

RIVM rapport 711701 011

**Bepaling van het locatiespecifieke  
ecologische risico van bodemverontreiniging:  
een opzet voor een beoordelingssystematiek**

D. de Zwart, M. Rutgers en J. Notenboom

januari 1999

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, in het kader van project 711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

## Voorwoord

In dit rapport wordt een aanzet gegeven voor een systematiek voor de beoordeling van locatiespecifieke ecologische risico's van bodemverontreiniging. Het ontsluiten van relevante kennis die bij een locatiespecifieke risicobeoordeling ingezet kan worden was één van de belangrijkste peilers van het project. De auteurs zijn Tjalling Jager, Olivier Klepper, Willie Peijnenburg, Ton Schouten, Jaap Struijs, Frank Swartjes, Theo Traas en Anke Wolthoorn zeer erkentelijk voor hun bijdragen in woord en tekst. Hun bijdragen vormden de basis van het in dit rapport beschreven voorstel voor een beoordelingssystematiek.

# Inhoud

<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Samenvatting</b> .....	<b>5</b>
<b>1. Inleiding</b> .....	<b>6</b>
1.1 <i>Waarom een nieuwe beoordelingssystematiek</i> .....	6
1.2 <i>Het gebruik van effectgeoriënteerde gegevens</i> .....	7
1.3 <i>Leeswijzer</i> .....	8
<b>2. Analyse van eisen en mogelijkheden</b> .....	<b>9</b>
2.1 <i>Risicoaspecten bij bodemverontreiniging</i> .....	9
2.2 <i>Gebruikte methoden van risicoinventarisatie</i> .....	10
2.2.1 <i>Kosteneffectiviteit door een getrapte benadering</i>	10
2.2.2 <i>Schatting van het actueel ecologische risico vereist een integrale benadering</i>	10
2.2.3 <i>Kwantificering en integratie van Triade-resultaten</i>	12
<b>3. De Triade nader uitgewerkt</b> .....	<b>14</b>
3.1 <i>Risicobeoordeling van toxische druk: DE CHEMISCHE BENADERING</i> .....	14
3.1.1 <i>Het toxiciteitsquotiënt (TQ)</i>	14
3.1.2 <i>De PAF-waarde als alternatief voor het TQ</i>	14
3.1.3 <i>Ecotoxicologisch risico betrokken op bioaccumulatie</i>	17
3.1.4 <i>Biobeschikbaarheid en het locatiespecifieke risico</i>	17
3.2 <i>Risicobeoordeling van toxische druk: BIOASSAYS</i> .....	21
3.3 <i>Risicobeoordeling van toxische druk: ECOLOGISCHE VELDGEGEVENS</i> .....	24
<b>4. De aanzet tot een DSS</b> .....	<b>27</b>
4.1 <i>Conclusies uit het voorgaande</i> .....	27
4.2 <i>Beoordelingsschema</i> .....	27
4.3 <i>STAP 1: Definitie van het huidige of gewenste landgebruik</i> .....	29
4.4 <i>STAP 2a: Formuleren van minimale ecologische eisen i.r.t. bodemgebruik</i> .....	29
4.5 <i>STAP 2b: Formuleren van meetbare indicatoren ecotoxicologisch risico</i> .....	31
4.6 <i>STAP 2c: Formuleren van kritieke meetwaarden van indicatoren</i> .....	36
4.7 <i>STAP 3: Risico evaluatie</i> .....	38
4.7.1 <i>Het begrip "ECOSYSTEEM"</i>	38
4.7.2 <i>Het meewegen van de ruimtelijke aspecten van bodemverontreiniging</i>	39
4.7.3 <i>Het meewegen van de uniciteit van blootgestelde ecosystemen</i>	40
4.7.4 <i>Een integrale Triade-beoordeling in kwantitatieve termen</i>	40
4.7.5 <i>De inrichting van een getrappt evaluatiesysteem</i>	42
4.7.6 <i>De factor tijd bij de beoordeling van locatiespecifieke risico's</i>	42
<b>5. Conclusies en aanbevelingen</b> .....	<b>43</b>
<b>Literatuur</b> .....	<b>44</b>
<b>Bijlage 1 Verzendlijst</b> .....	<b>47</b>

## **Abstract**

Assessment of site-specific ecological risks of soil contamination can be used for determining the urgency of remediation and remediation goals, for spatial planning of landuse at a site, and for developing measures to cope with soil contamination within the soil management system. This report describes a framework for site-specific ecological risk assessment taking into account landuse, soil and contamination characteristics, and the ecology at the site. The framework is essentially a decision support system (DSS) consisting of three elementary steps: 1. definition of actual or desired landuse; 2. summing up site-specific ecological aspects related to this landuse; 3. setting up instrumentation according to a Triad approach based on integrated analysis of different site-specific sources of information (environmental chemistry, toxicity, ecology). Three tiers of preciseness can be applied; qualitative, semi-quantitative, and fully quantitative. The proposed DSS is a prototype which should be applied in practice in order to test its applicability and expressiveness.

## Samenvatting

De huidige Wet bodembescherming verwijst naar een heel eenvoudige systematiek voor het beoordelen van de ecotoxicologische risico's ten behoeve van de saneringsurgentie van ernstige bodemverontreinigingsgevallen op grond van actuele risico's. In dit rapport wordt een opzet gegeven voor een nauwkeuriger en meer op de locatie afgestemd beoordelingssysteem voor ecologische risico's van bodemverontreiniging. De methodiek is breder toepasbaar dan alleen bij gevallen van ernstige bodemverontreiniging en is gebaseerd op de uitgangspunten voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging, zoals onlangs zijn geformuleerd door een werkgroep van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek.

De voorgestelde methodiek omvat een drietal stappen. Allereerst wordt het bodemgebruik i.r.t. de bestemming vastgelegd. Vervolgens worden ecologische aspecten afgeleid die met het betreffende bodemgebruik te maken hebben. Door middel van een beoordelingsinstrumentarium bestaande uit een set meetbare ecologische indicatoren vindt tenslotte een toetsing met van tevoren vastgelegde beoordelingscriteria plaats. De resultaten van de beoordeling kunnen gebruikt worden voor de bepaling van de urgentie van sanering, om maatregelen te initiëren en te evalueren, om te prioriteren tussen locaties, bij het reduceren van risico's bij de ruimtelijk inrichting van gebieden voor diverse vormen van bodemgebruik en voor het afstemmen van maatregelen binnen het kader van actief bodembeheer.

Het beoordelingsinstrumentarium (DSS) gaat uit van de toepassing van de Triade-benadering welke is gebaseerd op een gelijktijdige beoordeling van milieuchemische, locatiespecifieke ecotoxicologische en ecologische informatie. Deze opzet resulteert in een nauwkeurige ecologische risicobeoordeling op basis van een standaard bodemkundig onderzoek en aanvullende gegevens, omdat de kans op het optreden van een vals positieve of vals negatieve beoordeling wordt geminimaliseerd. Het DSS is stapsgewijs uitgewerkt zodat desgewenst volstaan kan worden met een kwalitatieve beoordeling, een semi-kwantitatieve beoordeling, of een beoordeling waarin de 'state-of-the-art' in de ecologische risicobeoordeling volledig benut wordt.

In dit rapport wordt een aanzet gegeven voor de uitwerking van het beoordelingsinstrumentarium welke beoogd om de informatie uit de verschillende beoordelingsaspecten van de Triade zoveel mogelijk te integreren. Naast de eigenschappen van de verontreiniging en de locatie wordt voorgesteld om de omvang en de uniciteit van het blootgestelde ecosysteem in het oordeel te betrekken.

De in dit rapport beschreven methodiek kent verschillende aspecten waarvan de toepasbaarheid en zeggingskracht in de praktijk moeten blijken. De systematiek moet dan ook vooral worden gezien als een raamwerk waarmee aan de hand van toepassing op een aantal locatiestudies praktijkervaring kan worden opgedaan. Deze toetsing in de praktijk zal tot wijzigingen en bijstellingen leiden. Het hoofddoel is om uiteindelijk tot een in de praktijk bewezen, operationaliseerbaar en zo breed mogelijk toepasbaar beoordelingssysteem te komen.

# 1. Inleiding

## 1.1 Waarom een nieuwe beoordelingssystematiek

### *Actueel risico*

Bij de vigerende praktijk van de beoordeling van de bodemkwaliteit gelden uitsluitend richtlijnen, wet- en regelgeving en criteria voor zover er sprake is van ernstige verontreiniging (TCB, 1992, 1994; VROM, 1994). De hiervoor opgestelde regels zijn uitsluitend bedoeld om de urgentie van een eventuele sanering te bepalen. De urgentie van sanering wordt hierbij voor ecosystemen slechts afgemeten aan het verontreinigde volume, de ecologische gevoeligheid van het gebied en de mate van HC<sub>50</sub>-overschrijding van het gemeten concentratieniveau van verontreinigende stoffen. De inwerkingtreding saneringsregeling *Wet op de Bodembescherming* (WBB) (VROM, 1994) hanteert expliciet de mogelijkheid om een locatiespecifieke nuancering van de beoordeling aan te brengen:

*“De kern van de urgentiesystematiek luidt: een geval van ernstige verontreiniging is urgent tenzij voor alle drie de aspecten (mens, ecosysteem of verspreiding) aangetoond is of aannemelijk gemaakt is, dat er geen sprake is van een zodanig actueel risico dat de aangegeven criteria overschreden worden.....”*

In deze formulering wordt de aanduiding *actueel risico* gebruikt om aan te geven dat het optreden van effecten op de locatie de primaire drijfveer is om over te gaan tot een urgente sanering. Met betrekking tot de ecologische risico-evaluatie kunnen de criteria voor concentraties en verontreinigd volume zonder een nuancering naar biologische beschikbaarheid en de mate van blootstelling van organismen, niet anders dan absoluut worden geïnterpreteerd. Een nieuwe beoordelingssystematiek die invulling geeft aan de bepaling van het actuele risico moet dus rekening houden met het optreden van ecologische effecten, waarin de lokaal optredende biologische beschikbaarheid en blootstellingsroutes zijn verdisconteerd. Het hier in grote lijnen voorgestelde beoordelingssysteem geeft een duidelijke invulling aan een actueel effectgerichte risicoschatting op basis van deze uitgangspunten.

### *Locatiespecifieke beoordeling*

Kijkend in de schatkist van de Staat der Nederlanden, heeft men de afgelopen jaren geconstateerd, dat een beoordelingssystematiek die geen ruimte laat voor nuancering naar het huidige dan wel toekomstige bodemgebruik, op termijn tot grote problemen zal leiden, in de zin van een te kostbare en daardoor in het maatschappelijke oordeel te trage opschoning van Nederland. Met een nuancering van de kwaliteitsbeoordeling naar bodemgebruikscategorie hoopt het hier voorgestelde beoordelingssysteem het locatiespecifieke element voor ecosystemen te ondervangen. Deze studie borduurt voort op de uitgangspunten voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreinigingsgevallen zoals weergelegd in Rutgers *et al.* (1998).

*Universeel toepasbaar*

Verder wordt de laatste jaren de behoefte gevoeld om over een eenduidig ecotoxicologische beoordelingsinstrumentarium te kunnen beschikken waarmee het bepalen van de bodemkwaliteit ook mogelijk wordt voor verontreinigingsgevallen onder interventiewaarden.

## 1.2 Het gebruik van effectgeoriënteerde gegevens

Biologische metingen van de kwaliteit van de omgeving worden traditioneel als aanvullingen beschouwd ten opzichte van chemische analyses. Een belangrijk voordeel is dat de respons in biologische systemen steeds het resultaat is van de biologisch beschikbare fractie van het totaal aan verontreinigende stoffen en dat blootstellingsverschillen in tijd en ruimte worden geïntegreerd. Op deze wijze wordt niet alleen de invloed van het omringende milieu op de beschikbaarheid van de verontreinigende stoffen in rekening gebracht maar eveneens de mogelijke interacties tussen de verontreinigende stoffen onderling (inclusief metaboliëten). Biologische metingen hebben echter ook nadelen ten opzichte van chemische metingen. De belangrijkste is wel dat het niet duidelijk is welke stoffen precies verantwoordelijk zijn voor de optredende respons. Dit bemoeilijkt de planning en uitvoering van saneringsmaatregelen. Bij de interpretatie van biologische metingen dient onderscheid gemaakt te worden tussen de natuurlijke fluctuatie van biologische systemen, de respons op variabele milieufactoren (inclusief van nature aanwezige toxische stoffen) en de afwijkingen door blootstelling aan toxische milieuverontreinigende stoffen. Hiertoe zijn geschikte referentiesituaties nodig die het liefst een hoge mate van overeenkomst vertonen met de te beoordelen situatie en slechts verschillen in de mate van verontreiniging. De keuze van dergelijke referenties is vaak moeilijk of zelfs onmogelijk vanwege de ruimtelijke variatie in bodemeigenschappen en de veelvuldig voorkomende anthropogene invloeden.

*Tabel 1.1. Een raamwerk voor de relaties tussen de respons bij blootstelling aan toxische stoffen op verschillende niveaus van biologische organisatie, inclusief voorgestelde terminologie (naar van Gestel & van Brummelen, 1996).*

	effectniveaus			
	biochemische en fysiologische processen (suborganismaal)	individuele organismen (soorten)	populaties (soorten)	levensgemeenschappen en ecosystemen
<b>'endpoints'</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• enzym activiteit</li> <li>• stress proteïne</li> <li>• DNA adducts</li> <li>• etc.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• overleving</li> <li>• reproductie</li> <li>• groei</li> <li>• gedrag</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• populatiegroei</li> <li>• elheid</li> <li>• populatie</li> <li>• dichtheid</li> <li>• extinctie risico</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• soorten</li> <li>• samenstelling</li> <li>• abundanties</li> <li>• functies</li> </ul>
<b>meetmethode</b>	biochemische methoden	laboratorium toxiciteitsexperiment en	demografie/voorspelling vanuit laboratoriumtesten en levensgeschiedenisgegevens	analyse van levensgemeenschap structuur en ecologische processen
<b>voorkeursterm</b>	biomerker	ecotoxiciteitstest, bioassay	bioindicator	ecologische indicator

In Tabel 1.1 staan de verschillende niveaus van biologische organisatie in een risico-beoordeling en een indicatie voor het type biologische meetmethode dat daarvoor wordt gehanteerd.

### 1.3 Leeswijzer

De inleiding in de voorgaande paragrafen gaat in op de drijfveren die hebben geleid tot het formuleren van een nieuwe effectgerichte beoordelingssystematiek voor bodemverontreiniging, waarin de trefwoorden *actueel*, *locatiespecifiek* en *universeel toepasbaar* de boventoon voeren (zie ook Rutgers *et al.* 1998).

Om de eisen aan een nieuwe beoordelingsmethode te formuleren is in hoofdstuk 2 een analyse gemaakt van de aspecten die bij de beoordeling van bodemverontreiniging van belang zijn. Deze analyse wordt gevolgd door een literatuuroverzicht van ontwikkelingen die (inter)nationaal bij kunnen dragen aan de invulling van een dergelijk systeem.

Op grond van de constatering dat een effectgerichte bodemkwaliteitsbeoordeling het meest betrouwbaar kan worden uitgevoerd door toepassing van een zogenaamde Triade-benadering, wordt in hoofdstuk 3 een overzicht gegeven van de ten dienste staande analysemethoden ten behoeve van de drie aspecten die in zo'n benadering centraal staan: chemische beoordeling, bioassays of toxicologische beoordeling en ecologische veldwaarnemingen. Dit gebeurt in combinatie met een getrapte benadering die doorgaans als kosteneffectief wordt beschouwd.

Hoofdstuk 4 geeft een aanzet voor de inrichting van een Beslisondersteunend Systeem (BOS) of Decision Support Systeem (DSS) dat gebaseerd is op de uitvoering van een universeel getrapte Triade-onderzoek met bodemgebruiksafhankelijke beoordelingscriteria.

Achtereenvolgens zullen hierin de volgende deelaspecten aan de orde komen:

- Definitie van het huidige of gewenste landgebruik.
- Formuleren van minimale ecologische eisen i.r.t. bodemgebruik.
- Formuleren van meetbare indicatoren ecotoxicologisch risico.
- Formuleren van kritieke meetwaarden van indicatoren i.r.t. bodemgebruik.
- Risicoevaluatie en integratie van gegevens.

In hoofdstuk 5 worden conclusies getrokken over de te verwachten toepasbaarheid en worden aanbevelingen gedaan voor de implementatie van een nieuw beoordelingssysteem.



## 2. Analyse van eisen en mogelijkheden

### 2.1 Risicoaspecten bij bodemverontreiniging

Bij een integrale en locatiespecifieke beoordeling van het ecologisch risico verbonden aan bodemverontreiniging zijn een aantal risicoaspecten gerelateerd aan de **soort** verontreiniging:

1. De concentraties van individuele toxicanten waarvoor grenswaarden zijn gesteld
2. De mogelijke aanwezigheid van *onbekende of niet gereguleerde* contaminanten
3. De biologische beschikbaarheid van de contaminanten
4. De intrinsieke toxiciteit van de individuele contaminanten
5. De combinatiewerking van het (onbekende) mengsel aanwezige contaminanten
6. De mogelijke aanwezigheid van niet aan toxiciteit gerelateerde verstoringsfactoren

De aard van de contaminanten heeft eveneens implicaties voor mogelijk spontaan optredende **veranderingen** van de verontreinigingssituatie **in de tijd**:

7. De kans op het optreden van uitgestelde effecten als gevolg van traag optredende processen als *stapeling* (bioaccumulatie) en *doorvergiftiging* (biomagnificatie)
8. Veranderende abiotisch omstandigheden of *veroudering* van de verontreiniging kan op termijn toename of reductie van ecologisch risico teweeg brengen
9. Voortschrijdende biologische afbraak kan op termijn een reductie van het ecologisch risico teweegbrengen, of een toename indien toxische intermediären zich ophopen
10. Voor mobiele contaminanten zal een uitspoeling naar het grondwater de omvang van de verontreiniging doen toenemen bij een lagere lokale blootstelling

Verder dienen de ruimtelijke en ecologische kenmerken van de blootgestelde **receptoren** (= (deel)elementen van het blootgestelde ecosysteem) te worden betrokken:

11. De blootstellingsroute is sterk afhankelijk van het soort organisme (levenswijze, standplaats, bewegingsgedrag en voedselkeuze)
12. De (oorspronkelijke) aanwezigheid van specifiek gevoelige (ken)soorten
13. Specifiek te beschermen soorten en/of ecosysteemfuncties
14. Afwijkingen in de diversiteit van de levensgemeenschap t.o.v. de oorspronkelijke levensgemeenschap
15. Soortspecifieke abundantie of biomassa van de oorspronkelijke levensgemeenschap (opname referentiegebied)
16. Areaalgrootte van het beschouwde ecosysteem
17. Unicitéit (zeldzaamheid)
18. Natuurwaarde
19. e.d.

Tevens is het van belang rekening te houden met deelaspecten die te maken hebben met de **omvang en overige ruimtelijke aspecten** van de verontreiniging (mogelijk in relatie tot de areaalgrootte van het blootgestelde ecosysteem):

20. De omvang van de verontreiniging in oppervlakte- of volume-eenheden
21. De ruimtelijke verdeling van de verontreiniging (gradiënten en *patchiness*)

Veel van deze aspecten zijn niet alleen voor een ecologische risicobeoordeling van belang maar ook voor een beoordeling van het risico voor de mens en het verspreidingsrisico.

## 2.2 Gebruikte methoden van risicoinventarisatie

### 2.2.1 Kosteneffectiviteit door een getrapte benadering

Met name in Canada (Gaudet 1994; CCME 1997) en Australië (Chek 1996) gaat men er van uit dat een goede en kosteneffectieve ecologische risico-evaluatie van bodem- en sedimentverontreiniging uitsluitend kan worden uitgevoerd volgens een getrap (gefaseerd, gelaagd, stapsgewijs) systeem. In een dergelijk beoordelingsstelsel – dat veelal uit drie treden of tiers bestaat – wordt in de opeenvolgende fasen het ecologisch risico steeds **kwantitatiever** en in meer **locatiespecifieke** en **realistische** termen weergegeven. Dit wordt bereikt door in opeenvolgende evaluatiestappen gebruik te maken van gegevens die zijn verkregen door toepassing van diepgaander en meer complexe, dus duurder onderzoeksmethoden. De beoogde kosteneffectiviteit wordt bereikt door na uitvoering van elke evaluatiestap de meetresultaten te vergelijken met tevoren vastgelegde beoordelingscriteria voor absoluut aanvaardbaar- en absoluut onaanvaardbaar risico, waarna slechts tot verdergaand onderzoek wordt besloten indien de beoordelingsresultaten zich bevinden in het *grijze gebied* daartussen.

### 2.2.2 Schatting van het actueel ecologische risico vereist een integrale benadering

Een aantal van de best uitgewerkte beoordelingsstelsels voor locatiespecifiek risico van bodemverontreiniging (Canada- Gaudet, 1994; CCME, 1997; Australië- Chek, 1996) gaan uit van de noodzaak tot het formeel onderscheiden van verschillende typen analyse die uiteindelijk culminerend in een beoordeling van het ecologisch risico:

- a) Probleemidentificatie dient een antwoord te geven omtrent de aard, de intensiteit en de omvang van de verontreiniging.
- b) “Hazard assessment” evalueert wat bekend is over de werkingsmechanismen en de intrinsieke toxiciteit van de vastgestelde verontreiniging (concentratie/effect relaties) op basis van literatuurgegevens of generieke kwaliteitsdoelstellingen.
- c) Receptoranalyse moet inzicht verschaffen omtrent de ecosysteemcomponenten (soorten en functies) die mogelijk in contact komen met de verontreiniging.
- d) Blootstellingsanalyse geeft uitsluitend over de daadwerkelijke blootstelling van de receptoren aan de aanwezige verontreiniging, waarbij rekening wordt gehouden met de biologische beschikbaarheid en receptorafhankelijke blootstellingsroutes.
- e) Ecologische risicoanalyse, tenslotte, integreert de resultaten van de voorgaande analyses tot een kwalitatieve dan wel kwantitatieve maat voor het ecologisch risico.

Verscheidene auteurs (Chapman, 1986, 1996; Suter, 1993; Warren-Hicks *et al.*, 1989; Pascoe, 1993; Pascoe *et al.*, 1993; Van de Guchte, 1992) stellen dat een zogenaamde Triade-benadering een goede ingang geeft bij een locatiespecifieke ecologische risico-evaluatie van bodem- en sedimentverontreiniging. De Triade-benadering is door Chapman (1986) voor het eerst toegepast voor een kwalitatieve beoordeling van locaties met mogelijk verontreinigde sedimenten. Het woord Triade duidt in dit geval op het uitvoeren en interpreteren van een geïntegreerd onderzoek dat opgebouwd is uit drie componenten:

- Milieuchemisch onderzoek naar stofconcentraties, beschikbaarheid en accumulatie.
- Ecotoxicologisch onderzoek met behulp van bioassays in lab en/of veld.
- Ecologische inventarisatie waaruit een in het veld waarneembare aantasting van ecosysteemstructuur of functie kan worden afgeleid.

Zonder te refereren aan de Triade-benadering hebben Burmaster *et al.* (1991) en Menzie *et al.* (1992) voor respectievelijk gecontamineerde riviersedimenten en een terrestrisch ecosysteem de resultaten van ecologische veldstudies (soortsamenstelling bodemfauna) vergeleken met de resultaten van chemische analyses (bioaccumulatie) en laboratorium bioassays. Juist vanwege het feit dat in beide onderzoeken enkele Triade-resultaten elkaar tegenspraken, werd geconcludeerd dat een betrouwbare schatting van actueel risico uitsluitend kan worden gebaseerd op een integrale evaluatie van chemische en biologische informatie.

Met de combinatie van chemische analyses, veldstudies en bioassays kunnen **oorzaak-gevolg relaties zichtbaar** worden gemaakt. In het Triade-onderzoek worden in de veldsituatie optredende effecten pas toegeschreven aan de nadelige of schadelijke toestand van de bodem, als óók op basis van bioassays de toxiciteit van het bodemmateriaal is komen vast te staan (Van de Guchte *et al.*, 1996). De nadruk in deze systematiek ligt op de **diagnose** met inbegrip van de samenhang tussen effecten. Wanneer tot sanering wordt overgegaan om de risico's voor het ecosysteem te reduceren, is een dergelijke inzicht in de oorzaak van de waargenomen effecten onontbeerlijk (Den Besten *et al.* 1995).

Bij de Triade-benadering dienen de verschillende typen onderzoek om het oordeel in kwalitatieve termen te onderbouwen met een zogenaamd *weight of evidence* volgens onderstaande scoringstabel (Tabel 2.1).

Tabel 2.1. Scoringstabel voor de sediment Triade (naar Chapman, 1996).

Chemische normoverschrijding aangetoond	Toxiciteit aangetoond	Ecologische veranderingen waargenomen	Conclusies
I	II	III	
+	+	+	Sterk bewijs voor aantasting door toxische stoffen
-	-	-	Sterk bewijs tegen aantasting in het algemeen
+	-	-	Verontreiniging aanwezig, maar contaminanten zijn niet biologisch beschikbaar
-	+	-	Onbekende toxicanten aanwezig met geringe biologische beschikbaarheid
-	-	+	Waargenomen veranderingen worden niet veroorzaakt door toxicanten
+	+	-	Toxische contaminanten zijn aanwezig en biologisch beschikbaar, maar resulteren niet in ecologische veranderingen. Meer onderzoek nodig.
-	+	+	Ecologische aantasting wordt mogelijk veroorzaakt door onbekende toxicanten
+	-	+	Contaminanten zijn niet biologisch beschikbaar, derhalve worden de aangetoonde effecten veroorzaakt door andere verstoring

In Tabel 2.2 worden de in paragraaf 2.2 onder 1) t/m 21) vermelde deelaspecten van bodemverontreiniging alsmede de in deze paragraaf onder a) t/m e) genoemde typen analyse gehecht aan de drie-eenheid van de Triade-benadering.

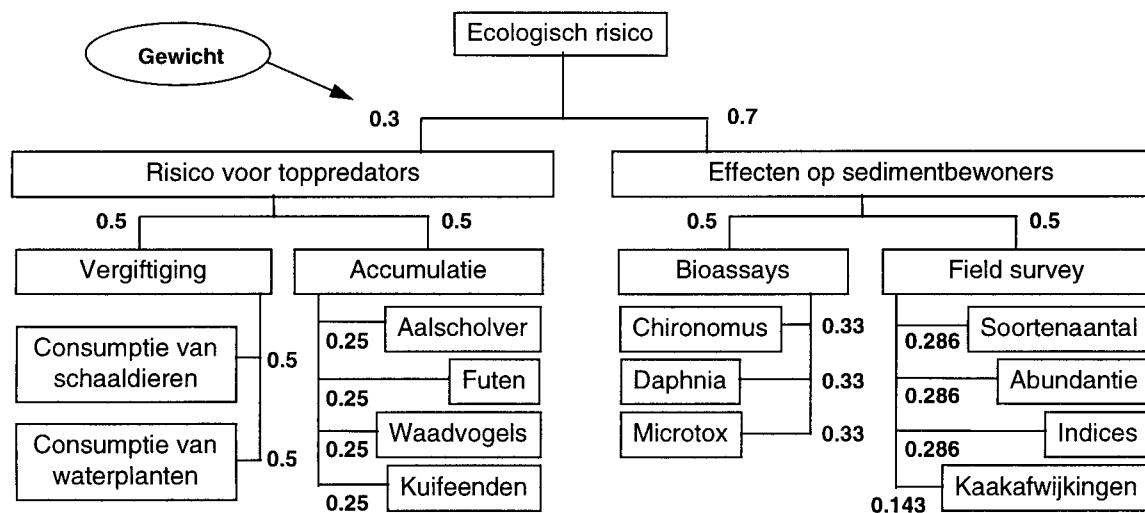
Tabel 2.2. Geschiktheidsevaluatie van de Triade-benadering.

Triade	Deelaspecten van ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging		Typen analyse	
I Milieu-chemie	1)	Een net van concentratie-metingen geeft informatie over aard, omvang en intensiteit van verontreiniging	a)	Integratie van voornamelijk probleem-identificatie, "hazard assessment" en blootstellings-analyse
	20)			
	21)			
	1)	Gemeten concentraties tezamen met biologische beschikbaarheid worden afgezet tegen intrinsieke toxiciteit van aangetroffen stoffen	d)	
	3)			
	4)			
	7)			
	8)	Kennis omtrent kenmerken van aangetroffen stoffen maakt een schatting mogelijk van veroudering, afbraak, accumulatie en mobiliteit	e)	
	9)			
	10)			
II Toxiciteit	2)	Bioassays geven inzicht in de gecombineerde werking van biologisch beschikbare bekende en onbekende stoffen	abd)	Integratie van probleem- definitie en realistische gevaren classificatie
	3)			
	5)			
III Ecologie	6)	Ecologische opnamen en classificatie van levensgemeenschappen geeft inzicht in blootstellingsroutes en overall ecosysteemaantasting	cd)	Integratie van receptor- en blootstellings-analyse
	11)			
	t/m19)			

Uit Tabel 2.2 kan worden geconcludeerd dat de onderscheiden risicoaspecten van bodemverontreiniging grotendeels ondergebracht kunnen worden in een Triade-benadering, en dat ook alle onderscheiden typen analyse aan bod komen. Ondanks dit gunstige vooruitzicht, zijn de mogelijkheden voor succesvolle toepassing van het door Chapman (1986, 1996) voorgestelde beoordelingssysteem bij het vergelijkenderwijs prioriteren van saneringslocaties tamelijk gering, als gevolg van het voornamelijk kwalitatieve karakter van het risico-oordeel.

### 2.2.3 Kwantificering en integratie van Triade-resultaten

De Triade geeft indicaties voor een drietal risico-componenten (chemie, toxiciteit en ecologische veranderingen) die door hun weergave op verschillende schaal moeilijk zijn te integreren tot een **geïntegreerd** kwaliteitsoordeel. Het ontwikkelen van een mogelijkheid om de resultaten van een bodemkwaliteits-Triade in meer kwantitatieve termen weer te geven, waarbij de verschillende risico-componenten tevens op een meer vergelijkbare schaal zijn te plaatsen zal de toepasbaarheid van de benadering aanzienlijk verhogen. Hiervoor is door Den Besten *et al.* (1995) en Den Besten (1993), in navolging van Saaty (1980), een methode toegepast die is gebaseerd op zgn. Multi-Criteria Analyse (MCA). Hierbij wordt aan elk criterium (=Triade-observatie) een score tussen 0 en 1 toegekend om het ecologische risico te classificeren (0=laag risico: 1=hoog risico). Vervolgens wordt aan de criteria een plaats en gewicht toegewezen in een hiërarchische structuur, waarvan een voorbeeld is gegeven in Figuur 2.1.



Figuur 2.1. Voorbeeld van een criterium hiërarchie met de daarbij behorende gewichten (Den Besten et al., 1995).

Om het totale ecologische risico (eveneens op een schaal tussen 0 en 1) te kwantificeren worden in alle lagen afzonderlijk de produkten van criteriumscore en het daarbij behorende gewicht gesommeerd. Deze bewerking komt neer op het berekenen van een **complex-gewogen rekenkundig gemiddelde** van de criteriumscores. Door de aard van het rekenkundig gemiddelde wordt een zeer hoog risico voor een enkel criterium gemaskeerd door een overwicht aan laag scorende criteria.

Vanwege de overweging dat *de ketting zo sterk is als de zwakste schakel* wordt bij een soortgelijke kwantificering (of indexering) van het risico door Bach (1980) voorgesteld om de risicoscore per criterium eerst om te rekenen naar een complementaire score voor ecologische compatibiliteit (1-risico). De scores voor het complementair risico worden vervolgens, eventueel na weging, **geometrisch** gemiddeld, waardoor een enkele waarneming die indicatief is voor een hoog ecologisch risico (lage score) "harder doorspreekt" in de uiteindelijke maat voor het gecombineerde ecologische risico.

## 3. De Triade nader uitgewerkt

### 3.1 Risicobeoordeling van toxische druk: DE CHEMISCHE BENADERING

#### 3.1.1 Het toxiciteitsquotiënt (TQ)

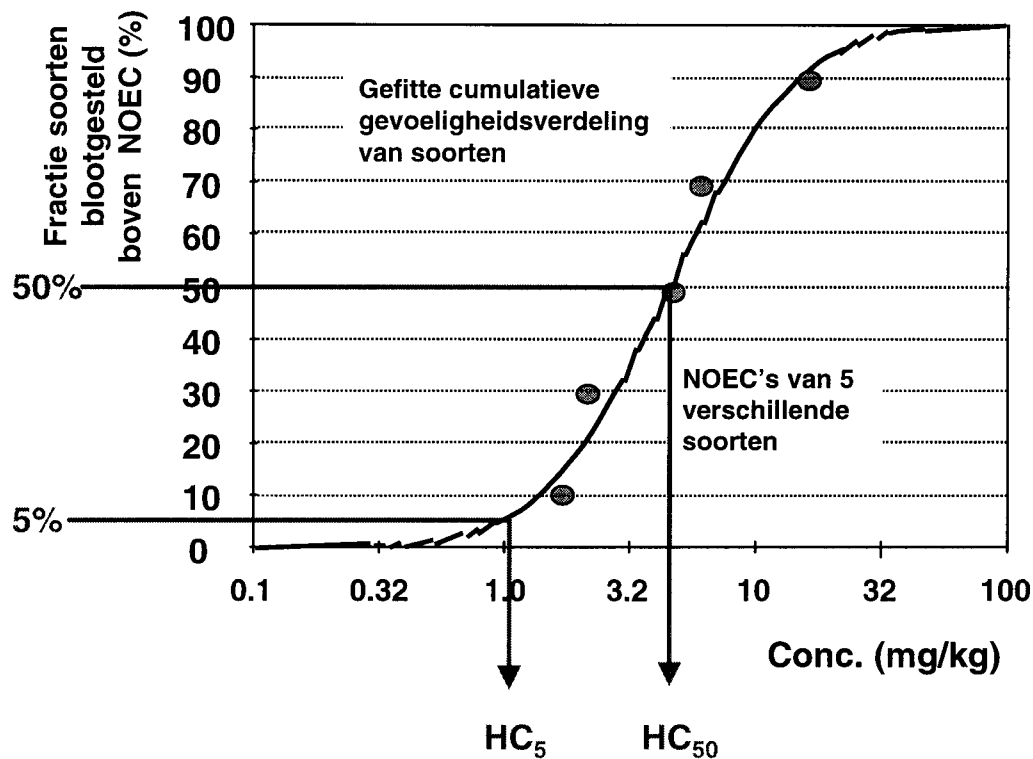
Veelal wordt het ecologisch risico voor alle onderscheiden receptoren (levensgemeenschap, populaties van individuele soorten of groepen soorten en ecosysteemprocessen/functies) weergegeven als een zgn. toxiciteitsquotiënt (TQ), waarin de geschatte blootstellingsconcentratie (PEC = predicted environmental concentration) wordt gedeeld door de concentratie waarbij effecten nog net geacht worden achterwege te blijven (PNEC = predicted no effect concentration) of een andere aan effecten gerelateerde concentratie.

In de huidige urgentiesystematiek (Wbb) wordt voor het ecotoxicologisch effectcriterium de HC<sub>50</sub> gehanteerd. De HC<sub>50</sub> is gedefinieerd als die concentratie waarbij 50% van de potentieel in een veralgemeniseerd (generiek) bodemecosysteem voorkomende soorten blootgesteld zijn boven hun respectievelijke *no observed effect concentration* (NOEC). Ten tijde van het opstellen van de systematiek diende de HC<sub>50</sub> als de ecotoxicologische risicogrens waarop de interventiewaarde is gebaseerd. Momenteel wordt hier de ECOTOX-EBVC (ecotoxicologische ernstige bodemverontreinigingsconcentratie zie Crommentuijn *et al.*, 1994, 1995) voor gehanteerd waarin naast de generieke HC<sub>50</sub> ook rekening gehouden wordt met de risico's op doorvergiftiging en voor micro-organismen.

Indien niet a priori uitgegaan wordt van een saneringslocatie wordt als PNEC meestal de streefwaarde genomen (veelal gebaseerd op de HC<sub>5</sub> - de concentratie waarbij 5% van de soorten zijn blootgesteld boven hun respectievelijke NOEC). De gebruikte NOEC-waarden worden voor enkelvoudige verbindingen verkregen uit gestandaardiseerde laboratorium-experimenten met proefdieren (toxiciteitstoetsen). Via een statistische methode (Aldenberg en Slob, 1993) kan met behulp van een beperkte set met laboratorium toetsen verkregen NOEC's een schatting worden gemaakt van de cumulatieve gevoeligheidsverdeling van een generieke verzameling soorten. In Figuur 3.1 is schematisch aangegeven hoe de HC<sub>50</sub> en de HC<sub>5</sub> voor de concentratie van individuele stoffen worden bepaald.

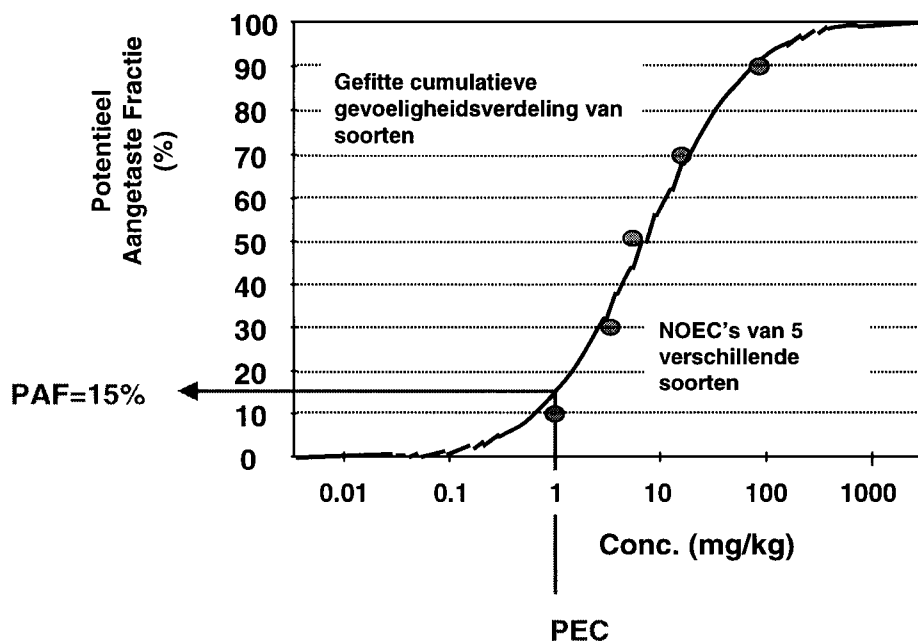
#### 3.1.2 De PAF-waarde als alternatief voor het TQ

Hoewel toenemende waarden van het TQ boven de 1 duiden op een steeds grotere kans op ecosysteemschade, heeft een dergelijke risicomaat het nadeel dat de omvang van de te verwachten ecologische effecten niet kan worden aangegeven. Met dezelfde inputgegevens kan echter ook een andere risicomaat worden berekend, namelijk de zgn. PAF, hetgeen staat voor *Potentieel Aangetaste Fractie*. In Figuur 3.2 wordt schematisch aangegeven hoe deze risicomaat kan worden afgeleid (vgl. Klepper en Van de Meent, 1997).



Figuur 3.1. Geschematiseerde  $HC_5$  en  $HC_{50}$  berekening

Het gebruik van een PAF-waarde als risicomaat heeft als voordeel dat men op basis van een set gegevens niet verschillende criteria hoeft aan te leggen ( $HC_5$  -  $HC_{50}$ ). Ook kan men bij alle graden van verontreiniging, van extreem schoon tot ernstig verontreinigd, het ecologisch risico uitdrukken op dezelfde schaal die loopt van 0 tot 1 of van 0% tot 100% potentieel aangetast. Als bijkomend voordeel geldt dat de PAF het risico aangeeft op een manier die correspondeert met hetgeen wordt vereist in een Multi-Criteria Analyse (MCA).



Figuur 3.2 Geschematiseerde PAF-berekening

Het concept om het risico te relateren aan een *fractie* (0 = geen effect; 1 maximaal effect) maakt het mogelijk om verschillende risico aspecten (chemische concentraties, toxiciteit en in het veld waargenomen ecologische effecten) op eenzelfde schaal te zetten, hetgeen de vergelijkbaarheid van meetresultaten in hoge mate vereenvoudigt.

#### *De generieke PAF-waarde voor individuele stoffen*

Het voorgestelde PAF-concept houdt in de eerste plaats in dat PAF (dat is de fractie van de generieke soortenverzameling die is blootgesteld aan een concentratie hoger dan de NOEC) wordt voorgesteld als maatlat voor **toxische druk op ecosystemen**. Op basis van de in de normstellingspraktijk gangbare uitgangspunten zijn door Klepper en Van de Meent (1997) rekenregels geformuleerd om PAF te berekenen uit **totaalconcentraties, beschikbaarheden, en enkelsoort/enkelstof-toxiciteitsgegevens** uit de literatuur.

De gemeten en voor biologische beschikbaarheid gecorrigeerde concentratie van contaminanten kan worden betrokken op de uit de literatuur verzamelde toxiciteit voor een verzameling soorten. Indien voldoende gegevens voorhanden kan worden ingezoomd op een groep soorten met een bepaalde taxonomische overeenkomst (bijv. planten, wormen, e.d.). Hierdoor wordt de berekende PAF representatief voor de potentieel aangetaste fractie van soorten binnen de beschouwde groep. Door deze bewerking wordt het mogelijk een risico voor bepaalde ecosysteemcomponenten uit te drukken in bijvoorbeeld een generieke PAF-waarde voor planten (fyto-PAF).

#### *De generieke PAF-waarde voor combinaties van stoffen*

De mogelijkheid bestaat om het PAF-concept niet alleen toe te passen op enkelvoudige stoffen, maar ook op **mengsels van stoffen**. De toxische druk van stoffen samen wordt uitgedrukt in de zg. (generieke) combi-PAF; de door Hamers *et al.* (1996) voorgestelde rekenregels worden toegepast door Klepper en Van de Meent (1997), Luttk *et al.* (1997), en Bakker en Van de Meent (1997). De geaggregeerde combi-PAF doet dienst als middel om uit de beschikbare gemeten concentraties aan verontreinigde stoffen de **totale toxische druk** te berekenen.

#### *De (doel)soort-specifieke PAF-waarde en doorvergiftiging*

Organismen op hogere trofische niveaus kunnen worden blootgesteld via de voedselketen wat uiteindelijk kan leiden tot toxische effecten (doorvergiftiging). Om ook de risico's die verband houden met doorvergiftiging vanuit de bodem mee te evalueren is een twee-staps modelmatige aanpak denkbaar. Deze aanpak is momenteel echter gedeeltelijk operationaliseerbaar.

In de eerste stap kunnen twee generieke voedselketens (via wormen en planten) een indicatie geven voor de mogelijke risico's voor vogels en zoogdieren. Op dit moment is voldoende kennis operationeel om een dergelijke inschatting te kunnen maken voor een aantal stoffen. Op basis van de in de normstelling voor stoffen gangbare rekenregels voor doorvergiftiging, waarbij rekening wordt gehouden met biologische beschikbaarheid en soortspecifieke blootstellingsroutes, hebben Luttk *et al.* (1997) een rekenwijze voorgesteld om voor een non-descriptieve verzameling vogels en zoogdieren te schatten welk percentage hiervan een blootstelling boven de NOEC ondervindt. Hierbij is rekening gehouden met de voedselpreferenties van de onderscheiden soorten.

In de tweede stap kunnen specifieke (doel)soorten worden doorgerekend met hun specifieke dieet en/of blootstellingsroutes. Er kunnen dan soorten gekozen worden die op de



desbetreffende locatie voor (zouden moeten) komen. Deze stap kan voor minder stoffen gerealiseerd worden omdat de bioconcentratiefactoren (BCF's) voor specifieke voedselitems ontbreken. Traas *et al.* (1998) hebben op deze wijze een poging ondernomen om voor de doelsoorten uit de groepen der planten, reptielen, amfibieën, vlinders en libellen een PAF-schatting mogelijk te maken. Deze exercitie is uitsluitend, en met slechts een geringe mate van doelsoortspecifiek realisme gelukt voor de planten en de amfibieën. Het is te verwachten dat met het gaandeweg beschikbaar komen van meer soort-gerelateerde toxiciteitsgegevens en BCF's dergelijke methoden worden ontwikkeld voor meer stof- en (doel)soortgroepen.

### 3.1.3 Ecotoxicologisch risico betrokken op bioaccumulatie

Ter verfijning van een ecotoxicologische risicobeoordeling kunnen wormen, planten en andere locatiegebonden organismen *on-site* verzameld worden en vervolgens worden geanalyseerd op contaminanten. Een dergelijke analyse geeft informatie over de werkelijk biologisch beschikbare fractie van de verontreiniging. Het is daarbij van belang rekening te houden met de ecologie van de organismen. Bij wormen zullen bijvoorbeeld de soortspecifieke graafpatronen en voedselgewoonten de blootstelling beïnvloeden. Voor planten is de blootstellingsroute ook van groot belang. Lucht kan namelijk een belangrijke route vormen voor stoffen die weinig vluchtig zijn (dioxinen, PCB's) en de gemeten concentraties in de plant kunnen heel goed afkomstig zijn uit de lucht en niet gerelateerd aan de bodemverontreiniging. Doordat van een aantal soorten en stoffen bekend is hoe de interne dosis zich verhoudt tot optredende effecten (bijvoorbeeld de BCF bij NOEC; zie ook van Straalen, 1998), is het goed mogelijk de interne concentraties te vertalen in een risicomaat op een schaal van 0 tot 1.

Voor vogels en zoogdieren is het in het algemeen moeilijk om de accumulatie van contaminanten in het veld te meten. Men kan immers over het algemeen deze dieren niet verzamelen om ze vervolgens destructief te analyseren op interne concentraties. Voor deze groepen dieren zijn echter wel "niet-destructieve" methoden voorhanden (bloedafname en analyse, analyse van haren of nagels, analyse van kadavers en niet uitgekomen eieren). De toepassing van dergelijke methoden maakt het vaststellen van een eventueel aan verontreiniging gerelateerde doodsoorzaak mogelijk. Men dient zich echter te realiseren dat juist de bioconcentratie in hogere organismen door hun mobiliteit, territoriumgrootte en fourageergedrag slechts zeer ten dele inzicht zal verschaffen in de lokale bodemkwaliteit.

### 3.1.4 Biobeschikbaarheid en het locatiespecifieke risico

Biobeschikbaarheid is een belangrijke schakel in de causaliteitsketen en bepaalt of er, gegeven bepaalde stofconcentraties, al dan niet sprake is van locatie specifieke risico's. Zowel voor hydrofobe organische stoffen als voor ionogene organische en anorganische verbindingen geldt dat de biobeschikbaarheid te beschrijven valt op basis van een drietal deelconcepten c.q. deelprocessen, die elk op een verschillende manier worden beïnvloed door milieufactoren (Peijnenburg *et al.*, 1997):

1. Een **fysisch-chemisch** gestuurd desorptieproces (ook wel milieuchemische beschikbaarheid genoemd); organismen spelen hierbij geen enkele rol.
2. Een **fysiologisch** gestuurd opnameproces (ook wel milieuchemische biobeschikbaarheid genoemd), waarbij organisme-gerelateerde factoren een belangrijke rol spelen.
3. Het zogenaamde **critical body burden** concept, ook wel toxicologische biobeschikbaarheid genoemd. Ná opname van de stof, zal deze binnen het organisme worden getransporteerd

en vervolgens in bepaalde organen accumuleren, danwel door het organisme worden uitgescheiden. Accumulatie in niet-inerte vorm kan leiden tot overschrijding van het kritische interne gehalte waarboven effecten zullen beginnen op te treden.

Naast **stof-specifieke** factoren spelen **organisme-specifieke** en **milieu-specifieke** factoren een essentiële rol binnen het biobeschikbaarheidsconcept. Van belang is dat expliciet rekening gehouden dient te worden met de relevante eindpunten, inclusief de bijbehorende blootstellings- en opnameroutes, chemische fluxen voor specifieke organismen, de dynamische aspecten (tijdsafhankelijkheid), alsook mogelijke acclimatiseringsprocessen en herverdeling van toxicanten binnen organismen.

Na het vaststellen van de opnameroutes kan de biobeschikbare fractie worden bepaald met behulp van ofwel bioaccumulatie-assays, danwel met behulp van gecombineerde opname- en blootstellingsmodellen. Drie soorten blootstellings- en opnamemodellen kunnen worden onderscheiden:

1. Mechanistische modellen waarmee, rekening houdend met de relevante milieucondities, relaties worden gelegd tussen de samenstelling van de vaste fase en poriewatergehalten en/of tussen poriewatergehalten en interne gehalten. In deze categorie vallen ook modellen waarmee relaties worden gelegd tussen de activiteit van ionen in de waterfase en de opname.
2. Pragmatische modellen, vaak gebaseerd op multivariate analyses van uitgebreide datasets, waarmee normaliter relaties worden gelegd tussen enerzijds bodemeigenschappen en anderzijds accumulatie van stoffen door organismen. Voorbeelden van dit type model zijn de recent door Janssen *et al.* (1997) gepubliceerde regressiemodellen tussen bodemeigenschappen en gemeten bioconcentratiefactoren van 6 metalen in regenwormen en door Ma *et al.* (1982, 1983) gerapporteerde regressievergelijkingen voor bioaccumulatie van metalen in regenwormen en slakken in afhankelijkheid van pH, klei en percentage organische stof.
3. Modellen waarbij gebruik wordt gemaakt van operationeel gedefinieerde extractietechnieken teneinde de opname van metalen door organismen te simuleren, zoals waterextractie, extracties met waterige zoutoplossingen, extracties met complexvormende agentia, maar ook destructies met geconcentreerde zuren en oxidatoren. In de literatuur zijn tot op heden een groot aantal operationeel gedefinieerde extractietechnieken gerapporteerd (zie voor een overzicht: Quevauviller *et al.*, 1996). Met name voor planten (meer specifiek: landbouwgewassen) zijn goede resultaten geboekt voor wat betreft het gebruik van extractietechnieken voor het simuleren van de opname van zowel nutriënten als contaminanten en voor het bepalen van de nutriëntstatus van de bodem.

In Tabel 3.1 wordt een globaal overzicht gegeven van de voor- en nadelen van de verschillende typen biobeschikbaarheidsmodellen.

Het complexe samenspel van uiteenlopende bodem en organisme gerelateerde factoren op de beschikbare concentraties, impliceert dat mechanistische modellen voor het beschrijven van de biobeschikbaarheid van bekende contaminanten, met uitzondering van organismen die hydrofobe organische stoffen via het poriewater opnemen, in zijn algemeenheid weinig bruikbaar zijn voor het kwantificeren van de biobeschikbare fractie in een gegeven verontreinigingssituatie. In plaats van mechanistische modellen worden dan ook in toenemende mate empirische modellen ontwikkeld die gebruikt kunnen worden voor het zowel in kwantitatief als kwalitatief opzicht beschrijven van de invloed van milieufactoren op de biobeschikbaarheid (bioconcentratie) van stoffen. In algemene zin geldt dat voor zowel

organische verbindingen als voor metalen, het organisch koolstof van de bodemmatrix de belangrijkste uitwisselende fase is. In voldoende mate is aangetoond én gevalideerd dat het partitiegedrag van hydrofobe organische verbindingen tussen het organisch materiaal van de bodemmatrix en het poriewater zich goed laat beschrijven op basis van organisch koolstof genormaliseerde partiticoëfficiënten. Externe milieufactoren hebben slechts een marginale invloed op dit proces. Vergelijking van veld- en labexperimenten laat zien dat de opname van organische stoffen in het veld zich op deze basis laat beschrijven met een gemiddeld verschil van ruwweg een factor 6, waarbij in het algemeen een overschatting van de biobeschikbaarheid onder veldomstandigheden plaatsvindt (Belfroid *et al.*, 1996).

Tabel 3.1. Globaal overzicht van modellen en technieken voor het kwantificeren van biobeschikbaarheid van contaminanten in bodemecosystemen

Type model/ techniek	Aard	Resultaat/Benodigde informatie	Belangrijkste knelpunten
<b><u>ORGANISCHE STOFFEN</u></b>			
Mechanistische modellen	Gedetailleerd	(Gevalideerde) kwantificering van opname als functie van organisme- en systeemeigenschappen	Voor beperkt aantal organismen ontwikkeld, maar extrapoleerbaar naar meerdere organismen, geen aandacht voor mengsels van stoffen
Empirische modellen	Evenwichtspartitie- en accumulatiemodellen	Kwantificering opname. Bodem-organisch materiaal en vetgehalte organisme belangrijkste parameters, overige systeemeigenschappen kunnen van additioneel belang zijn	Geen externe validatie, mengsels niet beschouwd
Extractietechnieken	Operationeel gedefinieerd	Simulatie van opname door organismen/planten	Minder gangbaar voor organische stoffen
<b><u>METALEN</u></b>			
Mechanistische modellen	Gedetailleerd	(Gevalideerde) kwantificering van opname als functie van organisme- en systeemeigenschappen	Nog niet ontwikkeld voor ionogene verbindingen en metalen
Empirische modellen	Evenwichtspartitie- en accumulatiemodellen	Kwantificering van partitie bodem-poriewater en van opname. Benodigd: aantal bodemeigenschappen, pH meest belangrijk	Geen externe validatie, mengsels niet beschouwd, voor beperkt aantal organismen die metalen via poriewater opnemen. Non-lineariteit modellen potentieel knelpunt
Extractietechnieken	Operationeel gedefinieerd, statisch van aard	Simulatie van opname door organismen/planten	Vaak beperkt toepasbaar (qua bodemtype en qua metaal), resultaten soms moeilijk interpreteerbaar

Voor metalen zijn de onzekerheden groter: bruikbare mechanistische modellen zijn voorsnog niet in de literatuur gerapporteerd. Daarentegen zijn er wél verscheidene empirische opnamemodellen ontwikkeld voor het beschrijven van de invloed van milieufactoren op zowel het partitiegedrag als de opname van metalen door organismen (veelal invertebraten en planten): met name pH blijkt hierbij een dominante rol te spelen. Zo

zijn recentelijk een aantal modellen voor het beschrijven van het partitiedrag van een aantal metalen in Nederlandse veldbodems (de Groot *et al.*, 1998). In Tabel 3.2 zijn ter illustratie voor 6 metalen de regressievergelijkingen weergegeven die voor elk metaal zijn gevonden voor het verband tussen de grootte van de partiticoëfficiënt en een aantal eenvoudig te bepalen bodemeigenschappen. De partiticoëfficiënt ( $K_p$ ) is gedefinieerd als de ratio van het metaalgehalte in de vaste- en in de poriewaterfase:

$$K_p = \frac{[Metal]_{solid\ phase}}{[Metal]_{pore\ water}} \quad (l/kg)$$

Met behulp van de modellen uit Tabel 3.2 kan voor een willekeurige bodem, op basis van de weergegeven bodemeigenschappen, de grootte van de partiticoëfficiënt worden voorspeld. In combinatie met het gemeten totaalgehalte van het desbetreffende metaal, kan vervolgens met behulp van bovenstaande vergelijking op relatief eenvoudige wijze het metaalgehalte in het poriewater worden berekend. Een identieke berekening kan uitgevoerd worden voor de (al dan niet kunstmatige) bodems die in toxiciteitsexperimenten worden gebruikt. Zoals aangetoond door Klepper en Van de Meent (1997) geldt dat ruwweg 90 % van de beschikbare toxiciteitsdata betrekking hebben op organismen die middels het poriewater aan metalen worden blootgesteld. De modellen weergegeven in Tabel 3.2 kunnen voor deze organismen gebruikt worden om de poriewatergehalten in het veld en in het laboratorium (toxiciteitstoetsen) te standardiseren, waardoor het mogelijk wordt om op basis van labgegevens de PAF in de veldsituatie te berekenen, rekening houdend met de typische verschillen in biobeschikbaarheid.

*Tabel 3.2. Multivariate regressievergelijkingen voor het verband tussen log-getransformeerde partiticoëfficiënten van Cu, Cr, Ni, Cd, Pb, Zn (gedefinieerd als de ratio van het totaalgehaltes in de vaste fase (aqua regia digestie) en het poriewater), en een aantal eenvoudig te bepalen bodemeigenschappen.*

Metaal	Regressievergelijking	Statistische gegevens
Cu	$\log K_p = -0.20 + 0.28 * \text{pH}(\text{CaCl}_2) + 0.89 * \log \text{Al-ox} - 0.56 * \log \text{DOC}$	$R^2_{\text{adj}}=0.742$ , n=46, F=45.0, P<0.001
Cr	$\log K_p = 2.16 + 0.25 * \text{pH}(\text{CaCl}_2) + 0.40 * \log \text{CEC}$	$R^2_{\text{adj}}=0.694$ , n=46, F=53.2, P<0.001
Ni	$\log K_p = 0.46 + 0.25 * \text{pH}(\text{CaCl}_2) + 0.41 * \log \text{Al-ox} + 0.22 * \log \text{CEC}$	$R^2_{\text{adj}}=0.712$ , n=44, F=36.4, P<0.001
Cd	$\log K_p = 1.38 + 0.49 * \text{pH}(\text{CaCl}_2) + 0.80 * \log \text{Al-ox}$	$R^2_{\text{adj}}=0.811$ , n=45, F=95.7, P<0.001
Pb	$\log K_p = -0.13 + 0.48 * \text{pH}(\text{CaCl}_2) + 0.16 * \log \text{OM} + 0.73 * \log \text{Al-ox}$	$R^2_{\text{adj}}=0.837$ , n=45, F=76.5, P<0.001
Zn	$\log K_p = -1.07 + 0.51 * \text{pH}(\text{CaCl}_2) + 0.55 * \log \text{Klei} + 0.22 * \log \text{Al-ox}$	$R^2_{\text{adj}}=0.838$ , n=46, F=80.6, P<0.001

De onzekerheden die voortvloeien uit het gebruik van empirische modellen kunnen aanzienlijk zijn: aangezien externe validatie vooralsnog ontbreekt is het niet goed mogelijk om deze onzekerheden te kwantificeren. De modellen lijken in ieder geval minimaal geschikt voor het doen van kwalitatieve uitspraken (zoals bijvoorbeeld betreffende verschillen in beschikbaarheid tussen twee locaties, of verschillen in beschikbaarheid tussen verschillende stoffen). Een onzekerheid die evenmin gekwantificeerd kan worden is gerelateerd aan het feit dat in een aantal gevallen modellen zijn opgesteld op basis van metaalgehalten die significant lager zijn dan de concentratieniveaus (interventiewaarde-niveau en hoger) waarop het op te zetten raamwerk voor het vaststellen van het optreden van locatiespecifieke risico's zich op richt.

Naast empirische modellen wordt gebruikt gemaakt van operationeel gedefinieerde extractietechnieken voor het simuleren van de opname van metalen door organismen (veelal planten die voor landbouwdoeleinden zijn bestudeerd). Een knelpunt is dat de gerapporteerde extractietechnieken in vele gevallen slechts toepasbaar zijn voor één bepaald bodemtype, en/of voor slechts een enkel metaal, terwijl de resultaten soms moeilijk te interpreteren zijn. De oorsprong van de knelpunten is gelegen in het feit dat extracties statisch van aard zijn en een extraheerbare concentratie opleveren. Vaak is echter niet het extraheerbaar gehalte de relevante parameter voor toxische effecten, maar is het de activiteit van het desbetreffende metaal-ion in het poriewater die het meest relevant is. Bij de interpretatie van extraheerbare metaalgehalten in relatie tot het optreden van mogelijke toxische effecten dient dan ook sterk rekening gehouden te worden met de factoren die van invloed zijn op de relatie tussen (extraheerbare) concentraties en activiteiten. Aangezien de pH van de bodem in sterke mate van invloed is op de relatie tussen concentratie en activiteit, blijkt in de praktijk dat de beste correlaties tussen toxiciteit en extraheerbare gehalten wordt verkregen bij het gebruik van ongebufferde oplossingen van anorganische zouten als extractiemiddel (zoals bijvoorbeeld  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NaNO}_3$  en  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ). Vooralsnog ontbreekt voldoende informatie om de hieraan gerelateerde onzekerheden te kwantificeren.

Voor toepassing ten behoeve van de bepaling van locatiespecifieke risico's is het noodzakelijk om van geval tot geval de bruikbaarheid van de ter beschikking staande modellen en extractietechnieken nader te specificeren: dit is onder andere afhankelijk van het type verontreiniging en de aard van het ecosysteem (relevante blootstellings- en opnameroutes). In zijn algemeenheid geldt dat de in de literatuur vermelde modellen gebaseerd zijn op gangbare, algemeen beschikbare en eenvoudig te meten bodemeigenschappen zoals pH, organisch koolstofgehalte, lutumgehalte, cation exchange capacity, etc. Dit betekent dat de modellen op eenvoudige wijze in een beoordelingsmethodiek.

### 3.2 Risicobeoordeling van toxische druk: BIOASSAYS

De term **bioassay** wordt gereserveerd voor experimenten die in het laboratorium, dan wel in het veld worden uitgevoerd. Bij dergelijke experimenten worden uit laboratoriumkweek verkregen organismen op gestandaardiseerde wijze blootgesteld aan de plaatselijke milieuomstandigheden (buiten) of aan materiaal (water, grond, extract) dat van buiten verzameld is (binnen). In een toxiciteitstest (**ecotoxiciteitstest**) wordt een enkele chemische stof of een gedefinieerd mengsel door grond (of kunstgrond) gemengd, vervolgens worden organismen toegevoegd en wordt naar het (sublethale) effect gekeken na een bepaalde blootstellingsduur. Om zeker te zijn dat de waargenomen effecten gerelateerd zijn aan de concentratie van de te testen stof (concentratie-effect relatie), wordt altijd een reeks met verschillende concentraties getest. Het doel van dergelijke experimenten is een uitspraak over de toxiciteit van de betreffende stof voor het organismen in kwestie. Dit type informatie wordt met name gebruikt voor het berekenen van diverse PAF-waarden in de chemisch georiënteerde Triade-poot. Volgens de Gezondheidsraad (1991) dienen dergelijke toetsen een *prognostisch* doel, in tegenstelling tot bovengenoemde bioassays die een *diagnostisch* doel dienen:

- Met de prognose wordt het voorspellen van effecten van bekende stoffen bedoeld.
- De diagnose beoogt om effecten van (onbekende) stoffen die reeds in een ecosysteem aanwezig zijn te signaleren.

Bioassays worden in een ecotoxicologische risicobeoordeling gebruikt om inzicht te krijgen in de biologische beschikbaarheid **en** werkelijke toxiciteit die in milieumonsters aanwezig is. Omdat men bij de locatiespecifieke risicobeoordeling vaak alleen maar is geïnteresseerd in de bij de geldende bodemcondities optredende effecten, kan men veelal volstaan met het uitvoeren van zgn. 100%-tests. Zonder gebruik te maken van een verdunnings- of concentratiereeks wordt de mate van effect bij blootstelling aan het onveranderde bodemmateriaal uitgedrukt op een percentuele schaal ten opzichte van een blanco experiment.

Grofweg kunnen zijn er twee manieren waarop bioassays worden ingezet (Tabel 3.3). Voor een snelle en kosteneffectieve screening van de toxiciteit van de aanwezige verontreiniging kunnen een of meerdere, eenvoudige, kortdurende testen worden gebruikt (*screeningstesten*). Het doel hiervan is om snel een indicatie te krijgen van de toxiciteit van de aanwezige verontreiniging. De uitkomst van dergelijke testen dient doorgaans als aanleiding om in meer detail naar de risico's van de verontreiniging te gaan kijken. De uitkomsten worden veelal in een vergelijkend kader geplaatst, bijvoorbeeld, voor het vaststellen van de contouren van de verontreiniging, het identificeren van *hot-spots* of voor het onderling vergelijken van verschillende locaties. De ecologische relevantie van de bioassays speelt bij screeningstesten geen belangrijke rol. Indien met een screeningstest toxiciteit wordt aangetoond dan is het aannemelijk dat gevoeliger diagnostische toetsen eveneens respons zullen laten zien. Indien geen toxiciteit wordt aangetoond kan risico echter niet worden uitgesloten.

Tabel 3.3. De verschillen tussen de twee belangrijkste benaderingen in de toepassing van bioassays.

<b>screeningstesten</b> (snelle detectie van de toxiciteit van verontreiniging)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• acuut</li> <li>• een of enkele assays</li> <li>• poriewater/elutriaat</li> <li>• relatief ongevoelig</li> <li>• geringe ecologische relevantie</li> <li>• kosteneffectief</li> </ul>
<b>diagnostische testen</b> (identificatie aard van de verontreiniging en de ecologische doorwerking)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• chronisch</li> <li>• batterij van assays</li> <li>• bodem/sediment</li> <li>• relatief gevoelig</li> <li>• grotere ecologische relevantie</li> </ul>

*Diagnostische testen* zijn gevoeliger en benaderen meer de werkelijkheid, zij beogen inzicht te verschaffen in de effecten van de verontreiniging op de structuur en functioneren van het ecosysteem ter plaatse. Om deze effecten te kunnen aantonen is vaak een langdurige blootstelling nodig en een beoordeling van gevoelige sublethale parameters. Bij de selectie van bioassays voor dit doel spelen selectiecriteria een rol zoals gevoeligheid, representativiteit van het organisme, blootstellingsroute en de beschikbaarheid van stof-specifieke kennis over dosis-effekrelaties (van de Guchte *et al.* 1996).

Bioassays zijn complementair aan fysisch-chemische analyses en aan ecologische veldwaarnemingen. Ze zijn noodzakelijk om oorzaak-gevolg-relaties aannemelijk te kunnen maken. Bij de risicobeoordeling van sedimentverontreiniging is er ervaring met het gebruik

van bioassays, bij bodemverontreiniging is deze ervaring zeer beperkt. Overzichten van voor de beoordeling van bodem- en sedimentverontreiniging in te zetten bioassays zijn te vinden in Bierkens (1996), Bierkens *et al.* (1997), BIOCLEAR (1998), Ferguson *et al.* (1998), DECHEMA (1995), Gezondheidsraad (1991), Schouten *et al.* (1997), STOWA (1997), van de Guchte *et al.* (1996) en Verhoef en van Gestel (1995).

Resultaten van bioassays reduceren onzekerheden in de beoordeling, maar zijn ook op hun beurt omkleed met onzekerheden. Een integrale beschouwing van deze onzekerheden is noodzakelijk alvorens te besluiten nauwkeurigere bioassaytechnieken in te zetten in een stapsgewijs beoordelingssysteem. Een te voorzien knelpunt bij het gebruik van bioassays is het vaststellen van de controleprestatie en het identificeren van goede referenties. Naast verschillende niveaus van biologische organisatie is verder een belangrijk onderscheid de uitvoering in poriewater of elutriaat, of in volle grond. In risicobeoordelingssystemen kunnen bioassays parallel of sequentieel worden ingezet. Voor parallel pleit dat geen enkele techniek voldoende gevoelig is voor alle groepen van verontreinigende stoffen. Het inzetten van slechts een of enkele technieken zou kunnen leiden tot *false-negative* uitslagen. Voor het sequentieel inzetten pleit de kosteneffectiviteit en indien met relatief ongevoelige methoden effecten zichtbaar zijn, deze met gevoeligeren methoden ook tot uiting komen.

Bij beoordeling van bodemverontreiniging beneden de interventiewaarde zijn acute, kortdurende toetsen niet bruikbaar, vanwege hun geringe gevoeligheid. Wellicht geldt dit ook voor gevallen van bodemverontreiniging boven de interventiewaarden. Daar het concentreren van verontreiniging voor de bodem geen reële optie is voor het aantonen van acute toxiciteit moet aan de inzet van chronische toetsen met sublethale parameters worden gedacht of aan de inzet van gevoelige suborganismale technieken (biomerkers). De term biomarker wordt gebruikt voor elke biologische respons aan chemische stoffen in het milieu op het suborganismaal niveau, gemeten in het organisme of aan producten van het organisme (urine, feces, haren, veren e.d.). Biomerkers indiceren afwijkingen van de normale status die niet naar voren komen bij beschouwing van het organisme als geheel. In deze definitie wordt de term dus gereserveerd tot biochemische, fysiologische, histologische en morfologische bepalingen. Van Gestel & van Brummelen (1996) pleiten ervoor de term biomarker alleen te gebruiken voor metingen aan organismen uit het veld. De toepassing van biomerkers als criterium bij bioassays houdt dus een verruiming van het toepassingsgebied in.

#### *Bioassay resultaten uitgedrukt op een risicoschaal*

In de chemisch georiënteerde paragrafen ligt het accent op het gebruik van de PAF-berekening om gemeten concentraties om te werken naar een enkele maat (op een schaal van 0 tot 1) van toxische druk op ecosystemen. Daarnaast is door Roghair *et al.* (1997) een voorstel gedaan om toxiciteit van watermonsters voor verschillende soorten organismen te meten (toxische potentie: pT) en het resultaat uit te drukken op een risicoschaal die eveneens loopt van 0 tot 1. Concentratiereeksen van watermonsters worden onderworpen aan standaard toxiciteitstoetsen. Op grond van de resultaten worden conclusies getrokken over het ecotoxicologische risico dat verbonden is aan de mate van toxiciteit in het oorspronkelijke (niet-geconcentreerde) water. In deze toxiciteitsmeting van water worden behalve de bekende (gemeten) stoffen ook onbekende (niet-geïdentificeerde) stoffen meegenomen. Het lijkt zeer wel mogelijk om ook voor de risicoevaluatie van bodemverontreiniging de met een verzameling bioassays waargenomen toxiciteit om te zetten naar één maatstaf voor locatiespecifiek risico.

Zoals reeds gememoreerd, is het voor bodemmateriaal, anders dan voor water, niet mogelijk de verontreiniging te concentreren voor het aantonen van acute toxiciteit. Daarom is het noodzakelijk om te kunnen beschikken over een aantal chronische of sub-organismale testsystemen die voldoende gevoelig zijn om toxiciteit te kunnen vaststellen. Indien dit in een verdunningsreeks plaatsvindt kan een NOEC worden berekend welke als grondslag dient voor de berekening van de pT-waarde.

De intentie om informatie uit bioassays uit te drukken op een risicoschaal is om te dienen als:

- blootstellingsgerichte monitor voor “stoffen” met een “vertaal”-element naar effecten;
- alternatief voor chemische monitoring (somparameter toxische stoffen);
- bevestiging van de PAF-berekening (hoe verhoudt het gemeten risico zich tot de berekende combi-PAF in situaties waarin de verontreinigingen goed bekend zijn?).

### 3.3 Risicobeoordeling van toxische druk: ECOLOGISCHE VELDGEGEVENS

Volgens de huidige opvattingen vormen ecologische veldgegevens die meetbare *schade* aan het ecosysteem als gevolg van de aanwezigheid van toxische stoffen in beeld brengen een essentieel onderdeel van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling (CCME, 1996, 1997; Rutgers *et al.*, 1998). Veldgegevens kunnen hier worden gedefinieerd als: *een waarneming van effecten (aantasting) aan een ecologische parameter in het veld, die, ten opzichte van een soortgelijke meting in een (relatief) ongestoord ecosysteem, kan worden toegeschreven aan de aanwezigheid van een stressor, bijvoorbeeld een toxische stof*. Dit betekent dat er veldmetingen aan ecosysteemcomponenten (processen, structuur, functies, eigenschappen) in zowel schone referentiesystemen als in systemen die verdacht worden van verontreiniging gedaan zullen moeten worden.

De ecologische veldgegevens onderscheiden zich van chemische informatie in een Triade doordat de binnen de ecotoxicologie vertrouwde stofspecifieke benadering verlaten wordt. Het startpunt voor een methode om veldgegevens te verkrijgen is een biologische component (ecologisch relevant) in het te beschouwen ecosysteem, niet de concentraties van stoffen. Ecologische veldwaarnemingen zijn ook bruikbaar voor het beoordelen van effecten van andere stressoren zoals verzuring of verdroging. De andere elementen uit de Triade (chemische analyses en bioassays) dienen alleen om de veldsituatie te modelleren, en aannemelijk te maken dat veldeffecten zijn toe te schrijven aan toxische stress. Waargenomen ecologische effecten zijn representatief voor de werkelijke ecosysteemschade ter plaatse. Standaardisering en eenduidige interpretatie van ecologische veldwaarnemingen zijn relatief weinig ontwikkeld, vanwege het feit dat veldeffecten vaak alleen met veel inspanning aangetoond kunnen worden (kans op *false negatives*) en omdat natuurlijke biologische variatie de veldeffecten vaak overschaduwet.

Er zijn tal van ecologische evaluaties mogelijk, waarbij opgemerkt moet worden dat ten aanzien van de meeste variabelen nog maar weinig ervaring is opgedaan met *normaalwaarden* die als referentie kunnen dienen. Een lokale evaluatie dient derhalve gepaard te gaan met een serie metingen in een geschikt referentiegebied. De keuze hiervan is niet eenvoudig. De mate waarin een bepaalde waarneming in een te beoordelen gebied afwijkt van eenzelfde type waarneming in het referentiegebied kan gradueel worden geïndexeerd om het daaraan verbonden risico te kunnen kwantificeren op een manier die vergelijkbaar is met de methode



van risicoschatting die wordt gebruikt bij de chemische en bioassay evaluatie. Enkele voorbeelden van ecologische metingen worden hieronder gegeven:

- Indien toxiciteitstesten worden uitgevoerd met uit het veld verkregen organismen die in meer of mindere mate blootgesteld zijn geweest aan de inwerking van toxicanten, wijst een verlaagde gevoeligheid voor bepaalde verbindingen op de ontwikkeling van een tolerantiemechanisme dat voor blootgestelde levensgemeenschappen (bijv. de micro-organismen) berust op selectiedruk (Pollution Induced Community Tolerance: PICT) (Rutgers *et al.*, 1998). Methoden die gebaseerd zijn op PICT reduceren de kans op *false negatives* en zijn in dit opzicht veelbelovend.
- Met behulp van biomerkers is door meting van een door blootstelling aan toxicanten geïnduceerde biochemische respons vast te stellen of organismen in het veld mogelijk blootgesteld zijn geweest aan contaminanten. Het biochemische proces dat aan de biemerker ten grondslag ligt wordt in het algemeen geïnduceerd als een bescherming voor het blootgestelde organisme. Zo kunnen er bijvoorbeeld bij de blootstelling aan zware metalen door het organisme z.g.n. metallothioneïnen worden aangemaakt die de metalen irreversibel kunnen binden, waardoor de toxische werking wordt gereduceerd. Ook kunnen diverse enzymsystemen voor afbraak of conjugatie en uitscheiding door blootstelling aan toxicanten worden gestimuleerd in hun intensiteit (MFO, EROD, etc.). De te meten biemerker-respons is vaak erg selectief voor een bepaalde (groep) toxicant(en).
- Binnen populaties die zijn blootgesteld aan chemische verontreiniging kunnen ziektebeelden en afwijkingen in morfologie en gedrag voorkomen (bijv. kaakafwijkingen bij muggelarven, verminderd broedsucces bij broedvogels, parasitaire infecties bij vis, imposex bij schaaldieren) waarvan met eco-epidemiologische methoden de relatie met de verontreiniging kan worden onderzocht.
- Verder is het mogelijk om ten aanzien van een groot aantal groepen bodemorganismen (bijv. wormen, nematoden, bodem-micro-organismen) een structurele dan wel functionele diversiteit te bepalen die een aanwijzing kan vormen voor de mate waarin een bepaald gebied is blootgesteld aan nadelige beïnvloeding, w.o. toxische stoffen. Voor dergelijke beoordelingssystemen zijn door Schouten *et al.* (1997) diverse indicatoren geformuleerd die geacht worden representatief te zijn voor de zgn. *Life Support Functions* (LSF's) die door een *gezonde* bodem moeten worden verricht. Onder de verschillende LSF's worden bodemprocessen verstaan die door specifieke groepen bodemorganismen worden uitgevoerd. Omwille van de meetbaarheid is hier gekozen voor een verkorte weergave van het door Schouten *et al.* voorgestelde indicatorsysteem:

<b>Life Support Functie</b>	<b>Proces</b>	<b>Belangrijkste organismen</b>
Afbraak van organisch materiaal	Fragmentatie	Wormen, mijten
Recycling voedingsstoffen	Organische substraat omzettingen	Schimmels, bacteriën
	Stikstofmineralisatie (voedselwebstructuur)	Micro-organismen Protozoa Nematoden Mijten
Beschikbaarstelling voedingsstoffen planten	N-, P-, H <sub>2</sub> O-opname	Mycorrhiza
Bodemstructuurvorming	Nitrificatie	Nitrificerende bacteriën
	Bioturbatie	Wormen
Stabiliteit bodemecosysteem	Aggregaatvorming Trofische interacties	Levensgemeenschap (opbouw)

*Voorbeeld LSF 1:*

Bacteriële bodemprocessen in vervuilde gebieden kunnen zijn beïnvloed door aanwezige contaminanten. Wanneer biologisch afbreekbare verbindingen aanwezig zijn kan dit leiden tot een stimulatie van groepen die door de aanwezigheid van de betreffende contaminant een voordeel genieten. Niet-biologisch afbreekbare verbindingen (bijv. zware metalen) zullen in lage concentraties een verschuiving in de gemeenschap teweegbrengen in de richting van tolerantere groepen. De afbraakwerking van bodembacteriën is op functionele diversiteit te beoordelen met behulp van het zgn. Biolog-systeem (Garland and Mills, 1991; Garland, 1997; Rutgers *et al.*, 1998). Hierbij wordt het zogenaamde substraatafbraakprofiel gemeten van de bacteriële gemeenschap op de locatie die vervolgens vergeleken kan worden met afbraakprofielen in referentiesituaties. De afwijking van de referentiesituatie (stimulatie, verschuiving, remming) kan vervolgens gekwantificeerd worden op een fractionele schaal en is een maat voor het verschil in functionele diversiteit van de microbiële gemeenschap.

*Voorbeeld LSF 2:*

Voor zowel mijten als nematoden is een zgn. Maturity Index (MI) gedefinieerd die het aandeel van de soorten met een zgn. K-strategie weergeeft (relatief weinig nakomelingen, lange levensduur, hoge voedselspecificiteit, selectieve verspreiding). Een levensgemeenschap met een groot aantal K-strategen heeft potentieel een hogere functionele diversiteit en weerspiegelt een relatief onverstoorde milieu (Korthals *et al.*, 1996; Ruf, 1998).

*Voorbeeld LSF 3:*

Door het meten van de nitrificatiesnelheid kan een uitspraak worden gedaan met betrekking tot het functioneren van dit specifieke bodemproces. Door het uitzetten van zgn. *litterbags* of decompositie-sticks van zuiver cellulose of een ander geschikt substraat (bijv. *bait lamina*; Kratz, 1998) kan in vervuilde gebieden een schatting worden gemaakt van de mate waarin de microbiologische afbraak geremd is.

## 4. De aanzet tot een DSS

### 4.1 Conclusies uit het voorgaande

In de voorgaande paragrafen is aangetoond dat er een veelheid aan chemische en biologische analysemethoden voorhanden is om op uiteenlopend niveau van complexiteit een uitspraak te doen over de ecotoxicologische kwaliteit van de bodem. In lijn met Rutgers *et al.* (1998) wordt voorgesteld om een nieuwe beoordelingssystematiek te baseren op een Triadebenadering, waarmee informatie over beschikbare chemische concentraties, met bioassays waargenomen toxiciteit en in het veld waargenomen ecologische effecten wordt geïntegreerd.

Bij het inpassen van de resultaten van biologische metingen dient men zich tevens te realiseren dat alle biologische variabelen in zichzelf al een hogere mate van integrerend vermogen hebben dan chemische metingen. In bioassays komen bijvoorbeeld de effecten van alle biologisch beschikbare stoffen in een enkel experiment tot uitdrukking, terwijl bij de meeste ecologische effectmetingen ervan kan worden uitgegaan dat ruimtelijke variatiepatronen in de chemische belasting, met name in mobiele ecosysteemcomponenten zullen uitmiddelen. Hierdoor kunnen biologische methoden op kosteneffectieve wijze worden ingezet voor het bepalen van omvang en ernst van een verontreinigingssituatie.

In hoofdstuk 2 wordt aanbevolen een kosteneffectieve evaluatie uit te voeren door middel van een getrapte benadering, waarbij in eerste instantie wordt uitgegaan van verzameling eenvoudige (en goedkope) analysemethoden. Gezien de wenselijkheid om een realistische risicoschatting van actuele ecotoxicologische bodemkwaliteit uit te voeren via de Triadebenadering, ligt het voor de hand om in elke beoordelingsstap aspecten van de drie Triadepoten mee te evalueren. Om de beoordelingssystematiek overzichtelijk te houden wordt voorgesteld om het aantal beoordelingsstappen te beperken tot drie, waarin een duidelijk afgebakende toename wordt weerspiegeld van de benodigde analyseomvang en – complexiteit. De beslissing tot het uitvoeren van additionele beoordelingsstappen worden ingegeven door de uit het voorgaande niveau verkregen analyseresultaten en de gewenste resolutie.

### 4.2 Beoordelingsschema

Uitgaande van het schema weergegeven in Figuur 4.1 voor de bepaling van het locatie-specifieke risico van bodemverontreiniging (Rutgers *et al.*, 1998) zijn een drietal - of in detail een vijftal - stappen te onderscheiden:

- 1) Definitie van het huidige of gewenste landgebruik.
- 2) Formuleren van bij het landgebruik behorende ecosysteemkenmerken, indicatoren en criteriumwaarden:
  - a) Formuleren van ecologische eisen in termen van ecosysteemstructuur en -functioneren;
  - b) Formuleren van meetbare chemische, ecotoxicologische en ecologische indicatoren die informatie geven over de ecologische kwaliteit;
  - c) Formuleren van kritieke indicatorwaarden;
- 3) Risico evaluatie waarbij waargenomen indicatorwaarden met elkaar in verband worden gebracht en worden vergeleken met de bijbehorende criteriumwaarden.

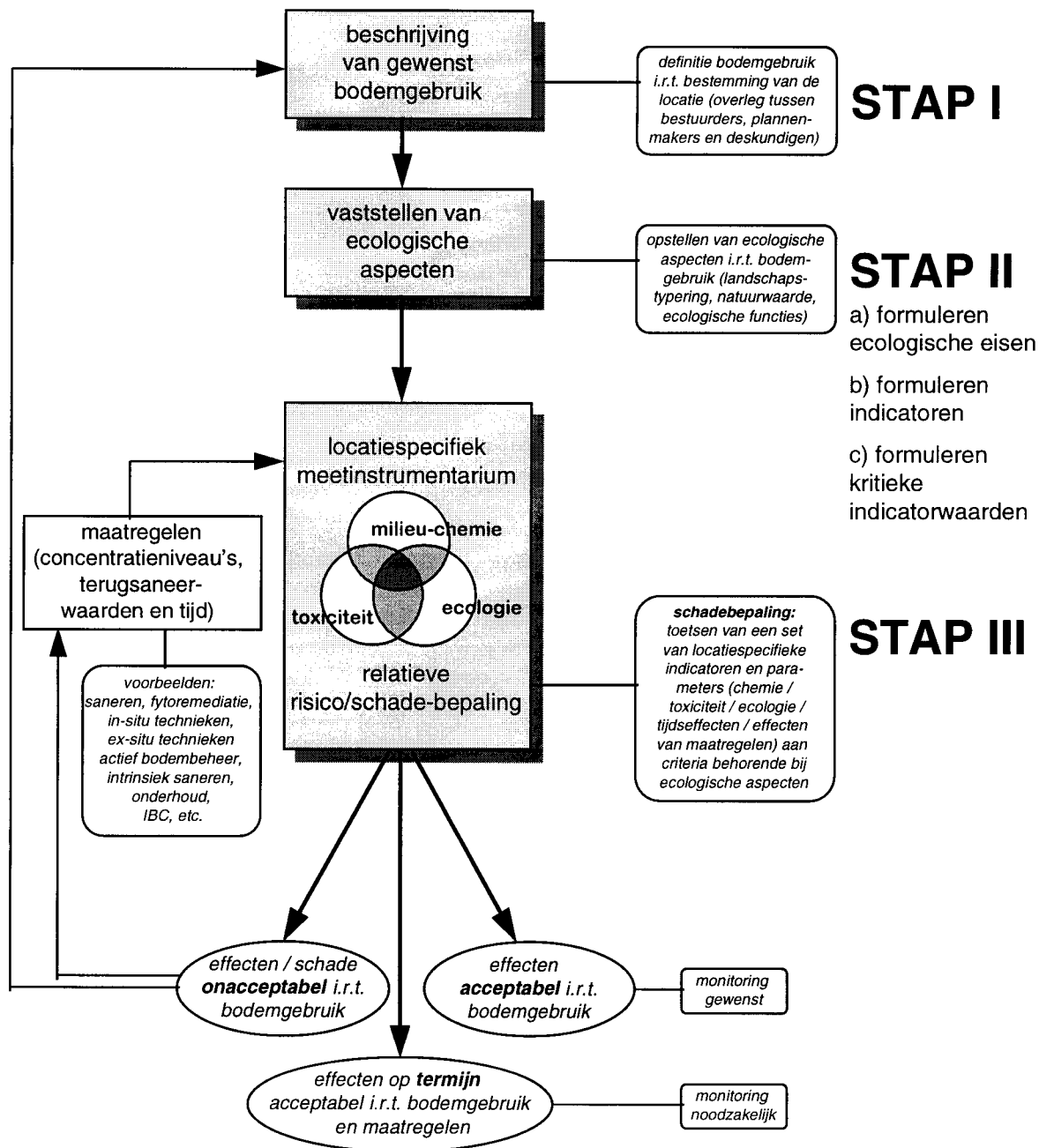


Figure 4.1. Basisschema "ecologische risico beoordeling" (zie Rutgers et al., 1998).

### 4.3 STAP 1: Definitie van het huidige of gewenste landgebruik

Omwille van praktische uitvoerbaarheid van het beoordelingssysteem lijkt het verstandig om slechts een gering aantal typen bodemgebruik te onderscheiden. Lijzen *et al.* (1998) komen na ampele analyse tot een 9-tal bodemgebruikscategorieën.

Weergegeven in **toenemende mate** van het belang/gewicht van ecologische criteria zijn deze bodemgebruikscategorieën:

- 1) Verkeer.
- 2) Industrierreinen met weinig of geen groen.
- 3) Kantoren, bedrijfsruimten, Maatschappelijk/cultureel gebruik (incl. scholen) met weinig of geen groen (stadsgebieden).
- 4) Wonen zonder tuin (stadsgebieden).
- 5) Wonen met tuin.
- 6) Volkstuinen of delen van tuinen die gebruikt worden voor het kweken van gewassen voor humane voeding (moestuinen).
- 7) Agrarisch gebied, inclusief waterbodem.
- 8) Natuur buiten de EHS, openbaar groen (inclusief wegbermen bij infrastructuur, groenstroken en landelijk gelegen industrierreinen) en buitenrecreatie, inclusief waterbodem.
- 9) Natuureservaten (EHS), inclusief waterbodem.

Door het groeperen van de gebruikscategorieën 1 t/m 3 tot één categorie met grotendeels bedekte bodem onder stadsgebieden, industrierreinen en onder infrastructuur, waarbij een ecologische waardering slechts op een *basaal niveau* van belang wordt geacht, komt men tot een hanteerbare onderverdeling van zes gebruikscategorieën. Vanzelfsprekend zal nader onderzoek en toepassing in de praktijk moeten leren of een dergelijke indeling voldoende differentiatie mogelijkheden biedt. De indeling dient vooral om het proces van de risicobeoordeling te faciliteren. Het is natuurlijk altijd mogelijk om voor een specifieke beoordeling het gewenste bodemgebruik en daaraan gerelateerde ecologische criteria onafhankelijk van deze indeling vast te stellen.

### 4.4 STAP 2a: Formuleren van minimale ecologische eisen i.r.t. bodemgebruik

In de volgende overwegingen ten aanzien van ecologische eisen die verbonden zijn aan de onderscheiden typen bodemgebruik wordt allereerst de zogenaamde basiskwaliteit behandeld. De voor stadsgebieden, industrierreinen en infrastructuur beschreven ecologische voorwaarden dienen te worden beschouwd als een *nationaal minimum*. In de opvolgende bodemgebruikscategorieën met een telkens groter of afwijkend ecologisch belang worden de toegevoegde of strenger gestelde eisen afgezet tegen de minimum eisen die zijn weergegeven voor de voorgaande gebruikscategorieën.

#### 1) Grotendeels bedekte bodem onder stadsgebieden, industrie en infrastructuur:

Ook voor gebieden met een ondergeschikt ecologisch belang moet aan de bodemkwaliteit de eis worden verbonden dat de micro-organismen nog in staat zijn op een basisniveau hun

werk te doen in de zin van biologische afbraak van min of meer complexe verbindingen en andere *life support functies*. Verder wordt het van belang geacht dat de bodem ecotoxicologisch in staat is om een robuuste begroeiing mogelijk te maken.

Men dient zich echter te realiseren dat er in veel gevallen geen sprake is van een bodem (in strikte zin) voor dit type gebruik van de ondergrond. Vaak kan door uitgebreid grondverzet en door het aanbrengen van steunlagen e.d. de aan de oppervlakte komende grond slechts worden beschouwd als een bouw materiaal waarvoor moeilijk ecotoxicologische criteria zijn te definiëren. De kwaliteit van dergelijk materiaal dient te worden afgemeten aan bijvoorbeeld het Bouwstoffenbesluit.

## **2) Wonen met tuin:**

In toevoeging op de basiseisen, moet een bodem die gebruikt wordt voor tuinieren ecotoxicologisch geschikt zijn voor de groei en ontwikkeling van siergewassen. Een dergelijke teelt stelt met name eisen aan de LSF die zorg draagt voor de ontwikkeling van een goede bodemstructuur en recycling van nutriënten, waarvoor met name regenwormen, enchytraeën en microbiologische processen verantwoordelijk zijn. Vogels, knaagdieren en huisdieren kunnen door direct bodemcontact en via de voedselketen worden blootgesteld aan bodemverontreiniging. Ook hieraan moeten ecotoxicologische criteria worden ontleend.

## **3) Volkstuinen of moestuinen:**

Indien de bodem door particulieren gebruikt wordt voor het op kleine schaal kweken van voedingsgewassen, gelden in wezen voor een ecotoxicologisch acceptabele bodemkwaliteit dezelfde eisen als voor het gebruik "wonen met tuin", waarbij het tevens mogelijk moet zijn om gevoelige teeltgewassen met succes te verbouwen.

## **4) Agrarisch gebied, inclusief waterbodem:**

Evenals bij volkstuinen is het bij agrarisch bodemgebruik uit ecotoxicologisch oogpunt van belang dat gevoelige teeltgewassen, maar ook vee geen hinder ondervinden van de mate van bodemverontreiniging. Bij de toepassing van oppervlaktewater (sloten en kanalen) als irrigatiewater of als grondstof voor het drenken van vee is het van belang dat het oppervlaktewater en de daarmee geassocieerde waterbodem en gesuspendeerd materiaal niet onaanvaardbaar belast zijn met toxicanten. Aangezien de opbrengst bij intensieve teelt van landbouwgewassen in hoge mate afhankelijk is van symbiotische relaties met bijvoorbeeld mycorrhiza, is bescherming van deze bodemorganismen geboden. Bij min of meer intensief agrarisch gebruik is vrijwel altijd sprake van de toediening van meststoffen en bestrijdingsmiddelen. Vanwege een mogelijk grotere blootstelling aan pesticiden is het belang van de bodemfunctie die gerelateerd is aan de afbraak van min of meer complexe verbindingen groter dan bij de verschillende vormen van tuinieren.

## **5) Natuur buiten de Ecologische Hoofdstructuur, openbaar groen (inclusief wegbermen bij infrastructuur, groenstroken en landelijk gelegen industrieterreinen) en buitenrecreatie, inclusief waterbodem:**

Gevalen van bodemverontreiniging in min of meer natuurlijke natte en droge gebieden buiten de EHS kunnen in algemene termen ecotoxicologisch worden beoordeeld. Beschermingscriteria voor generieke soortenverzamelingen kunnen mogelijk worden opgesplitst naar een taxonomische onderverdeling op een hoger niveau (planten, grassen, vogels, insecten, waterorganismen, etc.) die kan worden ontleend aan de gewenste

samenstelling van flora en fauna. Ook kunnen beschermingscriteria worden ontleend aan de eisen die bepaalde sleutelsoorten stellen aan hun omgeving. Voor ongespecificeerde natuur geldt dat de gewenste ecologische levensgemeenschap zich slechts duurzaam kan ontwikkelen als cruciale onderliggende bodemprocessen (LSF) niet ernstig zijn verstoord.

#### **6) Ecologische Hoofdstructuur, inclusief waterbodem:**

In gebieden binnen de EHS moet een ecotoxicologische risicobeoordeling worden afgewogen tegen de meest strikte ecologische criteria. De EHS wordt gekenmerkt door een stelsel van ruim 100 onderscheiden natuurdoeltypen die zijn gekarakteriseerd op grond van doelsoorten in kwantitatieve en/of kwalitatieve zin. Hiervoor zijn in totaal 657 soorten uit tien taxonomische groepen geselecteerd, waarbij tevens rekening is gehouden met de interacties tussen soorten. Voor gebieden in de EHS ligt het voor de hand voor de formulering van bodemverontreinigingscriteria gebruik te maken van de voor deze gebieden gespecificeerde soortensamenstelling. Hiervoor kan de aan- of afwezigheid van doelsoorten direct dienen als indicator. Hierbij dient men zich wel te bedenken dat lang niet alle doelsoorten direct zijn blootgesteld aan bodemverontreiniging. Zolang nog geen goede modellen beschikbaar zijn voor het meewegen van indirecte blootstelling verdient het wellicht aanbeveling om een dergelijke evaluatie te beperken tot doel- of sleutelsoorten met een direct en intensief bodemcontact (planten, bodemorganismen, waterbodemorganismen). Ook is het mogelijk indicatoren te definiëren die gerelateerd zijn aan de eisen die de diverse doelsoorten aan hun omgeving stellen. Voor een duurzaam functioneren van de EHS is het voorts van belang dat onderliggende ecosysteemprocessen (LSF) als afbraak, mineralisatie en nutriëntenkringlopen zo ongestoord mogelijk verlopen. Hiertoe is het noodzakelijk dat de sleutelsoorten die behoren bij deze veelal biologische processen in passende aantallen en diversiteit aanwezig zijn.

## **4.5 STAP 2b: Formuleren van meetbare indicatoren ecotoxicologisch risico**

In de volgende paragrafen wordt voor de onderscheiden typen bodemgebruik, *gaande van het type dat ecologisch beperkte eisen stelt (basiskwaliteit) tot het type dat hoge eisen stelt*, een steeds omvangrijkere en diepgaandere verzameling chemische, ecotoxicologische en ecologische indicatoren beschreven. De uit te voeren analyses worden slechts in globale termen aangegeven. Voor een meer gedetailleerde behandeling (inclusief referenties) van de van de te verrichten analysewerkzaamheden wordt verwezen naar hoofdstuk 3, en voor een indeling naar de getrapte beoordelingsstrategie naar paragraaf 4.6. Met name voor de meer ecologisch getinte indicatoren dient men zich te realiseren dat de bepaling van werkelijk aantoonbare effecten op levensgemeenschappen in vele gevallen moet berusten op een vergelijking met referentiesystemen. Voordat in ruime mate ervaring is opgedaan over de bodemtype en standplaatsfactor afhankelijke normaalwaarden van dergelijke observaties en hiervoor een “nationaal gegevensbestand” kan worden geraadpleegd, betekent dit dat een evaluatie van een mogelijk verontreinigde doellootatie *altijd* vergezeld moeten gaan van soortgelijke metingen in goed gekozen referentiesystemen. Hierbij wordt aangetekend dat in sommige gevallen de keuze van een goede referentie geen eenvoudige zaak is, tenzij een nabij gelegen, niet-verontreinigde bodem beschikbaar is.

6) GROTENDEELS BEDEKTE BODEM IN STADSGEBIEDEN, INDUSTRIETEREINEN EN ONDER INFRASTRUCTUUR:

a) **Chemisch-ecotoxicologische indicatoren**

Als indicator voor de chemische belasting van een bodem met een beperkte ecologische functie kunnen de voor biobeschikbaarheid gecorrigeerde verontreinigingsconcentraties worden geschaald naar hun toxische werking voor een generieke soortenverzameling (PAF en combi-PAF). De mogelijkheden voor begroeiing wordt gereflecteerd in een PAF die is afgemeten aan de gevoeligheid van een generieke verzameling planten.

Om meer informatie te verkrijgen over de biologische beschikbaarheid is het mogelijk om de concentraties van verontreinigingscomponenten te meten in organismen die in het veld zijn verzameld (bioconcentratie, biomagnificatie). Voor de basiskwaliteit in de grotendeels bedekte bodem kan men zich beperken tot bioaccumulatiemetingen in bijv. regenwormen, pissebedden of vegetatie.

b) **Bioassays**

Voor de grotendeels bedekte bodem wordt aangeraden de ecotoxicologische evaluatie te beperken tot zeer eenvoudige en goedkope *sceeningstoetsen* met bodemextracten, bodemvocht of oppervlakkig grondwater (bijv. Microtox, tox kits). Voor dergelijke toetsen is het mogelijk het ecotoxicologisch risico uit te drukken op een schaal die wordt gerelateerd aan de waargenomen effecten in een 100%-toets.

c) **Ecologische indicatoren**

De ecologische bodemfunctie die als meest basaal wordt aangemerkt heeft betrekking op de afbraak van contaminanten en natuurlijke verbindingen. Dit proces is primair afhankelijk van de aanwezigheid van een diverse microbiële gemeenschap. De diversiteit van de microflora die zorgt voor de afbraak van verontreinigende stoffen kan worden gemeten met behulp van de Biolog toets.

5) WONEN MET TUIN:

a) **Chemisch-ecotoxicologische indicatoren**

Omdat het kenmerkende van een tuin wordt vervat in de aanwezigheid van diverse siergewassen, wordt aanbevolen de berekende biologisch beschikbare fracties van de concentraties aan contaminanten te schalen op fytoxiciteit. Omdat er weinig of geen toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn voor de in tuinen gebruikelijke siergewassen zal dit alleen mogelijk zijn voor een generieke plantenverzameling.

Om een mogelijk aantasting van het belangrijke aspect van bodemstructuurvorming door met name de regenwormen in kaart te brengen kunnen de gemeten contaminant concentraties na correctie voor beschikbaarheid worden geschaald op de toxiciteit voor wormen.

Meer informatie over de biologische beschikbaarheid is analytisch te verkrijgen door de concentraties van verontreinigingscomponenten te meten in planten en bodemorganismen die in de tuin zijn verzameld (bioconcentratie, biomagnificatie).

Verder is het mogelijk om voor vogels en huisdieren op een tamelijk algemeen niveau het risico van doorvergiftiging modelmatig te schatten uit de in planten en regenwormen geaccumuleerde contaminanten.



**b) Bioassays**

Voor de beoordeling van de bodemverontreinigingssituatie in tuinen kan men zich beroepen op het uitvoeren van bioassays. Er zijn hiervoor een aantal mogelijkheden te onderscheiden:

- Voor een bepaling van de fytotoxiciteit zijn een groot aantal min of meer gestandaardiseerde toxiciteitstoetsen beschikbaar die veelal gebruik maken van landbouwgewassen (sla, maïs, kool, etc.), waarbij diverse criteria kunnen worden aangelegd (kieming, wortelgroei, yield, etc.). Deze toetsen geven met een blootstellingsduur van verscheidene dagen tot weken een indicatie van de toxiciteit bij semi-chronische blootstelling.
- Voor het testen van de toxiciteit voor bodemfauna met de bemonsterde bodem als geheel kunnen acute en chronische toetsen worden uitgevoerd met regenwormen.
- Op het laagste evaluatieniveau (tier 1) kan het voor tuingrond ook nuttig zijn om *screeningstoetsen* uit te voeren op waterige bodemextracten.

Voor al deze toetsen is het mogelijk het ecotoxicologisch risico uit te drukken op een schaal die wordt gerelateerd aan een aangetaste fractie, hetzij van de waargenomen effecten in een 100%-toets met individuen van een enkele soort, hetzij van de potentiële beïnvloeding van soorten in een levensgemeenschap (bijv. planten).

**c) Ecologische indicatoren**

Omdat voor het functioneren van een tuinbodem het functioneren van de bodem van groot belang is, kunnen de indicatoren voor LSF belangrijke informatie leveren. Hierbij wordt aangetekend dat met name het welbevinden van de bodemstructuurvormers (regenwormen en potwormen) alsmede het goed functioneren van nutriëntcycli van doorslaggevende betekenis wordt geacht.

**4) VOLKSTUINEN OF MOESTUINEN:****a) Chemisch-ecotoxicologische indicatoren**

De indicatoren die kunnen worden gekozen voor de chemische belasting van volks- en moestuinen zijn volledig gelijk aan de indicatoren die zijn gedefinieerd voor de bodemgebruikscategorie “wonen met tuin”. Omdat bij de evaluatie van de fytotoxiciteit van individuele verbindingen over het algemeen gebruik wordt gemaakt van soorten die voortkomen uit de land- en tuinbouw (sla, komkommer, maïs, kool, etc.), is de omzetting uit gemeten totaal-concentraties berekende beschikbare fractie naar een fyto-PAF redelijk representatief voor teeltgewassen.

**b) Bioassays**

Voor de beoordeling van de bodemverontreinigingssituatie in tuinen met behulp van bioassays gelden eveneens dezelfde mogelijkheden als zijn aangegeven bij “wonen met tuin”

**c) Ecologische indicatoren**

Ook de ecologische indicatoren die kunnen worden ingezet voor de beoordeling van de bodemkwaliteit in volks- en moestuinen komen overeen met die indicatoren die zijn gedefinieerd voor het “wonen met tuin”.

Daar de ecotoxicologische beoordeling van de bodemgebruikscategorieën *wonen met tuin* en *volks- en moestuinen* geheel gelijk zijn, moet het onderscheid in gebruik worden gerechtvaardigd door criteria die zijn ontleend aan de humaan toxicologische beoordeling.

### 3) AGRARISCH GEBIED:

#### a) **Chemisch-ecotoxicologische indicatoren**

Vanuit het oogpunt van de chemische belasting is het van belang dat gevoelige teeltgewassen en vee geen hinder ondervinden van de aanwezigheid van toxicanten. Voor teeltgewassen komen de indicatoren overeen met die voor het gebruik als volks- en moestuin.

In het kader van de door de warenwet vereiste controle op de toelaatbare gehalten aan contaminanten in humane voeding worden in veel gevallen door andere instanties al analyses verricht naar de bioaccumulatie van toxicanten in voedingsgewassen, vlees en melk. De hieruit verkregen resultaten kunnen tevens worden gebruikt om mogelijk nadelige ecotoxicologische effecten te signaleren en het risico voor vee en teeltgewassen te kwantificeren. Indien dergelijke gegevens niet beschikbaar zijn, kan men de bioaccumulatie van contaminanten in bijvoorbeeld wormen bepalen.

#### b) **Bioassays**

De bioassays die kunnen worden gebruikt voor de beoordeling van de bodemverontreinigingssituatie in landbouwgebieden komen geheel overeen met hetgeen wordt geschetst voor “wonen met tuin”.

#### c) **Ecologische indicatoren**

Omdat voor het functioneren van een bodem met een agrarisch gebruik het functioneren van de bodem van groot belang is, kunnen de indicatoren voor LSF belangrijke informatie leveren. Hierbij wordt aangetekend dat met name de diversiteit van de afbraakfunctie (biolog-toets) van doorslaggevende betekenis wordt geacht, opdat een duurzame toepassing van bestrijdingsmiddelen en meststoffen kan worden gegarandeerd.

### 2) NATUUR BUITEN DE EHS, OPENBAAR GROEN (INCLUSIEF WEGBERMEN BIJ INFRASTRUCTUUR, GROENSTROKEN EN LANDELIJK GELEGEN INDUSTRIETERREINEN) EN BUITENRECREATIE:

#### a) **Chemisch-ecotoxicologische indicatoren**

De toxische druk in niet nader gespecificeerde natuur kan worden weergegeven door de PAF en de combi-PAF voor een generieke soortenverzameling. Bij voldoende beschikbaarheid van toxiciteitsgegevens voor specifieke groepen organismen is het mogelijk de risico's aan te geven voor specifiek gewenste soorten(groepen). Zo wordt het dan bijvoorbeeld mogelijk om voor recreatieterrein aan te geven of bepaalde vereiste grassoorten de kans lopen hinder te ondervinden van de lokale verontreinigingsgraad.

De biologische beschikbaarheid en de ophoping van toxicanten in bepaalde soorten en organen kan worden geschat met behulp van contaminantanalyse in organismen die dood dan wel levend in het veld zijn verzameld. Bij analyse van een verscheidenheid aan soorten wordt ook informatie verkregen over de aard van de soortgroepen die mogelijk gevaar lopen. Door voorkennis over het niveau van de interne concentratie waarbij effecten zijn waargenomen is bioaccumulatie uit te drukken op een potentieel ecotoxicologisch risicoschaal.

#### b) **Bioassays**

Ook voor de natuur en groene recreatiegebieden buiten de EHS is het mogelijk om met bodemmonsters of waterige extracten daarvan toxiciteitsexperimenten uit te voeren. Indien men de toetsen uitvoert met meerdere soorten is aan te geven welke fractie van te specificeren soortgroepen mogelijk een nadelig effect zal ondervinden (toxische

potentie). Door het kiezen van testsoorten die model kunnen staan voor de gewenste flora en fauna in het veld is een hogere mate van realisme te verkrijgen.

c) **Ecologische indicatoren**

Voor het gebruik van de bodem als fundering voor de groene ruimte is niet *a priori* aan te geven welke eisen gesteld worden aan de daar aanwezige begroeiing en diersoorten. In het algemeen kan worden gesteld dat *groene ruimte* wordt gekenmerkt door een diverse flora, hetgeen impliceert dat de bodem in ieder geval niet fytotoxisch mag zijn. Als ecologische indicator kan de diversiteit en soortsamenstelling van de begroeiing worden vergeleken met die in referentiegebieden met een soortgelijk gebruik en bodemgesteldheid. Verder is het van belang dat de LSF van de bodem niet ernstig zijn verstoort, hetgeen kan worden geëvalueerd door middel van de LSF-indicatoren.

Vanzelfsprekend kan men ook voor een natuurlijk bodemgebruik dat mag voldoen aan minder strikte voorwaarden dan die in de EHS voor de detectie van chemische verontreiniging gebruik maken van biologische technieken die met behulp van in het veld verzamelde organismen een tolerantieinductie indiceren (PICT, biomarkers)

1) ECOLOGISCHE HOOFDSTRUCTUUR:

a) **Chemisch-ecotoxicologische indicatoren**

Ten aanzien van een aantal zware metalen en bestrijdingsmiddelen zijn methoden beschikbaar om uit gemeten (totaal)concentraties en de daaruit berekende biologisch beschikbare blootstellingsconcentraties op probabilistische gronden een PAF-waarde voor vogels en zoogdieren te schatten. Hierbij wordt rekening gehouden met de voedselpreferenties van de onderscheiden soorten. Op soortgelijke grondslag komen wellicht in de nabije toekomst mogelijkheden beschikbaar om voor de doelsoortengroepen der planten, reptielen, amfibieën, vlinders en libellen een risicoschatting mogelijk te maken. Vooralsnog zal in vele gevallen voor de beoordeling van een bodemverontreinigingssituatie in de EHS op basis van gemeten stofconcentraties moeten worden teruggegrepen op een evaluatie van de toxische druk die potentieel wordt ervaren door een meer generieke soortenverzameling of deelverzamelingen (bijv. planten, wormen of waterorganismen).

Om meer informatie te verkrijgen over de biologische beschikbaarheid en de mate waarin een bepaalde toxicant zich mogelijk via de voedselketen ophoopt in doelsoorten, is het mogelijk om de concentraties van verontreinigings-componenten te meten in organismen die in het veld zijn verzameld (bioconcentratie, biomagnificatie). Men kan, afhankelijk van het werkingsmechanisme, de toxiciteit van biologisch geaccumuleerde stoffen nader inschatten door de analyse uitsluitend te beperken tot die organen waar de werking het meest prominent aanwezig wordt geacht. Indien het voor zgn. *hogere* organismen (lees: vertebraten) of zeldzame soorten als ongewenst wordt ervaren om de blootgestelde populatie destructief te bemonsteren kan op niet-destructieve wijze worden bemonsterd (bijv. bloedafname, blad analyse). Verder kunnen bijvoorbeeld dood in het veld aangetroffen dieren of eieren in verlaten nesten worden geanalyseerd. Een dergelijke analyse maakt het mogelijk eventueel aan verontreiniging gerelateerde sterfteoorzaken vast te stellen. Voor een toenemend aantal soorten en stoffen wordt verwacht dat internationaal gegevens beschikbaar komen die kritische interne concentraties koppelen aan optredende ecotoxicologische effecten, waardoor het mogelijk wordt het potentieel ecotoxicologisch risico verbonden aan de mate van bioaccumulatie uit te drukken als een

potentieel aangetaste fractie.

b) **Bioassays**

Voor het uitvoeren van bioassays met EHS-gronden is het meest uitgebreide scala van acute en chronische toetsen beschikbaar. Vanwege het vermoedelijk relatief onbelaste karakter van EHS-gronden is het waarschijnlijk dat een definitief kwaliteitsoordeel pas kan worden geveld nadat een serie dure en complexe toetsen met een chronische blootstelling en/of gevoelige sublethale criteria (biomerkers) is uitgevoerd. Indien een dergelijke toxiciteitsevaluatie wordt uitgevoerd met een enkele soort is het ecotoxicologisch risico uit te drukken als de fractie testorganismen die enig effect vertoont bij 100 %-ige blootstelling. Door deze toxiciteitsevaluaties uit te voeren met een aantal soorten van verschillend bouwplan (bijv. planten, wormen, bodemfauna) kan inzicht worden verkregen in de groepen organismen die het risico lopen nadelig te worden beïnvloed en kunnen de resultaten worden uitgedrukt op een pT-schaal van 0 tot 1 (toxische potentie).

c) **Ecologische indicatoren**

In *aanvulling* op de ecologische indicatoren die reeds zijn genoemd in de voorgaande categorie wordt voor natuurgebieden in de EHS extra aandacht geschonken aan de natuurwaarde. Voor elk natuurdoeltype is een referentiebeeld van doelsoorten vastgesteld. De mate waarin lokaal hieraan wordt voldaan is een maat voor de natuurwaarde. Het EKI concept dat uitgaat van het product van kwaliteit en kwantiteit (gerealiseerd oppervlak) levert een waarde op tussen 0-100% en is een aantrekkelijke manier om natuurwaarde in uit te drukken (RIVM, 1998).

## 4.6 STAP 2c: Formuleren van kritieke meetwaarden van indicatoren

In Tabel 4.1 is gepoogd in vijf categorieën (++=hoog / + / 0 / - / --=laag) het belang aan te geven van een *gunstige meetwaarde* van de diverse indicatoren bij het beoogde bodemgebruik. Bovendien wordt aangegeven in welke evaluatiestap van een getrapte beoordeling ("L"=1e trede; "M"=2e trede; "H"=3e en hoogste trede) de betreffende indicator kan worden meegewogen gezien kosten en complexiteit van uitvoering. Hierbij is ervoor gezorgd dat in alle evaluatietreden minstens één enkele indicator voor alle drie de Triade-aspecten is meegenomen, zodat elke evaluatiestap een toegevoegde waarde bezit in het licht van het Triade-concept. Onderscheidend vermogen ten aanzien van bodemgebruikscategorieën en beoordelingsstap wordt zowel verkregen door de keuze bepaalde typen onderzoek al dan niet uit te voeren (nvt), als door het door het aangeven van een hoger of lager belang van een goede meetwaarde (lees: acceptabel achten van een lager of hoger ecotoxicologisch risico).

Daar alle indicatoren zijn geschaald als een mogelijk nadelig beïnvloede fractie (proportie), kan het belang voor een gunstige meetwaarde eenduidig en eenvoudig worden omgezet in een kritieke indicatiewaarde voor actueel ecotoxicologisch risico. In navolging van Lijzen *et al.* (in voorbereiding) en Van Hesteren *et al.* (1998) wordt voorgesteld om voor de vaststelling van kritieke indicatorwaarden het belang van gunstige indicatorwaarden te koppelen aan oplopende percentielen van de indicatorwaardeverdeling. Zo is het mogelijk om bij een "+" een maximale overschrijding van het associeerde ecotoxicologische risico toe te

staan van 5%. Voor de categorieën van het indicatorbelang worden voorlopig de volgende percentielen voorgesteld:

- “++” 5%
- “+” 25%
- “0” 50%
- “-“ 75%
- “--“ 95% (komt overigens niet voor)

Het moge duidelijk zijn dat de voorgestelde bodemgebruiksafhankelijke kritieke indicatorwaarden zich in de praktijk zullen moeten bewijzen.

Door van de gemeten indicatorwaarden de bij het bodemgebruik behorende kritieke waarde af te trekken is in een oogopslag te zien welke risicoaspecten de meeste zorg baren.

Tabel 4.1. Kritieke indicatorwaarden per type bodemonderzoek en per bodemgebruikscategorie.

TRIADE ASPECT	INDICATOR	TIER	BODEMGEBRUIK					
			1	2	3	4	5	6
			E H S	N A T	AG R	M O E S	T U I N	S T A D
Chemie	Concentraties per stof (generieke PAF)	L	++	+	+	+	+	0
	Concentraties per stof (specifieke soortgroepen-PAF)	L	+	+	++	++	++	nvt
	Concentraties fytotoxiciteit (fyto-PAF)	L	+	+	++	++	++	0
	Concentraties per stof (doelsoort PAF)	M	++	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
	Concentraties gecombineerd (c-PAF generiek)	L	+	+	+	+	+	0
	Concentraties gecombineerd (c-PAF doelsoort)	M	++	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
	Bioaccumulatie	H	++	++	++	++	++	+
Toxicologie	Effect acute tox. toetsen (screening) (effect % in 100% test)	L	+	+	+	+	+	0
	Effect chronische tox. toetsen (idem)	M	++	+	+	+	+	nvt
	Proportie van soorten met effect in acute 100% test (pT-acuut)	M	++	++	++	++	++	nvt
	Proportie van soorten met effect in chronische 100% test (pT-chronisch)	H	++	++	+	+	+	nvt
	Fytotoxiciteit (fyto-pT-chronisch)	H	++	+	+	+	+	nvt
Ecologie	Lokale-EKI	L	++	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
	Diversiteitdeficiëntie planten en/of fauna tov ref (%)	L	++	+	-	-	-	nvt
	Soortdeficiëntie gewenste planten en/of fauna tov ref (%)	L	++	+	-	-	-	nvt
	Biomarkerinductie tov ref (%)	M	++	+	0	0	0	nvt
	PICT-inductie (%)	H	++	+	0	0	0	nvt
	LSF: Fragmentatie wormen (soortdeficiëntie tov ref %)	M	++	+	0	+	+	nvt
	LSF: Fragmentatie mijten (idem)	M	++	+	0	+	+	nvt

vervolg tabel 4.1 op de volgende bladzijde

vervolg tabel 4.1

LSF: Org substr. omzettingen Bacterieele afbraakroutes (Biolog) (routedeficiëntie tov ref %)	L	++	+	+	0	0	+
LSF: Org substr omzettingen Paddestoelen/schimmels (soortedeficiëntie tov ref %)	H	++	+	0	+	+	nvt
LSF: Org substr omzettingen (decompositiedeficiëntie tov ref %)	L	++	+	0	+	+	nvt
LSF: Recycling voedingsstoffen Microbieele activiteit (deficiëntie activiteit tov ref %)	H	++	+	0	+	+	nvt
LSF: Beschikbaarheid voedings-stoffen: Mycorrhiza, Nematoden, Mijten, en Springstaarten soortedeficiëntie tov ref (%)	H	++	+	++	+	+	nvt
LSF: Org subst omzettingen Nitrificatiedeficiëntie tov ref (%)	L	++	+	0	+	+	nvt
LSF: Bodemstructuurvorming Soortedeficiëntie wormen tov ref (%)	M	++	+	0	+	+	nvt
LSF: Stabiliteit bodemecosysteem Opbouw levensgemeenschap (redundantiedeficiëntie tov ref %)	H	++	+	0	+	+	nvt
<b>++:</b>	Hoog belang van gunstige indicatorwaarde						
<b>+:</b>	Gereduceerd belang van gunstige indicatorwaarden						
<b>0:</b>	Gemiddeld belang van gunstige indicatorwaarden						
<b>-:</b>	Matig belang van gunstige indicatorwaarden						
<b>--:</b>	Laag belang van gunstige indicatorwaarden						
<b>nvt</b>	Niet van toepassing						

## 4.7 STAP 3: Risico evaluatie

Voor een overall evaluatie van locatiespecifiek ecotoxicologisch risico's van bodemverontreiniging in kwantitatieve termen kan, afhankelijk van de bodemgebruiks-categorie, per Triade-poot en per evaluatiestap de overschrijding van de kritieke indicatorwaarden worden berekend.

Ook is het mogelijk de meetresultaten van diverse risicoindicatoren per Triade-poot of zelfs over het geheel te integreren conform het recept dat wordt gegeven in de volgende paragraaf. Zowel de weg van de *meest aangetaste indicator* als de twee niveaus van integratieve benadering zullen hun *voors en tegens* moeten bewijzen tijdens praktische toepassing van het systeem in locatiestudies.

### 4.7.1 Het begrip "ECOSYSTEEM"

In beide volgende paragrafen wordt het ecologisch risico geschaald op de omvang van de verontreiniging in relatie tot de omvang van het blootgestelde ecosysteem, alsmede op de schaarsheid van het betrokken ecosysteem. Voor beide schalingsprocedures is het van belang een goede werkdefinitie te hebben voor met name de afbakening van ecosystemen.

Het woord “ecosysteem” wordt door velen gebruikt. Men dient zich echter te realiseren dat de betekenis sterk afhankelijk is van de gebruiker. Met name in hiërarchisch opzicht is het begrip ecosysteem verwarrend: een weiland met een bepaalde vegetatie is evengoed te beschouwen als een ecosysteem als alle wereldzeeën tezamen. Een locatiespecifieke of ecosysteemgerichte benadering van ecologisch risico hangt sterk aan een definitie die zowel wetenschappelijk juist is als praktisch hanteerbaar.

Vooraf vanuit praktisch oogpunt wordt voorgesteld het begrip ecosysteem als volgt te hanteren (Gonzalez, 1996):

*“Een volume van land, lucht of water met een natuurlijke begrenzing die primair wordt ingegeven door landschapseigenschappen en klimatologische factoren. Ecosystemen omvatten naast organismen een verzameling ecologische en antropogene processen die functioneren in een genest systeem van deelvolumes”*

Deze definitie heeft de volgende voordelen boven andere:

- De definitie is functioneel met betrekking tot de herkenning van ruimtelijke en temporele schalen.
- De definitie is landschap georiënteerd, waardoor min of meer permanente grenzen in het veld kunnen worden herkend en op kaarten kunnen worden weergegeven.
- De definitie betreft de ecosysteembegrenzing expliciet op de functies van het ecosysteem.

Voor bepaling van het locatiespecifieke risico van bodemverontreiniging dient te worden ingestoken op de “lagere niveaus” van de ruimtelijke hiërarchie in schaal. De hanteerbaarheid van het ecosysteembegrip dient nader te worden uitgewerkt in pilot-onderzoek.

#### **4.7.2 Het meewegen van de ruimtelijke aspecten van bodemverontreiniging**

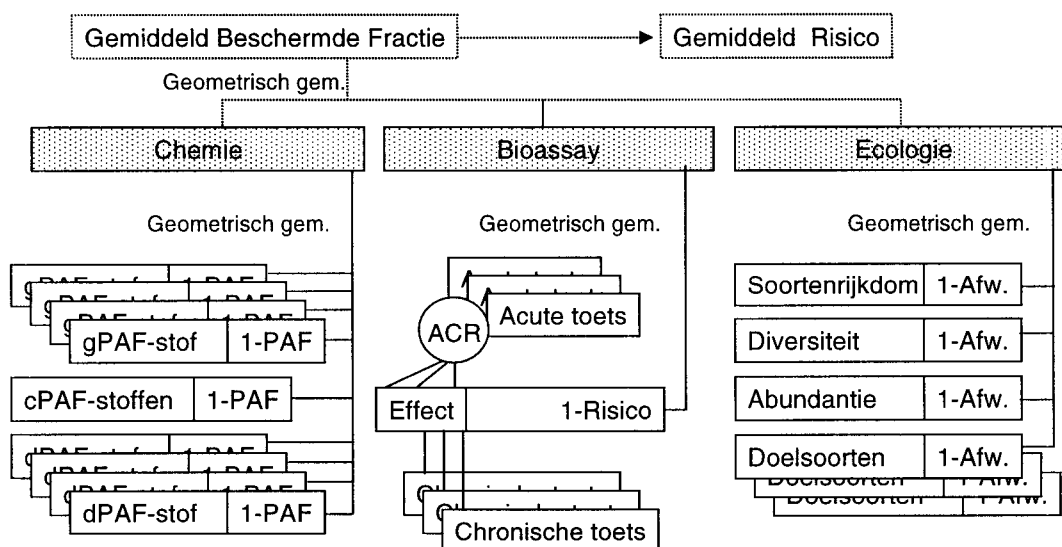
De omvang van en de ruimtelijke dynamiek binnen een verontreinigingssituatie is nog niet in de risico-evaluatie betrokken. Het spreekt eigenlijk vanzelf dat er bij een situatie met een grotere omvang sprake is van een hoger *overall* ecologisch risico. Aangezien alle waargenomen en potentiële effecten zijn uitgedrukt als een ter plekke aangetaste fractie van een of andere ecosysteem eigenschap (soorten rijkdom, populatieomvang, functioneren, processnelheden), ligt het voor de hand deze aangetaste fractie te schalen op de omvang van de verontreiniging in relatie tot de totale aaneengesloten omvang van het deels blootgestelde ecosysteem: indien een bepaalde eigenschap voor zegge 50% is aangetast in bijvoorbeeld slechts 10% van een ecosysteem, is de aantasting betrokken op het areaal van dat ecosysteem te herleiden tot 5%. Op een vergelijkbare wijze kunnen variaties in het verontreinigingspatroon worden herleid tot een gesommeerde aantasting van het deels blootgestelde ecosysteem: wanneer we uitgaan van een 50% aantasting in 10% van een blootgesteld ecosysteem, tezamen met een 20% aantasting in 40 % van datzelfde ecosysteem is de totaal aangetaste fractie gelijk aan 13% (t.w.:  $\frac{10}{100} 50\% + \frac{40}{100} 20\%$  ).

### 4.7.3 Het meewegen van de uniciteit van blootgestelde ecosystemen

De uniciteit (zeldzaamheid, schaarsheid) van een bepaald blootgesteld ecosysteem kan, indien gewenst, worden meegewogen door de op de omvang van het lokaal blootgestelde ecosysteem geschaalde aantasting nogmaals te schalen op het totale areaal van het betreffende ecosysteemtype in de regio: een 13% aantasting van een lokaal ecosysteem dat in oppervlakte slechts 30% uitmaakt van het regionale areaal van hetzelfde ecosysteemtype wordt hierdoor teruggebracht tot een regionale aantasting van 3.9% (t.w.:  $\frac{30}{100} 13\%$ ).

### 4.7.4 Een integrale Triade-beoordeling in kwantitatieve termen

De schaling van de verschillende methoden van risicoschatting op een schaal van 0 tot 1 biedt theoretisch de mogelijkheid om de diverse metingen die in het kader van een Triade-evaluatie worden uitgevoerd uit te drukken in een eenzelfde kwantitatieve risico-grootheid. Vanzelfsprekend blijft het moeilijk om op onbevooroordeelde wijze de risico's die worden aangeduid door de verschillende typen aantasting ten opzichte van elkaar af te wegen. Zo is het apert onmogelijk een wetenschappelijke verantwoording te bedenken voor een vergelijkende risico-schatting of saneringsprioritering van twee locaties, waarbij in beide gevallen eenzelfde fractie van aantasting in verschillende ecosysteem eigenschappen wordt vermoed zonder extra wetenschappelijk informatie in te brengen. Hierbij dient overigens te worden opgemerkt dat een aanbevolen schaling op relatieve verontreinigingsomvang en uniciteit van het beschouwde ecosysteemtriboot al gauw tot een te kwantificeren onderscheid in de risicobeoordeling zal leiden.



Figuur 4.3 Rekenmethode voor combineren van PAF en overige risicoindicaties:

*gPAF* = generieke PAF-waarde.

*cPAF* = combi PAF-waarde.

*dPAF* = doelsoorten PAF-waarde.

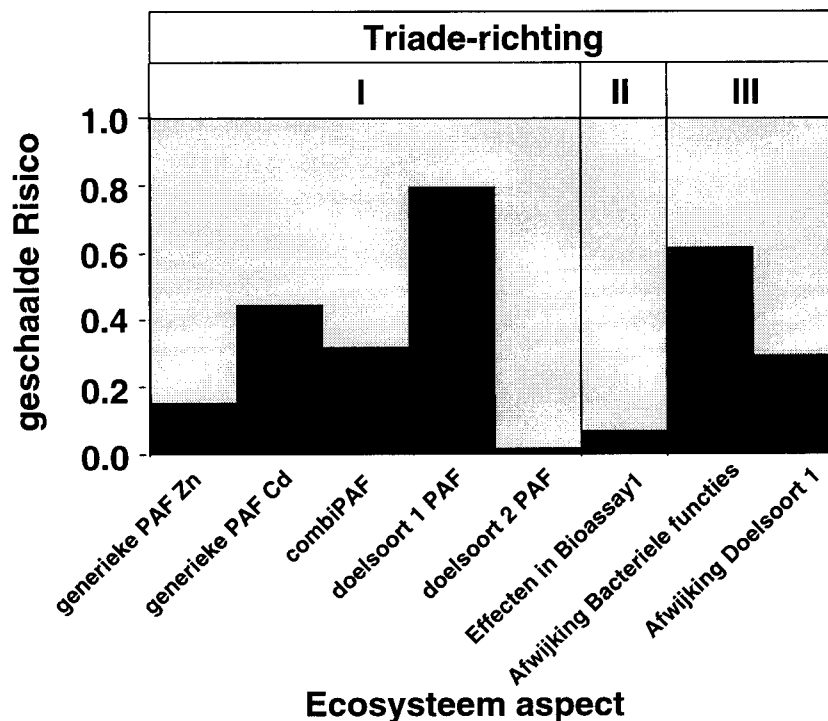
*ACR* = ratio van acute en chronische toxiciteit (extrapolatiefactor).

*Afw.* – geconstateerde afwijkingen tov referentie of normaal.



Om uiteindelijk tot een eenduidig en kwantitatief oordeel van het integraal ecologische risico te kunnen komen, wordt voorgesteld om alle op relatief verontreinigingsoppervlak en uniciteit geschaalde risico-waarden om te rekenen naar de bijbehorende fracties van beschermde ecosysteemattributen (conform Bach 1980). Per hoofdcriterium van de Triade worden deze scores geometrisch gemiddeld om te komen tot een score voor chemische concentraties, bioassay resultaten en ecologische observatie. Als intermediair zou men de integratie van de beoordelingsresultaten hierbij kunnen laten. Het is echter ook mogelijk om als laatste stap in het waarderingsproces de scores voor de drie Triade-aspecten nogmaals gelijkgewogen geometrisch te middelen tot een overall “kans op het uitblijven van ecologische schade”. Voorsnog wordt voorgesteld de middeling ongewogen te doen plaatsvinden. Indien in een later stadium meer ervaring met de uitvoering van deze methode is opgedaan kunnen eventueel verschillende gewichten worden toegekend aan verschillende risicocriteria of aan verschillende Triade-richtingen. De bovenstaande procedure is grafisch uitgewerkt in Figuur 4.3. De omrekening naar beschermde fractie vindt plaats omdat bij de berekening van een geometrisch gemiddelde de lagere waarden (indicaties voor een hoger risico) uit grond van de berekeningswijze sterker door zullen spreken in het eindresultaat. De gemiddeld beschermde fractie kan desgewenst worden omgebouwd naar een maat die proportioneel is met het ecologisch risico.

Natuurlijk verliest men informatie bij de integratie van een veelheid aan beschikbare gegevens naar een enkel getal dat het ecologisch risico aangeeft. Het wordt daarom ook aangeraden om naast het weergeven van gemiddelde risico, ook de risicoscore op de onderscheiden risicoschalen weer te geven, bijvoorbeeld zoals gepresenteerd in Figuur 4.4. Een dergelijke presentatie kan ook plaatsvinden in een zgn. amoëbe-vorm Deze informatie kan gebruikt worden bij het kiezen van maatregelen (sanering, actief bodembeheer, verandering gebruiksfunctie van bodem) om het ecologisch risico te verminderen (zie ook Tabel 2.1. ).

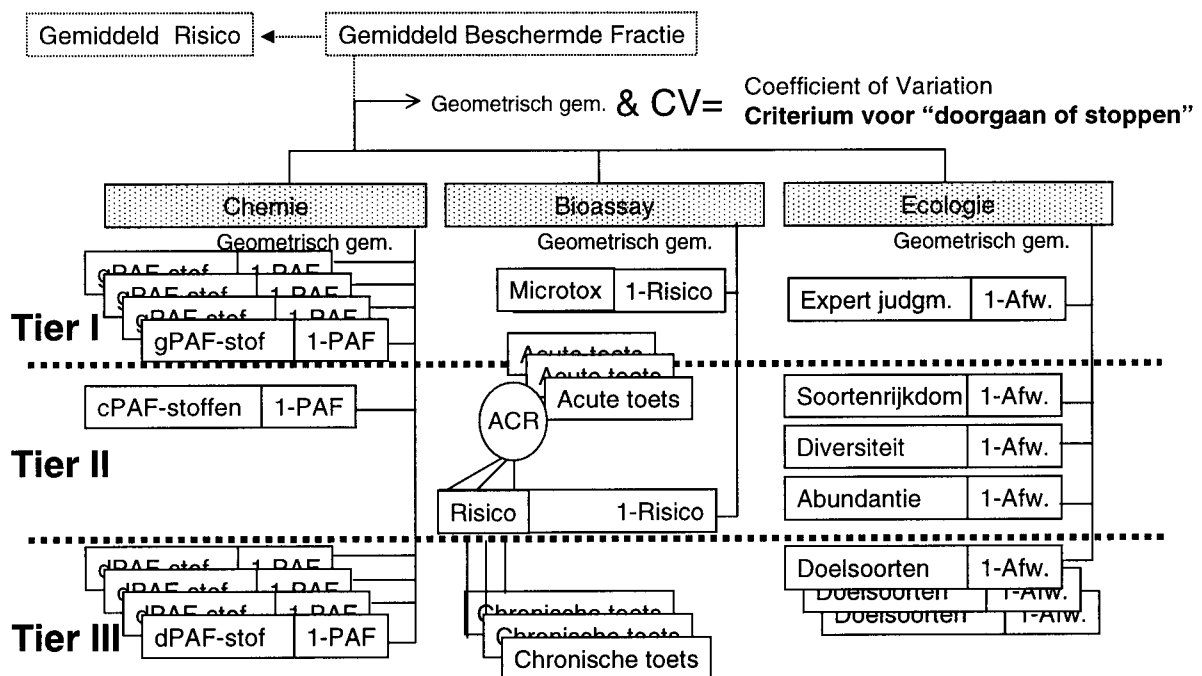


Figuur 4.4. Een uitsplitsing van het gecombineerd risico (voorbeeld)

#### 4.7.5 De inrichting van een getrappt evaluatiesysteem

Bij de inrichting van een getrappt systeem voor de evaluatie van het ecologisch risico inzake bodemverontreiniging op basis van een zgn. Triade-benadering is het van belang dat **in elke stap zowel chemische, toxicologische als ecologische criteria** worden meegewogen, zoals schematisch weergegeven in Figuur 4.5. Als criterium voor de benodigde diepgang van het onderzoek lijkt het mogelijk op basis van voorstudies een beslisboom op te stellen waarin de variantiecoëfficiënt (CV, lees: onzekerheid) van de hoogste middelingsstap tussen de drie onderscheiden Triade richtingen een belangrijke rol speelt. De beslissing die naar uitvoering van elke evaluatietrap moet worden genomen om *door te gaan met het onderzoek, of te stoppen* zou kunnen worden ingegeven door de mate van onzekerheid bij de laatste middelingsstap of eenvoudiger: door de simpele constatering dat de bevindingen in de drie Triade-poten elkaar tegenspreken.

Voor een *eerlijke* vergelijking van verontreinigingssituaties is het essentieel dat voor elke locatie en elke evaluatiestap dezelfde soorten analyse worden uitgevoerd met vergelijkbare diepgang, waarbij telkens alle drie de Triade-richtingen worden betrokken.



Figuur 4.5 Voorbeeld van een getrapte uitvoering in de Triade-benadering.

#### 4.7.6 De factor tijd bij de beoordeling van locatiespecifieke risico's

Bodemverontreinigende stoffen leiden doorgaans tot een risico dat voor de locatie van tijdelijke aard is, bijv. omdat stoffen in de loop van de tijd kunnen verdwijnen als gevolg van biologische processen of transportverschijnselen en een veranderend chemisch evenwicht. De verantwoordelijke processen verlopen in de bodem vaak zeer langzaam. De tijdsafhankelijkheid van locatie specifieke risico's dient daarom beoordeeld te worden tegen de achtergrond van de termijn die voor het beleidskader relevant is. Gezien de grote onzekerheden waarmee het schatten van verandering in blootstelling al is omgeven, wordt vooralsnog een verder uitwerking van het aspect tijd weinig zinvol geacht. De tijdsafhankelijkheid van de externe blootstelling aan bodemverontreiniging wordt meestal aan de hand van modelberekeningen in rekening gebracht.

## 5. Conclusies en aanbevelingen

In dit rapport wordt een technische uitwerking gegeven van de uitgangspunten voor locatie-specifieke ecologische risico beoordeling zoals voorgesteld door Rutgers *et al.* (1998). In dit voorstel staan een drietal stappen centraal: 1. beschrijving van het gewenste bodemgebruik, 2. het vaststellen van te beoordelen ecologische aspecten en 3. een locatiespecifiek meet-instrumentarium. Als leidraad worden een zestal bodemgebruikscategoriën gehanteerd en voor elk van deze categoriën worden meetbare indicatoren voor ecologische risico's geformuleerd.

Het locatiespecifieke meetinstrumentarium wordt vormgegeven door een stapsgewijze toepassing van de Triade-benadering gevolgd door een multi criteria analyse. Hiermee wordt de mogelijkheid tot het optreden van een vals positieve en vals negatieve beoordeling van de bodemkwaliteit sterk teruggedrongen. De Triade geeft door het naast elkaar zetten van zowel chemische als biologische informatie een genuanceerd beeld van de heersende situatie. Voor een meer kwantitatief vergelijkend oordeel is het noodzakelijk de meetgegevens modelmatig te bewerken waardoor een numerieke integratie van de verschillende typen meetgegevens mogelijk wordt. Dit vereist verschillende transformaties en schalingen die alle in de praktijk dienen te worden getoetst. Eventueel zijn door het toepassen van wegingsfactoren de verschillende aspecten van bodemverontreiniging ten opzichte van elkaar in het gewenste perspectief te plaatsen.

Een stapsgewijze aanpak is gekozen vanwege kosteneffectiviteit. In een getrapt systeem wordt in de opeenvolgende fasen het ecologisch risico steeds kwantitatiever en in meer locatiespecifieke en realistische termen weergegeven. In dit rapport worden drie beoordelingsstappen voorgesteld. De beoogde kosten-effectiviteit wordt bereikt door na uitvoering van elke evaluatiestap de meetresultaten te vergelijken met tevoren vastgelegde beoordelingscriteria voor absoluut aanvaardbaar- en absoluut onaanvaardbaar risico, waarna slechts tot verdergaand onderzoek wordt besloten indien de beoordelingsresultaten zich bevinden in het gebied daartussen.

Gezien de wenselijkheid om een realistische risicoschatting van actuele ecotoxicologische bodemkwaliteit uit te voeren via de Triade-benadering is er voor gekozen om in elke beoordelings-stap chemische, toxicologische en ecologische aspecten mee te evalueren. Voorgesteld wordt om de risico's op elk van deze aspecten te schalen op een schaal van 0 tot 1. Dit biedt theoretisch de mogelijkheid om de diverse metingen die in het kader van een Triade-evaluatie worden uitgevoerd uit te drukken in een vergelijkbare kwantitatieve risicogrootheid. In het eindoordeel over ecologische risico's wordt verder voorgesteld de relatieve verontreinigingsomvang en de uniciteit van het beschouwde ecosysteem mee te nemen.

De resultaten van de ecologische risicobeoordeling kunnen gebruikt worden om maatregelen te initiëren en te evalueren, om te prioriteren tussen locaties en bij het ruimtelijk inrichten van gebieden voor diverse vormen van bodemgebruik. De in dit rapport beschreven technische uitwerking kent nog verschillende aspecten waarvan de toepasbaarheid en zeggingskracht in de praktijk moet blijken. De systematiek moet dan ook vooral worden gezien als een raamwerk waarmee aan de hand van toepassing op een aantal locatiestudies praktijkervaring kan worden opgedaan. Deze toetsing in de praktijk zal ongetwijfeld tot wijzigingen en bijstellingen leiden. Hoofddoel is om uiteindelijk tot een in de praktijk bewezen operationaliseerbaar en zo breed mogelijk toepasbaar beoordelingssysteem te komen.

## Literatuur

- Aldenberg, T. and W. Slob (1993). Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicol. Envir. Safety*, 25, 48-63.
- Bach, E. (1980). A chemical index for surveillance of river water quality. *Deutsche gewasserkundliche Mitteilungen* 24: 102-106.
- Bakker, J. and D. van de Meent (1997). Receptuur voor de berekening van de Indicator Effecten Toxische Stoffen ( $I_{tox}$ ). RIVM-report 607504003.
- Belfroid, A.C., D.T.H.M. Sijm, and C.A.M. van Gestel (1996). Bioavailability and toxicokinetics of hydrophobic aromatic compounds in benthic and terrestrial invertebrates. *Environ. Rev.* 4: 276-299.
- Bierkens, J. (1996). Biologische effectmonitoring van bodemecosystemen. VITO rapport TOX.RB960012, Project Natuurgebieden.
- Bierkens, J., G. Klein en G. Schoeters (1997). De gevoeligheid van 20 bioassays voor bodem: een vergelijkende studie. VITO rapport: TOX.RB97001, project Natuurgebieden.
- BIOCLEAR (1998). Effectiviteit van bioassays bij het monitoren en beoordelen van het milieurendement van in situ biorestauratie. Deelresultaten 1, fase 1. Projectcode NOBIS 96-1-13.
- Burmester, D.E., C.A. Menzie, J.S. Freshman, J.A. Burris, N.I. Maxwell and S.R. Drew (1991). Assessments of methods for estimating aquatic hazards at superfund-type sites: A cautionary tale. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 827-842.
- CCME (1996). A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- CCME (1997). A Framework for Ecological Risk Assessment: Technical Appendices. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Chapman, P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.
- Chapman, P.M. (1996). Presentation and interpretation of sediment quality triad data. *Ecotoxicology* 5: 327-339.
- Chek, W.L. (1996). Ecological Risk Assessment Methodologies. The third National Workshop on the Health Risk Assessment and Management of Contaminated Sites, South Australian Health Commission, p. 365-384.
- Crommentuijn, G.H., E.J. van de Plassche and J.H. Canton (1994). Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil contamination in view of the intervention value for soil clean-up. RIVM report 950011 003.
- Crommentuijn, G.H., R. Posthumus and D.F. Kalf (1995). Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration. Substances evaluated in 1993 and 1994. RIVM report 715810 008.
- DECHEMA (1995). Biologische Testmethoden für Böden. Adhoc-Arbeitsgruppe "Methoden zur Toxikologischen/Ökotoxikologischen Bewertung von Böden". Deutsche Gesellschaft für Chemisches Apparatewesen, Chemische Technik und Bio-technologie.
- De Groot, A.C., W.J.G.M. Peijnenburg, M.A.G.T. van den Hoop, R. Ritsema and R.P.M. van Veen (1998). Heavy metals in Dutch field soils: experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. RIVM report 607220 001.
- Den Besten, P.J. (1993). Biotic effects caused by sediment pollution of the river Rhine and Meuse (Netherlands). Part I: Nieuwe Merwede. Report nr. 93.020, RIZA, Lelystad.
- Den Besten, P.J., C.A. Smidt, M. Ohm, M.M. Ruijs, J.W. van Berghem and C. van de Guchte (1995). Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *J. Aquatic Ecosystem Health* 4: 256-270.
- Ferguson, C., D. Darmendrail, K. Freier, B.K. Jensen, J. Jensen, H. Kasamas, A. Urzelai and J. Vegter (eds.) (1998). Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume 1, Scientific basis. LQM Press Nottingham.
- Garland, J.L. (1997). Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology. *FEMS Microbiol. Ecology* 24: 289-300
- Garland, J.L. and A.L. Mills (1991). Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community level sole-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microbiol.* 57: 2351-2359
- Gaudet, C. (1994). A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: Review and Recommendations. Environment Canada, Ottawa (Ontario), 108 p.

- Gezondheidsraad (1991). Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen. Een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen. Gezondheidsraadrapport 1991/17.
- Gonzalez, O.J. (1996). FORUM: Formulating an ecosystem approach to environmental protection. *Environmental Management* 20 (5): 597-605.
- Hamers, T., T. Aldenberg and D. van de Meent (1995). Definition report - Indicator Effects Toxic Substances ( $I_{tox}$ ). RIVM-report 607128001.
- Janssen, R.P.T., W.J.G.M. Peijnenburg, L. Pothuma and M.A.G.T. van de Hoop (1997). Equilibrium partitioning of heavy metals in Dutch field soils. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 (12): 2470-2478.
- Klepper, O. and D. van de Meent (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. RIVM report 607504001.
- Korthals, G. W., R.G.M de Goede, J.E. Kammenga and T. Bongers (1996). The maturity index as an instrument for risk assessment of soil pollution. *Bioindicator Systems for Soil Pollution* 10: 85-93.
- Kratz, W. (1998). The bait-lamina test - General aspects, applications and perspectives. *Environmental Science and Pollution Research* 5 (2) : 94-96.
- Lijzen, J.P.A., P. Otte, F.A. Swartjes and W.J. Willems (1998). Naar bodemgebruik-afhankelijke saneringsdoelstellingen voor immobiele verontreinigingssituaties. RIVM rapport 711701009.
- Luttik, R., T.P. Traas and H. Mensink (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction of Avian and Mammalian Target Species in the National Ecological Network. RIVM-report 607504002.
- Ma, W. (1982). The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms. *Pedobiologia*. 24: 109-119.
- Ma WC (1983). Regenwormen als indicatoren voor bodemverontreiniging. Staatsuitgeverij, 106p.
- Menzie, C.A., D.E. Burmaster, J.S. Freshman and C.A. Callahan (1992). Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: A case study at the Baird & McGuire superfund site in Holbrook, Massachusetts. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 245-260.
- Pascoe, G.A., R.J. Blanchet and G. Linder (1993). Ecological risk assessment of a metals-contaminated wetland: reducing uncertainty. *The Science of the Total Environment, Supplement 1993*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, pp. 1715-1728.
- Peijnenburg, W.J.G.M., L. Posthuma, H. Eijsackers and H.E. Allen. 1997. A conceptual framework for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes. *Ecotox. Environ. Safety*. 37: 163-172.
- Quevauviller, Ph. (ed.). 1996. *Science of the Total Environment*. 178: 1- 139.
- RIVM (1998). Leefomgevingsbalans. Voorzet voor vorm en inhoud. RIVM, Bilthoven.
- Ruf, A. (1998). A maturity index for predatory soil mites (mesostigmata: gamasina) as an indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. *Applied Soil Ecology* 9 (1-3) Special Iss. pp. 447-452.
- Rutgers, M., J. Faber, J. Postma, H. Eijsackers (1998). Locatiespecifieke ecologische risico's: Een basis benadering voor de functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. *Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek*, deel 16, 17 p.
- Rutgers, M. I.M. van 't Verlaat, B. Wind, L. Posthuma and A.M. Breure (1998). Rapid method for assessing pollution-induced community tolerance in contaminated soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (11): 2210 - 2213.
- Saaty, T.L. (1980). *The analytic hierarchy process*. McGraw-Hill, New York, 527 p.
- 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.
- Suter, G.W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Lewis, Chelsea, MI, USA.
- TCB (1992). Advies herziening leidraad bodembescherming: C-toetsingswaarden en urgentiebeoordeling. Technische Commissie Bodembescherming, rapport A01, Leidschendam.
- TCB (1994). Advies urgentiebepaling, inwerkingtreedingscirculaire saneringsparagraaf Wet Bodembescherming. Technische Commissie Bodembescherming, rapport A08, Leidschendam.
- Traas, T.P., R. Luttik and R. Posthumus (1998). The potentially affected fraction for target species: additional data and calculations. RIVM report 607504005.
- Van de Guchte, C. (1992). The sediment quality triad: an integrated approach to assess contaminated sediments. In: P.J. Newman, M.A. Piavaux & R.A. Sweeting (eds), *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 425-431.
- Van de Guchte, C., 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?. *Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek*, Deel 2, *Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek*, Wageningen.

- Van Gestel, C.A.M. and T.C. van Brummelen (1996). Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology* 5: 217 - 225.
- Van Hesteren, S., M.A. van de Leemkule en M.A. Puiuksma (1998). Minimale bodemkwaliteit: een gebruikgerichte benadering vanuit de ecologie - deel 1 metalen. Technische commissie bodembescherming, rapport R08, Den Haag.
- Van Straalen, N.M. (1998). Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology* : 429-437.
- Verhoef, H.A. and C.A.M van Gestel (1995). Methods to assess the effects of chemicals on soils. Linthurst, R.A.; Bourdeau, P. and Tardiff, R. G. (eds). *Methods to assess the effects of chemicals on ecosystems*. SCOPE ed. John Wiley & Sons Ltd; pp. 223-257.
- VROM, 1994. Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet Bodembescherming: Tweede fase. Ministerie van VROM, Den Haag.
- Warren-Hicks, W, B.R. Parkhurst and S.S. Baker (eds) (1989). *Ecological assessment of hazardous waste sites: A field and laboratory reference*. EPA 600-3-89-013. U.S. Environmental Protection Agency. Corvallis, OR, USA.

## Bijlage 1 Verzendlijst

1	Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Bodem
2	Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman
3	Dr. J.M. Roels - DGM/Bo
4	Drs. N. de Wit - DGM/Bo
5	Dr. ir. S. Boekhold - DGM/Bo
6	Ir. M.M. Mensink - LNV
7	Drs. J.J.C. Karres - LNV
8	Ir. P. van den Brand - LNV, dir ZW
9	A. Schuurmans - LNV-DLG
10	Prof. dr. P.C. de Ruiter - AB/DLO; UU
11	Dr. J. Postma - Aquasense
12	R. Kalwij - Cooperatie Cosun U.A.
13	Dr. H. Vermeulen - CUR/NOBIS
14	W. Tenner - Gemeente Amsterdam
15	Drs. J.M. Wezenbeek - Grontmij Advies & Techniek
16	Dr. J. Faber - IBN-DLO
17	Dr. W. Ma - IBN-DLO
18	Drs. J. Tuinstra - IWACO
19	Dr. ir. P. Doelman - IWACO
20	Ir. A. Wolthoorn - LUW
21	Dr. H. Leenaers - NITG-TNO
22	Drs. P.S.H. Ouboter - PGBO
23	Ir. H.J. van Veen - PGBO
24	D. van der Eijk - Provincie Zuid-Holland
25	I. Romein - Provincie Zuid-Holland
26	Denneman - Provincie Gelderland
27	Ir. P.J.M. Kuyper - Provincie Utrecht
28	Drs. J.W. Gunster - VNO/NCW
29	Drs. C. van de Guchte - RIZA
30	Dr. J. Harmsen - SC-DLO
31	Dr. W. de Vries - SC-DLO
32	Dr. J. Kros - SC-DLO
33	Dr. T. Edelman - SBNS
34	Dr. W. Veerkamp - Shell Nederland bv
35	Dr. R.M.C. Theelen - Tauw bv
36	Drs. S.C. Bos - Tauw bv
37	Drs. M. Veul - Witteveen en Bos
38	Dr. J.J. Vegter - TCB
39	Dr. J. van Wensem - TCB
40	Drs. J. Brils - TNO-MEP
41	Dr. M.C.Th. Scholten - TNO-MEP
42	Prof. Dr. N.M. van Straalen - VU
43	Dr. Ir. C.A.M. van Gestel - VU
44	M. van der Leemkule - WEB Natuurontwikkeling
45	Drs. J. van der Waarde - BIO-CLEAR
46	Dr. P. den Besten - RIZA

---

47	Drs. I. Canter Cremers - IWACO
48	Drs. M. Klein - IKC-Natuurbeheer
49	E.C. Gleichman - IBN-DLO
50	Dr. ir. F.A. Swartjes
51	Drs. R.O.G. Franken
52	Prof. Dr. H.J.P. Eijsackers
53	Ir. R. van den Berg
54	Drs. H. Canton
55	Dr. ir. W. J. G. M. Peijnenburg
56	Dr. J. Struijs
57	Drs. T. P. Traas
58	Drs. D. de Zwart
59	Drs. D.T. Jager
60	Drs. A.J. Schouten
61	Drs. J. Lijzen
62	Dr. L. Posthuma
63	Drs. W.J. Willems
64	Dr. H. Könemann
65-70	Auteurs
71	SBD/Voorlichting & Public Relations
72	Bureau Rapportenregistratie
73	Bibliotheek RIVM
74	Depot Nederlandse Publicaties
75-90	Bureau Rapportenbeheer
91-100	Reserve exemplaren (ECO)