

RIVM rapport 711701033/2003

**Voortgangsrapportage Evaluatie Sanerings  
Urgentie Systematiek (SUS); knelpunten-  
analyse en verkenning van oplossingsrichtingen**

J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, K. Kovar, F.A. Swartjes,  
H. Bloemen, E. Hoogendoorn, P. Krystec,  
R. Ritsema, C. Rompelberg, A. Verschoor

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

## **Abstract**

### **Progress report on the evaluation of the Dutch method to determine urgency of soil remediation; analysis of restraints and exploration of possible solutions**

The Remediation Urgency Method (SUS), a method in the Netherlands to determine the urgency of soil remediation, was introduced in 1994 to prioritise the remediation of contaminated sites in the Netherlands. The methodology is based on human and ecological risk assessment and risks of contaminant migration. Here, the analysis of the restraints in the method are described, focusing on the site-specific risk assessment for humans and contaminant migration. Restraints were established on the basis of interviews with experts and earlier evaluations of the method. Based on the restraints found and estimates on scientific feasibility, options for possible solutions have been prioritised. Besides this, an initial exploration of solutions has been undertaken for some options. For human risk assessment, exploration focused on estimating the oral bioavailability of soil contaminants, and measuring the concentrations in consumption crops and indoor air. A risk assessment framework was developed for risk of contaminant migration, and a tool to assess the leaching of contaminants in the (unsaturated) soil was explored. Studies to improve the site-specific risk assessment of soil contamination are continuing in 2003 and 2004. These focus on overcoming the identified restraints and exploring solutions with a high priority.

## Voorwoord

Deze voortgangsrapportage beschrijft de voorlopige resultaten van het deelproject ‘Evaluatie urgentiesystematiek’. Het bestaat uit een knelpuntenanalyse en een aantal verkenningen van oplossingsrichtingen voor inhoudelijke knelpunten binnen de Sanerings Urgentie Systematiek (SUS). De beleidsmatige positie en betekenis van SUS in de toekomst is nog onduidelijk. Daarom ligt de focus op het verbeteren van de locatiespecifieke risicobeoordeling welke naar verwachting in elk geval van belang zal zijn bij het beoordelen van bodemverontreiniging. De knelpuntenanalyse kon tot stand komen dankzij de waardevolle en enthousiaste medewerking van geïnterviewde deskundigen bij het bevoegde gezag, onderzoeksbureaus en GGD’s. De volgende personen willen wij bedanken voor hun bijdrage:

Dhr. P.J. Smit en Mw. M Strikwold (Van Hall Instituut); Mw. A. Boshoven (Royal Haskoning); Mw. N. van Brederode (GGD Rivierenland); Dhr. M. Groenenboom (Gemeentewerken Rotterdam); Dhr. T. Bussink (Ingenieursbureau van Gemeentewerken Rotterdam); Dhr. D. van Eijk en Dhr. C. Kester (Provincie Zuid-Holland); Dhr. W. Eissens en Mw. M. Wöstens (Provincie Gelderland); Mw. A. Hopman en Dhr. J. Souwer (Milieudienst Amsterdam); Mw. K. Huijsmans (Grontmij); Mw. G. Jongmans (GGD Westelijke Mijnstreek); Mw. D. Lud, Mw. E. Verschuur en Dhr. M. Waitz (Taur); Dhr. J.J. Schreuder (DHV Milieu en Infrastructuur BV).

De genoemde verkenningen zijn vooral inhoudelijk van aard, waarbij ook deskundigen zijn geraadpleegd. Voor het onderdeel verspreiding worden met name Mw. A. Boshoven (Royal Haskoning), Dhr. C. Kester (Provincie Zuid-Holland) en Dhr. F. Rademacher (Gemeente Rotterdam) voor hun bijdrage bedankt.

De rapportage is ter advies voorgelegd aan de Onderzoeksbegeleidings- groepen Humaan en ECO. De Onderzoeksbegeleidingsgroep Humaan bestaat uit Dhr. J. Vegter (TCB, voorzitter), Mw. T. Crommentuijn (VROM), Dhr. J. van Zorge (VROM), Dhr. C. van den Boogaard (Inspectie VROM), Mw. T. Fast (Fastadvies), Dhr. R. van de Weerd (GGD Regio IJssel-Vecht), Dhr. R. van Doorn (GGD-Rotterdam), Dhr. J. Groenenberg (Alterra), Mw. J. Wezenbeek (Grontmij), Mw. A. Boshoven (Royal Haskoning), Dhr. K. den Haan (VNO-NCW) en Dhr. J. Lijzen (RIVM, secretaris). Leden van de Onderzoeksbegeleidingsgroep ECO zijn Mw. J. van Wensem (TCB, voorzitter), Dhr. T. Traas (RIVM), Mw. P. van Vliet (CTB), Mw. M. Beek (RIZA), Dhr. T. Brock (Alterra), Dhr. S. Dogger (Gezondheidsraad), Dhr. J. Faber (Alterra), Dhr. K. den Haan (VNO-NCW), Dhr. M. Koene (SNM), Mw. J. Pijnenburg (RIKZ), Dhr. W. van Tilborg (VNO) en Dhr. M. Janssen (RIVM, secretaris).

Mocht de lezer nog andere knelpunten ervaren binnen de risicobeoordeling van SUS of suggesties hebben voor oplossingsrichtingen, dan kan contact opgenomen worden met de auteur.



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>7</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>9</b>
1.1 <i>Achtergrond</i>	9
1.2 <i>Aanleiding en doel</i>	9
1.3 <i>Vraagstelling</i>	10
1.4 <i>Aanpak en werkwijze</i>	10
<b>2. Knelpuntenanalyse</b>	<b>13</b>
2.1 <i>Doel en aanpak</i>	13
2.2 <i>Resultaten eerdere evaluaties</i>	13
2.2.1 <i>Evaluatie SUS 1997</i>	13
2.2.2 <i>Workshops ‘werken met SUS’</i>	15
2.3 <i>Werkwijze interviewronde</i>	17
2.3.1 <i>Doel</i>	17
2.3.2 <i>Aanpak en geïnterviewde deskundigen</i>	18
2.4 <i>Resultaten interviewronde</i>	18
2.4.1 <i>Algemeen</i>	18
2.4.2 <i>Urgentie ten gevolge van humane risico’s</i>	21
2.4.3 <i>Urgentie ten gevolge van verspreidingsrisico’s</i>	23
2.4.4 <i>Urgentie ten gevolge van ecologische risico’s</i>	26
2.4.5 <i>Algemene opinie SUS</i>	27
2.5 <i>Conclusie knelpuntenanalyse</i>	29
2.5.1 <i>Reeds opgeloste eerder geconstateerde knelpunten</i>	29
2.5.2 <i>Algemeen oordeel</i>	29
2.5.3 <i>Knelpunten urgentiesystematiek</i>	29
2.6 <i>Prioritering van onderzoeksactiviteiten ter verbetering van de urgentiesystematiek</i>	30
<b>3. Verkenning verbetering humane risicobeoordeling</b>	<b>39</b>
3.1 <i>Algemeen</i>	39
3.2 <i>Bepalen van relatieve orale biobeschikbaarheid van een contaminant vanuit grond</i>	39
3.2.1 <i>Inleiding</i>	39
3.2.2 <i>Lopend onderzoek naar relatieve F voor lood</i>	41
3.2.3 <i>Bepalen van relatieve F voor overige contaminanten</i>	44
3.3 <i>Meetmethoden voor hydrofobe organische stoffen en metalen in gewas</i>	45
3.3.1 <i>Inleiding</i>	45
3.3.2 <i>Bemonstering</i>	46
3.3.3 <i>Opslag en voorbehandeling</i>	48
3.3.4 <i>Analyseprocedures</i>	49
3.4 <i>Meetmethoden binnenlucht en bodemlucht</i>	53
3.4.1 <i>Inleiding</i>	53
3.4.2 <i>Meetmethoden</i>	54
3.4.3 <i>Concept richtlijn voor verificatiemetingen binnenlucht</i>	58
3.4.4 <i>Conclusie en aanbevelingen</i>	59
<b>4. Raamwerk verbeterde methodiek voor verspreidingsrisico’s</b>	<b>61</b>

4.1	<i>Achtergronden</i>	61
4.2	<i>Componenten van raamwerk</i>	61
4.3	<i>Stap0, Voorselectie (basale beslissingen, grove zeef)</i>	64
4.4	<i>Stap1, Beslissingen via generieke aanpak</i>	65
4.5	<i>Stap2, Beslissingen m.b.v. gebruik van locatiespecifieke informatie</i>	67
4.6	<i>Stap3 Beslissingen m.b.v. modellering (inclusief waarnemingen)</i>	70
4.7	<i>Vervolg</i>	71
<b>5.</b>	<b>Verkenning verspreiding via uitloging</b>	<b>73</b>
5.1	<i>Inleiding</i>	73
5.1.1	Doel	73
5.1.2	Mogelijkheden voor uitlogingscriteria	73
5.1.3	Wettelijke regelingen	75
5.1.4	Werkwijze uitwerking uitloging	75
5.2	<i>Methode</i>	76
5.2.1	PEARL	76
5.2.2	Scenario	76
5.2.3	Concentratie van de contaminanten	77
5.2.4	Stofgegevens	78
5.2.5	Output	79
5.3	<i>Resultaten</i>	79
5.3.1	Grondwaterstand	79
5.3.2	Zink	80
5.3.3	Fenantreen	82
5.4	<i>Discussie/Conclusie</i>	84
<b>6.</b>	<b>Conclusie en vervolg</b>	<b>87</b>
	<b>Literatuur</b>	<b>89</b>
<b>Bijlage 1-1</b>	<b>Verzendlijst</b>	<b>93</b>
<b>Bijlage 1-2</b>	<b>Stroomschema van de huidige Sanerings Urgentie Systematiek (SUS)</b>	<b>95</b>
<b>Bijlage 2-1</b>	<b>Vragenlijst knelpuntenanalyse</b>	<b>96</b>
<b>Bijlage 2-2</b>	<b>Technische knelpunten uit Nijhoff (1996)</b>	<b>98</b>
<b>Bijlage 5-1</b>	<b>Invoer van Kp waarden in PEARL</b>	<b>99</b>
<b>Bijlage 5-2</b>	<b>Input-file zink</b>	<b>100</b>
<b>Bijlage 5-3</b>	<b>Input-file fenantreen</b>	<b>102</b>

## Samenvatting

De huidige Sanerings Urgentie Systematiek (SUS) is vanaf 1995 in gebruik in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb). Zij is bedoeld als invulling van de saneringsregeling Wbb om onderscheid te maken tussen gevallen van ernstige bodemverontreiniging waarvan de sanering urgent is en gevallen waarvan de sanering niet urgent is. Het deelproject Evaluatie urgentiesystematiek heeft tot doel de urgentiesystematiek te evalueren en voorstellen te doen ter verbetering, met name m.b.t. de risico's voor de mens en verspreidingsrisico's. Naast actualisatie van data heeft met name het onderzoeken van het gebruik van metingen in contactmedia en het signaleren van inhoudelijke verbeteringen in de systematiek aandacht. In deze voortgangsrapportage wordt ingegaan op zowel de resultaten van de uitgevoerde knelpuntenanalyse voor SUS, als de resultaten van enkele verkenningen ten behoeve van mogelijke verbeteringen in de risicobeoordeling. Dit leidt tot een nadere prioriteitstelling en levert een basis voor vervolgstudies.

Op het moment wordt op initiatief van het Ministerie van VROM gediscussieerd over de rol en betekenis van bestaande normen en systemen voor bodemverontreiniging (project 'beleidskader bodem'). Op termijn zullen de resultaten uit dit rapport en het vervolg van dit project worden geïntegreerd in de herziene procedure. Daarnaast hangt de uiteindelijke prioriteitstelling van onderwerpen mede af van de discussies die in dat kader worden gevoerd.

In een knelpuntenanalyse zijn deskundigen binnen 10 organisaties geïnterviewd en is een goed inzicht verkregen in belangrijke inhoudelijke knelpunten van de Sanerings Urgentie Systematiek (SUS). Belangrijke knelpunten lagen in: de herleidbaarheid, consistentie en kwaliteit van de risicobeoordeling; hiaten, onduidelijkheden of onzekerheden in de risicobeoordeling voor de mens; de grote eenvoud van de bepaling van het verspreidingsrisico; en het (vrijwel) niet rekening houden met locatiespecifieke ecologische risico's. Op basis van de geconstateerde knelpunten en de inschatting van de wetenschappelijke haalbaarheid van mogelijke oplossingsrichtingen kunnen prioriteiten gesteld worden voor het vervolg van de evaluatie. Voor de humane risicobeoordeling wordt met name gedacht aan de beoordeling van lood, minerale olie, vinylchloride en asbest en aan de evaluatie en ontwikkeling van richtlijnen voor meetmethoden voor de concentratie binnenlucht en consumptiegewassen. Voor de verspreidingsrisico's wordt prioriteit gegeven aan de verdere invulling van het gepresenteerde raamwerk voor beoordeling van verspreidingsrisico's, verspreiding van minerale olie en de beoordeling/vaststelling van drijfzagen. Voor de ecologische risicobeoordeling loopt een apart project, waarop in deze rapportage in beperkte mate is ingegaan. Naast de milieuhygiënische urgentie is de maatschappelijke urgentie in toenemende mate reden om tot sanering over te gaan. De positionering van beide typen urgentie heeft ook aandacht nodig.

In een aantal verkenningen voor humane en verspreidingsrisico's is een basis gelegd voor de nadere uitwerking van oplossingsrichtingen met een hoge prioriteit. Voor de humane risicobeoordeling richten de verkenningen zich op: (1) de stand van zaken en verwachte ontwikkelingen voor een methode om voor met name lood locatiespecifiek de relatieve orale biobeschikbaarheid van contaminanten vanuit grond te bepalen; (2) het meten van gehalten van metalen en organische stoffen in gewas. Aanbevolen is voor organische stoffen te focussen op het meten in ondergrondse plantendelen en op het gebruik van biobeschikbaarheidsmetingen voor het inschatten van gehalten in gewas. Voor metalen wordt aanbevolen een richtlijn op te stellen ten aanzien van geschikte meetmethode voor gewassen. Tevens behoeft de monsternamen en voorbehandeling van gewassen aandacht. (3) Meetmethoden ter verificatie van blootstelling via binnenlucht, waarbij zowel actieve als

passieve monsternametechnieken kunnen worden ingezet. Tevens zal gekeken moeten worden naar de haalbaarheid van emissiemetingen uit de bodem en bodemluchtmetingen en wordt aanbevolen een (breed gedragen) richtlijn voor het uitvoeren van verificatiemetingen voor vluchtige stoffen (waaronder vinylchloride) op te stellen.

Ten behoeve van de beoordeling van verspreidingsrisico's in en naar grondwater is een conceptraamwerk opgesteld, waarvan de elementen nader ingevuld zullen worden.

Aanbevolen wordt een stapsgewijze benadering toe te passen, waarbij locatiespecifieke gegevens een belangrijke rol spelen. Een verkenning van een criterium voor uitloging kan de (verticale) verspreiding in de bovengrond meer handvatten bieden voor beoordeling en kan een onderbouwing gaan vormen voor dit aspect bij de BodemGebruiksWaarden. Het model PEARL is in principe geschikt om een criterium af te leiden in samenhang met beleidsmatige standpunten.

In een latere fase is afstemming en integratie met de locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling voorzien.



# 1. Inleiding

## 1.1 Achtergrond

De huidige Sanerings Urgentie Systematiek (SUS) is vanaf 1995 in gebruik in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb) (VROM, 1994, 1995). Zij is als invulling van de saneringsregeling in de Wbb bedoeld om onderscheid te maken tussen gevallen van ernstige bodemverontreiniging waarvan de sanering urgent is en waarvan de sanering niet urgent is. Met deze systematiek kan op basis van locatiespecifieke risicobeoordeling voor de mens, het ecosysteem en verspreiding de urgentie van een geval van ernstige bodemverontreiniging worden bepaald. De systematiek is een leidraad voor de bevoegde overheden (zie schema in bijlage 1-1) waarvan zij gemotiveerd kunnen afwijken.

In principe wordt SUS toegepast op alle gevallen van ernstige bodemverontreiniging. Er is sprake van een 'ernstig geval' van bodemverontreiniging wanneer de interventiewaarden (IW) voor bodem of grondwater en een bepaalde omvang van de verontreiniging worden overschreden.

De urgentiesystematiek is opgenomen als bijlage 7 in de Circulaire Saneringsregeling Wet bodembescherming: beoordeling en afstemming (VROM, 1998; en eerder als bijlage in VROM, 1994). De systematiek is opgesteld onder verantwoordelijkheid van de Stuurgroep Bodem en het DUIV-overleg (DGM, Unie van Waterschappen, IPO en VNG). Op basis van de inhoud van genoemde bijlage is een praktische handleiding opgesteld door VROM, V&W, IPO, VNG en de Unie van waterschappen met als adviseurs het RIZA en het RIVM. Dit heeft geleid tot de SDU-uitgave 'Urgentie van bodemsanering; de handleiding' (VROM, 1995). Op basis van deze handleiding is door het Van Hall Instituut (VHI) in opdracht van VROM het beslissingsondersteunend systeem Sanerings Urgentie Systematiek (SUS) ontwikkeld. Het VHI beheert SUS en fungeert als helpdesk voor gebruikers van SUS. Hierdoor is de toepassing van de systematiek makkelijker en consistentier geworden. Deze evaluatie richt zich op de inhoud van alledrie genoemde bronnen.

De systematiek leunt inhoudelijk op de modelconcepten voor humane blootstelling (CSOIL voor landbodem en SEDISOIL voor waterbodem), eenvoudige modellering van verspreiding en eenvoudige prioritering van ecologische risico's (op basis van de HC<sub>50</sub>). De uitgangspunten van de beoordeling zijn primair beleidsmatig. Tevens zijn beleidsmatige overwegingen expliciet opgenomen in SUS en is de tijdstipbepaling opgenomen in SUS. De systematiek en dit onderzoek richt zich op locatiespecifieke risicobeoordeling van bodemverontreiniging, ook wel beoordeling van de actuele risico's genoemd. Hierbij wordt rekening gehouden met de geschatte risico's op een specifieke locatie, rekening houdend met het mogelijke gedrag van mensen gezien de bestemming (niet het individuele gedrag van personen). Dit is een duidelijk verschil met de beoordeling van potentiële risico's voor mens en milieu, welke gebaseerd is op risico's onder een standaard blootstellingsscenario en op algemene toxiciteitsgegevens.

## 1.2 Aanleiding en doel

In de afgelopen 8 jaar is door de gebruikers veel ervaring opgebouwd met SUS. Daarnaast zijn er ontwikkelingen geweest die tot een verbeterde risicobeoordeling kunnen leiden. Hierbij moet gedacht worden aan de resultaten van de Evaluatie interventiewaarden (Lijzen *et al.*, 2001), maar ook met betrekking tot actuele ecologische risico's is het inzicht sterk

vergroot (Mesman, 2003). Het voorgaande was aanleiding tot het opzetten van het deelproject 'Evaluatie urgentiesystematiek', waarvan deze rapportage de eerste resultaten geeft.

Het project heeft tot doel de Sanerings Urgentie Systematiek te evalueren en voorstellen te doen ter verbetering, met name voor de humane en verspreidingsrisico's. Onderzoek ter verbetering van de locatiespecifieke beoordeling van ecologische risico's is ondergebracht in een apart deelproject en rapportages (Rutgers *et al.*, 2000, 2002). Over dit project wordt ook een voortgangsrapportage opgesteld (Mesman, 2003). Integratie en formalisering van de onderdelen volgen in een later stadium.

Naast actualisatie van data heeft met name het onderzoeken van het gebruik van metingen en signaleren van inhoudelijke verbeteringen in de systematiek aandacht. Dit voortgangsrapport moet leiden tot een nadere prioriteitstelling en het materiaal leveren voor uitwerking in vervolgstudies.

Momenteel lopen er discussies rond het beleidskader bodem, waarin gediscussieerd wordt over de rol en betekenis van bestaande normen en beoordelingssystemen. De rol en betekenis van de huidige SUS kan daardoor veranderen. Vooralsnog lijkt het erop dat locatiespecifieke risicobeoordeling van bodemverontreiniging een rol in het bodembeleid blijft vervullen.

### 1.3 Vraagstelling

De huidige systematiek richt zich op humane blootstelling en risicobeoordeling, eenvoudige modellering van verspreiding en eenvoudige classificatie van ecologische risico's.

Het accent binnen deze rapportage ligt op humane blootstelling en het verspreidingscriterium.

De beoordeling van locatiespecifieke ecologische risico's wordt in een separaat project ontwikkeld. Voor de evaluatie zijn de volgende deelvragen onderscheiden:

- Wat zijn de belangrijkste knelpunten die in de praktijk met de systematiek worden ervaren (mede op basis van de beleidsmatige evaluatie van de urgentiesystematiek (Grontmij, 1997) en welke moeten nader worden uitgewerkt?
- Hoe kunnen de resultaten van onder meer het project Evaluatie interventiewaarden (Lijzen *et al.*, 2001) worden gebruikt om de Sanerings Urgentie Systematiek aan te passen aan de laatste wetenschappelijke inzichten.
- Hoe kunnen locatiespecifieke metingen op een juiste wijze worden ingezet bij de urgentiebepaling, als aanvulling op of als alternatief voor de modelberekeningen? Welke analytisch-chemische methoden kunnen daarvoor worden aanbevolen?
- Hoe kan de bepaling van het verspreidingsrisico worden verbeterd?

Als resultaat van de evaluatie zullen uiteindelijk voorstellen worden gedaan ter verbetering van de risicobeoordeling voor het bepalen van de milieuhygiënische urgentie.

### 1.4 Aanpak en werkwijze

#### Knelpuntenanalyse

De aanpak van de studie bestond in 2002 uit twee delen. Enerzijds is een knelpuntenanalyse uitgevoerd op basis van eerdere studies en van een interviewronde (zie hoofdstuk 2). Voor de gesignaleerde knelpunten heeft dit vervolgens geleid tot het formuleren van oplossingsrichtingen. Voor de genoemde oplossingsrichtingen zijn prioriteiten gesteld voor directe verbetering van de risicobeoordeling en voor nog uit te voeren onderzoekactiviteiten. Op basis van deze rapportage kan gediscussieerd worden over de vraag welke activiteiten uitgevoerd moeten worden om belangrijke knelpunten aan te pakken en de risicobeoordeling inhoudelijk te verbeteren. Het draagt dus bouwstenen voor deze discussie aan.

## Verkenningen

Voor enkele terreinen met mogelijke oplossingsrichtingen zijn gelijktijdig met de knelpuntenanalyse in deze eerste fase ook enkele verkenningen uitgevoerd (hoofdstuk 3 t/m 5). De vervolgfase richt zich specifiek op deze en andere oplossingsrichtingen die op basis van dit rapport als kansrijk worden bestempeld en rekening houdend met resultaten uit de beleidskaderdiscussies.

In de verkenningen is gekeken naar de mogelijkheden en haalbaarheid van aanvulling of verbetering van de locatiespecifieke risicobeoordeling van bodemverontreiniging. In de prioritering op basis van de knelpuntenanalyse (zie paragraaf 2.6) zijn deze onderdelen ook als onderzoeksactiviteiten gesignaleerd.

Wat betreft de humane risicobeoordeling is dat gedaan voor:

- bepalen van de relatieve orale biobeschikbaarheid in grond (zie paragraaf 3.2);
- mogelijkheden voor meting van de opname van verontreinigingen in voedingsgewassen (zie paragraaf 3.3);
- mogelijkheden voor meting concentraties in binnenlucht en bodemlucht (zie paragraaf 3.4).

Wat betreft de risico's van verspreiding van stoffen in de verzadigde en onverzadigde zone zijn de volgende verkenningen uitgewerkt:

- raamwerk voor de beoordeling van verspreidingsrisico's (zie hoofdstuk 4);
- mogelijkheden voor het ontwikkelen van criteria voor uitloging van contaminanten (zie hoofdstuk 5). Dit onderdeel is ook relevant voor het afleiden van bodemgebruikswaarden (BGW; saneringsdoelstellingen voor de bovengrond).

Op basis van deze verkenningen wordt besloten over nadere uitwerking van deze (en andere) onderdelen in de toekomst.



## 2. Knelpuntenanalyse

### 2.1 Doel en aanpak

De knelpuntenanalyse beoogt de systematiek aan de hand van de ervaringen van diverse gebruikers te evalueren, knelpunten te signaleren en kennis te nemen van mogelijke verbeteringen. Hiermee wordt meer zicht verkregen op de onderdelen die in de evaluatie nader uitgewerkt dienen te worden en kunnen prioriteiten worden gesteld. Om dit te bereiken is gesproken met ervaren gebruikers bij het bevoegde gezag, adviesbureaus, gemeentelijke en provinciale instanties. Daarnaast is gebruik gemaakt van verslagen van de SUS workshops welke gegeven worden door het Van Hall Instituut.

De analyse richt zich op het hele traject vanaf het nader onderzoek (NO) tot en met de (milieuhygiënische) urgentiebeschikking. Dit hoofdstuk geeft een totaal beeld van de gesignaleerde knelpunten en de mogelijke (gewenste) oplossingsrichtingen. Op basis hiervan worden de onderzoeksactiviteiten gepland voor het vervolg van de evaluatie.

Voor de knelpuntenanalyse is de volgende aanpak gevolgd:

- analyse van de resultaten van de rapportage Evaluatie urgentiesystematiek (Grontmij, 1997). Identificatie van de belangrijkste technisch-inhoudelijke knelpunten uit deze en onderliggende studies (onder meer Nijhoff, 1996)(paragraaf 2.2);
- analyse van de verslagen betreffende de ‘SUS workshops’ van het Van Hall Instituut (1999-2001) (paragraaf 2.2);
- opstellen vragenlijst ten behoeve van de interviewronde onder gebruikers SUS en selectie van deelnemers aan interviewronde en afname van de interviews (paragraaf 2.3);
- verwerken van de resultaten van de interviews (paragraaf 2.4 en 2.5);
- prioriteitstelling voor de evaluatie op basis van de criteria (paragraaf 2.6):
  - 1) de behoefte en wensen van de gebruikers en beslissers;
  - 2) de (wetenschappelijke) haalbaarheid;
  - 3) de omvang van de onderzoeksactiviteit en samenhang met andere geprioriteerde activiteiten.

### 2.2 Resultaten eerdere evaluaties

#### 2.2.1 Evaluatie SUS 1997

Op basis van de ‘Evaluatie urgentiesystematiek’ door de Grontmij (1997), in opdracht van het Ministerie van VROM, zijn al een aantal onderwerpen te noemen die voor inhoudelijke verbetering in aanmerking komen. Het doel van de genoemde evaluatie was primair een beleidsmatige evaluatie op hoofdlijnen. In deze paragraaf zijn de belangrijkste bevindingen uit genoemd rapport samengevat. Wanneer bekend is dat de punten reeds zijn opgelost, is dit cursief aangegeven in de tekst. In bijlage 2-2 zijn de technische knelpunten uit een eerdere knelpuntenanalyse van de risicobeoordeling (Nijhoff, 1996) samengevat. Deze eerdere analyses zullen ook een rol spelen bij de prioriteitstelling.

#### Algemene knelpunten:

- systematiek wordt niet altijd toegepast door beperkte financiële middelen van de overheid;
- uniformiteit van de beoordeling is niet altijd gegarandeerd. Subjectiviteit en manipulatie zijn mogelijk;

- te veel black box benadering, te weinig kritische houding over resultaat (ten behoeve van gemotiveerd afwijken), te weinig betrekken locatiespecifieke omstandigheden;
- systematiek en terminologie onvoldoende duidelijk voor niet-deskundigen.

### **Onderscheidend vermogen van de urgentiesystematiek:**

Technisch:

- beoordeling van het verspreidingsrisico is slecht onderbouwd door een onnauwkeurig gebruik van invoerparameters zoals:
  1. discutabele waarden retardatie factor (bijvoorbeeld minerale olie);
  2. gebrekkige kennis parameterisatie adsorptie eigenschappen;
  3. gebrekkige kennis geohydrologie;
- berekende verspreidingsrisico is vaak hoger dan de daadwerkelijke verspreiding op basis van historische gegevens. Controle laat men vaak achterwege;
- berekening van de concentratie in de binnenlucht wijkt af van concentratie uit metingen;
- geen rekening houden met biologische beschikbaarheid in relatie tot bodemgesteldheid;
- onderschatting risico lood door uitgaan van levenslange blootstelling i.p.v. blootstelling van kind.

‘Beleidsmatig’:

- gevalsdefinitie (als klein deel urgent dan hele geval urgent);
- keuze standaard parameters t.a.v. blootstelling, te weinig rekening houden met locatiespecifieke parameters;
- oppervlaktecriterium ecologische risico's in woongebieden is te klein;
- ecologisch risico zegt niets over werkelijk aantreffen van effecten;
- verspreiding in kleigrond wordt als meer ongewenst gezien dan in zandgrond, omdat kleigrond moeilijker te reinigen is (criterium zou per bodemtype mogen verschillen);
- grotere gevallen zijn relatief snel urgent op basis van verspreiding (bijvoorbeeld stortplaatsen);
- bij sommige bodemgebruiksvormen zijn alleen zeer hoge gehalten voor PAK en zware metalen urgent. Op basis van het expert judgement lijkt dit niet geloofwaardig.

### **Gebruik van de urgentiesystematiek:**

- SUS-programma is beter dan de handleiding ‘Urgentie van bodemsanering’ (te complex, onvolledig naslagwerk, ook beleidsmatige achtergronden opnemen);
- eenheden aanpassen (alles in mg/kg en µg/l);
- schijnzekerheid door gebruik van computermodel SUS; handleiding ontbreekt. *Dit is (deels) verholpen door de help-functie van SUS en een beperkte handleiding SUS.*
- verschil in deskundigheid gebruikers SUS;
- technische opmerkingen over de opbouw van SUS (relatie tussen schermen onduidelijk);
- gebruik van controle metingen wordt beperkt toegepast (indien wel: met name binnenluchtmetingen en ook gewasmetingen, geen grondwaterkwaliteitsmetingen). Gaan berekeningen boven metingen, andersom of dit vrijlaten?
- ontwikkeling voor beoordeling van waterbodems gewenst (verspreiding, bio-assays).
- opnemen van tijdstipbepaling in methodiek is gewenst (*reeds uitgevoerd bij update van SUS*);
- overwegingen van het bevoegd gezag zouden in de methodiek opgenomen moeten worden (*reeds uitgevoerd bij update van SUS*).

### Beleidsruimte en juridische status:

- problemen bij het vaststellen van invoerconcentraties (met name omgaan met uitbijters, bodemonderzoek stortplaatsen niet doelmatig; invoer bij heterogene verontreiniging);
- discussie bij de keuze van het gebruik en het gebiedstype (zowel technisch als beleidsmatig; met name wonen met tuin versus stedelijk gebied, braakliggend terrein vs. industrie);
- gevolgen van wijzigen standaardparameters op het resultaat van de beoordeling; (genoemd zijn: retardatie van olie; verblijftijd van kinderen; organische stofgehalten; parameters binnen uitdamping, waaronder ventilatievoud). *Wijzigingen in de default parameters worden in de huidige versie automatisch zichtbaar gemaakt in het verslag.*

### 2.2.2 Workshops ‘werken met SUS’

Het Van Hall Instituut heeft in 1999, 2000 en 2001 vier workshops ‘Werken met SUS’ georganiseerd voor ervaren gebruikers. Op basis van deze workshops is een analyse gemaakt van de problemen ondervonden bij toepassing van SUS. Na overleg met het Van Hall Instituut in mei 2002 is het overzicht aangescherpt is (*cursief*) aangegeven wat het relatieve belang is van het onderwerp.

#### Algemene knelpunten

- Welke concentraties in de bodem en grondwater moeten ingevoerd worden, afhankelijk van het soort bodemverontreiniging (diep/ondiep; hoogste/gemiddelde, eerst worst case en daarna gemiddelde?) *Knelpunt komt vaak voor. De richtlijn (Nader onderzoeksrichtlijn ernst-, urgentie- en tijdstipbepaling; SDU, 1997) biedt ruimte voor interpretatie (belangrijk).*
- Wat is de ‘houdbaarheid’ van metingen (met name voor vluchtige verbindingen). *Een richtlijn lijkt weinig zinvol, het oordeel van de expert blijft waarschijnlijk nodig (minder belangrijk).*
- Wanneer moeten aanvullende metingen worden gedaan om tot een goede risicobeoordeling te kunnen komen? *Bij deze overweging zijn de omvang van een mogelijke sanering en de kosten van aanvullend onderzoek van belang (beslissing zelf is minder belangrijk, tools om tot keuze te komen zijn wel belangrijk).*
- Niet alle meetpunten worden geanalyseerd, nadat door zintuiglijke waarneming is vastgesteld dat verontreiniging aanwezig is (dus geen concentratiegegevens) *(relatief minder belangrijk).*
- Hoe beoordeling waterbodemonverontreiniging in anaëroob sediment uit te voeren? *(relatief minder belangrijk gezien de frequentie van voorkomen; de richtlijn naderonderzoek waterbodems richt zich hier op (AKWA/RIZA, 2002).*

#### Specifieke stoffen

- Minerale olie: humaan (geen beoordeling mengsel van stoffen mogelijk) en verspreiding (default waarde van 1 voor retardatiefactor of verschillende retardatiefactoren voor fracties). *Minerale olie wordt veel genoemd als knelpunt*
- Hoe om te gaan met asbest (zie Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering; VROM, 2000).
- Koc waarde vinylchloride lager dan default waarde van SUS. Koc voor humane beoordeling is wel aan te passen, maar voor verspreiding is dit niet mogelijk (wat is wenselijk?).

### Humane risicobeoordeling

- Rol van metingen in contactmedia (met name binnenluchtmetingen); hoe moeten deze met modelberekeningen worden gecombineerd? *(belangrijk)*.
- Meting lucht: onderscheid maken tussen de achtergrondconcentratie in de lucht en bijdrage vanuit bodemverontreiniging *(belangrijk is vooral het aantonen van het oorzakelijk verband tussen bodemverontreiniging en verhoogde gehalten inde lucht)*.
- Beoordeling risico als geen kruipruimte in gebouw aanwezig is met model nu niet mogelijk *(belang is afhankelijk van de frequentie van voorkomen)*.
- Welke bodemlaag is relevant voor directe blootstelling (alleen bovenste 0,5 m?)? *(relatief minder belangrijk; wel belangrijk is dat de risicobeoordeling transparant is)*.
- Gebruik concentraties boven tussenwaarde of boven interventiewaarde
- Wat is verschil tussen bedekt en onbedekt? *(minder belangrijk; wel belangrijk is het goed beschrijven: wel geen huis of verharding)*.
- Invoer van gemeten buitenluchtconcentraties niet mogelijk *(minder belangrijk)*.
- Beoordeling van loodverontreiniging. Wanneer is er sprake van een 'kinderspeelplaats' en dient men een aparte risicobeoordeling voor kinderen te maken? *In SUS wordt nu gesproken over aan/afwezigheid van kinderspeelplaatsen, terwijl de beoordeling altijd op kinderen gericht zou moeten zijn, tenzij kinderen zelden op deze locatie zijn (belangrijk)*.
- Hoe omgaan met combinatietoxiciteit? *Nu zijn het dezelfde stofgroepen voor ecologie en humaan. De vraag is of dat de beste manier is (belangrijk)*.

### Beoordeling verspreidingsrisico

- Wanneer is er sprake van een drijfslag? *Dit is binnen SUS niet nader omschreven en er blijkt behoefte aan een handreiking*.
- Beoordeling/kwantificering verspreiding naar oppervlaktewater. *Dit zit nu niet in SUS en zou toegevoegd kunnen worden; heeft echter lage prioriteit*.
- Retardatiefactor minerale olie: hoe hiermee om te gaan? *Er is behoefte aan een benadering die anders is dan het hanteren van een waarde 1. Verschillende benaderingen worden reeds gehanteerd (berekening geohydroloog; historische verspreiding/tijd; snelste stof (benzeen); opdelen in fracties)*.
- Wanneer is er sprake van urgentie door dichtheidsstroming? (alleen als stroming nog optreedt of ook als zinklaag aanwezig als gevolg van dichtheidsstroming in het verleden).

### Ecologische risicobeoordeling

- Is de Triade benadering te gebruiken voor de vaststelling van de urgentie (waterbodem en bodem)? *(belangrijk)*.
- Diepte (tot GHG of 1,5 m -mv) en omvang van het verontreinigde gebied ten behoeve van ecologische risicobeoordeling. Wanneer moet voor omvang en wanneer moet voor lengte worden gekozen bij de beoordeling? *(minder belangrijk; heldere omschrijving wel belangrijk)*.
- Hoe omgaan met combinatietoxiciteit? *(belangrijk)*.

### Blootstelling van en via vee

- Wat is het belang van blootstelling via vlees, melk en diergezondheid. Deze blootstelling en diergezondheid zit nu niet in SUS. *Alleen wanneer uit de interviews blijkt dat er behoefte aan is, heeft dit prioriteit (gezien frequentie van voorkomen lijkt het minder belangrijk)*.



## Maatschappelijke aspecten

- Urgentiebepaling voor sanering en het saneringsplan worden door bevoegd gezag vaak gelijktijdig goedgekeurd. Dat eerst alleen de urgentie voor sanering wordt vastgesteld komt ook voor. *Overwogen kan worden na te gaan hoe SUS-tools mogelijk ook richting saneringsplannen kunnen worden ingezet;*
- Beoordeling van verontreinigingssituaties met niet-genormeerde stoffen. *Dit is nu niet mogelijk, als de mogelijkheid wordt gegeven stoffen toe te voegen in SUS dan kan dit wel.*
- Hanteren van retardatiefactor 1 is wenselijk om geval urgent te kunnen verklaren (*belangrijk gezien de invloed op de berekende verspreiding*).
- Voor waterbodemonverontreiniging wordt niet vaak de urgentie beoordeeld (*waardoor minder belangrijk in deze evaluatie*).
- Tijdstipbepaling voor waterbodemonverontreiniging is niet mogelijk (*alleen belangrijk indien beleidsmatig gewenst*).
- De systematiek wordt ook wel gebruikt voor een actuele risicobeoordeling voor een *toekomstig* bodemgebruik. Voor dergelijke risicobeoordelingen is de systematiek (SUS) aanvankelijk niet bedoeld (*beleidsmatig van belang, daarnaast van invloed op 'voorspellende waarde' van systematiek*).
- De score voor bedreigde objecten dient nog te worden beoordeeld/geëvalueerd (objectscore). Het streefwaarde-contour zou hier ook bij kunnen worden betrokken (*in huidige alleen belangrijk voor tijdstipbepaling, maar kan breder worden getrokken*).
- De tijdstipbepaling voor humane risico's wordt als duidelijk ervaren, voor verspreiding is het onduidelijk (*communicatief probleem?*).

## 2.3 Werkwijze interviewronde

### 2.3.1 Doel

Om een goed idee te hebben van het gebruik van de Sanerings Urgentie Systematiek in de praktijk is de ervaring van de gebruikers van groot belang. Door middel van interviews met een aantal ervaren gebruikers kunnen knelpunten worden geïdentificeerd en oplossingsrichtingen voor verbetering aangedragen worden. Deze informatie is mede sturend voor de onderdelen waaraan in het vervolg van het project aandacht zal worden besteed.

Gekozen is een beperkte groep ervaren personen te interviewen om op die manier (kwalitatief) een beeld te krijgen van belangrijke knelpunten.

Voor de interviewronde hebben wij ons gericht op gebruikers bij het bevoegde gezag, adviesbureaus en andere betrokken partijen (bijvoorbeeld de medisch-milieukundigen bij de GGD's). Samenvattend richten de interviews zich op:

- het gebruik van de Sanerings Urgentie Systematiek (algemeen);
- urgentie door de aanwezigheid van locatiespecifieke humane risico's;
- urgentie in verband met het risico door verspreiding.

Het traject naar een verbeterde beoordeling van de urgentie als gevolg van actuele ecologische risico's loopt reeds. Knelpunten bij de beoordeling van locatiespecifieke (actuele) ecologische risico's zijn daarom slechts zijdelings aan de orde gekomen. Bovendien heeft een evaluatie van dit onderdeel weinig zin omdat volgens de huidige systematiek in feite geen sprake van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling, maar van een prioritering.

Met de interviews is beoogd vooral kwalitatief zicht te krijgen op:

1. gebruik van de urgentiesystematiek door bevoegde overheden en adviesbureaus;
2. gesignaleerde problemen door gebruikers;

3. uitvoeren van aanvullende locatiespecifieke metingen voor de verbetering van de risicobeoordeling;
4. oplossingsrichtingen en suggesties van gebruikers voor die gevallen waarbij de systematiek niet blijkt te voldoen.

### 2.3.2 Aanpak en geïnterviewde deskundigen

Voorafgaand aan het interview is een vragenlijst toegezonden met daarop de belangrijkste onderwerpen en vragen die in het interview aan de orde komen. Hierbij is onderscheid gemaakt in algemene knelpunten, de beoordeling van de humane risico's en de beoordeling van de verspreidingsrisico's. Deze vragenlijst is tot stand gekomen mede na overleg met de contactpersonen gebruikersgroep SUS van het Van Hall Instituut. De complete vragenlijst is opgenomen in bijlage 2-1. Tijdens de interviews fungeerde deze vragenlijst als leidraad.

De interviewronde omvatte interviews met deskundigen bij het bevoegde gezag voor bodemsanering, adviesbureaus en GGD's.

De volgende personen zijn geïnterviewd:

- *Van het bevoegd gezag:*

Mw. B. Hopman en Dhr. J. Souwer (Milieudienst gemeente Amsterdam);

Dhr. D. van Eijk en Dhr. C. Kester (Provincie Zuid-Holland);

Mw. M. Wöstens en Dhr. W. Eissens (Provincie Gelderland);

Dhr. M. Groenenboom (Gemeentewerken Rotterdam, afd. Milieubeleid Rotterdam).

- *Van de adviesbureaus:*

Mw. K. Huijsmans (Grontmij);

Dhr. J.J. Schreuder (DHV Milieu en Infrastructuur BV);

Mw. D. Lud, Dhr. M.F.W. Waitz en Mw. E.M.C. Verschuur (Tauw);

Mw. A. Boshoven (Royal Haskoning).

dhr. T. Bussink (Ingenieursbureau Gemeentewerken Rotterdam).

- *Van de GGD's*

Mw. N. van Brederode (GGD Rivierenland);

Mw. G. Jongmans (GGD Westelijke Mijnstreek).

De inhoud van elk gesprek is samengevat en vervolgens zijn per onderdeel de bevindingen van de experts samengenomen. Daarbij is aangegeven of de gesignaleerde knelpunten door meerdere of een enkele expert zijn genoemd. Deze bevindingen zijn in concept aan de geïnterviewden voorgelegd.

## 2.4 Resultaten interviewronde

### 2.4.1 Algemeen

De verschillende opinies en genoemde knelpunten en opmerkingen over de urgentiesystematiek zijn per aspect samengevat. Gepoogd is een samenvattend beeld te schetsen dat recht doet aan de opinies en ervaringen van alle geïnterviewde experts.

Voorafgaand aan het bespreken van de vragenlijst en het inzoomen op specifieke (technische) aspecten van de systematiek is met de experts gesproken over de systematiek voor de bepaling van actuele risico's in zijn algemeenheid en SUS als instrument voor de vaststelling van de urgentie van sanering. In meer of mindere mate kwamen de volgende vragen aan de orde:

- Wat is het gevoel over het draagvlak van de beslissingen die worden genomen op basis van de systematiek?

- Hoe kijkt men aan tegen het gebruik van de systematiek en haar oorspronkelijke doelstelling, zijnde de prioritering (middels het vaststellen van de urgentie) van bodemsaneringen.
- Zal de systematiek zijn positie voor de prioritering van bodemsaneringen behouden mede gezien het veranderende bodemsaneringsbeleid?

### **Acceptatie, draagvlak en generiek oordeel over de systematiek**

Het bevoegd gezag en adviserende instanties beschouwen de urgentiesystematiek als een bruikbaar en geschikt instrument voor de prioritering van saneringen met name wanneer:

- het relatief kleine gevallen van bodemverontreiniging betreft;
- het humane risico's betreft;
- het standaard situaties betreft, dat wil zeggen bodemgebruik, type verontreiniging en locatiespecifieke situatie zijn duidelijk definieerbaar.

De systematiek wordt vrijwel altijd als onderdeel van het Nader Onderzoek doorlopen. Voor de beoordeling van meer complexe gevallen van bodemverontreiniging, gevallen waarbij ecologische en/of verspreidingsrisico's een rol spelen en gevallen waarbij de actuele risicobeoordeling een rol speelt naast de bepaling van het saneringstijdstip, constateert men dat de huidige systematiek vaak tekort schiet. In voorkomende gevallen maakt men gebruik van de vrijheid die de systematiek biedt om eigen risicobenaderingen, protocollen of meetmethoden toe te passen ter aanvulling.

### **Gebruik van SUS**

Er is een duidelijk verschil in gebruik van de urgentiesystematiek tussen het bevoegd gezag en de diverse adviesbureaus of adviserende instanties (bijvoorbeeld GGD's). In veel gevallen wordt de beoordeling met het model door een adviesbureau uitgevoerd en worden de resultaten aan het bevoegd gezag gerapporteerd. Op basis van dit rapport neemt het bevoegd gezag, al dan niet na het uitvoeren van aanvullende metingen, een beslissing over de urgentie (beschikking). Het bevoegde gezag ziet de urgentiesystematiek in de eerste plaats als een prioriteringsinstrument en vraagt een zoveel mogelijk standaard uitvoering. Echter, er is ook bevoegd gezag dat net als de geïnterviewde adviseurs, de systematiek inzet voor het in beeld brengen van actuele (daadwerkelijke en locatiespecifieke) risico's waarbij het gaat om huidige (bestaande) situaties en mogelijke (beoogde) situaties. Het kan ook zijn dat specifieke gebruikersscenario's met behulp van SUS worden beoordeeld.

### **Sanerings Urgentie Systematiek en maatschappelijke urgentie**

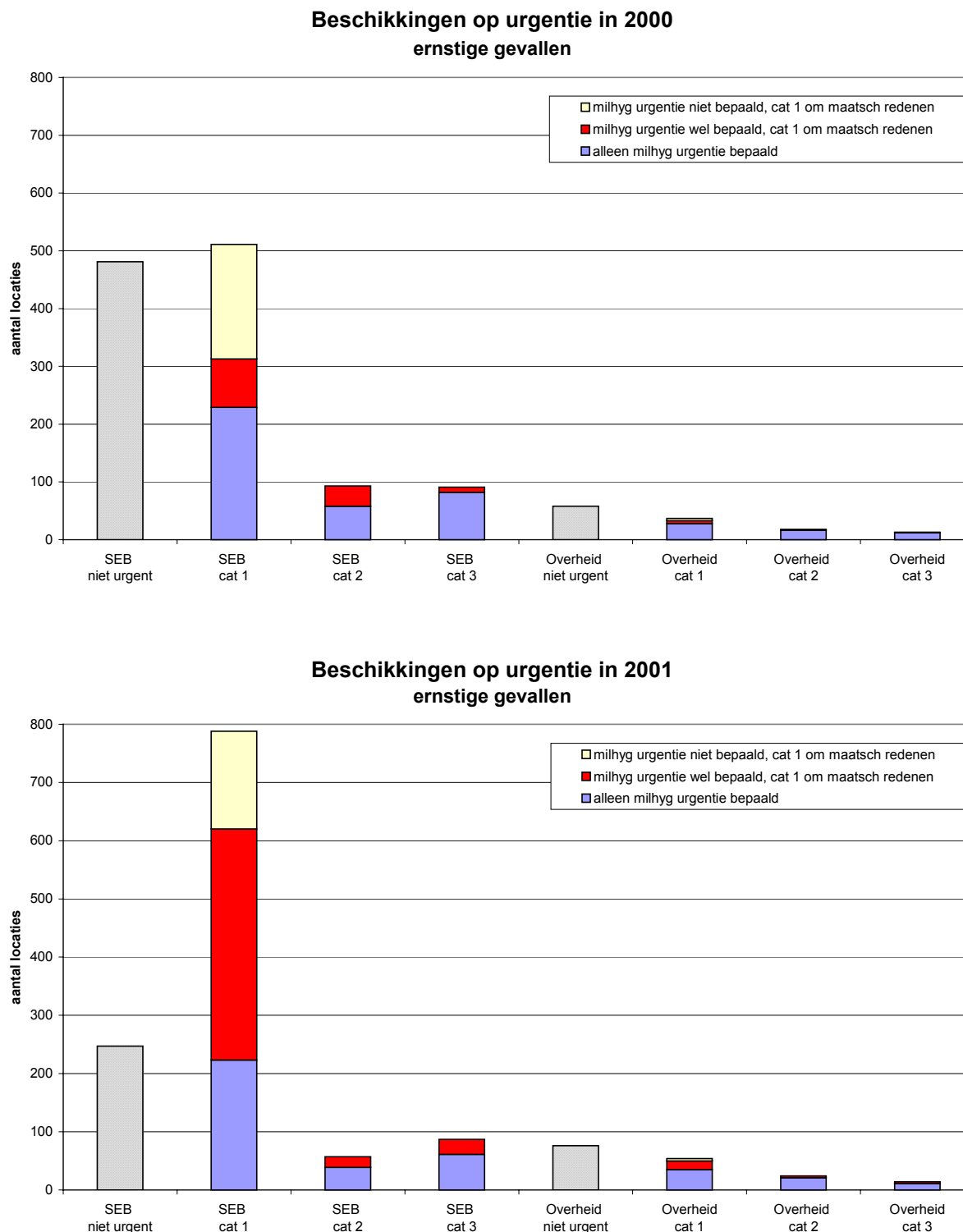
Het aantal saneringen vanwege maatschappelijke urgentie neemt toe. Dit betreft vooral de zogenaamde Saneringen in Eigen Beheer (SEB). Bij deze saneringen is de vaststelling van de milieuhygiënische urgentie met behulp van de urgentiesystematiek van weinig belang. Men wil immers toch zo snel mogelijk met de sanering starten vanwege andere redenen dan milieuhygiënische urgentie. Het bevoegd gezag maakt daarom soms gebruik van zogenaamde 'pro forma' urgentie, zodat geen tijd wordt verloren aan SUS en er toch (categorie 1) gesaneerd gaat worden.

Ander bevoegd gezag vraagt echter ook bij maatschappelijke urgentie bij elk Nader Onderzoek een bepaling van het uiterste tijdstip van saneren conform de bestaande urgentiesystematiek. De milieuhygiënische urgentie fungeert dan als '*stok achter de deur*' bij het eventueel in gebreke blijven van de saneringsplichtige (probleembezitter).

In een enkel geval stelt een bevoegd gezag dat milieuhygiënisch niet-urgente gevallen maatschappelijk urgent worden indien het geval binnen een woonwijk ligt.

Uit het Jaarverslag bodemsanering 2001 (VROM/RIVM, 2002) blijkt dat in meer dan 50% van de beschikkingen op ernst en urgentie, maatschappelijke redenen, naast milieuhygiënische redenen, aanwezig zijn. In Figuur 2.1 is, voor de financieringskaders

Wbb/overheid en SEB (nog niet voor ISV, 'Investeringsbudget Stedelijke Vernieuwing') en per categorie, aangegeven om welke redenen in 2000 en 2001 ernstige gevallen van bodemverontreiniging wel/niet urgent zijn verklaard. Tevens neemt het aantal beschikkingen vanwege maatschappelijke redenen voor SEB saneringen (categorie 1) toe.



Figuur 2.1 Aantal locaties met milieuhygiënische urgentie en categoriebepaling (mede op basis van maatschappelijke urgentie). Bron: RIVM, Provincies, grote steden en rechtstreekse ISV-gemeenten, juli 2002 (dit zijn de basisgegevens welke ten grondslag liggen aan VROM/RIVM (2002))

## **Bedrijvenregeling bodemsanering**

Tweemaal wordt door het bevoegd gezag opgemerkt dat met het in werking stellen van de *Nieuwe Bedrijvenregeling voor bodemsanering*<sup>1</sup> de milieuhygiënische urgentie mede bepalend is voor de subsidieverlening. Bekeken zal moeten worden of deze invloed heeft op de wijze waarop de urgentiesystematiek wordt toegepast (keuze worst case- best case en huidig- versus beoogd gebruik).

### **2.4.2 Urgentie ten gevolge van humane risico's**

De vaststelling van de urgentie op basis van actuele humane risico's vindt men (in zijn algemeenheid) het meest uitgewerkte en bruikbare onderdeel van SUS. Naast deze positieve opmerking zijn ook kanttekeningen geplaatst en knelpunten gesignaleerd. Deze kanttekeningen zijn in vier categorieën in te delen:

1. randvoorwaarden en consistentie van de risicobeoordeling;
2. discussiepunten en onzekerheid;
3. beoordeling van het humane risico in geval van 'moeilijke' verontreinigingen en specifieke situaties;
4. verrichten van additionele metingen en de afweging metingen versus modelberekening.

#### Randvoorwaarden en consistentie van de risicobeoordeling

Adviseurs/risicobeoordelaars krijgen, voorafgaand aan de risicobeoordeling, van het bevoegd gezag of opdrachtgevers in het algemeen geen randvoorwaarden mee. Keuzen met betrekking tot het gebruik, consumptiehoeveelheden en dergelijke worden aan de risicobeoordelaar overgelaten. Het gebruikelijke uitgangspunt van adviseurs en overheden is de standaard SUS benadering. Bij doorvragen blijkt het bevoegd gezag in enkele gevallen wel (beleidsmatig) voor specifieke randvoorwaarden te hebben gekozen. De gemeente Rotterdam hanteert een richtlijn vrijstellingsgehalten (vastgesteld door de GGD) waaronder geen risico wordt verondersteld. Ook laten enkele bevoegde overheden de blootstelling door consumptie uit eigen tuin (bodemgebruik wonen met tuin) buiten beschouwing. Men veronderstelt daarmee dat er in het stedelijk gebied geen consumptie uit eigen tuin plaatsvindt (bijvoorbeeld de gemeente Amsterdam). Verder blijkt men bij loodverontreiniging soms wel specifiek rekening te houden met de blootstelling van kinderen, maar in andere gevallen niet. Bij de vaststelling van de urgentie wordt steeds meer rekening gehouden met zowel het huidig gebruik (zoals voorgeschreven) als ook het beoogd toekomstig gebruik.

#### Discussiepunten en onzekerheid

De uitkomsten van SUS worden niet vaak ter discussie gesteld door bijvoorbeeld het bevoegd gezag. Tijdsdruk en aandacht voor kwaliteit, alsmede het feit dat er bij de meeste saneringen ook sprake is van maatschappelijke urgentie spelen, volgens enkele geïnterviewden, hierbij een rol.

Wel bestaat het gevoel dat de beoordeling te gemakkelijk via automatismen plaatsvindt en te weinig gekeken wordt naar de werkelijke (actuele) situatie. Kwaliteitsbewaking, ook bij locaties waar om maatschappelijke reden toch wordt gesaneerd, wordt een aantal malen als punt van aandacht genoemd.

In die gevallen waarbij wel specifiek naar de gemaakte risicobeoordeling wordt gekeken (contra-expertise, afweging van verschillende belangen e.d.) geven de volgende punten stof tot discussie:

---

<sup>1</sup> VROM en Ministerie van Economische Zaken, september 2001. Nieuwe Bedrijvenregeling voor bodemsanering. Informatieblad voor bevoegd gezag wet bodemsanering.

- Een juiste, eenduidige en herleidbare groepering en gebruik van onderzoeksgegevens (bodembegevens; maximaal of gemiddelde waarden, ook in relatie tot de diepte van de verontreiniging, dimensies kruipruimte, etc.). Hiervoor zijn weliswaar richtlijnen maar deze blijken verschillend te worden geïnterpreteerd. Ook bij contra-expertise of verificatie is het vaak moeilijk om de onderliggende veldgegevens te kunnen relateren aan de SUS-invoerdata. Deze problematiek werd door zeker 4 experts met name genoemd.
- In mindere mate geldt hetzelfde voor het afwijken van de default parameters (2 maal genoemd) en bij de definitie van het bodembegebruik. Meerdere experts noemen de problematiek van wel of geen ‘kinderspeelplaats’ bij loodverontreiniging in een tuin of moestuin en de ‘mate van groenteconsumptie uit eigen tuin’ bij stadstuinen.

Andere aandachtspunten:

- Door de milieugezondheidskundigen van de GGD's wordt genoemd dat het van belang kan zijn om uitspraken te doen op perceelsniveau om daarmee de werkelijke blootstelling naar de mens te kunnen inschatten.
- Bij vrijwel iedereen leeft het gevoel dat de risicobenadering van de systematiek conservatief of voorzichtig is.
- De systematiek richt zich op het uitsluiten van actuele risico's. Indien deze kunnen worden uitgesloten wordt aan sanering (ernstig-niet urgent) een lagere prioriteit gegeven. Echter, het kan ook voorkomen dat, bij bedrijventerreinen, de risicobeoordeling zich juist richt op het verkrijgen van milieuhygiënische urgentie (en niet op het uitsluiten) wat een voorwaarde is voor een overheidsbijdrage in de saneringskosten. Door één bevoegd gezag is deze mogelijkheid genoemd. Het kritisch beoordelen door het bevoegd gezag van de risicobeoordeling in het kader van de nieuwe bedrijvenregeling voor bodemsanering verdient aandacht.
- Verder is een enkele keer opgemerkt dat het moeilijk is om onderscheid te maken tussen land- en waterbodembodem (bij uitgebaggerde sloten- slib op land en beekoevers).

#### De beoordeling van het humane risico in geval van ‘moeilijke’ contaminanten.

De volgende stoffen worden genoemd als problematisch in verband met de vaststelling van de urgentie op basis van humane risico's:

- *Lood (veel genoemd)*. De beoordeling van de humane risico's ten gevolge van loodverontreiniging blijkt in de praktijk problematisch te zijn, mede gezien de vaak grote financiële consequenties. Een goede omschrijving van een blootstellingsscenario voor kinderen wordt wenselijk gevonden. Nu beoordeelt men in de praktijk de risico's verschillend voor gebruiksscenario's waar kinderen kunnen komen zoals wonen met (moes)tuin, openbaar groen en kinderspeelplaatsen. Aandacht wordt gevraagd voor de problematiek van acute grondingestie door kinderen (risico's picagedrag), relatieve biobeschikbaarheid van lood in grond in het menselijk lichaam en opname van lood in gewas.
- *Minerale olie (veel genoemd)*. De humane risico's van een verontreiniging met minerale olie kunnen niet volgens de systematiek worden beoordeeld. De humane risico's worden vaak getoetst aan componenten die in minerale olie kunnen voorkomen zoals BTEX. Ook worden er alternatieve methoden gehanteerd (Rotterdam) of wordt er getoetst aan het risico van drinkwaterverontreiniging na permeatie door drinkwaterleiding en inhalatoire risico's na uitdamping. Opgemerkt wordt dat de urgentie van een minerale olie verontreiniging ook wordt bepaald op basis van het verspreidingsrisico. Operationeel maken van de systematiek voor minerale olie (bijvoorbeeld m.b.v. de fractie benadering; Franken *et al.*, 1999) wordt wenselijk gevonden.
- *Asbest (door enkelen genoemd)*. Asbest wordt door diverse experts genoemd als probleemstof. Asbest is op dit moment niet opgenomen in SUS. Vanwege de

problematiek lopen er verschillende initiatieven om te komen tot een beoordelingskader voor asbest (Versteeg, 2002; Swartjes *et al.*, 2003).

- *Vinylchloride (veel genoemd ook in combinatie met andere VOC's)*. Vinylchloride is een stof die gevormd en afgebroken wordt in de bodem, vluchtig is en zeer toxisch. Vanwege deze eigenschappen wordt de risicobeoordeling conform de standaard systematiek als onvoldoende beoordeeld.

#### Problematische beoordeling van specifieke situaties

De beoordeling van het humane risico door inhalatie van vluchtige stoffen uit de bodem wordt door veel experts gezien als één van de meest onzekere onderdelen bij de beoordeling van actuele humane risico's. Daarom wordt, bij een modelmatig berekende overschrijding van de Toelaatbare Concentratie Lucht (TCL), vaak geadviseerd om verificatiemetingen te laten verrichten (zie ook hierna).

Het ontwikkelen van een modelconcept voor de berekening van de blootstelling aan vluchtige stoffen bij afwezigheid van een kruipruimte (beton op zand) wordt wenselijk gevonden.

Bovendien blijkt er behoefte te zijn (vooral bij de verschillende adviseurs) voor de integratie van VOLASOIL in SUS. Hiermee hoopt men beter te kunnen inspelen op locatiespecifieke omstandigheden bij situaties waar blootstelling via de binnenlucht een rol speelt.

In beperkte mate wordt gepleit voor de toevoeging van scenario's voor bodemgebruik als grasland/landbouw (blootstelling via de consumptie van vlees, melk en eieren) en specifieke situaties als de risico's van het gebruik van voormalige stortplaatsen en slootdempingen.

#### Additionele metingen en de afweging metingen versus modelberekening

Twee van de vier deskundigen van het bevoegd gezag zeggen geen uitgesproken voorkeur te hebben voor een risicobeoordeling op basis van metingen. Men is zich ervan bewust dat men ook met aanvullende metingen genuanceerd dient om te gaan.

Bij vluchtige verontreinigingen in woonsituaties en bij een berekende overschrijding van de TCL worden, volgens vrijwel alle experts, vaak aanvullende metingen verricht. Andere aanvullende metingen die worden genoemd zijn gewas, bodemlucht, drinkwater, vis (sporadisch), en biobeschikbaarheid (sporadisch voor lood).

Als belemmering voor het doen van aanvullende metingen zijn genoemd:

- de kosten van onderzoek in relatie tot de saneringskosten en de maatschappelijke wens om te saneren;
- praktische uitvoeringsproblemen (bijvoorbeeld de beschikbaarheid van gewassen);
- onzekerheid en interpretatie van de meting.

### **2.4.3 Urgentie ten gevolge van verspreidingsrisico's**

De aspecten die aan de orde kwamen waren:

1. frequentie en wijze van gebruik van SUS en het draagvlak van de beoordeling;
2. gesignaleerde problemen;
3. onvolkomenheden;
4. inzet van alternatieve benaderingen of methodieken en gebruik van aanvullende richtlijnen en metingen;
5. meten en/of modelleren.

#### Frequentie en wijze van gebruik van SUS en het draagvlak van de beoordeling

De urgentie ten gevolge van het verspreidingsrisico wordt in vrijwel alle gevallen van grond- en grondwaterverontreiniging via SUS bepaald. Voor de kleine gevallen volstaat men

hiermee, soms aangevuld met enkele metingen en een ouderdomsbepaling, waarna de verspreiding eventueel met een handmatige berekening wordt getoetst. Voor de grotere, meer complexe gevallen doet men vaak een beroep op geohydrologische experts, specialistische modellen et cetera. De SUS-berekening functioneert ook wel als een eerste stap. Indien er volgens de systematiek sprake is van een verspreidingsrisico volgt verdergaand onderzoek om te zien of het verspreidingsrisico ook daadwerkelijk aanwezig is.

In het algemeen is men van mening dat de systematiek voor de vaststelling van de urgentie ten gevolge van het risico van verspreiding te kort schiet.

#### Gesignaleerde problemen

De volgende problemen bij de bepaling van de urgentie ten gevolge van het verspreidingsrisico worden genoemd:

- Het bevoegde gezag ziet een te gemakkelijk gebruik van de in SUS opgenomen default waarden. Liever ziet men dat bewuste keuzen worden gemaakt voor de gekozen retardatiefactoren.
- De bepaling van omvang (afbakening van het verontreinigde volume grondwater) en ernst (welke concentraties voer je in). Dit werd door 4 experts met name aangestipt.
- De bepaling van het verspreidingsrisico in situaties met meerdere watervoerende pakketten en stromingsrichtingen.
- De vaststelling van de stromingssnelheid, bodemdoorlatendheid, humusgehalte watervoerend pakket (*wordt meerdere malen genoemd*).
- De inschatting van mogelijke afbraak, bijvoorbeeld bij het maken van saneringsplannen.
- De vaststelling (definitiebepaling) van zink- en drijfslagen (*meerder malen genoemd*).

#### Onvolkomenheden

Een inhoudelijk onjuist punt vindt men het niet beschouwen van natuurlijke afbraak van de verontreiniging en verdunning (*door velen genoemd*).

Andere onderdelen die werden genoemd en waarvan de mogelijkheid tot verbetering onderzocht zou kunnen worden zijn:

- de retardatiefactoren van metalen;
- de berekening van de vracht om de toename van 100 m<sup>3</sup> verontreinigd grondwater jaarlijks te kunnen laten ontstaan;
- de beoordeling van de verspreiding van minerale olie;
- de beoordeling van situaties met verschillende grondwaterlagen.

Genoemde aspecten die ontbreken zijn:

- beoordeling van verspreiding door insporing en vertrapping door vee (menging);
- goede definitie van slibtransport;
- een afstemming van normen voor grond- en oppervlaktewater.

Algemeen gesproken vindt men dat de systematiek leidt tot een overschatting van het verspreidingsrisico, omdat

#### Inzet van alternatieve benaderingen of methodieken

Vanwege de genoemde problemen en onvolkomenheden van de systematiek zijn er bij de diverse adviseurs en het bevoegde gezag verschillende, vaak zeer pragmatische, alternatieven ontwikkeld om tot een andere inschatting van het verspreidingsrisico komen.

- Een veel (6x) genoemd alternatief om het verspreidingsrisico in beeld te brengen is het terugrekenen van de huidige omvang met historische gegevens over de geschatte



bodembelasting naar een verspreidingsnelheid. Dit wordt gebruikt ter verificatie van de SUS-berekening.

- Een andere mogelijkheid, in geval van een verontreiniging met minerale olie, is de berekening van een retardatiefactor op basis van de Koc per minerale olie fractie. Met deze waarde wordt de default (in SUS is default retardatiefactor van minerale olie gelijk aan 1) vervangen.
- Indien er weinig inzicht is in de geohydrologie wordt ook wel de hoeveelheid nuttige neerslag gebruikt voor de berekening van de maximale volumetoename van de verontreinigde vlek.

Een knelpunt blijkt ook het aantonen van een stand-still situatie en het bereiken van de stabiele eindsituatie. Richtlijnen voor een stand-still situatie zijn niet bekend of men geeft aan dat deze in ontwikkeling zijn. Het plaatsen van extra peilbuizen om de verspreiding te monitoren wordt wel genoemd.

Hetzelfde geldt voor het bepalen van een stabiele eindsituatie. Genoemd wordt het lopende project ROSA (Tauw/TNO, in voorb) en de resultaten van het project 'Doorstart A5' (VROM/IPO/VNG, 2001).

Voor het vaststellen van drijf- en zinklagen hanteert men soms eigen richtlijnen of handvatten.

- **Drijfslagen.**  
Voor de aanwezigheid van een drijfslag noemt men twee indicatoren: overschrijding van de oplosbaarheid (ook overschrijding van 10% van oplosbaarheid) en de aanwezigheid van een oliefilm (waarbij een dikte van 0,5 cm wordt genoemd). Indien hieruit of uit de boorprofielen blijkt (versmering) dat een drijfslag aanwezig kan zijn, wordt een drijfslagmeting uitgevoerd (aparte boring). Amsterdam heeft een interne richtlijn voor het beoordelen van drijfslagen opgesteld. Meerdere personen vinden het zinvol meer handen en voeten te geven aan wat onder een drijfslag wordt verstaan en hoe de aanwezigheid hiervan bepaald kan worden
- **Zinklagen**  
Het aantonen van een mogelijke zinklaag ligt aanmerkelijk moeilijker dan een drijfslag. Slechts door het slaan van diepe (dure) peilbuizen kan dit aangetoond worden. De overschrijding van de oplosbaarheid of de aanwezigheid van hoge concentraties is een criterium voor de aanwezigheid van een zinklaag. Belangrijk punt is dat de beoordeling lastig kan zijn, maar vaak ook minder relevant omdat het geval van grondwaterverontreiniging vaak al urgent is op basis van het volume criterium voor verspreiding in het grondwater.
- **Urgentie van drijf- en zinklagen**  
Over het algemeen is er weinig discussie over het al dan niet urgent zijn van drijfslagen. Dit komt mede doordat alleen de aanwezigheid van een drijfslag niet tot de hoogste urgentieklasse leidt (categorie 3). Wel vindt men het zinvol om naar de werkelijke verspreiding te kijken. Uitzonderingsgevallen worden wel eens voorgelegd aan VROM. Bij kleine verontreinigingen wijkt men wel eens af. Men betreft dan de aard van de stof erbij; zo zouden risico's van een drijfslag van zware stookolie, die niet verplaatst en geen risico's voor de mens oplevert, genuanceerd kunnen worden.

Verder noemt men het verrichten van verdergaand geohydrologische onderzoek en metingen. Additionele metingen doet men met name bij de complexe gevallen. Met richt zich op een goede afperking van het geval en omvangbepaling, stromingssnelheid, bodemgesteldheid etc. Indien mogelijk en gewenst wordt geohydrologische expertise ingeschakeld.

Het bevoegde gezag heeft meestal geen inzicht in de hydrologische modellen die gebruikt worden. De experts van de adviesbureaus geven aan MODFLOW, TRIWACO en MICROFEM te gebruiken. Hieraan kan de stoftransportmodule MT3D of RT3D worden gekoppeld.

Diverse malen wordt erop gewezen dat verdergaand additioneel onderzoek sterk afhangt van de omvang van het probleem, de kosten van additioneel onderzoek en de kosten van een eventuele sanering. Indien er al urgentie bestaat vanwege bijvoorbeeld humane risico's is verder onderzoek naar het verspreidingsrisico niet altijd zinvol.

#### Metten en/of modelleren

Volgens het bevoegd gezag worden, alleen voor de vaststelling van de urgentie, niet of slechts in een beperkt deel van de gevallen (circa 10% van de gevallen waarbij stoffen zich in het grondwater kunnen verplaatsen) aanvullende metingen gedaan.

De onderzoeksbureaus geven echter aan dat er vaak aanvullend wordt gemeten. Het kan zijn dat dit verschil ontstaat doordat er vooral aanvullende metingen worden gedaan voor andere doeleinden (voor saneringsplan, beheer en controle van restverontreiniging).

Bij aanvullende metingen gaat het vooral om complexe gevallen, waarbij bijvoorbeeld de vlek perceelsoverschrijdend is, weinig (geohydrologische) informatie beschikbaar is of behoefte bestaat aan een check van de SUS-berekening.

Aanvullende metingen voor het bepalen van de verspreiding(snelheid) richten zich vooral op:

- het beter bepalen van de stromingssnelheid van het grondwater door:
  - Meting van de stijghoogteverschillen (plaatsing van extra peilbuizen; 5x genoemd) en
  - Uitvoeren van doorlatendheidsmetingen (vertikaal en horizontaal; 4x genoemd);
- het plaatsen van extra peilbuizen om de verontreiniging beter af te perken of de berekening te controleren (4x genoemd).

Verder wordt soms:

- de redoxpotentiaal bepaald (afbraak potentie);
- een enkele keer met tracers gewerkt;
- een adsorptiemeting in het lab gedaan om de retardatie beter te bepalen (zelden);
- een batchproef gedaan voor het vaststellen retardatie en afbraak.
- de bodemopbouw nauwkeuriger bepaald (in verband met doorlatendheid).

Een ander geeft juist aan nooit sorptiemetingen te doen. Stromingssnelheden worden in complexe situaties ook met dataloggers gemonitord.

Het blijkt dat wanneer aanvullende metingen worden gedaan deze voor de SUS-beoordeling, maar wellicht vaker voor een separate beoordeling worden gebruikt. Verwarrend blijkt ook de term 'aanvullend': gaat het hierbij om een aanvulling op het nader onderzoek of maakt het een onderdeel ervan uit? Wordt het aanvullend gedaan op een beoordeling van het verspreidingsrisico met SUS (komt weinig voor) of wordt gezorgd dat voldoende informatie beschikbaar is voordat het SUS-model wordt gedraaid?

#### **2.4.4 Urgentie ten gevolge van ecologische risico's**

Hoewel de beoordeling van de urgentie ten gevolge van ecologische risico's geen specifiek onderwerp was van de interviews, is dit onderdeel toch aan het begin van de interviews besproken, waarbij de volgende aspecten aan de orde kwamen:

1. Beoordeling huidige systematiek;
2. Inzicht en differentiatie van ecologische risico's;
3. Nieuwe beoordelingsmethodieken.

De beoordeling van de urgentie van ecologische risico's conform de systematiek wordt in het kader van het Nader Onderzoek meestal uitgevoerd. Aan een eventuele urgentie worden echter niet altijd consequenties verbonden richting sanering. Dit geldt met name voor ecologische risico's in binnenstedelijk gebied. Minimaal één bevoegd gezag heeft dit geformaliseerd en neemt ecologische risico's alleen mee in aangewezen binnenstedelijke *groene* gebieden. Een ander punt is dat wanneer er sprake is van actuele ecologische risico's de omvang van het geval vaak zo groot is dat sanering financieel gezien ondoenlijk zou zijn.

Op de vraag wat in ieder geval aan SUS verbeterd zou moeten worden, antwoordt men veelal: 'de ecologische risicobeoordeling'. De huidige systematiek wordt gezien als een simplistische benadering, die misschien slechts voldoende is voor de vaststelling van urgentie bij eenvoudige en kleine gevallen van bodemverontreiniging.

Problematisch noemt men dat: 1. de ecologische beleving (men ziet geen effecten) vaak niet spoort met de modeluitkomst; 2. dat er geen rekening wordt gehouden met biobeschikbaarheid; 3. het probleem dat, door toetsing aan de HC<sub>50</sub>, men geen inzicht krijgt in wat wel en niet wordt beschermd.

Vrijwel alle geïnterviewden vinden een betere locatiespecifieke benadering van de ecologische risico's wenselijk, waarbij men onderscheid kan maken tussen natuurterreinen, stadstuinen, industrieterreinen en parken etc. Een aparte benadering voor de beoordeling van ecologische risico's in binnenstedelijk gebied wordt, door het bevoegde gezag, ook genoemd.

Doordat de huidige systematiek ontoereikend wordt bevonden zijn er alternatieve benaderingen ontwikkeld waarmee men de ecologische risico's beter in beeld probeert te brengen. Een voorbeeld hoe in de praktijk wordt omgegaan met de ecologische risicobeoordeling is de volgende getrapte benadering:

- 1) Toetsen van ecologische risico's conform de geldende systematiek;
- 2) Toetsen aan waarnemingen in het veld;
- 3) Inzetten van aanvullende methodieken.

Met betrekking tot de toetsing aan veldwaarnemingen en de inzet van aanvullende methodieken werd onder meer het volgende opgemerkt:

- Locatiespecifiek rekening houden met biobeschikbaarheid (ageing); de inzet van bio-assays wordt waardevol genoemd;
- Ecologische risico's toetsen aan specifieke en herkenbare criteria zoals fytoxiciteit, bodemprocessen en soorten is wenselijk;
- De TRIADE benadering wordt regelmatig toegepast bij grotere locaties met name in het landelijk gebied;
- Er is een behoefte aan ecologische normering van grondwater;
- De beoordeling van ecologische risico's wordt vaak gezien in samenhang met de (her)inrichting van het gebied én daarmee met de mogelijke saneringsoplossing. Hiermee plaatst men de beoordeling van de actuele risico's in een breder kader.

#### **2.4.5 Algemene opinie SUS**

Resumerend is aan de hand van enkele vragen de algemene mening geschetst over SUS (zie Tabel 2.1). Tussen haakjes staat het aantal malen dat de betreffende opinie werd gegeven.

Tabel 2.1 Vragen en antwoorden over algemene opinie over SUS

Vraag	Antwoord
1. Voldoet SUS, in zijn algemeenheid, om de urgentie van een geval van ernstige bodemverontreiniging eenduidig vast te stellen?	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ja (7 keer)</li> <li>• Niet bij blootstelling via lucht en gewas (2 keer)</li> <li>• Nee (1 keer)</li> </ul>
2. In welk deel van de gevallen van (ernstige) bodemverontreiniging wordt SUS gebruikt?	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bij alle NO's (8 keer)</li> <li>• Bij alle NO's, uitgezonderd gevallen met maatsch. urgentie &amp; sanering start in minder dan 4 jaar (1 keer)</li> <li>• Alleen bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging (1 keer)</li> </ul>
3. Zitten er in SUS overbodige onderdelen?	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nee (7 keer)</li> <li>• Enkele blootstellingsroutes naar de mens (1 keer)</li> <li>• Te specifiek (1 keer)</li> <li>• Combinatie van land- en waterbodem (1 keer)</li> </ul>
4. Mist u in SUS bepaalde onderdelen?	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verspreiding van minerale olie (1 keer),</li> <li>• Beoordeling asbest (1 keer),</li> <li>• Uitdamping (1 keer),</li> <li>• Afbraak (2 keer),</li> <li>• Risico's bij graafwerkzaamheden (1 keer),</li> <li>• Verblijftijd in relatie tot grondingestie (1 keer),</li> <li>• Blootstelling bij verstuiving (1 keer).</li> <li>• Neen (2 keer)</li> </ul>
5. Komt het vaak voor dat verschillende risicobeoordelaars (SUS toepassers) voor éénzelfde geval van ernstige bodemverontreiniging tot verschillende beoordelingen komen van de urgentie?	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vaak (2 keer)</li> <li>• Komt voor bij vaststelling omvang, invoerdata en uitgangspunten (3 keer)</li> <li>• Komt voor bij gebruik wonen met moestuin en kinderspeelplaatsen (1 keer)</li> <li>• Sporadisch (4 keer)</li> </ul>
6. Vindt u de beoordeling met SUS in zijn algemeenheid voorzichtig (conservatief), gemiddeld (reëel) of onvoorzichtig?	Conservatief (10 keer), behalve voor verspreiding (1 keer) en in geval van humane risico's lood (1 keer).
7. Welk onderdeel van SUS zou in ieder geval verbeterd moeten worden?	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ecologie (4 keer);</li> <li>• Verspreiding (3 keer);</li> <li>• Humane risico's bij vervluchtiging (2 keer);</li> <li>• Opzet SUS moedigt ondeskundig gebruik aan (1 keer);</li> <li>• Rapportage format SUS (1 keer).</li> </ul>

Tot slot is gevraagd voor elk onderdeel van SUS de kwaliteit te beoordelen met een cijfer (van 1 tot 10). In de tabel staan de gemiddelde cijfers die zijn gegeven. Overigens heeft niet iedereen deze vraag naar onze tevredenheid kunnen beantwoorden.

Onderdeel	Gemiddeld cijfer
Eenvoudige toetsing	7,7
Humane risico	6,4
Ecologische risico	5,0
Verspreidingsrisico *)	6,1
Overwegingen	6,4
Volume en Objectscore	6,6
Helpfunctie	7,8
Ander onderdeel: .....	

\*) uitsluitend voor het vaststellen van de urgentie bij relatief 'eenvoudige' gevallen.

## 2.5 Conclusie knelpuntenanalyse

### 2.5.1 Reeds opgeloste eerder geconstateerde knelpunten

Een deel van de in 1997 geconstateerde knelpunten (Grontmij, 1997) zijn sindsdien opgelost, onder meer door de update van de geautomatiseerde versie van de systematiek (SUS, Van Hall Instituut, 1995-2000). De aanwezige helpfuncties in dit computerprogramma worden nu zeer gewaardeerd. Sinds 1996 worden er ook cursussen betreffende het gebruik van de urgentiesystematiek en humane en ecologische risicobeoordeling gegeven. De problematiek door ondeskundig gebruik zou men dus kunnen voorkomen door zich blijvend te trainen in het gebruik van de systematiek en bij de uitvoering voldoende tijd en zorg te besteden aan kwaliteitsaspecten.

### 2.5.2 Algemeen oordeel

- a) Adviseurs en bevoegd gezag vinden de systematiek geschikt voor de vaststelling van de urgentie indien het gaat om relatief kleine gevallen van ernstige bodemverontreiniging, het standaard situaties betreft én de urgentie met name wordt bepaald door de aanwezigheid van humane risico's.
- b) Het bevoegd gezag ziet de urgentiesystematiek in de eerste plaats als een prioriteringsinstrument en vraagt een zoveel mogelijk standaard uitvoering van de systematiek. Dit is met name van toepassing op de kleine gevallen van ernstige bodemverontreiniging en saneringen in eigen beheer (SEB gevallen).
- c) Adviseurs gebruiken de systematiek ook voor de analyse van actuele risico's voor zowel huidige als beoogde situaties.
- d) De saneringen vanwege maatschappelijke urgentie nemen toe. Hierdoor vermindert het belang van de vaststelling van de milieuhygiënische urgentie.
- e) Vanwege de Nieuwe Bedrijvenregeling bodemsanering kan de milieuhygiënische urgentie een mogelijke rol gaan spelen (bepalend worden) voor de subsidieverlening. Of het die vorm gaat krijgen moet nog blijken

### 2.5.3 Knelpunten urgentiesystematiek

#### 2.5.3.1 Algemeen

De kwaliteitsbewaking van de risicobeoordeling is een punt van zorg dat vaak wordt genoemd. Concreet gaat het onder meer om:

- f) Herleidbaarheid en consistentie (uniformiteit, onpartijdigheid) van de risicobeoordeling.
- g) Zorgvuldigheid en vermindering van teveel automatismen bij de beoordeling.
- h) Discussibele groepering van veldgegevens en keuze blootstellingsscenario.
- i) Gemotiveerd afwijken van default parameters.

#### 2.5.3.2 Humane risico's

- j) Het bevoegde gezag hanteert verschillende definities voor de diverse bodemgebruikstypen en hanteert soms eigen richtlijnen.
- k) Ontbreken van duidelijke richtlijn voor beoordeling locatiespecifieke humane risico's van lood, minerale olie, asbest en vinylchloride verontreiniging.
- l) Onzekerheid van de bepaling van de humane risico's door inhalatie van binnenlucht.
- m) Ontbreken van bepaling van het risico van vluchtige verbindingen in situaties zonder kruipruimte.
- n) Afweging modelresultaat versus meetresultaten.
- o) Ontbreken van pragmatische richtlijnen voor de uitvoering van aanvullende metingen (bio-beschikbaarheid, binnenlucht en gewas).
- p) Inzicht in de onzekerheid van de humane risico's in het algemeen.

### 2.5.3.3 *Verspreidingsrisico's*

- q) Methodiek bevat grote versimpelingen van de werkelijkheid en laat het gebruik hiervan zonder beperkingen toe.
- r) Systematiek nodigt uit tot weinig kritisch en '*mechanisch*' gebruik waardoor het verspreidingsrisico niet juist wordt beoordeeld (meestal overschat).
- s) Mogelijke afbraak van de verontreiniging blijft buiten beschouwing.
- t) Er blijkt behoefte aan een nadere richtlijn of definitie voor het vaststellen van drijf- en zinklagen.
- u) Verspreidingsrisico van een minerale olie verontreiniging is niet goed vast te stellen.
- v) Er is behoefte aan een handvat voor kosteneffectief aanvullend onderzoek (modelleren en meten).
- w) Aanbevolen wordt om de concepten technisch-wetenschappelijk te beoordelen op juistheid.

### 2.5.3.4 *Ecologische risico's*

- x) Systematiek voor de bepaling van de urgentie door de aanwezigheid van ecologische risico's wordt gezien als te simplistisch en houdt te weinig rekening met locatiespecifieke omstandigheden.
- y) Beleving van eventuele ecologische risico's spoort niet met de modeluitkomst.
- z) Toetsing aan een HC<sub>50</sub> vindt men te abstract.
- aa) Er wordt geen rekening gehouden met biobeschikbaarheid (en ageing).
- bb) Er is geen onderscheid in risicobenadering voor natuurterreinen en binnenstedelijke gebieden. Ook is er behoefte aan mogelijkheden om bijvoorbeeld stadstuinen, industrieterreinen en (stads)parken te beoordelen.
- cc) Er is nog geen formalisering van additionele methodieken zoals TRIADE en bio-assays.
- dd) Er is behoefte aan ecologische normering van grondwater.

## 2.6 **Prioritering van onderzoeksactiviteiten ter verbetering van de urgentiesystematiek**

Op basis van de eerdere knelpuntenanalyses en de interviews zijn conclusies te trekken over de momenteel belangrijkste knelpunten (zie 2.5). Hierbij zijn twee kanttekeningen te plaatsen:

- 1) Een deel van de knelpunten heeft niet te maken met de systematiek zelf, maar met de wijze van uitvoering (kwaliteit en kennis) of komen voort uit een veranderend bodembeschermingsbeleid en het gebruik van de systematiek voor situaties of doelen waarvoor de systematiek aanvankelijk niet is bedoeld;
- 2) Een aantal knelpunten betreffen niet alleen de systematiek, maar in feite het gehele traject van het Nader Onderzoek (inclusief het veldonderzoek) tot aan de beschikking op ernst en urgentie. Bovendien wordt een aantal van de genoemde knelpunten door de beleidsmatige uitgangspunten veroorzaakt.

Ondanks dat niet alle knelpunten van technisch-wetenschappelijke aard zijn vinden we het belangrijk alle genoemde knelpunten aan de orde te stellen en mee te nemen bij de prioritering van onderzoeksactiviteiten.

Voor de prioritering van de onderzoeksactiviteiten is gesproken met diverse deskundigen binnen het RIVM op het gebied van bodemverontreiniging, humane risico's, ecologie en hydrologie over de mogelijkheden voor en haalbaarheid van technische-wetenschappelijke verbeteringen. Daarbij zijn de recente adviezen van de Technische Commissie

Bodembescherming, met name het TCB-advies Wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden (TCB, 2002), meegewogen. Met vertegenwoordigers van het Ministerie van VROM is overleg gevoerd aangaande de wenselijkheid en eventuele beleidsmatige randvoorwaarden.

Op basis van deze overleggen én financiële en technisch-wetenschappelijke mogelijkheden is er binnen de activiteiten een globale prioritering aangebracht (zie

Tabel 2.2). De gehanteerde criteria zijn samenvattend:

- De **maatschappelijke wenselijkheid** (behoefte en wensen van de gebruikers en beslissers). Een op basis van het interviews ingeschatte grote behoefte aan de aanpak van het knelpunt ('+' in Tabel 2.1). Een minder belangrijk knelpunt, bijvoorbeeld vanwege de lagere frequentie van voorkomen, wordt aangegeven met '-'.
- De **(wetenschappelijke) haalbaarheid** is ingeschat op basis van de beschikbaarheid van methodieken, instrumenten en/of expertise (overleg intern RIVM) en afgezet tegen de complexiteit van het probleem. Hierbij is vooral gekeken naar de mogelijke oplossingsrichtingen. Indien oplossingsrichting kansrijk is of een substantiële verbetering realistisch lijkt, wordt dit aangegeven met '+'.
- Als laatste is, in verband met **de fasering**, gekeken naar de relatieve **complexiteit/omvang** van een activiteit. Soms vereist de complexiteit van het vraagstuk een tijdige aanpak ('+'). Ook kan het zo zijn dat een op zich belangrijk knelpunt met een haalbare oplossingsrichting toch beter later kan worden aangepakt vanwege verwachte resultaten in andere activiteiten ('-').

Voorts spelen bij de prioritering nog eventuele beleidsmatige randvoorwaarden en wensen (overleg VROM en adviezen TCB) een rol.

De mogelijke onderzoeksactiviteiten staan in



Tabel 2.2. De prioriteit is gekenmerkt als **hoog (H)**, **middel (M)** of **laag (L)**. Dit betekent het volgende:

- **hoog**: het knelpunt is frequent gesignaleerd en belangrijk bevonden. Er zijn technisch-wetenschappelijke oplossingsrichtingen zichtbaar en deze lijken haalbaar in een relatief kort tijdsbestek (2004). Beleidsmatig is verbetering ook wenselijk.
- **middel**: het knelpunt is relatief minder urgent óf de haalbaarheid en het verwachtingspatroon van de oplossingsrichting staan nog ter discussie. Deze activiteit is nu nog niet ingepland, maar wordt bij voorkeur wel opgepakt.
- **laag**: urgentie van het gesignaleerde knelpunt en/of de beleidsmatige wenselijkheid zijn nog niet duidelijk of technisch-wetenschappelijke verbetering is niet haalbaar. Ook wordt een lage prioriteit gegeven aan relatief eenvoudiger op te lossen knelpunten die wat fasering betreft later aangepakt kunnen worden.

Ten behoeve van de consistentie van de bepaling van de ernst en urgentie (incl. tijdstipsbepaling) en de daarvoor noodzakelijke beoordeling van actuele risico's, moeten twee belangrijke ontwikkelingen nog worden genoemd.

### *1. Implicaties Evaluatie interventiewaarden.*

In de periode 1999-2001 zijn de interventiewaarden voor de eerste tranche stoffen geëvalueerd. Deze evaluatie heeft geleid tot voorstellen voor herziening van een groot aantal interventiewaarden, humane risicogrenzen (MTR, TCL), ecotoxicologische risicogrenzen (HC<sub>50</sub>) alsmede conceptuele aanpassingen van het CSOIL en SEDISOIL blootstellingsmodel en herziene stofgegevens. De resultaten van deze evaluatie zijn gerapporteerd in diverse RIVM rapporten. Bovendien heeft de TCB over deze evaluatie geadviseerd waarbij men met name het belang van een goede actuele risicobeoordeling, inclusief de mogelijkheid van aanvullende locatiespecifieke metingen, onderstreepte (TCB, 2002).

De huidige urgentiesystematiek geeft de risicobeoordelaar de mogelijkheid om de nieuwste technisch-wetenschappelijke kennis te gebruiken voor de beoordeling van ernst en urgentie. Aangezien het gewenst is de systematiek consistent te kunnen uitvoeren op basis van de meest recente gegevens en risicobeoordelingsmethodieken (onder meer datasets voor MTR<sub>humanaan</sub> en de HC<sub>50</sub>), is het wenselijk om de resultaten van de Evaluatie interventiewaarden op te nemen in een upgrade van de urgentiesystematiek (zie punten a, b en d in paragraaf 2.5). Overigens is op dit moment het beleidsmatig traject voor implementatie van deze resultaten nog niet afgerond.

### *2. Beoordeling actuele risico's verontreinigde waterbodems*

Bij de geïnterviewde deskundigen bleek de problematiek van de verontreinigde waterbodems in relatie tot saneringsurgentie en actuele risicobeoordeling nog geen grote rol te spelen. Mogelijk komt dit omdat er tot op dit moment weinig beschikkingen op ernst en urgentie voor waterbodems door het bevoegde gezag worden afgegeven. De vaststelling van de ernst en urgentie van verontreinigde waterbodems zal, gezien een verwachte inhaalslag, mogelijk aan belang gaan winnen. Recentelijk is een nieuwe 'Richtlijn Nader Onderzoek voor Waterbodems' (AKWA/RIZA, 2002) gereed gekomen, waarbij voor de toepassing een proefperiode is vastgesteld. Bij het opstellen van een herziene urgentiesystematiek zal deze richtlijn voor het onderdeel waterbodems waarschijnlijk voor de invulling van de systematiek sturend zijn.

### *Beleidsmatige overwegingen*

Zoals genoemd zijn er onderwerpen met een sterk beleidsmatige invalshoek. Wanneer deze gesignaleerd zijn worden ze genoemd, maar dit is niet uitputtend. Gezien het feit dat maatschappelijke urgentie in toenemende mate bepaalt dat op korte termijn wordt gesaneerd,

zal de aandacht moeten uitgaan naar de relatie tussen de milieuhygiënische en maatschappelijke urgentie.

Tot slot zijn er computertechnische verbeteringen mogelijk in de beoordelingssystematiek. Hierop richt deze evaluatie zich niet (direct), maar deze zullen in de toekomst bij een herziening methodiek voor bepaling van de milieuhygiënische aan de orde komen.

Overwogen wordt een nadere prioritering (kwantitatief) uit te voeren met meer betrokkenen om na te gaan hoe belangrijk de verbeteringspunten en onderzoeksactiviteiten in een breder verband worden gevonden. Ook kan dit leiden tot nieuwe informatie over knelpunten of oplossingsrichtingen.

Tabel 2.2 Overzicht en prioritering onderzoeksactiviteiten ter verbetering van de locatiespecifieke risicobeoordeling

Onderzoeksactiviteit	Knelpunt (zie 2.5)	maatsch. wenselijkheid	wetensch. haalbaarheid	fasering i.v.m. complexiteit	Prioriteit
<ul style="list-style-type: none"> <li>Ten aanzien van het algemene oordeel</li> </ul>					
<p>Het aantal beschikkingen op ernst en urgentie vanwege maatschappelijke redenen neemt de laatste jaren sterk toe. Onderzocht kan worden of dit consequenties heeft voor de functie en het gebruik van de systematiek. Ditzelfde geldt voor de inwerkingtreding van de nieuwe bedrijvenregeling voor bodemsanering en het functiegericht saneren.</p>	d, e	+/-	+/-	-	L
<ul style="list-style-type: none"> <li>Knelpunten; actuele risico's voor de mens</li> </ul>					
Operationalisering resultaten Evaluatie Interventiewaarden.	a, b, d	+/-	+	-	M
Beoordelen van loodverontreiniging, vooral in relatie tot kinderen. Belangrijk is een goede omschrijving van het blootstellingsscenario, maar ook kan gedacht worden aan de beschouwing van acute risico's door grondingestie van kleine kinderen (pica gedrag). Consequenties van de relatieve orale biobeschikbaarheid van lood. Verificatieonderzoek naar locatiespecifieke opname van lood in gewas (moestuinen).	j, f, k	+	+	+	H
Operationeel maken van de locatiespecifieke beoordeling van minerale olie i.r.t. risico's voor de mens. Nagaan of, en welke obstakels er nog zijn en deze oplossen	k	+	+	-	H
Ontwikkelen van een beoordelingssystematiek voor asbest en deze opnemen in de urgentiesystematiek. Er zijn reeds initiatieven en resultaten voor normering en actuele risico's van asbest in grond (SKB, SIKB, VROM-TNO-RIVM)	k	+	+/-	+	H
Beoordeling van vinylchloride. De beoordeling van deze stof is moeilijk vanwege vorming en mogelijke afbraak in de bodem. Bovendien is vinylchloride zeer vluchtig en toxisch. Aandacht is nodig voor een goede meetmethode, meetstrategie en aanpassen van de modellering (afbraak?).	k	+	+/-	+	H
Ontwikkelen van een modelconcept voor de beoordeling van de blootstelling aan vluchtige stoffen in situaties waar een kruipruimte afwezig is (beton op zand).	m	+/-	+	-	M
<p>Evaluatie van richtlijnen voor aanvullende metingen voor <i>voedselgewassen</i>. Hierbij is het belangrijk dat gediscussieerd wordt over hoe modellering en metingen met elkaar in verhouding moeten staan. De onzekerheden van modellering en metingen moeten hierbij aan de orde komen. Er zou een breed gedragen richtlijn moeten komen voor de interpretatie van metingen in relatie tot modeluitkomsten. Wat betreft het gebruik van metingen kan aandacht worden besteed aan:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Het opstellen van een richtlijn voor het meten van gehalten in gewassen en de relevantie van (goedkopere) (bio)beschikbaarheidsmetingen van verontreinigingen in bodem voor gewasopname;</li> <li>De evaluatie van de beschikbare verificatie metingen voor de opname van verontreinigingen door gewas;</li> </ul>	n, o, p	+/-	+	+	H

Onderzoeksactiviteit	Knelpunt (zie 2.5)	maatsch. wenselijkheid	wetensch. haalbaarheid	fasering i.v.m. complexiteit	Prioriteit
<ul style="list-style-type: none"> <li>Het in beeld brengen van de aspecten die een beperking vormen voor het doen van metingen.</li> <li>Het inzichtelijk maken van onzekerheden in de risicobeoordeling op basis van de modellering van blootstelling via gewas (ten behoeve van afweging over wanneer gemeten kan/moet worden).</li> </ul>					
<p>Evaluatie van richtlijnen voor aanvullende metingen voor (<i>binnen</i>)lucht. Hierbij is het belangrijk dat gediscussieerd wordt over hoe modellering en metingen met elkaar in verhouding moeten staan. De onzekerheden van modellering en metingen moeten hierbij aan de orde komen. Er zal een breed gedragen richtlijn moeten komen voor de interpretatie van metingen in relatie tot modeluitkomsten. Wat betreft het gebruik van metingen kan aandacht worden besteed aan:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Evaluatie van de beschikbare verificatie metingen voor de vervluchtiging naar binnenlucht vanuit de bodem</li> <li>Verkenning van methodieken voor de beoordeling van blootstelling via binnenlucht op basis van verificatiemetingen in lucht en opstellen van een praktisch toepasbare richtlijn</li> <li>In beeld brengen van de aspecten die een beperking vormen voor het doen van metingen.</li> <li>Inzichtelijk maken van de onzekerheden in de risicobeoordeling op basis van modellering voor blootstelling via lucht (ten behoeve van afweging over wanneer gemeten kan/moet worden).</li> </ul>	l, n, o, p	+	+	+	H
Integratie van VOLASOIL in SUS.	k, l	+/-	+	-	M
Discussie over hoe modellering en metingen met elkaar in verhouding moeten staan in een systematiek (mede op basis van onzekerheden modellering en metingen).	n, g, i	+/-	+/-	-	M
Onderzoek naar de wenselijkheid en mogelijkheid voor de toevoeging van scenario's voor grasland/landbouw, stortplaatsen en slootdempingen.	c	-	+	-	L
<ul style="list-style-type: none"> <li><b><i>Knelpunten; actuele verspreidingsrisico's</i></b></li> </ul>					
Toetsing en evaluatie van de huidige methodiek en opstellen van een herzien raamwerk voor beoordeling verspreiding.	q, r, w	+	+	+	H
Beoordelingssystematiek verspreiding minerale olie.	u	+	+/-	+	H
Evaluatie beoordeling van aanwezigheid van drijfslagen (inclusief beschikbare bepalingsmethoden) en direct urgent moet zijn vanwege verspreidingsrisico.	t	+	+/-	+	H
Beoordelingsmethodiek voor aanwezigheid van zinklagen.	t	-	+/-	-	L
Welke andere methoden ('historische verspreiding') /modellen voor verspreiding worden gehanteerd of deze ingepast kunnen worden in SUS.	q, v	+/-	+	-	M
Welke aanvullende metingen kunnen het beste optioneel in een	q, v	+/-	+/-	+/-	M

Onderzoeksactiviteit	Knelpunt (zie 2.5)	maatsch. wenselijkheid	wetensch. haalbaarheid	fasering i.v.m. complexiteit	Prioriteit
SUS-verspreidingsrisico beoordeling worden uitgevoerd welke rol kunnen die spelen bij de beoordeling van verspreiding.					
Onderzoek naar de wenselijkheid en mogelijkheid om potentie voor afbraak mee te nemen bij de beoordeling van het verspreidingsrisico.	q, r, s	+	+/-	-	M
Inventarisatie van aspecten (zoals de stabiele eindsituatie) welke momenteel bij de sanering van belang worden gevonden, zoals bijvoorbeeld verwoord in 'doorstart A5' (VROM/IPO/VNG, 2001) en het project ROSA en kunnen ook van belang zijn voor de urgentiebepaling.		-	+/-	+/-	M
• Knelpunten; actuele ecologische risico's					
Toetsing en evaluatie van de huidige methodiek.	x	-	+/-	-	L
Operationalisering en formalisering van nieuwe methodieken (bijvoorbeeld TRIADE) voor de vaststelling van actuele ecologische risico's op basis van locatiespecifieke gegeven en metingen.	x, z, aa, bb, cc	+	+	+	H
Concretisering van actuele risico's voor ecosystemen (welke effecten kunnen als eerste optreden en hoe uit zich dat), met als doel de beleving van de eco(toxico)logische risico's te verbeteren.	y z	+/-	+/-	-	M
Aandacht voor biobeschikbaarheid in relatie tot effecten.	x cc	+	+/-	+	H
Integraal afwegingskader voor saneringsdoelstelling en actuele ecologische risico's. (hoe verhoudt het effect van het saneren (het middel) zich tot ecologische effecten (de kwaal)		+/-	+/-	+	M

### Vervolg

Besloten is de activiteiten met een eindoordeel H en M in 2003 en 2004 in elk geval op te pakken, waarbij gestart zal worden met de activiteiten met het oordeel H.

Voor de in dit hoofdstuk genoemde oplossingsrichtingen zijn in hoofdstuk 3, 4 en 5 een aantal eerste verkenningen opgenomen. Zoals in de inleiding is aangegeven zal in 2003 nader op de onderwerpen van deze verkenningen worden ingegaan



## 3. Verkenning verbetering humane risicobeoordeling

### 3.1 Algemeen

Voor de drie belangrijkste potentiële blootstellingroutes van de mens is een verkenning gedaan van de mogelijkheden tot aanvulling of verbetering van de humane risicobeoordeling van bodemverontreiniging. In deze fase is het accent gelegd op het meten in de contactmedia om een brug te kunnen slaan tussen het totaalgehalte in de bodem (en het grondwater) en de berekende blootstelling. Voor de volgende terreinen zijn verkenningen uitgevoerd:

- in relatie tot de ingestie van grond zijn de stand van zaken en verwachte ontwikkelingen beschreven voor het bepalen van de relatieve orale biobeschikbaarheid in grond (zie 3.2);
- voor de route consumptie van gewas zijn de mogelijkheden verkend voor meting van de opname van verontreinigingen in gewassen (zie 3.3);
- voor verbetering van de beoordeling van de blootstelling via binnenlucht zijn de mogelijkheden voor meting concentraties in binnenlucht en bodemlucht verkend (zie 3.4)

De verkenningen kunnen als basis dienen voor een nadere uitwerking van deze onderdelen in 2003/2004 en leiden tot een verbetering van de locatiespecifieke risicobeoordeling. Ook zijn aanbevelingen gedaan t.a.v. de gewenste richting van vervolgonderzoek.

In de knelpuntenanalyse (zie met name 2.6) zijn deze onderzoeksbehoeften ook gesignaleerd en wordt aanbevolen hiernaar een vervolgstudie te doen.

### 3.2 Bepalen van relatieve orale biobeschikbaarheid van een contaminant vanuit grond

#### 3.2.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt de relatie tussen de relatieve orale biobeschikbaarheidsfactor (relatieve F) voor een contaminant vanuit grond en locatiespecifieke risicobeoordeling uiteengezet. Achtereenvolgens wordt in 3.2.1 het begrip relatieve biobeschikbaarheidsfactor uitgelegd en het effect van de relatieve F op de bepaling van het actueel risico worden geïllustreerd. In 3.2.2 wordt het onderzoek naar de relatieve F voor lood en de toepassing van deze factor bij de nieuwe locatiespecifieke risicobeoordeling voor lood uiteengezet. In 3.2.3 wordt het onderzoek naar de relatieve F voor overige contaminanten besproken.

#### ***Relatieve biobeschikbaarheidsfactor: definitie en toelichting***

De relatieve biobeschikbaarheidsfactor (relatieve F) is van belang bij de blootstellingsroute ingestie van grond. Het is een ratio van twee biobeschikbaarheids-factoren:  $F_{\text{grond}}$  en  $F_{\text{matrix in MTR-studie}}$ .

$$\text{relatieve F} = F_{\text{grond}} / F_{\text{matrix in MTR-studie}}$$

$F_{\text{grond}}$  is gedefinieerd als de orale biobeschikbaarheid van een contaminant uit grond.  $F_{\text{matrix in MTR-studie}}$  is gedefinieerd als de orale biobeschikbaarheid van een contaminant uit de matrix<sup>2</sup> die in de toxiciteitsstudies ter onderbouwing van het  $\text{MTR}_{\text{humanaan}}$  is gebruikt (Rompelberg en de Zwart, 2001).

<sup>2</sup> De gebruikte matrix kan per contaminant en per studie variëren. Veel gebruikte matrices bij toxiciteitsstudies in proefdieren zijn drinkwater, olie (b.v. maïsolie en olijfolie), en voer (meel of pellets). Bij epidemiologische studies wordt de contaminant ingenomen via drinkwater en/of via de voeding.

Daar orale biobeschikbaarheid uit drie deelprocessen bestaat, te weten bioaccessibility (Fb), intestinale absorptie (absorptie in de dunne darm; Fa) en metabolisme (Fh) kan bovenstaande formule ook worden geschreven als:

$$\text{relatieve } F = (\text{Fb}_{\text{grond}} * \text{Fa} * \text{Fh}) / (\text{Fb}_{\text{matrix in MTR-studie}} * \text{Fa} * \text{Fh})$$

waarin:

$\text{Fb}_{\text{grond}}$  = fractie van de externe dosis die vrijkomt uit matrix (=grond) en beschikbaar is voor absorptie in de dunne darm

$\text{Fb}_{\text{matrix in studie t.b.v. MTR}}$  = fractie van de externe dosis die vrijkomt uit matrix (=matrix gebruikt in studie ter onderbouwing van MTR) en beschikbaar is voor absorptie in de dunne darm

Fa = fractie van Fb die door dunne darm geabsorbeerd wordt en in het bloed (poortader) komt (wordt intestinale absorptie genoemd)

Fh = fractie van Fa die de lever passeert (zonder gemetaboliseerd te worden).

De relatieve F wordt tot nu toe voor alle stoffen op 1 gesteld, zowel voor de generieke normstelling als de bepaling van de locatiespecifieke risico's (Lijzen *et al*, 2001). Dit betekent dat de orale biobeschikbaarheid van een contaminant uit grond gelijk wordt verondersteld aan de orale biobeschikbaarheid van dezelfde contaminant uit de matrix die in de toxiciteits en epidemiologische studies ter onderbouwing van het  $\text{MTR}_{\text{humaan}}$  is gebruikt. Dit hoeft echter niet het geval te zijn, omdat de orale biobeschikbaarheid o.a. bepaald wordt door de gebruikte matrix waarin de contaminant wordt toegediend. Zo zal de orale biobeschikbaarheid van eenzelfde dosis na toediening in de vorm van een oplossing in het algemeen hoger zijn dan na toediening in de vorm van grond. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door het verschil in bioaccessibility: de mate waarin in het spijsverteringskanaal de contaminant wordt losgemaakt van de matrix en in de darmvloeistof (=chyme) in oplossing komt. De aanname hierbij is dat de intestinale absorptie (Fa) en het metabolisme in de lever (Fh) gelijk zijn (Rompelberg en de Zwart, 2001). Voor een oplossing (b.v. drinkwater) wordt ervan uitgegaan dat de bioaccessibility 100% is (de contaminant hoeft niet meer te worden losgemaakt van een matrix; hij is al in oplossing en dus beschikbaar voor opname in de dunne darm). Voor matrices als grond en voer/voeding geldt dat de contaminant in het spijsverteringskanaal eerst moet worden losgemaakt van de matrix en vervolgens in oplossing komt. Hierbij kan de contaminant gedeeltelijk aan c.q. in de matrix geabsorbeerd/geabsorbeerd blijven en niet beschikbaar zijn voor opname over de darmwand in het bloed, waardoor de bioaccessibility (veel) lager dan 100% is.

*Met name voor stoffen waarvoor de matrix in de studies ter onderbouwing van het  $\text{MTR}_{\text{humaan}}$  bestaat uit een oplossing, is de verwachting dat een relatieve F van 1 (te) hoog is, omdat in dit geval de bioaccessibility uit grond zeer waarschijnlijk (veel) lager is. Ook in het geval dat de matrix in de studie ter onderbouwing van het  $\text{MTR}_{\text{humaan}}$  uit voer of voeding bestaat is het mogelijk (maar niet noodzakelijk) dat de relatieve F lager dan 1 is.*

### **Effect van relatieve F op de bepaling van het actueel humaan risico**

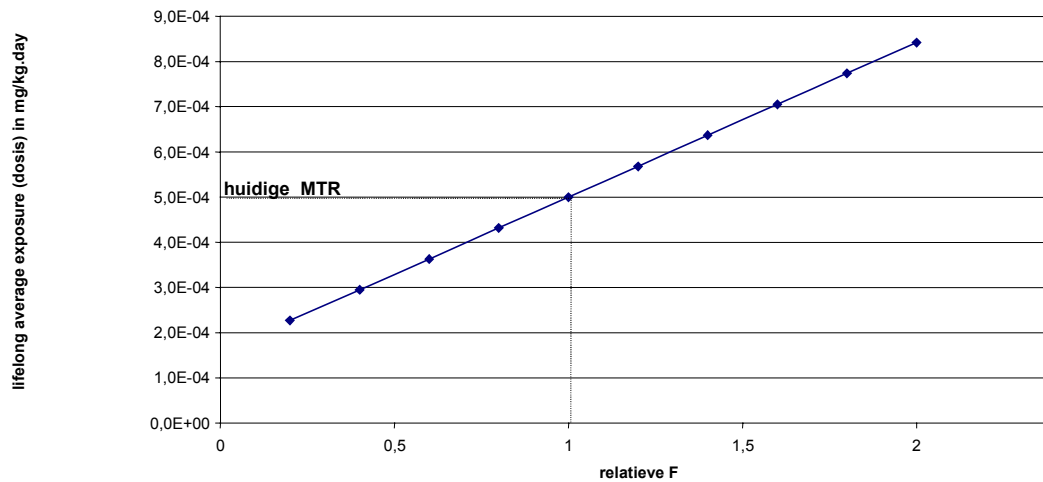
Bij het bepalen van het actueel humaan risico op basis van een locatiespecifieke beoordeling (met SUS) kan bij overschrijding van het  $\text{MTR}_{\text{humaan}}$  aanvullend onderzoek verricht worden naar de inputparameters die de blootstelling en daarmee het actueel risico beïnvloeden (zoals de relatieve F). Indien uit onderzoek blijkt dat de relatieve F lager is dan de generieke waarde van 1 zal dit tot een bijstelling (in dit geval een vermindering) van het actueel risico leiden. Een lagere relatieve F leidt er toe dat een lagere blootstelling wordt berekend.

De mate van verlaging van de blootstelling kan per contaminant en per locatie verschillen.

Dit is o.a. afhankelijk van het belang van de blootstellingsroute grondingestie: naarmate deze route belangrijker is zal het effect op de blootstelling groter zijn. Ter illustratie wordt, voor



een fictief geval, het effect van de grootte van de relatieve F op de blootstelling van benzo(a)pyreen getoond in Figuur 3.1.



Figuur 3.1 Effect van de grootte van de relatieve F op de blootstelling aan benzo(a)pyreen (bij een totale bodemconcentratie van 279 mg/kg =  $SRC_{\text{humanaan}}$ ). De stippellijn geeft de blootstelling aan bij een relatieve F = 1; de huidige situatie.

### 3.2.2 Lopend onderzoek naar relatieve F voor lood

In het RIVM deelproject ‘Orale biobeschikbaarheid van contaminanten uit bodem in het menselijk lichaam’ staat het bepalen van relatieve biobeschikbaarheids-factoren voor een aantal beleidsrelevante contaminanten centraal. Het huidige onderzoek binnen dit deelproject is gericht op het bepalen van de relatieve F voor lood voor een specifieke locatie. Naar verwachting is het onderzoek naar lood in 2004 afgerond, zodat toepassing voor locatiespecifieke risicobeoordeling mogelijk is.

#### **Systematiek voor bepaling van locatiespecifieke relatieve F**

De systematiek voor het bepalen van de locatiespecifieke relatieve F is gebaseerd op de formule:

$$\text{relatieve F} = F_{\text{grond}} / F_{\text{matrix in MTR-studie}}$$

waarbij  $F_{\text{grond}}$  = de orale biobeschikbaarheid van een contaminant uit grond op een bepaalde locatie.

Voor lood kan deze formule geschreven worden als (zie Rompelberg en Baars, 2002):

$$\text{relatieve F} = (F_{b_{\text{grond}}} * F_{a_{\text{grond}}} * F_h) / (F_{b_{\text{drinkwater en voeding}}}^3 * F_{a_{\text{drinkwater en voeding}}} * F_h)$$

<sup>3</sup> Voor lood bestaat de matrix in de studies ter onderbouwing van het  $MTR_{\text{humanaan}}$  uit drinkwater en voeding (zie 3.2.2.2.).

Ter bepaling van de locatiespecifieke relatieve F voor lood dienen alle deelprocessen gekwantificeerd te worden:

- $F_{b_{\text{grond}}}$  dient per locatie experimenteel bepaald te worden (zie 0).
- $F_{a_{\text{grond}}}$  dient experimenteel bepaald te worden (0). Waarschijnlijk kan volstaan worden met het eenmalig bepalen van deze parameter (dit moet blijken uit de experimenten).
- $F_h$  kan gelijk worden gesteld aan 1 (dat wil zeggen lood wordt niet gemetaboliseerd in de lever). Dit is bekend uit de wetenschappelijk literatuur (zie 0).
- De waarden van  $F_{b_{\text{drinkwater en voeding}}}$  en  $F_{a_{\text{drinkwater en voeding}}}$  (zie 0. en 0) dienen experimenteel bepaald te worden. Deze waarden behoeven slechts eenmalig bepaald te worden.

### ***Lopend onderzoek: literatuurstudie***

Ter ontwikkeling van de systematiek ter bepaling van de relatieve F voor lood in grond zijn/worden een aantal deelonderzoeken uitgevoerd die beschreven worden in de volgende paragrafen. Hierbij wordt per onderdeel de huidige stand van zaken weergegeven.

Om na te gaan welke deelprocessen van de relatieve F reeds bekend zijn en welke experimenteel bepaald moeten worden, is gestart met een literatuurstudie. Tevens is nagegaan welke matrix gebruikt is in de studie ter onderbouwing van  $MTR_{\text{humaan}}$  voor lood. *Stand van zaken.* De literatuurstudie is afgerond in 2002. De uitkomsten zijn: alleen  $F_h$  is bekend (=1); gebruikte matrices in de epidemiologische studies ter onderbouwing van  $MTR_{\text{humaan}}$  voor lood zijn drinkwater en voeding.

### ***Lopende onderzoek: bepalen van $F_{b_{\text{grond}}}$***

Om  $F_{b_{\text{grond}}}$  van lood op een specifieke locatie experimenteel te kunnen bepalen is bij het RIVM een *in vitro* digestiemodel ontwikkeld. Met dit model wordt het digestieproces in het menselijk lichaam op eenvoudige wijze nagebootst. Hiertoe wordt kunstmatig speeksel, maagsap, gal en duodenumsap bereid door aan water de relevante zouten, enzymen en andere karakteristieke verbindingen toe te voegen. De samenstelling en hoeveelheden zijn afgestemd op het simuleren van nuchtere omstandigheden bij een kind (=worst case situatie voor lood). Voor het bepalen van  $F_{b_{\text{grond}}}$  worden op de verontreinigde locatie grondmonsters (van de toplaag) verzameld. Deze worden aan de lucht gedroogd. De digestie met het *in vitro* digestiemodel bestaat vervolgens uit 3 stappen:

- 1) in zesvoud wordt in een buis (70 ml) 0,6 g gedroogde grond afgewogen en vervolgens wordt deze bodem gedurende 5 minuten met 9 ml speeksel geïncubeerd,
- 2) hieraan wordt 13,5 ml maagsap toegevoegd en gedurende 2 uur geïncubeerd,
- 3) tenslotte worden 27 ml duodenumsap en 9 ml gal aan het geheel toegevoegd en nogmaals 2 uur geïncubeerd.

Alle incubaties worden bij een temperatuur van ongeveer  $37\text{ °C} \pm 4\text{ °C}$  uitgevoerd in een roterend systeem. Na de laatste incubatiestap wordt het mengsel gecentrifugeerd en kan in het supernatant, dat de chyme representeert, de hoeveelheid contaminant worden bepaald die uit de matrix is vrijgemaakt onder invloed van het digestieproces. Om de bioaccessibility te bepalen dient de hoeveelheid contaminant in het uitgangsmateriaal (de gecontamineerde grond) en in chyme te worden bepaald. Om de hoeveelheid lood in grond te bepalen wordt de grond gedestruerd met koningswater. In het destruaat wordt de loodconcentratie bepaald met behulp van ICP-MS. De loodconcentratie in chyme wordt eveneens bepaald met behulp van ICP-MS.

De bioaccessibility wordt vervolgens als volgt berekend:

$$F_{b_{\text{grond}}} = \frac{\text{hoeveelheid contaminant in chyme}}{\text{hoeveelheid contaminant in uitgangsmateriaal}}$$

Voor een gedetailleerde beschrijving van het *in vitro* digestiemodel en de toepassing voor lood wordt verwezen naar Oomen *et al.* (2003).

*Stand van zaken:*

- Het *in vitro* digestiemodel is operationeel voor het bepalen van  $Fb_{\text{grond}}$ . Met het *in vitro* digestiemodel kan op relatief snelle en eenvoudige wijze de bioaccessibility van 50 monsters per dag bepaald worden. Momenteel worden verontreinigde bodemonsters van verschillende locaties in Nederland verzameld. Hiervan wordt in 2003 en 2004  $Fb_{\text{grond}}$  bepaald m.b.v. het *in vitro* digestiemodel.
- In 2001 is een ringstudie uitgevoerd waarbij de bioaccessibility van lood, arseen en cadmium bepaald is van een drietal bodems met vijf verschillende Europese digestiemodellen (Oomen *et al.*, 2002). Deze modellen verschillen allen in opzet: een statisch maag-model, drie statische maagdarm-modellen en een dynamisch maagdarm-model. Het dynamische maagdarm-model is het meest geavanceerd. Het simuleert het dynamisch proces in het maagdarmkanaal. Statische modellen zijn eenvoudiger uitvoerbaar en kunnen meer monsters per dag verwerken. Met deze modellen wordt, om een bepaalde digestiestap (b.v. vertering in de maag of vertering in de darm) te simuleren, het testmateriaal gedurende een bepaalde tijdsperiode blootgesteld aan een enzymoplossing met een vaste pH en temperatuur. Uit de ringstudie bleek dat bioaccessibility sterk kan verschillen tussen de gebruikte modellen. Dit werd ten dele verklaard door de verschillen in de gebruikte maag-pH (Oomen *et al.*, 2002).
- Om na te gaan of het *in vitro* digestiemodel van het RIVM (en de overige Europese modellen) de *in vivo* situatie goed voorspelt, dient het model gevalideerd te worden. Deze validatie wordt in Europees verband uitgevoerd, waarbij *in vivo* biobeschikbaarheidsdata voor een met lood verontreinigde bodem vergeleken worden met *in vitro* data afkomstig van verschillende Europese digestiemodellen. De validatie vindt plaats in 2003. Naar verwachting zal een operationeel en gevalideerd *in vitro* digestiemodel voor het bepalen van  $Fb_{\text{grond}}$  voor lood in 2004 beschikbaar zijn.

***Lopend onderzoek: bepalen van  $Fb_{\text{drinkwater\&voeding}}$***

$Fb_{\text{drinkwater\&voeding}}$  (zie 2.1) kan experimenteel bepaald worden met het *in vitro* digestiemodel. Bij het RIVM is naast een *in vitro* digestiemodel voor grond ook een *in vitro* digestiemodel voor voeding ontwikkeld. Dit laatste model kan gebruikt worden ter bepaling van  $Fb_{\text{drinkwater\&voeding}}$ .

*Stand van zaken:*

Experimenten moeten nog opgezet en uitgevoerd worden. Dit staat gepland voor 2003/2004.

***Lopend onderzoek: bepalen van  $Fa_{\text{grond}}$  en  $Fa_{\text{drinkwater\&voeding}}$***

Er zijn aanwijzingen dat de intestinale absorptie van lood beïnvloed wordt door de aanwezigheid van voeding (met name door calcium die in voeding aanwezig is). Dit maakt het noodzakelijk om  $Fa_{\text{grond}}$  en  $Fa_{\text{drinkwater\&voeding}}$  experimenteel te bepalen.

*Stand van zaken:*

Om inzicht te krijgen in de mate van intestinale absorptie van lood uit grond (met en zonder voeding) wordt momenteel een *in vitro* absorptiemodel ontwikkeld waarmee de absorptie van lood uit chyme, afkomstig van het *in vitro* digestiemodel bepaald kan worden. Het *in vitro* absorptiemodel bestaat uit darmcellen waarop de chyme wordt aangebracht. Door het loodtransport door de darmcellen te meten kan de intestinale absorptie bepaald worden. Naar verwachting zal dit onderzoek eind 2004 afgerond zijn.

### ***Verwacht eindresultaat: toepassing ten behoeve van locatiespecifieke beoordeling***

Na afronding van het onderzoek naar de relatieve F voor lood (eind 2004) kan de relatieve F voor lood als volgt bepaald worden:

$$\text{relatieve F} = (F_{b_{\text{grond}}} * F_{a_{\text{grond}}}) / (F_{b_{\text{drinkwater\&voeding}}} * F_{a_{\text{drinkwater\&voeding}}})$$

Hierbij zijn (naar verwachting) alle deelprocessen met uitzondering van  $F_{b_{\text{grond}}}$  bekend. *Dit betekent dat op een relatief snelle en eenvoudige manier de relatieve F voor een specifieke locatie bepaald kan worden: na het bepalen van  $F_{b_{\text{grond}}}$  m.b.v het in vitro digestiemodel is relatieve F bekend.* De waarde voor relatieve F kan vervolgens worden gebruikt ter bepaling van het locatiespecifiek actueel humaan risico. Harmonisatie van in vitro digestie modellen op Europees niveau zal een aandachtspunt zijn.

### ***Wanneer locatiespecifieke relatieve F voor lood bepalen?***

Indien bij een locatiespecifieke beoordeling (m.b.v. SUS) blijkt dat het  $MTR_{\text{humaan}}$  voor lood overschreden wordt, kan nader onderzoek naar de inputparameters (waaronder relatieve F) worden verricht. *Het is aan te bevelen om de relatieve F te bepalen als blijkt dat de blootstellingsroute ingestie van grond een belangrijke route is (> 50%) voor die specifieke locatie.* De verwachting is dat hierbij aangetoond kan worden dat de relatieve F op die locatie lager is dan 1 daar  $F_{\text{grond}}$  zeer waarschijnlijk kleiner is dan  $F_{\text{matrix in MTR-studie}}$  (relatieve F =  $F_{\text{grond}} / F_{\text{matrix in MTR-studie}}$ ). Afhankelijk van het percentage grondingestie zal dit bij de locatiespecifieke beoordeling in SUS in meerdere of mindere mate leiden tot verlaging van de blootstelling. Hierdoor bestaat de kans dat de blootstelling lager wordt dan het  $MTR_{\text{humaan}}$  en er geen sprake is van een actueel risico.

### **3.2.3 Bepalen van relatieve F voor overige contaminanten**

De ontwikkelde systematiek voor het bepalen van de relatieve F voor lood kan ook toegepast worden voor andere contaminanten. Hierbij dient per contaminant een onderzoekstraject als beschreven voor lood doorlopen te worden.

Binnen het deelproject 'Orale biobeschikbaarheid van contaminanten uit bodem in het menselijk lichaam' is (nog) geen relatieve F voor andere contaminanten bepaald. In de afgelopen jaren zijn wel bepaalde onderdelen van het onderzoekstraject voor een aantal contaminanten reeds uitgevoerd. Dit staat beschreven in de volgende paragrafen, net als het toekomstig onderzoek. Eind 2004 zal het onderzoek naar de relatieve F voor andere contaminanten dan lood niet afgerond zijn, waardoor toepassing ten behoeve van de locatiespecifieke beoordeling (nog) niet mogelijk is.

#### ***Literatuurstudie***

Een literatuurstudie naar  $F_{\text{matrix in MTR-studie}}$  en de matrices die gebruikt zijn in de studies ter onderbouwing van  $MTR_{\text{humaan}}$  is reeds uitgevoerd voor alle contaminanten waarvoor ingestie via grond de belangrijkste blootstellingsroute is (> 50 %) (Rompelberg en Baars, 2002). Een belangrijke bevinding in deze studie was dat voor barium, chroom, benzo(a)pyreen en pyreen de matrix uit een oplossing bestaat. Voor een oplossing geldt in het algemeen dat de bioaccessibility (veel) hoger is dan voor een matrix als grond of voeding. Voor deze stoffen is een grote verlaging van de relatieve F te verwachten (er is immers een groot verschil tussen  $F_{b_{\text{grond}}}$  en  $F_{b_{\text{matrix in MTR-studie}}}$  te verwachten).

#### ***Bepalen van $F_{b_{\text{grond}}}$***

Het *in vitro* digestiemodel is operationeel voor het bepalen van  $F_{b_{\text{grond}}}$  voor arseen, cadmium en benzo(a)pyreen. Voor arseen en cadmium is reeds enige ervaring opgedaan met het

bepalen van de bioaccessibility van verontreinigde bodemmonsters in het kader van een Europese ringstudie, uitgevoerd in 2001 (zie 0).

De bioaccessibility van benzo(a)pyreen is bepaald voor bodems waaraan in het laboratorium benzo(a)pyreen is toegevoegd. Er is (nog) geen ervaring opgedaan met bodems van verontreinigde locaties.

### ***Toekomstig onderzoek***

Het onderzoek naar de relatieve F zal de komende jaren naar verwachting worden gecontinueerd. Het is momenteel nog onbekend voor welke contaminant(en) de relatieve F bepaald zal gaan worden. Deze keuze zal, naar verwachting, in 2003 worden gemaakt.

## **3.3 Meetmethoden voor hydrofobe organische stoffen en metalen in gewas**

### **3.3.1 Inleiding**

Ter verbetering van actuele risicobeoordeling voor de mens wordt in deze paragraaf ingegaan op het meten van organische stoffen en metalen in consumptiegewassen. Deze informatie kan gebruikt worden in een vervolgstudie en dient als basis voor het bepalen van de richting en prioriteiten van een eventueel vervolg.

Doel is om op basis van het voorkomen van concentraties contaminanten in het gewas een verbeterde risicobeoordeling van de humane blootstelling te maken. Aangenomen wordt dat de concentraties in het gewas afkomstig zijn van stoffen uit de verontreinigde bodem.

De centrale vraag is:

*Op welke efficiënte manier kunnen hydrofobe organische en anorganische contaminanten (afkomstig uit bodemverontreiniging) geanalyseerd worden in consumptiegewassen?*

Het gaat om apolaire organische verbindingen behorend tot stofgroepen zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs), persistente organochloor verbindingen (zoals organochloorpesticiden), polychloor bifenylen (PCBs) en dioxines. Vanwege extra problemen wat betreft depositie vanuit de lucht op het blad zijn de PAKs als voorbeeld genomen. Omdat het gaat om 'zeer hydrofobe organische stoffen' is de verwachting dat de andere groepen verbindingen op nagenoeg dezelfde manier te analyseren zijn, mogelijk zelfs met dezelfde analytische meetmethode.

Met betrekking tot *organische stoffen* is op basis van gesprekken met M. Houtzager (TNO-MEP, Apeldoorn), W. Traag (RIKILT-DLO, Wageningen), R. Hittenhausen (KvW, Amsterdam), W. Willemse (RIVM-LVM, Bilthoven) en F. Fortessa (RIVM-IMD, Bilthoven) een beknopt overzicht gemaakt van de gangbare analytiek en is er een aanbeveling gedaan met betrekking tot bemonstering.

In de discussie wordt aandacht besteed aan de problematiek en praktische relevantie van dit soort analyses. Tevens is als mogelijke aanvulling/alternatief de analyse van poriewater ter indicatie van de biobeschikbaarheid belicht ter verbetering van de bepaling van het locatiespecieke risico.

Door de aanwezigheid van verhoogde concentraties *anorganische stoffen* (met name metalen) in verontreinigde bodem is een overdracht van deze contaminanten naar gewassen mogelijk.

De voor bodemverontreiniging belangrijkste metalen zijn: lood (Pb), zink (Zn), cadmium (Cd), koper (Cu), nikkel (Ni), kwik (Hg), chroom (Cr), arseen (As).

Afhankelijk van de te verwachten verontreinigingen kunnen ook andere metalen worden onderzocht. Elk metaal heeft chemische eigenschappen die tot een specifiek gedrag wat betreft mobiliteit en metabolisme in de bodem leidt. Daarom moet rekening gehouden met verschillende adsorptie / desorptie van metalen. De overdracht van contaminanten vanuit de bodem naar het gewas verloopt gewas-specifiek en binnen gewassen varieert de concentratie van een contaminant in de verschillende plantdelen.

Alle processen van opname en omzetting worden beïnvloed door de bodemsamenstelling en bovendien door de pH-waarde, beschikbare bodemorganismen, de microbiologische bodemactiviteit, de geografische omgeving en het weer. De invloed van locatie-gebonden natuurlijke concentraties en van mogelijke calamiteiten uit het verleden (branden, lekken etc.) moet tijdens het historisch onderzoek worden nagegaan.

Achtereenvolgens worden de volgende aspecten nader toegelicht:

- Doelmatige bemonstering (zie 3.3.2);
- Opslag en voorbehandeling (zie 3.3.3);
- Analyse mogelijkheden (zie 3.3.4).

### 3.3.2 Bemonstering

Een van de grootste problemen bij bemonsteringen is het verkrijgen van een representatief (gewas)monster. Verschillende omstandigheden (weer, wind, materiaal, zuiverheid en eventuele voorbehandeling van monstercontainers etc.) beïnvloeden het materiaal welk voor de analyse beschikbaar is (Marr *et al.*, 1988). Heel belangrijk voor de analyse van metalen is het vermijden van contact met anderen metalen. Het complete gewas wordt direct b.v. in kunststof zakjes verpakt en na het bepalen van het versgewicht zo snel mogelijk koel opgeslagen of ingevroren.

Het is belangrijk bij en direct na de bemonstering de monsters juist te behandelen om beïnvloeding te voorkomen (b.v. contact met omgevingslucht, verdamping, adsorptie ten gevolge van verkeerde materiaalkeuze etc.). Informatie over de bemonsteringsmethode, plaats en tijd van de bemonstering en een unieke monsternaam moet worden genoteerd. Bij gewassen kan het van belang zijn de ouderdom van de gewassen te noteren. Soms hebben jonge gewassen andere eigenschappen dan oudere gewassen. Ook moet men rekening houden dat matrices niet onbeperkt houdbaar zijn, zodat een conserveringsstap noodzakelijk is.

#### 3.3.2.1 Bemonstering van bodem

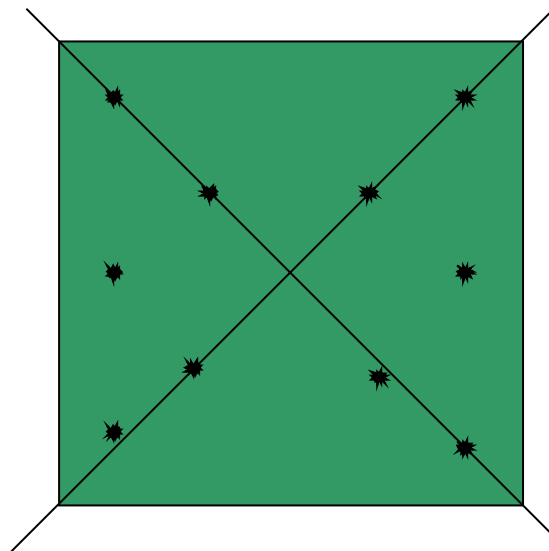
Voordat een bemonstering van bodem wordt uitgevoerd moet de analytische vraagstelling duidelijk zijn. Er bestaat een groot aantal protocollen voor verschillende fasen van bemonstering en afhankelijk van de gestelde hypothese over de aard van de bodemverontreiniging (homogeen/heterogeen). Met het oog op gekoppeld gewasonderzoek bestaan verschillende mogelijkheden:

- Onderzoek naar de (horizontale) omvang. Gedetailleerde procedures voor de bemonstering van grond staan beschreven in NEN 5740 (NEN, 1999). Een pragmatische benadering is de methodiek die toegepast wordt in calamiteiten onderzoek (RIVM) naar aanleiding van bodemverontreiniging door depositie (RIVM, 1993). Hierbij wordt een verdacht veld van beperkte grootte (tot circa 100 m<sup>2</sup>) op een representatieve manier op tien locaties bemonsterd. Het principe hiervan staat afgebeeld in Figuur 3.2.

- Onderzoek naar de diepte van de verontreiniging. Op een bepaalde locatie wordt een diepteprofiel van de bodem genomen. Deze strategie is belangrijk wanneer uitloging van een contaminanten in het grondwater ter discussie staat of ophooglagen zijn aangebracht. In principe wordt vaak een diepte van 50 cm per bodemlaag aangehouden, maar afhankelijk van het doel en waargenomen bodemlagen wordt hiervan afgeweken. Bij weideland kan bijvoorbeeld een diepteprofiel van 0-10 cm (Fiedler *et al.*, 1993) en bij akkerland van 0-30 cm worden bemonsterd (LABO, 2000).

Zowel voor de monstername als de verpakking is de keuze van het materiaal belangrijk. Voor metalen moet bijvoorbeeld het contactmateriaal bij voorkeur van kunststof zijn. Wat betreft het verpakkingsmateriaal moet het bekend zijn of het monster voor een anorganische of organische analyse bedoeld is. Voor de anorganische analyse is het bijvoorbeeld geschikt een zak of pot van kunststof of een glazen pot met deksel van polytetrafluoretheen of ander kunststof te nemen (NEN 5742, 1991).

De hoeveelheid van een bodemonster moet tenminste 200 ml zijn. Wanneer het nodig is monsters te mengen, dan kan dit beter op het laboratorium en niet in het veld gebeuren. De monsterneming van grond en sediment ten behoeve van de bepalingen van o.a. metalen en anorganische verbindingen staat expliciet beschreven in NEN 5742 (NEN 5742, 1991)



Figuur 3.2 Bemonstering schema van een veldje (RIVM, 1993)

### 3.3.2.2 Bemonstering van gewassen

Bij de bemonstering van een perceel is het van belang dat van elk soort gewas monsters worden genomen, tenzij voor een representatief gewas kan worden gekozen. Er moet een representatief aantal monsters over het gehele perceel worden genomen. Voor wat betreft de hoeveelheid te nemen gewas, kan de richtlijn gevolgd worden zoals die recentelijk door EU is opgesteld voor de analyse van bestrijdingsmiddelen in primaire producten (EC, 2002). Ook de informatie in de *Nader Onderzoeksrichtlijn* (SDU, 1997) en de *GGD-richtlijn* (Brederode, 2002) kan hierbij als leidraad dienen.

Zoals is vermeld in de *Nader Onderzoeksrichtlijn* (SDU, 1997) en beoogd in deze studie gaat het in principe om moestuingewassen, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen knolgewassen (aardappel, en overige knolgewassen zoals wortel en ui) en bladgewassen (zoals kool-soorten, peulvruchten en bladgroenten). Voor de meeste soorten gewassen geldt

dat een representatief monster bestaat uit een hoeveelheid van circa 1 kg (EC, 2002). Voor het bemonsteren van een moestuin wordt aanbevolen een proportioneel mengmonster te maken van een knolgewas en/of een bladgewas (SDU, 1997). Voor de samenstelling ervan geldt dat deze moet overeenkomen met de consumptie ervan. Voor knolgewassen geldt dan dat een deelmonster samengesteld moet zijn uit 650 g aardappelen en 150 g andere knolgewassen. Voor de bladgewassen wordt een samenstelling van 600 g/ 500 g/ 400 g aanbevolen voor resp. de categorieën kool/peulvruchten/bladgroenten. Van een dergelijk monster worden, na homogeniseren (bijv. door mengen of met behulp van een snijmachine) deelmonsters van geschikt gewicht (meestal liggend tussen de 10 – 100 g) genomen voor de analyse op de hydrofobe contaminanten. Nadeel van het maken van mengmonsters is dat wel informatie over verschillen tussen typen gewas verloren gaat, terwijl de verschillen groot kunnen zijn (Versluijs en Otte, 2001). De afweging tussen kosten en kwaliteit van de informatie zou daarom opnieuw beschouwd moeten worden. Onderscheid tussen gewassen of het hanteren van enkele indicatorgewassen is daarbij een mogelijkheid.

In principe wordt alleen het eetbare deel van het gewas genomen. Zoals genoemd gaat het om de correlatie tussen de concentraties in bodem en gewas. Voor het verkrijgen van vergelijkbare data is het dan ook zeer belangrijk dat het gewas steeds op dezelfde en juiste manier wordt opgewerkt. De concentratie van metalen en hydrofobe contaminanten in grond zal gewoonlijk veel hoger zijn dan in het gewas. Uit oogpunt van harmonisatie en de beslissing over sanering van de bodem, lijkt het gewenst dat het bij analyse van gewassen gaat om concentraties die vanwege de bodemverontreiniging in het gewas zijn opgenomen, oftewel endogene concentraties. Daarnaast is de vraag hierbij hoe relevant de bijdrage aan contaminanten via opspattende grond tegen gewas is en de invloed van atmosferische depositie. Depositie van PAKs en dioxines uit de lucht kan bijvoorbeeld resulteren in het meten van relatief hoge concentraties die niet afkomstig zijn van een bodemverontreiniging. Uit het oogpunt van volksgezondheid zijn deze concentraties wel relevant.

### **3.3.3 Opslag en voorbehandeling**

Voor de opslag en de voorbehandeling van bodem- en gewasmonsters bestaan procedures. Omdat steeds een wisselwerking van adsorptie- en desorptieeffecten tussen het monstermateriaal en de container bestaat, is het een voordeel alle monsters zo snel mogelijk na de bemonstering te analyseren.

#### **3.3.3.1 Opslag en voorbehandeling van bodem**

Het is aanbevolen bodemmonsters bij 4°C te transporteren en op te slaan (NEN 5742, 1991). Dit is belangrijk om microbiologische omzettingen en een verlies van ammoniakale-N te vermijden (VITO, 2002). Er zijn in principe vier procedures voor de voorbehandeling:

- de bodem wordt direct/vers geanalyseerd;
- de bodem wordt lucht gedroogd; vochtgehalte / ‘droge stof’ gehalte bepalen;
- de bodem wordt bij 100°C gedroogd; vochtgehalte / ‘droge stof’ gehalte bepalen;
- de bodem wordt verast; vochtgehalte / ‘droge stof’ gehalte bepalen.

De voorbehandelingsprocedure hangt af van de analytische vraagstelling. Meestal wordt de grond bij hogere temperatuur gedroogd. Voor een bepaling van het vluchtige metaal kwik moet de bodem bijvoorbeeld vers of lucht gedroogd worden geanalyseerd. Soms wordt een bodemeluaat gemaakt in plaats van het gehele bodemmateriaal te analyseren.

#### **3.3.3.2 Opslag en voorbehandeling van gewassen voor organische analyse**

Het monstermateriaal moet ontdaan worden van grondresten en van de depositie van stoffen (vooral PAKs), die niet van de bodem afkomstig zijn. Anderzijds de behandeling overeen



moeten komen met het 'normale' huishoudelijke wassen van gewassen. Het opstellen van een uniforme wasprocedure voor het verwijderen van grond en depositie materiaal voor de diverse gewassen is niet eenvoudig.

Het voorstel zou kunnen zijn het product eerst te wassen met water (verwijdering grondresten) gevolgd door een wasstap met aceton voor de verwijdering van depositie en tegelijk drogen van het materiaal. Het is niet bekend of deze laatste bewerking al eerder is toegepast. Dit betekent dat voor de mogelijke toepassing ervan er de nodige validatie werkzaamheden verricht moeten worden.

Wasstappen zijn niet of nauwelijks mogelijk na bemonsteren of homogeniseren (snijden) waarbij endogene sappen van het product zijn vrijgekomen en daarmee gepaard gaande verliezen van de te bepalen stoffen.

Gelet op bovenstaande zou de Urgentiesystematiek zich in eerste instantie vooral kunnen richten op de ondergrondse producten die bovendien geschikt zijn voor de wasprocedures, bijvoorbeeld aardappel en wortel.

### **3.3.3.3 Opslag en voorbehandeling van gewassen voor de metalen analyse**

Op het laboratorium worden gewasmonsters eventueel met demiwater afgespoeld om aanhangende grond- en / of stofdeeltjes te verwijderen. Deze procedure kan bij de interpretatie van resultaten belangrijk zijn. Daarom moet de wasprocedure exact worden doorgevoerd en beschreven staan.

Zelden is het van belang het totale gewas te analyseren. Het gewas wordt in eetbare deel en niet-eetbare deel (bladeren) gesplitst; liefst een zo groot mogelijk aantal monsters om de variabiliteit tussen planten uit te middelen.

Het eetbare deel (ev. ook niet eetbare delen) van enkele gewassen wordt gehomogeniseerd, bv. door mengen of m.b.v. een verkleinapparaat met inerte (titanium of zirkonium) messen (Ti en Zr staan meestal niet op de lijst van contaminanten). Het mengmonster is voor de analytische bepaling te gebruiken en een gewicht tussen de 10-100 g is meestal geschikt.

Bepalingen kunnen direct met het verse monster uitgevoerd. Wanneer dit niet het geval is, wordt het monstermateriaal gewogen en zo snel mogelijk bij circa 40°C gedroogd (of gevriesdroogd). Zelden wordt het monstermateriaal verast. Afhankelijk van de analytische vraagstelling moet hiermee ook het vochtgehalte / droge stof-gehalte worden bepaald.

## **3.3.4 Analyseprocedures**

### **3.3.4.1 Analyse van organische hydrofobe contaminanten**

De op RIVM, RIKILT en TNO toegepaste analyseprocedures zijn samengevat in Tabel 3.1. Voor alle drie methoden geldt dat ze qua performance en efficiëntie gelijkwaardig zijn. Dit geldt ook voor de onderste analysegrenzen die liggen tussen de 0.5 – 5 ng/g (ppb). Indien het eindextract meer geconcentreerd wordt of indien er meer monstermateriaal in behandeling wordt genomen, is in principe lagere detectie (tot ca 100 maal) mogelijk. Belemmerende factor is vaak het achtergrondsignaal van de meegeëxtraheerde matrixcomponenten.

De toepassing van hoge resolutie massa spectrometrie (HRMS) als detectie (RIKILT) levert ook lagere detectiegrenzen op. Deze techniek is ook op het RIVM aanwezig en beschikbaar voor dit type analyses.

Hoewel bij Alcontrol Laboratories (Hoogvliet) geen analyses van PAKs op gewassen worden uitgevoerd, kan verwezen worden naar de methode die is toegepast voor de analyse van PCBs in gewassen (pers com. Vincent de Jong). Hierbij wordt het monster mechanisch geschud met aceton en vervolgens met dichloormethaan. Hierna wordt de aceton middels zoutwater wassen verwijderd. De dichloormethaan fase wordt na drogen over natriumsulfaat geconcentreerd. Het extract wordt geanalyseerd met GC/MS.

De diverse methoden komen qua performace (gevoeligheid en snelheid) voor de analyse van PAKs in gewassen goed met elkaar overeenkomen en kunnen als gelijkwaardig beschouwd worden. Indien GC/MS toegepast wordt geldt dat de methoden ook toepasbaar zijn voor andere hydrofobe organische contaminanten.

Vermeldt dient te worden dat alle drie methodes in eerste instantie bestemd (ontwikkeld) zijn voor de analyse van vooral exogene concentraties PAKs op gewassen als gevolg van deposities vanuit de lucht. Dit betekent dat methoden gericht op totale (endogene + exogene) gehalten aan contaminanten in gewas getest en vergeleken moeten worden middels de analyse van gewassen met opgelopen residuen.

Tabel 3.1 Analysemethoden voor PAKs in gewassen

Instituut	Omschrijving methode
RIVM	Een hoeveelheid gewas van circa 5-10 g wordt mechanische geschud met een volume aceton. Deze oplossing wordt na filtratie instrumenteel geanalyseerd met hogedruk-vloeistofchromatografie (HPLC) gekoppeld aan fluorescentiedetectie (FLD) met golflengte programmering. Voor vethoudende gewassen, zoals bijvoorbeeld boerenkool, wordt een cleanup toegepast middels een geautomatiseerde chromatografie over een Hoge Prestatie Gel Permeatie Chromatografische (HPGPC) kolom.
RIKILT	Voor de analyse van gras wordt het monster (circa 10 g) gemengd en chemisch gedroogd met natriumsulfaat. Daarna wordt gedurende 1 nacht het product geschud met cyclohexaan. Na concentratie wordt een cleanup toegepast middels een geautomatiseerde chromatografie over een grote GPC kolom. De opgevangen fractie wordt na concentratie geanalyseerd met capillaire gaschromatografie gekoppeld aan hoge resolute massaspectrometrie (GC/HRMS).
TNO	Voor de analyse van groente en gras (10-100 g materiaal) wordt een extractie uitgevoerd met hexaan (mechanische schudden of ultra-turrax). De cleanup bestaat uit een vloeistof-vloeistof extractie met dimethylformamide (DMF)/hexaan en de instrumentele analyse met toepassing van GC/MS.

## Discussie

Omdat zeer hydrofobe (apolaire) verbindingen nagenoeg niet oplossen in water en niet of nauwelijks opgenomen worden door planten kan men zich afvragen of het meten van de resulterende zeer lage concentraties in gewassen de meest geschikte methode is. Van PAKs is o.a. bekend dat ze maar beperkt opgenomen worden en dat de bijdrage door depositie vanuit de lucht en/of opspattende grond naar verhouding veel groter is (Harmsen *et al.*, 2001).

Een bijkomend probleem is de hoge spreiding die kan optreden door mee-geanalyseerde resten grond. Deze kunnen een sterke verhoging van de gemeten concentratie (en dus de spreiding) in het gewas tot gevolg hebben.

Een alternatief kan zijn een snelle methode te hebben die informatie geeft over de biobeschikbaarheid van deze stoffen in verontreinigde grond en deze informatie te gebruiken voor de risicobeoordeling.

Recentelijk is op het RIVM een project uitgevoerd waarbij onderzoek gedaan is naar de beschikbaarheid en performance van drie analytische meetmethoden voor de het bepalen van

de biologische beschikbaarheid van PAKs in grondmonsters afkomstig van verontreinigde locaties (Fleuren, 2002). Doel van dit project is het verkennen van meetmethoden om locatiespecifiek de biobeschikbare fractie in grond te kunnen bepalen en op basis hiervan aanbeveling te kunnen doen naar Inspectie VROM. De methodes zijn ontwikkeld door resp. RIVM (Jong en Hoogendoorn, 2001; Harmsen *et al.*, 2002), RIZA (Cornelissen, 2001) en IRAS (UU) (Mayer *et al.*, 2000; Van de Wal *et al.*, 2001). Een korte toelichting van het bepalingprincipe van elk methode is opgenomen in Tabel 3.2. De RIVM methode is eerder toegepast voor ecotoxicologisch onderzoek (Peijnenburg *et al.*, 2000). De drie onderzochte methoden zijn nog niet volledig gevalideerd en vereisen op dit punt nog additioneel onderzoek.

Tabel 3.2 Korte toelichting op meetmethoden voor (chemische) beschikbaarheid organische stoffen

Instituut	Principe van methode
RIVM	Het principe berust op het doorstromen van een klein volume poriewater (ca 500 µl) door een stukje capillaire GC kolom met a-polaire fase. Hierop worden de vrij-opgeloste PAKs getrapt. Na doorvoer van eenzelfde volume oplossing zuiver water met daarin een isotoopgelabelde standaard wordt het capillair gemonteerd in een GC/MS systeem en de getrapte PAKs geïdentificeerd en gekwantificeerd. Zeer lage onderste analysegrenzen (ca 10 pg/ml) zijn mogelijk. De methode maakt tevens onderscheid tussen de in poriewater vrij opgeloste PAKs en de aan DOC-gebonden PAKs. (Jong en Hoogendoorn, 2001; Harmsen <i>et al.</i> , 2002)
RIZA	Door RIZA is de zogenaamde Single Tenax Extraction (STE) methode ontwikkeld, die relatief eenvoudig en snel is. Door middel van een waterige extractie worden de 'biologische beschikbare' PAKs met het adsorbens Tenax van de matrix geëxtraheerd en vervolgens geanalyseerd. Door hierna de op de grond 'achtergebleven' PAKs te extraheren wordt ook het totaalgehalte gemeten Deze methode wordt op dit moment middels een ringonderzoek gevalideerd. (Cornelissen, 2001)
IRAS	Op IRAS van de Universiteit Utrecht wordt een methode ontwikkeld waarbij SPME (solid phase matrix extraction) als extractietechniek wordt toegepast. Deze methode maakt gebruik van een dunne korte fiber met een dun laagje hydrofoob materiaal die een verwaarloosbare fractie uit de waterfase van het vochtige bodemonmonster extraheert. De extractie is gebaseerd op een evenwichtinstelling na enkele dagen schudden. De analyse van de fiber wordt geautomatiseerd uitgevoerd met GC/MS. De gemeten concentratie op de fiber kan geëxtrapoleerd worden naar de poriewater concentratie (biobeschikbaarheid). (Mayer <i>et al.</i> , 2000; Van de Wal <i>et al.</i> , 2001).

### Conclusies/aanbevelingen (organische hydrofobe contaminanten)

Met betrekking tot de verbetering van de urgentiesystematiek aangaande de analyse van hydrofobe contaminanten in gewas worden de volgende conclusies getrokken:

- De concentratie contaminanten die in een gewas gemeten wordt is veelal de som van de endogene (in het gewas) en de exogene (op het gewas) concentratie. Ten behoeve van actuele risicobeoordeling gaat het in principe om de concentratie veroorzaakt door de verontreinigde grond. Dit is de endogene en mogelijk een deel van de exogene concentratie.
- Voor een bruikbare vergelijking van resultaten wordt aanbevolen in eerste instantie alleen ondergrondse gewassen te oogsten en met een geschikte procedure te wassen, zodanig dat de bijdrage van de exogene concentratie geminimaliseerd wordt en daarmee de verschillende onderzoeksresultaten (beter) vergelijkbaar worden.
- Het meten van de biobeschikbare concentratie van contaminanten in de grond is mogelijk een efficiëntere en meer betrouwbare benadering. De meetmethoden hiervoor zijn nog (deels) in het ontwikkelings- en validatiestadium. Ook zijn meer gegevens nodig naar de relatie biobeschikbaar en het gemeten gehalte in gewas. Beide aspecten vereisen een investering in onderzoek.

- De analysemethodieken die door de bekende en geaccrediteerde onderzoeksinstituten in Nederland worden toegepast zijn qua performance gelijkwaardig en toepasbaar.

#### **3.3.4.2 Analyse van metalen**

Er moeten efficiënte methoden worden ingezet, waarbij ook economische aspecten van de onderzoeksopzet en het analytische werk bekeken moeten worden. Wanneer bij een calamiteit grenswaarden van anorganische contaminanten moeten gecontroleerd worden, dan gebeurt dat meestal met röntgen fluorescentie techniek (XRF). XRF is snelle en niet-destructieve screening-techniek. De techniek is goedkoop, matig gevoelig en matig precies maar wel voor een eerste indicatie voordelig en zou een aanvulling kunnen zijn bij het bodemonderzoek.

Bij het RIVM verloopt de analytische procedure van bodem- en gewasmonsters in twee stappen. Eerst wordt het monstermateriaal zo volledig mogelijk in oplossing gebracht en in een tweede stap vindt dan de meting van de oplossingen / destrukaten plaats. Deze methodiek is nauwkeuriger dan XRF, maar ook bewerkelijker. Het is een destructieve methode, zodat het gewenst is extra monstermateriaal voor latere analyses op te slaan.

Monsterontsluitingen kunnen middels een open destructie (bijv. afgeleid van NEN 6465 voor bodem) of een magnetronontsluiting (bijv. NEN 5770) plaatsvinden. Afhankelijk van de uiteindelijke analysemethode kan hier worden gekozen voor een salpeterzuurontsluiting of een koningswaterontsluiting. De ontsluiting dient te worden gecontroleerd middels de analyse van referentiematerialen (effectiviteit van de ontsluiting) en procedure-blanco's (controle op contaminatie).

Afhankelijk van de exacte analytische vraagstelling moet een juiste analysetechniek voor de meting van de destrukaten geselecteerd worden. Hiervoor kunnen één of meerdere van de vier volgende technieken worden ingezet:

- Atoom absorptie spectroscopie (AAS);
- Inductief gekoppeld plasma atoom emissie spectrometrie (ICPAES);
- Inductief gekoppeld plasma massa spectrometrie met quadropool-systeem (Q-ICPMS);
- Inductief gekoppeld plasma massa spectrometrie met hoge resolutie-systeem (HR-ICPMS).

De AAS is de oudere techniek en gebaseerd op enkelvoudige element bepaling. Met ICP technieken wordt multi-element-bepaling uitgevoerd in een enkele run, zodat deze per element goedkoper zijn AAS. De NEN's 5758 – 5763 en NEN 5765 beschrijven het gebruik van AAS voor de mono-element-bepaling in bodem. In de genoemde NEN's worden de bepaling van Cu, Zn, As, Pb, Cd en Cr middels AAS beschreven. Het gebruik van de multi-element-technieken staat b.v. voor de ICPAES in NEN 6426 en voor de ICPMS in NEN 6427 beschreven.

De multi-element-technieken (met ICP) worden tegenwoordig bij RIVM-LAC geprefereerd. Welke ICP-techniek wordt ingezet is afhankelijk van de analytische vraagstelling. ICPAES wordt veel voor de bepaling van macro-elementen vooral alkali- een aardalkalimetalen ingezet. De gevoeligste techniek is HR-ICPMS maar meestal zijn ook de aantoonbaarheidgrenzen van Q-ICPMS voor de bepaling van sporenmetalen voldoende. Wanneer bekend is dat bepaalde elementen met een hoge concentratie aanwezig zijn, kunnen signalen met Q-ICPMS gestoord worden. Een hoge C-concentratie kan bijv. het chroom-signaal storen of een hoge Cl-concentratie veroorzaakt een storing op het arseen-signaal. In zo een geval is de HR-ICPMS techniek te gebruiken, waarbij de storingen die in de vorm van interferenties optreden, worden gescheiden.

De meetmethode dient gevalideerd te zijn en de prestatiekenmerken (bijv. aantoonbaarheidsgrenzen en meetonzekerheid) van de methode moeten in staat zijn om de antwoorden op de vraagstelling te geven. Het laboratorium dient te beschikken over een adequaat kwaliteitssysteem (b.v. NEN-EN-ISO 17025).

## 3.4 Meetmethoden binnenlucht en bodemlucht

### 3.4.1 Inleiding

#### 3.4.1.1 *Achtergrond en doel*

Het primaire doel van metingen van vluchtige organische componenten (VOC) in bodemlucht en binnenlucht is een schatting te maken van de jaargemiddelde concentratie om deze te kunnen vergelijken met de Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) en te kunnen beoordelen of deze verontreiniging (grotendeels) afkomstig is uit de bodem. Op grond van deze informatie kan beoordeeld worden of sprake is van een locatiespecifiek risico. Op grond van de gegevens kan door de GGD ook beoordeeld worden of er voor de bewoners een (additioneel) risico bestaat.

Als VOC worden aangemerkt alle stoffen die onder normale omstandigheden (grotendeels) in de gasvorm aanwezig zijn. Globaal omvat dit de componenten met 6 tot 16 koolstofatomen en de halogeen bevattende stoffen met 2 tot 4 koolstof atomen. De groep van VOC omvat in ieder geval benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen, tri- en tetrachlooretheen, vinylchloride en naftaleen en verder alle VOC waarvoor interventiewaarden bestaan.

#### 3.4.1.2 *Uitgangspunten*

Bij het evalueren van de meetmethoden zijn de volgende overwegingen gehanteerd:

- De verontreiniging afkomstig uit de bodem leidt pas tot humane blootstelling indien deze doordringt in de woning.
- De verontreiniging in de bodem zal voor wat betreft de vluchtige verbindingen in evenwicht zijn met de gasfase in de bodem (de bodemlucht). Via deze fase verloopt het transport (diffusie, convectie of andere processen) naar de kruipruimte of rechtstreeks (bij afwezigheid van de kruipruimte) naar de woonruimten.
- De concentratie in de woning is afkomstig uit de kruipruimte (en daarmee onder andere uit de bodem), geëmitteerd door bronnen in de woning of uit de buitenlucht.
- De uitwisseling van kruipruimtelucht en binnenlucht is afhankelijk van de lekken in de vloer van de woning of de toegang via daarvoor bestemde openingen (veelal in de meterkast).
- Naast de verontreiniging afkomstig uit de bodem kan in de kruipruimte verontreiniging aanwezig zijn van bronnen in de kruipruimte of afkomstig van de buitenlucht waarmee de kruipruimte geventileerd wordt. Daarnaast kan verontreiniging in de woning via uitwisseling in de kruipruimte terechtkomen.
- De oorsprong van verschillende stoffen kan mogelijk worden geduid door de samenstelling van het totale pakket aan vluchtige verbindingen in beschouwing te nemen (tracers en/of brontoewijzingstechnieken)
- Bij het bepalen van de risico's in relatie tot bodemkwaliteit kan worden benaderd door eerst het risico (eenvoudig) vast te stellen en vervolgens een relatie te leggen met de oorsprong van de verontreiniging. Hiermee worden mogelijk vals-positieve situaties opgemerkt en vals-negatieve situaties voorkomen.

## 3.4.2 Meetmethoden

### 3.4.2.1 Inleiding

Voor het vaststellen van locatiespecifieke risico's kunnen verschillende typen metingen worden ingezet, gericht op het verkrijgen van informatie voor de te onderscheiden compartimenten: bodemlucht, kruipruimtelucht en binnenlucht. Een belangrijk aspect is het verschil in onzekerheid omtrent de bron van de verontreiniging (vooral groot bij bodemlucht) en mate van het potentiële risico (vooral groot bij binnenlucht). De koppeling tussen de bron (bodem) en het risico berust op aannames dan wel modelberekeningen. De meetmethoden dienen om de onzekerheid omtrent het berekende risico te verminderen.

Voor de drie compartimenten zijn verschillende bemonsteringstechnieken beschikbaar gecombineerd met gaschromatografische technieken, waarbij de detectiemethoden gekozen worden op grond van praktische inzetbaarheid, specificiteit en gevoeligheid. Als geen chromatografische scheiding wordt toegepast (bijvoorbeeld bij een veld PID) wordt slechts een som parameter gemeten die in hoge mate beïnvloed kan zijn door de aanwezigheid van niet relevante stoffen. Een belangrijk aspect bij de infiltratie van bodemverontreiniging naar het binnenmilieu is de luchtuitwisseling tussen de verschillende compartimenten. De infiltratie/exfiltratie-vouden, kortom de ventilatievoud van ruimten, kan worden vastgesteld door metingen gebaseerd op inerte tracers.

In onderstaande paragrafen worden de relevante aspecten van de bemonsterings- en analysemethoden nader geëvalueerd.

### 3.4.2.2 Analysetechnieken

Als analysemethode komt voor de vluchtige organische stoffen met name capillaire gaschromatografie in aanmerking met gebruik van FID/ECD/PID detectie of MS detectie/identificatie. De laatste detectietechniek biedt de mogelijkheid voor identificatie op grond van retentietijd en massaspectrum. De eerste genoemde techniek is minder specifiek, alleen chromatografische retentietijd. Afhankelijk van de toegepaste bemonsteringstechniek komt thermische desorptie of chemische/fysische desorptie in aanmerking. Bij thermische desorptie (Tenax of een vergelijkbaar adsorbens) wordt het gehele monster in bewerking genomen, terwijl bij chemische/fysische desorptie (veelal CS<sub>2</sub> elutie) slechts een klein gedeelte (0,1%) wordt gebruikt. Hiermee wordt de gevoeligheid van de chemische/fysische desorptie methode een factor 1000 minder of de minimaal benodigde hoeveelheid monster een factor 1000 groter. Bij een gelijkblijvend (passief dan wel actief) bemonsteringsdebiet komt dit neer op kortdurende bemonstering (thermische desorptie) of bemonstering over geruime tijd (chemische/fysische desorptie). Monsters genomen in gaszakken of cilinders (zie hierna) worden over gebracht in het adsorptie systeem van de gaschromatograaf en vervolgens door flash injectie op de analytische kolom gebracht.

De gaschromatografische technieken zijn ontwikkeld als een multicomponenten techniek waarmee een reeks van stoffen, inclusief de hierboven genoemde, gemeten kunnen worden. Door verschillende instanties, zoals NNI (Nederland Normalisatie Instituut), ISO (International Standard Organisation), NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health – NMAM methods), OSHA (US Occupational Safety & Health Administration) en US-EPA (Environmental Protection Agency) zijn standaard analyse protocollen ontwikkeld<sup>4</sup>. Deze methoden worden doorlopend geëvalueerd en gemodificeerd. De meest recente informatie is beschikbaar op het internet<sup>5</sup>.

Bij de selectie van de te hanteren detectiegrenzen dienen in beschouwing te worden genomen de niveaus die voor de risicobeoordeling van belang zijn (TCL), alsmede de detectiegrenzen

<sup>4</sup> In de bijlagen van een TAUW rapportage (Tauw, 2001) wordt een overzicht geven van de protocollen die door NIOSH, BIA en OSHA zijn ontwikkeld.

<sup>5</sup> Een reeks van analysemethoden is gepubliceerd door de US-EPA <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/sw846.htm> en <http://www.epa.gov/epahome/Standards.html>, door NIOSH <http://www.cdc.gov/niosh/nmam/nmammenu.html>

voor de componenten die informatie kunnen geven omtrent de herkomst van de verontreiniging (zie hierna).

De onderste analysegrenzen zijn een resultaat van de duur van de bemonstering (passieve bemonstering) of het monstervolume (actieve bemonstering) en de minimale hoeveelheid VOC die door de analytische systemen kan worden bepaald. Doorgaans geldt een detectielimiet van 1 ng per component. Dit komt overeen met een luchtconcentratie van 1 µg/m<sup>3</sup> bij een monstervolume van 1 m<sup>3</sup> (chemische/fysische desorptie) of 1 L (= 0,001 m<sup>3</sup>: thermische desorptie) bij actieve bemonstering. Bij passieve bemonstering kan het passieve opname debiet (gelijkgesteld aan het debiet bij actieve bemonstering om dezelfde hoeveelheid stof op het adsorbens te verzamelen) gehanteerd worden om de detectiegrens te schatten.

De met de multicomponenten-methoden verkregen informatie over de samenstelling van de lucht (voor de VOC die met de methode worden gemeten) kan met gebruik van chemometrische technieken (zoals brontoewijzingsmodellen) aanwijzingen geven over de bijdrage van verschillende bronnen, inclusief de bodem. Voor de benadering van het gebruik van deze chemometrische technieken is geen protocol ontwikkeld. Dit wordt in belangrijke mate bepaald door de beschikbare additionele informatie (profielen, aanwezigheid van specifieke componenten – tracers, andere bronnen) en de omvang van het aantal metingen.

### 3.4.2.3 Bemonsteringstypen

Bemonstering van VOC in lucht kan worden uitgevoerd door gebruikt te maken van passieve of actieve technieken. De keuze tussen deze twee technieken berust op praktische overwegingen en op de tijdsperiode waarover de meting wordt geïntegreerd. Door de combinatie van bemonsteringstechniek (passief of actief) en het adsorberend materiaal (thermische desorptie of chemische/fysische desorptie) wordt de integratietijd bepaald<sup>6</sup>.

#### Actieve bemonstering

Bij de actieve bemonstering wordt lucht aangezogen met behulp van een pomp of spuit over een adsorbens, waarop de te meten componenten achterblijven of in een zak van inert materiaal. Het volume van het monster wordt bepaald door het debiet en de tijdsduur van de bemonstering of door het met de spuit opgezogen volume. Voor alle componenten geldt hiermee een gelijk volume en de gemeten hoeveelheid is dan ook direct om te rekenen naar een concentratie. Een belangrijk aspect is het ontbreken van het onderscheid tussen gasvormige VOC en VOC die aan stofdeeltjes geadsorbeerd zijn doordat beide vormen bemonsterd worden. Een belangrijk nadeel van actieve bemonstering is de noodzaak van een pomp (elektrische voeding) of de arbeidsintensiteit (spuit). Naast het gebruik van een pomp wordt ook gebruik gemaakt van vacuüm gezogen cilinders (*canisters*) waarmee over een korte periode (minder dan een uur) een monster kan worden genomen.

#### Passieve bemonstering

Bij passieve bemonstering diffunderen de componenten naar een adsorberend materiaal, meestal afgeschermd door een permeable membraam om de afhankelijkheid van de luchtbeweging langs het materiaal (*face velocity*) te beperken en het materiaal mechanische te beschermen. De relatie van de bemonsterde hoeveelheid en de concentratie wordt bepaald door de tijdduur en onder andere de diffusiecoëfficiënt die voor de verschillende VOC een (enigszins) verschillende waarde heeft. Voor de verschillende passieve monstersystemen zijn deze waarden bepaald.

---

<sup>6</sup> Voor bemonstering zijn NEN-methoden beschreven in NEN-EN-ISO 16017-1:2001 en (actieve bemonstering), NEN-EN 14412:2002 Ontw. En (passieve bemonstering).

Bij passieve bemonstering wordt onderscheid gemaakt tussen de gasvormige en de aan deeltjes gebonden VOC; alleen de gasvormige VOC worden bemonsterd, de deeltjes hebben een dusdanig lage diffusiesnelheid dat deze als niet bemonsterd kunnen worden beschouwd. Voordeel van de passieve bemonstering is de eenvoud waarmee de bemonstering kan worden uitgevoerd. Als mogelijk nadeel geldt de minimale tijdsduur. Voor de verschillende typen passieve bemonsteringssystemen waarbij chemische/fysische desorptie wordt gebruikt kan dit variëren van enige dagen tot enige weken. Als een langere integratietijd is gewenst is dit nadeel niet van belang. Door gebruik te maken van passieve bemonsteringssystemen waarmee thermische desorptie mogelijk is kan een bemonsteringstijd van enkele uren worden gehanteerd

Bij de werking van passieve bemonsteringssystemen wordt verondersteld dat er geen uitputting plaatsvindt van de luchtmassa in de directe omgeving van het bemonsteringssysteem; dit houdt de aanwezigheid van een minimale luchtbeweging in. In ruimten waarin dit niet constant geldt, zal de concentratie worden onderschat.

### **Ventilatievoud metingen**

Single-tracer en multi-trace methoden zijn beschikbaar, zowel middels passieve als actieve bemonsteringstechnieken gebruik makend van een enkel gas (SF<sub>6</sub>) of een reeks van perfluorkoolwaterstoffen. Voor SF<sub>6</sub> zijn commerciële systemen beschikbaar voor directe meting van de concentratie. De multi-tracer methode is beschreven door Dietz *et al.* (1986) en Bloemen *et al.* (1992). Met deze methode kan over perioden van enkele dagen tot weken de gemiddelde uitwisseling van lucht tussen een of meerdere compartimenten worden gemeten.

#### **3.4.2.4 Bemonstering binnenlucht en kruipruimtelucht**

In het verleden zijn een groot aantal onderzoeken uitgevoerd naar de kwaliteit van binnenlucht inclusief het voorkomen van VOC. De methoden die hiervoor werden gehanteerd omvatten alle gebruikte bemonsterings- en analysemethoden: passieve en actieve bemonstering op actieve kool (voor lange termijn gemiddelde concentraties) en op Tenax of vergelijkbaar materiaal (voor korte termijn gemiddelde concentraties). Voor bemonstering en analyse zijn door de verschillende eerder genoemde organisaties (zie 3.4.2.2) procedures beschreven voor inzet in de buitenlucht. In de Nader onderzoeksrichtlijn (SDU, 1997) wordt een procedure beschreven voor binnenlucht in relatie tot bodemverontreiniging. Toepassing in de binnenlucht brengt met zich mee dat speciale voorzieningen moeten worden getroffen. Voor de kruipruimte geldt dit in meerdere mate: de relatieve luchtvochtigheid, die in de kruipruimte doorgaans hoger is dan in de binnenlucht, kan op de adsorptiecapaciteit van het adsorbens een nadelige invloed hebben. Daarnaast kan condensatie optreden in het bemonsteringssysteem waardoor verliezen optreden. Bij te geringe luchtbeweging kan uitputting van passieve bemonsteringssysteem optreden. Dit kan worden voorkomen door kunstmatig een (geringe) luchtbeweging in stand te houden door plaatsen van een ventilator. Hierbij dient wel te worden voorkomen dat verstoring van de bodem optreedt.

De duur van de meting wordt mede ingegeven door inzicht in de temporele variatie van de concentraties van de te meten VOC. Deze variatie wordt bepaald door de variatie in bronsterkte (mede beïnvloed door het bewonersgedrag) en de ventilatie van de ruimten. De variatie van de ventilatie wordt vooral bepaald door de perceptie van de binnenluchtkwaliteit door de bewoners. De variatie van de kruipruimte wordt bepaald door de meteorologische omstandigheden en de ligging van de ventilatie openingen van de kruipruimte ten opzicht van de windrichting. Doorgaans is de langdurige blootstelling en het daarmee verbonden risico van belang. Daarom dient de meetperiode voldoende lang te zijn om de variaties 'uit te middelen'. Om praktische redenen kan een bemonsteringsregime worden gekozen waarbij



een week (7 dagen, inclusief het weekend) wordt gemeten in minimaal twee verschillende seizoenen. Over het ventilatiegedrag is slechts weinig bekend. Om een goed inzicht te krijgen in de niveaus dient zo veel mogelijk een ‘gewoon’ ventilatiegedrag nagestreefd te worden. Meting van het effectieve ventilatievoud verdient aanbeveling.

Bij het selecteren van plaats van de meting/monstername in de woning kan doorgaans worden aangenomen dat bij ‘gewone’ ventilatievouden (0,7 tot 1,5 per uur) woningen kunnen worden beschouwd als goed gemengde ruimten per verdieping.

#### **3.4.2.5 Meetmethode emissie uit bodem**

De emissie uit de bodem naar de kruipruimte kan worden geschat door informatie over de concentratie in de bodem en gebruik te maken van een model dat deze emissie beschrijft. De onzekerheden zijn groot, mede door de onzekerheid omtrent de invloed van de bodemgesteldheid ter plekke. Om inzicht te krijgen in de actuele emissie kan een monster, genomen middels actieve bemonstering, worden geanalyseerd van een volume dat wordt afgescheiden door een inerte, aan de onderkant open container, geplaatst over een deel van de kruipruimtebodem. Het bemonsteringsdebiet verzorgt een minimale luchtbeweging boven de afgescheiden bodem. De totale hoeveelheid bemonsterd VOC geeft een indruk van de emissie van de bodem per oppervlak. Van belang is de bodem zoveel mogelijk ongemoeid te laten of een periode van minimaal een week te laten tussen het plaatsen van de container en de daadwerkelijke bemonstering. Ook hier geldt dat de te hanteren monstervolume ingegeven wordt door de TCL, de concentratieniveaus van de tracer, en de detectielimieten van de analytische systemen. Van belang is de invloed van het grondwater en de bodemgesteldheid. Voor een goed representatief monster dient het aantal monsters in relatie te staan tot de variatie in deze factoren. Voor deze meetmethode is geen protocol ontwikkeld.

#### **3.4.2.6 Bemonstering bodemlucht**

Voor de bemonstering van de bodemlucht is het van belang de verstoring van de bodem door het nemen van een bodemluchtmonster in beschouwing te nemen. Hierbij zijn twee aspecten van belang. Allereerst zal het inbrengen van de monsternamebuis een verstoring teweegbrengen, waardoor bodemlucht wordt gemengd met kruipruimtelucht. Daarnaast zal door de verstoring VOC worden verwijderd uit de bodem (poriën). Deze tegengestelde effecten compenseren elkaar niet noodzakelijkerwijs.

- Voor het nemen van bodemluchtmonsters zijn zowel actieve als passieve methoden ontwikkeld. Actieve bemonstering omvat het inbrengen van een buis in de bodem tot enige centimeters meer dan de gewenste diepte. De buis is aan de onderkant afgesloten met een punt. Door het terugtrekken van de buis blijft de losse punt in de bodem en ontstaat een kleine ruimte waarin zich naar verloop van tijd (doorgaans een week) een concentratie van VOC zal bevinden in evenwicht met de omringende bodem. Deze ruimte wordt vervolgens bemonsterd via een inerte slang/capilair gestoken door de buis. Het dode volume van de buis dient gespoeld te worden alvorens het monster wordt verzameld. Na de bemonstering wordt de buis uit de bodem verwijderd en blijft de punt achter (= verloren punt methode). Kritisch bij deze methode is de afdichting van de buis; bij lekken zal vermenging met kruipruimtelucht optreden, en de mate waarin de bodem op de betreffende diepte doorlatend is om de door de bemonstering ontstane onderdruk (enigszins) te compenseren door toevoer van bodemlucht. Daarnaast zal zich door de (geringe) onderdruk een nieuw evenwicht instellen door afgifte van (nieuw) VOC.
- Een andere methode omvat het graven van een schacht waarin een buis geplaatst en wordt opgevuld met inert, schoon materiaal. Aan de onderkant van de buis bevindt zich een filter of een trechter die de ruimte omvat waarin de lucht in evenwicht komt met de

bodemlucht. Deze verstoring is aanmerkelijk groter en in hoeverre hier na enige tijd (een week) het evenwicht zich hersteld is onzeker.

- Passieve bemonstering wordt gerealiseerd door het adsorbens (in een filter) onder in de buis te plaatsen. De *sink* die het adsorbens in de buis is zal blijvend het evenwicht verstoren waardoor de verzamelde hoeveelheid materiaal afhankelijk is van de snelheid waarmee VOC uit de bodem worden gedesorbeerd. Dit mechanisme wordt sterk bepaald door de gesteldheid van de bodem, de relatieve vochtigheid en de diffusiesnelheden door de bodem en naar het adsorbens oppervlak dit principe zijn commerciële systemen ontwikkeld (Emflux en Gore Sorber). Het monster wordt geanalyseerd door gebruik te maken van thermische desorptie). Gegevens over de parameters van het mechanisme zijn niet beschikbaar.

De diepte en plaats (lokale verontreiniging) van de bemonstering is van groot belang. Door allerlei oorzaken, diffusie naar het oppervlak, historie van de grondwaterstand alsmede het adsorberend vermogen van de bodem zal een gradiënt ontstaan naar het oppervlak toe en van de (lokale) verontreiniging af.

Voor het nemen van een bodemluchtmonster en de gaschromatografische analyse is door NEN het initiatief genomen om te komen tot een meetprotocol. Vooralnog zijn de verschillende methoden in de (grijze) literatuur beschreven en bevatten nog een reeks van onzekerheden. Nader onderzoek is dan ook nodig voordat een betrouwbare methode kan worden ontwikkeld.

### 3.4.3 Concept richtlijn voor verificatiemetingen binnenlucht

Om een beeld te krijgen van locatiespecifieke risico's kan een gefaseerde aanpak worden toegepast, waarbij wel vals-positieven maar geen vals-negatieven worden geaccepteerd. Hierbij wordt in de woonruimte en/of kruipruimte middels passieve bemonsteringstechnieken en de multi-component analysemethode de concentraties van vluchtige organische componenten bepaald. Door een minimale ventilatievoud van de kruipruimte (met buitenlucht) en een maximale uitwisseling van de kruipruimte naar de woonruimte te hanteren kunnen op grond van de analyseresultaten potentiële risicovolle situaties worden vastgesteld. Nader onderzoek middels metingen van emissies vanuit de bodem of in bodemlucht metingen kan het risico worden vastgesteld. Hierbij kan de samenstelling van de verontreiniging een belangrijke functie vervullen bij het leggen van de relatie met bodemverontreiniging.

Voor de beoordeling van risico's ten gevolge van de aanwezigheid van relevante bronnen in de bodem en kruipruimte kan de volgende gefaseerde aanpak gevolgd worden:

#### A) *Beoordeling invloed kruipruimte op binnenluchtkwaliteit*

- 1: Bepaal de VOC concentratie in de kruipruimte van de woning. Gebruik passieve bemonsteringstechnieken (badges/dosimeters) gedurende 2 weken tot 1 maand gedurende het droge en natte seizoen. De analyses kunnen worden uitgevoerd volgens de normmethoden. De ventilatievoorzieningen van de kruipruimte (spouwmuren) dienen in de normale toestand te verkeren en een minimale luchtbeweging te garanderen bij passieve bemonstering.
- 2: Beoordeel de invloed op de binnenluchtkwaliteit op grond van de gemeten concentraties, risicogrenzen of andere normen waarbij een *worst-case* infiltratie van kruipruimtelucht wordt gehanteerd van 100%. In veel gevallen zal de infiltratie

- duidelijk minder zijn, waardoor met deze benadering vals-positieve resultaten verkregen kunnen worden.
- 3: In geval van positieve resultaten (beoordeling boven de norm) wordt binnenlucht onderzocht op de stoffen die in de kruipruimte zijn gevonden. Hierbij worden dezelfde meettechnieken als voor de kruipruimte toegepast.  
Wordt hiermee de ongewenste invloed van de kruipruimte op de binnenlucht bevestigd dan kan de relatie kruipruimtelucht-binnenlucht bevestigd worden door het patroon van andere gemeten verbindingen te evalueren (chemometrische technieken) of door luchtuitwisselingsmeting (PFC of SF6 methoden).
  - 4a: De patronen (samenstelling van het gehele luchtmonster) van de kruipruimte- en binnenlucht zal behalve voor de stof waarvoor de overschrijding is geconstateerd de invloed van de kruipruimte op de binnenlucht bevestigen. Door het *matchen* van deze patronen kan de mate van infiltratie bevestigd worden.
  - 4b: Luchtuitwisseling tussen de kruipruimte en de binnenlucht kan worden bepaald door in de kruipruimte een inerte stof te emitteren met een bekend constant debiet (SF6 of PFC) en die in de binnenlucht te meten.

### **B) Opsporen van de bron.**

- 1: Voor het opsporen van de oorzaak kan in enkele gevallen visuele inspectie van de kruipruimte reeds voldoende. Het succes van verwijdering van de mogelijk bron kan beoordeeld worden door de stappen in A) te herhalen.
- 2: Indien de bodem de bron van de verontreiniging is, kan dit door bodemluchtanalyse onderzocht worden. Hiervoor wordt op een of enkele plaatsen een bodem bemonsteringssysteem ingegraven en na een week een bemonsterd en geanalyseerd. Het gemeten profiel dient vervolgens voor het vaststellen van de bronbijdrage middels vergelijking met het profiel in de kruipruimte en de woonruimte.

### **3.4.4 Conclusie en aanbevelingen**

Geconcludeerd kan worden dat voor het meten van VOC in de binnenlucht en de kruipruimte gevalideerde methoden beschikbaar zijn. De resultaten van deze metingen geven geen direct inzicht in de bijdrage van de contaminanten in bodem aan het risico. Door gebruik te maken van multicomponenten methoden kan meer inzicht worden verkregen in de bijdrage vanuit bodem. Door de variatie die ontstaat door meteorologische factoren en door het gedrag van de bewoners zullen de concentraties slechts een momentopname geven. Door voldoende lang te meten kunnen deze variaties worden uitgemiddeld.

Onderzoek van de bodem middels bodemlucht metingen zal slechts een kwalitatief beeld geven. Indien het profiel van de bodemlucht verontreiniging voldoende verschilt van andere bronnen kan door chemometrische technieken de bijdrage van de bodem aan het totale risico worden geschat. In andere gevallen zal met informatie over de verspreiding (middels ventilatie metingen) en simpele modellering inzicht worden verkregen over de bijdrage van de bodem. Nader onderzoek zal gericht dienen te zijn op het verbeteren van de bodemlucht metingen (herhaalbaarheid, representativiteit).



## 4. Raamwerk verbeterde methodiek voor verspreidingsrisico's

### 4.1 Achtergronden

De Sanerings Urgentie Systematiek (SUS; VROM 1995) richt zich op (a) humane risico's, (b) ecologische risico's, en (c) verspreidingsrisico's. Dit hoofdstuk betreft de beoordeling van verspreidingsrisico's. De huidige module voor de bepaling van de urgentie op basis van locatiespecifieke verspreidingsrisico's is relatief simpel. In het kader van het deelproject Evaluatie urgentiesystematiek is het RIVM begonnen voorstellen te doen ter verbetering van de methodiek. Uit de knelpuntenanalyse en ervaringen met SUS blijkt dat men diverse onderdelen van de huidige systematiek voor verbetering vatbaar vindt (zie paragraaf 2.4.3) en dat aansluiting gezocht zou moeten worden bij de ontwikkelingen rond saneringsdoelstellingen voor het grondwater (VROM/VNG/IPO, 2001).

Dit hoofdstuk beschrijft de eerste ideeën (bij RIVM) voor een raamwerk voor een verbeterde methodiek voor de inschatting van de 'urgentie ten gevolge van verspreidingsrisico's'. Dit hoofdstuk is opgesteld mede op grond van uitkomsten van een workshop, gehouden d.d. 3 december 2002. Hieraan hebben drie externe deskundigen deelgenomen: mw. A. Boshoven (Royal Haskoning), dhr. C. Kester (Provincie Zuid-Holland) en dhr. F. Rademacher (Gemeente Rotterdam), naast F. Swartjes, K. Kovar en J. Lijzen (RIVM).

De verbetering van de systematiek beoogt het volgende:

- a) inzichtelijk maken van een aantal beoordelingsstappen die in de huidige situatie (soms, vaak) toch al worden gedaan;
- b) formalisering van beslisprocedure (inzichtelijk maken van een aantal beoordelingsstappen die in de huidige situatie (soms, vaak) worden genomen);
- c) opdeling van beslisprocedure in een viertal stappen, grotendeels aan de hand van de complexiteit (eenvoud) van het probleem;
- d) om wille van continuïteit handhaven van de elementen uit de huidige systematiek, zoals het gebruik van generieke tabellen;
- e) ruimte geven, bijvoorbeeld in die gevallen waarbij het belang groot is en het risico moeilijk in te schatten is, aan meer inbreng van vakspecialisten, zoals geohydrologen;
- f) meer (en explicieter) aandacht voor bedreigd object;
- g) procedures (voorschriften) aanbrengen waarmee de toetsbaarheid en traceerbaarheid van de gebruikte invoergegevens ten behoeve van het bevoegd gezag wordt gewaarborgd.

### 4.2 Componenten van raamwerk

Het raamwerk in dit hoofdstuk is met name op de uitvoerders en het bevoegd gezag gericht. Afgezien van de beleidsmatig gewenste inbedding is in deze versie echter ook een positie voor de probleembezitter en het bevoegd gezag opgenomen.

De betrokkenen partijen binnen dit raamwerk zijn:

*Probleembezitter*: deze heeft belang bij eventuele sanering (en draagt mogelijk de kosten, inclusief vooronderzoek).

*Bevoegd gezag* (provincie en (grotere) gemeenten): is vaak betrokken bij toetsing van de door anderen uitgevoerde urgentiebepaling en is verantwoordelijk voor (de beslissing tot) eventuele sanering.

*Risicobeoordelaars/adviseurs* (veelal de adviesbureaus): diegenen die de urgentiebepaling uitvoeren. Er wordt vanuit gegaan dat de uitvoerders de beschikking hebben over ‘generalisten’, die een geprotocoliseerde methodiek uit kunnen voeren, en over specialisten, o.a. op het gebied van hydrologie, die in moeilijke gevallen gedetailleerde expertise in kunnen brengen.

Het beslisschema (zie Figuur 4.1) bestaat uit:

- A. *Beslispunten*, dat wil zeggen plaatsen waar een vraag wordt beantwoord (met als antwoord ja/nee). De beslispunten worden in de tekst aangeduid met <0a>, <0b>, <0c>, <1>, <2>, en <3>. Zij zijn technisch-inhoudelijk van aard en kunnen op zichzelf niet tot de beslissing ‘*ja/nee verspreidingsrisico*’ leiden (zie exitpunten);
- B. *Links*, dat wil zeggen verbindingen tussen de beslispunten onderling, en tussen de beslispunten en exitpunten. De links worden aangeduid met getallen tussen de haakjes, bv. (0-1), (0-2), etc.
- C. *Exitpunten*, dat wil zeggen de plaatsen waar men het beslisschema kan verlaten met hetzij ‘*ja, er is sprake van actueel risico*’, of ‘*nee, er is geen actueel risico*’. De exitpunten worden in de tekst aangeduid met [Ex1], [Ex2], etc. De aard van exitpunten kan zowel technisch-inhoudelijk als beleidsmatig zijn.

Het raamwerk is opgezet aan de hand van vier stappen, te weten:

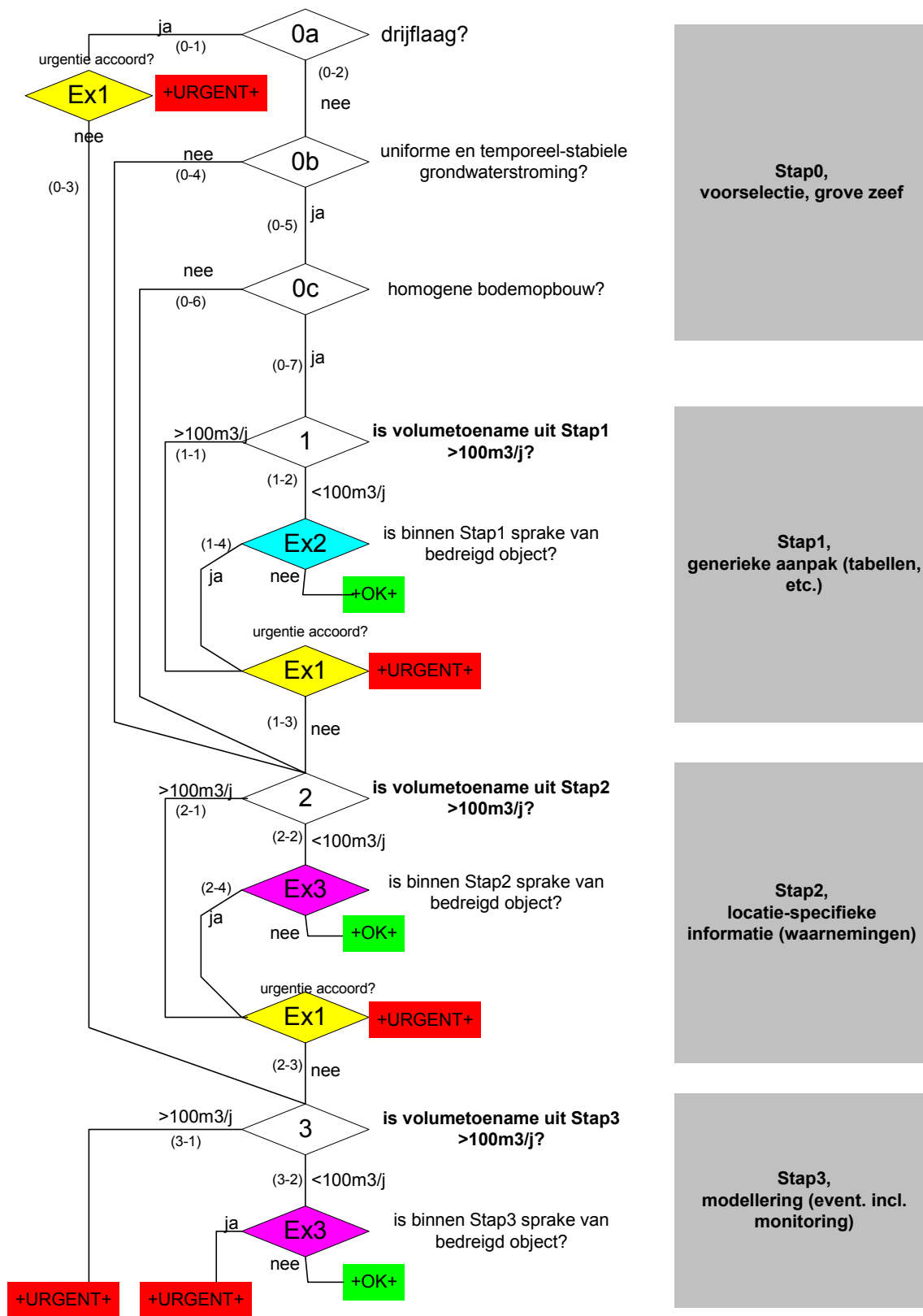
- |       |   |
|-------|---|
| Stap0 | Voorselectie (basale beleidsbeslissingen, grove zeef);  |
| Stap1 | Beslissingen m.b.v. generieke aanpak (tabellen, ruimtelijk gedifferentieerde landsdekkende informatie);           |
| Stap2 | Beslissingen m.b.v. gebruik van reële locatiespecifieke informatie (waarnemingen);                                |
| Stap3 | Beslissingen m.b.v. modellering (inclusief waarnemingen), eventueel ook onderbouwing van voorstel tot monitoring. |

De opzet van het gebruik van achtereenvolgens in complexiteit (en qua inspanning en kosten) toenemende Stap1, Stap2 en Stap3 is dat de betrouwbaarheid van de bepaalde (berekende) volumetoename van verontreinigd grondwater toeneemt. De ‘beloning’ voor een betere inschatting van het risico van verspreiding zal zijn dat naarmate men de volumetoename beter onderbouwt, de mogelijkheden voor de beslissing tot ‘geen actuele risico’s’ groter worden. De kern van ‘soepelheid’ ligt niet in de vermindering van kwantitatieve eisen (100 m<sup>3</sup> per jaar geldt in alle gevallen), maar in het toestaan van het in rekening brengen van processen die de concentratie (en dus het volume van verontreiniging) verlagen. De strengste en de meest rigide criteria gelden bij Stap1 en zijn vergelijkbaar met de criteria in de huidige systematiek.

Relaties met de huidige systematiek:

- Het criterium van de jaarlijkse toename van verontreinigd grondwater (100 m<sup>3</sup>) blijft voorsnog van toepassing; het is mogelijk dat dit in de toekomst aangepast zal worden, maar dat is de verantwoordelijkheid van VROM.
- Het volume van verontreinigd grondwater wordt berekend als een som van volumetoename in een verticaal vlak (loodrecht op stromingsrichting) en de volumetoename in het horizontale vlak (ten gevolge van verticale stroming);
- de huidige methodiek zal onderdeel uitmaken van Stap1 (tabellen, generieke benadering).

### Stroomschema voorstel verbeterde methodiek verspreidingsrisico's



Figuur 4.1 Voorstel raamwerk beoordeling verspreidingsrisico's

### 4.3 Stap0, Voorselectie (basale beslissingen, grove zeef)

#### Beslispunt <0a> Is er sprake van een drijfslag?

- Het verdient aanbeveling om de definitie van 'drijfslag' te verbeteren, b.v. als concentratie in grondwater van meer dan 10% oplosbaarheid;
- Als er sprake is van een drijfslag zou volgens de huidige systematiek een verspreidingsrisico bestaan. Aan de verspreiding van drijfslagen is specifieke aandacht besteed in Van de Haar/ IWACO (1999).

Naast de hier besproken beoordeling van een drijfslag zou binnen Stap0 een reeks andere basale beslissingen moeten worden genomen, zoals zinklagen en verontreiniging in klei (omvang van verontreiniging is doorgaans weliswaar kleiner dan in zandondergrond maar de verontreiniging is meestal moeilijker te saneren dan die in zand).

#### Link (0-1)

Als er sprake is van een drijfslag zou de probleembezitter en/of het bevoegd gezag in de gelegenheid moeten worden gesteld om aan te tonen dat er geen verspreidingsrisico bestaat. Als criterium wordt in dit geval eveneens van de toename van volume (100 m<sup>3</sup>) verontreinigd grondwater per jaar uitgegaan. De onderbouwing (bewijsvoering) tot 'geen verspreidingsrisico' kan alleen via de Stap3 worden verkregen. Omdat de inspanningen in Stap3 kostbaar kunnen zijn, kan gebruik worden gemaakt van exitpunt [Ex1].

#### Exitpunt [Ex1] Gaat probleembezitter en/of het bevoegd gezag akkoord met urgentieverklaring en afgeven van urgentiebeschikking?

De ingangsinformatie voor exitpunt [Ex1] is dat er volgens het voorafgaande beslispunt <0a>, volgens de daar geldende technisch-inhoudelijke criteria, sprake is van verspreidingsrisico. Exitpunt [Ex1] leidt tot twee mogelijke antwoorden:

- de probleembezitter en/of het bevoegd gezag gaat akkoord met de urgentieverklaring; **+URGENT+**;
- de probleembezitter en/of het bevoegd gezag besluit om d.m.v. een volgende 'laag' aan te tonen dat er geen verspreidingsrisico bestaat. Deze afweging is mede gebaseerd op de kostenafweging. Immers het doorlopen van een volgende 'laag' zal extra kosten met zich meebrengen.

Als men in het geval van drijfslagen tot een vervolgstap besluit (aantonen van geen verspreidingsrisico), wordt voorgesteld om dit te laten doen d.m.v. Stap3 (modellering en monitoring), m.a.w. overslaan van Stap1 en Stap2. De modellering (en monitoring) zal gericht zijn op verplaatsing van puur product drijvend op het grondwater of op de verontreiniging van het (verzadigde) grondwater ten gevolge van oplossing vanuit het puur product (drijfslag als bron voor verontreiniging). Stap3 brengt weliswaar relatief hoge kosten met zich mee, maar daartegenover staat dat drijfslagen een groot risico kunnen vormen (niet voor niets is er in de huidige systematiek bij drijfslagen automatisch sprake van verspreidingsrisico).

#### Link (0-2) (betekent verontreiniging d.m.v. opgeloste stof)

Als er geen sprake is van een drijfslag zal de beoordeling verder a.h.v. jaarlijkse volumetoename van verontreinigd verzadigd grondwater (ten gevolge van opgeloste stof) worden gedaan. Voor de beoordeling staan ons achtereenvolgens tot beschikking de procedures in Stap1, Stap2 en Stap3.



Beslispunt <0b> Is er sprake van uniforme en temporeel-stabiele grondwaterstroming?

- Onder uniforme stroming wordt hier een eendimensionale stroming verstaan, dus een stromingsbeeld dat bestaat uit evenwijdige stroombanen (in het engels spreekt men van far-field cross-flow). Een dergelijk stromingsbeeld zal, bij voorbeeld, niet bestaan (dus kromming in stroombanen) als er in de omgeving grondwater wordt onttrokken of als er lokaal invloed is van oppervlaktewater (breed waterloop en/of rivierwaterpeil sterk afwijkend van grondwaterniveau op land in de omgeving);
- Onder temporeel-stabiele grondwaterstroming wordt verstaan de grondwaterstromingssituatie die zich, voor de gegeven set van randvoorwaarden: (a) heeft gestabiliseerd en (b) waarvan mag worden aangenomen dat die in de toekomst (gedurende 1 generatie, circa 20 jaar) zal blijven bestaan;
- Als het grondwaterstromingsbeeld niet uniform is en/of temporeel niet stabiel, wordt ervan uitgegaan dat Stap1 (generieke aanpak, tabellen, etc.) niet kan worden toegepast, en wordt doorgeslagen naar Stap2 (gebruik van reële locatiespecifieke informatie).

Een nadere toelichting van de gebruikte termen is nog gewenst. In opgehoogde gebieden zal bijvoorbeeld veelal geen sprake van een uniforme stroming.

Beslispunt <0c> Is er sprake van homogene bodemopbouw?

- Homogene bodemopbouw (horizontaal en in diepte) betreft het gedeelte van de ondergrond waarin zich het verontreinigde grondwater bevindt (en in de toekomst zal gaan bevinden);
- In ons geval is het de vraag of de bodem homogeen of heterogeen is met betrekking tot:
  - (a)  $k$ , hydraulische doorlatendheid (m/d);
  - (b)  $\theta$ , effectieve porositeit (-);
  - (c) absorptie ( $R$ , retardatiefactor);
- Als de bodemopbouw niet homogeen is wordt ervan uitgegaan dat Stap1 (generieke aanpak, tabellen, etc.) niet kan worden toegepast, en wordt doorgeslagen naar Stap2 (gebruik van reële locatiespecifieke informatie).

De bepaling van het verspreidingsrisico is het strengst (minst soepel) in Stap1, en zullen dus in vergelijking met Stap2 en Stap3 in veel gevallen tot het oordeel 'verspreidingsrisico' leiden. De methode is vergelijkbaar met die in de huidige systematiek. Daarom zou men in beslispunten <0b> en <0c> 'niet te gemakkelijk' voor uniform, stabiel en homogeen moeten kiezen. Het kan namelijk het geval zijn dat de beoordeling binnen Stap2 (of Stap3), dankzij de extra inspanning (lees kosten), tot de beslissing 'geen urgentie' zal leiden.

## 4.4 Stap1, Beslissingen via generieke aanpak

Beslispunt <1> Is de volumetoename uit Stap1 >100 m<sup>3</sup>/jaar?

Dit beslispunt kan in twee gevallen worden bereikt:

- er is sprake van **zowel** (a) een uniforme en temporeel-stabiele situatie (zie beslispunt <0b>) **als** (b) een homogene bodemopbouw (zie beslispunt <0c>);
- er is bewust keuze gemaakt door de gebruiker, om welke reden dan ook, voor de beoordeling van het verspreidingsrisico volgens de generieke aanpak (Stap1).

Conform de huidige systematiek wordt in dit onderdeel eerst  $F_{\text{contam}}$  bepaald:

$$F_{\text{contam}} = (q/\theta) / R * O \quad (1)$$

waarin:

- $F_{\text{contam}}$  = volumetoename van ‘oorspronkelijk schoon’ grondwater dat jaarlijks verontreinigd raakt (m<sup>3</sup>/jaar) (let op: het volume hoort via de oppervlakte  $O$  bij de interventiewaarde-concentratie);  
 $q$  = langjarig-gemiddelde grondwatersnelheid (m/jaar) (filtersnelheid, Darcy flux);  
 $\theta$  = effectieve porositeit (-);  
 $R$  = retardatiefactor (-) ( $R=1$ : geen absorptie,  $R>1$  absorptie);  
 $O$  = grootste oppervlakte in de stromingsrichting (m<sup>2</sup>) (let op: de begrenzing van de oppervlakte hoort bij een bepaalde stofconcentratie).

De berekening van  $F_{\text{contam}}$  is gebaseerd op eendimensionale Darcy stroming en lineaire absorptie. Voor lineaire sorptie is gekozen, omdat het moeilijk is om de parameters te bepalen in geval van sorptie volgens een Freundlich (of Langmuir) beschrijving.

Op dit moment wordt de oppervlakte  $O$  bepaald door de *interventiewaarde*-contour. Hiervoor zou ook een andere concentratie voor (mede)gebruikt kunnen worden (bv de *streefwaarde*). Een eventuele verandering in definitie van de oppervlakte  $O$  staat echter los van het hier gegeven voorstel.

De volumetoename kan worden bepaald afzonderlijk voor de stromingscomponent in de horizontale en verticale (diepte) richting:

- $F_{\text{contam,hor}}$  = volumetoename (m<sup>3</sup>/jaar) in horizontale richting, m.b.v.  $(q/\theta)_{\text{hor}}$  en  $O_{\text{hor}}$ ;  
 $F_{\text{contam,ver}}$  = volumetoename (m<sup>3</sup>/jaar) in verticale richting, m.b.v.  $(q/\theta)_{\text{ver}}$  en  $O_{\text{ver}}$ .

De huidige systematiek geeft een mogelijkheid om de waarde van de ‘echte’ grondwatersnelheid ( $q/\theta$ , in m/jaar) per grondsoort uit een tabel te gebruiken, bijvoorbeeld 30 m/jaar voor zand.

In dit voorstel tot verbetering van de systematiek wordt de ‘echte’ grondwatersnelheid ( $q/\theta$ , in m/jaar) op twee manieren bepaald:

- (1) uit een tabel. Voor de snelheid in het horizontale vlak wordt de tabel uit de huidige systematiek gebruikt (bijv. 30 m/jaar voor zand). Er wordt een tabel toegevoegd voor de snelheid in de diepterichting (b.v. 1 m/jaar voor zand);
- (2) uit een ruimtelijk gedifferentieerde landsdekkende database. Dit zijn ‘kaarten’ van de ‘echte’ grondwatersnelheid ter hoogte van het freatisch vlak, zowel voor de snelheid in het horizontale vlak als voor de snelheid in diepterichting. Evenals de tabelwaarden bevatten ook de waarden uit de kaart een veiligheidsfactor. De veiligheidsfactor in de kaart is echter kleiner dan die in de tabel, waardoor de kaartwaarden een betere weergave van de werkelijkheid zijn. Nagegaan zal moeten worden met welk detail en nauwkeurigheid een dergelijke kaart kan worden opgesteld.

Het is te verwachten dat de grondwatersnelheid (horizontaal en verticaal) in de kaarten meestal lager zal zijn dan die uit een tabel. De tabellen moeten immers waarden bevatten die ‘voldoende veilig’ zijn. Een hogere grondwatersnelheid in een kaart (ten opzichte van een tabelwaarde) kan bijvoorbeeld in de omgeving van een grondwateronttrekking optreden.

De procedure is als volgt:

- bepaal de volumetoename  $F_{\text{contam,tab}}$  ( $=F_{\text{contam,hor}} + F_{\text{contam,ver}}$ ) a.h.v. tabellen;
- bepaal de volumetoename  $F_{\text{contam,krt}}$  ( $=F_{\text{contam,hor}} + F_{\text{contam,ver}}$ ) a.h.v. kaarten;
- gebruik verder de hoogste waarde van  $F_{\text{contam,tab}}$  en  $F_{\text{contam,krt}}$ ; met andere woorden  $F_{\text{contam}} = \max(F_{\text{contam,tab}}, F_{\text{contam,krt}})$ ;
- als  $F_{\text{contam}} > 100$  m<sup>3</sup>/jaar (= verspreidingsrisico) ga door, via link (1-1), naar exitpunt **[Ex1]**;
- als  $F_{\text{contam}} < 100$  m<sup>3</sup>/jaar ga door naar exitpunt **[Ex2]**.

Exitpunt [Ex1] Gaat probleembezitter en/of het bevoegd gezag akkoord met urgentieverklaring via beschikking?

De ingangsinformatie voor exitpunt [Ex1] is dat er volgens een voorafgaande stap (beslispunt <1> of exitpunt [Ex2]), volgens de daar geldende criteria, sprake is van verspreidingsrisico.

Exitpunt [Ex1] leidt tot twee mogelijke antwoorden:

- de probleembezitter en/of het bevoegd gezag gaat akkoord met de urgentieverklaring; **+URGENT+**;
- de probleembezitter en/of het bevoegd gezag besluit om d.m.v. een volgende 'laag' aan te tonen dat er geen verspreidingsrisico bestaat.

Als men binnen Stap1 tot een vervolgstap besluit (aantonen dat geen verspreidingsrisico), wordt voorgesteld om dit te laten doen d.m.v. Stap2 (m.b.v. gebruik van reële locatiespecifieke informatie, zoals waarnemingen). De uitvoering van Stap2 zal weliswaar extra kosten inhouden, maar daartegenover staat dat Stap2 aan de probleembezitter en/of het bevoegd gezag een kans biedt om aan te tonen dat er geen verspreidingsrisico bestaat.

Exitpunt [Ex2] Is er binnen Stap1 sprake van een bedreigd object?

De ingangsinformatie voor exitpunt [Ex2] is dat er volgens het voorafgaande beslispunt <1>, volgens het daar geldende criterium van 100 m<sup>3</sup>/jaar, geen sprake is van verspreidingsrisico. Binnen exitpunt [Ex2] wordt beoordeeld of er sprake is van een *bedreigd object*<sup>\*\*</sup>. Op dit moment wordt hier gedacht aan de bedreiging van een grondwaterwinning (later eventueel uit te breiden met andere soorten van bedreigd object) of een natuurgebied in geval van kwel. Het desbetreffende criterium zou kunnen zijn 'vindt er binnen de straal van 2000 m grondwateronttrekking plaats?', of 'bevindt zich er kwel-gevoelige natuur?'. Exitpunt [Ex2] leidt tot twee mogelijke antwoorden:

- er is geen bedreigd object, en dus geen verspreidingsrisico; **+OK+**;
- er is sprake van een bedreigd object, maar de probleembezitter en/of het bevoegd gezag besluit om met behulp van een volgende 'laag' (Stap2) aan te tonen dat er toch geen verspreidingsrisico bestaat. Het pad uit exitpunt [Ex2] naar Stap2 loopt langs link (1-4), naar exitpunt [Ex1], en vervolgens naar beslispunt <2>.

## 4.5 Stap2, Beslissingen m.b.v. gebruik van locatiespecifieke informatie

Beslispunt <2> Is de volumetoename uit Stap2 >100 m<sup>3</sup>/jaar?

Dit beslispunt kan in vier gevallen worden bereikt:

- er is geen sprake van een uniforme en temporeel-stabiele situatie (zie beslispunt <0b> in Stap0);
- er is geen sprake van een homogene bodemopbouw (zie beslispunt <0c> in Stap0);
- de volumetoename uit Stap1  $F_{\text{contam}}$  is >100 m<sup>3</sup>/jaar, bepaald in beslispunt <1>;
- de volumetoename uit Stap1  $F_{\text{contam}}$  is weliswaar <100 m<sup>3</sup>/jaar (bepaald in beslispunt <1>) maar er is binnen Stap1 sprake van een bedreigd object (zie exitpunt [Ex2]).

Evenals in Stap1 wordt ook in Stap2 de volumetoename  $F_{\text{contam}}$  (m<sup>3</sup>/jaar) m.b.v. formule (1) bepaald (afzonderlijk voor horizontale en verticale stromingscomponent):

$$F_{\text{contam}} = (q/\theta) / R * O$$

<sup>7 \*\*</sup>Overigens, één van de bedreigde objecten is grondwater zelf, en wel het schone grondwater rondom de verontreiniging. Het grondwater was als bedreigd object echter al eerder afgehandeld d.m.v. het criterium van volumetoename >100m<sup>3</sup>/jaar

waarin:

$F_{\text{contam}}$  = volumetoename van 'oorspronkelijk schoon' grondwater dat jaarlijks verontreinigd raakt ( $\text{m}^3/\text{jaar}$ );

$q$  = langjarig-gemiddelde grondwatersnelheid ( $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{jaar} = \text{m}/\text{jaar}$ ) (filtersnelheid, Darcy flux);

Voor de beschrijving van de overige parameters wordt verwezen naar vergelijking (1).

Echter in tegenstelling tot Stap1 waar  $F_{\text{contam}}$  d.m.v. een generieke aanpak (tabellen, etc.) wordt bepaald, wordt  $F_{\text{contam}}$  in Stap2 m.b.v. de reële locatiespecifieke informatie (waarnemingen, boringen, veldproeven, chemische analyses, etc.) afgeleid.

Van de parameters die de volumetoename  $F_{\text{contam}}$  bepalen is het in de meeste gevallen de filtersnelheid  $q$  die het moeilijkst (en tegen de hoogste kosten) te bepalen is. De Darcy flux  $q$  ( $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{jaar} = \text{m}/\text{jaar}$ ) kunnen wij schrijven als:

$$q = k \times (dh/dx) \times 365 \quad (2)$$

met:

$k$  = hydraulische doorlatendheid (m/d)

$dh/dx$  = verhang (gradiënt) van het freatisch vlak (-)

Een lokaal grondwaterstromingsbeeld (op de schaal van verontreinigde locatie, orde 10-100-1000m) is ingebed in een regionaal stromingsbeeld (orde 1000-10000m). Er zijn vele redenen om aan te nemen dat de lokale flux  $q$  afwijkt van  $q_{\text{reg}}$ , bijvoorbeeld ten gevolge van (i) aanwezigheid van oppervlaktewater, (ii) onttrekkingen in de regio, (iii) bemaling (bijvoorbeeld: polder), en (iv) bebouwing/ verstening (stedelijk gebied). Het regionale stromingsbeeld (en dus ook  $q_{\text{reg}}$ ) zou b.v. volgen uit TNO-kaarten of uit regionaal geohydrologisch (model) onderzoek. Echter, voor een lokaal verontreinigingsprobleem is  $q_{\text{reg}}$  niet zonder meer bruikbaar, anders dan voor een eerste inschatting van de grootte en de richting van de lokale flux  $q$ .

In het algemeen geldt dat de flux  $q$  afhangt van (a) opbouw (variabiliteit) van ondergrond, (b) grondwateraanvulling (ook beïnvloed door landgebruik), en (c) hydrologische randvoorwaarden (oppervlaktewater, onttrekkingen, etc.).

De spreiding (onzekerheid) in de effectieve porositeit  $\theta$  is relatief klein. De bepaling van de retardatiefactor en van de oppervlakte  $O$  is echter relatief moeilijk. Voor de bepaling van de retardatiefactor kan worden overwogen uit te gaan van niet-lineaire sorptie.

De volumetoename  $F_{\text{contam}}$  ( $\text{m}^3/\text{jaar}$ ) wordt in Stap2 bepaald met behulp van de reële, op de locatie gemeten (waargenomen) informatie, zoals:

- opbouw van ondergrond (lagen met verschillende doorlatendheid), a.h.v. boringen;
- veld- of laboratoriumproeven ten behoeve van hydraulische doorlatendheid ( $k$ );
- meten van piezometrisch niveau in de peilbuizen die worden geplaatst om grondwaterkwaliteit te bepalen (zie protocol Nader Onderzoek)? Zou piezometrisch niveau gemeten kunnen worden in de peilbuizen die worden geplaatst om grondwaterkwaliteit te bepalen?
- locatiespecifieke  $K_d$  voor de berekening van de retardatiefactor, bijvoorbeeld op basis van schud- of uitloogproef;
- effectieve porositeit  $\theta$  (relatief eenvoudig te meten), en
- dichtheid ondergrond (relatief eenvoudig te meten).

### Simpele modellen

Onderdeel van activiteiten binnen Stap2 is ook het gebruik van simpele modellen, zoals voor de ruimtelijke interpolatie, of analytische oplossingen (modellen) en vuistregels voor grondwaterstroming (bereken  $q$  uit gemeten grondwaterstanden). Een ander voorbeeld van simpele modellering is het zgn. 'terugrekenen'. Dit is het bepalen van de toekomstige verspreidings situatie ( $F_{contam}$ ) d.m.v. een extrapolatie uit het verleden. Tenslotte, als laatste voorbeeld van simpele modellering is de bepaling van het oplossen van contaminant vanuit drijf- of zinklaag in 'schoon' grondwater.

De procedure in Stap2 is als volgt:

- bepaal de volumetoename  $F_{contam}$ ;
- als  $F_{contam} > 100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  (= verspreidingsrisico) ga door, via link (2-1), naar exitpunt [Ex1];
- als  $F_{contam} < 100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  ga door, via link (2-2), naar exitpunt [Ex3].

Exitpunt [Ex1] Gaat probleembezitter en/of het bevoegd gezag akkoord met urgentieverklaring en afgeven beschikking?

De ingangsinformatie voor exitpunt [Ex1] is dat er volgens een voorafgaande stap (beslispunt <2> of exitpunt [Ex3]), volgens de daar geldende criteria, sprake is van verspreidingsrisico.

Exitpunt [Ex1] leidt tot twee mogelijke antwoorden:

- de probleembezitter en/of het bevoegd gezag gaat akkoord met de urgentieverklaring; **+URGENT+**;
- de probleembezitter en/of het bevoegd gezag besluit om d.m.v. een volgende 'laag' (Stap3) aan te tonen dat er geen verspreidingsrisico bestaat.

Als men binnen Stap2 tot een vervolgstap besluit (aantonen dat geen verspreidingsrisico), is de enige mogelijkheid die hiervoor nog ter beschikking staat Stap3 (m.b.v. modellering, eventueel in combinatie met waarnemingen). De uitvoering van Stap3 zal weliswaar extra kosten inhouden, maar daartegenover staat dat Stap3 aan de probleembezitter en/of het bevoegd gezag een kans biedt om aan te tonen dat er geen verspreidingsrisico bestaat.

Exitpunt [Ex3] Is er binnen Stap2 sprake van een bedreigd object?

De ingangsinformatie voor exitpunt [Ex3] is dat er volgens het voorafgaande beslispunt <2>, volgens het daar geldende criterium van  $100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  geen sprake is van verspreidingsrisico.

Binnen exitpunt [Ex3] wordt beoordeeld of er sprake is van een *bedreigd object*. Op dit moment wordt hier gedacht aan de bedreiging van een grondwaterwinning of natuurgebied, later eventueel uit te breiden met andere soorten van bedreigd object). Het desbetreffende criterium zou kunnen zijn 'is te verwachten dat de verontreiniging (als streefwaarde-concentratie) een grondwateronttrekking binnen de periode van 20 jaar?'. Exitpunt [Ex3] leidt tot twee mogelijke antwoorden:

- er is geen bedreigd object, en dus geen verspreidingsrisico; **+OK+**;
- er is sprake van een bedreigd object, maar de probleembezitter en/of het bevoegd gezag besluit om d.m.v. een volgende 'laag' (Stap3) aan te tonen dat er toch geen verspreidingsrisico bestaat. Het pad uit exitpunt [Ex3] naar Stap3 loopt langs link (2-4), naar exitpunt [Ex1], en vervolgens naar beslispunt <3>.

Let op: er is bewust onderscheid gemaakt tussen het criterium voor de beslissing m.b.t. ja/nee *bedreigd object* in exitpunt [Ex2] in Stap1, en exitpunt [Ex3] in Stap2. Het is de bedoeling dat het criterium in exitpunt [Ex2] in Stap1 strenger is (of beter gezegd meer rigide, minder soepel) dan het criterium in exitpunt [Ex3] in Stap2 (en ook in Stap3).

Wat betreft de geo-, bio- en hydro-chemische processen is in de voorgaande stappen (Stap1 en Stap2) alleen de lineaire sorptie meegenomen is. Dit gebeurt via de retardatiefactor  $R$  (-) ( $R=1$ : geen adsorptie,  $R>1$  adsorptie). De processen zoals afbraak en dispersie worden daar niet gehanteerd. Als het de bedoeling is dat het beslisproces in Stap1 en Stap2 bewust conservatief is (neigend naar de uitspraak van 'verspreidingsrisico'), dan is het terecht dat in Stap1 en Stap2 noch afbraak noch dispersie (als concentratie-verlagende processen) worden meegenomen. Als men echter beslist om d.m.v. Stap3 (modellering) het gedrag van het systeem grondig te leren kennen, moet men de mogelijkheid hebben om daarbij alle processen te verwerken, dus ook afbraak en dispersie.

## 4.6 Stap3 Beslissingen m.b.v. modellering (inclusief waarnemingen)

Beslispunt <3> Is de volumetoename uit Stap3  $>100 \text{ m}^3/\text{jaar}$ ?

Dit beslispunt kan in drie gevallen worden bereikt:

- er is sprake van een drijfslag (zie beslispunt <0a> in Stap0);
- de volumetoename uit Stap2  $F_{\text{contam}}$  is  $>100 \text{ m}^3/\text{jaar}$ , bepaald in beslispunt <2>;
- de volumetoename uit Stap2  $F_{\text{contam}}$  is weliswaar  $<100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  (bepaald in beslispunt <2>), maar er is binnen Stap2 sprake van een bedreigd object (zie exitpunt [Ex3]).

Evenals in Stap1 en Stap2 wordt ook in Stap3 de volumetoename  $F_{\text{contam}}$  ( $\text{m}^3/\text{jaar}$ ) bepaald en wordt de beslissing m.b.t. verspreidingsrisico op basis van overschrijding van  $100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  genomen. Echter, in tegenstelling tot Stap1 en Stap2 waar  $F_{\text{contam}}$  m.b.v. de formule (1) wordt bepaald, te weten:

$$F_{\text{contam}} = (q/\theta) / R * O \quad (3)$$

wordt  $F_{\text{contam}}$  in Stap3 rechtstreeks m.b.v. een model berekend (althans dat moet mogelijk zijn). Het stromingspatroon in een model is driedimensionaal (dus niet meer eendimensionale stroming). Bij het modelleren is het dus ook niet meer nodig om expliciet onderscheid te maken tussen de horizontale en de verticale stromingscomponent. Evenmin hoeft men 'de grootste oppervlakte  $O$ ' te bepalen, maar kan als een niet nadere bekende interne modelgrootte worden beschouwd. Het spreekt vanzelf dat de bodemopbouw in een model heterogeen en anisotroop kan worden ingevoerd, en de randvoorwaarden (zowel aan de bovenkant van model als aan zijn periferie) divers van aard kunnen zijn. Tot randvoorwaarden behoren ook onttrekkingen en de aanwezigheid van oppervlaktewater. Niet alleen de parameters die het stromingsbeeld bepalen kunnen ruimtelijk variabel zijn (doorlatendheid, laagdikten, effectieve porositeit, etc.), maar ook de parameters voor de overige processen (absorptie, afbraak, dispersie).

De modellering wordt in Stap3 d.m.v. numerieke grondwatermodellen uitgevoerd, op basis van de methode van eindige elementen of eindige differenties. Dit type modellen kan een in principe willekeurige heterogeniteit (en anisotropie) in alle parameters aan. Ook de randvoorwaarden (in ruimte en tijd) kunnen elke mogelijke vorm aannemen. Naast de processen van advectie en adsorptie (in Stap1 en Stap2) kan in dit geval ook afbraak (geo-bio-hydro-chemische processen) en dispersie in rekening worden gebracht. Indien de numerieke algoritmes van de beschikbare modellen het toelaten, verdient het de voorkeur in Stap3 met niet-lineaire adsorptie te rekenen. Hiertoe dienen dan wel de beschikbare parameters (bijvoorbeeld voor Freundlich adsorptie een Freundlich coëfficiënt en een Freundlich exponent), experimenteel te worden bepaald.

De procedure in Stap3 is als volgt:

- bepaal de volumetoename  $F_{\text{contam}}$ ;
- als  $F_{\text{contam}} > 100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  is er sprake van verspreidingsrisico, en dus van een urgentieverklaring, link (3-1); **+URGENT+**;
- als  $F_{\text{contam}} < 100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  ga door, via link (3-2), naar exitpunt **[Ex3]**.

Exitpunt **[Ex3]** Is er binnen Stap3 sprake van een bedreigd object?

De ingangsinformatie voor exitpunt **[Ex3]** is dat er volgens het voorafgaande beslispunt <3>, volgens het daar geldende criterium van  $100 \text{ m}^3/\text{jaar}$  geen sprake is van verspreidingsrisico.

Binnen exitpunt **[Ex3]** wordt beoordeeld of er sprake is van een *bedreigd object*. Op dit moment wordt hier gedacht aan de bedreiging van een grondwaterwinning, of een natuurgebied (later eventueel uit te breiden met andere soorten van bedreigd object). Het desbetreffende criterium zou kunnen zijn *'is te verwachten dat de verontreiniging (als streefwaarde-concentratie) een grondwateronttrekking binnen de periode van 20 jaar?'*.

Exitpunt **[Ex3]** leidt tot twee mogelijke antwoorden:

- er is geen bedreigd object, en dus geen verspreidingsrisico; **+OK+**;
- er is sprake van een bedreigd object en dus is er sprake van verspreidingsrisico. Omdat Stap3 de meest 'grondige' benadering van de werkelijkheid is, kan geen andere conclusie dan urgentieverklaring worden getrokken; **+URGENT+**.

## 4.7 Vervolg

Het raamwerk lijkt bruikbaar voor een herziening van de toetsing van verspreidingsrisico's, maar verdient nog verdere toetsing aan de uitvoeringspraktijk. Dit kan tot aanpassing leiden, net als beleidsmatige standpunten omtrent milieuhygiënische urgentie. Verder is een uitwerking noodzakelijk van een groot aantal onderdelen binnen het raamwerk. De volgende onderdelen kunnen onder meer worden genoemd:

- methodiek voor beoordeling en vaststelling van drijfvlakken (zie 4.3);
- ontwikkelen van een database met grondwatersnelheden aan het freatisch vlak (eventueel met veiligheidsfactoren)(zie 4.4);
- concretiseren van wat als bedreigde objecten moet worden gezien en hoe de urgentie hiervan bepaald zou moeten worden (nu alleen in tijdstipbepaling; zie 4.4, 4.5 en 4.6);
- welke parameters het beste locatiespecifiek kunnen worden gemeten en op welke wijze dit kan worden gedaan (als handreiking naar het bevoegd gezag; zie 4.5);
- vaststellen van een methode voor bepaling van de historische verspreiding voor bepaling van de urgentie (zie 4.5).

Uitwerking van complexe modellering wordt niet nagestreefd. Het goed (herleidbaar) onderbouwen van de uiteindelijke inschatting van de verspreiding verdient speciale aandacht.





## 5. Verkenning verspreiding via uitloging

### 5.1 Inleiding

#### 5.1.1 Doel

Voor de beoordeling van de (potentie voor) uitloging van bodemverontreinigende stoffen bestaat momenteel geen breed toepasbare methodiek. In dit hoofdstuk worden deze mogelijkheden verkend ten behoeve van:

- de ontwikkeling van een (vertikaal) verspreidingscriterium voor een geval van bodemverontreiniging;
- de saneringsdoelstellingen voor de bovengrond (BodemGebruiksWaarden, BGW).

In het kader van de ontwikkeling van saneringsdoelstellingen is aangegeven dat verspreiding van verontreiniging (uitloging en verwaaiing) ook op de lange termijn beperkt moet zijn (IPO/VNG/VROM, 1999; Lijzen *et al.*, 1999). Mede omdat BGWs van toepassing zijn op een te creëren situatie, is het beleidsmatig relevant tevens 'uitloogcriteria' te beschouwen. Aangezien de huidige BGWs afgeleid zijn voor relatief immobiele stoffen is dit criterium destijds niet uitgewerkt. De uitwerking in dit hoofdstuk heeft twee doelen:

- mogelijkheden uitwerken om uitloging als criterium te beschouwen ('hoe probleem aan te pakken?');
- de mate van uitloging in beeld brengen, op het niveau van BGW ('is uitloging überhaupt een probleem?').

#### 5.1.2 Mogelijkheden voor uitlogingscriteria

Uitloging is het proces van de verplaatsing van een contaminant van een leeflaag naar de ondergrond. Uitloging is afhankelijk van een aantal bodem geo-chemische processen, die gelijktijdig en in wisselwerking plaatsvinden: advectie (transport van contaminanten met de waterstroom, inclusief dichtheidstransport en preferente stroming), (ad- en de-)sorptie, chemische reacties, moleculaire diffusie, hydrodynamische dispersie, opname in planten. Voor organische contaminanten speelt tevens (microbiële) afbraak en verplaatsing met bodemlucht een rol. Wat betreft sorptie kan men onderscheid maken tussen evenwichtssorptie en niet-evenwichtssorptie, ook wel omschreven wordt als de reactieve en de niet reactieve fractie. De processen zijn afhankelijk van de chemische en/of fysische eigenschappen van de bodem en/of de contaminant.

Er zijn verschillende criteria onderkend om de mate van uitloging te kunnen beoordelen:

1. Een contaminant-flux. Dit is de hoeveelheid contaminant die (per tijdseenheid en oppervlak) uit de leeflaag verdwijnt, oftewel de hoeveelheid contaminant die de onderliggende bodemlaag binnentreedt. Als vereenvoudiging kan worden uitgegaan van een constante flux in de tijd (bij gelijkblijvende concentratie in de leeflaag) of een flux gemiddeld over een bepaalde periode.
2. De concentratie in de onderliggende bodemlaag (bodem en/of grondwater) na een bepaalde periode. Hierbij moet nader worden gedefinieerd: dikte en chemische kwaliteit van de onderliggende laag en de periode waarover uitloging plaatsvindt.
3. De (procentuele) toename in de concentratie in de onderliggende bodemlaag na een bepaalde periode. Op dit principe is de normering van het Bouwstoffenbesluit (Staatsblad, 1995) gebaseerd.

4. De (procentuele) afname in de concentratie in de leeflaag na een bepaalde periode. Hierbij wordt dus niet gekeken naar de ontvangende laag maar naar de eigenschappen van de leeflaag.

### **Metingen**

Uitloging kan worden bepaald op basis van meting of berekening. Voor beide kunnen de opties in volgorde van toenemende graad van complexiteit worden gegeven. In alle gevallen geldt dat er een criterium voor toelaatbare uitloging (of desorptie) zal moeten worden gedefinieerd. Twee principes kunnen worden onderscheiden:

- **Schudproeven/ Extractietesten**  
PROCEDURE: toevoegen van een extractievloeistof, schudden en meten hoeveel contaminant van de bodem geëxtraheerd is (centrifuge of afzuigen).  
VOORDELEN: sluit aan bij iets bestaands.  
NADELEN: beschouwt alleen (ad- en de-)sorptie, geen andere processen.  
AANDACHTSPUNTEN: zo veel mogelijk richten op bestaande/ erkende extractietechnieken.
- **Uitloogtesten/ kolomproeven**  
PROCEDURE: hoeveelheid vloeistof door een kolom voeren en meten wat onderaan kolom uitloopt.  
VOORDELEN: sluit aan bij iets bestaands; beschouwt alle onder 5.1.2. genoemde processen.  
NADELEN: relatief tijdrovend en duur voor toepassing in de dagelijkse praktijk; (subjectieve) proefopzet te definiëren (kolomgrootte, wijze van kolom 'vullen', door te voeren vloeistofstroom).  
AANDACHTSPUNTEN: Opgenomen in Bouwstoffenbesluit (Staatsblad, 1995); lysimeter-studies.

In deze verkenning is niet ingegaan op deze meetmethoden en de geschiktheid voor toepassing voor dit doel. In een latere fase zal voor locatiespecifieke beoordeling van uitloging hier nog nader op worden ingegaan.

### **Berekeningen**

Voor berekening van een criterium voor uitloging bestaan in principe de volgende mogelijkheden:

- **Partitievergelijkingen**  
PROCEDURE: Berekening 'mobiele/ beschikbare/ reactieve' fractie op basis van rekenformules.  
VOORDELEN: sluit aan bij iets bestaands, snel en goedkoop.  
NADELEN: relatief minder betrouwbaar (er zijn verschillende mogelijkheden, welke is de beste?); beschouwt alleen (ad- en de-)sorptie, geen andere processen.  
AANDACHTSPUNTEN: Otte *et al.*, 1999; De Vries *et al.* 2002; zo veel mogelijk richten op bestaande/ erkende vergelijkingen;
- **Boxmodel**  
PROCEDURE: diverse modellen beschikbaar bij RIVM.  
VOORDELEN: sluit aan bij iets bestaands.  
NADELEN: standaarden te definiëren (bodentype, neerslagoverschot, partitie-/retardatiecoëfficiënten); relatief onbetrouwbare berekening.  
AANDACHTSPUNTEN: SOACAS, SIMPLEBOX, te combineren met de optie 'Partitievergelijkingen' (geschat of gemeten).
- **Complexe (numerieke) modellen**  
PROCEDURE: gelijktijdige berekening van (ad- en de-)sorptie en verplaatsing, per bodemlaagje en kleine tijdseenheid.

VOORDELEN: sluit aan bij iets bestaands, beschouwt een groot deel van de onder 5.1.2. genoemde processen (relatief realistisch).

NADELEN: bewerkelijk, standaarden te definiëren (bodemtype, neerslagoverschot, partitie-/ retardatiecoëfficiënten).

AANDACHTSPUNTEN: welk model is hiervoor geschikt, analogie met PEARL, te combineren met de optie 'partitievergelijkingen' (geschat of gemeten)

### 5.1.3 Wettelijke regelingen

#### Bouwstoffenbesluit

In het Bouwstoffenbesluit (Staatsblad, 1995) zijn regels gegeven voor de chemische kwaliteit van bouwstoffen bij gebruik op of in de bodem. Onder bouwstoffen wordt ook verstaan schone of niet-schone grond. Hiervoor zijn samenstellingswaarden gegeven. De samenstellingswaarden zijn voor veel stoffen gegeven en wordt uitgedrukt in mg/kg standaardgrond (een bodem met 25% lutum en 10% humus).

Voor niet-schone grond worden er naast de samenstellingswaarden ook immissiewaarden gegeven, uitgedrukt in mg/m<sup>2</sup>/jaar. Indien een bouwstof (bijv. grond) zonder aanvullende isolerende maatregelen wordt toegepast mag deze immissiewaarde of uitlogingswaarde niet overschreden worden.

#### Streef- en interventiewaarden

In de Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering (VROM, 2000) worden per stof of stofgroep concentraties gegeven waarbij de grond als schoon wordt beschouwd ( $\leq$  streefwaarde), waarbij oriënterend of nader onderzoek gewenst is ( $>$ streefwaarde) of waarbij saneringsonderzoek nodig is ( $>$ interventiewaarde). Deze waarden zijn ook bedoeld voor bodems die niet als bouwstof worden gebruikt. De streef- en interventiewaarden worden uitgedrukt als mg/kg standaard grond.

Het Bouwstoffenbesluit en de Circulaire streef- en interventiewaarden bevatten niet exact dezelfde stoffen. Voor stoffen die wel op beide lijsten voorkomen zijn de streef- en interventiewaarden niet altijd gelijk aan de samenstellingswaarden voor schone en niet-schone grond.

### 5.1.4 Werkwijze uitwerking uitloging

Voor deze verkenning is eerst voor een modelmatige benadering gekozen. Ten behoeve van de ontwikkeling van een uitlogingscriterium is een verkenning gemaakt van de mogelijkheid om met een uitspoelingsmodel de uitloging van stoffen uit de bovengrond in te bepalen. Op basis hiervan kan in een later stadium, in combinatie met beleidsmatige randvoorwaarden, een gedetailleerde uitwerking worden gemaakt.

Gekozen is het uitgebreide model PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scale) te gebruiken voor verkennende berekeningen van de uitspoeling. Naast PEARL bestaan nog andere opties voor het uitvoeren van verkennende berekeningen. Een vergelijking van de mogelijkheden van verschillende modellen valt buiten de scope van deze verkenning. Het doel van deze verkenning is tweeledig:

- nagaan welk criterium (uit 5.1.2) het meest geschikt is om uitloging te beschrijven;
- bepalen van de geschiktheid van PEARL als instrument voor de verdere invulling van verspreidingsrisico's (binnen de urgentiesystematiek en bodemgebruikswaarden).

Paragraaf 5.2 en 5.3 doen verslag van berekeningen naar de uitloging van zink en fenantreen met behulp van het uitspoelingsmodel PEARL. PEARL wordt binnen Europa toegepast voor

de beoordeling van het uitspoelingsrisico van bestrijdingsmiddelen in het kader van de toelating.

Bij de uitwerking van het belang van uitloging en een mogelijk criterium hiervoor zijn de volgende uitgangspunten als randvoorwaarden worden gehanteerd:

- *Concentratieniveau*: huidige BGWs. Deze zijn op dit moment gedefinieerd voor twee categorieën (IPO/VNG/DGM, 1999): Wonen en intensief (openbaar) groen (cluster I) en Extensief gebruikt (openbaar) groen (cluster II);
- *Bodemtype*: zandgrond (veel voorkomend en relatief kwetsbaar) en wellicht kleigrond.
- *Bodemkarakteristieken* (*pH, organische stofgehalte, etc.*): gemiddeld en/of worst case.
- *Dikte bodem*: dikte van de leeflaag. Uitgegaan wordt van een gemiddelde leeflaagdikte van 1 m, welke homogeen verontreinigd verondersteld wordt tot op de hoogte van de BGW (de bodemgebruikswaarden zijn van toepassing op de leeflaag met een dikte van 50 tot 150 cm voor de categorieën I en II).
- *Verplaatsing van leeflaag naar de omgeving*: alleen verticaal transport in neerwaartse richting (geen kwel, geen laterale verplaatsing).

## 5.2 Methode

### 5.2.1 PEARL

PEARL is een uitspoelingsmodel ontwikkeld door Alterra en RIVM om de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen te kunnen berekenen. Het wordt door de EU FOCUS werkgroep (EUropean FORum for the Coordination of pesticide fate models and their USE) erkend als officieel model voor bestrijdingsmiddelentoeelingen in de Europese Gemeenschap. PEARL is een een-dimensionaal deterministisch model dat het neerwaarts transport berekent van water en stoffen, afhankelijk van klimatologische omstandigheden, bodemeigenschappen en stofkenmerken. Het gebruik van het model en de procesbeschrijvingen zijn opgenomen in een tweetal rapporten (Leistra *et al.*, 2001; Tiktak *et al.*, 2000)

De prestaties van PEARL zijn uitgebreid getest op een veldexperiment met Vredepeel grond en twee bestrijdingsmiddelen: bentazon en ethoprofos. Voorlopers van PEARL (PESTLA en PESTRAS) zijn ook gebruikt om de accumulatie van cadmium te modelleren (Tiktak, 1999). PEARL is ontwikkeld als model om diffuse verontreinigingen mee te kunnen modelleren. De geschiktheid van PEARL als uitlogingsmodel is in deze studie getest aan de hand van een metaal (zink) en een organische verontreiniging (fenantreen). In de berekeningen met het PEARL, versie 1.1, wordt de aanwezigheid van een 1 m dikke, uniforme bodemlaag (leeflaag) met een contaminant concentratie op interventiewaarde dan wel streefwaarde niveau gesimuleerd. Een voorbeeld van de invoerfiles voor PEARL van zink bij pH 5 in een grond op interventiewaarde niveau in weergegeven in bijlage 5-2, de invoerfile van fenantreen is weergegeven in bijlage 5-3. De belangrijkste keuze voor de model- invoer wordt in deze paragraaf beschreven.

### 5.2.2 Scenario

PEARL vraagt om invoer met betrekking tot bodemtype en hydrologie, klimaat en stofgegevens. PEARL bevat een tiental Europese standaardscenario's (bodem en klimaat). Voor deze verkennende berekeningen is gebruik gemaakt van het standaardscenario voor Nederland, dat is het neerslagpatroon in De Bilt in 1980 en een zanderig bodemprofiel afkomstig uit Vredepeel (Noord-Brabant).

## Klimaat

De hoeveelheid neerslag in De Bilt, 1980, bedraagt 862 mm, en wordt gekenschetst als een 80% nat jaar, dat wil zeggen in slechts 20% van de jaren valt er meer neerslag. De hoeveelheid neerslag is van invloed op de mate van uitloging van contaminanten. De invloed van de hoeveelheid neerslag is groter op relatief mobiele stoffen.

## Bodem

De eigenschappen van het Vredepeel profiel zijn beschreven in Tabel 5.1.

Tabel 5.1 Bodemeigenschappen van de Vredepeel grond.

Diepte (m)	%zand	%Silt	%klei	%OM	rho (kg/m <sup>3</sup> )
0-0,3	92	5	3	4,7	1310
0,3-0,5	96	2	2	0,8	1540
0,5-0,7	95	3	2	0,19	1640
0,7-1,0	94	4	2	0,14	1650
1-2	93	5	2	0	1650

De zgn. Van Genuchten parameters, voor de beschrijving van de hydrologische karakteristieken van de bodem, zijn in de PEARL database opgenomen, en staan eveneens in de input files in bijlage 5-1 en 5-2.

## Grondwater

De grondwaterstand en fluctuaties daarin worden bepaald door de keuze van de onderrandvoorwaarde. Deze keuze kan van grote invloed zijn op de output-parameter 'gemiddelde concentratie in de bovenste meter van het grondwater. De initiële grondwaterstand is gesteld op 2 m diepte, in combinatie met 'flux boundary condition'. Deze keuze leidt tot het gebruik van een empirische relatie tussen flux en grondwaterstand. De keuze voor deze onderrandvoorwaarde (er zijn nog 7 andere mogelijkheden) is geschikt voor diepere grondwaterstanden in zanderige gebieden.

## Gewas

PEARL biedt de mogelijkheid om de aanwezigheid van gewas te simuleren. Hiertoe bevinden zich in de database enkele voorgeprogrammeerde mogelijkheden (o.a. mais, gras, aardappelen, uien, appels). De aanwezigheid van gewas beïnvloedt de waterbalans en afhankelijk van de stofeigenschappen ook de plantopname, en daarmee de mate van uitloging van de contaminant. In deze verkennende studie is gekozen om geen gewas te simuleren.

## Overige scenario-keuzes

Er worden geen bodembewerkingen zoals ploegen gesimuleerd. Andere parameters zijn gesteld op de default waarde voor het Nederlandse standaardscenario in PEARL. De volledige input-files is terug te vinden in bijlage 5-1 en 5-2.

Om aan te sluiten bij de criteria die in het bouwstoffenbesluit worden genoemd (immissiewaarden uitgedrukt in mg/m<sup>2</sup>/100 jaar) wordt een simulatietijd van 100 jaar ingesteld.

### 5.2.3 Concentratie van de contaminanten

De huidige interventiewaarden voor zink is 720 mg/kg in een standaardgrond met 10% organische stof en 25% lutum. Voor fenantreen is in de 'Circulaire streef- en interventiewaarden' (VROM, 2000) geen individuele waarde beschikbaar. Wel is er voor PAKs een som-waarde van 40 mg/kg voor een standaardgrond. In het bouwstoffenbesluit (Staatsblad, 1995) wordt voor fenantreen een samenstellingswaarde ('interventiewaarde')

genoemd van 20 mg/kg voor een standaardgrond. Deze waarde van 20 mg/kg wordt hier gebruikt voor fenantreen.

In de berekeningen wordt de uitloging uit een 1 meter dikke leeflaag met een contaminant concentratie op interventiewaarde-niveau, dan wel streefwaarde-niveau gesimuleerd. Deze leeflaag bevindt zich op een schoon Vredepeel-profiel. Voor de leeflaag worden dezelfde bodemeigenschappen gebruikt als in de bovenste 30 cm van het Vredepeel profiel gelden (zie Tabel 5.1).

De interventiewaarden voor zink en fenantreen worden omgerekend aan de hand van de bodemkarakteristieken (bodemtypecorrectie). Voor zink geldt de omrekeningsformule:

$$IW_b = IW_{sb} * \frac{A + (B * \%lutum) + (C * \%org.stof)}{A + (B * 25) + (C * 10)}$$

beoordelen grond is en  $IW_{sb}$  de interventiewaarde in de standaardbodem is.

A, B, en C zijn stofconstanten en bedragen voor zink resp, 50, 3 en 1,5. (VROM, 2000)

Voor fenantreen geldt de volgende omrekeningsformule:  $IW_b = IW_{sb} * \frac{\%org.stof}{10}$

Bij een lutumgehalte van 3% en een organisch stofgehalte van 4,7% levert dat de waarden op zoals aangegeven in Tabel 5.2. Bij de berekeningen met PEARL wordt uitgegaan van deze concentraties in de bovenste meter van de grond.

Depositie vanuit de lucht op het bodemoppervlak of andere immissiebronnen worden gelijk aan nul gesteld. De achtergrondconcentratie in de onderlaag wordt ook op nul gesteld.

Verhoging van zink of fenantreen concentraties zijn dan ook enkel het gevolg van uitloging uit de vervuilde laag.

Tabel 5.2 Concentraties zink en fenantreen (mg/kg) in de leeflaag afgeleid uit waarden voor standaardgrond.

	Standaard grond	leeflaag
Streefwaarde Zink	140	66
Interventiewaarde Zink	720	340
Samenstellingswaarde	20	9,4
Fenantreen		

## 5.2.4 Stofgegevens

Gegevens die relevant zijn voor de uitlogingsberekeningen zijn overgenomen uit Otte *et al.* (2001) en weergegeven in Tabel 5.3.

Tabel 5.3 Invoerparameters voor de contaminanten.

	Zink	Fenantreen
Molecuulgewicht (g/mol)	65,4	178,2
Oplosbaarheid (mg/L)	23200	0,85
Dampdruk (Pa, bij 20°C)	0	1,51E-2
DT50 (dagen)	10E6	10E6

### 5.2.4.1 Adsorptie van zink

De adsorptie van zink is afhankelijk van bodem pH en %lutum. Met behulp van de volgende partitievergelijking (Otte *et al.*, 2001) kan de partiticoëfficiënt ( $K_p$ ) per bodemlaag worden vastgesteld:

$$\log K_p = -0,26 + 0,45 \text{ pH} + 0,60 (\% \text{ lutum}).$$

Voor zink wordt de berekening bij drie verschillende pH's uitgevoerd; pH 5, 6 en 7, omdat de mobiliteit van zink erg pH afhankelijk is. Dat levert  $K_p$  waarden op van resp. 189, 532 en 1501 l/kg in de bovenste verontreinigde bodemlaag en de eerste 30 cm van de schone laag eronder.

PEARL kan één waarde voor  $K_p$  of  $K_{om}$  (organisch stof genormaliseerde partiticoëfficiënt) inlezen. Middels reductiefactoren voor de invloed van diepte op de adsorptie kan iedere bodemlaag met een andere  $K_{om}$  of  $K_p$  doorgerekend worden. In bijlage 5-1 wordt beschreven hoe deze  $K_p$ -waarden in PEARL zijn geïmplementeerd.

Sorptie wordt beschreven met een Freundlich vergelijking, waarbij een Freundlich exponent van 1 is gehanteerd (lineaire sorptie). Er is bij de simulatie van zink geen rekening gehouden met niet-evenwichtsprocessen, zoals langzame sorptieprocessen en hysteresis. Niet lineaire sorptie is wel mogelijk in PEARL.

#### 5.2.4.2 Adsorptie van fenantreen

Voor fenantreen is een  $\log K_{oc}$  (organisch koolstof genormaliseerde partiticoëfficiënt) gegeven van 4,23. Met een omrekeningsfactor voor %OC→%OM van 1,72 bedraagt de  $K_{om}$  9874 l/kg. Aangezien de adsorptie van fenantreen geen relatie heeft met pH of %lutum, is een correctie voor de invloed van diepte op de adsorptie niet nodig. Sorptie wordt beschreven met een Freundlich vergelijking, waarbij een Freundlich exponent van 1 is gehanteerd. Er is bij de simulatie van fenantreen geen rekening gehouden met niet-evenwichtsprocessen, zoals langzame sorptieprocessen en hysteresis.

### 5.2.5 Output

De volgende outputparameters worden in de beschouwing van de resultaten betrokken:

ConSys ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ): concentratie in de vaste fase van het bodemsysteem;

ConLiqSat ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ): gemiddelde concentratie in de waterfase tussen 1-2 m;

AmaSysPro ( $\text{kg}/\text{ha}$ ): Massa van de contaminant in de bovenste meter van de grond per hectare;

AmaLea ( $\text{kg}/\text{ha}$ ): Uitgespoelde massa per hectare;

AmaTra ( $\text{kg}/\text{ha}$ ): Getransformeerde massa per hectare;

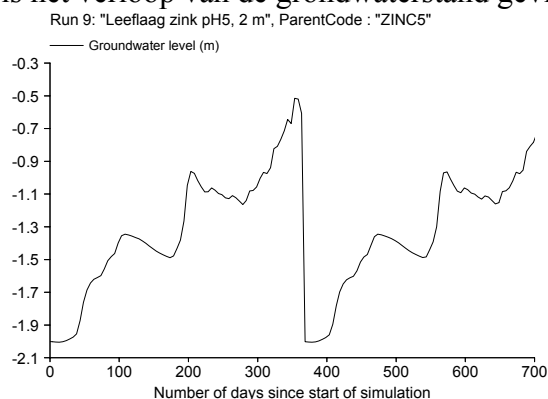
AmaVol ( $\text{kg}/\text{ha}$ ): Vervluchtiging in kg per hectare;

GrwLev (m): grondwaterniveau .

## 5.3 Resultaten

### 5.3.1 Grondwaterstand

De grondwaterstand schommelt en vertoont een stijgende lijn per kalenderjaar. In Figuur 5.1 is het verloop van de grondwaterstand gevisualiseerd.



Figuur 5.1 Verloop van het grondwaterniveau (diepte onder maaiveld in m) in de tijd.

Op 1 januari van elk kalenderjaar treedt een abrupte daling op. Dit verloop lijkt niet realistisch, maar wordt veroorzaakt door de opgegeven randvoorwaarden aan het begin van elk jaar. Wat betreft de uitloging van de contaminanten lijkt dit niet van grote invloed, maar de concentratie van de contaminanten kan er door beïnvloed worden, als het niveau stijgt tot

in de verontreinigde laag. Een beschouwing van de keuze van de onderrandvoorwaarde (vast peil of natuurlijke variatie) is noodzakelijk als deze berekeningen een rol moeten gaan spelen bij de bepaling van de saneringurgentie.

## 5.3.2 Zink

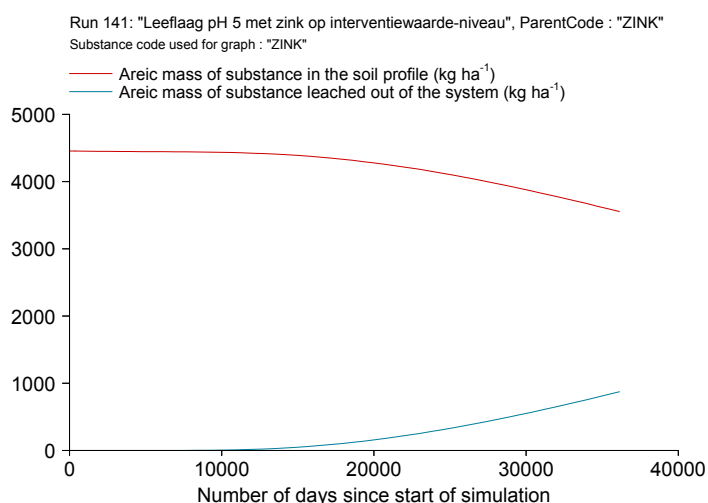
### 5.3.2.1 Massabalans

In de opgebrachte leeflaag bevindt zich 340 mg Zn/kg grond. Aangezien de bulkdichtheid van deze laag 1310 kg/m<sup>3</sup> is, is de totale massa zink 0,4454 kg Zn/m<sup>3</sup>. Bij een laagdikte van 1 m is dat 4454 kg/ha. Dit is een maat die ook in de PEARL output wordt gehanteerd. Voor grond op streefwaarde niveau is de concentratie zink 66 mg/kg, wat overeenkomt met 865 kg/ha. In Tabel 5.4 wordt aangegeven wat er bij verschillende pH's met zink gebeurt.

Invloed van de beginconcentratie van zink is verwaarloosbaar. Procentueel is de massabalans voor streef- of interventiewaarde grond gelijk. In de tabel is te zien dat de zink massa in de bodem met pH 5 flink is afgenomen als gevolg van uitloging. Voor de bodem met pH 5 is in Figuur 5.2 het verloop van de massabalans in de tijd aangegeven. De massabalans is van toepassing op de leeflaag van 1 m dik. De transformatie van zink bedraagt 1% en is het gevolg van het invoeren van 10<sup>6</sup> dagen als halfwaardetijd en de lange simulatietijd (100 jaar). Deze omzetting is verwaarloosbare ten opzichte van de parameters waar de interesse naar uitgaat, nl. uitloging, concentraties in het grondwater en concentratie in de onderliggende bodemlaag.

Tabel 5.4 Massabalans (%) van zink in de leeflaag na 100 jaar bij pH 5, 6 en 7.

	t=0	Na 100 jaar		
		pH5	pH6	pH7
In de leeflaag aanwezig	100	44	79	91
Cumulatieve uitloging (> 1 m)	0	56	20	8
Cumulatieve vervluchtiging	0	0	0	0
Cumulatieve transformatie	0	1	1	1



Figuur 5.2 Distributie van zink in de loop van de tijd, in bodem met pH 5.

Het bouwstoffenbesluit geeft als immissiewaarden (voor een materiaal om zonder isolerende voorzieningen te worden toegepast) een waarde van 2100 mg/m<sup>2</sup>/100 jaar.

De uitlogingspercentages uit Tabel 5.4 komen overeen met immissiewaarden zoals vermeld in Tabel 5.5. Het is goed zichtbaar dat de pH grote invloed heeft op de mate van uitspoeling van zink. De resultaten zouden betekenen dat een leeflaag met pH 5, 6 of 7 met zink



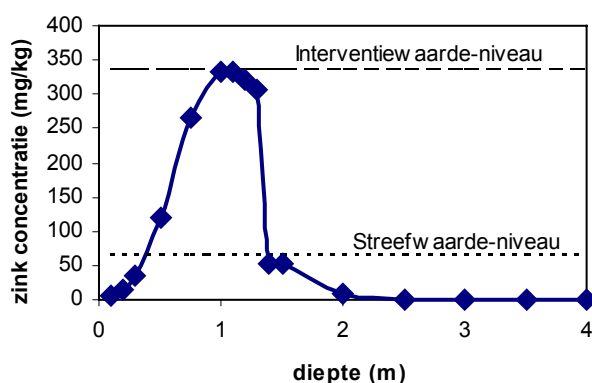
concentraties op streefwaarde- en interventiewaardeniveau niet als categorie 1 bouwstof kan worden aangemerkt. Volgens de berekeningen wordt de immissiewaarde uit het Bouwstoffenbesluit dan overschreden.

Tabel 5.5 Immissiewaarden voor zink in leeflaag bij pH 5, 6 en 7, zoals berekend met PEARL (mg/m<sup>2</sup>/100 jaar).

Kwaliteit leeflaag	pH 5	pH 6	pH 7
Streefwaarde-niveau	47800	17300	6700
Interventie-waarde niveau	240700	84000	30300

### 5.3.2.2 Concentratie in de onderliggende bodemlaag

Na 100 jaar heeft zink zich gedeeltelijk verplaatst naar de schone bodem onder de leeflaag en naar het grondwater (zie §5.3.2.3). De zink concentratie in de bodem onder de leeflaag is aangegeven in Figuur 5.3.



Figuur 5.3 Zink concentratie (mg/kg) in de bodem na 100 jaar uitloging van een leeflaag met interventiewaarde kwaliteit en bij pH 5.

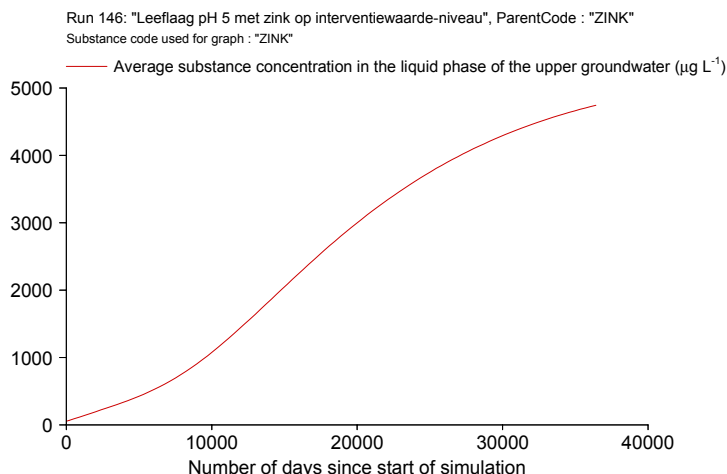
De zink concentratie in de bodem onder de leeflaag vertoont sterk verhoogde concentratie in de eerste 30 cm (1-1,3 m beneden maaiveld). Deze laag bevat nog 0,14% organische stof, waaraan sorptie van zink plaatsvindt. Op 1,4 m diepte bevindt zich geen organische stof meer. Dit is direct zichtbaar aan de zink concentratie die dan sterk daalt omdat er geen sorptie aan organische stof meer kan plaatsvinden.

De streefwaarde voor zink in deze diepe grondlaag is 59 mg/kg. De streefwaarde wordt overschreden in de eerste 30 cm van de aanvankelijk schone ondergrond. De verspreiding zou je kunnen uitdrukken als 0,3 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> verontreinigde grond. Voor de berekening van deze 'verspreidingsfactor' is zowel het volume als het oppervlak van de leeflaag van belang.

### 5.3.2.3 Concentraties in het grondwater

In Figuur 5.4 wordt het verloop van de grondwaterconcentraties van zink weergegeven voor de leeflaag met pH 5 op interventiewaardeniveau. Genoemde concentraties hebben betrekking op de bovenste meter van het grondwater. De maximale concentratie in het grondwater is na 100 jaar nog niet bereikt. Zinkconcentraties in het grondwater na 100 jaar uitloging zijn weergegeven in Tabel 5.6.

De streefwaarde voor zink in het ondiepe grondwater is 65 µg/l. De interventiewaarde voor zink is 800 µg/l. De streefwaarde en de interventiewaarde voor grondwater wordt volgens de berekeningen overschreden bij uitloging van een leeflaag met interventiewaarde kwaliteit en zelfs bij een leeflaag met streefwaardekwaliteit en een bodem pH van 6 wordt de streefwaarde voor grondwater overschreden.



Figuur 5.4 Concentratie van zink in het grondwater ( $\mu\text{g/l}$ ) na uitloging uit een leeflaag met interventiewaarde kwaliteit bij pH 5 (interventiewaarde grondwater is  $800 \mu\text{g/l}$ ).

Tabel 5.6 Zink-concentraties in het grondwater ( $\mu\text{g/l}$ ) 100 jaar na uitloging van een leeflaag. Onderstreept betekent overschrijding van de interventiewaarde. Vet gedrukt betekent overschrijding van de streefwaarde voor grondwater.

Leeflaag kwaliteit	pH5	pH6	pH7
Streefwaarde-niveau	<u>920</u>	<b>110</b>	9,12
Interventiewaarde-niveau	<b>4743</b>	<b>585</b>	49,5

### 5.3.3 Fenantreen

#### 5.3.3.1 Massabalans

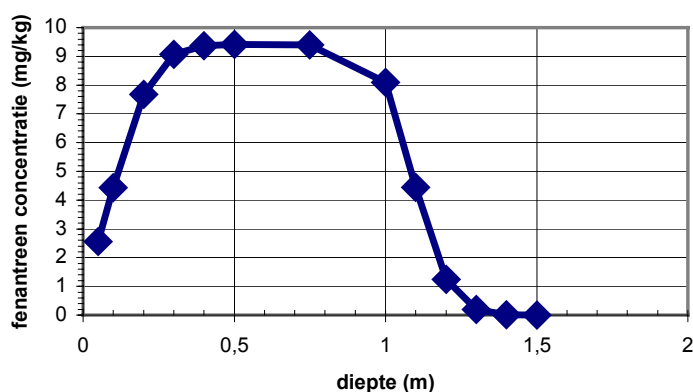
In de opgebrachte leeflaag bevindt zich  $9,4 \text{ mg fenantreen/kg grond}$ . Dit komt overeen met de samenstellingswaarde voor niet-schone grond uit het Bouwstoffenbesluit. Aangezien de bulkdichtheid van deze laag  $1310 \text{ kg/m}^3$  is, is de totale massa  $12,3 \text{ g fenantreen/m}^3 \text{ grond}$ . Bij een laagdikte van  $1 \text{ m}$  is dat  $123 \text{ kg/ha}$ . De massabalans is samengevat in Tabel 5.7.

Tabel 5.7 Massabalans (%) van fenantreen in de leeflaag van  $1 \text{ m}$  na 100 jaar

	t=0	Na 100 jaar
In de bodem aanwezig	100	89
Cumulatieve uitloging	0	8
Cumulatieve vervluchtiging	0	1
Cumulatieve transformatie	0	1

De massa fenantreen in de bodem neemt met  $11\%$  af in 100 jaar. Er is sprake van enige vervluchtiging en bij een halfwaardetijd van  $10^6$  dagen ook nog van enige transformatie. Uitloging heeft betrekking op de hoeveelheid stof die een diepte van meer dan  $4 \text{ m}$  bereikt. Toetsing van de uitloging aan immissiewaarden is niet mogelijk, omdat het Bouwstoffenbesluit voor fenantreen geen immissiewaarden vermeldt.

### 5.3.3.2 Concentratie in de onderliggende bodemlaag



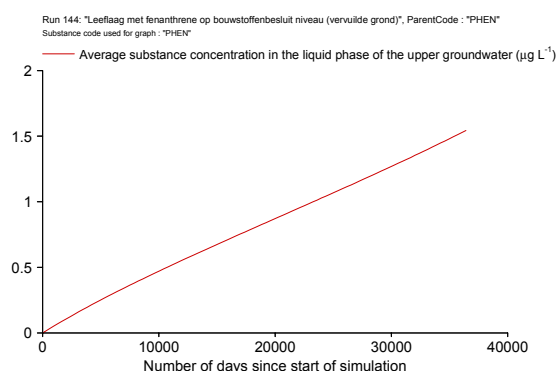
Figuur 5.5 Fenantreen concentratie (mg/kg) in het bodemprofiel na 100 jaar uitlozing van een leeflaag met een initiële concentratie 9,4 mg/kg fenantreen

Na 100 jaar is de fenantreen concentratie in de bovenste 30 cm duidelijk gedaald (zie Figuur 5.5). De concentraties in de bodem liggen tussen bodemgebruikswaarden voor gebruikstype I en II (resp. 2 en 40 mg fenantreen/kg). De aanvankelijk schone onderlaag is verontreinigd geraakt met fenantreen. Als je als criterium de PAK streefwaarde van 1 mg/kg neemt, en geen bodemtypecorrectie toepast (VROM, 2000), dan heeft circa 0,25 m van de onderlaag een concentratie boven de streefwaarde.

De verspreiding zou je kunnen uitdrukken als 0,25 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> verontreinigde grond. Voor de berekening van deze verspreidingsfactor zijn de dimensies van de verontreinigde laag van groot belang,

### 5.3.3.3 Concentratie in het grondwater

De concentratie fenantreen in het grondwater is na 100 jaar 1,5 µg/l (zie Figuur 5.6). De maximum concentratie is nog niet bereikt. Deze concentratie in het grondwater overschrijdt de streefwaarde voor ondiep grondwater (=detectielimiet, circa 0,003 µg/l). De interventiewaarde voor grondwater (5 µg/l) wordt niet overschreden binnen de termijn van 100 jaar.



Figuur 5.6 Concentratie fenantreen in het grondwater (µg/l) na uitlozing van een leeflaag op 'interventiewaarde' kwaliteit.

## 5.4 Discussie/Conclusie

De bruikbaarheid van het uitspoelingsmodel PEARL voor uitlogingsberekeningen uit verontreinigde grond is getest aan de hand van zink en fenantreen. In het model is gerekend met een leeflaag van ‘streefwaarde kwaliteit’ of van ‘interventiewaardekwaliteit’. Voor fenantreen is gerekend met de samenstellingswaarden zoals genoemd in het Bouwstoffenbesluit. Voor zink is gerekend voor gronden bij pH 5, pH 6 en pH 7, omdat de sorptie van deze verbinding sterk pH-afhankelijk is.

Met het uitspoelingsmodel PEARL zijn waarden te berekenen die dezelfde eenheden hebben als criteria in het Bouwstoffenbesluit of de Circulaire streef- en interventiewaarden (VROM, 2000).

De PEARL uitvoer is omgewerkt naar immissiewaarden ( $\text{mg/m}^2/100$  jaar) en de gemiddelde concentratie in het grondwater uit PEARL vergeleken met streefwaarden voor het ondiepe grondwater.

De verkennende berekeningen geven aan dat ‘streefwaarde kwaliteit’ voor zink niet wil zeggen dat men onder de immissiewaarden van het Bouwstoffenbesluit blijft. In de leeflaag met ‘streefwaarde kwaliteit’ wordt bij pH's tussen 5 en 7 de immissiewaarde overschreden. De uitloging van fenantreen vanuit een leeflaag met de samenstellingswaarde leidt tot overschrijding van de streefwaarde voor het grondwater.

De uitkomsten van deze verkennende berekeningen zijn in hoge mate afhankelijk van het gekozen scenario (bodemtype, gewas, klimaat) en de gekozen stofparameters. Voor de adsorptie is gebruik gemaakt van een sorptievergelijking afgeleid uit de Van den Hoop-Janssen dataset. De dataset leidt tot een regressielijn waarbij lutum en pH de Kp bepalen. Omdat de Kp-vergelijking geen relatie heeft met het organische stofgehalte, leidt het dalend organische stofgehalte in het bodemprofiel in de berekeningen niet tot minder sorptie in diepere lagen. Het leidt in deze studie tot de merkwaardige situatie dat de sorptie toeneemt met de diepte (vanaf 0,5 m toename %lutum in profiel). Een andere Kp-vergelijking voor Zink, gebaseerd op de PGBO dataset, laat zelfs een negatief verband zien tussen organisch stofgehalte en Kp. Ook dit leidt tot een onrealistisch verloop van sorptie met de diepte. Een kritische beschouwing van de beschikbare Kp-vergelijkingen voor zink is derhalve noodzakelijk. Bovendien leidt de keuze van de stofparameters mogelijk tot overschatting van de uitloging omdat sorptie is gesimuleerd als een snelle evenwichtssorptie. Langzame niet-evenwichtssorptie (als optie wel beschikbaar in PEARL) is niet gebruikt. De reden hiervoor is dat er onvoldoende gegevens beschikbaar waren om een onderbouwde keuze voor de bijbehorende invoerparameters te maken.

In verband met het verkennende karakter van deze studie is zoveel mogelijk gebruik gemaakt een bestaand scenario voor de bodemopbouw. Voor een vervolgstudie is het mogelijk eigen scenario's af te leiden en toe te passen in de PEARL berekeningen. De samenstelling van het scenario is gebaseerd op de beschikbaarheid van een standaard scenario in PEARL. Dit standaardscenario geldt voor bestrijdingsmiddelen uitspoeling als een ‘realistic worst case’. De keuze voor het scenario wordt sterk bepaald door het doel van de berekeningen (toelating van stoffen, bepalen van normen en criteria, urgentiebepaling). In het geval van een urgentiebepaling is het van belang de betreffende locatie zo goed mogelijk te beschrijven in bodemkundige termen. Voor het klimaat (met name neerslag) zou dan gebruik gemaakt kunnen worden van een weerreeks van de afgelopen 30 jaar.

Voor het bepalen van normen en criteria is een ‘realistic worst case’ benadering of een GIS benadering meer voor de hand liggend.

Als maat voor de milieuhygiënische urgentie is gekeken naar de massabalans, de immissie van de leeflaag naar de ondergrond, naar de concentraties in het ondiepe grondwater op de lange termijn en naar het volume schone grond dat verontreinigd raakt door de verontreinigde leeflaag.

Het blijkt dat de berekende concentratie in het bovenste grondwater een gevoelige parameter is. Ook een geringe uitloging (zoals bij fenantreen) kan de concentratie in het grondwater toch aanzienlijk verhogen ten opzichte van de streefwaarde. Dit kan een reden zijn de concentratie in het bovenste grondwater als criterium te gaan gebruiken voor uitloging.

Het uitspoelingsmodel PEARL biedt de mogelijkheid om parameters af te leiden, die corresponderen met kwaliteitscriteria zoals genoemd in de Wet Bodembescherming en het Bouwstoffenbesluit. Aan de uitkomsten van de berekeningen in deze verkennende studie moet geen absolute waarde worden gehecht. Omdat de onzekerheden en variaties in de model-input niet zijn meegenomen is de range van de immissies (en gesimuleerde) concentraties niet bepaald. In de prioritering van de kans op uitloging kunnen de berekeningen met een model zoals PEARL goed ingezet worden. Om ook in absolute zin waarde te hechten aan de uitkomsten is aanvullend onderzoek nodig naar de juiste stofparameters en het meest geschikte scenario. Een andere mogelijkheid is locatiespecifieke metingen bij de beoordeling te betrekken.



## 6. Conclusie en vervolg

In deze conclusie wordt achtereenvolgens ingegaan op resultaten van de verschillende hoofdstukken en een globale schets gegeven van het vervolgtraject van verbetering van de actuele risicobeoordeling ten behoeve van het bepalen van de milieuhygiënische urgentie van bodemverontreiniging.

### *Knelpuntenanalyse*

In kwalitatieve zin is een goed inzicht verkregen in de belangrijke inhoudelijke knelpunten van de Sanerings Urgentie Systematiek (SUS). Op basis van in de praktijk geconstateerde knelpunten en de inschatting van de wetenschappelijke haalbaarheid van mogelijke oplossingsrichtingen kunnen prioriteiten gesteld worden voor het vervolg van de evaluatie. Aanbevolen wordt om voor de in sectie 2.6 genoemde oplossingsrichtingen met een hoge prioriteit in 2003 projecten op te starten.

Voor de humane risicobeoordeling wordt met name gedacht aan verbetering van de beoordeling van lood, minerale olie, vinylchloride en asbest en aan de evaluatie en ontwikkeling van richtlijnen voor meetmethoden voor binnenlucht en voor consumptiegewassen.

Voor de verspreidingsrisico's wordt prioriteit gegeven aan de verdere invulling van het gepresenteerde raamwerk voor beoordeling van verspreidingsrisico's, verspreiding van minerale olie en de beoordeling/vaststelling van drijfkrachten.

Hoewel deze studie zich niet specifiek richtte op de knelpunten in de ecologische risicobeoordeling kan prioriteit gegeven worden aan het operationaliseren en vastleggen van nieuwe methodieken (waaronder TRIADE) op basis van locatiespecifieke metingen.

Biobeschikbaarheid in relatie tot effecten kan hierbij een belangrijke rol spelen.

Het is belangrijk te constateren dat naast de milieuhygiënische urgentie, maatschappelijke urgentie in toenemende mate reden is om tot sanering over te gaan. Naar de afstemming van beiden zal ook aandacht moeten uitgaan.

### *Verkenning humane risicobeoordeling*

In 2004 zal waarschijnlijk een methode beschikbaar komen om voor lood locatiespecifiek de relatieve orale biobeschikbaarheid vanuit grond te bepalen. Voor andere contaminanten is dit waarschijnlijk ook mogelijk, maar dit zal waarschijnlijk langer duren. Internationale afstemming is gezocht door het uitvoeren van een ringstudie. Aanbevolen wordt dergelijk onderzoek te continueren.

Het meten van gehalten in gewas voor metalen en organische stoffen is in principe mogelijk. Voor organische stoffen is analyse van gehalten in het gewas relatief complex en wordt niet op grote schaal gedaan. Aanbevolen wordt ten behoeve van de beoordeling van bodemverontreiniging eerst te focussen op het meten in ondergrondse plantendelen. Het gebruik van biobeschikbaarheid metingen voor het inschatten van gehalten in gewas wordt als een kansrijke oplossing gezien. Het meten van metalen in gewas is relatief eenvoudiger. Aanbevolen wordt hiervoor een richtlijn op te stellen t.a.v. de aanbevolen meetmethode. Een richtlijn voor de monsternamen en voorbehandeling van gewassen verdient nog aandacht, ook in relatie tot de methoden die in de praktijk worden gebruikt.

Voor metingen in binnenlucht zijn zowel actieve als passieve monsternamen technieken beschikbaar, waarvoor voordelen en nadelen nog afgewogen moeten worden. Ook emissiemetingen uit de bodem en bodemluchtmetingen moeten nader worden beschouwd. Voor de laatste is het mogelijk lastig om een representatieve meting voor de bodem te doen. Aanbevolen wordt op basis van de gepresenteerde richtlijn en de in de praktijk toegepaste procedures te komen tot een (breed gedragen) richtlijn voor het uitvoeren van

verificatiemetingen voor vluchtige stoffen. Gezien de knelpuntenanalyse is speciale aandacht nodig voor vinylchloride.

#### *Raamwerk verspreidingsrisico's*

De eerste versie van een verbeterd raamwerk voor beoordeling van verspreidingsrisico's moet nader bediscussieerd en ingevuld worden, rekeninghoudend met de toepasbaarheid in de praktijk van de beoordeling van verspreiding en met saneringdoelstellingen. Op basis van het raamwerk zijn onderwerpen aangegeven die (in 2003) uitgewerkt moeten gaan worden (zie hoofdstuk 4), samen met de oplossingsrichtingen die uit de knelpuntenanalyse reeds naar voren kwamen.

#### *Verkenning uitloging*

Via modellering met een uitspoelingsmodel zoals PEARL kan een criterium voor uitloging (verspreiding in onverzadigde zone) worden bepaald. Dit kan zowel op basis van een massabalans (% verdwenen uit leeflaag), van immissie naar de ondergrond (flux vanuit de leeflaag) en van concentraties in het (bovenste) grondwater. Verhoring van de laatste blijkt zeer gevoelig. De gebruikte partitievergelijkingen (met name voor metalen) en het gebruikte scenario moeten nog kritisch worden bekeken bij een vervolg. Een en ander kan in meer detail worden uitgewerkt en eventuele modelaanpassingen kunnen worden gedaan, wanneer beleidsmatige standpunten (randvoorwaarden) worden gesteld. Naast het gebruik van dit uitspoelingsmodel verdient het aanbeveling ook de mogelijkheden van het uitvoeren van locatiespecifieke metingen, waaronder schudproeven bij een vervolg te betrekken.



# Literatuur

## Referenties hoofdstuk 1 en 2

- AKWA/RIZA (2002). Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems; Ernst- & urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems (AKWA-rapport 01.005; RIZA-nota 2001.052. Lelystad.
- Franken, R.O.G., A.J. Baars, G.H. Crommentuijn and P.F. Otte (1999). Proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701015.
- Grontmij (1997). Evaluatie Urgentiesystematiek (in opdracht van Ministerie van VROM). De Bilt.
- Lijzen, J.P.A.; Baars, A.J.; Otte, P.F.; Rikken, M.G.J.; Swartjes, F.A.; Verbruggen, E.M.J.; Van Wezel, A.P. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM rapport 711701 023. RIVM, Bilthoven
- Mesman, M.. (2003). Briefrapport locatie-specifieke ecologische risicobeoordeling op basis van de TRIADE-benadering: de stand van zaken 31/12/02. RIVM, Bilthoven.
- Nijhoff, A G (1996). Risicobeoordeling bij bodemverontreiniging: inventarisatie van knelpunten en oplossingsrichtingen (Rapport PGBO deel 4). Wageningen, 1996.
- Rutgers, M., T. Aldenberg, R.O.G. Franken, D.T. Jager, J.P.A. Lijzen, W.J.G.M. Peijnenburg, A.J. Schouten, T.P. Traas, D de Zwart en L. Posthuma (2000). Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. RIVM Rapport 711701018. RIVM, Bilthoven.
- Rutgers, M., J.J. Bogte, E.M. Dirven-van Breemen en A.J. Schouten (2002). Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een kwantitatieve Triade-benadering. RIVM Rapport 711701026. RIVM, Bilthoven.
- SDU (1997). M. in 't Veld, E.M. Elkenbracht, N.G. van der Gaast, J.M. Wezenbeek. Nader onderzoeksrichtlijn; Ernst-, urgentie- en tijdstipbepaling, SDU uitgevers, Den Haag (1997).
- Swartjes, F.A., P.C. Tromp en J.M. Wezenbeek (2003). Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest. RIVM Rapport 711701034. RIVM, Bilthoven.
- TCB (2002). Advies Wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden. TCB A31(2002). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Tauw/TNO (in voorb.). Praktijkdocument ROSA, Omgaan met mobiele verontreinigingen. Concept aug 2003. SKB-project i.o.v. VROM.
- Van Hall Instituut (1999-2000). Verslagen Workshops 'Werken met SUS' (interne verslagen 14-10-99, 11-10-00, 28-2-01, 10-10-01). Van Hall Instituut, Groningen.
- Van Hall Instituut/VROM (1995-2000). Saneringsurgentiesystematiek, versie 2.2. Groningen/Den Haag,
- Versteeg, E. Asbest in de bodem (Eindrapport SV-515). Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem (SKB), Gouda.
- VROM (1994). Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming (tweede fase). Circulaire van 22 december 1994, kenmerk DBO/16d94001, Str. 1994, nr. 249.
- VROM (1995). Urgentie van bodemsanering: de handleiding. SDU, Den Haag.
- VROM (1998). Circulaire Saneringsregeling Wet bodembescherming: beoordeling en afstemming. Circulaire van 19 december 1997, kenmerk DBO/97587346.
- VROM (2000). Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering. Referentie DBO/1999226863.
- VROM/IPO/VNG (2001). Afwegingsproces voor de aanpak van mobiele verontreinigingen in de ondergrond; procesbeschrijving en landelijke saneringsladder (eindrapport project 'Doorstart A5').
- VROM/RIVM (2002). Jaarverslag Bodemsanering 2001 -de monitoringsrapportage-.

## Referenties hoofdstuk 3.2 (orale biobeschikbaarheid)

- Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J. and van Wezel A.P. (2001). Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and

ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater, RIVM report 711701 023, 2001.

Oomen A.G., Hack A., Minekus M., Zeijdner E., Cornelis C., Schoeters G., Verstraete W., Van de Wiele T., Wragg J., Rompelberg C.J.M., Sips A.J.A.M., van Wijnen J (2002). Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants, Environm. Science and Technology 36, 3326-3334.

Oomen A.G., Rompelberg C.J.M., Bruil M.A., Dobbe C.J.G., Pereboom D.P.K.H. and Sips A.J.A.M. (2003). Development of an in vitro digestion model for estimating the bioaccessibility of soil contaminants, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 44, p281-287 (2003).

Rompelberg C.J.M. en Baars A.J. (2002). Orale biobeschikbaarheid uit de matrix van bepalende studies voor MTRhumaan voor geselecteerde contaminanten: Een literatuurstudie naar gebruikte matrices. Briefrapport, RIVM-project 711701/01/OB, november 2002.

Rompelberg C.J.M. en de Zwart L.L. (2001) Relatieve orale biobeschikbaarheid van contaminanten in bodem: Overzicht van werkzaamheden 1996-2001 met koppeling aan beleidsvragen, RIVM rapport 711701027/2001.

### **Referenties hoofdstuk 3.3 (Meetmethoden contaminanten in gewas)**

Brederode, N.E. van (2002). Protocol gewasonderzoek bij bodemverontreiniging. Bijlage in: GGD-richtlijn Gezondheidsrisico's Bodemverontreiniging (eindconcept oktober 2002). GGD Nederland, Utrecht.

Cornelissen, G., H. Righterink, D.E.M. ten Hulscher, B.A. Vrind, P.C.M. van Noort, Environ. Toxicol. Chem. 20 (2001) 706-711.

EC (2002). Commission directive 2002/63/EC, 11 jul. 2002. Official Journal of the European Communities, L187 (2002) 30-43.

Fiedler, J., H.J. Rösler, (1993). Spurenelemente in der Umwelt, G. Fischer uitgeverij, Duitsland.

Fleuren, R.H.L.J. (dec. 2002) Risico's i.r.t. bodemkwaliteit – Biologische beschikbaarheid: een verkenning, (interne ECO-notitie 02/04). RIVM, Bilthoven.

Harmsen, J. D. Swinkels en A.J. Zweers (2002). Interactieve risicobenadering bodemproblematiek voormalige mijnstreek oostelijk Zuid-Limburg: Literatuuronderzoek PAK-bepaling gewas. Alterra/De straat milieuvadviseurs, Wageningen/Arnhem.

Jong, A.P.M.J. de, en E.A. Hogendoorn (2001). Een nieuwe methodiek voor de bepaling van vrij-opgeloste contaminanten in poriewater, RIVM Briefrapport 414/LOCAJ (31 okt. 2001)

LABO (2000). Bund-Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), ad-hoc AG Arbeitshilfen Qualitätssicherung Teilthema 2.1, Untersuchungsstrategie, Duitsland (jul. 2000)

Marr, L., M.S. Cresser, L. Ottendorf, (1988). Umweltanalytik, G. Thieme uitgeverij, Duitsland

Mayer, P., W.H.J. Vaes, F. Wijnker, K.C.H.M. Legierse, R.H. Kraaij, J. Tolls, J.L.M. Hermens (2000). Environ. Sci. Technol. 34 (2000) 5177-5183

NEN 5740, Bodem-Onderzoeksstrategie bij verkennend onderzoek – Onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van bodem en grond, ICS 13.080.01 (okt. 1999)

NEN 5742, Bodem-Monsterneming van grond en sediment ten behoeve van de bepaling van metalen, anorganische verbindingen, matig vluchtige organische verbindingen en fysisch-chemische bodemkenmerken, UDC 631.42.05, jun. 1991

Peijnenburg, W., R. Franken, A. de Groot, E. Hogendoorn, D.T. Jager, L. Postuma, R. Ritsema (2000), Ecotoxicologische risico's van de verspreiding van baggerspecie uit de regionale wateren op land: Vervolgonderzoek naar de ecologische betekenis van normoverschrijding, RIVM rapport 733007 007 . RIVM, Bilthoven.

Pitarch, E., F. Hernández, E.A. Hogendoorn, A.P.J.M. de Jong, (2003). New efficient methodology for the analysis of freely dissolved hydrophobic organic compounds in pore water; application to the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, in preparation to submit to Anal. Chem.

RIVM (1993). Monsterneming van het gewas op grasland ten behoeve van depositie-onderzoek. RIVM SOP-LBG/423/00 (930101). RIVM, Bilthoven

SDU (1997). M. in 't Veld, E.M. Elkenbracht, N.G. van der Gaast, J.M. Wezenbeek. Nader onderzoeksrichtlijn; Ernst-, urgentie- en tijdstipbepaling, SDU uitgevers, Den Haag (1997)

Versluijs, C.W., en P.F. Otte (2001). Accumulatie van metalen in planten. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701024.

VITO (2002). Aanbevolen methodes voor de bemonstering van bodem, VITO, België (jun. 2002)

Wal, L. van de, S. Hol, C.A.M. Gestel, T.L. van Sinnege, J.L.M. Hermens (may 2001). Predicting uptake of organic contaminants in terrestrial organisms using SPME in a soil system, SETAC Europe 11th annual meeting, Madrid, Spanje Abstract Book, SETAC in press

### **Referenties hoofdstuk 3.4 (Meetmethoden binnenlucht en bodemlucht)**

Bloemen, H.J.Th., T.T.M. Balvers, A.P. Verhoeff, J.H. van Wijnen, P. van der Torn en E. Knol (1992). Ventilatievoud en uitwisseling van lucht in woningen, Ontwikkeling meetmethode en Pilotstudie, RIVM en GGD Amsterdam.

Dietz, R.N., R.W. Goodrich, E.A. Cote en R.F. Wieser (1986). Detailed description and performance of a passieve perfluorcarbon tracer system for building ventilation and air exchange measurements. In: Measured Air Leakage of Buildings, ASTM STP 904, eds. H.R. Trechsel en P.L. Lagus, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp 203-264.

SDU (1997). M. in 't Veld, E.M. Elkenbracht, N.G. van der Gaast, J.M. Wezenbeek. Nader onderzoeksrichtlijn; Ernst-, urgentie- en tijdstipbepaling, SDU uitgevers, Den Haag (1997).

Tauw, 2001. Binnenlucht kwaliteit. Deel 2 Bespreking van meetmethoden (eindconcept). In opdracht van OVAM, België.

### **Referenties hoofdstuk 4 en 5 (Raamwerk verspreiding)**

Anton van de Haar/ IWACO (1999). Ontwikkeling van een pragmatische methodiek voor de beoordeling van verspreidingsrisico's van drijf en zinklagen. Utrecht/Rotterdam.

VROM (1995). Urgentie van bodemsanering: De handleiding. SDU, Den Haag.

VROM/IPO/VNG (2001). Afwegingsproces voor de aanpak van mobiele verontreinigingen in de ondergrond; procesbeschrijving en landelijke saneringsladder (eindrapport project 'Doorstart A5').

### **Referenties hoofdstuk 5 (Verkenning uitloging)**

De Vries, W.; Römkes, PFAM; Rietra, RPJJ; Bonten, L; Ma, WC; Faber, J; Harmsen, J; Bloem, J (in prep.). Afleiding van bodemgebruikswaarden voor landbouw en natuur: De Alterra bijdrage. Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra Document.

IPO/VNG/DGM (1999). Van Trechter naar Zeef; Afwegingsproces saneringsdoelstelling. Opgesteld door KernteamA, vastgesteld door Bever-Regiegroep, redactie W. Kooper en Th Edelman. SDU, Den Haag.

Leistra, M, AMA vd Linden, JJTI Boesten, A Tiktak, F vd Berg (2001). PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Descriptions of the processes in FOCUS PEARL v1.1.1. Alterra, Wageningen, report nr. 013.

Lijzen, J.P.A., F.A. Swartjes, P.F. Otte, W.J. Willems (1999). Bodemgebruikswaarden; Methodiek en uitwerking. RIVM, Bilthoven. RIVM report 711701016.

Otte, P.F., JPA Lijzen, JG Otte, FA Swartjes, CW Versluijs (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. RIVM, Bilthoven, report nr.711701021, pp.125.

Staatsblad (1995). Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewateren-bescherming, Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 1995, nr 567, (92 pag).

Tiktak, A, F van den Berg; JJTI Boesten ; D van Kraalingen; M Leistra; AMA van der Linden (2000). Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands, report nr. 711401 008.

Tiktak, A. (1999) Modeling non-point source pollutants in soils. Applications to the leachng and accumulation of pesticides and cadmium. PhD thesis, University of Amsterdam.

VROM (2000) Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering, Staatcourant, Vol. 39, pp.1-8.

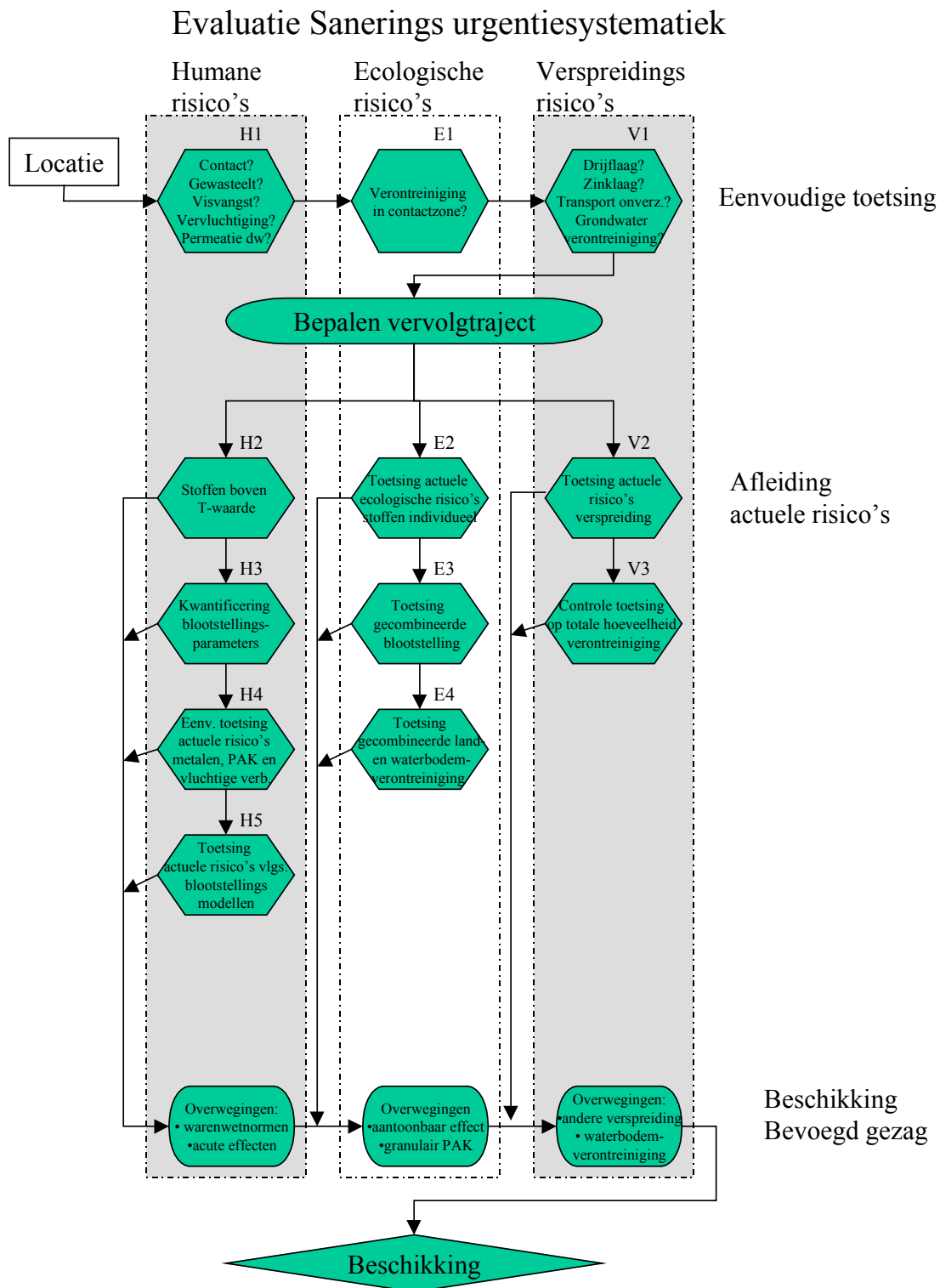


## Bijlage 1-1 Verzendlijst

- 1-2 DGM/BWL-directeur, dhr. drs. H.G. von Meijenfeldt
- 3 (Plv.) Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM, dhr. Y. de Boer
- 4 DGM, Directie Bodem, Water, Landelijk gebied, Afdeling Landelijk gebied en Bodembeheer: dhr. dr. J.M. Roels
- 5 VROM-inspectie, dhr. mr. G.J.R. Wolters
- 6-10 Regionale VROM-Inspecties (Groningen, Arnhem, Haarlem, Rijswijk, Eindhoven)
- 11 Dhr. drs. N.H.S.M. de Wit (DGM/BWL)
- 12 Mw. dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/BWL)
- 13 Mw. dr. T. Crommentuijn (DGM/BWL)
- 14 Mw. drs. E.M. Maas (DGM/SAS)
- 15 Mw. dr. M.E.J. van der Weiden (DGM/SAS)
- 16-33 Onderzoeksbegeleidingsgroep ECO, via dhr. dr M. P.M. Janssen (RIVM-SEC)
- 34-49 Onderzoeksbegeleidingsgroep HUMAAN, via dhr. ir. J.P.A. Lijzen (RIVM-LER)
- 50-63 Leden Werkgroep UI, via mw. dr.T. Crommentuijn (DGM/BWL)
- 64 VNG/WEB, via dhr. J. Verburg (VNG, Den Haag)
- 65 IPO/ABO, via dhr. F. Kok (Prov. Zuid-Holland, Den Haag)
- 66 NARIP, via dhr. dr. H. Leenaers (NITG-TNO, Delft)
- 67 ONRI-werkgroep bodem, via dhr drs. M.F.X. Veul (Witteveen en Bos, Deventer)
- 68 Dhr. dr. J. Vegter (TCB, Den Haag)
- 69 Dhr. ing. P.J. Smit (Van Hall Instituut, Groningen)
- 70 Mw. ing. M Strikwold (Van Hall Instituut)
- 71 Mw. N. van Brederode (GGD Rivierenland)
- 72 Mw. G. Jongmans (GGD Westelijke Mijnstreek)
- 73 Dhr. D. van Eijk (Provincie Zuid-Holland)
- 74 Dhr. C. Kester (Provincie Zuid-Holland)
- 75 Dhr W. Eissens (Provincie Gelderland)
- 76 Mw. M. Wöstens (Provincie Gelderland)
- 77 Mw. drs. A. Hopman (Milieudienst Amsterdam)
- 78 Dhr. ing. J. Souwer (Milieudienst Amsterdam)
- 79 Mw. N. van Herp (Provincie Utrecht)
- 80 Dhr. M. Groenenboom (Gemeentewerken Rotterdam)
- 81 Dhr. T. Bussink (Ingenieursbureau Gemeentewerken Rotterdam)
- 82 Mw. dr. M. Beek (RIZA, Lelystad)
- 83 Dhr. C. Cuypers (RIZA, Lelystad)
- 84 Dhr. dr. ir. P. Römkens (Alterra, Wageningen)
- 85 Dhr. dr. ir. W. de Vries (Alterra, Wageningen)
- 86 Mw. drs. K. Huijsmans (Grontmij, Houten)
- 87 Mw. A. Boshoven (Royal Haskoning, Rotterdam)
- 88 Mw. dr. D. Lud (Tauw, Deventer)
- 89 Dhr. ir. M. Waitz (Tauw, Amsterdam)
- 90 Dhr. J.J. Schreuder (DHV Milieu en Infrastructuur BV, Assen)
- 91 Dhr. F. Rademacher (Gemeente Rotterdam)
- 92 Dhr. drs. J. Tuinstra (Royal Haskoning, Amsterdam)
- 93 Mw. ir. C. Cornelis (VITO, België)
- 94 Mw. dr. G. van Gestel (OVAM, België)
- 95 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie (Den Haag)
- 96 Directie RIVM
- 97 Dr. ir. R.D. Woittiez (dir. MEV)
- 98 Drs. J.H. Canton (hLER)
- 99 Ir. R. van den Berg (hLDL)
- 100 Ir. J.J.G. Kliest (hIMD)

- 101 Dr. W.H. Könemann (hSEC)
- 102 Drs. T.G. Vermeire (SEC)
- 103 Dr. T. Traas (SEC)
- 104 Dr. M. Rutgers (LER)
- 105 Dr. H. van Wijnen (LER)
- 106 Ing. H. den Hollander (LER)
- 107- 116 Auteurs
- 117 SBC / Communicatie
- 118 Bureau Rapportenregistratie
- 119 Bibliotheek RIVM
- 120-125 Bureau Rapportenbeheer
- 126-135 Reserve-exemplaren

# Bijlage 1-2 Stroomschema van de huidige Sanerings Urgentie Systematiek (SUS)



## Bijlage 2-1 Vragenlijst knelpuntenanalyse

De vragenlijst knelpuntenanalyse SUS richt zich op:

- Urgentie door de aanwezigheid van locatiespecifieke humane risico's;
- Urgentie in verband met het risico door verspreiding;

De beoordeling van de urgentie als gevolg van actuele ecotoxicologische risico's volgt een apart traject, waarna in 2003 naar de werkelijke systematiek gekeken kan worden. Niettemin kunnen aspecten met betrekking tot ecologische risico's aan de orde komen waardoor zicht kan worden verkregen op de systematiek als geheel.

Op basis van de onderstaande vragen willen wij vooral kwalitatief meer inzicht krijgen in:

- 1) De wijze van gebruik van de urgentiesystematiek
- 2) De gesignaleerde problemen en
- 3) De gehanteerde oplossingen en het gebruik van alternatieve methoden.

### ***Vragen humane risicobeoordeling***

#### *Acceptatie en gebruik*

1. Geeft de opdrachtgever (bijvoorbeeld het bevoegd gezag) de randvoorwaarden voor de risicobeoordeling aan. Men kan hierbij denken aan het (beoogd) bodemgebruik, het meenemen van de achtergrondblootstelling en het specifiek rekening houden met blootstelling van kinderen.
2. Worden de uitkomsten van de Sanerings Urgentie Systematiek (SUS) vaak ter discussie gesteld door het bevoegd gezag of door de verschillende adviesbureaus?
3. Bij het ter discussie stellen van de uitkomsten van SUS, welke aspecten spelen dan een rol
  - Onzekerheid modelberekeningen
  - Risicobenadering (voorzichtig en behoudend tot slagvaardig of opportunistisch)
  - Gebruik van meetresultaten
  - Interpretatie van metingen en modelberekeningen
  - Definitie en invulling bodemgebruik
  - Landbodem of waterbodem
  - Aard van de verontreiniging (moeilijke stoffen)
  - Andere overwegingen

#### *Verontreinigingen*

4. Welke verontreinigingen worden als moeilijk gezien m.b.t. de beoordeling van het actuele risico en de urgentie? Wat is hiervan de reden.
5. Bijvoorbeeld: Lood
6. Minerale olie
7. Vinylchloride, tri en per-
8. meer.....?
9. Zijn er verontreinigingen waarvoor (naar uw mening) de beoordeling m.b.v. SUS niet leidt tot bevredigende resultaten.

#### *Locatiespecifieke toepassing*

10. Worden vaak de 'default' waarden van SUS voor de verschillende parameters op basis van metingen en/of eigen inzichten aangepast in het SUS?
11. Welke parameters vooral: bodemgebruik, bodemparameters, fractie verontreinigd voedsel, kruipruimte parameters, ingestie en consumptie parameters en stofgegevens?
12. Wat is de reden om default waarden aan te passen
13. Worden bepaalde bodemgebruiksvormen gemist?
14. Worden bepaalde blootstellingsroutes gemist (bijvoorbeeld via vlees, melk en eieren)
15. Wordt er gebruik gemaakt van andere modellen dan SUS (bijvoorbeeld VOLASOIL in geval van een verontreiniging met vluchtige verontreinigingen).

#### *Metten modelleren*

16. In welke mate worden aanvullende metingen gedaan (binnenlucht, gewasanalyses of anderszins)?; wat zijn de belemmeringen om metingen uit te voeren?
17. Welke organisaties/ adviesbureaus voeren (i.v.m. bodemverontreiniging) regelmatig luchtmetingen uit in woningen?



18. Welke organisaties/ adviesbureau voeren (i.v.m. bodemverontreiniging) regelmatig analyses uit van gehalten van verontreinigingen in gewassen.
19. Worden voor aanvullende metingen gestandaardiseerde monsternamen strategieën en analyse protocollen gebruikt? Zo ja, welke?

### ***Verspreidingsrisico***

#### *Acceptatie en gebruik*

20. Hoe vaak wordt uitsluitend SUS gebruikt voor het bepalen van het risico voor verspreiding?
21. Welke problemen worden ervaren bij de afleiding/berekening van het verspreidingsrisico van een grondwaterverontreiniging?
22. Zijn er m.b.t. de beoordeling van het risico van verspreiding aspecten die inhoudelijk onjuist worden gevonden?
23. Ontbreken er m.b.t. de beoordeling van het risico van verspreiding aspecten
24. In geval van een mogelijk risico door verspreiding: wordt er gebruik gemaakt van andere specifieke verspreidingsmodellen?
25. Welke andere benaderingen of methodieken worden toegepast om het verspreidingsrisico te bepalen?
26. Gebruikt u eigen richtlijnen of een handvat om een stand-still situatie aan te tonen (geen verspreidingsrisico)
27. Gebruikt u bepaalde richtlijnen of een handvat om een stabiele eindsituatie aan te tonen?

#### *Meten/modelleren*

28. Worden er vaak aanvullende metingen gedaan om het verspreidingsrisico te bepalen?
29. In welke gevallen worden aanvullende metingen gedaan.
30. Waarop richt men zich bij aanvullende metingen. Men kan denken aan bijvoorbeeld de geohydrologie, adsorptie, stromingssnelheden, historisch onderzoek (ouderdom van de verontreiniging) of anders?
31. Worden metingen gedaan om SUS berekeningen te voeden of om een andere zelfstandige analyse/modellering uit te voeren?
32. Wanneer is volgens u sprake van een drijfslag? Welk criterium wordt hiervoor gebruikt?
33. Wanneer is er volgens u sprake van een zinklaag? Welk criterium wordt hiervoor gebruikt?
34. Zijn drijf- en zinklagen naar uw mening altijd urgent?

### *Resumé*

Naar uw mening:

35. Voldoet, in zijn algemeenheid, SUS om de urgentie van een geval van ernstige bodemverontreiniging eenduidig vast te stellen?
36. In welk deel van de gevallen van (ernstige) bodemverontreiniging wordt SUS gebruikt?
37. Zitten er in SUS overbodige onderdelen?
38. Mist u in SUS bepaalde onderdelen?
39. Komt het vaak voor dat verschillende risicobeoordelaars (SUS toepassers) voor éénzelfde geval van ernstige bodemverontreiniging tot verschillende beoordelingen komen van de urgentie?
40. Vindt u de beoordeling met SUS in zijn algemeenheid voorzichtig (conservatief), gemiddeld (reëel) of onvoorzichtig?
41. Welk onderdeel van SUS zou in ieder geval verbeterd moeten worden?
42. Als u de kwaliteit van SUS zou beoordelen welk cijfer (van 1 tot 10) zou u willen geven aan:

Onderdeel	Cijfer	Kan niet beoordelen/ weet niet
Eenvoudige toetsing		
Humane risico		
Ecologische risico		
Verspreidingsrisico		
Overwegingen		
Volume en Objectscore		
Helpfunctie		
Ander onderdeel: .....		

## Bijlage 2-2 Technische knelpunten uit Nijhoff (1996)

Samenvatting resultaten van Nijhoff (1996). Naast genoemde technische knelpunten zijn in deze rapportage ook beleidsmatige, organisatorische en communicatieve knelpunten opgenomen.

	Technische knelpunten	gesignaleerd in huidige analyse
risico's mens: gegevens	Bepaling representatief bodemgehalte Verandering situatie in de tijd (met name mobiele/vluchtige stoffen) Strategie + procedure meten in contactmedia (w.o. meten lucht mbt vinylchloride, meten in gewas Wat is direct contact (bovenste 0,25 cm?)	ja ja ja, bij meten nee
risico's mens: schatting blootstelling	Ingestie grond overschatting Inhalatie van huisstof belangrijker dan in huidige schatting Berekening permeatie drinkwaterleiding niet zinvol Modellering binnenlucht en gewas verbeteren in relatie tot systematiek verificatie metingen	nee nee nee ja
risico's mens: stoffen	Cyaniden beoordeling onbetrouwbaar i.r.t. planten Kwik-vervluchting Vinylchloride: onuitputtelijke bron Minerale olie	nee (ja, evallIW) nee ja ja
risico's mens: interpretatie blootstelling	Tijdsaspect in blootstelling en TDI/ tijdelijke overschrijding TDI (als kind) Omgaan met achtergrondblootstelling verschillend Omgaan met gecombineerde blootstelling Matrix-effecten grond en gewas Beoordelen macroparameters (Cl en NH3) gewenst Verschillende risicogrenswaarden door uiteenlopende interpretaties toxicologische grenswaarden (o.a. lood) Verwachte gezondheidseffecten op TDI/TCL niveau <u>niet</u> nadelig Afstemming met andere toxicologische 'informatiebronnen' (bv. GR) Differentiatie luchtnormen en afstemming TCL en TDI met bv MAC, LAC Misinterpretatie van normen: geen afstemming normen en basis van de norm niet breed bekend	nee nee (ja, BGW) ja ja nee ja nee nee nee nee
risico op verspreiding	Scheiding pad en objectbenadering gewenst Systematiek te simplistisch om werkelijke volumetoename te schatten Heterogeniteit van de bodem en verontreiniging Geen identificatie van bedreigde objecten in de toekomst Afbraak	nee ja ja nee ja
risico's ecosysteem	Onduidelijk of het gaat om intrinsieke waarde of gebruikswaarde Huidige systematiek is geen actuele risicobeoordeling, instrumentarium daarvoor is afwezig (voor waterbodem wel) Evenwichtspartitie versus interne dosis concept Geen onderscheid puntbronnen en diffuse bronnen (bij waterbodem wel) Afwegen verschillende invloeden (naast verontreiniging bv. verwijderen zaadbanken, verlaging grondwaterstand) Geen bescherming specifieke soorten of gebruikswaarden Bio-assays geven indicatie van effecten, maar niet geschikt voor aangeven % beschermde soorten; past dit binnen generieke benadering	nee ja nee nee nee nee nee nee

## Bijlage 5-1 Invoer van Kp waarden in PEARL

Hoewel PEARL met Kp-waarden kan rekenen, is het gebruik van de Graphical User Interface, in de huidige PEARL versie, dan niet meer mogelijk. Bij de invoering van Kom waarden treedt dit probleem niet op. Om die reden zijn de Kp-waarden voor zink getransformeerd naar zogenaamde pseudo-Kom waarden.

*Pseudo Kom = Kp / %org. stof*

In de PEARL berekeningen wordt weer een omgekeerde correctie met het organische stofgehalte in d betreffende bodemlaag op uitgevoerd, waardoor uiteindelijk toch de juiste partitie effectief is. Er is gerekend met Kom waarden voor zink van 1350, 3800 en 10700 l/kg bij pH 5, 6 en 7 en reductiefactoren per bodemlaag zoals vermeld in onderstaande tabel.

Tabel: Pseudo-Kom waarden voor zink en de reductiefactor voor de invloed van diepte op de adsorptie

diepte (m)	Pseudo-Kom waarde			Reductie -factor
	pH=5	pH=6	pH=7	
0-1,3	40	113	319	0,03
1,3-1,5	236	666	1876	0,175
1,5-1,7	994	2802	7898	0,74
1,7-2,0	1349	3803	10719	1

## Bijlage 5-2 Input-file zink

\* INPUT FILE for Pearl version 1.1  
 \* Generated by Pearl 1.2 sr-13 (November 2000) on 12/07/2002  
 13:17:20

-----

\* This file is intended to be used by expert users.

\*

\* Contact addresses:

-----

\* Aaldrik Tiktak                    Jos Boesten  
 \* RIVM                                Alterra  
 \* PO BOX 1                            PO BOX 47  
 \* 3720 BA Bilthoven                6700 AA Wageningen  
 \* The Netherlands                The Netherlands  
 \* e-mail: a.tiktak@rivm.nl        j.j.t.i.boesten@alterra.wag-  
 ur.nl

\*

\* (c) RIVM/Alterra

-----

\* Run characterization:

\* RunID = 9

\* ProjectID = 5

\* Name = Leeftlaag zink pH5, 2 m

\* ChangeDetection = 0.954521591542289

\* DisableResults = True

\* IsRestrictedRun = False

\* SelectedForExecution =

\* LocationCode = LEEFBILTFB

\* CultivationSequenceCode = No

\* SubstanceCode = ZINC5

\* ApplicationSchemeCode = No

\* IrrigationSchemeCode = No

\* DepositionSchemeCode = No

\* TillageSchemeCode = No

\* TimStart = 01/01/1980

\* TimEnd = 31/12/2080

\* FocusResultsThere = False

\* ResultsDetailed = There

\* ResultsSummary = There

\* DetailedOutput = True

\* PrintCumulatives = True

\* OptReportCode = No

\* AmaSysEnd = 0

\* OptDelTimEvt = NoRepeat

\* RepeatHydrology = True

\* DelTimPrn = 5

\* DelTimSwaMin = 1E-7

\* DelTimSwaMax = 0.2

\* ThetaTol = 0.001

\* OptDateFormatCode = DaysFromSta

\* OptHyd = OnLine

\* ZGrwLevSta = 2

\* ZFoc = 1

\* RealFormat = G12.4

\* CreationDate = 30/05/2002

\* ModificationDate = 04/07/2002

-----

-----

\* Section 1: Control section

-----

1 FocusGUIVersion  
 1 FocusDataBaseVersion  
 Yes ScreenOutput  
 01-Jan-1980 TimStart  
 31-Dec-2080 TimEnd  
 0 AmaSysEnd (kg.ha-1)  
 0.001 ThetaTol (m3.m-3)

5 DelTimPrn (d)  
 Yes RepeatHydrology  
 OnLine OptHyd  
 1E-7 DelTimSwaMin (d)  
 0.2 DelTimSwaMax (d)  
 No OptDelOutput  
 Yes PrintCumulatives

-----

\* Section 2: Soil section

-----

LEEFLAAG\_Soil SoilTypeID  
 LEEFBILTFB Location  
 table SoilProfile  
 ThiHor NumLay  
 (m)  
 1.3 26  
 0.2 8  
 0.2 4  
 0.3 6  
 2 20  
 end\_table  
 table horizon SoilProperties  
 Nr FraSand FraSilt FraClay CntOm pH  
 (kg.kg-1) (kg.kg-1) (kg.kg-1) (kg.kg-1) (-)  
 1 0.92 0.05 0.03 0.047 4.7  
 2 0.96 0.02 0.02 0.008 4.4  
 3 0.95 0.03 0.02 0.0019 4.6  
 4 0.94 0.04 0.02 0.0014 4.6  
 5 0.93 0.05 0.02 0 4.6

end\_table

table horizon VanGenuchtenPar  
 Nr ThetaSat ThetaRes Alpha n KSat l  
 (m3.m-3) (m3.m-3) (cm-1) (-) (m.d-1) (-)  
 1 0.43 0.01 0.0249 1.507 0.1746 -0.14  
 2 0.43 0.01 0.0249 1.507 0.1746 -0.14  
 3 0.36 0.01 0.0224 2.167 0.1321 0  
 4 0.36 0.01 0.0224 2.167 0.1321 0  
 5 0.36 0.01 0.0224 2.167 0.1321 0

end\_table

Input OptRho  
 table horizon Rho (kg.m-3)  
 1 1310  
 2 1540  
 3 1640  
 4 1650  
 5 1650

end\_table

0.01 ZPndMax (m)  
 1 FacEvpSol (-)  
 0.63 CofRedEvp (cm1/2)

Table horizon LenDisLiq (m)

1 0.05  
 2 0.05  
 3 0.05  
 4 0.05  
 5 0.05

end\_table

MillingtonQuirk OptCofDifRel  
 2 ExpDifLiqMilNom (-)  
 0.67 ExpDifLiqMilDen (-)  
 2 ExpDifGasMilNom (-)  
 0.67 ExpDifGasMilDen (-)

-----

\* Section 3: Weather and irrigation section

-----

DEBIL-M MeteoStation  
 Input OptEvp  
 52.1 Lat  
 2 Alt (m)  
 9.97 TemLboSta (C)  
 No OptIrr  
 No IrrigationScheme

-----

\* Section 4a: Lower boundary flux

```

*-----
2          ZGrwLevSta (m)
FncGrwLev  OptLbo
table GrwLev (m)
01-Jul 2
end_table
-0.25     FlvLiqLboAvg (m.a-1)
0.1       FlvLiqLboAmp (m)
01-Oct    DayFlvLiqLboMax
Elliptic  OptShapeGrwLev
-1.1     HeaDraBase (m)
500      RstAqt (d)
-1.4     HeaAqfAvg (m)
0.2      HeaAqfAmp (m)
01-Apr   TimHeaAqfMax (d)
-0.0112  CofFncGrwLev (m.d-1)
-2.5     ExpFncGrwLev (m-1)
table h (m)
01-Jan -1
31-Dec -1
end_table
*-----
* Section 4b: Drainage/infiltration section
*-----
0          NumDraLev

*-----
* Section 5: Compound section
*-----

ZINC5 SubstanceName
table compounds
ZINC5
end_table
65.4      MolMas_ZINC5 (g.mol-1)
table FraPrtDau (mol.mol-1)
end_table
NonOptimumConditions OptCntLiqTraRef_ZINC5
1000000  DT50Ref_ZINC5 (d)
20       TemRefTra_ZINC5 (C)
0.7      ExpLiqTra_ZINC5 (-)
1        CntLiqTraRef_ZINC5 (kg.kg-1)
54       MolEntTra_ZINC5 (kJ.mol-1)
table horizon FacZTra (-)
1 1
2 0.95
3 0.74
4 0.33
5 0
end_table
table horizon FacZSor (-)
1 0.03
2 0.175
3 0.74
4 1
5 1
end_table
pH-independent OptCoffre_ZINC5
1350     KomEqL_ZINC5 (L.kg-1)
1        ConLiqRef_ZINC5 (mg.L-1)
0.9      ExpFre_ZINC5 (-)
0        PreVapRef_ZINC5 (Pa)
20       TemRefVap_ZINC5 (C)
23200    SlbWatRef_ZINC5 (mg.L-1)
20       TemRefSlb_ZINC5 (C)
40       MolEntSlb_ZINC5 (kJ.mol-1)
100      MolEntVap_ZINC5 (kJ.mol-1)
0        CofDesRat_ZINC5 (d-1)
0        FacSorNeqEqL_ZINC5 (-)
0        FacUpt_ZINC5 (-)
0.01     ThiAirBouLay (m)
Lumped   OptDspCrp
1000000  DT50DspCrp (d)
1000000  DT50PenCrp (d)
1000000  DT50VolCrp (d)

```

```

1000000  DT50TraCrp (d)
0.0001   FacWasCrp (m-1)
20       TemRefDif_ZINC5 (C)
4.3E-5   CofDifWatRef_ZINC5 (m2.d-1)
0.43     CofDifAirRef_ZINC5 (m2.d-1)
*-----
* Section 6: Management section
*-----

No ApplicationScheme
1         ZFoc (m)
NoRepeat  DelTimEvt (a)
table Applications
end_table
table VerticalProfiles
end_table
table TillageDates
end_table
table interpolate CntSysEqL (mg.kg-1)
0 340
1 340
end_table
table interpolate CntSysNeq (mg.kg-1)
0 0
50 0
end_table
No DepositionScheme
table FlmDep (kg.ha-1.d-1)
end_table
*-----
* Section 7: Crop section
*-----

No CropCalendar
Yes        RepeatCrops
Fixed      OptLenCrp
table Crops
end_table
*-----
* Section 8: Output control
*-----

table VerticalProfiles
end_table
No        OptReport
DaysFromSta  DateFormat
G12.4      RealFormat
table OutputDepths (m)
0.05
0.1
0.2
0.3
0.4
0.5
0.75
1
2
end_table

```

## Bijlage 5-3 Input-file fenantreen

\* INPUT FILE for Pearl version 1.1  
 \* Generated by Pearl 1.2 sr-13 (November 2000) on 12/07/2002 13:44:48

-----  
 \* This file is intended to be used by expert users.  
 \*  
 \* Contact addresses:  
 \* Aaldrik Tiktak                    Jos Boesten  
 \* RIVM                                Alterra  
 \* PO BOX 1                            PO BOX 47  
 \* 3720 BA Bilthoven                6700 AA Wageningen  
 \* The Netherlands                The Netherlands  
 \* e-mail: a.tiktak@rivm.nl        j.j.t.i.boesten@alterra.wag-ur.nl  
 \* (c) RIVM/Alterra

-----  
 \* Run characterization:  
 \* RunID = 134  
 \* ProjectID = 9  
 \* Name = Leeflaag met fenanthrene op bouwstoffenbesluit niveau (vervuilde grond)  
 \* ChangeDetection = 0.580519956769422  
 \* DisableResults = True  
 \* IsRestrictedRun = False  
 \* SelectedForExecution =  
 \* LocationCode = LEEFLAAG  
 \* CultivationSequenceCode = No  
 \* SubstanceCode = PHEN  
 \* ApplicationSchemeCode = No  
 \* IrrigationSchemeCode = No  
 \* DepositionSchemeCode = No  
 \* TillageSchemeCode = No  
 \* TimStart = 01/01/1980  
 \* TimEnd = 31/12/2080  
 \* FocusResultsThere = False  
 \* ResultsDetailed = There  
 \* ResultsSummary = There  
 \* DetailedOutput = True  
 \* PrintCumulatives = True  
 \* OptReportCode = No  
 \* AmaSysEnd = 0  
 \* OptDelTimEvt = NoRepeat  
 \* RepeatHydrology = True  
 \* DelTimPrn = 1  
 \* DelTimSwaMin = 1E-7  
 \* DelTimSwaMax = 0.2  
 \* ThetaTol = 0.001  
 \* OptDateFormatCode = DaysFromSta  
 \* OptHyd = OnLine  
 \* ZGrwLevSta = 1  
 \* ZFoc = 1  
 \* RealFormat = G12.4  
 \* CreationDate = 14/05/2002  
 \* ModificationDate = 27/05/2002

-----  
 \* Section 1: Control section  
 \*-----

1 FocusGUIVersion  
 1 FocusDataBaseVersion  
 Yes ScreenOutput  
 01-Jan-1980 TimStart  
 31-Dec-2080 TimEnd  
 0 AmaSysEnd (kg.ha-1)  
 0.001 ThetaTol (m3.m-3)  
 1 DelTimPrn (d)  
 Yes RepeatHydrology  
 OnLine OptHyd  
 1E-7 DelTimSwaMin (d)

0.2 DelTimSwaMax (d)  
 No OptDelOutput  
 Yes PrintCumulatives

-----  
 \* Section 2: Soil section  
 \*-----

LEEFLAAG-S\_Soil SoilTypeID  
 LEEFLAAG Location  
 table SoilProfile  
 ThiHor NumLay  
 (m)  
 1.3 26  
 0.2 4  
 0.2 4  
 0.3 6  
 2 40  
 end\_table  
 table horizon SoilProperties  
 Nr FraSand FraSilt FraClay CntOm pH  
 (kg.kg-1) (kg.kg-1) (kg.kg-1) (kg.kg-1) (-)  
 1 0.92 0.05 0.03 0.047 4.7  
 2 0.96 0.02 0.02 0.008 4.4  
 3 0.95 0.03 0.02 0.0019 4.6  
 4 0.94 0.04 0.02 0.0014 4.6  
 5 0.93 0.05 0.02 0 4.6  
 end\_table  
 table horizon VanGenuchtenPar  
 Nr ThetaSat ThetaRes Alpha n KSat l  
 (m3.m-3) (m3.m-3) (cm-1) (-) (m.d-1) (-)  
 1 0.43 0.01 0.0249 1.507 0.1746 -0.14  
 2 0.43 0.01 0.0249 1.507 0.1746 -0.14  
 3 0.36 0.01 0.0224 2.167 0.1321 0  
 4 0.36 0.01 0.0224 2.167 0.1321 0  
 5 0.36 0.01 0.0224 2.167 0.1321 0  
 end\_table  
 Input OptRho  
 table horizon Rho (kg.m-3)  
 1 1310  
 2 1540  
 3 1640  
 4 1650  
 5 1650  
 end\_table  
 0.01 ZPndMax (m)  
 1 FacEvpSol (-)  
 0.63 CofRedEvp (cm1/2)  
 Table horizon LenDisLiq (m)  
 1 0.05  
 2 0.05  
 3 0.05  
 4 0.05  
 5 0.05  
 end\_table  
 MillingtonQuirk OptCofDifRel  
 2 ExpDifLiqMilNom (-)  
 0.67 ExpDifLiqMilDen (-)  
 2 ExpDifGasMilNom (-)  
 0.67 ExpDifGasMilDen (-)

-----  
 \* Section 3: Weather and irrigation section  
 \*-----

DEBIL-M MeteoStation  
 Input OptEvp  
 52.1 Lat  
 2 Alt (m)  
 9.97 TemLboSta (C)  
 No OptIrr  
 No IrrigationScheme  
 \*-----  
 \* Section 4a: Lower boundary flux  
 \*-----  
 1 ZGrwLevSta (m)  
 FncGrwLev OptLbo

```

table GrwLev (m)
01-Jan 2
31-Dec 2
end_table
-0.25 FlvLiqLboAvg (m.a-1)
0.1 FlvLiqLboAmp (m)
01-Oct DayFlvLiqLboMax
Elliptic OptShapeGrwLev
-1.1 HeaDraBase (m)
500 RstAqt (d)
-1.4 HeaAqfAvg (m)
0.2 HeaAqfAmp (m)
01-Apr TimHeaAqfMax (d)
-0.0112 CofFncGrwLev (m.d-1)
-2.5 ExpFncGrwLev (m-1)
table h (m)
01-Jan -1
31-Dec -1
end_table
*-----
* Section 4b: Drainage/infiltration section
*-----

0 NumDraLev

*-----
* Section 5: Compound section
*-----

PHEN SubstanceName
table compounds
PHEN
end_table
178 MolMas_PHEN (g.mol-1)
table FraPrtDau (mol.mol-1)
end_table
NonOptimumConditions OptCntLiqTraRef_PHEN
1000000 DT50Ref_PHEN (d)
20 TemRefTra_PHEN (C)
0.7 ExpLiqTra_PHEN (-)
1 CntLiqTraRef_PHEN (kg.kg-1)
54 MolEntTra_PHEN (kJ.mol-1)
table horizon FacZTra (-)
1 1
2 0.95
3 0.74
4 0.33
5 0
end_table
table horizon FacZSor (-)
1 0.03
2 0.175
3 0.74
4 1
5 1
end_table
pH-independent OptCofFre_PHEN
9874 KomEqL_PHEN (L.kg-1)
1 ConLiqRef_PHEN (mg.L-1)
1 ExpFre_PHEN (-)
0.0151 PreVapRef_PHEN (Pa)
20 TemRefVap_PHEN (C)
0.85 SlbWatRef_PHEN (mg.L-1)
20 TemRefSlb_PHEN (C)
40 MolEntSlb_PHEN (kJ.mol-1)
100 MolEntVap_PHEN (kJ.mol-1)
0 CofDesRat_PHEN (d-1)
0 FacSorNeqEqL_PHEN (-)
0 FacUpt_PHEN (-)
0.01 ThiAirBouLay (m)
Lumped OptDspCrp
1000000 DT50DspCrp (d)
1000000 DT50PenCrp (d)
1000000 DT50VolCrp (d)
1000000 DT50TraCrp (d)
0.0001 FacWasCrp (m-1)

```

```

20 TemRefDif_PHEN (C)
4.3E-5 CofDifWatRef_PHEN (m2.d-1)
*-----
* Section 6: Management section
*-----

No ApplicationScheme
1 ZFoc (m)
NoRepeat DelTimEvt (a)
table Applications
end_table
table VerticalProfiles
end_table
table TillageDates
end_table
table interpolate CntSysEqL (mg.kg-1)
0 9.4
1 9.4
end_table
table interpolate CntSysNeq (mg.kg-1)
0 0
50 0
end_table
No DepositionScheme
table FlmDep (kg.ha-1.d-1)
end_table
*-----
* Section 7: Crop section
*-----

No CropCalendar
Yes RepeatCrops
Fixed OptLenCrp
table Crops
end_table
*-----
* Section 8: Output control
*-----

table VerticalProfiles
end_table
No OptReport
DaysFromSta DateFormat
G12.4 RealFormat
table OutputDepths (m)
0.05
0.1
0.2
0.3
0.4
0.5
1
2

```

