis van de door Den Besten (1997) voorgestelde criteria en de resultaten worden hieronder weergegeven (tabel 5; zie ook: Brils *et al.*, 1997). Deze criteria zijn opgesteld voor de beoordeling van het benedenrivierengebied (Biesbosch en Nieuwe Merwede), waarbij naar gelang de bodemsamenstelling en -stabiliteit andere normen gelden voor “acceptabele” dichtheden en/of aantallen soorten. Bij deze beoordeling is gebruikgemaakt van de volgende criteria:

- Aantal soorten en totale dichtheid aan chironomiden;
- Aantal soorten en totale dichtheid aan oligochaeten;
- Aantal soorten en totale dichtheid aan bivalven.

Tabel 5 toont, dat op alle locaties tenminste één van deze parameters een ernstig effect laat zien. Hiermee wordt de aanwezigheid van stress geïndiceerd op alle locaties. De meeste stress lijkt aanwezig in de oude zandwinput, waar de tweede sublocatie zelfs voor alle geselecteerde parameters een ernstig effect geeft. Ook voor de andere twee locaties geldt, dat de soortensamenstelling en dichtheid van de eerste en de derde sublocatie minder effect vertonen dan de tweede sublocatie. Dit wordt wellicht deels veroorzaakt door de ligging. Sublocaties één en drie zijn meer aan de kant gelegen, terwijl de tweede sub-locatie min of meer in het midden (en dus dieper) van de betreffende locatie is gelegen. Dit is vooral van belang, doordat de waterstand aan variaties onderhevig is.

Naast deze analyses van de macrofauna in het sediment werd ook aandacht besteed aan de macrofauna, die op stenen of met een handnet kon worden verzameld. Dit betrof voornamelijk filteraars zoals de muggenlarven *Glyptotendipes pallens* en *Chironomus plumosus* agg., en grazers zoals Gastropoda (o.a. *Acroloxus lacustris*, *Potamopyrgus antipodarum*), de waterpissebed *Asellus aquaticus* en de tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus*.

Tabel 5. Effecten van stressfactoren op de aanwezige bodemmacrofauna. Naar: Brils et al. (1997). E = ernstig; M = matig; G = géén; SGS = Stabiel Gelaagd Slibbig; SGZ = Stabiel Gelaagd Zandig; SZ = Stabiel Zandig; G = Grof; S = Stabiel; OS = Onstabiel Slib.

| sub-locaties | Geïsoleerde strang | | | Kleiput | | | Oude zandwinput | | |
|---|--------------------|-------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------------|-----------|------------|
| | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| Bodemkarakteristieken | | | | | | | | | |
| Bodemtype | SGS zand | SGZ slib | G zand | SZ slib | S slib | OS zand | OS zand | S slib | OS zand |
| Diepte (m) | 0,5 | 1,5 | 0,5 | 0,5 | 0,9 | 0,6 | 0,5 | 16,5 | 0,5 |
| Gebruikte parameters | | | | | | | | | |
| Soorten chironomiden (#) | M | E | M | M | E | M | M | E | E |
| Dichtheid chironomiden (#/ m ²) | G | E | G | M | M | M | E | E | M |
| Soorten oligochaeten (#) | E | E | M | M | M | M | M | E | E |
| Dichtheid oligochaeten (#/ m ²) | G | G | G | G | G | G | M | E | E |
| Soorten bivalven (#) | E | E | E | E | E | E | E | E | E |
| Dichtheid bivalven(# / m ²) | E | E | E | E | E | M | M | E | M |
| Geïntegreerde beoordeling: | | | | | | | | | |
| # parameters E (ernstig effect) | 3 | 5 | 2 | 2 | 3 | 1 | 2 | 6 | 4 |
| # parameters M (matig effect): | 1 | 0 | 2 | 3 | 2 | 4 | 4 | 0 | 2 |
| # parameters G (geen effect): | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Eindoordeel: | ernstig | ernstig | ernstig | ernstig | ernstig | ernstig | ernstig | ernstig | ernstig |

Uit de analyses blijkt dat de bodemgemeenschap van de drie onderzochte locaties behoort tot het biotoop “groot open water”, waarin het overgrote deel van de soorten kenmerkend is voor een bodem, bestaande uit slib en/of een slib/zand-mengsel. Het voorkomen van *Chironomus muratensis* en *C. plumosus* duidt op het optreden van een geringe tot matige sedimentatie van (rivier)slib op de betreffende bodems. In dergelijke biotopen vormt gesedimenteerd organisch materiaal uit rivierslib, voornamelijk bestaande uit dode en levende algen en bacteriën, een uitstekende voedselbron voor detrituseters zoals *C. plumosus* en oligochaeten. Soorten die karakteristiek zijn voor grof organisch materiaal op de bodem (bijv. *Microtendipes*) ontbreken op de onderzochte locaties.

De verklaring voor het lage aantal soorten en de lage dichtheden per soort moet, naast de mogelijke aanwezigheid van toxische stress, worden gezocht in factoren zoals voedsel-aanbod, dynamiek van het water en bodemkarakteristieken. De zeer lage dichtheden op de eerste en derde monsterlocatie in de oude zandwinput kunnen bijvoorbeeld een direct gevolg zijn van droogvallen van deze monsterlocaties. Deze oude zandwinput staat namelijk in open verbinding met de Waal en volgt deze waterstand, die in de weken voorafgaand aan de monsternamen enige tientallen centimeters hoger is komen te staan. De lage dichtheden van chironomiden op beide monsterlocaties kunnen ook verband houden met de structuur van het sediment, aangezien analyses (Brils et al., 1997) aangaven dat het

sediment op deze monsterlocaties minder stabiel is in vergelijking met de andere onderzochte locaties. In de tweede monsterlocatie in de oude zandwinput speelt waarschijnlijk iets anders. Deze monsterlocatie is met een diepte van 16-17 m een typisch voorbeeld van een put die veel slib en organisch materiaal (10,6%) vangt, en ook een hoog ammoniumgehalte (70 mg N per kg droge stof) heeft. Mogelijk is het zuurstofgehalte hier te laag en/of het ammoniumgehalte te hoog voor bodemfauna. Tenslotte moet worden opgemerkt, dat recent onderzoek aangeeft dat het merendeel van de waterbodems in Nederland relatief arm aan voedsel voor chironomidenlarven is (Postma *et al.*, 1999). Het ontbreken van toxische effecten in de standaardbioassay met *Chironomus riparius*, terwijl de chironomidichtheden in het veld opvallend laag zijn, zou daarom te maken kunnen hebben met een interactie tussen voedselgebrek en toxicanten, waardoor de larven in het veld wél en die in het laboratorium (waar de dieren gevoerd worden) géén toxisch effect ondervinden.

Er kan derhalve worden gesteld dat toxische stress als medeoorzaak van de soortenarmoede en de lage dichtheden niet onwaarschijnlijk is. Hierbij is bewust gekozen voor de uitdrukking medeoorzaak omdat in elk geval op een aantal monsterlocaties ook de omgevingsfactoren waarschijnlijk een belangrijke rol spelen.

2.5.1.4 Conclusies ecologische risico's afgesloten strang

Bij het beoordelen van ecologische risico's gaat het onder andere om het onderbouwen van oorzaak-gevolg relaties, door het op elkaar af te stemmen van chemische analyses, veldwaarnemingen en laboratoriumonderzoek. Waarnemingen in het veld worden hierbij gebruikt als een eerste indicatie, terwijl de eventuele causaliteit bijvoorbeeld middels bioassays aannemelijk gemaakt kan worden. Op basis van de hierboven weergegeven resultaten is de volgende beoordeling gemaakt (tabel 6).

De afgesloten strang in de *Afferdensche en Deestsche waarden* wordt gekenmerkt door de afwezigheid van macrofyten en door een soortenarme macrofaunagemeenschap met lage dichtheden. Naast een aantal andere factoren lijken toxicanten hierbij een rol te spelen, aangezien in één van de gebruikte bioassays toxische effecten werden waargenomen. Ook TU-berekeningen lieten zien dat op basis van de concentraties aan verontreinigende stoffen toxische effecten te verwachten zijn. Daarnaast blijkt er een verhoogd risico voor predatoren te bestaan via doorvergiftiging met cadmium. Directere uitspraken over de risico's voor hogere doelsoorten als ijsvogel, kwak en otter zijn moeilijk omdat nog geen inzicht is verkregen in toxicantconcentraties in belangrijke voedselbronnen als vis. Eventueel aanvullend onderzoek zou zich daarom kunnen richten op:

- Macrofyten (bijvoorbeeld kranswieren of fonteinkruid). Deze waren in 1995 afwezig, maar de verwachting is, dat door de in gang gezette natuurontwikkeling onder meer kranswieren weer een kans krijgen. In dat geval kan ook doorvergiftiging richting planteneters gaan optreden;

Tabel 6. Eindbeoordeling van ecologische risico's in het ecotoop afgesloten strang voor de Afferdensche en Deestsche waarden.

| Parameter | Resultaten | Indicatieve beoordeling ¹ |
|--|--|--------------------------------------|
| Macrofyten | | |
| veldinventarisatie | macrofyten zijn afwezig, waarschijnlijk speelt de hoeveelheid slib een belangrijke rol | |
| bioaccumulatie | niet bestudeerd | |
| bioassays | niet bestudeerd | |
| Macrofauna | | |
| veldinventarisatie | soortenarm en lage dichtheden | + |
| bioaccumulatie (<i>in situ</i>) | niet bestudeerd | |
| bioaccumulatie (in lab.) | cadmium veroorzaakt risico's van doorvergiftiging | ± |
| bioassays | negatieve effecten in de Rotoxkit test | ± |
| TU-analyses | toxicologische effecten lijken verklaarbaar op basis van chemie | ± |
| Hogere organismen (bijv. doelsoorten) | | |
| veldinventarisatie | niet bestudeerd | |
| biomarkers | niet bestudeerd | |
| bioaccumulatie | niet bestudeerd | |

¹) Verklaring: + ernstig toxisch/ernstige effecten; ± matig toxisch/matige effecten; - niet toxisch/geen effecten.

- Bioaccumulatie in een aantal andere organismen (bij voorkeur *in situ*). Hierbij valt te denken aan macrofyten en de iets grotere macrofauna (bijv. mosselen) of vissen;
- Effectmetingen in hogere organismen (bijv. vissen of vogels), bijv. via biomarkers.

2.5.2 Soortenarme uiterwaardruigte

In vergelijking tot het aquatische ecosysteem zijn de ecotoxicologische risico's van het terrestrische ecosysteem minder gedetailleerd vastgesteld. De hieronder weergegeven informatie is afkomstig uit rapportages van AquaSense (1997c), Faber *et al.* (1999), Ma *et al.* (1997b), Menke *et al.* (1998) en Remmelzwaal *et al.* (1999). In het onderzoek van Ma *et al.* (1997b) zijn twee locaties in de Afferdensche en Deestsche waarden onderzocht op verontreinigingsgraad en het voorkomen van fauna (soortsamenstelling en dichtheid). Daarnaast werden de mogelijke ecotoxicologische effecten voor één van deze locaties onderzocht met vier bioassays (deels in samenwerking met AquaSense). Het onderzoek van Faber *et al.* (1999), Menke *et al.* (1998) en Remmelzwaal *et al.* (1999) is gericht op de effecten van het ontkleien van een uiterwaard en beschrijft de ecologische ontwikkeling die daarop volgt. Alhoewel dit al veel nuttige informatie heeft opgeleverd, betreft het slechts de resultaten van de eerste twee jaar, terwijl bij een dergelijk onderzoek langduriger reeksen noodzakelijk zijn. In de latere fase van dit onderzoek zullen de weergegeven resultaten beter geanalyseerd kunnen worden.

2.5.2.1 Chemie

In het onderzoek van Ma *et al.* (1997b) werd de chemische samenstelling van een tweetal bodemmonsters (25 cm toplaag) onderzocht. Deze monsters werden in juli 1996 genomen in de nabijheid van het dorp Deest aan de oostkant van de uiterwaard. De monsters zijn verzameld onder vochtige ruigtevegetatie met rietgras als dominante plantensoort. In tabel 7 zijn de resultaten van dit onderzoek weergegeven.

Uit deze resultaten blijkt dat het bodemmonster Deest 2 minder verontreinigd was in vergelijking met Deest 1 (n.b. Deest 2 is gebruikt voor het bioassayonderzoek, zie hierna). Het vaststellen van de concentraties van een aantal verbindingen op zich geeft echter nog weinig inzicht in de mogelijke ecologische risico's.

2.5.2.2 Ecotoxicologie

De ecologische risico's van de aanwezige verontreinigingen zijn verder bestudeerd door het uitvoeren van een viertal bioassays op het bodemmonster Deest 2. Hiermee krijgt men inzicht in de actuele ecologische risico's. Van de volgende bioassays werd gebruikgemaakt:

- *Lumbricus rubellus*
In de bioassay met deze regenworm worden de dieren gedurende 30 dagen blootgesteld aan gehomogeniseerde grond, waarna wordt gekeken naar verandering in lichaamsgewicht, sterfte en het aantal geproduceerde cocons;
- *Trachelipus rathkei*
In de bioassay met deze pissebed worden volwassen vrouwtjes gedurende twee maanden blootgesteld aan de verontreinigde grond met als parameters verandering in lichaamsgewicht en sterfte bij de volwassen dieren, alsmede het aantal en biomassa van de nakomelingen;
- *Folsomia candida* – 1
Een acute test (72 u) met elutriaat, waarbij gekeken wordt naar effecten op de mobiliteit van deze springstaart;
- *Folsomia candida* – 2
Een chronische test (4 weken), waarbij gekeken wordt naar effecten op sterfte en reproductie.

Daarnaast werd de biologische beschikbaarheid van de aanwezige contaminanten bestudeerd door het uitvoeren van chemische analyses in regenwormen. Hiervoor werd zowel gebruikgemaakt van regenwormen, die in het veld verzameld waren als van de regenwormen afkomstig uit de bioassay.

Deze set van bioassays is gericht op een drietal belangrijke groepen binnen de terrestrische fauna, waarbij tevens verschillende blootstellingsroutes worden onderzocht. Zo worden regenwormen vooral via het interstitiële water blootgesteld, terwijl de pisse

Tabel 7. Gehalten aan verontreinigingen in de bodem van een soortenarme uiterwaardruigte in de Afferdenschse en Deestse uiterwaarden, omgerekend naar standaardbodem. Naar: Ma et al. (1997b).

| | | Deest 1 | Deest 2 - a* | Deest 2 - b* |
|--|-----------|-----------------------------------|--------------------------|-------------------|
| Cadmium | (mg / kg) | 1,8 | 0,4 | 0,7 |
| Kwik | (mg / kg) | 1,8 | <0,1 | - |
| Koper | (mg / kg) | 74 | 31 | 29 |
| Nikkel | (mg / kg) | 37 | 27 | - |
| Lood | (mg / kg) | 79 | 26 | 48 |
| Zink | (mg / kg) | 426 | 131 | 184 |
| Chroom | (mg / kg) | 67 | 27 | - |
| Arseen | (mg / kg) | 14 | 9 | - |
| PAK's (som van 10) | (mg / kg) | 10,1 | 1,3 | 2,5 |
| Hexachloorbenzeen | (µg / kg) | 69 | 5,6 | 7 |
| PCB's (som van 7) | (µg / kg) | 224 | 32 | 38 |
| DDT (incl. DDD+DDE) | (µg / kg) | 8,3 | 5,6 | - |
| Minerale olie | (mg / kg) | 153 | 63 | - |
| Classificatie en klasse-bepalende verbindingen | | 3 (Hg, PCB's, HCB, DDT) | 2 (PAK's, HCB) | 2 (HCB) |

* Op de locatie Deest 2 werden twee monsters genomen. Deelmonster a werd gebruikt voor een chemisch analytisch onderzoek. Het andere werd gebruikt voor bioassays (monster b); - niet gerapporteerd.

Tabel 8. Overzicht van de resultaten met de bioassays op grond van de locatie Deest 2. Significante verschillen met de controle zijn gearceerd weergegeven. Naar: Ma et al. (1997b) en AquaSense (1997c).

| Locatie | Regenworm <i>Lumbricus rubellus</i> 30 dagen | | | Pissebed <i>Trachelipus rathkei</i> 60 dagen | | | | | Springstaart <i>Folsomia candida</i> acuut en chronisch | | |
|----------|--|---------------------|-----------------|--|-------------------------|---------------------------|-------------------|----------------------------|---|------------------|-----------------------|
| | sterfte (%) | gewicht-toename (%) | cocons (aantal) | sterfte (%) m+v | gewicht-toename man (%) | gewicht-toename vrouw (%) | reprod. freq. (%) | reprod. aantal (juv/vrouw) | sterfte % na 72 uur | sterfte % na 28d | reprod. aantal na 28d |
| Controle | 0 | +35,6 | 25,3 | 32 | +35,2 | +13,7 | 100 | 24,1 | 7 | 7,6 | 955 |
| Deest 2 | 0 | +7,5 | 26,5 | 48 | +8,8 | -2,3 | 100 | 13,5 | 26 | 8,0 | 338 |

m+v: gemiddeld over de mannetjes en vrouwtjes

bed vooral via het opnemen van voedsel wordt blootgesteld. Daarnaast beïnvloeden deze organismen belangrijke bodemprocessen als decompositie, nutriëntenkringloop en bodemvorming en fungeren ze als voedselorganismen voor vogels en zoogdieren. De resultaten van deze experimenten staan in tabel 8.

Voor twee bioassays zijn er significante verschillen met de referentiegrond vastgesteld. De resultaten van de bioassay met de pissebed waren te variabel om tot significante verschillen te komen. Hierbij moet worden opgemerkt, dat de samenstelling van een grondmonster (organische stof, kalk, pH, humus, *etc.*) van groot belang kan zijn voor de resultaten van dergelijke (semi)chronische bioassays. Ma *et al.* (1997b) hebben de 6 door hen onderzochte locaties (waarvan één in de *Afferdensche en Deestsche waarden* was gelegen) gerangschikt naar de mate van verontreiniging (oplopend van klasse 2 tot 4). Hieruit werd geconcludeerd, dat de verschillende uiterwaarden wel van de referentiegrond verschilden maar niet (of veel minder) van elkaar en dat de resultaten ook geen eenduidig verband met de verontreinigingsgraad lieten zien. Hetzelfde geldt voor de bioassays met de springstaart. Bij de bioassay met de pissebed leek een aantal van de aanwezige toxicanten (met name Aldrin) de *trade-off*, die er bestaat tussen de groei en de reproductie van pissebedden, te beïnvloeden. Verder moet worden opgemerkt dat slecht één bodem van klasse 4 werd onderzocht. Genoemde relatie tussen bioassayresultaten en chemie (= belasting) zou wél kunnen blijken als meer monsters van bodems met klasse 4 onderzocht zouden worden.

Naast deze directe toxische effecten is ook gekeken naar bioaccumulatie door regenwormen. Hierbij is zowel naar de in het veld verzamelde regenwormen gekeken, als naar referentieregenwormen die in de bioassays waren blootgesteld. Uit de analyse van in het veld verzamelde regenwormen bleek dat metaalconcentraties in regenwormen uit de *Afferdensche en Deestsche waarden* (afkomstig van Deest 2) over het algemeen vrij laag waren, overeenkomstig de lage metaalconcentraties in het bodemmateriaal. Alsook de overige uiterwaarden werden bekeken, dan bestonden er duidelijke correlaties tussen de Cd-, Cu- en Pb-concentraties in de grond en in de regenwormen (Ma *et al.*, 1997b). Ook uit de metingen in de regenwormen afkomstig uit de bioassays bleek, dat de metaalconcentraties in regenwormen uit de *Afferdensche en Deestsche waarden* over het algemeen vrij laag waren en vergelijkbaar met wormen uit de referentiegrond. De analyses van PAK's en PCB's in de regenwormen uit het veld en/of de bioassays lieten vergelijkbare resultaten zien, met vrij lage concentraties in de organismen uit de *Afferdensche en Deestsche waarden*.

Tenslotte werden de metaalconcentraties zoals die in de regenwormen uit het veld werden vastgesteld vergeleken met de concentraties, die volgens modelmatige berekeningen verwacht konden worden (Ma *et al.*, 1997b). Deze concentraties kwamen over het algemeen goed overeen, alhoewel de concentraties voor cadmium en koper systematisch iets hoger lagen in dieren afkomstig uit het veld. Dit betekent, dat de biologische beschikbaarheid over het algemeen goed te voorspellen is, maar dat toch voor cadmium en koper met een licht verhoogde biologische beschikbaarheid rekening gehouden moet worden.

2.5.2.3 Ecologie

Door Ma *et al.* (1997b) werd een inventarisatie uitgevoerd van entomofauna op twee locaties in de *Afferdensche en Deestsche uiterwaard*. Hierbij werd onder andere van

zogenaamde vangpiramides² gebruikgemaakt. Daarnaast werden plaggen van het bodemmateriaal uitgestoken (25 cm) en werden de daarin aanwezige regenwormen geteld. Naast deze regenwormen werd in dit onderzoek vooral aandacht besteed aan spinnen, hooiwagens, kevers en *hymenoptera* (vlies-vleugeligen zoals bijen, wespen en mieren). Daarnaast werd in een parallel onderzoek (Brils *et al.*, 1997) aandacht besteed aan de nematodenfauna. In tabel 9 is een overzicht gegeven van het aantal soorten en individuen op de twee door Ma *et al.* (1997b) onderzochte locaties in de *Afferdensche en Deestsche waarden*, terwijl in tabel 10 een overzicht gegeven wordt van de resultaten van de nematodeninventarisatie (Brils *et al.*, 1997b).

Op basis van deze resultaten, alsmede die van vergelijkbare inventarisaties in een aantal andere uiterwaarden, werd door Ma *et al.* (1997b) geconcludeerd dat de verontreinigingsgraad van de uiterwaarden slechts een zeer geringe invloed blijkt te hebben op de soortensamenstelling van de onderzochte fauna. Alleen voor bodembewonende soorten uit de familie der graafwespen werd een significante en negatieve correlatie met de verontreinigingsgraad aangetoond. Deze correlatie werd niet gevonden voor graafwespen levend op dood hout of in plantenstengels. Ook de nematodenanalyses gaven geen duidelijke aanwijzingen voor een verstoorde fauna, alhoewel de relatief hoge dichtheid in het bodemonmonster verzameld nabij de geïsoleerde strang opvallend was. Ook hierbij dient te worden opgemerkt dat in het onderzoek van Ma *et al.* (1997b) slechts één klasse-4-bodem (niet in de *Afferdensche en Deestsche waarden* gelegen) werd onderzocht. Daarnaast dient hierbij bedacht te worden, dat de mobiliteit van een aantal van de aangetoonde soorten vrij groot is. De eigenlijke verblijftijd van de gevangen individuen op de betreffende locatie kan daardoor sterk variëren.

Naast deze inventarisaties worden ook een aantal andere diergroepen jaarlijks geïnventariseerd. Dit geschiedt in het kader van onderzoek naar de effecten van het ontkleien van uiterwaarden (zie bijv. Faber *et al.*, 1999; Menke *et al.*, 1998; Rimmelzwaal *et al.*, 1999) en heeft betrekking op dagvlinders, libellen, broedvogels, muizen en vleermuizen. De resultaten van de referentie (= niet ontkleide) locaties kunnen gebruikt worden om te kijken of verontreinigingen effecten op de betreffende diergroepen hebben. De nu beschikbare tussenrapportages/jaarverslagen richten zich (logischerwijs) primair op de effecten van het ontkleien. Wel wordt opgemerkt, dat soortenaantallen en/of dichtheden laag zijn (bijv. het aantal dagvlindersoorten en de dichtheid aan dagvlinders en vleermuizen), maar andere ecologische aspecten (bijv. een geïsoleerde ligging) spelen hierbij ook een rol.

² Dit zijn kegels van zwart canvas met een open vierkant basisoppervlak van 1x1 m en een top waarin zich een glazen vangpot met alcohol bevindt. Doordat de dieren zich in de kegel vanaf de bodem of vegetatie naar het licht toe bewegen worden ze in de vangpot gevangen.

Tabel 9. Overzicht van de bemonsterde fauna (aantal soorten en individuen) op een tweetal locaties in de Afferdensche en Deestsche waarden. Naar: Ma et al. (1997b).

| Locatie | Klasse chemie ¹ | Spinnen | | Kevers | | Vlies-vleugeligen | | Regenwormen | |
|----------------|----------------------------|---------|-----|--------|-----|-------------------|----|-------------|-----|
| | | S* | I* | S | I | S | I | S | I |
| Deest 1 | 3 | 27 | 367 | 41 | 347 | 9 | 78 | 5 | 170 |
| Deest 2 | 2 | 35 | 359 | 56 | 367 | 8 | 90 | 4 | 115 |

¹) Volgens ENW; *: S = soorten, I = individuen

Tabel 10. Overzicht van de nematodenparameters op een drietal terrestrische locaties in de Afferdensche en Deestsche waarden. Naar: Brils et al., 1997.

| Locatie | Dichtheid ¹ | MI (1-5) index ² | MI (2-5) index ² | PPI ³ | plantparasieten (%) |
|---------------------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------|---------------------|
| Geïsoleerde strang | 4954 | 2,17 | 2,34 | 2,47 | 46,6 |
| Kleiput | 2176 | 2,19 | 2,24 | 2,57 | 63,1 |
| Oude zandwinput | 2301 | 1,91 | 2,12 | 2,79 | 37,8 |

¹) aantal per 100 g verse grond; ²) Maturity index naar Bongers (1990); ³) Plantparasitaire index.

2.5.2.4 Conclusies ecologische risico's soortenarme uiterwaardruigte

Op basis van de hierboven weergegeven resultaten is een ecologische risicobeoordeling uitgevoerd, die is samengevat in tabel 11. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt op basis van het eerder genoemde instrumentarium.

Er kan gesteld worden dat niet alleen de aquatische bodem maar ook de terrestrische bodem binnen de *Afferdensche en Deestsche waarden* licht tot sterk verontreinigd is. De in het veld aanwezige fauna lijkt hier in het algemeen echter niet op te reageren. Ook de uitgevoerde bioassays gaven geen duidelijke aanwijzingen voor het bestaan van directe toxische effecten. Dit werd echter deels veroorzaakt doordat het onderzochte bodemmonster relatief schoon was ("klasse 2"). Aanvullend onderzoek zou zich daarom op sterker verontreinigde monsters moeten richten. Daarnaast leek er mogelijk een negatief effect op een aantal soorten graafwespen te bestaan. Toekomstig onderzoek zou zich dus in meer detail daarop kunnen richten. Ook werd vastgesteld, dat zowel metalen als PAK's en PCB's accumuleerden in regenwormen. Dit zou een potentieel gevaar voor organismen hoger in de voedselketen kunnen betekenen, zoals reeds is aangetoond voor dassen in het rivierengebied (Klok et al., 1998).

Eventueel aanvullend onderzoek zou zich daarom vooral kunnen richten op:

- Macrofyten (waaronder een aantal doelsoorten);
- Sterker verontreinigde monsters;
- Veldmetingen aan ecosysteemprocessen als decompositie;
- Bioaccumulatie in een aantal andere organismen (bij voorkeur *in situ*);
- Effectmetingen in hogere organismen, bijv. via biomarkers.

Tabel 11. Eindbeoordeling ecologische risico's in het ecotoop soortenarme uiterwaard-ruigte. (N.B. onderzocht bodemmonster was relatief weinig verontreinigd.)

| Parameter | Resultaten | Indicatieve beoordeling ¹ |
|--|---|--------------------------------------|
| Macrofyten | | |
| veldinventarisatie | soortenarm, maar geen inzicht in primaire productie, standing crop | |
| bioaccumulatie | niet bestudeerd | |
| bioassays | niet bestudeerd | |
| Macrofauna | | |
| veldinventarisatie | onvoldoende bewijs voor daadwerkelijk risico | – |
| bioaccumulatie (<i>in situ</i>) | gering (iets verhoogde beschikbaarheid van Cd en Cu) | – |
| bioaccumulatie (in lab.) | gering | – |
| bioassays | geen eenduidige effecten als gevolg van contaminanten | – |
| Hogere organismen (waaronder doelsoorten) | | |
| veldinventarisatie | bestudeerd, maar nog niet geïnterpreteerd naar mogelijke effecten van verontreinigingen | |
| biomarkers | niet bestudeerd | |
| bioaccumulatie | niet bestudeerd | |
| Ecosysteem processen | | |
| decompositie | niet bestudeerd | |

¹) + ernstig toxisch/ernstige effecten; ± matig toxisch/matige effecten; - niet toxisch/ geen effecten.

2.6 Beoordeling van risico's voor gestelde natuurdoelen in de Afferdse en Deestsche waarden

Uit het onderzoek uitgevoerd in zowel het aquatische als het terrestrische ecotoop kan worden geconcludeerd, dat er binnen de uiterwaard sterk verontreinigde plekken bestaan, terwijl andere locaties relatief licht verontreinigd zijn. Van de gemeten totaalconcentraties aan verontreinigingen is in ieder geval een gedeelte biologisch beschikbaar. Daarnaast bestaan er voor een aantal stoffen (vooral cadmium) door de optredende doorvergiftiging risico's voor organismen hoger in de voedselketen. Verder was het opvallend dat in het aquatische deel wel negatieve effecten van verontreinigingen op zowel de aanwezige fauna als in de bioassays werden vastgesteld, waar dit voor het terrestrische deel niet het geval

was. Dit heeft wellicht deels te maken met het feit, dat het merendeel van het terrestrische onderzoek werd uitgevoerd met een licht verontreinigd bodemonmonster (klasse 2), terwijl in het aquatische onderzoek klasse 2, 3 en 4 bodems werden onderzocht. Daarnaast werd geconcludeerd dat de dichtheden en soortenrijkdom binnen de aquatische fauna in ieder geval ook werd beïnvloed door andere omgevingsfactoren.

Het tot nu toe uitgevoerde onderzoek lijkt daarmee aan te geven dat ecologische risico's voor de gestelde natuurdoelen in ieder geval in het aquatische ecosysteem aanwezig zijn. Zo werden er onder andere negatieve effecten vastgesteld op de groep der vergaarders, die als belangrijk ecologisch aspect waren gedefinieerd. Het ontbreken van negatieve effecten in het terrestrische systeem komt waarschijnlijk deels doordat sterk verontreinigde bodems onvoldoende werden onderzocht.

3. De Venen

3.1 Inleiding

Het veengebied *De Venen* vormt door zijn ligging het centrum van het Groene Hart en ligt op grondgebied van de provincies Utrecht, Zuid-Holland en Noord-Holland (figuur 2). De totale oppervlakte van *De Venen* bedraagt ongeveer 330 km² en behoort tot 11 verschillende gemeenten. Er wonen ongeveer 80.000 mensen. De waterhuishouding van het gebied valt onder de verantwoordelijkheid van vier waterschappen.

3.1.1 Achtergrond: cultuurhistorie, landschap en waterhuishouding

De Venen vormt een uitgestrekt veenontginningslandschap, waarin de Nieuwkoopse en Vinkeveense Plassen gezichtsbepalend zijn. Dit landschap is ontstaan door ontginning van het veen vanaf de vroege middeleeuwen. Daarbij werden door kaden omgeven polders aangelegd, terwijl de grote plassen pas in de 17de en 18de eeuw ontstonden door grootschalige vervening om de grote steden van turf te voorzien. Tussen 1800 en 1950 werden veel van deze plassen drooggemalen om afslag van oevers tegen te gaan en om landbouwgrond te winnen. De Vinkeveense Plassen zijn voor een deel juist verder uitgegraven voor zandwinning. Bodemkundig kenmerkt het gebied *De Venen* zich door een afwisseling van rivierklei, zeeklei (“oude zeeklei”) en verschillende soorten veengrond.

Het landschap weerspiegelt de historische ontwikkeling van het gebied, en kent droogmakerijen, veenontginningen en stroomrugontginningen langs de verschillende takken van de Oude Rijn. De droogmakerijen vormen laagten in het gebied, waarbij de plassen en veenweidegebieden tot vijf meter hoger gelegen zijn. Het hier uitzakkende water komt in de polders weer omhoog als “kwelwater”. Zoute kwel is daarbij een erfenis van zeewater dat rond 4000 jaar geleden tot nabij Vinkeveen reikte. Het kwelwater leidt echter slechts in enkele droogmakerijen, zoals Groot-Mijdrecht, tot een permanent wateroverschot. In de zomer wordt door de waterschappen vrijwel overal water van elders aangevoerd om de wettelijk vastgestelde peilen te handhaven. De verschillende belangen van landbouw en natuur vragen daarbij om een zorgvuldig waterbeheer, waarbij de aanvoer van gebiedsvreemd water (met een andere samenstelling) ten behoeve van een gezonde situatie in *De Venen* moet worden voorkomen.

3.1.2 Natuur

De Nieuwkoopse Plassen, de Vinkeveense Plassen en de Botshol behoren tot de belangrijkste grote laagveenmoerassen in Europa. Er wordt een grote verscheidenheid aangetroffen van open water, rietvegetaties, struweel en moerasbos in allerlei stadia van ontwikkeling. Veel zeldzame planten en dieren komen er voor, waarvan een flink aantal internationaal bedreigde soorten. De Europese regelgeving voor natuurbehoud is van toepassing op de Botshol en de Nieuwkoopse Plassen, als broed- of overwinteringsgebied voor bedreigde vogelsoorten.

Figuur 2. Overzichtskaart van De Venen met een schematische weergave van de voorgestelde functies. Uit: Ontwerp Plan van Aanpak De Venen, Stuurgroep De Venen (1998).

De veenweidegebieden en “bovenlanden” langs de Kromme Mijdrecht en de graslanden van de droogmakerijen bieden de typische veenweide-natuur van weidevogels, gevarieerde sloot- en oevervegetaties, amfibieën, vogels en kleine zoogdieren. In dit gebied herbergen reservaten voor landelijk zeldzaam schraalgrasland een groot aantal zeldzame en beschermde plantensoorten. Verder kennen *De Venen* nog recreatiebosjes, geriefhoutbosjes, houtkaden en erfbepantingen, die belangrijke landschapselementen vormen voor kleine zoogdieren, vogels, vlinders en kevers. Veel natuur bestaat uit kleine complexen met een zekere mate van onderlinge isolatie.

In de toekomstvisie voor *De Venen* worden veranderingen voorzien in het bodemgebruik (Stuurgroep De Venen, 1998): met name voor het westelijk deel van het gebied Groot Mijdrecht Noord wordt een functiewijziging naar natuurontwikkeling voorzien (figuur 2). Deze wordt hierna toegelicht.

3.1.3 Landbouw

In *De Venen* behoort landbouw tot de belangrijkste vormen van bedrijvigheid. Dit grondgebruik beslaat circa 66% van het gebied. De melkveehouderij is de grootste bedrijfstak, zowel in termen van economische omvang als grondgebruik: 85% van de cultuurgrond is in gebruik als grasland voor melkvee. Daarnaast wordt op veel kleinere schaal glastuinbouw, akkerbouw, rietteelt, vollegrondstuinbouw, intensieve veehouderij en schapenteelt uitgeoefend.

Het landbouwkundig gebruik van natte veengronden (grondwater 40-60 cm onder het maaiveld) geeft beperkingen. Bij een drooglegging van minder dan 40 cm beneden maaiveld is landbouw vrijwel niet meer mogelijk. Een vergroting van de drooglegging leidt tot een grotere en snellere maaiveldddaling.

Het is mogelijk om landbouwgronden om te zetten in natuur op het moment dat bedrijven worden opgeheven (toekomstig onrendabele bedrijven kleiner dan 50 NGE beslaan 23% van de cultuurgrond), of agrariërs worden ingezet bij het beheren van natuur. De realisatie van natuurdoelen is mede afhankelijk van de waterhuishouding.

Voor het voortbestaan van de landbouwbedrijvigheid is het nodig dat de levensvatbare melkveehouderijen hun bedrijf kunnen vergroten. Bovendien vraagt de landbouw een aangepaste regeling van het waterpeil. Daarnaast worden mogelijkheden gestimuleerd voor andere bedrijfstypen die bij het gebied passen (zoals natuurproductie, streekgeen producten en recreatieactiviteiten). Agrarisch en particulier natuurbeheer worden bevorderd. Bij het realiseren van natuurdoelstellingen worden voor de duurzame landbouw ongewenste effecten voorkomen of beperkt (Stuurgroep De Venen, 1998).

3.1.4 Recreatie

Door het afwisselende en open karakter van het typisch Hollandse landschap met zijn aantrekkelijke open water, uitgestrekt veenweidegebied, moerascomplexen, rust en stilte, vervult *De Venen* een belangrijke recreatieve functie. Het gebied wordt vooral benut voor meer en minder intensieve vormen van waterrecreatie, en recreatie die verband houdt met

natuur en landschap. De Vinkeveense Plassen kennen grootschalige recreatie, de Nieuwkoopse Plassen worden minder intensief bezocht. Mogelijkheden voor natuurbeleving zijn beperkt doordat grote natuurgebieden, zoals de Botshol en de natuurdelen van de Nieuwkoopse Plassen, niet zijn opengesteld.

3.1.5 Verdroging, verzuring, vermesting en milieuverontreiniging

In het gebied van *De venen* is een typische bodemverontreiniging aangetroffen in de vorm van zogenaamde toemaakdekken. Zie verder in paragraaf 3.1.6. Daarnaast spelen andere milieuproblemen zoals de “ver-thema’s” (verdroging, vermesting en verzuring) en andere verontreinigingen.

Door polderbemaling daalt de maaiveldhoogte in *De Venen* geleidelijk. Door verschillen in het polderpeil tussen landbouwgebieden en natuurgebieden zakt het maaiveld sneller bij agrarisch gebruik. De peilverschillen nemen daardoor nog toe, waardoor verdroging van de natuur dreigt. De mate waarin verdroging een aanslag betekent op de natuurwaarden is afhankelijk van de grondsoort.

Er is sprake van een verontreiniging van bodem en water door verzurende stoffen zoals ammoniak, zwaveldioxide en stikstofoxiden vanuit diffuse bronnen. Bodem en water in *De Venen* zijn overmatig verrijkt met stikstof en fosfor. De vermesting wordt vooral veroorzaakt door bemesting en door aanvoer van N en P via eutroof boezem- en kwelwater. De bronnen zijn te herleiden tot Rijnwater en verspreide puntbronnen zoals rioolwaterzuiveringsinstallaties, riooloverstorten en waterafvoer buiten het riool om. In een aantal droogmakerijen is het kwelwater zwaar belast met fosfaat en ammonium.

Via ingelaten boezemwater, neerslag en lokale bronnen komen milieuverontreinigende stoffen in het gebied terecht. Het gaat daarbij vooral om gewasbeschermingsmiddelen, zware metalen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). Gewasbeschermingsmiddelen komen vrij bij gebruik in de landbouw en in de rietteelt, en bij onderhoud van wegen en waterlopen. Zware metalen komen vrij bij het gebruik van kunstmest, de recreatievaart en het autoverkeer. PAK's komen in het milieu uit geïmpregneerde oeverbeschoeiingen, via recreatievaart en autoverkeer. Plaatselijk komen hoge gehalten van deze stoffen in het oppervlaktewater voor, bijvoorbeeld tot meer dan 5 maal de grenswaarde voor Benzo(a)pyreen in de Kromme Mijdrecht (Bos, 1997).

Bovengenoemde aspecten van milieuverontreiniging zullen in deze studie verder weinig aandacht krijgen; het accent zal komen te liggen op de in het veenweidegebied aanwezige bodemverontreiniging in de vorm van toemaakdekken.

3.1.6 Toemaakdekken

Tot in het begin van de 20e eeuw is in het gebied *De Venen* een mengsel van bagger, dierlijke mest en stadsvuil uit de grote steden (m.n. Amsterdam) als zogenaamde “toemaak” op het land gebracht. Op plaatsen waar structureel met zandhoudende toemaak werd bemest heeft het toemaken geleid tot de vorming van een toemaakdek, een door de mens gevormde bovengrond van minimaal 15 cm dikte. Toemaakdekken worden volgens de Bodemkaart van Nederland aangetroffen in Koopveengronden en Weideveengronden. Daarnaast zouden

onder meer ook de Liedeerdgronden langs de Oude Rijn met zandhoudende toemaak zijn bemest.

Een bovengrond die niet voldoet aan de bodemkundige definitie van een toemaakdek door een te laag zandgehalte of een te geringe dikte, maar toch duidelijk met zandhoudend materiaal is toegemaakt, wordt een grond met toemaakeffect genoemd. Deze gronden worden op de bodemkaart *niet* apart onderscheiden. Een grond zonder toemaakdek of toemaakeffect kan in het verleden toch bemest zijn met toemaak, omdat toemaak geen zand hoeft te bevatten.

De landschappelijke verspreiding en vooral dikte van toemaakdekken hangt sterk samen met de afstand tot de boerderij. Dichtbij lagen de bemeste weilanden, verderop het hooiland.

De toemaakdekken blijken verrassend hoge gehalten aan zware metalen te bevatten. Met name lood, koper en kwik komen voor in concentraties boven het maximaal toelaatbaar risico (MTR). Lood overtreft soms de interventiewaarde (tabel 12). Deze verhoogde gehalten zijn terug te voeren op de verwerking van stadsvuil in de toemaak, welke in 17e en 18e eeuwse pachtcontracten werd voorgeschreven. De mate waarin stadsvuil werd gebruikt is afleesbaar aan de hoeveelheid potscherven en andere artefacten zoals sintels, en is evenredig met de gehalten aan metalen (Lexmond *et al.*, 1987). Ook PAK's zouden in verhoogde concentraties kunnen voorkomen, maar hiervan zijn metingen nog beperkt; inventariserend onderzoek is in uitvoering. De zware metalen en PAK-concentraties in de bodem worden als vrij stabiel verondersteld. De kans op uitspoeling is gering door de sterke binding van deze stoffen aan het bodemcomplex van veengronden.

Volgens het rapport Uitgangssituatie “De Venen” (Bos, 1997) zijn er 75 saneringsgevallen in *De Venen*, waarvan één binnen de grenzen van bestaand natuurgebied dat in eigendom is van een natuurbeherende organisatie en tien binnen “Ruimejas”-gebieden. Er liggen geen saneringsgevallen binnen reservaatgebied, natuurontwikkelingsgebied of beheersgebied. Daarnaast vallen nog eens 39 gevallen in de categorie “vermoedelijke/ onbekende” bodemsaneringslocatie. Verder zijn 19 verontreinigde locaties geen saneringsgeval (conclusies op basis van vergelijking van kaarten 2.1, 2.2. en 5.2 in Bos, 1997).

3.1.7 Proces

De rijksoverheid heeft in samenwerking met de provincies Noord-Holland, Utrecht en Zuid-Holland plannen ontwikkeld voor het Groene Hart. Daarbinnen krijgt het centraal gelegen gebied *De Venen* een sleutelfunctie op het terrein van natuurbehoud en –ont

Tabel 12. *Mediane gehalten aan zware metalen (mg/kg ds) in afhankelijkheid van het aandeel stadsvuil in toemaakdekken in vergelijking tot milieunormen, genormaliseerd voor veengrond met toemaakdek (26% OS, 14% lutum¹). Matige verontreinigingen zijn cursief gedrukt, een ernstige verontreiniging is onderstreept.*

| Metaal | Aandeel stadsvuil in toemaakdek ² | | Max. gemeten ³ | SW ⁴ | IW ⁵ |
|---------|--|-------------------|---------------------------|-----------------|-----------------|
| | Laag | Hoog | | | |
| Cadmium | 1,0 | 1,1 | | 1,1 | 16 |
| Chroom | 89 | 63 | | 78 | 296 |
| Koper | 53 | <i>114</i> | <i>125</i> | 39 | 206 |
| Lood | <i>109</i> | <u><i>805</i></u> | <i>500</i> | 90 | 561 |
| Nikkel | 35 | 21 | | 24 | 144 |
| Zink | 131 | 299 | 520 | 131 | 674 |

¹) Kenmerken volgens Lexmond *et al.*, 1987; ²) Indeling naar voorkomen van potscherven en sintels in grondmonsters (gegevens ontleend aan Lexmond *et al.*, 1987); ³) Volgens rapport Uitgangssituatie “De Venen” (Bos, 1997); ⁴) Volgens milieukwaliteitsnormen notitie INS (IWINS, 1997); ⁵) Volgens Circulaire interventiewaarden bodemsanering (VROM, 1994).

wikkeling in combinatie met recreatiemogelijkheden en zich verder ontwikkelende landbouw. In 1992 begon een door de overheden ingestelde stuurgroep aan de voorbereiding van een plan van aanpak De Venen, dat in januari 1998 is gepresenteerd (Stuurgroep De Venen, 1998).

De stuurgroep bestond aanvankelijk uit vertegenwoordigers van de drie provincies, de ministeries van LNV, VROM en VenW, de elf betrokken gemeenten en vier betrokken waterschappen. Ter verbreding van het draagvlak voor het project De Venen werd de stuurgroep in 1995/96 uitgebreid met twee vertegenwoordigers van de sectoren landbouw, recreatie en natuur en milieu. Gezamenlijk werd een programma van uitgangspunten opgesteld, dat de doelstellingen van het project De Venen zo concreet mogelijk beschrijft met inbegrip van de eisen waaraan de uiteindelijke inrichting van het gebied dient te voldoen (Stuurgroep De Venen, 1998).

De stuurgroep heeft gekozen voor een “groeimodel” als basis van het plan van aanpak. Er worden voorstellen gedaan waarin de deelnemende organisaties en overheden zich nu in grote trekken kunnen vinden. In de loop van de tijd zullen nieuwe en aanvullende voorstellen worden ontwikkeld, in nauwe samenwerking met de mensen en organisaties in het gebied zelf. Ook met het oog daarop heeft de stuurgroep voorgesteld drie gebiedscommissies en een Commissie Landbouw in te stellen. De uitvoering van het gehele project De Venen zal een periode van vijftien tot twintig jaar bestrijken. Maatregelen beslaan de middellange termijn (tot ongeveer 2008) en de lange termijn (de volgende tien jaar). Het hoofddoel van het project De Venen wordt in het ontwerpplan van aanpak als volgt omschreven:

“Het tot stand brengen van een samenhangend gebied voor natuur- en recreatie-ontwikkeling, waarbij in de blijvende landbouwgebieden wordt gestreefd naar handhaving en verdere versterking van een duurzame landbouw en het bereiken van een water- en milieukwaliteit, behorend bij de aanwezige of te realiseren functies”

Als belangrijk doel van het project De Venen wordt het tot stand brengen van een kerngebied voor natuurontwikkeling gezien. Naast het vergroten van de twee grootste natuurkernen Nieuwkoopse Plassen en Botshol dienen verbindingzones tussen deze gebieden te worden gerealiseerd. Deze verbindingzones worden gedeeltelijk geprojecteerd op gebieden waarin toemaakdekken aanwezig zijn, die worden aangetroffen in niet vergraven veenweidegebieden/bovenlanden.

Op het gebied van recreatie staan de volgende doelstellingen in het programma van uitgangspunten: “Er wordt een kwalitatief hoogwaardige toeristisch-recreatieve structuur gerealiseerd, gericht op opvang vanuit het stedelijk gebied in bescheiden, goed toegankelijke concentratiepunten en recreatief medegebruik in de kern” en “Recreatief medegebruik van natuurgebieden wordt mogelijk gemaakt”.

3.1.8 Vraagstelling en locatiekeuze

In dit hoofdstuk worden de eerste twee stappen van de Basisbenadering locatiespecifieke ecologische risico's gevolgd om ecologische beoordelingsmaatstaven uit te werken met betrekking tot de haalbaarheid van de doelstellingen voor het gebied *De Venen* in relatie tot de aanwezige toemaakdekken. De voor het project De Venen geformuleerde doelstellingen voor natuur, landbouw en recreatie worden uitgewerkt tot geschikte ecologische parameters met het oog op de hoge gehalten aan zware metalen en PAK's in de toemaakdekken en het voorkomen van toemaakdekken in gebieden met natuur- of landbouwfuncties. Deze uitwerking is bedoeld als voorbeeld van de Basisbenadering en zal zich niet richten op een beoordeling van de haalbaarheid van alle gebiedsgerichte doelstellingen in hun volledigheid, en wordt daarom slechts op onderdelen uitgevoerd. Als onderdeel van een gebiedsgerichte evaluatie is deze uitwerking in principe onvolledig. Ook de uitwerking is onvolledig, omdat stap III niet wordt uitgevoerd binnen deze studie.

3.2 Bestaande en voorgestelde functies

Voor het gebied Gagel Donkereind wordt in de toekomstvisie een tweetal functies voorzien (Stuurgroep De Venen, 1998):

Landbouw: gebieden met verbrede landbouwdoelstelling, waarbij een zodanige vorm van landbouw wordt beoogd, dat daarmee tevens een aantal natuur- en milieudoelstellingen wordt gerealiseerd;

Toekomstige natuur: reservaatgebied, momenteel in agrarisch gebruik zijnde gronden, waar na aankoop of met beheersovereenkomsten bepaalde natuurdoelen worden gerealiseerd.

Daarnaast wordt voor dit hele gebied een schoonwaterverbinding voorgesteld, waarbij watergangen van goede kwaliteit (vooral in termen van fosfaatrijkdom) als ecologische verbinding tussen natuurgebieden fungeren.

In ecologische zin hebben de recreatiedoelstellingen voor *De Venen* betrekking op natuurwaarden en landschappelijke waarden. In het kader van deze risicobeoordeling behoeven de recreatiedoelstellingen dan ook geen aparte uitwerking.

De functie “tuin” wordt in dit hoofdstuk niet uitgewerkt. Daarvoor wordt verwezen naar hoofdstuk 4. De functie “verkeer en infrastructuur” wordt evenmin uitgewerkt. Voor zover relevant voor toemaakdekken in *De Venen* betreft dit bodemgebruik vooral het fiets- en wandelverkeer. Doelstellingen, en met name de ruimtelijke realisatie ervan, hebben ook weer betrekking op natuurrecreatie, en kunnen daarom worden afgeleid van natuurdoelstellingen.

3.2.1 Natuur

Het gebied Demmerik-Donkereind is als reservaatgebied belangrijk voor weidevogels. Nieuwe natuur kan zich ontwikkelen in samenhang met bestaande natuurgebieden in het oostelijk deel Gagel Donkereind (Groot-Wilnis/Vinkeveen). Het gaat om een combinatie van natuurontwikkeling (280 ha) en veenweidenatuur (reservaat van eveneens 280 ha). De nieuwe natuur zal op deze plek een belangrijke ecologische verbinding vormen met de Nieuwkoopse Plassen.

De gebiedscommissie Gagel Donkereind zal op plaatselijk niveau een inrichtingsvoorstel uitwerken. Hierbij staat ten doel het realiseren van een ecologische en schoonwaterverbinding die onderdeel uitmaakt van de ecologische verbinding om de oost, tussen de Vinkeveense Plassen/Botshol en de Nieuwkoopse Plassen (hierna de verbinding genoemd). Dit inrichtingsvoorstel zal aangeven welk instrumentarium voor natuurontwikkeling en/of reservaatvorming wordt ingezet ten behoeve van de gewenste inrichting van de verbinding en de daarbij behorende duurzame natuurkwaliteit. De meest gewenste natuurdoeltypen zijn zoetwater-verlandingsgemeenschappen, rietland en ruigte, en nat schraalgrasland (Ontwerp Plan van Aanpak). Het beheer van het reservaatgebied zal zich richten op versterking en verdere ontwikkeling van de natuurkwaliteit in schraalgraslanden en bloemrijke (weidevogelrijke) graslanden.

Bij een uitwerking van de Basisbenadering zou in werkelijkheid voor dit punt, in samenspraak met de voor inrichting en beheer verantwoordelijke partijen, een kaart moeten worden opgesteld waarin de natuurdoelen worden ingetekend en zo veel mogelijk worden gekwantificeerd. Voor de exemplarische uitwerking in dit rapport worden fictieve natuurdoelen geformuleerd, ontleend aan een conceptkaart natuurdoeltypen zonder formele status. Tabel 13 geeft voor dit gebied diverse natuurdoelen en prioriteiten aan; de oorspronkelijke kaart is minder relevant en wordt hier niet weergegeven.

3.2.2 Landbouw

Voor het agrarisch ontwikkelingsgebied (in totaal circa 6000 ha) zal het accent liggen op ontwikkeling en versterking van gespecialiseerde landbouw, de melkveehouderij. De productieomstandigheden zijn in deze gebieden in het algemeen goed. Er zijn dus relatief weinig aanvullende inrichtingsmaatregelen nodig.

In totaal circa 7500 ha van het gebied *De Venen* wordt geprojecteerd als gebied bestemd voor landbouw met “verbrede bedrijfsvoering”. Het gaat om gespecialiseerde melkveehouderijen in gebieden waar de productieomstandigheden (bijv. beperkte drooglegging) in het algemeen een beperkende factor vormen voor verdere groei. “Deze bedrijven kunnen voor een duurzame toekomst extra inkomsten halen uit natuur-, recreatie-, streekgebonden of biologisch geteelde producten” (Stuurgroep De Venen, 1998). Deze gebieden met verbrede landbouwdoelstelling worden “zoekgebied” voor het afsluiten van 150 ha beheersovereenkomsten.

3.3 Ecologische aspecten en parameters

Bij de afleiding van parameters uit de belangrijkste ecologische aspecten kan er naar gestreefd worden om voor verschillende bodemgebruiksvormen gelijke parameters te benoemen. Dergelijke eenvormigheid in beoordelingsparameters bevordert de vergelijkbaarheid van ecologische risico’s voor de verschillende gebruiksvormen. De waardering (criteria) en interpretatie van parameterwaarden mag hierbij verschillen, omdat de omvang van risico’s en schade navenant verschillend kan worden beoordeeld. Voor “gevoelige” functies zoals landbouw en natuur zullen hierbij in het algemeen strengere criteria worden opgesteld dan voor “ongevoelige” functies als openbaar groen en wegbermen, waar grotere schade nog acceptabel is.

3.3.1 Natuur

In grote lijnen zijn de meest gewenste natuurdoeltypen (voor specificatie zie 3.2.1) voor de natuurontwikkelingsgebieden zoetwater-verlandingsgemeenschappen, rietland en ruigte, en nat schraalgrasland. Het beheer van reservaatgebieden zal zich richten op versterking en verdere ontwikkeling van de natuurkwaliteit in schraalgraslanden en bloemrijke (weidevogelrijke) graslanden. Het agrarisch natuurbeheer richt zich op (bloemrijke) graslanden, rietland en ruigten, struweel, hakhout en bos, en akkers op zeeklei.

Voor enkele natuurdoelen met eerste prioriteit onder de beheersstrategieën “natuurontwikkeling” en “reservaatbeheer” (tabel 13) worden ecologische aspecten en onderzoeksparameters uitgewerkt. Dit betreft het natuurdoeltype “bloemrijk schraalgrasland” (Lv-3.5 en Zk-3.6), omdat dit natuurdoeltype veelvuldig wordt geprojecteerd in gebieden waar toemaakdekken voorkomen, en bij de verschillende beheersstrategieën de meeste prioriteit(en) krijgt (tabel 14). Naar oppervlakte bezien kan dit type een groot deel uitmaken van het gebied met toemaakdek.

Tabel 13. Natuurdoeltypen en prioriteiten binnen het project De Venen bij drie beheersstrategieën. ++ = 1^e prioriteit; + = 2^e prioriteit.

| Natuurdoeltype | Natuur-ontwikkeling | | Reservaatbeheer | | Agrarisch natuurbeheer | |
|---|---------------------|----|-----------------|----|------------------------|----|
| | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Laagveenmoeras (Lv-2.3) | ++ | | | | | |
| Zoetwatergemeenschap op veen (Lv-3.1) | + | ++ | + | + | + | |
| Brakwatergemeenschap op veen (Lv-3.2) | + | ++ | + | + | + | |
| Zoetwatergemeenschap op klei (Zk-3.1) | + | ++ | + | + | + | |
| Brakwatergemeenschap op klei (Zk-3.2) | + | ++ | + | + | + | |
| Nat schraalgrasland (Lv-3.4 en Zk-3.5) | + | ++ | ++ | + | | |
| Bloemrijk schraalgrasland (Lv-3.5 en Zk-3.6) | + | + | ++ | + | ++ | + |
| Grasland op veen en zeeklei (Lv-4.2 en Zk-4.2) | | + | + | ++ | + | ++ |
| Zoute en brakke ruigte op veen en zeeklei (Zk-3.3) | + | + | | + | | + |
| Rietland en ruigte op veen en zeeklei (Lv-3.3 en Zk-3.4) | + | + | | + | | + |
| Struweel, hakhout, griend en bos op veen en zeeklei (Lv-3.7, Lv-3.8, Lv-3.9 en Zk-3.10) | + | + | | | + | + |
| Akker op zeeklei (Zk-4.1) | | | | | | + |

Tabel 14. Doelsoorten van het bloemrijk grasland in het laagveengebied (Bal et al., 1995).

| | |
|-----------------|--|
| Hogere planten: | bevertjes, bitter barbarkruid, kamgras, klein bronkruid, schraalland-paardebloem; |
| Zoogdieren: | franjestart, noordse woelmuis; |
| Vogels: | blauwe kiekendief, grauwe kiekendief, grutto, kemphaan, kerkuil, kwartelkoning, oeverzwaluw, ooievaar, paapje, patrijs, roodborsttapuit, steenuil, torenvalk, tureluur, Velduil, Zwarte stern; |
| Reptielen: | ringslang; |
| Amfibieën: | rugstreepad; |
| Dagvlinders: | bruine vuurvliender. |

3.3.1.1 Bloemrijk grasland

Bloemrijke graslanden kenmerken zich als vrij voedselrijke glanshaverhooilanden, bloemrijke kamgrasweiden en aanzetten tot vochtige, vrij schrale vegetaties (het natte schraalgrasland, dat als apart type staat beschreven). Het type is belangrijk voor weidevogels als grutto en kempfaan. De floristische waarde is beperkt, en vooral te vinden in de schrale vegetaties. Diverse doelsoorten staan beschreven in tabel 14.

Hoewel het niet voor dit specifieke natuurdoeltype het geval is, zijn de doelsoorten uit de natuurdoeltypen-systematiek in het algemeen voor een groot deel hogere planten, die op populatieniveau veelal een relatief geringe gevoeligheid voor zware metalen vertonen. Specifieke effecten zijn echter wel beschreven (TAUW, 1997; Verkleij en Ernst, 1991). Effecten op doelsoorten zullen hoger in de voedselketens waarschijnlijk duidelijker zijn via bioconcentratie en biomagnificatie. De meer kwetsbare doelsoorten zullen dan vooral toppredatoren zijn: vogels en zoogdieren. De actuele risico's voor individuele diersoorten zijn moeilijk te benaderen zonder onderzoek naar voedselkeuze en foeragegedrag in het veld. Daarnaast moet de haalbaarheid van natuurdoelen voor soorten van het bloemrijk grasland met een groter voedselzoekgebied ook worden gebaseerd op een risicobeoordeling voor deze soorten op basis van de situatie in naburige, verwante natuurdoeltypen. In dit geval gaat het om de "moerasreeks" van het laagveengebied, waarbij bijvoorbeeld binnen de natuurdoeltypen Lv-3.7 tot Lv-3.9 (zie tabel 13) een kritische route voor doorvergiftiging van cadmium via wilgen kan bestaan.

Met betrekking tot de kwetsbaarheid (hier: gevoeligheid) van de doelsoorten op soortniveau is onvoldoende directe ecotoxicologische kennis beschikbaar. Van de specifieke doelsoorten voor het bloemrijke grasland (tabel 14) zijn geen ecotoxicologische gegevens bekend omtrent de gevoeligheid voor zware metalen en PAK's. Daarom lijkt de bruikbaarheid van de natuurdoeltypen-systematiek voor de directe bepaling van ecotoxicologische risico's hier beperkt.

De ecotoxicologische beoordeling van de gevoeligheid van natuurdoelen kan in principe ook door middel van extrapolatie *benaderd* worden uit de gevoeligheid van verwante "laboratoriumdieren" (Posthuma *et al.*, 1995; Verboom *et al.*, 1995). Indien mogelijk kan autecologische (veld)kennis van de doelsoorten worden geïnterpreteerd in termen van kwetsbaarheid voor de verontreinigingen in de toemaakdekken.

Behalve bij soorten aan de top van voedselketens kunnen effecten ook optreden bij organismen aan de basis, bijvoorbeeld in het decompositie-subsysteem van het ecosysteem (als onderscheid met het primaire producenten-subsysteem). Effecten van verontreinigingen via bioconcentratie (bijvoorbeeld opname door de huid) zijn aantoonbaar bij regenwormen, en via biomagnificatie (opname via voedsel) bij pissebedden. Over deze diergroepen is veel ecotoxicologische informatie beschikbaar. Onder dergelijke diergroepen bevinden zich echter geen doelsoorten. De vaststelling van eventuele effecten op de groei, reproductie of overleving van deze dieren in bioassays kan daarom niet *direct* worden vertaald in actuele risico's voor de natuurdoelstellingen. Deze discrepantie tussen kennisaanbod en praktijkvragen werd eerder gesignaleerd, en alternatieve benaderingen voor actuele

ecotoxicologische risicobeoordeling zijn voorhanden (Van Dobben en Faber, 1997; Klein *et al.*, 1999). Hierna worden deze alternatieven globaal beschreven met betrekking tot *De Venen*, alvorens te komen tot een uitwerking van ecologische aspecten en parameters.

3.3.1.2 De procesbenadering

Het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.* 1995) geeft aan dat natuurdoeltypen niet alleen gekarakteriseerd worden door het voorkomen van een reeks doelsoorten. Natuurdoeltypen moeten ook gedefinieerd kunnen worden in termen van processen. In de inleidende hoofdstukken van het handboek wordt sterk de nadruk gelegd op abiotische, veelal landschapsvormende processen (erosie, sedimentatie, kwel, vuur). Maar ook begrazing wordt als proces genoemd. In de uitwerking per natuurdoeltype worden “procesparameters” (indicatoren voor deze processen) genoemd. Bij het natuurdoeltype Ri-2.1 (rivierboslandschap in vrij afstromend riviertraject) worden als procesparameters o.a. genoemd: “indicatie voor laag accumulatie-niveau van zware metalen; blijkt uit bepalingen in bodemonsters en grondwaterbepalingen”. Eenzelfde formulering wordt gevonden voor organische microverontreinigingen (Bal *et al.*, 1995: p. 129). Dergelijke procesindicatoren worden voor het bloemrijk grasland in het laagveengebied niet genoemd. Voor bloemrijk grasland in het afgesloten zeearmenlandschap wordt wel weer een indicatie gegeven voor een laag accumulatie-niveau van zware metalen (p. 255). Deze parameter kan worden overgenomen met betrekking tot de aan de oppervlakte gelegen oude zeeklei-afzettingen in *De Venen*.

De procesbenadering is inmiddels verder uitgewerkt (Schaminée en Jansen, 1998), waarbij trajecten op basis van beheer worden aangegeven en diverse soorten worden genoemd als procesindicator. De discrepantie tussen natuurdoelen en binnen de ecotoxicologie meer vertrouwde soorten en parameters is hiermee weinig verminderd. Het is echter mogelijk processen te definiëren in meer bodembio-ecologische termen, en hierin verontreinigingsgevoelige processen te betrekken. Dit zouden bijvoorbeeld kunnen zijn: strooiselafbraak, bodemademhaling, activiteit van bodemenzymen, mineralisatie van organische stof, of gevoelige soorten in het voedselweb in de bodem. In dit rijtje zijn met name decompositie van organische stof en nitrificatie gevoelige processen.

Door onderzoek (te beginnen met literatuuronderzoek) moet het mogelijk zijn deze processen per natuurdoeltype (of aggregatie van natuurdoeltypen) te identificeren en te kwantificeren. In veld- en laboratoriumonderzoek kan vervolgens de invloed van diverse vormen van verontreiniging op deze processen vastgesteld worden. Is hierover voldoende kennis verzameld, dan kunnen risicogrenzen worden opgesteld om daarmee de kansrijkdom voor natuurdoeltypen op verontreinigde bodems vast te stellen. De procesgerichte benadering van risico's bij natuurontwikkeling dient ook aandacht te besteden aan bodemvorming, en in het bijzonder aan het ontstaan van verticale bodemheterogeniteit. Modellen voor verzuring en speciatie en mobilisatie van contaminanten dienen hiertoe uitgebreid te worden met een ruimtelijke component (Römkens, 1998). Daarmee kan de ruimtelijke differentiatie in speciatie en beschikbaarheid worden beschreven in relatie tot de ontwikkeling van het bodemprofiel en de daarin voorkomende organismen. In dit verband is het ook van belang dat bij aanwezigheid of vorming van een organische toplaag de

hierbij behorende levensgemeenschap gekenmerkt kan worden door een grotere gevoeligheid voor bepaalde, aan organische stof gebonden verontreinigingen (Faber, 1995). Toemaakdekken kenmerken zich door een hoog organisch stofgehalte: 40-50%.

3.3.1.3 De sleutelsoortenbenadering

Er is momenteel een toenemende inspanning om natuurdoeltypen niet alleen te karakteriseren in termen van doelsoorten en processen, maar ook in termen van andere "sleutelsoorten". Zulke soorten zijn geen doelsoorten, maar wel karakteristiek voor een natuurdoeltype, een ontwikkelingsstadium van een natuurdoeltype, of voor een groep van natuurdoeltypen. Zulke soorten worden soms ook wel "procesparameters" genoemd, in de zin van soorten die indicatief zijn voor een bepaalde ontwikkelingsrichting (Bal *et al.*, 1995; Schaminée en Jansen, 1998). Ecotoxicologische risicobeoordeling op basis van sleutelsoorten biedt voordelen ten opzichte van die op basis van doelsoorten. Sleutelsoorten kunnen in enkele categorieën worden samengenomen, waardoor er minder specifieke gegevens nodig zijn, terwijl in een aantal gevallen directe ecotoxicologische expertise beschikbaar is. Daarnaast kunnen sleutelsoorten gebruikt worden voor biomonitoring vanaf vroege stadia in de ontwikkeling van een natuurdoeltype, zodat een betere mogelijkheid tot bijsturen van het beheer bestaat. Een eerste stap op dit spoor is het identificeren van sleutelsoorten per (groep van) natuurdoeltypen; hiervoor kan worden aangesloten bij de "procesparameter"-benadering van Schaminée en Jansen (1998). De actuele blootstelling van de sleutelsoorten kan het beste gerelateerd worden aan eenvoudig te meten biomarkers of interne gehalten. Op termijn zal onderzoek ook een relatie moeten leggen tussen de biomarker-respons (blootstelling) en effecten op de traditionele toxicologische eindparameters groei, reproductie en overleving. Modelmatig kan er een relatie worden gelegd met soorten die zich hoger in voedselketens bevinden (Klok *et al.*, 1998), op basis van effecten via doorvergiftiging of voedselaanbod.

3.3.1.4 Uitwerking parameterkeuze

Teneinde zicht te krijgen op eventuele ecologische risico's van de toemaakdekken voor het realiseren van de natuurdoelstellingen in *De Venen*, kan vooralsnog (op korte termijn) het beste worden uitgegaan van de beschikbare, minder toegesneden ecotoxicologische onderzoekstechnieken. In een enkel geval kan gebruikgemaakt worden van expertise met betrekking tot specifieke natuurdoelstellingen. Het te entameren onderzoek zou zich dan moeten richten op effectenstudies aan ongewervelde bodemorganismen en gewervelde dieren op of in de bodem. Planten worden als minder gevoelig beschouwd, zodat botanische effectstudies een minder omvangrijke plaats innemen. Daarbij is de bewortelingsdiepte van vegetatie een relevante maat om contactmogelijkheden met verontreinigingen in toemaakdekken na te gaan in verband met introducties van contaminanten in herbivore voedselketens.

Onderzoeksparementers kunnen zodanig gekozen worden, dat deze betrekking hebben op zowel de *structuur* als het *functioneren* van de ecosystemen. De keuze van de parementers voor locatiespecifiek onderzoek zal idealiter in samenspraak tussen experts en inrichter/beheerder moeten worden gemaakt. Hierbij is de omvang van het onderzoek en de volgorde waarin parementers aan de orde komen afhankelijk van de exacte vraagstelling aan

gebruikerszijde. Deze is vanzelfsprekend gerelateerd aan budgettaire mogelijkheden, en specifieke belangen van lokale betrokkenen.

De problematiek verbonden aan schaalgrootte dient bij de keuze van onderzoeksparameters aan bod te komen. De ruimtelijke heterogeniteit van meter tot meter in de mate van verontreiniging van het toemaakdek is zeer groot. Locatiespecifieke en gebiedsgerichte doelstellingen dienen in dit licht op geëigende wijzen te worden vertaald in onderzoeksparameters, waarbij evaluaties op perceelniveau of gebiedsniveau naar behoefte kunnen worden gemaakt. De volgende parameters, uitgesplitst volgens de Triade-systematiek, worden aanbevolen voor dit project.

Milieuchemie

Locatiespecifieke metingen van concentraties en beschikbaarheid van verontreinigingen in de bodem op basis van totaalgehalten en extraheerbare fracties, en bodemkarakteristieken. Nadere bodemchemische en -fysische gegevens worden verzameld op de locaties waar in het inrichtingsplan het bloemrijk grasland wordt geprojecteerd. Monsterlocaties worden geselecteerd op basis van aanwezigheid van toemaakdekken. Naast totaalgehalten worden ook extraheerbare fracties bepaald, om inzicht te verkrijgen in de biologische beschikbaarheid. Te denken valt aan:

- *Beschikbaarheid zware metalen*
In aanvulling op een bepaling van totaalgehalten kan de potentiële beschikbaarheid worden benaderd op basis van extractie met 0,43 M salpeterzuur; en de actuele beschikbaarheid op basis van metingen in poriewaterextracten en/of berekeningen van poriewatergehalten op basis van organisch stof- en lutumgehalten, pH-H₂O, CEC en calcium en geleidbaarheid van de waterfase. Verschillen in metingen en berekeningen kunnen worden teruggevoerd op irreversibele binding van oude verontreinigingen aan de vaste bodemfase;
- *Beschikbaarheid PAK*
In aanvulling op een bepaling van totaalgehalten kan de kortetermijnbeschikbaarheid (1 jaar) worden benaderd op basis van *solid phase* extractie met TENAX bij 20°C (Cornelissen *et al.*, 1997; Harmsen en Ferdinandy, 1999); de beschikbaarheid op middellange termijn (5-10 jaar) kan worden geschat basis van *solid phase* extractie met TENAX bij 60°C; eventueel kan de potentiële beschikbaarheid worden beschreven op basis van vloeistofextractie met 70% azijnzuur;
- *Vergelijking met "bodemkwaliteitscriteria"*
Totaalgehalten kunnen worden vergeleken met vigerende normstelling en met functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor terrestrische natuur (tabel 15). Bij vergelijking van locatiespecifieke gegevens met de "standaardbodem" van streefwaarde en interventiewaarde wordt een bodemtypecorrectie uitgevoerd op basis van organisch stof- en lutumgehalte van de grond. Voor organische bodems met een hoog organisch stofgehalte, zoals bij een toemaakdek, wordt maximaal gecorrigeerd voor 30%. Het hanteren van deze *bovengrens* voor organisch stof is wetenschappelijk niet gefundeerd, en heeft consequenties voor de hoogte van de voor de locatie gestandaardiseerde streefwaarde en interventiewaarde. Voor een verdere bespreking van dit punt wordt verwezen naar Faber (1995);

- *Analyse van de totale toxische druk*

Resultaten van milieuchemische analyses aan bodemonsters worden in het algemeen slechts vergeleken met de in de normstelling vigerende grenswaarden. Dit geeft slechts weinig inzicht in de (totale) potentiële toxiciteit in de monsters van de locatie. Ten behoeve van een locatiespecifieke beoordeling wordt daarom een berekening gemaakt van de totale toxiciteit in de monsters door de gegevens van de verontreinigende stoffen te integreren. Dit kan via een optelling van *toxic units* (AKWA/ RIZA, 1999; TU) of toxische druk (Van de Meent, 1999; TD; bijv.: De Zwart *et al.*, 1999). Het is mogelijk in de berekening van de TU of TD rekening te houden met berekende of gemeten partiële biobeschikbaarheid en natuurlijke achtergrondgehalten, wat de realiteitswaarde nog verder verhoogt. De gevolgen van deze druk kunnen worden bestudeerd met parameters die hierna zijn vermeld onder ecotoxicologie en ecologie.

Sterk verontreinigde locaties kunnen vervolgens worden geselecteerd ten behoeve van bioassaystudies, het ecotoxicologische deel van de Triade-benadering.

Ecotoxicologie

- *Stofgericht blootstellingsonderzoek*

Dit onderdeel betreft een verificatie van feitelijke blootstellingsrisico's met betrekking tot organische microverontreinigingen. Hierbij wordt gebruikgemaakt van *in vitro* bioassays waarbij stofspecifieke biomarkerresponses worden gemeten. Voor *De Venen* kan dit bijdragen aan een nadere selectie van ernstig verontreinigde locaties, met name op basis van het feitelijk optreden van blootstelling aan PAK. Een voorselectie van locaties beperkt de omvang van het toxiciteitsonderzoek met biomarkers zoals hierna wordt beschreven. Deze screening van aanwezige stoffengroepen met behulp van bodemextracten wordt uitgevoerd met zogenaamde CALUX of H4IIE-EROD-bepalingen (Bierkens *et al.*, 1997; Murk *et al.*, 1996);

- *Soortspecifiek blootstelling- en effectenonderzoek*

Hierbij gaat het om het vaststellen van de feitelijke blootstelling van specifieke organismen(groepen) aan PAK, en de effecten daarvan op de fauna in het onderzoeksgebied, middels onderzoek met biomarkers aan amfibieën, kleine zoogdieren of vogels (ook eieren). Daarbij kunnen effecten op enzymfuncties en de histologie en biometrie van reproductieve organen worden bestudeerd, en kunnen tevens bioaccumulatie en biotransformatie worden vastgesteld door meting van gehalten in interne organen en bloed (zie verder);

Tabel 15. Gemiddelde en 99-percentielwaarden van de bodemconcentratie voor metalen en PAK's in gronden met toemaakdek in Demmerik, en "bodemnormen" voor zware metalen en PAK's (in mg/kg droge stof). Naar: Bosveld en De Poorte (1999) en gegevens van Alterra.

| | Koper | Kwik | Lood | Zink | PAK10 |
|--|-------|------|------|------|-------|
| Toemaakdek gemiddelde | 210 | 1,5 | 890 | 460 | 4,8 |
| Toemaakdek 99-percentiel | 368 | 2,1 | 1374 | 583 | 11,7 |
| Streefwaarde | 36 | 0.3 | 85 | 140 | 1 |
| Interventiewaarde stand.bodem | 190 | 10 | 530 | 720 | 40 |
| Interventiewaarde toemaakdek ^a | 301 | 12 | 748 | 951 | 200 |
| Referentiewaarde | 75 | 0.46 | 150 | 275 | |
| FBS-waarde terrestrische natuur ^b | 111 | - | 125 | 306 | |

^a Interventiewaarde met bodemtypecorrectie specifiek voor toemaakdebodem (50% organische stof gehalte, 20% lutumgehalte); ^b Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden (FBS-waarden) voor een bodem met 15-20% organische stof, 35% lutum, pH 4.9-5.4 (IKC, 1999); een hoger organisch stofgehalte (zoals hier in het toemaakdek, 40-50%) resulteert in een hogere FBS-waarde.

- *Bioassays sleutelsoorten*

Dit onderdeel betreft studies van effecten op groei, reproductie en overleving van modelsoorten voor de bodemfauna met een sleutelfunctie in ecologische processen (*ecological engineers*), in relatie tot de mate van verontreiniging met zware metalen of PAK. Hierbij wordt gebruikgemaakt van bioassays waarbij bijvoorbeeld de regenworm *Lumbricus rubellus*, of de pissebedden *Oniscus asellus* en *Philoscia muscorum* als endemische modelsoorten voor de aanwezige bodemfauna opgekweekt worden op toemaakdekkengrond en referentiegrond. De keuze van proefdieren is functiespecifiek en hangt samen met te onderzoeken effecten op bodemprocessen waarin deze dieren een rol spelen. Met dergelijk onderzoek zijn goede ervaringen opgedaan voor risicobeoordeling ten behoeve van natuurontwikkeling (zie o.a. Ma *et al.*, 1997b). Een bioassay met *L. rubellus* is onlangs uitgevoerd met grond afkomstig van graslanden (gegevens binnenkort te publiceren door Alterra).

Regenwormen en pissebedden worden hier verkozen vanwege verschillen in blootstelling aan bodemverontreiniging. Regenwormen worden vooral blootgesteld aan verontreinigingen via de interstitiële waterfase van de bodem (Van Gestel en Ma, 1988; Ma *et al.*, 1997b), terwijl de blootstelling van pissebedden voornamelijk plaatsvindt via de opname van strooiselmateriaal als voedsel. Beide groepen beïnvloeden belangrijke ecosysteemprocessen, zoals decompositie en bodemvorming, en fungeren daarnaast als voedselbron voor vogels en zoogdieren. Decompositie wordt bevorderd doordat zij dode plantenresten (strooisel) fragmenteren, waardoor dit beter beschikbaar komt voor microbiële afbraak (mineralisatie). Strooiselconsumptie door pissebedden wordt geschat

op ongeveer 10% van de jaarlijkse productie in een ecosysteem. Regenwormen laten jaarlijks gemiddeld 120 ton grond per ha, waarin 45 ton aan organisch materiaal, door hun darmkanaal passeren, en vormen bruikbare organismen voor de biomonitoring van de verspreiding en beschikbaarheid van verontreinigende stoffen in het milieu (Ma, 1990). Door deze activiteiten geven deze bodemdieren mede sturing aan de snelheid van bodemvorming en nutriëntenkringlopen in terrestrische ecosystemen, en zijn daarmee ook bepalend voor *life support* functies van de bodem (Schouten *et al.*, 1997). Bodemvormende processen zijn vooral in “jonge” ecosystemen in situaties van natuurontwikkeling van grote betekenis voor de ontwikkelingslijnen.

De keuze van regenwormen en pissebedden berust bovendien op ecotoxicologische argumenten. Voor beide diergroepen zijn nadelige effecten van blootstelling aan contaminanten in de bodem in ruime mate beschreven. Dit maakt TU-analysen mogelijk. Bovendien is beschreven dat als gevolg van dergelijke effecten het ecologisch functioneren van deze sleutelsoorten in bodemprocessen kan worden geremd;

- *Bioaccumulatie en doorvergiftiging*

Dit onderdeel betreft onderzoek naar bioaccumulatie van verontreinigingen in bodemdieren, de met modellen voorspelbare blootstelling van weidevogels en zoogdieren in aansluitende voedselketens, en de in de literatuur beschreven effecten van aangetroffen verontreinigingen op soorten uit deze taxa.

De keuze van voedselketens dient in dit geval zoveel mogelijk te worden afgestemd op beoogde natuurdoelen in het veenweidegebied in het algemeen, en het bloemrijk grasland in het beheerplangebied in het bijzonder. Zo kunnen grutto, steenuil en kerkuil model staan als exploitanten van regenwormen in voedselketens. Zie bijvoorbeeld een modelstudie voor de Krimpenerwaard (Ma en Van Kleunen, 1997). Hierbij kan ook de omvang van het voedselaanbod voor deze soorten worden voorspeld met het model PODYRAS (Klok en De Roos, 1996), zodat inzicht kan worden verkregen in de potentiële ecologische draagkracht van het beheergebied op lange termijn. Veldinventarisaties van weidevogels en hun broedsucces kunnen aangeven of de modelmatige voorspellingen realistisch zijn;

- *Bodemprocessen en ecologisch functioneren bodemorganismen*

Het onderzoek naar effecten van verontreinigende stoffen op het ecologisch functioneren van sleutelsoorten kan worden gecombineerd met onderzoek naar effecten op bodemprocessen.

Dit betreft (vooral laboratorium-) onderzoek naar effecten op processen, zoals bodemademhaling en stikstofmineralisatie in relatie tot biomassa, groeisnelheid en diversiteit van micro-organismen en in relatie tot het functioneren van bodemdieren in deze bodemprocessen.

Micro-organismen zijn de primaire afbrekers van dode organische stof en spelen een sleutelrol in voedselwebben en nutriëntenkringlopen. Bacteriën en hun predatoren (zoals nematoden en protozoën) zijn belangrijk voor een aantal *life support* functies (Schouten *et al.*, 1997): de afbraak van organisch materiaal, de recycling van voedingsstoffen, bodemstructuurvorming en de stabiliteit van het bodemecosysteem. Nitrificerders zijn essentieel voor de beschikbaarheid van voedingsstoffen voor planten. De microbiële biomassa, activiteit en diversiteit zijn daarbij relevante parameters.

Grotere bodemdieren (meso- en macrofauna) dragen bij aan het functioneren van micro-organismen, onder meer door het fragmenteren van strooisel, begrazing van microbiële populaties, en door bioturbatie van de grond. Het gezamenlijk functioneren van deze elementen van het bodemecosysteem kan in het laboratorium worden bestudeerd aan toemaakdekkengrond, met behulp van zgn. micro-ecosystemen. Als resultante van de interacties tussen bodemorganismen zijn bodemprocessen zoals bodemademhaling (mineralisatie van organische stof) en stikstofmineralisatie goede, en veel bestudeerde indicatoren, die relevant zijn voor de veldsituatie.

Ecologie/veldinventarisatie

- *Soortensamenstelling, dichtheid en bioaccumulatie bodemdieren*

Dit onderdeel betreft veldonderzoek naar de soortensamenstelling en dichtheden van bodemfauna, en de bioaccumulatie van bodemverontreinigingen in bodemdieren in relatie tot de gehalten in grond en extracten.

Bij de keuze van te onderzoeken diergroepen wordt ook hier de blootstellingsroute als uitgangspunt genomen. Zo kunnen met name regenwormen en nematoden worden gekozen als model voor blootstelling via de waterfase in de bodem.

Van nematoden is de taxonomische samenstelling (familieniveau) goed interpreteerbaar in termen van verstoring en voedselwebrelaties. Afzonderlijke nematodenfamilies worden gecategoriseerd naar de mate waarin zij gevoelig zijn voor verstoring, waarbij op basis van aantallen individuen en het relatieve voorkomen van de categorieën een index kan worden berekend voor de gehele nematodenlevensgemeenschap. De waarde van deze *maturity index* (Bongers, 1990; Korthals, 1997) kan worden beoordeeld in termen van verstoring ten opzichte van een referentie, met name wanneer families van *colonizer-persister*-groepen 2 t/m 5 worden bestudeerd. Tevens kan een analyse worden gemaakt van de aanwezige trofische groepen, zoals bacterivoren, fungivoren, predatoren en omnivoren. De laatste twee groepen kunnen in abundantie afnemen als gevolg van bodemverontreiniging. Er kan gestratificeerd in het bodemprofiel worden bemonsterd in relatie tot het voorkomen van toemaak.

De abundantie en verscheidenheid aan ecologische groepen van regenwormen kan worden geïnterpreteerd in termen van bodemvormende processen, terwijl bioaccumulatie bij regenwormen grote consequenties kan hebben voor het voedselweb. De verschillende ecologische groepen regenwormen zijn representatief voor verschillende blootstellingsroutes in de bodem op basis van de diepte van voorkomen en consumptie van strooisel of grond. Zij staan ook bloot aan verschillen in predatiedruk. Eventuele afwezigheid van wormen (of lage dichtheden) kunnen aanleiding vormen tot het uitvoeren van bioassays met grond van de betreffende locatie. Zonder deze nadere studie moeten lage dichtheden voorzichtig worden geïnterpreteerd, omdat andere milieucondities (bijvoorbeeld zuurgraad) hierbij ook een grote rol kunnen spelen.

Verder kunnen op de bodem voorkomende detritivoren zoals pissebedden of slakken ook worden bestudeerd als model voor blootstelling via de organische bodemfase (voedsel);

- *Scenariostudies in het kader van actief bodembeheer.*

Dit type onderzoek kan inzicht geven in de mogelijkheden van risicobeheer en risicoreductie. Afhankelijk van het specifiek bodemgebruik kunnen enkele alternatieven

in aanmerking komen, zoals het opbrengen van een afdeklaag, fyto-remediatie en bemesting. Het eerste en laatste alternatief vormen binnen de natuurdoelstellingen van het bloemrijk grasland geen reële optie. Ook kan de mogelijkheid worden uitgewerkt om gebruiksbeperkingen in te stellen, door bijvoorbeeld *hot spots* uit te rasteren en met struikgewas te beplanten. Bij deze laatste optie is het relevant om eventuele opname van contaminanten door planten te meten als basis voor onderzoek aan het voedselweb.

Bij manipulatie van de grondwaterstand ten behoeve van vernatting van de natuur kan de risicobeoordeling anders uitvallen. De beschikbaarheid van metalen zal in de regel afnemen, terwijl PAK's minder snel afbreken en langer beschikbaar blijven (Van de Guchte *et al.*, 1999). Het voert te ver om in het kader van deze studie dit punt verder uit te werken, maar deze afwegingen zijn essentieel bij een volledige risicobeoordeling voor *De Venen*, wanneer grondwaterstandveranderingen worden overwogen. In dat geval zou dit onderdeel moeten worden uitgevoerd in aanvulling op milieuchemische analyses van bodemgehalten en extraheerbaarheid van contaminanten.

3.3.1.5 Criteria

Voor het natuurdoeltype "bloemrijk grasland" werd hierboven geschetst aan welke aspecten aandacht besteed zou moeten worden en met welk instrumentarium (parameters) gewerkt zou kunnen worden. Op basis van een dergelijk overzicht en in overleg met de voor inrichting en beheer verantwoordelijke partijen zal in de praktijk idealiter een nadere inperking van onderzoeksparameters gaan plaatsvinden. Vervolgens dient per parameter vastgesteld te worden volgens welke criteria deze beoordeeld kan worden. Afhankelijk van de parameter kan het hier gaan om criteria die reeds veelvuldig zijn toegepast en gevalideerd, of om criteria die voor de specifieke situatie moeten worden ontwikkeld ("maatwerk"). Zeker voor deze laatste categorie parameters en criteria zal de inzet van experts noodzakelijk zijn.

In dit kader dient ook aandacht besteed te worden aan de te gebruiken referentielocaties. Voor het huidige voorbeeld is deze afweging niet expliciet gemaakt. Men kan hier denken aan graslanden zonder toemaakdek, aan relatief schone locaties binnen *De Venen*, of aan locaties in vergelijkbare veenweidegebieden elders.

3.3.2 Landbouw

Het agrarisch natuurbeheer richt zich op (bloemrijke) graslanden, rietland en ruigten, struweel, hakhout en bos, en akkers op zeeklei. Voor de afleiding van ecologische aspecten en parameters ten behoeve van een locatiespecifieke risicobeoordeling kan worden aangesloten bij de afleiding voor natuurdoelstellingen (3.3.1), voor zover aldaar uitgewerkt voor graslanden

Daarnaast en bovenal zijn veterinaire³ aspecten van belang voor agrarisch gebruik van bodems met toemaakdek. De aanwezige verontreinigingen kunnen de gezondheid van vee

³ Hoewel bedoeld als een *ecologische* beoordeling worden bij de functiegerichte afleiding van ecologische aspecten en parameters voor landbouw in deze studie de risico's voor landbouwhuisdieren ook in

beïnvloeden. In het veenweidegebied met toemaakdekken zijn koeien en schapen de meest gehouden landbouwhuisdieren.

Voor de bepaling van veterinaire risico's zijn geen gestandaardiseerde methoden beschikbaar. De beoordeling van stofconcentraties in de bodem kan plaatsvinden door vergelijking met de LAC-sigitaalwaarden (LandbouwAdviesCommissie, 1991). Deze sigitaalwaarden geven aan bij welk gehalte van de stof in de grond de eerste problemen voor de landbouw gesignaleerd kunnen worden met betrekking tot opbrengstvermindering, dierziekten of ongewenste mate van contaminatie van producten (volgens de Warenwet, Bestrijdingsmiddelenwet en Productschapverordeningen). Bij het vaststellen van de sigitaalwaarde voor een geselecteerde stof is uitgegaan van het meest gevoelige criterium en het meest gevoelige product. De waarden gelden "bij optimale zuurgraad en bemestingstoestand". Er is uitgegaan van een naar grondsoort en agrarische gebruiksfunctie gedifferentieerd systeem. Voor toemaakdekken is de combinatie grasland (runderen of schapen) op klei/veengrond relevant.

In geval van een overschrijding van LAC-sigitaalwaarden kan hierin aanleiding worden gezien voor nader, stofgericht, onderzoek. Recent zijn de LAC-sigitaalwaarden geactualiseerd binnen een functiegerichte bodemkwaliteitssystematiek tot zgn. FBS-waarden (IKC, 1999). Een overschrijding van de FBS-waarde voor een bepaalde stof duidt op de mogelijkheid van het optreden van effecten, en vormt aanleiding tot nader onderzoek.

3.3.2.1 Uitwerking parameterkeuze

Ecologische onderzoeksparameters kunnen zodanig gekozen worden, dat deze betrekking hebben op zowel de *structuur* als het *functioneren* van het landbouwecosysteem. Bij de bodemgebruiksvorm "landbouw" staan de agrarische gebruiksmogelijkheden in principe voorop. In geval van agrarisch natuurbeheer (van toepassing op bloemrijk grasland) krijgen natuurdoelen zoals weidevogels eveneens prioriteit. De volgende parameters, uitgesplitst volgens de Triade-systematiek, worden aanbevolen.

Milieuchemie

- *Beschikbaarheid verontreinigingen*

Nadere bodemchemische en -fysische gegevens worden verzameld op de locaties waarvoor in het inrichtingsplan het bloemrijk grasland wordt geprojecteerd. Monsterlocaties worden geselecteerd op basis van aanwezigheid van een toemaakdek. Naast totaalgehalten worden ook extraheerbare fracties bepaald, om inzicht te verkrijgen in de biologische beschikbaarheid. Te denken valt aan extractietechnieken zoals die beschreven worden in 3.3.1.4 voor de functie natuur;

beschouwing genomen. De risico's voor de volksgezondheid samenhangend met consumptie van vlees en zuivel blijven hier onbesproken.

- *Vergelijking met "bodemkwaliteitscriteria"*
 Gehalten kunnen worden vergeleken met vigerende normstelling, LAC-sigitaalwaarden, en met functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor beweide grasland (tabel 16). Bij vergelijking van locatiespecifieke gegevens met de "standaardbodem" van streefwaarde en interventiewaarde wordt een bodemtypecorrectie uitgevoerd op basis van organisch stof- en lutumgehalte van de grond. Voor organische bodems met een hoog organisch stofgehalte, zoals bij een toemaakdek, wordt maximaal gecorrigeerd voor 30%. Het hanteren van deze bovengrens voor organisch stof is wetenschappelijk niet noodzakelijk, en heeft consequenties voor de hoogte van de voor de locatie gestandaardiseerde streefwaarde en interventiewaarde (Faber, 1995).

Veterinaire toxicologie

- *TU-analyse*
 Resultaten van milieuchemische analyses van lokale bodems kunnen worden vergeleken met toxiciteitsdrempels voor verschillende stoffen bij runderen en schapen, zoals die in de literatuur zijn beschreven. Een analyse van *toxic units* geeft een indicatie van de potentiële risico's voor betreffende dieren die mogen worden verwacht op basis van gestandaardiseerde verontreinigingen in het veld.
 Deze benadering is naar verwachting toepasbaar voor een aantal zware metalen, maar niet voor PAK wegens gebrek aan voldoende literatuurgegevens;
- *Potentiële risico's op basis van voederkwaliteit*
 Bepaling van gehalten aan zware metalen in weidegras als maat voor de blootstelling van vee. De gehalten zijn sterk seizoensafhankelijk: in het groeiseizoen ongeveer 4 maal lager dan erbuiten, enerzijds door opname- en reallocatieprocessen binnen het gewas, anderzijds als gevolg van opspattende gronddeeltjes bij neerslag. Bij de monsternamen dient hiermee rekening te worden gehouden. Ook dient rekening te worden gehouden met inname van gronddeeltjes door het vee, die 2% (koeien) tot 5% (schapen) van de grasconsumptie op basis van drooggewicht kan bedragen.
 Vermeerderd met de inname van metalen via krachtvoer en bijvoeders kan de inname door vee worden berekend, en vergeleken met diervoedernormen volgens de Verordening Diervoeders (Veterinaire Inspectie, 1991). Voor schapen kan de potentiële toxiciteit van koper worden onderschat wanneer molybdeen en zink eveneens in hoge concentraties aanwezig zijn;

Tabel 16. Gemiddelde en 99-percentielwaarden van bodemconcentraties voor metalen en PAK in toemaakdekken en “bodemnormen” voor zware metalen en PAK (in mg/kg droge stof). Naar: Bosveld en De Poorte (1999).

| | Koper | Kwik | Lood | Zink | PAK10 |
|---|-------|------|------|------|-------|
| Toemaakdek gemiddelde | 210 | 1,5 | 350 | 460 | 4,8 |
| Toemaakdek 99-percentiel | 368 | 2,1 | 750 | 583 | 11,7 |
| Streefwaarde | 36 | 0,3 | 85 | 140 | 1 |
| Interventiewaarde stand. bodem | 190 | 10 | 530 | 720 | 40 |
| Interventiewaarde toemaakdek ^a | 301 | 12 | 748 | 951 | 200 |
| Referentiewaarde | 75 | 0,46 | 150 | 275 | |
| LAC signaalwaarden ^b | | | | | |
| • grasland schapen | 30 | 2 | 150 | 350 | |
| • grasland runderen | 80 | 2 | 150 | 350 | |
| FBS-waarden ^c | | | | | |
| • beweid grasland | 362 | 0,6 | 195 | 1361 | |

^a Interventiewaarde met bodemtypecorrectie voor toemaakdekbodem (50% organische stof gehalte, 20% lutumgehalte); ^b LAC-sigtaalwaarden voor veengronden (50% organische stof) (LandbouwAdvies-Commissie, 1991); ^c Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden voor een bodem met 15-20%, organische stof, 35% lutum, pH 4.9-5.4 (IKC, 1999). Een hoger organisch stof gehalte (zoals hier in toemaakdek, 40-50%) resulteert in hogere FBS-waarden.

- *Veterinaire toxiciteit van metalen*

Voorals schapen zijn gevoelig voor koper. De vergiftiging voltrekt zich in drie fasen, waarbij de eerste twee kunnen worden vertaald in parameters. In de eerste fase treedt accumulatie in de lever op, het gehalte in de lever is dan een geschikte parameter bij slacht. Niet destructieve parameters zijn gehalten in wol en bloed. Tijdens de tweede fase worden rode bloedcellen afgebroken: een *cell count* in bloedmonsters is dan geschikt.

Voor lood kan de *d*-aminolaevulinezuurdehydratase enzymactiviteit worden bepaald aan de hand van monsters van bloed en urine. Zink werkt bij blootstelling beneden de norm voor volledige mengvoeders al remmend op de reproductie van schapen. Wanneer de productie van lammeren wordt beoogd, zijn gegevens over de geboorteanwas gewenst. Kwik kan de microbiële activiteit in de pens remmen, en beïnvloedt lymfocyten bij schapen. Een *cell count* in bloedmonsters is dan geschikt.

Ecotoxicologie

- *Bioaccumulatie en doorvergiftiging*

Dit onderdeel van de risicoanalyse wordt gebaseerd op metingen aan bioaccumulatie van verontreinigingen in bodemdieren, de met modellen te voorspellen blootstelling van weidevogels en zoogdieren in aansluitende voedselketens, en de in de literatuur beschreven effecten van aangetroffen verontreinigingen op soorten uit deze taxa. De keuze van voedselketens dient zoveel mogelijk te worden afgestemd op beoogde natuurdoelen van het agrarisch natuurbeheer van het grasland. Zo kan de grutto model staan als exploitant in voedselketens boven regenwormen. Zie bijvoorbeeld een modelstudie voor de Krimpenerwaard (Ma en Van Kleunen, 1997). Hierbij kan ook de omvang van het voedselaanbod voor deze soort worden voorspeld met het model PODYRAS (Klok en De Roos, 1996), zodat inzicht kan worden verkregen in de ecologische draagkracht van het beheergebied.

Deze parameter wordt ook aanbevolen voor grasland met reservaatbeheer en in natuurontwikkelingsgebied (zie 3.3.1). De invulling van het criterium waaraan de parameter zou moeten voldoen kan afhankelijk worden gesteld van de bodemgebruiksvorm (beheersstrategie). Dit kan er toe leiden dat het criterium voor een parameter als bijvoorbeeld het aantal broedparen grutto's per hectare lager wordt gesteld voor grasland met agrarisch natuurbeheer dan voor reservaatbeheer, en dat weer lager dan voor natuurontwikkelingsgebied;

- *Bodemprocessen en ecologisch functioneren bodemorganismen*

Dit onderdeel betreft (vooral laboratorium-) onderzoek naar effecten op bodemprocessen zoals bodemademhaling en stikstofmineralisatie, in relatie tot biomassa, groeisnelheid en diversiteit van micro-organismen, en in relatie tot het functioneren van bodemdieren in deze bodemprocessen. Als resultante van de interacties tussen bodemorganismen zijn bodemprocessen zoals bodemademhaling (mineralisatie van organische stof) en stikstofmineralisatie goede en veel bestudeerde indicatoren, die relevant zijn voor de veldsituatie. Dit onderdeel is eerder toegelicht in paragraaf 3.3.1.4. De invulling van criteria voor de parameters van dit onderdeel kan afhankelijk worden gesteld van de doelstelling van de agrarische bedrijfsvoering met betrekking tot duurzaamheid en natuurvriendelijkheid. Bij gebruik van kunstmest is bijvoorbeeld een lager niveau van stikstofmineralisatie vereist om een bepaalde productie van weidegras te realiseren, dan bij groenbemesting.

Ecologie/veldinventarisatie

- *Productie van het weidegrasland*

De productie en de voedingswaarde van weidegras kan worden gekwantificeerd in vergelijking tot een referentiesituatie. Biomassa in droge stof per hectare, en stikstof-, eiwit- en ruwvezelgehalten kunnen worden vastgesteld bij de verschillende sneden in het jaar;

- *Soortensamenstelling en dichtheid bodemdieren*

Dit ecologisch onderdeel van de risicoanalyse wordt gebaseerd op veldonderzoek naar de soortensamenstelling en dichtheden van regenwormen, en wordt gekoppeld aan de bioaccumulatie van bodemverontreinigingen in relatie tot de gehalten in grond en

grondextracten (milieuchemie), en de doorvertaling van toxiciteit in bioassays naar populatieniveau en het functioneren in bodemprocessen (ecotoxicologie).

De abundantie en soortendiversiteit van regenwormen kunnen worden geïnterpreteerd in termen van bodemvormende processen, terwijl bioaccumulatie bij deze diergroep grote consequenties kan hebben voor het voedselweb. De verschillende ecologische groepen regenwormen zijn representatief voor verschillende blootstellingsroutes in de bodem, op basis van de diepte van voorkomen en consumptie van strooisel of grond, en staan ook bloot aan verschillende predatiedruk. Voor de benadering van het risico voor doorvergiftiging naar grutto's worden alleen oppervlakkig levende soorten regenwormen bemonsterd.

Eventuele afwezigheid van wormen (of lage dichtheden) kan aanleiding vormen tot het uitvoeren van bioassays met grond van de betreffende locatie. Zonder deze nadere studie moeten lage dichtheden voorzichtig worden geïnterpreteerd, omdat andere milieucondities (bijvoorbeeld zuurgraad) hierbij ook een grote rol kunnen spelen.

Deze parameter wordt gedeeltelijk ook aanbevolen voor grasland met reservaatbeheer en in natuurontwikkelingsgebied (zie 3.3.1.4). De invulling van het criterium waaraan de parameter zou moeten voldoen kan afhankelijk worden gesteld van de bodemgebruiksvorm (beheersstrategie). Bij agrarisch natuurbeheer zouden lagere dichtheden regenwormen acceptabel kunnen zijn dan bij natuurontwikkeling en reservaatbeheer. Hierbij moet rekening worden gehouden met verschillen in zuurgraad van de bodem.

3.3.2.2 Criteria

Voor het veenweidegrasland met agrarisch natuurbeheer werd hierboven geschetst aan welke aspecten aandacht besteed zou moeten worden en met welk instrumentarium (parameters) gewerkt zou kunnen worden. Op basis van een dergelijk overzicht en in overleg met de voor inrichting en beheer verantwoordelijke partijen zal in de praktijk idealiter een nadere inperking van onderzoeksparameters gaan plaatsvinden. Vervolgens dient per parameter vastgesteld te worden volgens welke criteria deze beoordeeld kan worden. Overwegingen ten aanzien van criteria werden eerder geformuleerd in paragraaf 3.3.1.5.

3.4 Conclusie

In de voorgaande twee paragrafen werden ecologische aspecten en beoordelingsparameters uitgewerkt voor twee gebruiksvormen van graslanden met een toemaakdek in het veenweidegebied van *De Venen*. De beoordelingssystematiek werd aldus geïllustreerd voor de functies natuur en landbouw. Ook bij de beperkte uitwerking van de Basisbenadering voor deze beide gebruiksvormen kan worden geconcludeerd dat het goed mogelijk is om doelstellingen te vertalen in ecologische randvoorwaarden (aspecten), welke op hun beurt goed kunnen worden uitgewerkt tot relevante en meetbare beoordelingsparameters.

Er kan worden geconstateerd dat de formulering van precieze doelstellingen bij het bodemgebruik en de ruimtelijke situering binnen bijvoorbeeld een inrichtingsplan al bij de eerste stap van de Basisbenadering goed overleg vereist tussen inrichters of (toekomstige)

beheerders. Alleen dan kan een goede aansluiting tussen vraag en antwoord in de beoordeling worden gegarandeerd. Op procedureel vlak dient daarom voldoende ruimte voor overleg te worden gemaakt in een vroege fase van de beoordelingsprocedure. Ook bij de keuze van beoordelingsparameters voor nader onderzoek, en voor de interpretatie van onderzoeksgegevens aan de hand van (lieftst) vooraf opgestelde criteria dient goed overleg tussen de ecotoxicologisch adviseur en eindgebruiker plaats te vinden.

De voorgestelde parameters blijken in een aantal gevallen duidelijke parallellen en overeenkomsten te vertonen tussen beide gebruiksvormen. Op basis van dergelijke parameters is een geïntegreerde beoordeling voor het gebied eenvoudig te realiseren. Bij de beoordeling van die parameters kunnen voor verschillende bodemgebruiksvormen in principe ook verschillende criteria worden gehanteerd. Er dient hierbij echter op gebiedsniveau wel een afstemming tussen criteria plaats te hebben, zodanig dat de doelstellingen van afzonderlijke, ruimtelijk gescheiden gebruiksvormen elkaar niet bijten. In het voorbeeld van *De Venen* zou een dergelijke afstemming met name voor weidevogels van belang zijn.

Hoewel een geïntegreerde beoordeling ook om economische argumenten gebaat is bij de inzet van “algemene” parameters die voor de verschillende vormen van bodemgebruik relevant zijn, dienen voor een gebruiksgerichte evaluatie ook specifieke parameters te worden ingezet. Een balans tussen integratie en maatwerk lijkt in de meeste gevallen dus wenselijk.

4. Nieuw Oost

4.1 Inleiding

4.1.1 Het Gooi

Het Gooi bestaat uit een aantal woonkernen met daartussen natuurgebieden, groenstroken en verspreid liggende terreinen met een agrarische bestemming. De natuur omvat uitgestrekte heidevelden, afgewisseld met zandverstuivingen. Meer bosrijke gebieden markeren de overgangen naar het door de mens in cultuur gebrachte engen- of enkenlandschap en naar de lager gelegen veenweide- en veenplassengebieden. Cultuurgradiënten tussen de woonkernen en de hoge en droge zandgronden en het lager gelegen veenweidegebied treft men dikwijls aan, met de daaraan gekoppelde overgangen in het landschapsbeeld. De locatie die voor de toetsing van de Basisbenadering in de praktijk is geselecteerd, ligt in het overgangsgebied van de woonkern van Hilversum naar de droge en natte heide met zandverstuivingen.

Menselijke invloeden als gevolg van akkerbouw en veeteelt zijn sterk van invloed geweest op de bodem. Een groot deel van de bodem in de natuurgebieden van het Gooi bestaat uit zogenaamde Veldpodzolgronden, die kenmerkend zijn voor de van oorsprong vochtige heidevelden. Laarpodzolgronden markeren de overgangen naar de oude bouwlanden. Zij worden gekenmerkt door een 30 tot 50 cm dik esdek, ontstaan door toepassing van “plaggenmest” (mengsel van schapenuitwerpselen en heideplaggen) op de oorspronkelijke Veldpodzolgrond. “Oude bouwlanden” worden Enkeerdgronden genoemd, wanneer het dek ten minste 50 cm dik is.

Het Gooi was vegetatiekundig vroeger een soortenrijk gebied, en nog steeds is de natuurwaarde ervan hoog. Een aantal kenmerkende en algemene soorten voor de vegetatie in het Gooi zijn:

- dalkruid, bosviooltje, lelietje-van-dalen als ondergroei in bossen op oude bouwlanden;
- grove den, berk, zandzegge, buntgras, schapegras, en pijpenstrootje rond de stuifzanden;
- dopheide, struikheide, pijpenstrootje, brem, jeneverbes, krent en Amerikaanse vogelkers komen voor op de droge en vochtige heidevelden;
- zomereik, wintereik, beuk, berk, grove den, adelaarsvaren, jeneverbes, lijsterbes, sporkehout en hazelaar in de bossages en de bosgemeenschappen op de arme zandgronden.

Daarnaast is een gevarieerd dierenleven aanwezig (vogels, zoogdieren). Grote delen van het Gooi worden momenteel beheerd door het Gooisch Natuurreservaat en horen bij de Ecologische Hoofdstructuur (EHS).

4.1.2 Hilversum

De gemeente Hilversum ligt centraal in het Gooi op de westelijke flank van de Gooische Heuvelrug op de van oorsprong arme zandgronden (figuur 3). Rondom Hilversum liggen uitgestrekte bossen, heidevelden en hier en daar een zandverstuiving. Hilversum is een “groene stad”: de helft van de totale oppervlakte bestaat uit bos (Gemeente Hilversum, 1999). Naar het westen en zuidwesten is er een overgang naar een veenweide en -plassengebied. Hilversum is een gemeente met de kenmerken van een oud dorp dat uitgegroeid is tot een middelgrote stad met meer dan 80.000 inwoners. Het groene karakter van Hilversum wil men door gericht beleid handhaven en waar mogelijk versterken, bijvoorbeeld door het openbaar groen aan te laten sluiten op de natuurgebieden in het Gooi.

4.1.3 De Laarder Wasmeren

De Laarder Wasmeren zijn een groep ondiepe en van oorsprong voedselarme vennen (30 ha, incl. riet) aan de oostkant van Hilversum (figuur 3). Deze vennen werden oorspronkelijk gebruikt om de schapen te “wassen” in de tijd dat er nog grote kudden de heidevelden afgraasden. Samen met de omringende stuifzanden, heidevelden, graslanden en bos vormen ze het natuurreservaat de Laarder Wasmeren (85 ha) en zijn ze aangewezen als beschermd natuurmonument. Het gebied maakt deel uit van de ecologische verbindingzone tussen het Gooi en de Utrechtse Heuvelrug en van de nationale en provinciale ecologische hoofdstructuur (EHS).

Sinds 1910 zijn het vennencomplex en de omgeving ernstig verontreinigd geraakt door afvalwaterlozingen (industriële en stedelijk) op zogenaamde vloeivelden en door (illegale) stortactiviteiten. Het verontreinigde slib van de vloeivelden is in de buurt hergebruikt. In 1960 was er nauwelijks nog dierenleven in de vennen aanwezig. De lozingen werden pas gestopt in 1976. De volgende verontreinigingen zijn aangetroffen: metalen (arsen, nikkel, chroom, zink en cadmium), minerale olie, PAK, VAK, VOH (benzeen en xylenen) en PCB.

De terreinbeheerder (Gooisch Natuurreservaat) wil het gebied tot voedselarme vennen en natte heide ontwikkelen, met andere woorden de oude situatie herstellen (Stichting Gooisch Natuurreservaat, 1998). De oevers van de meren zijn van oorsprong weinig begroeid. De laatste decennia is het gebied echter dichtgegroeid met Amerikaanse vogelkers en krent, terwijl langs de oevers lisdodde en mattenbies zijn opgeslagen.

4.2 De locatie en het bodemgebruik

Tussen de Laarder Wasmeren en de Hilversumse binnenstad ligt een rioolwaterzuiveringsinstallatie en een sportveldencomplex. Deze liggen in een gebied, aangeduid als *Nieuw Oost*, waar de gemeente Hilversum woningbouwprojecten gepland heeft met rondom openbaar groen. De bebouwing komt daarmee te liggen in het overgangsg gebied van de binnenstad naar de natuurlijke omgeving van het Gooi, getypeerd door het natuurgebied de Laarder Wasmeren.

Hoewel er niet veel gegevens voorhanden zijn, mag verwacht worden dat ook in *Nieuw Oost* verontreinigde grond aanwezig is als gevolg van het hergebruik van slib uit de

slibdepots van het Laarder Wasmeren complex. De bodemkwaliteit kan als gevolg hiervan beperkingen aan het bodemgebruik stellen. Het beoogde bodemgebruik in *Nieuw Oost* ligt reeds in grote lijnen vast: wonen met tuin of moestuin en openbaar groen.

In de nabijheid van *Nieuw Oost* legt de bestaande bodemkwaliteit reeds beperkingen op aan het bodemgebruik. In sommige wijken wordt geadviseerd om vanwege de risico's geen groenten en fruit uit de eigen tuin te eten. Overigens is deze gebruiksbeperking niet relevant voor deze notitie, omdat alleen humaantoxicologische overwegingen tot deze gebruiksbeperking hebben geleid, terwijl ecologische risico's niet beoordeeld zijn. Bij het bodembeleid en in deze notitie worden "wonen met tuin", "wonen met moestuin", en "volkstuin" daarom samengevat onder het bodemgebruik "tuin".

4.3 Ecologische aspecten en het instrumentarium

4.3.1 Openbaar Groen

In *Nieuw Oost* zullen diverse groenstroken worden aangelegd die geschikt moeten zijn voor recreatie. Deze groenstroken vormen de van gemeentewege in te vullen feitelijke overgang tussen het binnenstedelijk gebied en de natuur in het Gooi, c.q. het gebied met de Laarder Wasmeren.

Voor recreatie, openbaar groen en de groenstroken heeft Faber (1997) een aantal globale ecologische randvoorwaarden opgesteld als startpunt. Hieronder vallen algemeen voorkomende (ongevoelige) gewassen, het optreden van stofkringlopen als gevolg van een goed functionerend bodemleven, en het niet nadelig beïnvloeden van vogelpopulaties. Voor *Nieuw Oost* kunnen mede tegen het licht als overgangszone naar het natuurgebied een aantal, meer specifieke ecologische randvoorwaarden worden opgesteld.

Overigens dienen de ecologische randvoorwaarden volgens de Basisbenadering in overleg met beherende instanties te worden vastgesteld (Rutgers *et al.*, 1998). Omdat hier nog sprake is van een oriënterende studie, en op dit moment bij de ruimtelijke planvorming van woningbouwprojecten en openbaar groen nog weinig rekening wordt gehouden met ecologische risico's, zal slechts een aantal potentiële, maar realistische ecologische randvoorwaarden worden genoemd.

Nieuw Oost grenst aan een gebied met heidevelden en de Laarder Wasmeren. De beplanting in de groenstroken dient hier logisch en natuurlijk op aan te sluiten, zodat een vloeiend verloop van binnenstad, via randstedelijk groen, naar de natuurgebieden ontstaat. Een aantal algemene plantensoorten komt hiervoor in aanmerking, te verdelen over twee relevante bodemsoorten (tabel 17).

Figuur 3. Hilversum en omgeving met de geprojecteerde nieuwbouwlocatie “Nieuw Oost” (omcirkeld) op de overgang van stedelijk naar natuurgebied.

Tabel 17. Een selectie van potentiële ecologische aspecten voor openbaar groen in de Hilversumse wijk Nieuw Oost. Afhankelijk van de ruimtelijke planvorming en bodemtype kunnen kenmerkende aspecten van de arme zandgrond en/of oude cultuurgrond gebruikt worden.

| Ecologische randvoorwaarden | Arme zandgrond | Oude cultuurgrond |
|--|--|--|
| <i>Bomen en struiken</i> | grove den, berk, jeneverbes, vogelkers, krent, sporkehout | lijsterbes, vlier, hazelaar, meidoorn, sporkehout |
| <i>Grassen, struik- en kruidachtigen</i> | brem, dopheide, struikheide, schapegras, buntgras, pijpenstrootje, zandzegge | bosviooltje, lelietje-van-dalen, salomonszegel, maagdenpalm, varens, wilgenroosje, braam, groot springzaad, engels raaigras, veldbeemdgras |
| <i>Dieren (doelsoorten)</i> | kuifleeuwerik, nachtzwaluw, das | groene specht, zwarte stern, raaf, marter, |
| <i>Dieren (algemeen)</i> | grote bonte specht, koolmees, merel, egel, mol | |
| <i>Life support functies*</i> | stofkringlopen, zelfreinigend vermogen door biologische activiteit | |

* Het biologisch bodemleven en een geschikte bodem zijn essentieel voor de ecologische draagkracht en dus nodig voor een gezonde plantengroei en gezond dierenleven.

De ecologische aspecten voor openbaar groen in *Nieuw Oost* zijn minder specifiek dan voor het aangrenzende natuurgebied Laarder Wasmeren en hebben een zwaartepunt bij een aantal vegetatiekenmerken. Tevens mag de bodemkwaliteit niet beperkend zijn voor het halen van natuurdoelstellingen in het aangrenzende gebied. Dit betekent met name dat een aantal grotere dieren (vogels en kleine zoogdieren) geen negatieve effecten van de verontreiniging mogen ondervinden. Voor de ecologische randvoorwaarden komen daarom in aanmerking doelsoorten van bosgemeenschappen (HZ-3.13 en HZ-3.14), heide (HZ-3.9 en HZ-3.10), open zand (HZ-3.8) en voedselarme vennen (HZ-3.4), zoals das, boommarter, groene specht, raaf, zwarte stern, nachtzwaluw en kuifleeuwerik (Bal *et al.*, 1995).

4.3.2 Tuin

Voor elke tuin afzonderlijk is het in principe mogelijk om de Basisbenadering toe te passen, waarbij per tuin een specifieke set ecologische randvoorwaarden opgesteld wordt. Aan een tuin met een groot verhard oppervlak worden nu eenmaal andere ecologische randvoorwaarden gesteld dan aan een tuin met gevoelige gewassen. Het is ondoenlijk (en kostbaar) om alle tuinen apart te beoordelen. Bovendien dient men op dit meest decentrale niveau rekening te houden met toekomstige veranderingen in het tuinspecifieke bodemgebruik bijvoorbeeld als gevolg van wijzigingen in de tuininrichting. Daarom wordt in deze notitie uitgegaan van een hypothetische tuin met een overvloedige vegetatie (incl. bomen met grote bewortelingsdiepte) en alle potentiële fauna die aangetroffen moet kunnen worden in *Nieuw Oost*. Volgens de terminologie van Kernteam A (1999) moet deze benadering gekenschetst worden als “maatwerk per cluster van gevallen”.

Voor de tuin heeft Faber (1997) een aantal algemene ecologische randvoorwaarden opgesteld. De bodemkwaliteit moet acceptabel zijn voor het kweken van siergewassen en zogenaamde productiegewassen. Deze laatste zijn bedoeld voor de menselijke consumptie, zodat bij dit aspect ook humaan-toxicologische overwegingen een rol spelen. De basiskwaliteit van de bodem kan afgemeten worden aan de *life support* functies (LSF: het biologische bodemleven dat nodig is om de stofkringlopen te laten functioneren; Schouten *et al.*, 1997) en deze dient ook bij tuinen acceptabel te zijn. Huisdieren en pluimvee mogen geen hinder ondervinden van de bodemverontreiniging. Tenslotte mogen de eusynathrope flora en fauna (soorten die slechts voorkomen in de bewoonde omgeving, zoals bepaalde vogels, kleine zoogdieren en typische cultuurvolgende gewassen) niet ontbreken. Voor de situatie in *Nieuw Oost* kunnen er twee verschillende typen tuinen onderscheiden worden:

4.3.2.1 De tuin

Eenieder mag een tuin binnen de van gemeentewege vastgestelde grenzen naar eigen inzicht inrichten. Dit betekent dat een veelheid aan siergewassen in aanmerking komt. Van Hesteren *et al.* (1998) noemen een aantal plantensoorten, waaronder houtachtige soorten zoals de vlinderstruik, tulpenboom en conifeer, vele knol- en bolgewassen zoals sneeuwkllokje, krokus, narcis en tulp, en vele kruidachtige soorten (waarvan er bijna 1000 zijn beschreven). Naast de siergewassen is het gazon vrij algemeen, en daar moeten diverse grassoorten in voor kunnen komen. Ook productiegewassen moeten tot ecologische randvoorwaarde gerekend worden, zoals bladgroenten, knolgewassen en kruiden. Faber (1997) noemt huisdieren (hond, kat, konijn), pluimvee (kip), vee (geit, schaap) en eusynathrope flora- en faunasoorten, zoals (stads)duif, huismus, sommige loopkevers, huisspitsmuis en sommige vleermuissoorten ook als ecologische randvoorwaarden voor het bodemgebruik “tuin”.

4.3.2.2 De natuurlijke tuin

In het overgangsgebied van ringstedelijk groen naar de natuurgebieden mag de bodemkwaliteit niet beperkend zijn voor de aanleg van een “natuurlijke tuin” waarin vooral die soorten aangetroffen worden die in de natuurlijke omgeving van het Gooi voorkomen. Dit type tuin sluit dan goed aan bij de inrichting van het openbaar groen in *Nieuw Oost* en de ecologische randvoorwaarden overlappen elkaar dan ook goeddeels (zie tabel 17). In het specifieke geval van *Nieuw Oost* worden aan de bodemkwaliteit voor de natuurlijke tuin dan ook niet hele andere voorwaarden gesteld dan aan het openbaar groen, zoals door Van Hesteren *et al.* (1998) wordt voorgesteld voor tuin en openbaar groen in standaardsituaties.

Op de arme zandgronden en in *Nieuw Oost* zal de bodem vaak beperkend zijn voor de haalbaarheid van een natuurlijke tuin. Als de bodem te veel “vermest” is, heeft het geen zin de risicobeoordeling af te stemmen op een ecologische inrichting die bij een natuurlijke tuin hoort, omdat het bodemgebruik vanwege de grote rijkdom aan nutriënten niet tot zijn recht kan komen. Vermesting heeft mogelijk wel invloed op de ecologische schade als gevolg van de verontreiniging, omdat enerzijds de biobeschikbaarheid van sommige toxische stoffen afneemt en anderzijds het ecosysteem dat ontstaat wellicht minder gevoelig is. Deze aspecten moeten in de risicobeoordeling beschouwd worden. De beoordeling zou kunnen uitmonden in de afweging om te saneren (of beheersmaatregelen te treffen) zodat een

natuurlijke tuin mogelijk wordt, of om niet te saneren waarbij de mindere bodemkwaliteit slechts een standaardtuin toelaat.

4.3.3 Instrumentarium

4.3.3.1 Parameterkeuze

De ecologische aspecten die hierboven zijn benoemd en omschreven dienen als uitgangspunt voor de feitelijk beoordeling van de bodemkwaliteit. Deskundigen dienen op basis van deze ecologische aspecten een beoordelingsinstrumentarium samen te stellen (Rutgers *et al.*, 1998) met een bijbehorende set criteria voor de bodemkwaliteit in *Nieuw Oost*. In deze voorstudie worden suggesties gedaan voor het instrumentarium als startpunt voor discussies met onafhankelijke deskundigen.

AKWA/RIZA (1999), STOWA/RIZA (1997) en De Zwart *et al.* (1999) en stellen gelaagde systemen voor als beoordelingsinstrument, zodat op een kosten-effectieve wijze een kwalitatieve beoordeling, een semi-kwantitatieve of een maximaal kwantitatieve beoordeling uitgevoerd kan worden. Deze voorstellen zijn ontwikkeld met de gedachte dat voor evidente situaties een goedkoop instrumentarium zou moeten volstaan. Ten behoeve van deze notitie wordt in eerste instantie een instrumentarium beschreven voor een dure, kwantitatieve beoordeling waarbij de *state-of-the-art* in de ecotoxicologie ten volle wordt benut. Daarna wordt een minimumvariant voorgesteld waarmee in de praktijk minimaal begonnen zou moeten worden. Afhankelijk van de resultaten bij de minimumvariant moet bij praktijkgebruik het instrumentarium uitgebreid worden, totdat de gewenste nauwkeurigheid in de beoordeling is bereikt. Hoe de gewenste nauwkeurigheid gedefinieerd en vastgelegd moet worden is onderwerp van discussie met de beheerder, en het bevoegd gezag. Achtereenvolgens worden de verschillende Triade-elementen als beoordelingsinstrumenten in het kader van de Basisbenadering behandeld.

Milieuchemische beoordeling

Bij de milieuchemische beoordeling wordt locatiespecifieke informatie verzameld over de aanwezigheid en het gedrag van verontreinigende stoffen. Deze wordt vervolgens met behulp van toxiciteitsgegevens uit de literatuur uitgedrukt in een maat voor de geschatte toxische druk per stof voor de generieke soortensamenstelling. Tevens wordt een optelling gemaakt van de geschatte combinatiewerking van alle stoffen samen. Voor *Nieuw Oost* is de verontreinigingssituatie onvoldoende in kaart gebracht en het nader bodemonderzoek moet nog uitgevoerd te worden. Vooralsnog wordt bij deze uitwerking rekening gehouden met alle stoffen in alle denkbeeldige concentraties.

Bij een nadere uitwerking van de toxische druk wordt een correctie gemaakt voor partiële biobeschikbaarheid van de verontreinigende stoffen. Voor de situatie in *Nieuw Oost* is dit belangrijk omdat de bodem matig verzuurd is en weinig organische stof bevat, zodat de biobeschikbaarheid waarschijnlijk groter is dan in een niet verzuurde, rijke organische bodem. Het poriewatergehalte, een gangbare maat voor de biobeschikbaarheid van metalen, wordt met behulp van evenwichtspartitiemodellen ingeschat (De Zwart *et al.*, 1999). Hiervoor is nog een aantal bodemgegevens nodig, zoals de pH (CaCl₂), het gehalte aan de aluminiumoxyhydroxides en het kleigehalte in aanvulling op de gegevens uit het standaard nader bodemonderzoek. Het poriewatergehalte kan ook experimenteel worden bepaald.

In de soortspecifieke benadering kan voor *Nieuw Oost* de toxische druk geschat worden voor een aantal kenmerkende planten en dieren. Hiervoor dienen relevante data gegenereerd te worden, d.w.z. toxiciteitsdata voor de in tabel 17 genoemde of verwante soorten voor het bodemgebruik “openbaar groen”, en voor gevoelige kruidachtige sierplanten, productiegewassen en huisdieren voor het bodemgebruik “tuin”. Daarnaast dienen voedselketeneffecten geschat te worden voor twee voor *Nieuw Oost* relevante voedselketens, namelijk:

bodem → plant → herbivoor (bijv. schaap) en bodem → worm → vogel. In tabel 18 worden de benodigde onderzoeksgegevens en de daaruit voortvloeiende resultaten samengevat.

Meting van de toxische druk met behulp van bioassays

Bioassays met bodemmonsters van de locatie geven inzicht in de daadwerkelijk meetbare toxiciteit op de locatie. Omdat bij de ecologische aspecten van het bodemgebruik “tuin” en “openbaar groen” de nadruk ligt op de gezondheid van de bodem en de vegetatie, ligt het voor de hand om bioassays te kiezen die hierover informatie geven. Bioassays met productiegewassen zoals kieming en groei van sla en radijs en bioassays met andere gewassen zoals klaver en witte mosterd komen in aanmerking, omdat deze reeds gestandaardiseerd zijn. Bioassays met nematoden, wormen, springstaarten of micro-organismen geven informatie over de meetbare toxische druk op de LSF. Al deze bioassays zijn inzetbaar in een standaardonderzoeksopzet en kunnen gebruikt worden voor de locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling (AKWA/RIZA, 1999; Bierkens *et al.*, 1997; Bioclear *et al.*, 1998; Lahr *et al.*, 1999; Van den Munckhof *et al.*, 1998; STOWA/RIZA, 1997; De Zwart *et al.*, 1999).

Ecologische observaties

Waarnemingen aan het ecosysteem geven inzicht in de ecologische toestand van de locatie. Voor het bodemgebruik “tuin” en “openbaar groen” in *Nieuw Oost* ligt de nadruk op de vegetatie als ecologische randvoorwaarde. Bovendien is de “gezondheid” van de bodem een belangrijker aspect dan de actuele natuurwaarde, omdat de inrichting van het openbaar groen en de tuinen nog niet vaststaat en kunstmatiger zal zijn dan natuurgebieden (denk aan de tuinarchitect en parkinrichting). Onderzoeksparementers uit het bodembioologische meetsysteem van Schouten *et al.* (1997) zijn bruikbaar om de

Tabel 18. Benodigde gegevens en resultaat voor locatiespecifieke milieuchemische beoordeling volgens De Zwart et al. (1999).

| Benodigde gegevens voor milieuchemische beoordeling | Beoordelingsmaat |
|--|--|
| a. Concentraties stoffen op de locatie b. Natuurlijke achtergrondconcentraties c. Bodemgegevens t.b.v. bodemtypecorrectie d. Toxiciteitsgegevens uit de literatuur van aan poriewater blootgestelde, relevante soorten | Indicatief tussenproduct voor dit deel van de beoordeling: Berekende toxische druk per stof en voor alle stoffen samen, gecorrigeerd voor achtergrondgehalten |
| e. Aanvullende bodemgegevens van de locatie t.b.v. biobeschikbaarheidscorrectie (evt. gemeten poriewatergehalten) f. Bodemgegevens behorende bij de toxiciteitsgegevens van d) g. Evenwichtspartitiemodellen uit de literatuur | Maat 1: Voor biobeschikbaarheid gecorrigeerde toxische druk per stof en voor alle stoffen samen, gecorrigeerd voor achtergrondgehalten voor enkele relevante aan poriewater blootgestelde soorten planten en bodemdieren |
| h. Bioconcentratiefactoren voor wormen en planten (experimenteel bepaald en/of uit de literatuur) i. Toxiciteitsgegevens voor vogels en grazers (bijv. schaap) | Maat 2: Voor biobeschikbaarheid en blootstelling gecorrigeerde toxische druk per stof en voor alle stoffen samen voor de soorten hogerop in de voedselketen (vogels, herbivoren en huisdieren) |

gezondheid van de bodem te kwantificeren. Microbiële parameters, de functionele structuur van de microbiële gemeenschap, de abundantie en het voorkomen van bodemfauna, zoals nematoden, wormen, mijten en springstaarten zijn mogelijke onderzoeksparameters en geven informatie over de LSF. De locatie kan tevens worden geïnventariseerd voor wat betreft de aantallen en soorten planten en worden vergeleken met een referentielocatie, zoals in het nabijgelegen natuurgebied, of in tuinen en openbaar groen die niet belast zijn met vervuild slib. De ecologische inventarisatie van grotere dieren (zoogdieren, vogels) is problematischer, omdat hun areaal vaak veel groter is dan het verontreinigde oppervlak. Een grove test is de bait-lamina strip, een strip met gaatjes waarin afbreekbaar organisch materiaal bevestigd is, waarmee een ruwe indruk wordt verkregen van de locatiespecifieke fragmentatieactiviteit (potentiële fragmentatie en afbraak van organisch materiaal) van het bodemleven (Bioclear *et al.*, 1998).

4.3.3.2 Criteria

Voor de bodemgebruiksvormen “tuin” en “openbaar groen” is in de voorgaande paragrafen aangegeven welk ecologische randvoorwaarden van belang zijn voor het beoogde bodemgebruik en welke ecologische parameters daar op aansluiten. De criteria voor de waardering van de resultaten dienen nader gespecificeerd te worden. Op dit moment is er weinig referentiemateriaal voor terrestrische ecologische veldparameters voorhanden in

vergelijking tot waterbodems (AKWA/RIZA, 1999; Den Besten, 1997). Dit kan gedeeltelijk ondervangen worden door voldoende aandacht aan geschikte referentielocaties te schenken, zodat de afwijking ten opzichte van een referentiewaarde bepaald kan worden. Geschikte referentielocaties zijn ook nodig voor de interpretatie van bioassay-resultaten.

Van Hesteren *et al.* (1998) en De Zwart *et al.* (1999) stellen voor om voor het bodemgebruik “openbaar groen” en “tuin” minder strenge criteria te hanteren dan voor de functie “natuur”, bij gelijke onderzoeksparameters. In overleg met de beheerder en het bevoegd gezag dienen relevante criteria gekozen te worden. In een specifieke uitwerking stellen De Zwart *et al.* (1999) voor om vooralsnog een gemiddeld acceptatieniveau van 25% toe te passen, op een totale effectschaal van 0 tot 100 %. Dat wil zeggen dat een gemiddelde ecologische indicator (proces of een soortparameter) voor maximaal 25% geremd, of beïnvloed mag worden ten opzichte van een referentiesituatie. Dit voorstel houdt het midden tussen strengere criteria voor het bodemgebruik “natuur” (namelijk maximaal 5% effecten) en minder strengere criteria voor ongevoelig bodemgebruik zoals “verhard terrein”, “stedelijk gebied” of “infrastructuur” (maximaal 50% of 75% effecten). Deze uitwerking van criteria is indicatief; bruikbaarheid en relevantie moeten in de praktijk nog blijken. In ieder geval dienen definitieve locatiespecifieke criteria in overleg met de beheerder en het bevoegd gezag vastgesteld te worden.

4.3.4 De eenvoudigste beoordeling (minimum variant)

Ook aan de eenvoudigste en minst kwantitatieve (maar dus goedkope) beoordelingslaag worden eisen gesteld. Ook voor deze laag geldt dat de Triade-benadering als beoordelingsinstrument in het kader van de Basisbenadering een goed vertrekpunt is en met een beperkt budget betrouwbare resultaten oplevert. Bovendien zal voor evidente gevallen (of heel schoon, of sterk verontreinigd) dit niveau vaak voldoende zijn voor een nauwkeurige beoordeling. In tabel 19 wordt voor alle Triade-onderdelen een test voorgesteld die ingezet moet worden bij een eenvoudige beoordeling.

4.4 Conclusie

Voor de bodemgebruiksvormen “tuin” en “openbaar groen” is het mogelijk om relevante ecologische randvoorwaarden op te stellen. Uit deze randvoorwaarden volgt een samenhangend instrumentarium bestaande uit een aantal ecologische parameters die in een Triade-benadering als deel van de Basisbenadering gerangschikt kunnen worden.

Conform de huidige ideeën van Kernteam A (1999) dient ten behoeve van een sanering voor het bodemgebruik “tuin” en “openbaar groen” uitgegaan te worden van de “standaardaanpak” op basis van bodemgebruikswaarden. Deze waarden hebben echter een beperkte ecologische relevantie. De Basisbenadering vertegenwoordigt daarentegen

Tabel 19. *Minimum instrumentarium voor de toetsing van de ecologische randvoorwaarden bij het bodemgebruik tuin of openbaar groen. Als de mate van nauwkeurigheid van het eindoordeel voldoende is, kan de beoordeling afgerond worden. Omdat de verontreinigingssituatie niet duidelijk is, wordt in deze uitwerking voorlopig rekening gehouden met alle stoffen in alle denkbeeldige concentraties.*

| | Milieuchemie | Bioassay | Ecologische observatie |
|----------------------|---|---|--|
| <i>Benodigheden</i> | Bodemmonsters van de locatie en achtergrondgehalten | Bodemmonsters van de locatie en een referentie t.b.v. toxiciteitsmetingen | Locatiebezoek of biologische bodemmonsters van de locatie en een referentie |
| <i>Instrument</i> | Totaalconcentraties van prioritaire stoffen die de omvang van de verontreiniging in beeld brengt | Microtox testsysteem of andere, acute bioassay | Expert judgement van ecooloog (vegetatiedeficiëntie of bodemfauna) of Bait-lamina strips |
| <i>Deelresultaat</i> | Eenvoudige schatting en ruimtelijke weergave van de verdeling en niveau van de toxische druk op de locatie | Uitslag bioassay, eventueel ruimtelijk weergegeven | Inschatting van waarneembare ecologische effecten op de locatie |
| Resultaat | 1. Eindoordeel in termen van ecologische schade op de locatie (kwalitatief) 2. Mate van onnauwkeurigheid van het eindoordeel (indicatief) als gevolg van: <ul style="list-style-type: none"> a) Intrinsieke onzekerheid in de verschillende Triade-onderdelen * b) Statistische onzekerheid door heterogeniteit van de locatie, (natuurlijke) variatie, en variatie in de standaardparameters (bijv. literatuurgegevens) | | |

* Zie: par. 2.2

de categorie “maatwerk” en is zeer locatiespecifiek. Het bevoegd gezag en de beheerder/eigenaar van de locatie hebben invloed op de selectie van de ecologische randvoorwaarden. Bodemgebruikswaarden zijn daarentegen niet locatiespecifiek en moeten beschouwd worden als een generiek beoordelingsinstrument.

Voor het bodemgebruik “tuin” en “openbaar groen” zijn de onderzoeksparameters die gericht zijn op de beoordeling van de algemene bodemkwaliteit belangrijk. Parameters voor ecologische doelstellingen en natuurdoelstellingen kunnen een aanvullende rol spelen als er specifieke eisen aan de locatie gesteld worden. Minimaal wordt een algemene en relevante set van ecologische randvoorwaarden (bijvoorbeeld *life support* functies) op een kosteneffectieve wijze beoordeeld. Deze kwalitatieve beoordeling zal voldoende zijn om evidente verschillen in de bodemkwaliteit aan te tonen; bij schone en sterk verontreinigde

locaties kan aldus op een economisch verantwoorde wijze een beoordeling uitgevoerd worden. Als de betrokken partijen van mening zijn dat de beoordeling te onbetrouwbaar is, dient er een aanvullende set onderzoeksgegevens voor de beoordeling te worden ingebracht. Op deze wijze wordt voorkomen dat er “overbodig” onderzoek wordt uitgevoerd.

5. Conclusies en aanbevelingen

In de drie uitwerkingen van de “Basisbenadering ecologische risicobeoordeling” voor de praktijk is gebleken dat het mogelijk is om een beoordelingsinstrumentarium op te zetten waarmee de bodemkwaliteit beoordeeld kan worden in relatie tot het beoogde bodemgebruik. De uitwerking heeft bij wijze van voorbeeld plaatsgevonden voor: (1) droge en natte natuur in de *Afferdensche en Deestsche waarden*; (2) droge natuur en landbouw in *De Venen*; en (3) tuin en openbaar groen in het stedelijk randgebied *Nieuw Oost*. De Basisbenadering blijkt een geschikt kader te vormen om gebruiksdoelstellingen te vertalen in ecologische randvoorwaarden (aspecten), welke op hun beurt binnen het kader goed kunnen worden uitgewerkt tot een beperkte set relevante en meetbare beoordelingsparameters. Het verdient aanbeveling om de Triade-benadering toe te passen voor de selectie van de onderzoeksparameters, omdat dat een betrouwbaar beoordelingsinstrumentarium oplevert. De stapsgewijze aanpak resulteert in transparante risicobeoordelingen, waarbij inzichtelijk wordt gemaakt hoe het complexe ecosysteem aan de hand van duidelijke keuzes via een beperkt aantal onderzoeksparameters beoordeeld kan worden. Het onderzoek dient in fasen te worden opgezet, zodat bij eenvoudige gevallen van bodemverontreiniging een relatief geringe onderzoeksinspanning voldoende is om een betrouwbaar beoordelingsresultaat te verkrijgen.

Een beoordeling van een locatie waarvoor weinig specifieke natuurdoelstellingen zijn gesteld (zoals “tuin” en “openbaar groen”), dient sterk te leunen op de inzet van algemene en procesgerichte beoordelingsparameters, zoals *life support* functies en het voorkomen van vegetatie. Als er daarnaast specifieke eisen aan de locatie gesteld worden, is er een aanvullende rol weggelegd voor onderzoeksparameters die gekoppeld kunnen worden aan specifieke ecologische doelstellingen of natuurdoelstellingen. In de beoordeling van een locatie waarbij het beoogde bodemgebruik “natuur” of “landbouw” is, mogen specifieke onderzoeksparameters niet ontbreken.

De Basisbenadering dient in een vroeg stadium geïntegreerd te worden in de besluitvorming voor de ruimtelijke planvorming, zulks in nauw overleg met de eigenaar en beheerder. De bodemkwaliteitsbeoordeling kan op deze wijze bijdragen aan optimalisering van het beoogde bodemgebruik of de bodemkwaliteit kan verbeterd worden als ze te wensen over laat.

Toepassing van de Basisbenadering biedt op korte termijn vooral mogelijkheden in de volgende twee situaties:

- Als bodemverontreiniging is vastgesteld, is de volgende de vraag in hoeverre het ecologisch risico het beoogde bodemgebruik in gevaar brengt. Deze vraag is van toepassing bij de ontwikkeling van natuurgebieden, waarbij mogelijke ecologische risico's van groot belang geacht worden, maar ook voor andere functies, zoals veeteelt, recreatie, openbaar groen of tuinen;
- Wanneer er sprake is van een ernstig en urgente verontreiniging kan de Basisbenadering ingezet worden om ecologische risico's of schade nauwkeurig te beoordelen, waarbij

het bodemgebruik op een inzichtelijke wijze en in overleg met beheerder en bevoegd gezag in de beoordeling wordt meegenomen.

Concretisering van de Basisbenadering heeft tot nu toe nog slechts beperkt plaatsgevonden. Dit heeft in belangrijke mate met onbekendheid en met de vele vernieuwende elementen te maken. Voor de meeste ecologische parameters dient praktijkervaring te worden opgebouwd. In dit opzicht is het instrumentarium voor waterbodembeoordeling al verder ontwikkeld, omdat referentiegegevens van vele parameters voorhanden zijn (AKWA/RIZA, 1999; Den Besten, 1997; STOWA/RIZA, 1997). Anderzijds is het duidelijk dat bij elke locatiespecifieke beoordeling *expert judgement* nodig zal zijn om de specifieke kenmerken van de betreffende locatie in de beoordeling te verwerken. Uiteindelijk zal de concretisering van de Basisbenadering moeten leiden tot een aantal beslissingsondersteunende systemen, met handvatten voor het vaststellen van ecologische randvoorwaarden, selectie van ecologische parameters en de normering van parameterwaarden. De voorstellen voor beslissingsondersteunende systemen van AKWA/RIZA (1999) en De Zwart *et al.* (1999) vormen een aanzet in die richting.

Tenslotte dient te worden opgemerkt dat richtlijnen voor de waardering van onderzoeksparameters noodzakelijk zijn. Hierbij realiseren wij ons dat het vooral voor de ecologische veldparameters moeilijk zal zijn om voorafgaand aan de beoordeling een waarderingskader voor de onderzoeksparameters vast te stellen. De stand van kennis over het betreffende ecotoop speelt hierbij een belangrijke rol (AKWA/RIZA, 1999). Een praktische oplossing is om bij het onderzoek tevens schone referentielocaties te betrekken, waaraan de resultaten van de vervuilde locatie gespiegeld kunnen worden. Zonder waarderingskader voor de onderzoeksparameters zal de risicobeoordeling blijven zweven met tot gevolg verlies van transparantie.

De bestuurlijke integratie was niet de doelstelling van dit project. In vervolprojecten dient daarom de nadruk te liggen op de inbedding van de Basisbenadering in de praktijk door tevens aandacht te schenken aan overlegstructuren en draagvlakontwikkeling.

6. Literatuur

- AKWA/RIZA, 1999. Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems, Lelystad.
- AquaSense, 1997a. Ecologische monitoring Afferdensche, Deestsche en Leeuwense Waarden. Onderdeel ongewervelde waterdieren (aquatische macrofauna). Rapport 97.0928, Amsterdam.
- AquaSense, 1997b. Ecotoxicologisch onderzoek Afferdensche en Deestsche waarden. Situatie vóór aanleg van een meestromende nevengeul t.b.v. natuurontwikkeling. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). Rapportnr. 97.0817, Amsterdam.
- AquaSense, 1997c. Beoordeling toxiciteit van verontreinigde grond uit uiterwaarden. Beoordeling met behulp van bioassays met de terrestrische springstaart *Folsomia candida*. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). Rapportnr. 97.0859b, Amsterdam.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, rapport nr. 11, Wageningen.
- Beek, M.A., 1995. De risico's van normen. Een overzicht van de methodiek en afgeleide (eco)toxicologische risicogrenzen ter onderbouwing van streef-, grens-, en interventiewaarden. Rijkswaterstaat RIZA werkdocument 95.097x, Lelystad.
- Beelen, P. van en P. Doelman, 1997. Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere* 34(3): 455-499.
- Beelen, P. van en P.L.A. van Vlaardingen, 1994. A method for the ecotoxicological risk analysis of polluted sediments by the measurement of microbial activities. In: Donker, M. H., H. Eijsackers en F. Heimbach (eds.): *Ecotoxicology of soil organisms*. Boca Raton Florida: CRC press, 1994: 105-112. ISBN: 0-87371-530-6.
- Besten, P.J. den, 1996. Biologische beschikbaarheid van contaminanten in verouderd sediment. Resultaten bioaccumulatie-bioassays met oligochaeten in sediment uit de Dordtsche Biesbosch en Geulhaven. Rijkswaterstaat, RIZA werkdocument 95.176x, Lelystad.
- Besten, P.J. den, 1997. Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. RIZA-rapport nr. 97.098, Lelystad.
- Bierkens, J., G. Klein, G. Schoeters, 1997. De gevoeligheid van 20 bioassays voor bodem: een vergelijkende studie. Rapport tox.RB97001, Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, Mol, België.

- Bioclear, AquaSense, KEMA, Witteveen+Bos, Vrije Universiteit, Stichting Bodemsanering Nederlandse Spoorwegen en Gemeentelijk Havenbedrijf Amsterdam, 1998. Effectiviteit van bioassays bij het monitoren van het milieurendement van *in situ* biorestauratie. Deelresultaat 1. Inventarisatie en selectie van bioassays en extractiemethoden voor grond verontreinigd met minerale olie. NOBIS project 96-1-13, Groningen.
- Bongers, A.M.T., 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Bos, J., 1997. Uitgangssituatie "De Venen". Feiten en cijfers over natuur, landbouw, recreatie, water en milieu. Rapport Projectgroep monitoring "De Venen", Provincies Utrecht en Zuid-Holland, 108 pp.
- Bosveld, A.T.C. en J. de Poorte, 1999. Risico's van bodemverontreiniging in toemaakdekken in de gemeente De Ronde Venen. Deel I: Risico's voor de volksgezondheid en de landbouw. IBN-DLO rapport 454, Wageningen (57 p.)
- Brils, J.M., J. de Jonge, H.C. Reinhold en P.J. den Besten, 1997. Ecotoxicologisch onderzoek Afferdensche en Deestsche waarden. RIZA notanr. 97.095, Lelystad.
- Chapman, P.M., 1986 Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.
- Cornelissen, G., P.C.M. van Noort en A.J. Govers, 1997. Desorption kinetics of Chlorobenzenes, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and Polychlorinated Biphenyls: Sediment extraction with TENAX and effects on contact time and solute hydrophobicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 1351-1357.
- De Groene Ruimte, 1995. Vegetatiekaart Afferdensche en Deestsche waarden 1995. In opdracht van Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.
- Dobben, H.F. van en J.H. Faber, 1997. Natuurontwikkeling op vervuilde bodems. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 2, Wageningen.
- Faber, J.H., 1995. Bescherming van organische bodems. Technische commissie bodembescherming, rapport nr. TCB/R05, 1995), Den Haag.
- Faber, J.H., 1997. Ecologische risico's van bodemverontreiniging, ecologische bouwstenen. TCB rapport R07, Den Haag.
- Faber, J.H., R.J.M. van Kats, B. Aukema, J. Bodt, J. Burgers, D.R. Lammertsma en A.P. Noordam, 1999. Ongewervelde fauna van ontkleide uiterwaarden. IBN-rapport nr. 442, Wageningen.
- Ferrington, L.C. en N.H. Crisp, 1989. Water quality characteristics of receiving streams and the occurrence of *Chironomus riparius* and other *Chironomidae* in Kansas. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 3: 115-126.
- Gemeente Hilversum, 1999. <http://www.hilversum.nl>.
- Gestel, C.A.M. van en W.C. Ma, 1988. Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms in relation to bioavailability in soil. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 15: 289-297.

- Glazenburg, S., 1977. Vervoer en verkeer op de Rijn. De ingenieur 32/33: 611-612.
- Groenendijk, D., L.W.M. Zeinstra en J.F. Postma, 1998. Fluctuating asymmetry and mentum gaps in populations of the midge *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) from a metal-contaminated lowland river. Environ. Toxicol. Chem. 17: 1999-2005.
- Grontmij, 1995. Verkennend bodemonderzoek Afferdensche/Deestsche Waarden. In opdracht van: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat Generaal Rijkswaterstaat, Directie Flevoland. Grontmij Gelderland, Arnhem.
- Guchte, C. van de, 1995. Ecological risk assessment of polluted sediments. Eur. Wat. Poll. Control 5: 16-24.
- 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? Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 2, Wageningen.
- Guchte, C. van de, R.A.E. Knobens, J.H. Faber en J. Harmsen, 1999. Covernotitie, Actief bodembeheer rivierbed, natuur-risico's. AKWA rapport 99006, RIZA rapport 99024, Lelystad.
- Harmsen, J. en M. Ferdinandy, 1999. Measured bioavailability as a tool for managing clean-up risks on landfarms. In: A. Leeson en B.C. Alleman (eds). Bioremediation Technologies for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds, Battelle Press, Columbus (pp.57-62).
- Hesteren, S. van, M.A. van de Leemkule en M.A. Pruiksma, 1998. Minimale bodemkwaliteit: een gebruiksge-richte benadering vanuit de ecologie - deel 1 metalen. Technische commissie bodembescherming, rapport R08, Den Haag.
- IKC, 1999. Functiegerichte Bodemkwaliteitssystematiek. 2. Functiegerichte bodemkwaliteitswaarden. Rapport Informatie- en Kenniscentrum Landbouw, Ede.
- IWINS, 1997. Integrale normstelling stoffen. Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen. Ministerie van VROM, publikatie nr VROM 97759/h/12-97, Den Haag.
- Kernteam A, 1999. Van trechter naar zeef – Afwegingsproces saneringsdoelstelling. ISBN 9012088437, Sdu Uitgevers, Den Haag.
- Klein, M.H.J., H.M. Beije, E.C. Gleichman-Verheijen, J.H. Faber en J.B. Latour, 1999. ExpertVisie Milieu. Een deskundigenoordeel voor Natuurverkenning '97. Werkdocument IKC Natuurbeheer nr. 181, Wageningen.
- Klink, A., 1993. Natuurontwikkeling in het rivierengebied: Omgaan met onzekerheden. Hydrobiologisch Adviesburo Klink bv Wageningen. Rapporten en Mededelingen 45 (4 september 1993), Wageningen.
- Klok, C. en A.M. 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.
- Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen en R.C. van Apeldoorn, 1998. Effecten van zware metalen op de das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging. Landschap 15: 77-86.
- Koolenbrander, J.G.M., 1995. Urgentie van bodemsanering - de handleiding. Tauw Milieu bv, SDU Uitgeverij, Den Haag.

- Korthals, G.W., 1997. Pollutant-induced changes in terrestrial nematode communities. Proefschrift Landbouwuniversiteit Wageningen, Wageningen.
- LandbouwAdviesCommissie, 1991. LAC-signaalwaarden. Signaalwaarden voor het gehalte aan milieukritische stoffen in de bodem met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde gronden. LandbouwAdviesCommissie Milieukritische Stoffen, Werkgroep Verontreinigde Gronden, Den Haag.
- Lahr, J., A. Derksen, J. Postma en L. de Poorter, 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.
- Leemkule, M.A. van de, S. van Hesteren en M.A. Pruiksmá, 1998. Minimale bodemkwaliteit: een gebruikgerichte benadering vanuit de ecologie - deel 2 immobiele organische microverontreinigingen. Technische commissie bodembescherming, rapport R08, Den Haag.
- Lexmond, Th.M., A.H. Dijkhuis, J.J.M.B. Heuer en M.F. Heuer, 1987. Zware metalen in toemaakdekken: sporen van bemesting met stadsvuil. Milieu 1987/5: 165-170.
- Lijzen, J.P.A., F.A. Swartjes, P. Otte en W.J. Willems, 1999. Bodemgebruikswaarden, methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016, Bilthoven.
- Ma W.C., A. van Kleunen, J. Immerzeel en P.G.-J. de Maagd, 1997c. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by earthworms: Assessment of equilibrium partitioning theory from *in situ* and water-only exposure studies. Environmental Toxicology and Chemistry 17: 1730-1737.
- Ma, W.C., 1990. Bioaccumulatie en effecten van schadelijke stoffen in het terrestrisch milieu, biomonitoring met regenwormen. De Levende Natuur 91: 168-173.
- Ma, W.C., H. Siepel en J.H. Faber, 1997b. Onderzoek naar mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebratenfauna. IBN-DLO rapport 289, Wageningen.
- Ma, W.C., H. Siepel en J.H. Faber, 1997a. Bodemverontreiniging in de uiterwaarden: een bedreiging voor de terrestrische macroinvertebratenfauna? Publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn en Maas", publikatie no. 72.
- Ma, W.C en A. van Kleunen, 1997. Expert-oordeel actuele ecologische risico's van bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard. Intern rapport IBN-DLO, Wageningen.
- Maas, J.L., C. van de Guchte en F.C.M. Kerkum, 1993. Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE-benadering. RIZA, notanr. 93.027, 74 pp., Lelystad.
- Marchand, M., 1997. Het voedselweb van de Rijn – een verkenning. Publicaties en rapporten van het project "Ecologisch herstel Rijn en Maas". Publicatienr. 70, RIZA, Lelystad.
- Meent, D. van de, 1999. Potentieel Aangetaste Fractie als maatlat voor toxische druk op ecosystemen. RIVM rapport nr. 607504 007, Bilthoven.
- Menke, U., M. Platteeuw, A.J. Remmelzwaal en H. Wolters, 1998. Onderzoek naar de ecologische ontwikkelingen in ontcleide uiterwaarden. Jaarverslag 1997. RIZA werkdocument 98.125X., Lelystad.

- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1994. Evaluatienota Water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 21 250, nrs. 27-28.
- Ministerie van VROM, 1994. Circulaire interventiewaarden bodemsanering, Den Haag.
- Munckhof, G.P.M. van den, M.F.X. Veul, C.A.M. van Gestel en J. Bloem, 1998. Bodemkwaliteitsparameters stimulering gebruik ecotesten. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 14, Wageningen.
- Murk, A.J., L. Legler, M.S. Denison, J.P. Giesy, C. van de Guchte en A. Brouwer, 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: 149-160.
- Nijhof, A.G., 1996. Risicobeoordeling bij bodemverontreiniging: inventarisatie van knelpunten en oplossingsrichtingen. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 4, Wageningen.
- Overmars, W., 1992. Levende rivieren. De Waal en de Winssense Waard. Bijlage bij het plan Levende Rivieren, Wereld Natuur Fonds 31 pp.
- Posthuma, L., T. Aldenberg, R. Luttik, T.P. Traas, M.A. Vaal en A. Willemsen, 1995. Methoden voor de extrapolatie van toxiciteitsgegevens uit laboratorium-studies naar doel- of aandachtsoorten. RIVM rapport nr. 719102047, Bilthoven.
- Postma, J.F. en J.H. Faber, 1999. Ecologische aspecten voor een afwegingskader voor de sanering van waterbodems, oevers en landbodems in de Biesbosch. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) Rapportnr. 99.1385, Lelystad.
- Postma, J.F., A.J.P. Oosthoek, J.H. Vos en W.H. Admiraal, 1999. Kwantificering en kwalificering van organisch koolstof als voedselbron voor macro- en meiofauna. Universiteit van Amsterdam, Sectie Aquatische Ecotoxicologie. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.
- Rademakers, J.G.M. en H.P. Wolfert, 1994. Het Rivier-Ecotopen-Stelsel: Een indeling van ecologisch relevante ruimtelijke eenheden ten behoeve van ontwerp- en beleidsstudies in het buitendijkse rivierengebied. Publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn en Maas", publikatie no.61.
- Rommelzwaal, A.J., M. Platteeuw, H. Wolters, Y. Röling en U. Menke, 1999. Onderzoek naar de ecologische ontwikkelingen in ontkleide uiterwaarden. RIZA werkdocument 99.144X., Lelystad.
- Römken, P., 1998. Effects of land use changes on organic matter dynamics and trace metal solubility in soils. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- Rutgers, M., J.H. Faber, J.F. Postma en H. Eijsackers, 1998. Locatiespecifieke ecologische risico's: Een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 16, Wageningen.

- RWS/RIZA, 1996. Afferdensche en Deestsche waarden. Inrichtingsplan. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, RIZA Nota nr. 96.054, 53 pp + kaart, Lelystad.
- Schaminée, J.H.J. en A.J.M. Janssen, 1998. Wegen naar natuurdoeltypen: ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (Sporen A en B). Rapport IKC-Natuurbeheer, nr. 26, 320 pp, Wageningen.
- 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, Bilthoven.
- Stichting Gooisch Natuurreservaat, 1998. Beheersvisie en beheersplan 1998-2007. GNR, Hilversum.
- SKB/NARIP, 1999. <http://212.189.177.128/narip/index.asp>.
- STOWA/RIZA, 1997. Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA rapport 97.42, RIZA nota 97.085, Utrecht/Lelystad.
- Stuurgroep De Venen, 1998. De Venen, gezond kloppend hart voor de Randstad. Ontwerp Plan van Aanpak De Venen, Utrecht.
- TAUW, 1997. Ecologische risicobeoordeling in natuurgebieden. Toepassing van bodembeoordeling bij sanering van verontreinigingen in natuur(ontwikkelings)gebieden. Rapport TAUW, nr. R2410122.T04/DAL, Deventer.
- Tittizer, T. en F. Krebs, 1996. Ökosystemforschung: der Rhein und seine Auen: eine Bilanz. Springer Verlag, Berlin (468 pp).
- Urk, G. van, 1981. Verandering in de macro-invertebraten fauna van de IJssel. H2O 21: 494-499.
- Verboom, J., J.H. Faber, J.T.R. Kalkhoven, J.B. Latour, P.F.M. Opdam en L. Posthuma, 1995. Milieuverkenning en fauna. Op weg naar multiple-stress modellen. IBN-rapport nr. 170, Wageningen. 86 p.
- Verkleij, J.A.C. en W.H.O. Ernst, 1991. Milieugevaarlijke stoffen en de effecten op hogere planten. In: G.P. Hekstra en F.J.M. van Linden (red.): Flora en fauna chemisch onder druk. Verslag van een nationaal symposium georganiseerd door de Nederlandse Ecologenvereniging – Oecologische Kring. Pudoc, Wageningen, pp. 81-102.
- Veterinaire Inspectie van de Volksgezondheid, 1991. Verordening Diervoeder 1986 van het Productschap Veevoeder. Veterinaire Milieuhygiënewijzer, Den Haag.
- Wereld Natuur Fonds, 1992. Levende rivieren. Rapport Wereld Natuur Fonds, 28 pp.
- Zwart, D. de, M. Rutgers, J. Notenboom, 1999. Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelings-systeem. RIVM rapport 711701011, Bilthoven.

Bijlage 1 Verklarende lijst van gebruikte afkortingen

| | |
|-------|--|
| BEVER | Beleidsvernieuwing bodemsanering |
| BGW | Bodengebruikswaarde |
| BCF | Bioconcentratiefactor |
| DSS | Decision Support System |
| EHS | Ecologische hoofdstructuur |
| FBS | Functiegerichte BodemkwaliteitSystematiek |
| LAC | LandbouwAdviesCommissie Millieukritische Stoffen |
| LSF | Life support functie |
| MTR | Maximaal toelaatbaar risico |
| NOEC | No-observed effect concentration |
| TCB | Technische Commissie Bodembescherming |
| TU | Toxic unit |
| Wbb | Wet bodembescherming |

Bijlage 2 Toelichting op de Triade-benadering

De kracht van de Triade-benadering berust op de integratie van gegevens afkomstig van drie verschillende werkterreinen, namelijk milieuchemische gegevens, resultaten van bioassays en ecologische waarnemingen (Chapman, 1986; Van de Guchte, 1995; De Zwart *et al.*, 1999). Hieronder volgt een toelichting per onderdeel.

Milieuchemie

Bij een milieuchemische schatting van ecologische effecten wordt informatie verzameld over de aanwezigheid en het gedrag van verontreinigende stoffen. Deze wordt vervolgens met behulp van toxiciteitsgegevens uit de literatuur uitgedrukt in een maat voor toxische druk (potentiële ecologische effecten).

Bij een oriënterend of nader bodemonderzoek zoals dat normaliter wordt uitgevoerd, worden nu al bodemgegevens en concentraties van prioritaire stoffen bepaald. Deze gegevensset kan gebruikt worden om ruwweg de potentiële toxische druk per stof te berekenen. Met behulp van rekenregels kan ook de potentiële toxische druk voor alle bekende stoffen samen, alsmede de toxische druk als gevolg van de verontreiniging (dat wil zeggen: gecorrigeerd voor achtergrondgehalten, hetgeen vooral bij metalen van belang is) berekend worden (De Zwart *et al.*, 1999).

De biobeschikbaarheid van een stof speelt een dominante rol in de mate waarin de ecologische eindpunten worden blootgesteld aan die stof en is dus van belang bij de berekening van potentiële ecologische effecten. Om de concentratie van metalen in het poriewater, een gangbare maat voor hun biobeschikbaarheid, met behulp van evenwichtspartitiemodellen te schatten, dient nog een aantal bodemparameters te worden bepaald, zoals de pH (CaCl₂), het gehalte aan aluminiumoxyhydroxides en het kleigehalte (De Zwart *et al.*, 1999). Eventueel kan deze concentratie ook experimenteel bepaald worden.

De biobeschikbaarheidscorrectie zoals die hiervoor is beschreven, is bedoeld voor organismen die via het poriewater worden blootgesteld aan de verontreiniging (bijvoorbeeld bodemorganismen en planten). Voor andere organismen (bijvoorbeeld zoogdieren en vogels) zijn ook andere blootstellingsroutes van belang. Voor de berekening van de toxische druk voor deze soorten dienen voedselketeneffecten geanalyseerd te worden. Deze kunnen geschat worden uit bioconcentratiefactoren (BCF) van de soorten die het voedsel vormen voor organismen hogerop in de voedselketen. BCFs kunnen uit de literatuur gehaald worden. Daarnaast dient materiaal (planten, wormen, *etc.*) van de locatie zelf verzameld en geanalyseerd te worden, zodat met behulp van de empirisch gevonden gehalten van verontreinigde stoffen een schatting kan worden gemaakt van de werkelijke doorvergiftiging en de potentiële voedselketeneffecten.

De toxische druk kan geschat worden op basis van beschikbare literatuurgegevens voor alle soorten en processen volgens een generieke benadering. De toxische druk kan ook geschat worden voor specifieke soorten, sleutelsoorten of processen als de relevante literatuurgegevens beschikbaar zijn. En alternatief is om hiervoor data van verwante laboratoriumsoorten te gebruiken.

Bioassays

Bioassays met bodemonsters geven inzicht in de daadwerkelijk aanwezige toxiciteit op de locatie. Bij bioassays worden testorganismen onder gecontroleerde condities in het veld of in het laboratorium blootgesteld aan bodemmateriaal van de (verontreinigde) locatie. Een belangrijk verschil met de milieuchemische beoordeling is dat in bioassays impliciet rekening wordt gehouden met onbekende en niet-geanalyseerde stoffen en met mengspecifieke effecten (antagonisme, additie, *etc.*), en met de actueel aanwezige biobeschikbare fractie.

Bijlage 2 Toelichting op de Triade-benadering (vervolg)

Een flink aantal bioassays is gestandaardiseerd en bruikbaar voor locatiespecifieke risicobeoordeling (zie AKWA/RIZA, 1999; Bierkens *et al.*, 1997; Bioclear *et al.*, 1998; Lahr *et al.*, 1999; Van den Munckhof *et al.*, 1998; STOWA/RIZA 1997), zoals Microtox, Daphnia IQ, Thamnotoxkit, toetsen met algen, regenwormen, potwormen, nematoden, pissebedden, springstaarten, bacteriën en diverse bioassays met planten (kieming, groei). Elke bioassay kan in principe een ander testresultaat opleveren als gevolg van een differentiële respons voor stoffen uit complexe mengsels en verschillen in gevoeligheid tussen de toetsorganismen en blootstelling tijdens het experiment. Er zijn acute, kortdurende bioassays en chronische bioassays. De laatste zijn meestal gevoeliger. Een batterij met bioassays levert het nauwkeurigste testresultaat, maar voor de toepassing van de Triade-benadering is dit niet altijd nodig.

Ecologische waarnemingen

Waarnemingen aan het ecosysteem geven inzicht in de ecologische toestand van de locatie. Dit lijkt het meest relevante onderdeel van de Triade-benadering, omdat het daadwerkelijke effect van de verontreiniging op de ecologie uiteindelijk het finale doel van een risicobeoordeling is. Hier schuilt echter een addertje onder het gras. Aan de ene kant is het moeilijk om überhaupt ecosysteemveranderingen aan te tonen. Aan de andere kant zijn de waargenomen ecosysteemveranderingen vaak niet duidelijk gekoppeld aan de aanwezige verontreiniging, met andere woorden het oorzakelijke verband tussen ecologisch effect en verontreiniging is moeilijk aantoonbaar.

De locatie kan worden geïnventariseerd voor wat betreft de aantallen en soorten organismen en worden vergeleken met een referentielocatie of referentiegegevens. Bij een ecologische inventarisatie van hogere dieren (kleine zoogdieren, vogels) dient rekening te worden gehouden met het feit dat hun areaal vaak veel groter is dan het verontreinigde oppervlak, zodat de blootstelling kleiner is dan op grond van de verontreiniging verwacht wordt.

Bij de soortspecifieke benadering wordt de nadruk gelegd op de aanwezigheid en abundantie van specifieke soorten. Deze benadering sluit goed aan op het natuurbeleid met natuurdoeltypen en doelsoorten (Bal *et al.*, 1995). Het nadeel van deze benadering is dat het vaak om zeldzame soorten gaat of soorten waarvan relatief weinig gegevens beschikbaar zijn voor wat betreft hun gevoeligheid voor verontreinigingen. Bovendien is het niet mogelijk om bioassays met doelsoorten uit te voeren. Een mogelijkheid is om gebruik te maken van biomarkers waarbij effecten op bijvoorbeeld enzymfuncties of histologie bij grotere organismen (vissen, vogels) kan worden bepaald (Bierkens *et al.*, 1997; Murk *et al.*, 1996).

Een aanvullende benadering is gebaseerd op de “gezondheid” van het ecosysteem, de zogenaamde *life support* functies (LSF). Bij dit onderdeel wordt de beoordeling gericht op zogenaamde sleutelsoorten en bodemprocessen zoals stofkringlopen (Faber, 1997; Schouten *et al.*, 1997). Deze zijn voor alle bodems belangrijk waardoor het relatief eenvoudig is om onderzoeksparameters die op LSF zijn gebaseerd op elkaar af te stemmen. Organismen die belangrijk zijn voor LSF zijn bijvoorbeeld micro-organismen, schimmels, nematoden, protozoën, wormen, mijten, springstaarten, fytoplankton, zoöplankton, macrofyten, diverse evertebraten en andere macrofaunasoorten. Het belang van een goed functionerende (water)bodem kan niet overschat worden, ondanks het feit dat de processen, en veel van de organismen die daar verantwoordelijk voor zijn, aan het blote oog zijn onttrokken.