

NOBIS 95-2-11

RESTRISK; VERSPREIDING EN RISICO'S VAN RESTCONCENTRATIES IN BODEM EN  
GRONDWATER

Fase 1: Ontwikkeling van een beoordelingsmethodiek voor locaties met stagnerende grond-  
watersanering

dr.ir. F.C. van Geer (Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO)

drs. F.A. Hanneman (TAUW Milieu B.V.)

drs. A.J. Palsma (TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie)

dr.ir. A.J.C. Sinke (TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie)

dr.ir. C.B.M. te Stroet (Technische Universiteit Delft)

drs. R.M.C. Theelen (TAUW Milieu B.V.)

dr.ir. J.C.M. de Wit (TAUW Milieu B.V.)

juni 1997

Gouda, CUR/NOBIS

Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-situ Sanering

### **Auteursrechten**

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

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken, mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt. "8"RESTRISK; Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater - Fase 1: Ontwikkeling van een beoordelingsmethodiek voor locaties met stagnerende grondwatersanering", juni 1997, CUR/NOBIS, Gouda."

### **Aansprakelijkheid**

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

### **Copyrights**

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

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned. "8"RESTRISK; Spreading and risks of remaining contaminants in soil and groundwater after remediation - Phase 1: Development of a method to evaluate stagnant remediations of groundwater", June 1997, CUR/NOBIS, Gouda, The Netherlands."

### **Liability**

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

**Titel rapport**CUR/NOBIS rapportnummer

RESTRISK; Verspreiding en risico's van 95-2-11

restconcentraties in bodem en grondwater

Fase 1: Ontwikkeling van een beoordelingsmethodiek **Project rapportnummer**voor locaties met stagnerende grondwatersanering 95-2-11 fase 1

---

**Auteur(s)**Aantal bladzijdendr.ir. F.C. van Geer **Rapport:** 94drs. F.A. Hanneman **Bijlagen:** 12

drs. A.J. Palsma

dr.ir. A.J.C. Sinke

dr.ir. C.B.M. te Stroet

drs. R.M.C. Theelen

dr.ir. J.C.M. de Wit

---

**Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)**

AKZO NOBEL Engineering B.V. (ir. A.A.G. Verhulst, 026-3663200)

BP Oil Europe (ir. W. Roelofs, 32-2-6877854)

Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam (drs. A.J.M. Schelwald-van der Kley, 0180-315654)

SHELL International Oil Products B.V. (ir. G. Beuming, 070-3776047)

TAUW Milieu B.V. (drs. R.M.C. Theelen, 0570-699654)

Universiteit Utrecht (dr. P.F.M. van Gaans, 030-2537453)

Technische Universiteit Delft (dr.ir. C.B.M. te Stroet, 015-2697160)

Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO (dr.ir. F.C. van Geer, 015-2697135)

TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie (dr.ir. A.J.C. Sinke, 055-5493116)

---

**Uitgever**CUR/NOBIS, Gouda

---

**Samenvatting**

Dit rapport beschrijft de eerste fase van het project RESTRISK dat als doel heeft het ontwikkelen en testen van een methodiek voor het inschatten van de risico's van de restverontreiniging in de eindfase van een sanering, op grond waarvan kan worden besloten tot stopzetten dan wel extensivering van de sanering.

Er is gekozen voor een werkwijze, waarbij vier cases zijn geselecteerd, waarvan de verspreiding van de verontreiniging als gevolg van het stopzetten of extensiveren van de sanering is onderzocht, alsmede de daarmee samenhangende risico's.

Het blijkt mogelijk te zijn om tot een beoordeling van de verspreiding en de daarmee samenhangende risico's te komen. Bovendien is gebleken dat het saneringsverloop gedurende de sanering met een simpele modellering en globale karakteristieken van de bodem kan worden beschreven. Dit opent de mogelijkheid de methodiek toe te passen zonder onevenredig grote inspanningen te doen voor de modellering.

Extensieve scenario's (intermitterend saneren) die bij één van de cases zijn doorgerekend, geven een sterke indicatie dat met dergelijke scenario's efficiënter kan worden gesaneerd. Het ligt voor de hand om een extensief scenario niet pas bij stagnatie in beschouwing te nemen, maar al vanaf het begin van een sanering.

---

**Trefwoorden****Gecontroleerde termen:**Vrije trefwoorden:

in situ bodemsanering, restconcentraties, BTEX, gechloreerde koolwaterstoffen

risico's stagnerende saneringen, verspreiding

---

**Titel project**Projectleiding

RESTRISK; Verspreiding en risico's van Nederlands Instituut voor Toegepaste

restconcentraties in bodem en grondwater Geowetenschappen TNO

(dr.ir. F.C. van Geer, 015-2697135)

---

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

CUR/NOBIS, Postbus 420, 2800 AK Gouda



**Report title**

---

RESTRISK; Spreading and risks of remaining  
contaminants in soil and groundwater after remediation

Phase 1: Development of a method to evaluate stag-**Project report number**  
nant remediations of groundwater95-2-11 phase 1

---

**Author(s)Number of pages**

dr.ir. F.C. van Geer**Report:** 94

drs. F.A. Hanneman**Appendices:** 12

drs. A.J. Palsma

dr.ir. A.J.C. Sinke

dr.ir. C.B.M. te Stroet

drs. R.M.C. Theelen

dr.ir. J.C.M. de Wit

---

**Excecutive organisation(s) (Consortium)**

AKZO NOBEL Engineering B.V. (ir. A.A.G. Verhulst, 026-3663200)

BP Oil Europe (ir. W. Roelofs, 32-2-6877854)

Rotterdam Municipal Port Management (drs. A.J.M. Schelwald-van der Kley, 0180-315654)

SHELL International Oil Products B.V. (ir. G. Beuming, 070-3776047)

TAUW Milieu Consultancy B.V. (drs. R.M.C. Theelen, 0570-699654)

University of Utrecht (dr. P.F.M. van Gaans, 030-2537453)

Technical University of Delft (dr.ir. C.B.M. te Stroet, 015-2697160)

Netherlands Institute of Applied Geoscience TNO (dr.ir. F.C. van Geer, 015-2697135)

TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation (dr.ir. A.J.C. Sinke, 055-5493116)

---

**Publisher**

CUR/NOBIS, Gouda

---

**Abstract**

This report describes the first phase of the RESTRISK project, which aim is to develop and test a methodology to evaluate the risks of remaining contaminants in soil and groundwater at the end of a remediation in order to decide if the remediation should be continued or stopped.

Four cases have been selected of which the spreading of contaminants and resulting risks due to termination of the remediation have been studied.

The project demonstrated that it is possible to evaluate the spreading of the remaining contaminant and the accompanying risks after remediation has stopped.

---

**Keywords****Controlled terms:Uncontrolled terms:**

risks, spreading, stagnantBTEX, chlorinated solvents

in situ remediation

---

**Project titleProjectmanagement**

RESTRISK; Spreading and risks of remainingNetherlands Institute of Applied

contaminants in soil and groundwater after remediationGeoscience TNO

(dr.ir. F.C. van Geer, 015-2697135)

---

This report can be obtained by: CUR/NOBIS, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands

Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)



## VOORWOORD

Het NOBIS-project RESTRISK is mede mogelijk gemaakt door de inzet van AKZO NOBEL Engineering B.V., BP Oil Europe, Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam, Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen TNO, SHELL International Oil Products B.V., TAUW Milieu B.V., Technische Universiteit Delft, TNO Milieu Energie en Procesinnovatie en Universiteit Utrecht.

Speciale dank van het consortium gaat uit naar de heer Koolenbrander van TAUW Milieu B.V. die de discussie, die tijdens de workshop RESTRISK heeft plaatsgehad, heeft neergelegd in een verslag dat is opgenomen in dit rapport en aan mevrouw Nijhof van TAUW Milieu B.V. die de discussie van de sessie "RESTRISK" in de praktijk en aspecten van beleidsimplementatie heeft geleid.

juni 1997





# INHOUD

SAMENVATTING .....	viii
SUMMARY.....	xi
Hoofdstuk1INLEIDING.....	1
1.1Probleemstelling en doelstelling.....	1
1.2Organisatiestructuur .....	3
1.3Rapportindeling.....	3
Hoofdstuk2OVERZICHT VAN HET PROJECT .....	5
2.1Aanpak van het project.....	5
2.1.1Stappenplan.....	5
2.1.2Selectie van de sites .....	5
2.1.3Beschrijving van de sites en hypothese van de stagnatie.....	6
2.1.4Voorspelling met scenario's .....	6
2.1.5Workshop.....	6
2.1.6Opzet tot generalisatie en eindrapportage.....	6
2.2Aspecten met betrekking tot de risicobeoordeling.....	7
2.2.1Huidige rol van risicobeoordeling bij bodemverontreiniging .....	7
2.2.2Beoordeling van actuele risico's van een restverontreiniging .....	7
2.2.3Beoordeling van toekomstige risico's van een restverontreiniging .....	8
2.2.4Knelpunten bij de beoordeling van risico's van restverontreinigingen .....	8
2.2.5RESTRISK en RMK.....	9
Hoofdstuk3RESTRISK BESLISSYSTEMATIEK .....	13
3.1Inleiding.....	13
3.2Toelichting van de globale beslissystematiek.....	14
3.3Het 7-stappenplan voor de standaardevaluatie .....	17
3.3.1Systematiek.....	17
3.3.2Stap 1: Analyse van de bestaande gegevens.....	17
3.3.3Stap 2: Hypothese voor de stagnatie .....	17
3.3.4Stap 2a: Nadere analyse van de bestaande gegevens.....	18
3.3.5Stap 3: Schematisering en ontwerp van het model .....	18
3.3.6Stap 4: Beschrijven van het saneringsverloop .....	18
3.3.7Stap 4a: Complexere modellen .....	19
3.3.8Stap 4b: Nadere analyse van de bestaande gegevens.....	19
3.3.9Stap 4c: "Worst case" benadering .....	19
3.3.10Stap 5: Formuleren van alternatieven voor de huidige sanering.....	19
3.3.11Stap 6: Voorspellen van de verspreiding .....	19
3.3.12Stap 7: Vaststellen van de risico's.....	20
3.4Consequenties van het 7-stappenplan en monitoring.....	20
3.5Het 7-stappenplan getoetst aan de praktijk.....	20
Hoofdstuk4VERSPREIDINGSPROCESSEN EN MODELLEREN.....	21
4.1Inleiding.....	21
4.2Verspreidingsprocessen .....	21
4.2.1Grondwaterstroming.....	22
4.2.2Stoftransport .....	22
4.2.3Oplossen van puur product.....	25
4.3Discretisatie van het heterogene bodemsysteem.....	25
4.4Keuze van computermodellen .....	26

4.5Uitbreiding naar andere (biologische) in situ sanerings- technieken .....	28
<b>Hoofdstuk5CASE 1: BTEX-VERONTREINIGING .....</b>	<b>31</b>
5.1Beschrijving van case 1 .....	31
5.1.1Beschrijving van de locatie.....	31
5.1.2Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop .....	33
5.2Hypothese voor de stagnatie van de sanering .....	33
5.3Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop.....	34
5.3.1Opzet van het model .....	34
5.3.2Opbouw van het model .....	35
5.3.3Modelresultaten .....	36
5.4Voorspellingsscenario.....	39
5.4.1Verspreiding van verontreinigende stoffen na stoppen van de onttrekking .....	39
5.5Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen.....	40
5.6Conclusies .....	41
5.6.1Restrisiko van de stagnerende sanering.....	41
5.6.2Toepasbaarheid van de stappenplanmethode.....	41
<b>Hoofdstuk6CASE 2: BTEX-VERONTREINIGING .....</b>	<b>43</b>
6.1Beschrijving van case 2 .....	43
6.1.1Beschrijving van de locatie.....	43
6.1.2Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop .....	44
6.2Hypothese voor de stagnatie van de sanering .....	45
6.3Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop.....	46
6.3.1Opzet van het model .....	46
6.3.2Opbouw van het model .....	46
6.3.3Modelresultaten .....	47
6.4Voorspellingsscenario.....	51
6.4.1Verspreiding van verontreinigende stoffen na stoppen van de onttrekking .....	51
6.4.2Verspreiding van verontreinigende stoffen bij intermit- terend saneren .....	55
6.5Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen.....	57
6.6Conclusies .....	59
6.6.1Restrisiko van de stagnerende sanering.....	59
6.6.2Toepasbaarheid van de stappenplanmethode.....	59
<b>Hoofdstuk7CASE 3: GECHLOREERDE VERBINDINGEN.....</b>	<b>61</b>
7.1Beschrijving van case 3 .....	61
7.1.1Beschrijving van de locatie.....	61
7.1.2Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop .....	61
7.2Hypothese voor de stagnatie van de sanering .....	63
7.3Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop.....	64
7.3.1Opzet van het model .....	64
7.3.2Opbouw van het model .....	64
7.3.3Modelresultaten .....	64
7.4Voorspellingsscenario.....	68
7.5Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen.....	68
7.6Conclusies .....	68
7.6.1Restrisiko van de stagnerende sanering.....	68
7.6.2Toepasbaarheid van de stappenplanmethode.....	69
<b>Hoofdstuk8CASE 4: GECHLOREERDE VERBINDINGEN.....</b>	<b>71</b>
8.1Beschrijving van case 4 .....	71

8.1.1	Beschrijving van de locatie.....	71
8.1.2	Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop .....	73
8.2	Hypothese voor de stagnatie van de sanering .....	73
8.3	Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop.....	74
8.3.1	Opzet van het model .....	74
8.3.2	Opbouw van het model .....	74
8.3.3	Modelresultaten .....	75
8.4	Voorspellingsscenario.....	77
	8.4.1Verspreiding van verontreinigende stoffen na stoppen van de onttrekking .....	78
	8.4.2Verspreiding van verontreinigende stoffen met natuurlijke afbraak.....	78
8.5	Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen.....	79
8.6	Conclusies .....	80
8.6.1	Restrisico van de stagnerende sanering.....	80
8.6.2	Toepasbaarheid van de stappenplanmethode.....	80
	 Hoofdstuk9EVALUATIE .....	83
9.1	Modelmatige beschrijving van de cases.....	83
9.2	Inzichten in relevante processen.....	84
9.3	Voorspellingsscenario's .....	84
	9.3.1Voorspellingsscenario's: De onzekerheden in de voor- spelling.....	84
	9.3.2Voorspellingsscenario's: Het stopzetten van de sanering .....	85
	9.3.3Voorspellingsscenario's: Intermitterend saneren.....	85
	9.3.4Voorspellingsscenario's: Het optreden van natuurlijke afbraak.....	85
9.4	Monitoringsprogramma .....	86
9.5	Risico-analyse.....	86
9.6	Evaluatie van het stappenplan.....	86
	 Hoofdstuk10CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.....	89
10.1	Conclusies .....	89
10.2	Aanbevelingen .....	90
	 LITERATUUR .....	93
	 BijlageACHECKLIST VAN INFORMATIE	
	 BijlageBVERSLAG VAN DE WORKSHOP	
	 BijlageCDEELNEMERSLIJST VAN DE WORKSHOP	
	 BijlageDPROGRAMMA VAN DE WORKSHOP	

## SAMENVATTING

### **RESTRISK; Verspreiding en risico's van restconcentraties in bodem en grondwater**

In het project RESTRISK wordt beoogd een methodiek op te stellen voor het inschatten van de risico's van de restverontreiniging in de eindfase van een sanering, op grond waarvan kan worden besloten tot stopzetten, dan wel extensivering van de sanering.

In het project zijn twee fasen onderscheiden.

De doelstelling van fase 1 is:

Het ontwikkelen van een methodiek voor het inschatten van de risico's van de restverontreiniging in de eindfase van een sanering, op grond waarvan kan worden besloten tot stopzetten, dan wel extensivering van de sanering, op basis van analyse van 4 stagnerende grondwatersaneringen.

De doelstelling van fase 2 is:

Het generaliseren van de methodiek uit fase 1. Daarbij zal ook de verbreding van de methodiek naar een integrale risicobegeleiding van het hele saneringstraject in beschouwing worden genomen. Ook zal aandacht worden besteed aan mogelijkheden om de methodiek op een verantwoorde wijze te vereenvoudigen.

Fase 2 valt uiteen in fase 2<sup>a</sup> en 2<sup>b</sup> waarbij:

- a. fase 2<sup>a</sup> zich richt op de nadere invulling van de beoordelingscriteria en de inbedding in het beleid;
- b. fase 2<sup>b</sup> zich richt op het opvullen van de meest relevante kennisleemten met betrekking tot de beoordeling van de veranderingen van de verontreinigingssituatie als gevolg van het stoppen dan wel extensiveren van de sanering.

Dit rapport beschrijft de resultaten van fase 1.

Uit de doelstelling van fase 1 blijkt dat het project zich beperkt tot gevallen van stagnerende grondwatersaneringen. Dit zijn saneringen waarbij de concentraties in het opgepompte water gedurende langere tijd (vele jaren) op een min of meer constant niveau blijven hangen, nadat die concentraties initieel een sterke afname vertoonden. In een dergelijke situatie is het de vraag of het doorgaan met onttrekken van grondwater wel efficiënt is en de vraag dringt zich op of het niet beter is om de grondwatersanering te stoppen of te extensiveren. Met het project RESTRISK wordt beoogd een structuur te ontwikkelen, waarbinnen deze afweging kan worden gemaakt. Het al dan niet acceptabel zijn van bepaalde risico's was binnen het project geen onderwerp van discussie.

Er is gekozen voor een werkwijze waarbij vier cases zijn geselecteerd waarvan de verspreiding van de verontreiniging als gevolg van het stoppen of extensiveren van de grondwatersanering is onderzocht, alsmede de daarmee samenhangende risico's. Verspreiding is dus vooral als pad gezien in de bron-pad-object benadering. Het risico op verspreiding, zoals dat in de huidige systematiek is vastgelegd, is niet expliciet aan de orde geweest. Vervolgens is een aanzet gegeven om de bevindingen te generaliseren tot een algemene methodiek. Deze methodiek is vervat in het 7-stappenplan. De rode lijn daarbij is om de bewerkingen zo eenvoudig mogelijk te houden. Dit houdt in dat de processen zo ver mogelijk worden teruggebracht tot de hoofdzaken.

#### *Stap 1: Analyse bestaande gegevens*

Hierbij worden de relevante gegevens geïventariseerd die nodig zijn om de oorzaak van de stagnatie vast te stellen (zie stap 2).

#### *Stap 2: Hypothese voor stagnatie*

Men moet een goed beeld van de processen hebben die leiden tot stagnatie om de verandering in de concentraties te kunnen inschatten die optreden nadat de grondwatersanering is gestopt of geëxtensiveerd. Als geen hypothese mogelijk is, moet aanvullend onderzoek worden gedaan.

#### *Stap 3: Schematisatie en modelontwerp*

Nadat een hypothese voor stagnatie is gesteld, wordt een schematisch model gemaakt om het saneringsverloop mathematisch te beschrijven. Dit model moet alleen de dominante processen zo eenvoudig mogelijk weergeven. Als met een ééndimensionale beschrijving kan worden volstaan, is een twee- of driedimensionale beschrijving niet nodig.

#### *Stap 4: Beschrijven van het saneringsverloop*

De toets of het model van stap 3 voldoet is of het historische saneringsverloop acceptabel kan worden beschreven. In een aantal stappen kunnen steeds complexere modellen worden toegepast en/of kan aanvullende informatie worden verzameld. Als geen bevredigende beschrijving van het saneringsverloop kan worden verkregen, wordt volstaan met een "worst case" benadering.

#### *Stap 5: Formuleren van alternatieven*

Hierbij worden één of meer scenario's (stoppen of verschillende alternatieven van extensiveren) geformuleerd.

#### *Stap 6: Voorspellen van de verspreiding*

Op basis van het numerieke model wordt een voorspelling gedaan hoe de concentraties van de verontreiniging in de grond en het grondwater zich zullen ontwikkelen bij de geselecteerde scenario's.

#### *Stap 7: Vaststellen van de risico's*

Ten slotte worden de risico's als gevolg van de voorspelde verspreiding vastgesteld. Hiertoe is de gangbare systematiek toegepast. De feitelijk beslissing of de risico's al dan niet acceptabel zijn vallen buiten het kader van RESTRISK.

Het stappenplan is met de vier geselecteerde cases doorlopen. Twee cases betroffen sites met een BTEX-verontreiniging. De twee andere cases betroffen verontreinigingen met gechloroerde verbindingen. De bevindingen van de vier geselecteerde cases zijn gepresenteerd op een workshop aan belanghebbenden. De conclusies en aanbevelingen zijn mede gebaseerd op de discussie die tijdens deze workshop is gehouden.

Het bleek mogelijk om tot een beoordeling van de verspreiding en de daarmee samenhangende risico's te komen. Bovendien bleek dat het saneringsverloop gedurende de sanering met een simpele modellering en globale karakteristieken van de bodem en de verontreinigende stoffen voldoende kan worden beschreven. Dit opent de mogelijkheid om het stappenplan toe te passen zonder onevenredig grote inspanningen te doen voor de modellering.

Een andere conclusie is dat het meetprogramma tijdens een sanering, zoals dat nu in de praktijk wordt uitgevoerd, veelal niet toegesneden is op de modellering van de relevante processen. De meeste informatie wordt verkregen in de beginfase van de sanering, wanneer er grote veranderingen in concentraties optreden. In deze beginfase van een sanering moet derhalve hoogfrequent worden gemeten. Daarentegen kan de meetfrequentie in de staart van de sanering omlaag, omdat met een beperkt aantal metingen verspreid over de tijd de staart van de sanering adequaat kan worden beschreven.

De extensievere scenario's die bij case 2 zijn doorgerekend (intermitterend saneren), geven een sterke indicatie dat met dergelijke scenario's efficiënter kan worden gesaneerd. Het verdient aanbeveling om de mogelijkheden van extensievere scenario's verder te onderzoeken. In een praktijksituatie kan worden geverifieerd of het scenario werkelijk efficiënter is. Bovendien

lijkt het voor de hand liggend om een extensief scenario niet alleen in het geval van een stagnerende sanering in beschouwing te nemen, maar vanaf het begin van de sanering. Er moet dan wel worden geanticipeerd op langere doorlooptijden van de sanering.

Op verschillende plaatsen in het stappenplan lijken "short cuts" mogelijk. Bijvoorbeeld bij lage concentraties verontreiniging kan met een beknopte modellering worden volstaan, waarin alleen de trends goed worden beschreven; bij hoge concentraties moeten de uitkomsten statistisch worden onderbouwd en moet een gevoeligheidsanalyse worden gemaakt. Bovendien kan ervaringskennis worden ingebracht (zie b.v. conclusie ten aanzien van de BTEX-modellen). Om een praktische toepassing te waarborgen, verdient het aanbeveling om "short cuts" te identificeren en te onderbouwen.

Voor de inbedding van de methodiek in een beleidsmatig kader moet eerst worden getest in hoeverre het ontwikkelde stappenplan, dat "technisch" van aard is, past in een breder kader. Om dit uit te voeren, wordt aanbevolen een jury te formeren waarin bevoegd gezag, probleem-eigenaren en VROM zitting hebben. Deze jury wordt gedurende het beoordelingstraject via het 7-stappenplan frequent geconfronteerd met informatie (voorspellingen), die door de kennis-producenten wordt aangeleverd. Centraal hierbij is op welk moment er voldoende mate van vertrouwen in de voorspelde effecten is om een beslissing te kunnen nemen en op welke wijze dit kan worden gegeneraliseerd in het beleid.

## SUMMARY

### **RESTRISK; Spreading and risks of remaining contaminants in soil and groundwater after remediation**

The project "RESTRISK" proposes a methodology to estimate the risk of contaminants which remain at the end of a remediation. Based on an estimation of the remaining risks a decision can be made to end a remediation or continue it in a less intensive way.

The project was split up into two phases. The goal of phase 1 is:

To develop a methodology to estimate risks resulting from the remaining contaminants at the end of a remediation, which can be used to evaluate termination of a remediation or continuation in a less intensive way, based on analysis of four sites of which groundwater was remediated.

The goal of phase 2 is:

To generalise the methodology developed in phase 1. In phase 2 the methodology will be extended so that it can also be used to evaluate risks during an earlier stage of the remediation. Furthermore an effort will be made to simplify the methodology while preventing losses of accuracy and reliability.

Phase 2 will be split up into phase 2<sup>a</sup> and 2<sup>b</sup>:

- a. phase 2<sup>a</sup> will focus on the development of evaluation criteria and the embedding of the methodology into regulatory framework;
- b. phase 2<sup>b</sup> will focus on evaluation of changes of the contamination due to termination or continuation of the remediation in a less intensive way.

This report presents the results of phase 1.

According to the goal of phase 1 this project is confined to remediations of groundwater which have proven to be stagnant. Remediation of groundwater is regarded stagnant, when the concentration of contaminants in pumped groundwater remains at a constant value during a long period of remediation, after a first rapid decrease has been observed. In case of stagnation it is questionable if an ongoing remediation is efficient. Termination or continuation of remediation in a less extensive way is probably more efficient. The project RESTRISK aims to develop a methodology which will assist the decision about termination or continuation of remediation. The acceptability of risks remaining after termination of remediation are not discussed within the framework of this project.

Risks caused by the spreading of contaminants following termination remediation or continuation remediation in a less intensive way have been evaluated of four sites.

In this project spreading of contaminants has mainly been regarded as path within the "source-path-object" approach. The risk of spreading of contaminants, as addressed by current regulations, hasn't been a topic of this project. Furthermore a start has been made to generalise the results of the study into a more general methodology. The layout of the methodology is summarized in a seven steps approach. The main goal was to keep this approach as simple as possible. This implies that only key processes are addressed

*Step 1: Analysis of available data*

An inventory is made of data which is required to identify the cause of stagnation (see also step 2).

*Step 2: Hypothesis of stagnation*

Identification of processes which possibly result in stagnation is essential in order to properly estimate changes of concentration after remediation is terminated or continued in a less intensive way. If it is not possible to pose a hypothesis about the cause of stagnation, further research is required.

*Step 3: Discretisation and model design*

After a hypothesis is posed about the cause of stagnation, a model should be designed with which remediation can be described. Only key processes should be incorporated within the model. If, for instance, an one dimensional model successfully describes reality, two- or three dimensional models are not considered.

*Step 4: Modelling remediation*

The designed model is validated by comparing results with the measured progress of remediation. The model can be adjusted stepwise by using more complex models or by gathering additional data. If the model doesn't describe the progress of remediation satisfactory (after several adjustments have been made), a worst case scenario should be used as input for the risk assessment.

*Step 5: Identification of alternative remediation strategies*

Several alternative remediation strategies are proposed.

*Step 6: Prediction of spreading of contaminants*

A numerical model is used to predict the future concentration of contaminants resulting from the proposed remediation strategies.

*Step 7: Estimation of risks*

At last the risks resulting from the proposed remediation strategy are estimated using the current regulatory approach. The actual decision about the acceptability of the risks doesn't belong to the scope of RESTRISK.

The seven steps approach was applied to four cases. Two sites are contaminated with BTEX. The sites of the two remaining cases are contaminated with chlorinated solvents. The results of the seven steps approach have been discussed with parties concerned during a workshop. The conclusions and recommendations of this report are partially based on the outcome of the workshop.

The project showed that it is possible to evaluate the spreading and risks using the seven steps approach. Furthermore a simple numerical model based on a global characterisation of the soil and the contamination seemed to accurately describe the progress of remediation. This implies that the application of the seven steps approach is possible without having to make a large effort to model sites numerically.

Another conclusion is that measurement campaigns conducted during remediation are not suitable to obtain relevant data which is required to model key processes. Most useful data can be obtained at the beginning of a remediation, when large changes in concentration occur. Therefore key parameters should be frequently measured during the initial phase of a remediation, whereas the frequency of measurements can be diminished when tailing occurs.

Less intensive remediation strategies which have been modelled in case 2 (non-continuous pump and treat) indicate that those strategies are more efficient. It is recommended to pay more attention to those strategies in future research. Applying those strategies to real world



cases could prove that they are more efficient. Furthermore application of non continuous pump and treat should be taken into account as a remediation strategy at the beginning of a remediation. However a prolonged duration of the remediation should be anticipated for.

Several short cuts can be made using the seven steps approach. If sites are contaminated at a low concentration level, a global model which describes trends well is sufficient; If sites are contaminated at a high concentration level, predictions of the model should be evaluated statistically and a sensitivity analysis should be carried out. Furthermore expert knowledge should be incorporated into the seven steps approach (see also the conclusion about models used for description of BTEX sites). In order to enhance the applicability of the methodology it is recommended to identify possible short cuts within the methodology.

To fully embed the methodology within a regulatory framework, tests should be carried out to prove the general applicability of the methodology. Therefore it is proposed to confront a jury, composed of owners of contaminated land and the Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM), with results of the application of the seven steps approach to real world sites. The main goal of this confrontation is to find out if, and when the seven steps approach provides the jury with enough information to make a decision about terminating remediation or continue it in a less intensive way.

# HOOFDSTUK 1

## INLEIDING

### 1.1 Probleemstelling en doelstelling

Momenteel hebben in Nederland op uitgebreide schaal in situ saneringen plaats. Onder in situ saneringen wordt in dit rapport verstaan saneringen waarbij wordt getracht om verontreinigde bodem zonder grondverzet door middel van manipulatie van de grondwaterstroming en/of stimulatie van biologische afbraak te saneren. Het verloop van deze saneringen wordt vaak gekenmerkt door snelle initiële verwijdering van het goed beschikbare deel van de verontreiniging. Daarna nemen de concentraties in het opgepompte water nog maar langzaam af en worden de nagestreefde concentraties slechts na langere tijd bereikt (tot vele tientallen jaren). In het project RESTRISK wordt beoogd een methodiek op te stellen voor het inschatten van de risico's van de restverontreiniging in de eindfase van een sanering, op grond waarvan kan worden besloten tot stopzetten, dan wel extensivering van de sanering.

In het project zijn twee fasen onderscheiden.

De doelstelling van fase 1 is:

Het ontwikkelen van een methodiek voor het inschatten van de risico's van de restverontreiniging in de eindfase van een sanering, op grond waarvan kan worden besloten tot stopzetten, dan wel extensivering van de sanering, op basis van analyse van 4 stagnerende grondwater-saneringen.

De doelstelling van fase 2 is:

Het generaliseren van de methodiek uit fase 1. Daarbij zal ook de verbreding van de methodiek naar een integrale risicobegeleiding van het hele saneringstraject in beschouwing worden genomen. Ook zal aandacht worden besteed aan mogelijkheden om de methodiek op een verantwoorde wijze te vereenvoudigen.

Fase 2 valt uiteen in fase 2<sup>a</sup> en 2<sup>b</sup> waarbij:

- a. fase 2<sup>a</sup> zich richt op de nadere invulling van de beoordelingscriteria en de inbedding in het beleid;
- b. fase 2<sup>b</sup> zich richt op het opvullen van de meest relevante kennisleemten met betrekking tot de beoordeling van de veranderingen van de verontreinigingssituatie als gevolg van het stoppen dan wel extensiveren van de sanering.

Dit rapport is de verslaglegging van fase 1 van het project RESTRISK.

Stagnerende grondwatersaneringen vormen een groot probleem voor het bevoegd gezag en de eindgebruikers. Een vereiste voor het analyseren van de restrisico's van stagnerende saneringen is dat er voldoende gegevens beschikbaar zijn die het saneringsverloop adequaat beschrijven. Dit houdt in dat er hoogfrequent moet zijn gemeten in de beginfase van de sanering wanneer de verandering van de concentratie groot is en dat er voldoende lang concentraties zijn gemeten om "de staart" in het saneringsverloop adequaat te kunnen beschrijven. Bij stagnerende grondwatersaneringen is dit het geval, bij veel andere in situ saneringen (nog) niet.

Stagnatie van een grondwatersanering kan veel oorzaken hebben. Vaak treden ook verschillende oorzaken tegelijkertijd op. Zonder een volledig overzicht te willen geven, kan worden gesteld dat als belangrijke oorzaken voor stagnatie onder meer worden gezien:

- hydraulische heterogeniteit van de bodem, waardoor het niet goed mogelijk is om de bodem gelijkmatig door te spoelen. Het gevolg hiervan is dat er min of meer stagnerende zones zijn die als een secundaire verontreinigingsbron optreden;
- andere eigenschappen van de verontreinigende stoffen (b.v. niet-lineaire sorptie en niet-evenwichtssorptie);

- veranderende eigenschappen van de bodem, het grondwater en de verontreinigende stoffen, onder andere als gevolg van het verdwijnen van de meest mobiele componenten en chemische reacties;
- (veranderingen in) de biobeschikbaarheid, waardoor de afbraak langzamer verloopt dan was aangenomen;
- niet optimaal functioneren van de technische installatie, zoals onttrekkingspunten.

Bij veel stagnerende grondwatersaneringen dringt de vraag zich op of het "eindeloos" door blijven gaan met grondwater onttrekken wel efficiënt is. Vanuit de invalshoek van beleid en regelgeving kan worden gesteld dat de saneringsdoelstelling (streefwaarde) niet is gehaald, zeker niet overall binnen de locatie. Bovendien is vaak niet precies in te schatten hoeveel verontreiniging er nog in de bodem en het grondwater aanwezig is en is de kans groot dat er verspreiding plaatsheeft, zolang er nog verontreinigingen in de bodem en het grondwater aanwezig zijn. Het lijkt echter niet zinvol om door te gaan met de sanering, terwijl er nauwelijks vooruitgang in de sanering wordt geboekt. Bovendien zijn de concentraties vaak beneden de interventiewaarden en lijken intuïtief de humane risico's en de ecotoxicologische risico's bij het stoppen of extensiveren van de sanering verwaarloosbaar klein.

Tot op heden bestaat er in Nederland geen structuur waarbinnen het mogelijk is om de (hoge) kosten van het in stand houden van een stagnerende sanering af te wegen tegen de effectiviteit ervan. In het bijzonder is het gewenst om een kader te scheppen waarbinnen de veranderingen van de verontreinigingssituatie als gevolg van het stoppen dan wel extensiveren van de sanering kunnen worden afgewogen tegen de saneringskosten. Onder de veranderingen van de verontreinigingssituatie wordt verstaan de optredende verspreiding als gevolg van het stoppen of extensiveren van de sanering en de daarmee samenhangende veranderingen in de humane risico's en de ecotoxicologische risico's.

Met het project RESTRISK wordt beoogd een structuur te ontwikkelen, waarbinnen de bovenbedoelde afweging kan worden gemaakt. Deze structuur moet in elk geval de volgende elementen bevatten:

- karakterisatie van de aard en omvang van de nog aanwezige restverontreiniging;
- hypothese van de oorzaak (of oorzaken) van de optredende stagnatie;
- voorspelling ten aanzien van de te verwachten veranderingen van de verontreinigingssituatie bij het stoppen dan wel extensiveren van de sanering;
- afweging van de inspanningen (kosten) van de sanering tegen de risico's van de te verwachten veranderingen van de verontreinigingssituatie bij het stoppen dan wel extensiveren van de sanering;
- controle van de veranderingen door middel van monitoring.

Met nadruk wordt hier vermeld dat binnen het project RESTRISK de systematiek van het beoordelen van risico's, alsmede de vraag of bepaalde risico's wel of niet acceptabel zijn, niet ter discussie staat. Het gaat in het project RESTRISK uitsluitend om het ontwikkelen van een structuur, waarbinnen deze beslissingen kunnen worden genomen.

In principe zijn er twee mogelijkheden om zo'n structuur te ontwikkelen. Er kan worden begonnen met een generiek schema en vervolgens kan worden getracht dit generieke schema voor individuele gevallen te concretiseren. Hierbij is het risico aanwezig dat het schema op een te hoog abstractieniveau blijft hangen. In het project RESTRISK is daarom gekozen om met een beperkte set reële saneringsgevallen te beginnen en vervolgens te trachten de bevindingen te generaliseren. In het verloop van het project bleek toch dat het noodzakelijk was om iteratief te werk te gaan. Er is al in een vrij vroeg stadium een schets gemaakt van het schema (stapenplan), dat naar aanleiding van de reële gevallen telkens is bijgesteld.

## **1.2 Organisatiestructuur**

Het project is uitgevoerd als onderzoeksproject in het kader van het ICES-programma NOBIS door een consortium van de volgende bedrijven en instellingen:

*Bedrijven en instellingencontactpersoon*  
AKZO NOBEL Engineering B.V.ir. A.A.G. Verhulst  
BP Oil Europeir. W. Roelofs  
Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdamdrs. A.J.M. Schelwald-van der Kley  
ir. C.E.H.M. Buijs  
SHELL International Oil Products B.V.ir. G. Beuming  
TAUW Milieu B.V.drs. R.M.C. Theelen  
Universiteit Utrecht dr. P.F.M. van Gaans  
Technische Universiteit Delft dr.ir. C.B.M. te Stroet  
Nederlands Instituut voor Toegepaste dr.ir. F.C. van Geer (penvoerder)  
Geowetenschappen TNO  
TNO Milieu, Energie en Procesinnovatiedrs. A.J. Palsma (tot 1/3/97)  
dr.ir. A.J.C. Sinke (na 1/3/97)

### **1.3 Rapportindeling**

Dit rapport bevat 10 hoofdstukken, die uiteenvallen in drie groepen.

De eerste vier hoofdstukken zijn algemeen van aard (niet site-specifiek). Na de inleiding in hoofdstuk 1 is in hoofdstuk 2 de aanpak van het project beschreven. Hierin is een overzicht gegeven van de verschillende activiteiten die zijn uitgevoerd en de onderlinge samenhang tussen die activiteiten. Bovendien is een korte beschouwing gegeven van relevante aspecten van risicobeoordeling, zoals die in de praktijk plaatsheeft. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 het stappenplan gepresenteerd. Dit stappenplan is de structuur waarbinnen de beoordeling plaatsheeft van de te verwachten veranderingen in de concentraties bij stopzetten of extensiveren van de grondwatersanering. Het stappenplan vormt de kern van het project RESTRISK. Als afsluiting van de eerste algemene groep wordt in hoofdstuk 4 een kort overzicht gegeven van de relevante processen die de verspreiding van verontreinigingen in de ondergrond bepalen.

De hoofdstukken 5 tot en met 8 bevatten de locatie-specifieke beschrijvingen van de vier geselecteerde sites. Per hoofdstuk wordt één site besproken. Elk hoofdstuk bestaat uit een beschrijving van de locatie, een hypothese van de stagnatie van de grondwatersanering, een prognose van de veranderingen in het verspreidingsgedrag van de verontreiniging als gevolg van stoppen of extensiveren en een beoordeling van de risico's die samenhangen met deze prognose. Bovendien zijn locatie-specifieke conclusies gegeven.

Na de vier locatie-specifieke hoofdstukken wordt in hoofdstuk 9 een evaluatie van de vier sites gepresenteerd, waarbij observaties van het gebruik van het stappenschema aan de orde komen. Ten slotte worden in hoofdstuk 10 conclusies en aanbevelingen gedaan van de eerste fase. Hierin zijn ook de resultaten van de workshop RESTRISK verwerkt. In bijlage A vindt u een checklist van informatie die nodig is voor het doorlopen van het stappenplan. Een verslag van de workshop RESTRISK is bijgevoegd als bijlage B, alsmede de deelnemerslijst (zie bijlage C) en het programma (zie bijlage D).

## HOOFDSTUK 2

### OVERZICHT VAN HET PROJECT

#### 2.1 Aanpak van het project

Het activiteitenplan van fase 1 van het project RESTRISK omvat de volgende zes activiteiten:

1. selectie van de sites;
2. inventarisatie van de gegevens;
3. hypothese van de oorzaak van de stagnatie;
4. voorspelling met scenario's;
5. workshop;
6. opzet tot generalisatie en eindrapportage.

Bij de uitvoering van het project bleek het noodzakelijk om al in een vroeg stadium een idee te hebben van de structuur waarin de beoordeling van de risico's van restconcentraties moet passen. Er is daarom al in het begin van het project een stappenplan opgezet waarbinnen de verschillende activiteiten een rol spelen. Dit stappenplan is in het verloop van het project telkens geëvalueerd en is één van de belangrijkste producten van fase 1 van het onderzoek. Voordat de activiteiten worden behandeld, wordt eerst in 2.1.1 een korte typering gegeven van het stappenplan.

In de hierna volgende paragrafen wordt per activiteit kort beschreven wat de activiteit inhoudt, waarom de activiteit noodzakelijk is en wat het resultaat van de activiteit is. Daarbij moet worden aangetekend dat de activiteiten 2 en 3 simultaan zijn uitgevoerd. Deze activiteiten zullen daarom ook tegelijk worden beschreven.

##### 2.1.1 *Stappenplan*

Het stappenplan, dat verder wordt uitgewerkt in hoofdstuk 3, is één van de belangrijkste producten van fase 1 van het project RESTRISK. Het stappenplan geeft de structuur waarbinnen de beschrijving van de sites, het stellen van de hypothesen, de voorspelling van de scenario's en de risico-afweging moeten worden gemaakt. Ook de momenten waarop additionele informatie noodzakelijk is, zijn in het stappenplan aangegeven.

Het stappenplan geeft een bepaalde hiërarchie in de verschillende activiteiten aan. De rode draad hierbij is dat er bij het beoordelen van de restrisico's niet meer inspanning hoeft te worden gepleegd dan strikt noodzakelijk is. Met andere woorden, als met een globale beschrijving voldoende nauwkeurige voorspellingen kunnen worden gedaan, is het niet nodig meer informatie te verzamelen of geavanceerdere modellen te gebruiken. De vier geselecteerde sites zijn aan de hand van het stappenplan geanalyseerd en beoordeeld.

##### 2.1.2 *Selectie van de sites*

De eerste activiteit die is uitgevoerd, is het selecteren van vier sites die geschikt zijn om de RESTRISK-methodiek te ontwikkelen. Bij de selectie van de sites zijn als belangrijkste criteria en randvoorwaarden gehanteerd:

- het saneringsproces stagneert;
- het stagnatieniveau van de sites moet verschillen;
- de geselecteerde sites moeten gezamenlijk representatieve doorsneden zijn van in Nederland voorkomende saneringen;
- de sites moeten verschillen wat betreft geologie en bodemtype, heterogeniteit en type van verontreiniging;
- er moeten voldoende gegevens beschikbaar zijn met betrekking tot heterogeniteit, bodemopbouw, omvang van verontreiniging, oorzaken van stagnatie en saneringsverloop;
- sites moeten bij voorkeur niet al te ingewikkeld zijn.

Het zal duidelijk zijn dat lang niet voor alle mogelijke combinaties van randvoorwaarden een site kon worden geselecteerd. De vier geselecteerde sites zijn beschreven in de hoofdstukken 5 tot

en met 8.

### *2.1.3 Beschrijving van de sites en hypothese van de stagnatie*

Het basisidee achter het inschatten van de risico's bij het stoppen dan wel extensiveren van een stagnerende grondwatersanering is dat de relevante processen eerst voldoende bekend moeten zijn. Dit betekent dat de lokale geohydrologie moet worden beschreven en dat er een hypothese moet worden gesteld waarom de sanering stagneert. Daarbij was het uitgangspunt om de processen tot een zo eenvoudig mogelijk niveau terug te brengen. Dit houdt in dat er niet wordt uitgegaan van een geavanceerde modellering, maar juist alleen van een modellering die de hoofdzaken voldoende in beeld kan brengen. Voor het voorspellen (zie 2.1.4) is het noodzakelijk een (conceptueel of numeriek) stromingsmodel ter beschikking te hebben. Een belangrijke eis die aan zo'n model moet worden gesteld is dat het verloop van de sanering er in voldoende mate mee kan worden beschreven. Het resultaat van deze activiteiten is een hypothese van stagnatie, die onderbouwd is met een modelmatige beschrijving van het saneringsverloop.

### *2.1.4 Voorspelling met scenario's*

De hypothese van de oorzaken van de sanering dient als basis voor het vaststellen van één of meer scenario's. In het algemeen zijn er drie scenario's mogelijk: stoppen, extensiveren of doorgaan. Het spreekt vanzelf dat het scenario "extensiveren" een groot aantal alternatieven kan omvatten. Met het model dat is afgeleid bij de hypothese worden de effecten van de scenario's doorgerekend. Daarbij staat de verspreiding van de verontreiniging centraal. Met name de inschatting van de verandering van de concentraties in de ruimte en de tijd als gevolg van stoppen dan wel extensiveren is het belangrijkste doel. Uit de voorspelde concentratieverdeling wordt met de gangbare methodiek bepaald hoe de bijbehorende risico's zullen uitvallen. Deze voorspelde risico's bepalen uiteindelijk of het betreffende scenario wel of niet acceptabel is. Met behulp van de voorspelde veranderingen in concentraties kunnen nu ook aanbevelingen worden gedaan voor de monitoring, waarmee te zijner tijd kan worden geconstateerd of de werkelijkheid met de voorspelling in overeenstemming is.

### *2.1.5 Workshop*

De doelstelling van de workshop is tweeledig:

- het presenteren van de bevindingen en voorlopige conclusies uit het project RESTRISK naar een groter publiek van belanghebbenden, alsmede het aanzetten van een brede discussie over deze bevindingen en conclusies;
- het geven van een aanzet tot de invulling van de fasen 2<sup>a</sup> en 2<sup>b</sup> van het project RESTRISK.

### *2.1.6 Opzet tot generalisatie en eindrapportage*

De bevindingen bij het uitwerken van de vier sites en de conclusies en aanbevelingen vormen de basis om een aanzet te geven tot een generalisatie van de beoordelingsmethodiek, hetgeen zijn weerslag vindt in een eindrapportage.

## **2.2 Aspecten met betrekking tot de risicobeoordeling**

### *2.2.1 Huidige rol van risicobeoordeling bij bodemverontreiniging*

Mogelijke risico's van een bodemverontreiniging spelen een belangrijke rol bij de beoordeling van het belang van verder ingrijpen. Deze risico's bepalen of een sanering gewenst is en doen een uitspraak over het spoedeisende karakter van zo'n sanering. Bovendien kan het een rol spelen bij het beoordelen van saneringsalternatieven en prioritering, en kunnen einddoelen van een sanering door middel van een risicobeoordeling worden vastgesteld. Voor sommige van de genoemde aspecten is de rol van de risicobeoordeling daarbij nauwkeurig omschreven; er bestaan procedurele beschrijvingen, zoals de Urgentiesystematiek. Voor andere doelen worden procedures ontwikkeld, of wordt de methode van invulling en uitwerking overgelaten aan de expertise van de uitvoerende partij.

In de bestaande methoden van risicobeoordeling wordt uitgegaan van "actuele" risico's. Actuele risico's bepalen het belang van een bodemverontreiniging voor de direct betrokken mens en

het ecosysteem ter plaatse, met inachtneming van de heersende locatie-specifieke omstandigheden. Met mogelijke wijzigingen van de locatie-specifieke omstandigheden wordt geen rekening gehouden. Ook de mate van verspreiding wordt binnen de huidige methodiek "actueel" beoordeeld: conform de Urgentiesystematiek wordt geen rekening gehouden met aspecten, zoals natuurlijke afbraak en verschillen in de lokale geohydrologie. Bovendien worden de risico's van verspreiding "as such" beoordeeld: het is gebaseerd op het "stand still" principe dat een bestaande verontreiniging niet tot een nieuwe verontreiniging mag leiden. Vanwege het feit dat verspreiding als zodanig een risico inhoudt, wordt geen rekening gehouden met verspreiding als pad: toekomstige risico's van mens of ecosysteem buiten de actuele locatie ten gevolge van het verplaatsen van een verontreiniging. Binnen het project RESTRISK wordt echter verspreiding als pad juist wel in de beoordeling betrokken. Het beoordelen van een stagnerende grondwatersanering kent twee aspecten:

- de "actuele" situatie, waarbij een sanering actief is;
- de toekomstige situatie, waarbij de effecten van een verandering in de saneringsstrategie wordt beoordeeld. Dit laatste is dus inclusief een fysieke verspreiding van de verontreiniging.

### *2.2.2 Beoordeling van actuele risico's van een restverontreiniging*

De "actuele" risico's van een restverontreiniging kunnen met de bestaande methodiek worden beoordeeld. Risico's van mensen op de locatie kunnen worden getoetst door de blootstelling van de mensen aan stoffen uit de verontreiniging te vergelijken met het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau. De blootstelling kan op verschillende manieren worden bepaald: met blootstellingsmodellen, zoals CSOIL en HESP, of met behulp van metingen van de verontreiniging in contactmedia op de locatie. Daarnaast kunnen biomonitoring bij mensen (gehalten in bloed, lever-enzymactiviteiten e.d.) en epidemiologische studies worden gebruikt. Voor een ecosysteem kunnen actuele risico's worden beoordeeld op basis van de methode in de Urgentiesystematiek op basis van de HC<sub>50</sub>, of met behulp van ecotoxicologische tests en veldstudies.

Voor de beoordeling van actuele risico's wordt meestal gebruik gemaakt van CSOIL, waarin op basis van de concentratie in grond of grondwater als invoer een schatting wordt gemaakt van concentraties in contactmedia. Deze concentraties kunnen daarnaast ook worden bepaald door directe chemisch analytische bepalingen. Standaardprotocollen voor dergelijke metingen in contactmedia zijn echter nog in ontwikkeling. Door de concentraties te combineren met locatie-specifieke blootstellingsparameters kan een locatie-specifieke blootstelling worden berekend. Als deze voor één of meer stoffen groter is dan het Maximaal Toelaatbaar Risico, is er sprake van een ontoelaatbaar (rest)risico.

Voor de modelberekeningen en de interpretatie van metingen in contactmedia zijn verschillende locatie-specifieke omstandigheden van belang. Deze kunnen het beste door middel van een checklist worden verzameld.

Voor zowel de bekende als geschatte concentraties in de toekomst dient het "representatieve" getal als invoer in het model. Deze gehalten moeten worden vastgesteld op basis van de mogelijke blootstellingsroutes van verschillende deellocaties: woningen, tuinen, kantoren, industriehallen, braakliggende terreinen enzovoorts. Een nauwkeurige beschrijving van actuele activiteiten op de locatie dient daarbij als uitgangspunt. Een GIS-systeem biedt de mogelijkheid monsters binnen de deellocaties te selecteren. Omdat de diepte van de verontreiniging een belangrijke rol speelt, zijn de kaarten noodzakelijk driedimensionaal. Een statistische procedure kan vervolgens behulpzaam zijn bij het afleiden van de representatieve gehalten.

De totale set locatie-specifieke data en representatieve gehalten dienen als invoer in het CSOIL-model. Het model berekent daarmee de (deel)locatie-specifieke blootstelling. Voor vluchtige stoffen zijn aanvullende modellen, zoals VOLASOIL, beschikbaar waarmee tot op meer detail blootstelling kan worden geschat. Het resultaat van de beoordeling is een overzicht van de verschillende deellocaties, met voor ieder een oordeel over het bestaan van toelaatbare restrisico's. Bovendien leveren de modellen informatie over de relevante bijdragen van verschillende blootstellingsroutes en kan de effectiviteit van tijdelijke maatregelen worden beoordeeld.

### 2.2.3 *Beoordeling van toekomstige risico's van een restverontreiniging*

Om toekomstige risico's te kunnen beoordelen, kan aansluiting worden gezocht bij dezelfde techniek waarmee actuele risico's worden bepaald, voor zover daarbij gebruik wordt gemaakt van blootstellingsmodellen. Metingen in contactmedia en blootgestelde objecten zijn natuurlijk niet mogelijk. Om echter met behulp van het huidige instrumentarium van blootstellingsmodellen een toekomstige situatie te kunnen beoordelen, moet men de beschikking hebben over het verloop van de concentraties in ruimte en tijd. Dit vraagt om een systematiek waarmee op basis van beschikbare locatie-specifieke gegevens een reële voorspelling van het gedrag van de verontreiniging mogelijk is.

Wanneer zo'n methode beschikbaar is, kan de volgende werkwijze worden gehanteerd om risico's van restverontreinigingen te beoordelen:

- vastleggen van ruimtelijke verdeling van concentraties in de tijd ten gevolge van mogelijke verspreiding;
- definiëren van objecten die mogelijk risico's lopen door toekomstige blootstelling door interpretatie van het verloop van de concentratie in relatie tot de bovenliggende contactmedia;
- beoordeling van blootstellingsrisico's van de verschillende objecten met inachtneming van het toekomstig gebruik.

Uitgangspunt is dat de ruimtelijke concentratieverdeling volgt uit de modellering van de mogelijke verspreiding (zie de hoofdstukken 3 en 4).

### 2.2.4 *Knelpunten bij de beoordeling van risico's van restverontreinigingen*

Om met de beschreven methode de risico's van restverontreinigingen te kunnen interpreteren, zijn de volgende knelpunten van toepassing:

- Binnen de huidige systematiek bestaan twee alternatieven van een sanering: de multifunctionele variant en de IBC-variant (Isoleren, Beheersen en Controleren). Bij de multifunctionele variant wordt verondersteld dat "schone" bodem voor alle functies kan worden gebruikt en dat een schone bodem synoniem is met de "streefwaarde". Omdat echter slechts voor een beperkt aantal stoffen de streefwaarde is bepaald door middel van een methodiek die op basis van risico's (voor het ecosysteem) is ontwikkeld, is de streefwaarde meestal niet synoniem met verwaarloosbare of toelaatbare risico's bij alle mogelijke vormen van bodemgebruik.
- De IBC-variant gaat uit van de reductie van risico's tot ten minste onder het maximaal toelaatbaar niveau. Daarbij wordt echter meestal geen rekening gehouden met achtergrondblootstelling. Voor de toetsing en interpretatie van de blootstellingsrisico's wordt derhalve meer duidelijkheid gevraagd over het toelaatbare risiconiveau bij restverontreinigingen. Dit knelpunt vraagt om een maatschappelijke keuze en kan niet enkel op basis van wetenschappelijke kennis tot stand komen.
- Een ander knelpunt is de huidige methode van het beoordelen van risico's van verspreiding conform de Urgentiesystematiek. Omdat daarbij wordt uitgegaan van het "stand still" principe is in feite iedere vorm van verspreiding ontoelaatbaar. Wanneer er echter sprake is van een restverontreiniging is er per definitie ook sprake van een risico van verspreiding. De geschetste methode ter beoordeling van restverontreinigingen kan dan ook alleen maar werken als verspreiding enkel als pad wordt beschouwd in de bron-pad-object keten, en niet als een object.
- Als verspreiding als object wordt beschouwd ter bescherming van toekomstig drinkwater moet de drinkwaterreserve als object worden beschouwd en de verspreiding als het pad. In dat geval zal in de methode naast de mens en het ecosysteem ook een drinkwaterreserve als kwetsbaar object moeten worden beoordeeld. Toetsing van toelaatbare risico's van een restverontreiniging is dan mogelijk op basis van verschillende drinkwaternormen. Een soortgelijke benadering geldt ook wanneer er om andere redenen een volume grond- en grondwater als te



beschermen object wordt aangemerkt.

#### 2.2.5 *RESTRISK en RMK*

In het kader van NOBIS bestaat naast het project RESTRISK ook het RMK-project, waarin het aspect van risico's aan de orde komt. Een zekere mate van afstemming lijkt dan ook zinvol. De mate van afstemming is afhankelijk van de opzet van beide projecten en de rol van "risico's" van bodemverontreinigingen in beide projecten.

In het RMK-project (Risico's, Milieuverdiensten en Kosten) wordt verspreiding (vooral) meegenomen binnen het item milieuverdienste. Dit gebeurt door schoon water en schone grond-equivalenten te definiëren en de toename en afname hiervan te volgen. Op basis van een berekend verspreidingsverloop kan voor de vier stagnerende grondwatersaneringen een dergelijke analyse eenvoudig worden uitgevoerd.

#### *RMK*

Het RMK-project heeft als finaal doel om een operationele methode te leveren, waarmee verschillende saneringsvarianten onderling kunnen worden vergeleken. Op basis daarvan kan een keuze worden gemaakt voor de meest optimale variant. In RMK wordt voor iedere variant de mate van risicoreductie, milieubelasting versus milieuverbetering en kosten (R, M en K) berekend. Na een onderlinge weging van de R, M en K kan vervolgens de variant worden gekozen. De mate van risicoreductie wordt berekend op basis van een risicobeoordeling voor mens en ecosysteem. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de thans gebruikelijke methode van het beoordelen van risico's bij bodemverontreiniging op basis van blootstelling in relatie tot toxicologische grenswaarden.

## *RESTRISK*

Het RESTRISK-project is gebaseerd op de mate van risico van een restverontreiniging bij een stagnerende sanering. Daarvoor moet de methode de mogelijkheid bieden om het verloop van concentraties van verontreinigingen na stopzetten van saneringsactiviteiten te voorspellen. In fase 1 van het project zijn de risico's van de toekomstige situatie op basis van de thans gebruikelijke methode van risicobeoordeling voor de mens conform de Urgentiesystematiek beoordeeld. Risico's voor het ecosysteem en verspreiding zijn in deze fase buiten beschouwing gelaten. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de thans gebruikelijke methode van het beoordelen van risico's bij bodemverontreiniging op basis van blootstelling in relatie tot toxicologische grenswaarden.

## *RMK versus RESTRISK*

In beide projecten speelt de risicobeoordeling (met name voor de volksgezondheid) een belangrijke rol. Daarbij wordt dan ook voor beide projecten een identieke methode van risicobeoordeling op basis van toelaatbare blootstelling aan chemische stoffen uit de bodemverontreiniging gebruikt. Deze methode is in Nederland gemeengoed, ontwikkeld als onderdeel van de Urgentiesystematiek. Afstemming ten aanzien van de aannamen en scenario's tussen beide projecten is wenselijk, maar dat is ook wenselijk voor afstemming met andere systemen waarbij risicobeoordeling een rol speelt, zoals de WBB-Urgentiesystematiek en VNG-Beoordeling bij Bouwvergunningaanvragen.

Overeenstemming tussen beide projecten bestaat ook ten aanzien van het feit dat in beide gevallen toekomstige situaties moeten worden beoordeeld. RESTRISK baseert zich hierbij met name op een modelvoorspelling van de toekomst op basis van het verleden (reeds gedane sanering). De keuze van een optimale variant is dan ook niet meer van toepassing. Voor restverontreinigingen kan het RMK-model hoogstens aantonen dat er in het verleden voor een ondoelmatige variant is gekozen. Bij RMK daarentegen is er nog geen sprake van een feitelijke sanering en kan het RESTRISK-model geen uitsluitsel geven over een mogelijke toekomstige situatie. Wellicht kan op basis van een langdurige ervaring met uitkomsten van een RESTRISK-beoordeling in de toekomst het risico van stagnerende saneringen worden verminderd en kan het risico van stagnatie in het RMK-model als één van de parameters een rol gaan spelen.

Een raakvlak tussen RMK en RESTRISK bestaat in de definitie van de omvang van de verontreinigingssituatie, waarbinnen risicoreductie in RMK moet worden vastgesteld. Daarbij gaat het, zoals ook bij RESTRISK, om bedreigde objecten binnen een verontreinigingscontour. Deze contour zou binnen RMK in het ideale geval op basis van een gepaalde tijdspanne moeten worden vastgesteld. Dat kan wellicht met behulp van een RESTRISK-model, waarbij niet op basis van het feitelijke saneringsverloop maar op basis van een generiek gemodelleerd verloop de toekomstige contour wordt voorspeld.

Een belangrijk verschil tussen RMK en RESTRISK ligt in het feit dat in RESTRISK de verspreiding alleen een rol speelt als pad voor toekomstige blootstellingsrisico's voor de mens en het ecosysteem. In het RMK is de mate van verspreiding ook van belang bij de beoordeling van Milieuvriendelijkheid: de hoeveelheid verontreiniging van grondwater ten gevolge van de verschillende varianten wordt daarbij beoordeeld. Uit 2.2.4 is al duidelijk geworden dat de rol van verspreiding bij de beoordeling van risico's van bodemverontreiniging een knelpunt kan zijn; verspreiding enkel als pad naar toekomstige objecten ten opzicht van aantasting van grondwater ten gevolge van verspreiding. Noch RESTRISK noch RMK kunnen hiervoor een oplossing bieden vanwege het sterke beleidsmatige karakter van dit punt. Er moet worden gerealiseerd dat een verandering in het beleid over dit aspect een mogelijke aanpassing van beide projecten tot gevolg zal hebben.

Een breder raakvlak tussen RESTRISK en RMK voor de toekomst is denkbaar. Binnen het RMK-systeem worden naast de humane risico's en de risico's voor het ecosysteem ook risico's voor andere objecten getoetst. Daarnaast wordt in de beoordeling rekening gehouden met de milieubelasting en de kosten van saneringen. De methode van integrale afweging van risico's

binnen het RMK-project kan door RESTRISK in fase 2 worden overgenomen. De beoordeling van risico's van de toekomstige situatie moet dan worden uitgevoerd op basis van de criteria en regels die in RMK worden geformuleerd. Het RESTRISK-project moet dan die gegevens vastleggen die voor zo'n risicobeoordeling conform RMK noodzakelijk zijn.



## HOOFDSTUK 3

### RESTRISK-BESLISSYSTEMATIEK

#### 3.1 Inleiding

In dit rapport wordt ervan uitgegaan dat het wenselijk is om in die saneringsgevallen, waarbij een stagnatie optreedt, een standaardbeslissystematiek te volgen om een gefundeerde beslissing te kunnen nemen over verdere voortgang.

In de hier gepresenteerde RESTRISK-systematiek wordt als randvoorwaarden gesteld dat:

- er volgens de huidige systematiek geen sprake is van actueel ontoelaatbaar risico;
- er werkelijk sprake is van een stagnerend verloop in de sanering.

Het gaat in dit project om de vraag welk effect een verandering van de saneringsstrategie (b.v. stoppen) heeft op de verspreiding van de verontreiniging en daarmee op de verandering van de risico's.

Bij het opstellen van de RESTRISK-systematiek zijn de volgende uitgangspunten gekozen:

- De rode lijn in de systematiek is om de bewerkingen zo eenvoudig mogelijk te houden. Dit houdt in dat de processen zo ver mogelijk worden teruggebracht tot de hoofdzaken.
- De systematiek is *beslisondersteunend*. Er wordt op systematische wijze informatie gegenereerd op basis waarvan beslissingen kunnen worden genomen over voortgang, stoppen of extensiveren van de saneringen.
- Er wordt in de systematiek niet alleen gebruik gemaakt van zogenoemde "harde" meetgegevens, maar er moet ruimte zijn voor het "expert-judgement" en ervaringen van de uitvoerders in het veld.
- De activiteiten, waarin de informatie voor beslissingen wordt gegenereerd, en beslismomenten moeten in de systematiek duidelijk worden gescheiden.
- De beslissing om door te gaan, te stoppen of te extensiveren is niet alleen afhankelijk van de nog aanwezige risico's. Ook andere factoren, zoals juridische, (bedrijfs)economische, beleidsmatige, planologische en politieke factoren, spelen een rol. De uitwerking van de RESTRISK-systematiek richt zich op de risico-aspecten. Andere factoren zullen worden genoemd en in de systematiek worden gepositioneerd. Deze worden echter niet verder uitgewerkt.
- De systematiek moet in de praktijk toepasbaar zijn. Een eerste inschatting van de restrisico's moet mogelijk zijn op basis van de in de praktijk bij grondwatersaneringen beschikbare gegevens, eventueel aangevuld met beperkte additionele metingen.
- Het is zinvol om in het project onderscheid te maken tussen de verspreidingsaspecten en de risico-evaluatie. De risico-evaluatie gebruikt de concentratie op een bepaalde plaats of tijdstip als invoergegeven. De concentraties volgen uit de analyse en de modellering van de verspreiding.

De flowdiagrammen in de figuren 1 en 2 geven de verschillende stappen die in de systematiek worden doorlopen schematisch weer. Figuur 1 geeft een globaal overzicht van de methodiek en wordt in 3.2 toegelicht. Figuur 2 geeft een uitwerking van de zogenoemde standaardevaluatie en wordt in 3.3.1 toegelicht.

### 3.2 Toelichting van de globale beslissystematiek

De in het project RESTRISK ontwikkelde systematiek richt zich op de consequenties van het extensiveren of stoppen van stagnerende grondwatersaneringen. Dit is verder uitgewerkt in een 7-stappenplan voor de standaardevaluatie. Hierna wordt puntsgewijs toegelicht waar het 7-stappenplan is gepositioneerd in een bredere globale beslissystematiek. De acties en beslismomenten zijn weergegeven in het flowdiagram in figuur 1.

Fig. 1. Flowdiagram van de globale beslissystematiek.

#### *Stagnerende grondwatersanering, geen actueel risico*

De methodiek richt zich op stagnerende grondwatersaneringen, waarbij gedurende de grondwatersanering geen actuele risico's aanwezig zijn.

Als er, in de uitvoeringsfase van de (stagnerende) sanering, sprake is van ontoelaatbare actuele risico's moeten aanvullende maatregelen worden genomen. Van extensivering of stopzetten van de grondwatersanering zal voorsnog geen sprake zijn. De verwachting is dat bij weinig stagnerende grondwatersaneringen sprake is van actuele risico's. Het zal alleen optreden bij gevallen waar, al dan niet bewust, een grote hoeveelheid verontreinigde grond niet is ontgraven. De wijze waarop de actuele risico's, conform de huidige systematiek, worden ingeschat, is beschreven in 2.2.

#### *Standaardevaluatie*

In de standaardevaluatie (zie 3.3) wordt een voorspelling gemaakt van de verspreiding van de verontreiniging in het grondwater als functie van de tijd voor de verschillende scenario's: doorgaan, stoppen of extensiveren. Dit geeft schattingen van de grootte van de vlek, de concentraties en de vrachten die worden verplaatst. Het gebruikte model wordt gekoppeld op het gemeten concentratieverloop gedurende de grondwatersanering. De berekende verspreidingsgegevens worden gebruikt om de potentiële risico's in te schatten.

Er wordt uitgegaan van uit de praktijk beschikbare gegevens, eventueel aangevuld met een beperkte hoeveelheid additionele gegevens.

#### *Beslissing mogelijk? en beslissing*

De partijen, die moeten beslissen over het verdere verloop van de sanering, moeten het gevoel hebben dat er voldoende informatie beschikbaar is om te komen tot een afgewogen beslissing. Als de partijen dat gevoel niet hebben, vindt *evaluatie andere factoren* plaats. Als de partijen het gevoel wel hebben, kan een beslissing over doorgaan, extensiveren of stoppen worden genomen.

Een analyse en beschrijving van het beslisproces valt buiten de scope van dit onderzoek en wordt niet verder uitgewerkt.

#### *Doorgaan, extensiveren of stoppen*

De gekozen scenario's moeten verder worden uitgewerkt. Voor stoppen moet er een eindbevestiging worden uitgevoerd en, in sommige gevallen, een nazorgplan worden opgesteld. Bij extensivering moeten het monitoringsplan en de onttrekkingsregimes worden bijgesteld en eventueel nieuwe onttrekkingsmiddelen (drains of onttrekkingsputten) worden geïnstalleerd. Bij doorgaan hoeft in principe niets te gebeuren. Het is echter wel raadzaam het monitoringsplan bij te stellen.

#### *Evaluatie andere factoren*

In deze fase worden andere factoren dan risico's, zoals juridische, (bedrijfs)economische, beleidsmatige, planologische en politieke factoren, geëvalueerd. Vervolgens wordt nagegaan of een keuze mogelijk is (zie de toelichtingen *Beslissing mogelijk? en beslissing* en *Doorgaan, extensiveren of stoppen*). Als dat niet mogelijk is, wordt doorgegaan naar de gedetailleerde evaluatie.

Omdat de andere factoren geen betrekking hebben op de risico's en vrijwel altijd een sterk locatie-specifiek karakter hebben, worden deze in het kader van deze studie niet verder uitgewerkt.

### *Gedetailleerde evaluatie*

De veronderstelling is dat, voor een geval waar op basis van de standaardevaluatie en de evaluatie van de andere factoren geen beslissing kan worden genomen, bepaalde aspecten met betrekking tot de verwachte verspreiding en risico's onvoldoende duidelijk zijn. Naar deze aspecten is aanvullend onderzoek noodzakelijk. Een mogelijk aspect is bijvoorbeeld het nauwkeuriger vaststellen van de natuurlijke afbraak, waardoor verspreiding in de tijd beperkter is dan verwacht.

Het (locatie-specifieke) onderzoek bij de gedetailleerde evaluatie is relatief uitgebreid. Er wordt echter verwacht dat slechts voor een beperkt aantal gevallen een gedetailleerde evaluatie noodzakelijk is. Voor de meeste gevallen wordt reeds na de standaardevaluatie of de evaluatie van de andere factoren een beslissing gevonden. Globaal lijkt de opzet van de gedetailleerde evaluatie op de opzet van de standaardevaluatie (zie fig. 1). Er wordt echter meer ruimte ingebouwd voor de additionele data-inwinning. Welke additionele data-inwinning noodzakelijk is, is sterk locatie-specifiek en wordt in deze fase van het RESTRISK-project niet verder uitgewerkt.

Op basis van de gedetailleerde evaluatie wordt besloten over de voortzetting van de sanering (zie de toelichtingen *Beslissing mogelijk? en beslissing* en *Doorgaan, extensiveren of stoppen*).

Fig. 2. Flowdiagram van het 7-stappenplan.

### 3.3 Het 7-stappenplan voor de standaardevaluatie

#### 3.3.1 Systematiek

De methodiek voor de bepaling van de verspreidingsrisico's van verontreinigende stoffen bij stagnerende grondwatersaneringen is weergegeven in figuur 2. De basis voor het "7-stappenplan" is dat iedere stap op een zo eenvoudig mogelijke wijze wordt gemaakt. Steeds moet worden overwogen of het functioneel is om nieuwe, meer gedetailleerde of andersoortige informatie bij deze afweging te betrekken. Aspecten die voor een eerste benadering van de verspreiding niet noodzakelijk zijn, worden in eerste instantie niet bepaald. Alleen als een eerste eenvoudige benadering onvoldoende duidelijke resultaten geeft, wordt de verspreiding in meer detail geanalyseerd (zie stap 2a, 4a en 4b). In het stappenplan worden uitsluitend de verspreiding van verontreinigende stoffen en de daarmee samenhangende risico's geëvalueerd.

#### 3.3.2 Stap 1: Analyse van de bestaande gegevens

In deze stap wordt de gang van zaken tijdens de sanering beschreven, waarbij zowel de gegevens van de grondsanering als van de grondwatersanering boven tafel moeten komen. In de meeste saneringsgevallen zijn deze gegevens beschikbaar als een grote stapel rapporten, waarvan de oudste al snel ouder is dan 5 jaar. Over het algemeen zijn de gegevens in de rapporten, zeker voor buitenstaanders, niet goed toegankelijk. Verschillende fasen van het saneringstraject kunnen door verschillende adviesbureaus zijn uitgevoerd. Als dit niet het geval is, is de kans groot dat in verschillende fasen diverse afdelingen van het adviesbureau bij het project betrokken zijn geweest en dat de wijze van rapportage, data-opslag, dataverwerking en weergave via kaartjes in de loop der tijd is veranderd.

In eerste instantie wordt uitgegaan van de bestaande gegevens. Over het algemeen bestaan deze uit:

- één of meer bodemonderzoeken waarin de verontreinigingssituatie en bodemopbouw is beschreven;
- saneringsonderzoek, saneringsplan en bestek; naast aanvullende gegevens, die in de fase zijn bepaald, staat hierin het plan voor de grondsanering en het ontwerp van de grondwatersanering;
- evaluatie van de grondsanering; hierin zijn gegevens opgenomen over de ontgraving, concentraties verwijderde grond en gegevens over de bemalingen die gedurende de grondsanering zijn uitgevoerd;
- monitoring van de grondwatersanering en (interim) rapportages over het verloop hiervan. In sommige gevallen is reeds aanvullend bodemonderzoek uitgevoerd om de oorzaken van de stagnatie verder vast te stellen.

#### 3.3.3 Stap 2: Hypothese voor de stagnatie

Op basis van de in stap 1 verzamelde gegevens, of op basis van de aanvullende gegevens van de locatie, van expert-judgement en ervaring en literatuurgegevens, wordt een hypothese voor de stagnatie van de sanering opgesteld. Vaak blijkt uit het saneringsonderzoek of de eindbemonstering dat er bij de grondsanering bewust of onbewust nog restverontreinigingen zijn achtergebleven. Ook uit de gegevens van de grondwatersanering kan blijken dat de gemeten waarden hoger uitvielen dan verwacht of dat er bijvoorbeeld met kleinere debieten dan gepland is gepompt.

Het ligt voor de hand de hypothese in eerste instantie zo simpel mogelijk te houden en deze stapsgewijs te verfijnen, totdat het mogelijk is het concentratieverloop te beschrijven. De eerste simpele aanname kan bijvoorbeeld zijn dat lineaire evenwichtssorptie van de verontreiniging optreedt. In een later stadium kunnen complexere hypothesen aan de orde komen, waarin achtereenvolgens niet-lineaire evenwichtssorptie en niet-evenwichtssorptie worden aangenomen. De verschillende processen, die bij grondwatersaneringen van belang zijn, worden besproken in hoofdstuk 4. Hierbij wordt ingegaan op de mate waarin deze processen van elkaar zijn te onderscheiden en via welke experimenten de aard en orde van grootte van de processen kan worden vastgesteld.

#### 3.3.4 Stap 2a: Nadere analyse van de bestaande gegevens

Als het niet mogelijk is gebleken om op basis van bestaande gegevens een hypothese op te



stellen voor de reden van de stagnatie, moet worden nagegaan of alle informatie uit de vaak omvangrijke en diverse rapportages bij het analyseren van de case zijn meegenomen. Als dit niet het gewenste inzicht verschaft, moet er additionele informatie worden verzameld, zoals over de aanwezigheid van nog niet geïdentificeerde bronnen, of onderschatting van bestaande bronnen en over de samenstelling en gelaagdheid van de bodem. Ook kunnen aanvullende monsters worden genomen en andersoortige bepalingen of experimenten worden uitgevoerd.

#### 3.3.5 *Stap 3: Schematisering en ontwerp van het model*

De informatie van de locatie wordt vertaald naar een modelbeschrijving. De modelleur analyseert op welk detailniveau modellering moet plaatshebben (één-, twee- of driedimensionaal). Dit hangt af van de beschikbare gegevens, de complexiteit van de locatie en de restricties die moeten worden geëvalueerd.

De macroheterogeniteit (gelaagdheid), die in het model moet worden meegenomen, volgt uit boorbeschrijvingen. De beginsituatie volgt uit grondmonsters, gerapporteerd in het bodemonderzoek en bij eindbemonstering grondsanering. De sorptieparameters volgen uit experimenten die eerder in het onderzoek zijn uitgevoerd of uit literatuurgegevens gecombineerd met het organisch stofgehalte van de bodem.

De doorlatendheid is over het algemeen reeds eerder in het onderzoek geschat op basis van de textuur of is experimenteel bepaald. Hetzelfde geldt voor de natuurlijke grondwaterstroming. De locatie van de onttrekkingsmiddelen, zoals de drains, de onttrekkingsputten en de onttrokken debieten, wordt uiteraard gebaseerd op hetgeen daadwerkelijk is geïnstalleerd. Dit kan, als gevolg van locatie-specifieke omstandigheden en praktische problemen, bij de installatie significant afwijken van het ontwerp.

#### 3.3.6 *Stap 4: Beschrijven van het saneringsverloop*

Op basis van de hypothese en de beschikbare gegevens moet, met behulp van een verspreidingsmodel, de trend in het gemeten concentratieverloop tijdens de sanering kunnen worden beschreven. Als eerste berekening wordt een test uitgevoerd. In deze test wordt bekeken of het gevonden concentratieverloop tijdens de sanering kan worden verklaard door uit te gaan van de gekozen uitgangspunten die gebruikt zijn bij het ontwerp van de grondwatersanering. Meestal is bij het ontwerp uitgegaan van een optimistische visie: evenwichtssorptie en een goed doorlatende aquifer. Dit leidt tot een snelle en volledige sanering. Het kan zijn dat het ontwerp in principe goed is, doch dat de geïnstalleerde configuratie (drains en onttrekkingsputten) te veel afwijkt.

Evenals bij alle andere berekeningen wordt via een gevoeligheidsanalyse bepaald of een realistische variatie in de verontreinigingsgraad en de adsorptiecoëfficiënten leidt tot een beschrijving van de meetresultaten. De waarden voor de verontreinigingsgraad en de procesparameters zijn bij het opstellen van de hypothese zo goed mogelijk geschat. Deze parameters worden vervolgens geoptimaliseerd om een zo goed mogelijke beschrijving van het concentratieverloop te vinden. Als een beschrijving wordt gevonden met parameters die een orde van grootte verschilt van de eerste schatting, is het raadzaam aanvullende experimenten of metingen uit te voeren om de gefitte waarden verder te onderbouwen.

#### 3.3.7 *Stap 4a: Complexere modellen*

In eerste instantie wordt getracht om de verspreidingsprocessen met zo eenvoudig mogelijke modellen te beschrijven. Als de beschrijving niet bevredigend is, worden complexere processen stap voor stap aan de beschrijving toegevoegd, totdat een voldoende nauwkeurige beschrijving is gerealiseerd. In hoofdstuk 4 is beschreven welke processen er achtereenvolgens bij de beschrijving in de modellering kunnen worden meegenomen.

#### 3.3.8 *Stap 4b: Nadere analyse van de bestaande gegevens*

Als het saneringsverloop niet tot tevredenheid kan worden beschreven door het gebruikte model, moet aanvullende informatie worden verzameld waardoor het model en, indien nodig, ook de hypothese voor stagnatie kunnen worden aangepast (zie ook stap 2a).

#### 3.3.9 *Stap 4c: "Worst case" benadering*

Als ook na een diepgaande analyse van de bestaande gegevens en na het eventueel gericht doen van additionele metingen en experimenten het nog steeds niet mogelijk is realistische hypothesen te formuleren waarmee het concentratieverloop kan worden beschreven, moet een "worst case" benadering worden gevolgd. Bij de "worst case" benadering wordt de systematiek verder doorlopen voor enkele, meer extreme hypothesen. De "worst case" benadering leidt tot een overschatting van de risico's die optreden bij stopzetten of extensiveren. Als blijkt dat zelfs deze risico's acceptabel zijn, kan op basis van de "worst case" benadering een beslissing worden genomen. Als de risico's niet acceptabel zijn, zal het geval "doorstromen" naar de evaluatie van de andere factoren en de gedetailleerde evaluatie (zie 3.2 en fig. 1).

#### 3.3.10 *Stap 5: Formuleren van alternatieven voor de huidige sanering*

De modellen, die het verloop gedurende de sanering goed beschrijven, worden gebruikt om de verspreiding te schatten bij doorgaan, extensiveren of stoppen. De alternatieven, zoals stoppen, extensiveren of doorgaan, worden opgesteld in overleg met de eindgebruiker en het bevoegd gezag. De alternatieven stoppen of doorgaan spreken voor zich. Bij extensiveren kan worden gedacht aan:

- intermitterend onttrekken aan bestaande drains of onttrekkingsputten;
- stoppen met onttrekken van sommige bestaande drains of onttrekkingsputten;
- reallocatie van drains of onttrekkingsputten, waardoor netto met minder energie en kosten kan worden gesaneerd;
- extensief de biologische afbraak van de verontreiniging stimuleren, bijvoorbeeld door infiltratie of door middel van een bioscherm, waardoor netto met minder energie en kosten kan worden gesaneerd en daardoor bijvoorbeeld een bovengrondse reiniging niet meer nodig is.

#### 3.3.11 *Stap 6: Voorspellen van de verspreiding*

De voorspelling van de verspreiding van de verontreiniging levert de concentratie en vracht die zich in plaats en tijd verplaatst. Voor alternatieven waar de maatregelen zich beperken tot het verminderen van de grondwateronttrekking, of waar de onttrekking wordt stilgezet, wordt de voorspelling gebaseerd op de modelbeschrijving waarmee het stagnerende concentratieverloop kan worden beschreven.

De lokale hydrologie is bij stoppen, en in mindere mate bij extensiveren, bepalend voor de stromingsrichting en de snelheid. In de praktijk is de lokale hydrologie vaak niet goed bekend. Deze is niet gemeten en een schatting op basis van te globale grondwaterkaarten en meetnetten voldoet niet. Daarnaast kan de stromingsrichting in de loop der tijd variëren als gevolg van veranderend landgebruik of waterhuishouding, of door grondwateronttrekkingen in de omgeving. Bij het voorspellen van de verspreiding en de daarop volgende risico-evaluatie wordt aangeraden een gevoeligheidsanalyse uit te voeren voor de natuurlijke stromingsrichting en snelheid. Bij alternatieven waar andere processen, zoals bijvoorbeeld biologische afbraak, worden gestimuleerd, zijn additionele gegevens of aannamen met betrekking tot de grootte van deze processen nodig om tot een voorspelling te komen.

#### 3.3.12 *Stap 7: Vaststellen van de risico's*

Het in stap 6 voorspelde concentratieverloop in ruimte en tijd wordt vervolgens gebruikt als input voor de risico-evaluatie. Voor de risicobeoordeling kan gebruik worden gemaakt van het huidige instrumentarium, zoals is vermeld in 2.2.2. Er is gebruik gemaakt van de locatie-specifieke beoordeling voor humane risico's conform de Urgentiesystematiek.

Bij de locatie-specifieke beoordeling wordt het "actuele" risico van het representatieve gehalte in de grond of het grondwater beoordeeld voor de mens op de locatie. Daarbij worden de locatie-specifieke omstandigheden die van invloed kunnen zijn op het risico voor de mens bepaald. Deze dienen als invoer voor een blootstellingsmodel, zoals CSOIL. De actuele blootstelling op de locatie wordt vervolgens vergeleken met humaan toxicologische normen.

Voor de beoordeling van het toekomstige "actuele" risico voor de mens moet men de beschikking hebben over de omvang en mate van de verontreiniging, zoals die wordt voorspeld ten gevolge van verspreiding na stopzetten van de sanering. Daarnaast moet men inzicht hebben in het toekomstige gebruik van de locatie door mensen; te denken valt aan bebouwing met permanente of beperkte bewoning, moestuinen en siertuinen, openbaar groen of verharding.

### **3.4 Consequenties van het 7-stappenplan en monitoring**

De standaardevaluatie levert informatie op basis waarvan een beslissing kan worden genomen (zie 3.2 en fig. 1). Als op grond van het stappenplan voor een bepaald beheersscenario wordt gekozen, waarin de verspreidingsrisico's acceptabel worden geacht, kan dit worden uitgevoerd. De resultaten van de modelberekeningen dienen als basis voor het verdere beheer van de locatie. Zo kunnen, als bijvoorbeeld wordt geëxtensiveerd, de modelberekeningen worden ingezet om de onttrekkingsdebieten te optimaliseren.

Bij elke verandering van het beheer is een gerichte monitoring van het concentratieverloop van groot belang. Op grond van de voorspellingen die met het verspreidingsmodel zijn gedaan, kan worden aangegeven waar en hoe frequent de concentraties in het grondwater moeten worden gemeten. Zowel de gedetailleerdheid als ook de frequentie van het monitoringsprogramma hangen sterk af van de betrouwbaarheid van het model. Wanneer er weinig onzekerheden in het model zitten, kan met een lage frequentie worden volstaan.

### **3.5 Het 7-stappenplan getoetst aan de praktijk**

Op grond van de in hoofdstuk 2 beschreven criteria zijn vier bestaande cases geselecteerd, waarbij de sanering duidelijke stagnatie vertoont. In geen van de cases is sprake van een actueel risico, waarmee deze dus aan beide geformuleerde randvoorwaarden voldoen (zie 3.1). Voor de vier cases is het stappenplan gevolgd, waarbij eerst de bestaande gegevens zijn geïnventariseerd (stap 1), vervolgens een hypothese voor de stagnatie is opgesteld (stap 2) en de stagnatie modelmatig is beschreven (stap 3). Het gemodelleerde verloop van de concentraties in ruimte en tijd is vergeleken met de werkelijk gemeten waarden (stap 4). Ten slotte zijn verschillende beheersscenario's geformuleerd (stap 5) en doorgerekend (stap 6). Op basis van de resultaten is een risico-evaluatie uitgevoerd (stap 7). De cases worden beschreven in de hoofdstukken 5, 6, 7 en 8.

## HOOFDSTUK 4

### VERSPREIDINGSPROCESSSEN EN MODELLEREN

#### 4.1 Inleiding

In de RESTRISK-systematiek is het beschrijven van het transport van verontreinigingen in het grondwater vanwege de volgende aspecten van belang:

- beschrijven van het concentratieverloop gedurende de sanering;
- berekenen van de toekomstige omvang van de verontreiniging;
- berekenen van de huidige of toekomstige blootstelling.

Het concentratieverloop gedurende de sanering wordt gebruikt om het transportmodel te ijken. Het geijkte model wordt vervolgens gebruikt om de toekomstige omvang van de verontreiniging te voorspellen bij doorgaan, extensiveren of stoppen van de sanering. De berekende concentraties in het grondwater zijn invoergegevens voor risico-evaluatieprogramma's als CSOIL, HESP en VOLASOIL. Voor de berekening van de verspreiding bij de verschillende blootstellingsroutes (b.v. vervluchtiging in de onverzadigde zone) wordt gebruik gemaakt van de modules in de risico-evaluatieprogramma's (zie hoofdstuk 2). In hoofdstuk 4 wordt aandacht besteed aan de verspreidingsprocessen in het grondwater en de modellering hiervan.

Voor een meer uitgebreide beschrijving over bodemsysteem, geohydrologie, stoftransport en in situ technieken wordt verwezen naar (hand)boeken op dit gebied [Domenico en Schwarz, 1990; Ivens en Lansu, 1993a en b; Locher en De Bakker, 1991; Handboek Bodemsanerings-technieken, 1995; Bolt en Bruggenwert, 1978; Otten et al., 1997; Schwarzenbach et al., 1993; McBride, 1994; Skipper en Turco, 1995; Melger, 1996].

Om verspreiding van stoffen via het grondwater te kunnen modelleren, moeten er keuzen worden gemaakt met betrekking tot:

1. de relevante processen die de grootte van het transport bepalen;
2. discretisatie van het heterogene bodemsysteem;
3. wiskundige beschrijving en keuze van het computermodel;
4. te schatten of te meten parameters en concretisering van de RESTRISK-systematiek.

In een voor de praktijk bruikbare aanpak moet een geringe databehoeftte volstaan om het concentratieverloop te beschrijven, daarnaast moet het model zoveel mogelijk uniek zijn. Verschillende goede modelbeschrijvingen voor het concentratieverloop leiden tot verschillende voorspellingen van het toekomstige concentratieverloop. In 4.2 (verspreidingsprocessen) en 4.3 (heterogeniteit van de ondergrond) wordt ingegaan op de verschillende processen die bij transport van belang zijn en in welke mate tussen deze processen kan worden gediscrimineerd. De eisen aan de computermodellen en de keuze van de computermodellen MODFLOW [McDonald en Harbaugh, 1984] en MT3D [Zheng, 1992] worden gemotiveerd in 4.5. In 4.5 wordt aangegeven op welke wijze de methodiek moet worden uitgebreid om toepasbaar te zijn bij andere typen (biologische) in situ saneringen.

#### 4.2 Verspreidingsprocessen

In deze paragraaf worden de processen die relevant zijn voor het modelleren van de verspreiding van de verontreiniging toegelicht. Daarbij gaat het vooral om het aangeven van de conceptuele verschillen tussen de processen. Het is daarbij niet de intentie om de processen gedetailleerd te beschrijven.

In de praktijk van het modelleren worden de processen meestal onderscheiden in:

1. grondwaterstoming;
2. stoftransport:
  - @dispersie/diffusie;
  - @sorptie;
  - @afbraak;

### 3.meerfasenstroming.

#### 4.2.1 Grondwaterstroming

De opgeloste stoffen worden met het grondwater meegevoerd. Derhalve wordt de basis van de verspreiding gevormd door het snelheidsveld van het grondwater. De drijvende kracht van het snelheidsveld is een drukgradiënt, ofwel het verschil in stijghoogte. Volgens de wet van Darcy bestaat er een lineaire relatie tussen de stijghoogtegradiënt en het snelheidsveld van het grondwater. De relatie tussen het snelheidsveld en de stijghoogtegradiënt wordt bepaald door de hydraulische eigenschappen van de bodem (doorlatendheid, weerstand en porositeit).

De stijghoogtegradiënt en de bodemeigenschappen kunnen ruimtelijk in drie dimensies variëren. Bovendien zijn de stijghoogtegradiënten in het algemeen ook een functie van de tijd. Dit houdt in dat ook het snelheidsveld een functie is van drie ruimtelijke dimensies en de tijd. Aangezien het transportproces doorgaans orden van grootte langzamer verloopt dan de tijdvariaties in de stijghoogtegradiënt, wordt voor transportmodellen (zie 4.2.2) doorgaans uitgegaan van een gemiddelde stijghoogte over de tijd. De stijghoogtegradiënt is dan tijdsafhankelijk (stationair) en daarmee ook het snelheidsveld.

Uit het snelheidsveld kunnen stroombanen worden afgeleid. Een stroombaan is de weg die een denkbeeldig deeltje aflegt als het precies volgens het snelheidsveld met het water wordt meegevoerd.

Als basis voor de berekening van de grondwaterstroming is informatie nodig over de eigenschappen van de ondergrond en de stijghoogtegradiënt. Deze informatie wordt verkregen uit gegevens over de bodemopbouw (goede boorbeschrijvingen en doorlatendheidsgegevens), stijghoogtemetingen (natuurlijke situatie, pompproof en onttrekking) en tracertests.

#### 4.2.2 Stoftransport

Het transport van de in het grondwater opgeloste stoffen wordt beschreven met de advectie-dispersievergelijking. Onderscheid kan worden gemaakt tussen processen die alleen te maken hebben met de stroming van het grondwater, processen waarbij interactie met de doorstroomde grond (sorptie) een rol speelt en processen die veranderingen in de opgeloste stof bewerkstellingen (onder meer biologische afbraak). Bovendien kan ook diffusie belangrijk zijn bij de verspreiding van stoffen in de ondergrond. In goed doorlatende bodems is deze term echter voor de modellering vrijwel altijd verwaarloosbaar. In het geval dat er een groot contrast in doorlatendheid aanwezig is, kan diffusie wel een rol spelen (zie 4.3).

Stoffen, waarvoor uitsluitend de snelheid van het grondwater en de dispersie/diffusie van belang zijn, worden niet-reactief genoemd. De stoffen, die interactie hebben met grond en/of langs de stroombaan veranderingen ondergaan, worden reactief genoemd. Het gedrag van reactieve stoffen wordt beïnvloed door een groot aantal factoren (eigenschappen van de stof, samenstelling van het grondwater en samenstelling en structuur van de grond). De reactiviteit verschilt van stof tot stof. Zo zijn organische verontreinigingen in vergelijking tot zware metalen weinig reactief. In deze paragraaf wordt niet ingegaan op de verschillen tussen de stoffen en de interactie met de verschillende geochemische milieus.

Eigenschappen van de grond en de in het grondwater opgeloste stoffen die de reactieve processen sturen, kunnen experimenteel worden bepaald in het laboratorium door middel van kolomexperimenten. Kolomexperimenten kunnen worden uitgevoerd met mengmonsters en met zoveel mogelijk ongestoorde steekmonsters. Bij veldexperimenten kan veel beter dan bij kolomexperimenten een beeld worden verkregen van het daadwerkelijke effect van heterogeniteiten (zie 4.3) en aggregaten op het stoftransport. Om echter een representatief beeld te verkrijgen, moet veel en vaak worden gemeten, hetgeen kostbaar is.

#### *Conservatief transport (tracer)*

Het meest simpele geval van stoftransport is het transport van een tracer (conservatief trans-

port). Een tracer is een inerte stof (niet-reactief). Een tracer wordt met dezelfde gemiddelde snelheid door de bodem getransporteerd als het grondwater en wordt daarom wel gebruikt om het snelheidsveld van het grondwater in beeld te brengen. Als gevolg van dispersie vlakken gradiënten in het concentratieverloop af. Het concentratieverloop, dat wordt gemeten bij het schoonspoelen van een met een tracer verontreinigde kolom, kenmerkt zich door een snelle afname in de tijd. Het "schoon waterfront" is weliswaar als gevolg van dispersie enigszins afgevlakt, maar de concentraties van de tracer gaan na de doorbraak van het front vrij snel naar nul.

#### *Lineaire evenwichtssorptie*

Andere stoffen dan tracers zitten voor een deel geadsorbeerd aan de bodem. De transportsnelheid wordt hierdoor vertraagd of geretardeerd. De relatie tussen de concentratie van een stof in het grondwater en het gesorbeerde gehalte van die stof is gegeven door isothermen. De adsorptie-isotherm geeft de binding aan van een verontreiniging aan de schone grond. De desorptie-isotherm geeft het vrijkomen aan van een verontreiniging uit vuile bodem naar een schone oplossing. In het ideale geval zijn ad- en desorptie-isothermen identiek. Vooral bij zwaardere, hydrofobe verbindingen is dit vaak niet het geval (hysterese). Desorptie verloopt moeilijker dan adsorptie. De verontreiniging laat zich minder gemakkelijk verwijderen, hetgeen tot stagnatie van de sanering kan leiden.

Adsorptie-isothermen zijn in het laboratorium relatief eenvoudig te bepalen door het uitvoeren van schudexperimenten. Door de experimenten onder verschillende milieucondities als pH en verschillende reactietijd uit te voeren, wordt een indruk verkregen van de gevoeligheid van de binding voor deze condities.

Voor veel organische verontreinigingen is gebleken dat, als eerste benadering, een lineaire adsorptie-isotherm kan worden gebruikt om de relatie tussen het gehalte in de bodem en de concentratie in het grondwater te beschrijven. Dit houdt dus in dat er een vaste verhouding is tussen de concentratie in het grondwater en het gesorbeerde gehalte.

Bij organische verbindingen heeft de adsorptie voornamelijk plaats door binding aan de in de bodem aanwezige organische stof. De verhouding wordt daarom vaak gerelateerd aan de fractie organische koolstof van de bodem.

De gemiddelde transportsnelheid bij lineaire sorptie is een constante factor trager dan de snelheid van de tracer. Deze vertraging wordt ook retardatie genoemd. Bij het schoonspoelen van de bodem is het concentratieverloop verschoven en afgevlakt in de tijd ten opzichte van het tracertransport, maar binnen afzienbare tijd gaan ook hier de concentraties naar nul.

De retardatiefactor hangt niet af van de concentratie van de verontreiniging. Een consequentie hiervan is dat het concentratieniveau er niet toe doet bij het schoonspoelen van een bodem: het schoonspoelen van een erg vuile bodem gaat even snel als het schoonspoelen van een bijna schone bodem. Dat dit in de praktijk niet het geval is, wijst erop dat, in ieder geval voor een deel van de verontreiniging, sprake is van andere processen dan lineaire evenwichtssorptie.

#### *Niet-lineaire evenwichtssorptie*

Bij een niet-lineaire adsorptie-isotherm is de hoeveelheid gesorbeerde stof niet recht evenredig met de concentratie in het grondwater. Er is een groot aantal verschillende niet-lineaire sorptie-isothermen bekend. De essentie bij niet-lineaire sorptie is dat lagere concentraties beter worden vastgehouden dan hogere concentraties. De vertragingfactor is bij lagere concentraties groter dan bij hogere concentraties. Lagere concentraties spoelen dus minder snel uit, hetgeen een staarteffect als gevolg heeft. Deze staart beslaat niet alleen een langere periode dan bij lineaire sorptie, maar aangezien de retardatie geen constante factor is, heeft het staartverloop ook een andere vorm.

De parameters die nodig zijn voor het beschrijven van de niet-lineaire isothermen worden empirisch gevonden door laboratoriumexperimenten.

### *Niet-evenwichtssorptie*

In de hiervoor beschreven vormen van sorptie wordt aangenomen dat er instantaan (snel ten opzichte van de grondwaterstroming) een evenwicht ontstaat tussen de hoeveelheid gesorbeerde stof en de concentraties in het grondwater. Dit evenwicht stelt zich niet in alle gevallen instantaan in. Als de evenwichtsinstelling niet instantaan is, kunnen niet-evenwichtsverschijnselen optreden, die worden aangeduid met de term *niet-evenwichtssorptie*.

Omdat bij niet-evenwicht een deel van de verontreiniging vertraagd vrijkomt, kan de hoeveelheid gesorbeerde stof niet meer alleen worden bepaald uit de concentraties in het grondwater. Bij een constante stroomsnelheid lijkt het effect van niet-evenwichtssorptie, op het eerste gezicht, op het effect van niet-lineaire evenwichtssorptie. Een belangrijk verschil is dat het effect van de niet-evenwichtssorptie afhangt van de stroomsnelheid. Bij versnelde stroming (b.v. bij een sanering) is de verblijftijd relatief gering. Er is weinig tijd om op evenwicht te komen. De concentraties in het grondwater zijn dan relatief laag. Bij langzame stroming is de verblijftijd groter en daarmee de concentraties in het grondwater hoger. Dit betekent dat de concentraties in het grondwater weer oplopen als de onttrekking van grondwater wordt verminderd na een periode van intensieve sanering.

Ook de mate van niet-evenwichtssorptie kan op microschaal in het laboratorium worden bepaald.

### *Afbraak*

In vrijwel alle verontreinigde bodems zijn micro-organismen aanwezig die de verontreinigingen kunnen omzetten. Afbraak onder natuurlijke omstandigheden is een traag proces. Er is sprake van een sterk gelimiteerd systeem, waarin afbraak het gevolg is van een combinatie van microbiologische en fysisch-chemische processen. Een dergelijke "verstremgeling" is ook aanwezig bij het humificatieproces in de bodem. Het onderzoeken van de snelheid en grootte van de natuurlijke afbraakprocessen op veldschaal is bijzonder lastig, het is vrijwel onmogelijk om een sterk gelimiteerd systeem te onderzoeken zonder het systeem daadwerkelijk te beïnvloeden. In tegenstelling tot bij extensieve of intensieve (bio)remediatie. Hier richt het onderzoek (en het systeem zelf) zich immers op het actief beïnvloeden van de gelimiteerde processen. De haalbaarheid hiervan laat zich veel gemakkelijker bepalen.

De verschillende vormen van sorptie hebben allemaal het effect dat de verontreiniging vertraagd vrijkomt en dus dat de sanering langer duurt. De totale hoeveelheid van de verontreinigende stof verandert echter niet. Bij afbraak daarentegen verdwijnt er een hoeveelheid verontreiniging en daarmee heeft afbraak een verlagend effect op de concentraties en de verspreiding van de vlek. Wel zijn de tijdconstanten van afbraakprocessen meestal veel groter dan de hiervoor genoemde effecten, zodat afbraak vaak bij intensieve saneringen een ondergeschikte rol speelt.

#### *4.2.3 Oplossen van puur product*

Niet alle stoffen mengen volledig met water, maar komen in de bodem ook in niet-gemengde vorm als puur product voor. Bij deze zogenoemde "meerfasenstroming" moet expliciet rekening worden gehouden met interacties tussen de fasen (b.v. water en olie), zoals de verdringing in de poriën van de ene fase door de andere. Aspecten die hierbij van belang zijn, zijn dichtheid, oppervlaktespanning, viscositeit, affiniteit met de bodem, porositeit van de bodem en de capillaire werking. Meerfasenstroming speelt een rol bij het indringen en (in situ) verwijdering van mobiel puur product (drijfslag of zaklaag) en bij persluchtinjectie.

In veel gevallen is een organische verontreiniging in de vorm van puur product in de bodem terechtgekomen als gevolg van morsen, lekkage of lozing. Puur product kan voorkomen als mobiele fase (drijfslag of zaklaag) of als een niet-mobiele restverzadiging in poriën. Bij stagnerende grondwatersaneringen kan puur product (vooral als restverzadiging) aanwezig zijn als de zogenoemde grondverontreiniging niet volledig is afgegraven. Soms gebeurt dit "bewust", bijvoorbeeld omdat de verontreiniging voor een deel onder de bebouwing zit. Vooral bij gechloreerde koolwaterstoffen, die zwaarder zijn dan water, kan het "onbewust" gebeuren: het pure product blijkt dieper de bodem te zijn ingedrongen dan verwacht. In de pluim van de

verontreiniging in het grondwater is geen puur product aanwezig. De pluim is namelijk ontstaan door transport van de opgeloste verontreiniging uit het brongebied.

Bij de restrisico-analyse van stagnerende grondwatersaneringen wordt ervan uitgegaan dat alleen de waterfase mobiel is. Alle andere fasen zijn immobiel. Dit betekent dat ervan wordt uitgegaan dat als er nog puur product aanwezig is, dit voorkomt als een immobiele restverzadiging. Puur product als restverzadiging lost langzaam op in het grondwater. Dit betekent voor het beschrijven van de verontreiniging door grondwaterstroming dat de restverzadiging als een secundaire bron fungeert, die het langsstromende grondwater "oneindig lang" verontreinigt. Hierbij kan ook diffusie een rol spelen. Dit leidt tot effecten die in de praktijk vrijwel niet te onderscheiden zijn van niet-evenwichtssorptie. Het onderscheid valt pas te maken na uitvoering van aanvullend onderzoek, bijvoorbeeld door uitvoering van schud-desorptie-experimenten. Bij schudexperimenten wordt de grond gemengd. De poriestructuur wordt vernietigd en de restverzadiging komt hierdoor goed beschikbaar en er is nauwelijks sprake van niet-evenwichtsverschijnselen in de experimenten. Veldtechnieken en sondes voor het bepalen van de aanwezigheid van puur product zijn in ontwikkeling. Bij minerale olieverbindingen kan een eerste indicatie voor de aanwezigheid van puur product worden verkregen met behulp van een "oliepannetje", waarin wordt vastgesteld of er een oliefilmpje wordt gevormd.

#### **4.3 Discretisatie van het heterogeen bodemsysteem**

Voor het berekenen van de stroombanen, grondwatersnelheden, verschillende bodemopbouw en verschillende configuraties van onttrekkings- of infiltratiemiddelen is een groot aantal modellen voorhanden. Deze modellen variëren van analytische oplossingen of benaderende formules tot numerieke modellen, waarin de werkelijkheid zo goed mogelijk wordt gediscrèteiseerd. Dit houdt in dat de bodem wordt verdeeld in een groot aantal blokken (gridcellen), waarbinnen wordt aangenomen dat de bodem fysisch en chemisch homogeen is. In de praktijk is de bodem echter altijd een heterogeen systeem, waarin sprake is van ruimtelijke variabiliteit van eigenschappen, zoals verontreinigingsgraad, organisch stofgehalte, textuur, doorlatendheid, porositeit enzovoorts.

Bij heterogeniteit worden vaak verschillende schaalniveaus onderscheiden, bijvoorbeeld:

- op microschaal (korrelschaal). Er kan bijvoorbeeld heterogeniteit zijn in de verschillende typen adsorptie van de bodembestanddelen;
- op mesoschaal zijn er aggregaten die andere eigenschappen hebben ten opzichte van de bulk van de aquifer. Een voorbeeld hiervan is het bestaan van preferente stroombanen;
- op macroschaal is er sprake van een duidelijke gelaagdheid. Hierbij kan worden gedacht aan opeenvolging van zand-, klei- en veenlagen met een uitgestrektheid van minimaal enige tientallen meters.

In numerieke verspreidingsmodellen wordt een keuze gemaakt ten aanzien van de grootte van de gridcellen. Deze grootte is bepalend voor het minimale schaalniveau, waarop verschillen in eigenschappen expliciet in rekening kunnen worden gebracht. Als de verbreiding en dikte van de bodemlagen, aggregaten of kleilagen groter zijn dan de celgrootte, kunnen per cel andere bodemeigenschappen worden toegekend. In principe kunnen hiermee alle grootschalige contrasten (b.v. het langzaam vrijkomen van verontreiniging uit kleilagen) in rekening worden gebracht. Om per gridcel andere waarden voor de eigenschappen te kunnen invoeren, is het echter noodzakelijk om de geometrie en de eigenschappen op meso- en macroschaal te kennen. De beschikbare hoeveelheid informatie stelt echter in de praktijk grenzen aan de mate waarin de variabiliteit kan worden meegenomen.

Met heterogeniteiten binnen een gridcel wordt niet expliciet rekening gehouden. Bij vergelijking van (punt)metingen en modelresultaten blijft er dus altijd een discrepantie over. Tot op zekere hoogte kunnen processen binnen gridcellen mathematisch worden beschreven binnen het model. Bijvoorbeeld in het geval dat door (micro)gelaagdheid, aggregaten en kleilagen een deel van de grond niet of minder goed wordt doorstroomd. Verontreinigingen die in deze gebieden aanwezig zijn, komen langzaam door diffusieprocessen vrij. Als de grootte van de



aggregaten of kleilenzen kleiner is dan de gridgrootte, wordt dit proces meestal mathematisch beschreven als een niet-evenwichtssorptieproces. De niet-evenwichtsprocessen als gevolg van heterogeniteit op sub-celgrootteschaal zijn vaak een orde van grootte trager dan de niet-evenwichtssorptie die bij schudexperimenten wordt gemeten. Aan de hand van kolomexperimenten met (zoveel mogelijk) ongestoorde grondmonsters kan de orde van grootte van de niet-evenwichtsprocessen worden bepaald. Kolomexperimenten met mengmonster en schudexperimenten zijn niet geschikt. Door het mengen en homogeniseren wordt de bodemopbouw verstoord en verdwijnen voor een groot deel de heterogeniteit en de niet-evenwichtsverschijnselen.

In het geval dat de heterogeniteit binnen een gridcel mathematisch wordt beschreven, moet er wel rekening mee worden gehouden dat, als de omstandigheden wijzigen, ook de beschrijving van de eigenschappen moet worden gewijzigd. Met dit effect moet rekening worden gehouden als scenario's met andere stromingscondities worden doorgerekend.

#### **4.4 Keuze van computermodellen**

Er is een groot aantal modellen beschikbaar waarmee grondwater en stoftransport kan worden beschreven. De modellen variëren van analytische tot numerieke modellen en variëren met betrekking tot de mate waarin heterogeniteit en stofgedrag kan worden gemodelleerd. Als een model in staat is om het concentratieverloop gedurende de sanering te beschrijven, is het geschikt voor gebruik in de RESTRISK-systematiek. In principe verschilt van geval tot geval de complexiteit. Een model, waarin rekening kan worden gehouden met de gelaagdheid van de bodem en met processen als niet-lineaire sorptie, niet-evenwichtssorptie en afbraak, volstaat om het merendeel van de stagnerende grondwatersaneringen te beschrijven. De RESTRISK-systematiek is dus niet gekoppeld aan een specifieke modelcode.

Binnen het RESTRISK-project is gekozen voor twee internationaal gerenommeerde computermodellen die commercieel verkrijgbaar zijn. Voor het berekenen van het watertransport is gekozen voor MODFLOW en voor het berekenen van het stoftransport voor het programma MT3D. MT3D maakt gebruik van de waterstromingsnelheden die door MODFLOW zijn berekend. MODFLOW en MT3D zijn verkrijgbaar in versies voor verschillende computersystemen (zoals MSDOS, Windows en UNIX). Voor beide modellen zijn verschillende zogenoemde pre- en post-processoren beschikbaar (b.v. PMWIN) en is koppeling met GIS-systemen mogelijk. Deze processoren vergemakkelijken het bouwen van het numerieke model en de verwerking van de berekende gegevens.

MODFLOW wordt gebruikt voor de simulatie van grondwaterstroming. Driedimensionale grondwaterstromingen door een poreus materiaal wordt beschreven door een partiële differentiaalvergelijking voor de stijghoogte. Voor het oplossen hiervan zijn randvoorwaarden en beginvoorwaarden voor de stijghoogte en/of de fluxen noodzakelijk. De differentiaalvergelijking is in MODFLOW gediscretiseerd met behulp van een eindige-differentiemethode. Met MODFLOW kan de grondwaterstroming zowel stationair als tijdsafhankelijk worden doorgerekend. Zoals eerder is aangegeven, is een stationaire berekening in veel gevallen voldoende.

Om een berekening te kunnen starten, moet de gebruiker een aantal parameters specificeren. Ten eerste moet het aantal geohydrologische lagen, het type (confined/unconfined) en de discretisatie ervan worden vastgelegd. Als randvoorwaarden kan worden gekozen voor een voorgeschreven flux of een voorgeschreven stijghoogte. Verder moet de stijghoogteverdeling, zoals die aan het begin van de simulatie is, worden vastgelegd. De geohydrologische beschrijving van het systeem wordt gedaan met behulp van de horizontale en verticale hydraulische geleiding en de porositeit. Met behulp van MODFLOW kan ook de aanwezigheid van rivieren, bronnen, putten, drains, grondwateraanvulling en evapotranspiratie worden gesimuleerd.

De resultaten van de berekeningen met MODFLOW worden door MT3D als invoer gebruikt. MT3D kan driedimensionaal transport beschrijven door simulatie van advectie, dispersie/diffusie en chemische reacties (sorptie en afbraak) van in het grondwater opgeloste stoffen. Er

wordt alleen evenwichtssorptie meegenomen (lineair, Freundlich of Langmuir) en eerste-orde of nulde-orde afbraak. In de bij NITG TNO operationele versie is niet-evenwichtssorptie ingebouwd [Van Kooten, 1996].

De gebruikte versie van MT3D is niet geschikt voor het uitvoeren van geavanceerde chemische evenwichtsberekeningen (complexeringsreacties tussen verschillende verontreinigingen, pH-afhankelijkheidssorptie, precipitatie). Voor het modelleren van transport van zware metalen kan het noodzakelijk zijn om gebruik te maken van meer geavanceerde modellen of van een versie MT3D waarin een chemisch evenwichtsmodel ingebouwd zit. Deze versie is bij NITG TNO operationeel.

#### **4.5 Uitbreiding naar andere (biologische) in situ saneringstechnieken**

De gepresenteerde aanpak is gericht op de evaluatie van de restrisiko's bij stagnerende grondwatersaneringen. Zoals uit de door NOBIS gehanteerde titel van dit project:

*ontwikkelen van methodieken voor de beoordeling van de restrisiko's bij toepassing van intensieve en extensieve biorestauratie,*

blijkt, is de uiteindelijke doelstelling van het project veel breder. Hier wordt geschetst welke aspecten van de systematiek voor stagnerende grondwatersaneringen bruikbaar zijn en welke aanpassingen noodzakelijk zijn om de systematiek toepasbaar te maken bij andere saneringstechnieken. Hierbij wordt binnen dit project de aandacht gericht op de meest gebruikte in situ saneringstechnieken:

- natte biorestauratie;
- bodempluchextractie en bioventing;
- persluchtinjectie en biosparging.

De globale systematiek (zie hoofdstuk 3) hoeft in principe (vrijwel) niet te veranderen. Het uitgangspunt bij de huidige restrisicosystematiek voor stagnerende grondwatersaneringen is een case waarbij geen actuele risico's meer zijn en sprake is van stagnatie. Ook bij andere saneringstechnieken ligt voor de hand om pas de mogelijkheid tot extensiveren of stoppen te gaan analyseren als er geen actuele risico's zijn.

Een discussiepunt is in hoeverre er sprake moet zijn van stagnatie. Aan de ene kant is er als er geen stagnatie is geen aanleiding om te stoppen. De sanering verloopt immers volgens de verwachte efficiëntie. Aan de andere kant, als de restrisiko's acceptabel zijn, kan dit aanleiding zijn tot stoppen of extensiveren van de sanering, hetgeen kosteneffectiever is en in sommige gevallen ook uit het oogpunt van milieurendement valt te prefereren.

In grote lijnen blijft ook het stappenplan van de standaardevaluatie gelijk (zie fig. 2). Het belangrijkste verschil zit in de ijk/fitprocedure en in de processen die bij de modelbeschrijving moeten worden meegenomen. De problemen en aanpassingen worden hieronder voor de belangrijkste in situ technieken toegelicht.

##### *Sanering van de grondverontreiniging*

Bij grondwatersaneringen is in principe de grondverontreiniging verwijderd door ontgraving en is er voornamelijk sprake van een zogenoemde grondwaterverontreiniging. Bij de andere in situ technieken wordt de grondverontreiniging niet volledig verwijderd, hoogstens worden enkele hotspots verwijderd. Een consequentie hiervan is dat bij de evaluatie van de risico's in het brongebied in veel gevallen expliciet rekening moet worden gehouden met de aanwezigheid van puur product. Hoe groot de consequenties hiervan zijn voor het inschatten van de restrisiko's valt op dit moment niet te overzien: als er namelijk sprake is van puur product, is de kans groot dat er nog actuele risico's zijn. Deze gevallen vallen (vooralsnog) buiten de RESTRISK-methodiek.

##### *"Natte" biorestauratie*

"Natte" biorestauratie lijkt sterk op een grondwatersanering. Naast het vergroten van de grondwaterstroming door onttrekkingen worden bij de natte biorestauratie door middel van infiltratie stoffen aan de bodem toegevoegd om de biologische afbraak te stimuleren. Bij de ijk/fitprocedure speelt afbraak een veel belangrijkere rol. Bij het ijken van het model is het wenselijk om naast het concentratieverloop van de verontreiniging gegevens te hebben van het concentratieverloop van elektronenacceptoren, (co-)substraten en afbraak- of tussenproducten. Deze parameters geven een indruk van de grootte van de afbraak.

Het meenemen van gestimuleerde afbraak is van belang bij het berekenen van de verspreiding bij de scenario's doorgaan en extensiveren. Bij extensivering is het (uiteraard) belangrijk een idee te hebben over de wijze waarop wordt geëxtensiverd (dit geldt voor alle technieken). Bij

het scenario stoppen is geen sprake van stimulering van de afbraak. De afbraak valt terug tot het, lage, natuurlijke niveau. Voor het beschrijven van natte biorestauratie moeten modellen worden gebruikt waarin biologische afbraak expliciet wordt meegenomen. Voor een eerste benadering volstaat de gebruikte versie MT3D. Hierin kan namelijk met eerste-orde en nulde-orde afbraak worden gerekend.

#### *Bodemluchtexttractie en bioventing*

Bodemluchtexttractie en bioventing zijn technieken voor reiniging van vluchtige of afbreekbare verbindingen in de onverzadigde zone. Voor bodemluchtexttractie zijn voldoende modellen beschikbaar waarmee een beschrijving van het saneringsverloop kan worden gevonden en een inschatting kan worden gemaakt van het effect van extensivering. Na beëindiging van de sanering heeft in de bodemlucht vooral diffusief transport plaats. Voor het inschatten van de risico's van vervluchtiging zijn speciale risico-evaluatiemodellen ontwikkeld (b.v. VOLASOIL).

De mate waarin de restverontreiniging oplost in het bodemvocht en de kans dat dit vervolgens leidt tot omvangrijke en significante bodemverontreiniging is gering. De uitloging uit de onverzadigde zone kan experimenteel worden bepaald aan de hand van kolomexperimenten met ongestoorde grondkolommen of worden geschat met ééndimensionale transportberekeningen. De verspreiding in de verzadigde zone kan op een zelfde wijze en met dezelfde modellen worden berekend als de verspreiding bij stagnerende grondwatersaneringen. De berekende uitloging vanuit de onverzadigde zone is hierbij een invoerparameter.

#### *Persluchtinjectie en biosparging*

Bij persluchtinjectie is er sprake van een meerfasenstroming (lucht, water en soms puur product) gekoppeld met het stoftransport. De lucht ontwijkt van de verzadigde zone naar de onverzadigde zone. In de onverzadigde zone wordt gepoogd de lucht af te vangen door middel van bodemluchtexttractie. Niet alle lucht wordt echter afgevangen. Persluchtinjectie kan daarom in principe leiden tot een vergroting van de actuele blootstelling.

Het is thans nog zeer lastig om persluchtinjectie te beschrijven. Dit geldt zeker voor het ijken van een stoftransportmodel voor het grondwater op basis van gegevens.

Een geschikte methode voor het inschatten van de restrisico's is het periodiek stopzetten van de persluchtinjectie (b.v. iedere 3 maanden) en in monitoringsfilters de verandering van de concentratie in de tijd te meten. Als gevolg van het stripeffect en de microbiologische afbraak zijn tijdens de persluchtinjectie de concentraties relatief laag. Bij stopzetten nemen de concentraties als gevolg van nalevering en afname van de afbraak langzaam toe. Na verloop van tijd wordt de evenwichtsconcentratie bereikt. De periodieke metingen geven een beeld van de evenwichtsconcentraties en de orde van grootte van de niet-evenwichtsprocessen. Deze gegevens, gecombineerd met restconcentraties in de grond, worden gebruikt om het (grondwater)verspreidingsmodel te ijken. Voor het schatten van de verspreiding in het grondwater na stoppen kunnen dezelfde modellen worden gebruikt als bij de stagnerende grondwatersaneringen.

Het nauwkeurig berekenen van de verspreidingsrisico's bij doorgaan of extensiveren is niet goed mogelijk. Wel kunnen op relatief eenvoudige wijze schattingen worden gemaakt. Bij doorgaan kan een schatting worden gemaakt aan de hand van de gemeten netto grondwaterstroming op de locatie tijdens luchtinjectie. Met behulp van het in de periodieke monitoring gevonden concentratieverloop tijdens onttrekking kan een extrapolatie worden gemaakt van het concentratieverloop. Het grondwater en het concentratieverloop worden vervolgens gebruikt als invoerwaarden voor de verspreidingsberekeningen.

Bij extensiveren, door bijvoorbeeld intermitterend te onttrekken, wordt een inschatting gemaakt door afwisselend een schatting te maken van de verspreiding gedurende luchtinjectie (volgens de uitgewerkte "doorgaan-methodiek") en de verspreiding na stoppen (volgens de "stop-methodiek").

### *Extensieve saneringstechnieken en natuurlijke afbraak*

Bij extensieve saneringstechnieken worden op een of andere manier de technieken infiltratie, grondwateronttrekking, bodemluchtexttractie en/of persluchtinjectie gebruikt om de condities voor de verwijdering van de verontreiniging te verbeteren. Het kan via een extensieve volume-aanpak (b.v. door intermitterend toepassen van de technieken) of via een lijnaanpak. Bij de lijnaanpak worden de condities voor het grootste deel van het gebied niet geoptimaliseerd. Alleen aan de grens van het gebied worden intensief de condities voor verwijdering bevorderd.

Omdat bij extensief saneren gebruik wordt gemaakt van dezelfde technieken als bij grondwatersanering, natte biorestauratie, bodemluchtexttractie of persluchtinjectie spelen er in principe de hiervoor genoemde problemen bij het inschatten van de restrisico's. Doordat bij extensieve technieken voor een deel van het gebied (lijnaanpak) of een deel van de tijd (intermitterend bij volume-aanpak) de condities niet worden geoptimaliseerd, valt het natuurlijke gedrag van de verontreiniging, dat optreedt bij volledig stoppen, beter te monitoren, hetgeen de risico-inschatting vergemakkelijkt. Deze laatste opmerking geldt uiteraard in extremo voor natuurlijke afbraak (zie ook 4.2.2). De natuurlijke processen zijn nog onvoldoende bekend. Via een locatie-specifiek onderzoek moet de orde van grootte van deze processen worden bepaald. In de ontwikkelde methodiek voor de evaluatie van stagnerende grondwatersaneringen wordt daarom het effect van natuurlijke afbraak pas geëvalueerd in de gedetailleerde evaluatie en niet in de standaardevaluatie.

## HOOFDSTUK 5

### CASE 1: BTEX-VERONTREINIGING

Ter illustratie van het effect van de verschillende processen (sorptie en heterogeniteit) op het concentratieverloop worden voor de verschillende cases diverse hypothesen getoetst aan het gemeten concentratieverloop. In de praktijk, na regelmatig toepassen van de methodiek, is dit niet noodzakelijk; het toetsen van één of enkele hypothesen volstaat dan.

#### 5.1 Beschrijving van case 1

##### 5.1.1 Beschrijving van de locatie

Op de locatie is sprake van een verontreiniging met aromaten, waaronder benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen. Het volume verontreinigd grondwater is in het onderzoek geschat op 33.000 m<sup>3</sup>. De terugsaneerwaarde voor de grond ligt bij aromaten op 10 mg/kg. De saneringsdoelstelling voor aromaten in grondwater is vastgesteld op de A-waarde (0,01 µg/l). Voorafgaand aan de grondwatersanering is een grondsanieering uitgevoerd. Langs de rijksweg (zie fig. 3) kon niet verder worden ontgraven en hierdoor is een restverontreiniging achtergebleven die nalevert aan het grondwater.

Fig. 3. Schets van de situering van de restverontreinigingen en van de drains. De omliggende gebieden geven de locatie en de diepte van de uitgevoerde grondsanieering aan.

Fig. 4. Saneringsverloop van de gecombineerde drains met de afname in de concentratie van BTEX-verontreinigingen.

Fig. 5. Gemeten concentratieverloop van benzeen (9), toluene (") en xyleen (som o, m, p) (>) in drain 1.

Door deze nalevering is stagnatie van de grondwatersanering opgetreden. In overleg met de provincie is de sanering afgerond. Op dit moment heeft monitoring van de restverontreiniging plaats.

Dit terrein is geselecteerd, omdat de verspreiding van de restverontreiniging wordt gemonitord. Hierdoor is het mogelijk het gedrag van een restverontreiniging na stopzetten van de sanering te evalueren. Het stagnatieniveau is 20 µg/l. De saneringsduur heeft jaren langer geduurd dan gepland.

Deze case is geselecteerd vanwege de combinatie van een BTEX-verontreiniging met een laag stagnatieniveau, waarbij het verspreidingsrisico het meest van belang is.

#### *Bodemopbouw*

In de bodem kunnen verschillende zandlagen worden onderscheiden (zie tabel 1). Het grondwaterniveau staat op 1,9 m-mv.

Tabel 1. Dikte en samenstelling van de verschillende bodemlagen.

diepte m-mv	samenstelling
0 - 2,2	matig grof zand
2,2 - 3,4	grof zand
3,4 - 100	grof zand, watervoerend pakket

#### *5.1.2 Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop*

##### *Uitvoering van de grondsanering*

Tijdens de grondsanering is ontgraven tot maximaal 4 m-mv. In totaal is 2.000 ton grond ontgraven (zie fig. 3). Aan de westzijde van de ontgraving, tegen de rijksweg aan, is een restverontreiniging in de grond achtergebleven. In verband met mogelijke schade aan het wegdek en de fundering is in overleg met Rijkswaterstaat besloten daar niet verder te ontgraven. Verder zijn op twee andere plaatsen kleine restverontreinigingen achtergebleven.

##### *Uitvoering van de grondwatersanering*

De grondwateronttrekking is uitgevoerd met drie drains die op de bodem van de ontgraving zijn gelegd. De drains hebben grondwater onttrokken met een debiet van 130 m<sup>3</sup>/dag, ongeveer een factor 3 lager dan gepland. Bij de aanvang van de grondwatersanering is in het opgepompte water een concentratie van 116 µg/l aromaten aangetroffen. De saneringsduur is aanvankelijk ingeschat op 3 maanden, echter na 3 à 6 maanden is het concentratieverloop van de sanering gestagneerd. De concentratie, waarbij de sanering is gestagneerd, bedraagt in het opgepompte water 20 µg/l (zie fig. 4). Uiteindelijk is bij de provincie een verzoek tot beëindiging van de sanering, gekoppeld aan een monitoringsplan, ingediend. De sanering heeft in totaal 2,5 jaar geduurd, waarbij de saneringsdoelstelling niet is gehaald. Het huidige stadium van het project is monitoring van de restverontreiniging.

#### **5.2 Hypothese voor de stagnatie van de sanering**

Uit het saneringsonderzoek is gebleken dat de omvang en de concentraties van de restverontreiniging in het talud van de rijksweg aanmerkelijk groter zijn dan die van de andere restverontreinigingen. Dit wordt bevestigd tijdens de onttrekking van grondwater via de drains. De concentraties in het opgepompte grondwater van drain 1 blijven relatief hoog, terwijl die van drain 2 en drain 3 snel dalen tot de detectielimiet (zie fig. 5).



Gesteld wordt dat de stagnatie wordt veroorzaakt door de restverontreiniging in het talud van de rijksweg. De locatie en de grootte van deze restverontreiniging zijn van doorslaggevend belang voor het stagnatieniveau en de verdere verspreiding van verontreinigende stoffen in het grondwater (zie fig. 6). Weliswaar is niet uit te sluiten dat de andere, in 5.1 beschreven, restverontreinigingen aanleiding kunnen geven tot een geringe verhoging van concentraties in het grondwater. Gesteld wordt echter dat de effecten van deze restverontreinigingen aanmerkelijk kleiner zijn dan die van de restverontreiniging in het talud van de rijksweg.

Fig. 6. Restverontreiniging, dwarsdoorsnede met de bodemopbouw en drain 1.

### 5.3 Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop

#### 5.3.1 Opzet van het model

Voor de toetsing van de voorgaande hypothese is nagegaan of het gemeten concentratieverloop in drain 1 ten tijde van de onttrekking door een modelmatige berekening is te beschrijven. De berekeningen zijn uitgevoerd met een hydrologisch transportmodel (zie 4.4). Als invoergegevens is gebruik gemaakt van uit de literatuur bekende waarden voor het gedrag van de verontreinigingen in de bodem (sorptie- en transportparameters). De mate van sorptie van de verontreiniging aan de vaste fase is in verschillende modelversies gevarieerd. Er is achtereenvolgens gerekend:

- a. zonder sorptie;
- b. met lineaire evenwichtssorptie;
- c. met niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich sorptie);
- d. met kinetische eerste-orde sorptie (niet-evenwichtssorptie).

In modelberekeningen met de verschillende sorptievarianten is gestreefd naar een onafhankelijke beschrijving van de te verwachten restconcentraties, zonder dat de gemeten waarden zijn gebruikt als "fitting" parameters. Door de gemodelleerde waarden te vergelijken met de gemeten waarden, kan een uitspraak worden gedaan over het meest aannemelijke verspreidingsmodel.

Zoals in 5.1 en 5.2 is weergegeven, is de oorzaak van de stagnatie een restverontreiniging in het talud van de rijksweg. Deze restverontreiniging bevat minerale olie en BTEX. Voor de modellering van deze case zijn de stoffen xyleen (som o, m, p), toluen en benzeen beschouwd. Deze stoffen zijn zowel wat betreft concentratie als mobiliteit en toxicologische eigenschappen het meest relevant. Hoewel benzeen van de genoemde stoffen het meest problematisch is, zijn de modelberekeningen uitgevoerd voor xyleen. De redenen hiervoor zijn dat in de eerste plaats door de initiële hoge waarden van de concentraties van xyleen het stagnerend verloop van de sanering beter in beeld wordt gebracht (er zit meer een knik in de doorbraakcurve) en dat in de tweede plaats de concentraties van benzeen dichter bij de detectielimiet liggen en daardoor minder betrouwbaar zijn. De resultaten voor toluen en benzeen zijn hier niet gepresenteerd, maar de verspreidingsmechanismen, en derhalve de conclusies, zijn analoog aan die van xyleen. De concentraties van deze stoffen in de kern van de restverontreiniging zijn geschat op basis van de totale concentratie aromaten in de vaste fase (i.e. 100 mg/kg).

De verdeling van de verschillende componenten over deze totale hoeveelheid is gebaseerd op een aantal geanalyseerde grondmonsters, waarin de verhouding toluen : xyleen : benzeen ongeveer 45 : 45 : 10 blijkt te bedragen. De beginconcentraties in het grondwater zijn evenmin gemeten. De aanvankelijke concentratie van xyleen is gesteld op 2.000 µg/l (concentratie in de restverontreiniging voor de aanvang van de onttrekking). Omdat tijdens de sanering steeds de som van o-, m- en p-xyleen is gemeten, is het niet mogelijk deze drie isomeren te onderscheiden. Daarom is van een "gemiddelde" xyleensamenstelling uitgegaan, waarin deze drie componenten in gelijke mate aanwezig zijn. Als  $K_{om}$  voor xyleen is dan ook een gemiddelde van de  $K_{om}$  voor o-, m- en p-xyleen gebruikt (xyleen:  $K_{om} = 4,0$ ; toluen:  $K_{om} = 1,9$ ; benzeen:  $K_{om} = 0,6$ ).

#### 5.3.2 Opbouw van het model

In het model is gerekend met 21 lagen: de eerste 10 m van de bodem is onderverdeeld in

20 lagen van 0,5 m dik en de laatste laag is 90 m dik. Voor de horizontale berekening is gewerkt met 40 kolommen van 0,5 m breed. Voor de stroming is uitgegaan van een tweedimensionaal model (strip loodrecht op de drain) met een symmetrie in de lengterichting van de drain. Deze dimensiereductie is mogelijk, omdat de radiale stroming naar de draindoorsnede lokaal domineert ten opzichte van de natuurlijke achtergrondstroming. Voor de bepaling van de stroming is gerekend in tijdstappen van 1 maand (variatie in de debieten). Voor de bepaling van de transportprocessen is gerekend in tijdstappen van 0,05 dag om langzame sorptieprocessen te kunnen modelleren.

#### *Aannamen en invoergegevens*

Gebruikte gegevens voor het stromingsdeel:

- bodemsamenstelling: zowel de natuurlijke bodem als de aangevulde ontgraving bestaat uit matig grof zand met een organische koolstof fractie van 1 %;
- porositeit 0,3, bulk density 1.600 kg/m<sup>3</sup>;
- geen anisotropie (dus een in drie dimensies homogene bodemsamenstelling);
- de drain bevindt zich op 2,5 m-mv;
- putstroming domineert natuurlijke achtergrondstroming;
- doorlatendheid van 2 m/d;
- natuurlijke achtergrondstroming met gradiënt 0,001 in zuid 6 noordrichting;
- zuid/noordzijde vaste randvoorwaarden (0 m = referentie);
- onttrekking volgens gemeten debiet tijdens sanering;
- longitudinale dispersielengte 0,05 m (0,1 gridcelgrootte voor microdispersie);
- transversale en verticale dispersielengte = 0,1 van de longitudinale dispersielengte.

Gebruikte gegevens voor het stoftransport:

- beginconcentratie zoals is aangegeven in figuur 5;
- oppervlak 2,5 @6 m<sup>2</sup>.

### 5.3.3 Modelresultaten

Als eerste is de grondwaterstroming tijdens de onttrekking gemodelleerd. De gebruikte debieten zijn gelijk aan de gemeten (maandgemiddelde) debieten. Als controle op de juistheid van de gemodelleerde grondwaterstroming is de berekende grondwaterstandsverlaging vergeleken met de gemeten grondwaterstandsverlaging. Deze blijken vrijwel overeen te komen. Vervolgens zijn de concentraties, zoals gemeten in drain 1, berekend. Hierbij zijn achtereenvolgens de verschillende sorptievarianten doorgerekend:

a. Geen sorptie, conservatief transport van de restverontreiniging (zie fig. 7). De berekende concentraties van xyleen in de drain dalen direct bij het begin van de onttrekking tot onder het detectieniveau. Er is dus een duidelijke afwijking tussen de gemeten concentraties en de gemodelleerde concentraties. Dit model beschrijft de werkelijkheid niet.

Fig. 7. De gemeten concentraties xyleen (som o, m, p) in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: conservatief transport, geen sorptie.

b. Lineaire evenwichtssorptie (zie fig. 8). De berekende concentraties dalen ook in dit geval sneller dan de werkelijk gemeten concentraties. Ook in dit geval is het model niet bruikbaar om de gemeten concentraties te beschrijven.

Fig. 8. De gemeten concentraties xyleen (som o, m, p) in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: lineaire evenwichtssorptie.

c. Niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich sorptie) (zie fig. 9). De berekende concentraties dalen in dit geval minder snel, maar nog steeds kunnen de karakteristieke hoge gemeten concentraties na verloop van tijd niet worden berekend.

d. Kinetische eerste-orde sorptie (niet-evenwichtssorptie) (zie fig. 10). Berekeningen met niet-evenwichtssorptie blijken de karakteristieke "staart" met de hoge concentraties tijdens het stagnerend verloop van de sanering te kunnen beschrijven. Dit model beschrijft zowel de hoogte van de concentraties als het verloop in de tijd goed.

Ook zonder een exacte fit tussen de gemeten concentraties en de berekende concentraties te kunnen - of willen - bewerkstelligen, kan worden gesteld dat in het homogeen zandige pakket van de onderhavige case het saneringsverloop goed wordt beschreven met de aanname van niet-evenwichtssorptie.

Fig. 9. De gemeten concentraties xyleen (som o, m, p) in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich).

Fig. 10. De gemeten concentraties xyleen (som o, m, p) in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn) en gesorbeerd aan de vaste fase (gestippelde lijn). Modelaanname: niet-evenwichtssorptie.

## 5.4 Voorspellingsscenario

### 5.4.1 Verspreiding van verontreinigende stoffen na stoppen van de onttrekking

Aangezien het model, dat is gebaseerd op niet-evenwichtssorptie, het gemeten concentratieverloop van xylenen in het grondwater het beste benadert, zijn verdere berekening uitgevoerd met dit model. Zonder hiermee alle processen die hieraan ten grondslag liggen te onderkennen, kan worden verwacht dat bij gelijkblijvende condities de verspreiding van xyleen bij het stoppen van de grondwateronttrekking met hetzelfde model kan worden beschreven. Om een voorspelling te doen over de verspreiding van de verontreiniging na het stopzetten van de onttrekking is gerekend met alleen de natuurlijke grondwaterstroming. De overige aannamen zijn gehandhaafd, zoals in 5.3.1 is beschreven.

De voorspelde concentratie voor xyleen (som o, m, p) 3 jaar na het stoppen van de sanering bedraagt op 9 m afstand van de bron 10  $\mu\text{g/l}$ . Na 3 jaar is de vlek dus tot 9 m uitgebreid en is de maximale concentratie 10  $\mu\text{g/l}$  (zie fig. 11). Deze verspreiding is lineair te extrapoleren: na 6 jaar is er een uitbreiding tot 18 m en is de maximale concentratie 3,3  $\mu\text{g/l}$ . Na 9 jaar is de radius van het verontreinigd gebied 27 m en de maximale concentratie bedraagt 1,1  $\mu\text{g/l}$ . De vermelde concentraties zijn berekend in het grondwater op 1,9 m-mv (= grondwaterspiegel).

Fig. 11. De gemodelleerde concentrische verspreiding van xylenen bij het stopzetten van de onttrekking.

Voor toluen gelden bij benadering dezelfde getallen als voor xyleen. Benzeen is wat mobieler dan toluen of xyleen. Na 3 jaar heeft de vlek zich tot ongeveer 13 m uitgebreid. De hoogste concentratie in die vlek bedraagt dan 2,5 µg/l. Na 6 jaar is er 26 m verplaatsing en een hoogste concentratie van 0,8 µg/l. In deze case is er onzekerheid over de richting van de natuurlijke grondwaterstroming. Bij de berekening is uitgegaan van stroming in de richting van de voor de risicobeoordeling kritische objecten (het gebouw).

In de kern van de restverontreiniging blijven gedurende langere tijd hogere concentraties verontreinigende stoffen aanwezig. De grootte van de restverontreiniging is niet van invloed op de snelheid en concentraties van de zich verspreidende verontreinigende stoffen. Voor het gedrag van de verontreiniging in de toekomst is de totale omvang van de restverontreiniging echter wel van belang. Als in de kern hoge concentraties aanwezig blijven en er in de pluim geen afbraak plaatsheeft, kan de verontreiniging zich theoretisch gezien uitbreiden totdat afwatering op oppervlaktewater plaatsheeft (zie hoofdstuk 9). Omdat de lokale natuurlijke grondwaterstromingsrichting niet volledig bekend is, is niet duidelijk of afwatering op korte of grote afstand plaatsheeft. In dit geval is er sprake van lage concentraties die in het oppervlaktewater geen aanleiding geven tot risico's. De verontreiniging wordt door het zelfreinigend vermogen van het oppervlaktewater snel omgezet.

#### **5.5 Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen**

Relevant voor de risicobeoordeling van de toekomstige situatie van case 1 zijn de concentraties van de aromaten in het grondwater. Deze zijn bij wijze van voorbeeld beoordeeld op basis van zowel de algemene als de locatie-specifieke methode (zie 3.3.12).

##### *Mate van de verontreiniging*

Uit 5.4 blijkt dat voor xylenen en toluen na 3 jaar een maximale concentratie van 10 µg/l wordt verwacht, die in de loop van de tijd afneemt tot 1,1 µg/l. Voor benzeen geldt een maximale concentratie van 2,5 µg/l, die afneemt tot 0,8 µg/l.

##### *Algemeen geldende beoordeling*

De verwachte concentraties voor benzeen, toluen en xylenen liggen onder hun interventiewaarde voor grondwater. Er kan dan ook worden geconcludeerd, dat er voor de toekomst geen potentiële risico voor de mens en het ecosysteem wordt verwacht.

##### *Locatie-specifieke beoordeling voor de mens*

De meest kritische blootstellingsroute voor aromaten bij de mens is uitdamping naar de binnenlucht. Er is thans sprake van een bebouwing en er wordt verwacht dat de verontreiniging zich over 9 jaar onder het bestaande gebouw bevindt. Daarom is voor een locatie-specifieke beoordeling uitgegaan van het voorspelde gehalte van 0,8 µg/l benzeen, en 1,1 µg/l xylenen en toluen, in het grondwater op een diepte van 1,9 m-mv onder het gebouw. Voor het gebouw is een situatie getoetst met een kruipruimte, waarin ophoping van de verontreiniging na uitdamping mogelijk is. Daarnaast is een situatie getoetst, waarbij sprake is van een gebouw met een betonnen vloer zonder kruipruimte. Als blootstellingsscenario is uitgegaan van een permanente bewoning van het gebouw.

De berekeningen tonen aan dat de mogelijke toekomstige blootstelling voornamelijk wordt bepaald door uitdamping naar de binnenlucht (meer dan 95 % van het totaal). Voor een situatie met en zonder kruipruimten wordt modelmatig een blootstelling op het verwaarloosbaar risiconiveau (< 0,01 H TDI) voorspeld.

## 5.6 Conclusies

### 5.6.1 *Restrisico van de stagnerende sanering*

De risicobeoordeling op basis van de interventiewaarden en op basis van locatie-specifieke omstandigheden tonen aan dat er geen ontoelaatbare risico's te verwachten zijn voor mensen op de huidige locatie, wanneer de huidige (sanerings)activiteiten worden beëindigd. Er wordt weliswaar een duidelijke verspreiding van de vlek voorspeld bij het stopzetten van de sanering, maar de concentraties aan BTEX-verontreinigingen liggen onder hun interventiewaarden voor grondwater.

Bij een locatie-specifieke beoordeling, waarbij is uitgegaan van een kritisch scenario (permanente bewoning met een kruipruimte), worden bij een mogelijke toekomstige wijziging van het gebruik ook geen risico's voor de mens verwacht.

Ter validatie van de modelberekeningen, die zijn gebaseerd op een gering aantal gegevens, moet een beperkt monitoringprogramma worden uitgevoerd. Wat betreft het monitoren wordt aanbevolen behalve concentraties in het grondwater ook concentraties in bodemonsters te bepalen in de kern van de huidige vlek. Hiermee is het mogelijk de verdeling tussen bodem en grondwater, zoals die is beschreven, te valideren. De frequentie van analyses kan worden aangepast aan de lokale hydrologie, waarbij de voornaamste doelstelling het volgen van de verspreiding is; significante afname in concentraties heeft plaats over verschillende jaren. Bij vergelijkbare cases wordt aanbevolen om vlak na de aanvang van de sanering zowel grondwater als bodemconcentraties intensiever te bepalen; na (verwachte) stagnatie kan op een extensief monitoringprogramma worden overgegaan. Als de gegevens overeen blijken te stemmen met de modelberekeningen - en zo dus het model verder valideren - kan ook deze monitoring eventueel verder worden geëxtensiverd.

### 5.6.2 *Toepasbaarheid van de stappenplanmethode*

Deze case is geanalyseerd volgens de stappenplanmethode, zoals in hoofdstuk 3 is beschreven.

Eerst zijn de gegevens over de sanering van deze case verzameld en geanalyseerd (stap 1). In deze case treedt een duidelijke stagnatie op van de grondwatersanering en is op basis van de gegevens uit het saneringsonderzoek de hypothese opgesteld dat een achtergebleven restverontreiniging de oorzaak is voor de stagnatie (stap 2). In stap 1 is al duidelijk geworden dat er zeer weinig gegevens aanwezig zijn over het verloop van de concentraties in het grondwater. Dit heeft natuurlijk nadelige consequenties voor de betrouwbaarheid van het in stap 3 ontworpen model. In feite is de modellering gebaseerd op een beperkte hoeveelheid meetwaarden. Daar de gegevens over benzeen als meest risicovolle stof onvollediger blijken te zijn dan die voor de xylenen, is gemodelleerd op xylenen. Met behulp van het hydrologische verspreidingsmodel kan het verloop van de gemeten concentraties aan BTEX-verbindingen in de drain goed worden beschreven (stap 4). Hierbij is uitgegaan van uit de literatuur afkomstige gegevens over de grootte van de sorptieparameters. Ondanks het gebrek aan meetwaarden kan toch duidelijk worden gekozen voor een modelvariant die zowel de hoogte als ook de trends in het concentratieverloop goed beschrijft. Als beheersscenario is gekozen voor een variant waarin de onttrekking volledig is stopgezet (stap 5). Voor een voorspelling van de verspreiding van de verontreiniging in de toekomst zijn de randvoorwaarden voor de hydrologische stroming in het model aangepast, waardoor de natuurlijke achtergrondstroming dominant is (stap 6). De modelresultaten geven een voorspelling over de toekomstige verspreiding, waarvan de risico's als acceptabel zijn beoordeeld (stap 7). In principe kan met een monitoringsprogramma worden volstaan.





## HOOFDSTUK 6

### CASE 2: BTEX-VERONTREINIGING

#### 6.1 Beschrijving van case 2

##### 6.1.1 Beschrijving van de locatie

Op de locatie is sprake van een verontreiniging met minerale oliecomponenten en BTEX-verontreinigingen (zie fig. 12). Het volume verontreinigd grondwater is in het onderzoek geschat op 60.000 m<sup>3</sup>. De terugsaneerwaarde voor de grond ligt bij aromaten op 10 mg/kg. De saneringsdoelstelling voor aromaten in het grondwater is vastgesteld op de voormalige Awaarde (0,01 µg/l). Voorafgaand aan de grondwatersanering is een grondsanering uitgevoerd. Het stagnatieniveau in het opgepompte water is hoog in relatie tot de saneringsdoelstelling, namelijk 300 µg/l aromaten. Het stagneren van de sanering is veroorzaakt doordat er een restverontreiniging is achtergebleven en doordat de onttrekkingsput niet in de kern van de verontreiniging kan worden geplaatst. Op dit moment wordt de sanering op een alternatieve wijze voortgezet.

Dit terrein is geselecteerd omdat er sprake is van een hoog stagnatieniveau en een relatief klein blootstellingsrisico. Het blootstellingsrisico is klein omdat de restverontreiniging zich onder een vloeistofdichte vloer bevindt. Wel is sprake van een verspreidingsrisico.

Fig. 12. Schets van de locatie.

### *Bodemopbouw*

Het grondwaterniveau staat op 5 m-mv. De bodemopbouw is beschreven in tabel 2.

Tabel 2. Dikte en samenstelling van de verschillende bodemlagen.

diepte (m-mv)	samenstelling	omschrijving
0 - 4	lemig, humeus fijn zand	deklaag
4 - 13	matig grof zand	tussenlaag
13 - 14	klei/veen	hydrologische basis

### *6.1.2 Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop*

#### *Uitvoering van de grondsanering*

In totaal is 4.000 ton verontreinigde grond afgegraven (zie fig. 12). De maximale ontgravingsdiepte is 6 m-mv (zie fig. 13). In het onderzoek is uitgegaan van het drijvend vermogen van het product, daarom is niet dieper dan 6 m-mv bemonsterd. Bij de eindbemonstering zijn op drie plaatsen in de grond restverontreinigingen aangetoond. De concentratie van de restverontreiniging ligt tussen de 15 en 120 mg/kg vluchtige koolwaterstoffen. Het volume hiervan is geschat op 250 m<sup>3</sup>.

Fig. 13. Schets van de locatie met de situering en de diepte van de uitgevoerde grondsanering (De lijn A - A\_ geeft de ligging van de dwarsdoorsnede in fig. 15 aan).

#### *Uitvoering van de grondwatersanering*

De grondwateronttrekking heeft plaatsgehad met een onttrekkingsput aan de rand van de verontreiniging. Het debiet van de onttrekkingsput, 97 m<sup>3</sup>/dag, is in overeenstemming met het geplande debiet. De beginconcentratie aromaten in het opgepompte water is 6.500 µg/l. Ondanks een aanvankelijk snelle daling is het concentratieverloop al na ongeveer 8 maanden gestagneerd bij 1.000 µg/l.

De saneringsduur is geschat op 1,5 à 2 jaar, echter na ruim 3 jaar is de concentratie nog maar tot 300 µg/l gedaald (zie fig. 14). De oorzaak van de stagnatie is nalevering vanuit een restverontreiniging in de grond aan het grondwater. De sanering heeft momenteel op een alternatieve wijze plaats.

Fig. 14. Saneringsverloop van de onttrekkingsput met benzeen (●), toluen (□) en xyleen (>).

#### *6.2 Hypothese voor de stagnatie van de sanering*

Uit de rapportages van het nader- en het saneringsonderzoek en de evaluatie van de grondsanering blijkt dat er in de rand van de grootste kuil een restverontreiniging is achtergebleven. Ook op de bodem van de kuil zijn hoge BTEX-concentraties geconstateerd (zie fig. 15). Aangenomen wordt dat deze BTEX-concentraties op het niveau van de bodem van de kuil zijn veroorzaakt door de sterk fluctuerende grondwaterspiegel. De hierdoor veroorzaakte "versmering" is versterkt door de bronbemaling, die tijdens de ontgraving is toegepast.

De diepte tot waar de BTEX-verontreiniging zich uitstrekt, is niet bekend. Door de hogere grondwaterspiegel na de beëindiging van de bronbemaling (en na de aanvulling van de ontgraving met schone grond) is de opgebrachte schone grond inmiddels ook met BTEX verontreinigd.

Fig. 15. Restverontreiniging, dwarsdoorsnede met de bodemopbouw en het onttrekkingspunt.

### **6.3 Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop**

#### **6.3.1 Opzet van het model**

Voor de toetsing van de voorgaande hypothese is nagegaan of het gemeten concentratieverloop in de onttrekkingsput ten tijde van de onttrekking door een modelmatige berekening is te beschrijven. In deze case is gemodelleerd op toluen, benzeen en xyleen. De berekeningen voor xyleen zijn uitgevoerd met dezelfde sorptie- en transportparameters, zoals is beschreven voor case 1, en niet gefit aan de hand van gemodelleerde en gemeten concentraties; de parameters voor toluen en benzeen zijn aangepast aan de verschillen in het sorptiegedrag.

De mate van sorptie van de verontreiniging aan de vaste fase is in verschillende modelversies gevarieerd. Er is achtereenvolgens gerekend:

- a. zonder sorptie;
- b. met lineaire evenwichtssorptie;
- c. met niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich sorptie);
- d. met kinetische eerste-orde sorptie (niet-evenwichtssorptie).

#### **6.3.2 Opbouw van het model**

Er is gemodelleerd in 1 laag in het horizontale (x-y)-vlak (zie tabel 2). Omdat er wel water- en stoftransport optreedt naar de diepere ondergrond als gevolg van de randvoorwaarden aan de boven- en onderkant, wordt gesproken van een "quasi-driedimensionaal" model. Voor de berekening van de radiale putstroming is gewerkt met 20 kolommen en 19 rijen, waardoor een grid is gevormd met een oppervlak van 2 m<sup>2</sup> per cel. Voor de bepaling van de stroming is gerekend in tijdstappen van 1 maand (variatie in de debieten). Voor de bepaling van de transportprocessen is gerekend in tijdstappen van 0,05 dag om langzame sorptieprocessen te kunnen modelleren.

### *Aannamen en invoergegevens*

Gebruikte gegevens voor het stromingsdeel:

- bodemsamenstelling: eerste 4 m homogeen en derhalve één watervoerend pakket van 10 m dikte (zie tabel 2);
- porositeit 0,3, bulk density  $1.600 \text{ kg/m}^3$ ;
- geen anisotropie (dus een in drie dimensies homogene bodemsamenstelling);
- de onttrekkingsput bevindt zich op 6 m-mv;
- putstroming domineert natuurlijke achtergrondstroming;
- doorlatendheid van 8 - 10 m/d;
- onttrekking volgens gemeten debiet tijdens sanering;
- dispersielengten: longitudinaal 0,1 gridcel, transversaal 0,01 gridcel en verticaal 0,001 gridcel.

Gebruikte gegevens voor het stoftransport:

- beginconcentratie zoals is aangegeven in figuur 15.

#### *6.3.3 Modelresultaten*

Als eerste is de grondwaterstroming tijdens de onttrekking gemodelleerd. De gebruikte debieten zijn gelijk aan de gemeten (maandgemiddelde) debieten. Als controle op de juistheid van de gemodelleerde grondwaterstroming is de berekende grondwaterstandsverlaging vergeleken met de gemeten grondwaterstandsverlaging. Deze blijken vrijwel overeen te komen. Vervolgens zijn de concentraties, zoals gemeten in drain 1, berekend. Hierbij zijn achtereenvolgens de verschillende sorptievarianten doorgerekend:

- a. Geen sorptie, conservatief transport van de restverontreiniging (zie fig. 16). De berekende concentraties van toluene in de onttrekkingsput dalen direct bij het begin van de onttrekking tot onder het detectieniveau. Er is dus een duidelijke afwijking tussen de gemeten concentraties en de gemodelleerde concentraties. Dit model beschrijft de werkelijkheid niet.
- b. Lineaire evenwichtssorptie (zie fig. 17). In deze berekening zijn er duidelijke discrepanties tussen de voorspelde en gemeten piek met de maximale concentraties in de onttrekkingsput. De berekende piek komt later, is duidelijk hoger en ook het totale oppervlakte van de piek (vracht) is groter dan de werkelijk gemeten waarden. In de modelberekening dalen de concentraties na verloop van tijd tot nul en is geen sprake van een stagnerende sanering. Ook in dit geval is het model niet bruikbaar om de gemeten concentraties te beschrijven.
- c. Niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich sorptie) (zie fig. 18). Ook voor deze berekening wordt een te hoge en te brede piek gemodelleerd die wederom te laat optreedt. De concentraties in de stagnerende periode dalen in dit geval minder snel, maar nog steeds is er een duidelijke afwijking met de gemeten waarden. Ook deze modelberekening klopt onvoldoende.
- d. Kinetische eerste-orde sorptie (niet-evenwichtssorptie) (zie fig. 19). Met berekeningen met niet-evenwichtssorptie blijken zowel de hoogte als de breedte van de piek met de hoge concentraties goed te worden beschreven. Ook het tijdstip waarop de piek optreedt, is in overeenstemming met de gemeten waarde. De karakteristieke "staart" met de hoge concentraties tijdens het stagnerend verloop van de sanering blijkt goed te worden beschreven. Dit model voldoet goed om het verloop van de sanering te beschrijven.

Fig. 16. De gemeten concentraties toluen in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: conservatief transport, geen sorptie.

Fig. 17. De gemeten concentraties toluen in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: lineaire evenwichtssorptie.

Fig. 18. De gemeten concentraties toluen in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn). Modelaanname: niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich).

Fig. 19. De gemeten concentraties toluen in het grondwater (") en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn) en gesorbeerd aan de vaste fase (gestippelde lijn). Modelaanname: niet-evenwichtssorptie.



Ook zonder een exacte fit tussen de gemeten concentraties en de berekende concentraties te kunnen - of willen - bewerkstelligen, kan worden gesteld dat in het homogeen zandige pakket van de onderhavige case het saneringsverloop goed wordt beschreven met de aanname van niet-evenwichtssorptie.

Door het ontwikkelde model met aangepaste sorptiekaracteristieken te laten draaien, kan worden geverifieerd of het ook in staat is om het concentratieverloop van benzeen en toluen te beschrijven.

Er is gebleken dat voor zowel benzeen (zie fig. 20) als voor xyleen (zie fig. 21) een goede overeenstemming is tussen de gemeten concentraties en de gemodelleerde waarden. Blijkbaar is het ontwikkelde model geschikt om de verspreiding van alle BTEX-verbindingen te beschrijven.

Fig. 20. De gemeten concentraties benzeen in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn) en gesorbeerd aan de vaste fase (gestippelde lijn). Model-aanname: niet-evenwichtssorptie.

Fig. 21. De gemeten concentraties xyleen in het grondwater (>) en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn) en gesorbeerd aan de vaste fase (gestippelde lijn). Model-aanname: niet-evenwichtssorptie.

#### **6.4 Voorspellingsscenario**

##### *6.4.1 Verspreiding van verontreinigende stoffen na stoppen van de onttrekking*

Aangezien het model, dat is gebaseerd op niet-evenwichtssorptie, het gemeten concentratieverloop van toluen in het grondwater het beste benadert, zijn verdere berekening uitgevoerd met dit model. Zonder hiermee alle processen die hieraan ten grondslag liggen te onderkennen, kan worden verwacht dat bij gelijkblijvende condities de verspreiding van toluen bij het stoppen van de grondwateronttrekking met hetzelfde model kan worden beschreven. Om een voorspelling te doen over de verspreiding van de verontreiniging na het stopzetten van de onttrekking is gerekend met alleen de natuurlijke grondwaterstroming. De overige aannamen zijn gehandhaafd, zoals in 6.3.1 is beschreven. Er is hierbij geen rekening gehouden met natuurlijke afbraak, noch met de afwatering van het grondwater op het oppervlaktewater.

Op het moment van stopzetten van de onttrekking is hiervan duidelijk het effect te zien aan de vorm van de pluim (zie fig. 22a). De gesorbeerde vlek loopt nu achter de grondwaterpluim aan (zie fig. 22b); de concentraties naar de rand van de ontgraving (restverontreiniging) dalen nauwelijks voor de bodem, wel voor het grondwater. De voorspelde concentratie voor toluen 5 jaar na het stoppen van de sanering bedraagt op 10 tot 20 m afstand van de bron 10  $\mu\text{g/l}$ .

a.b.

c.d.

Fig. 22. De gemodelleerde verspreiding van toluen bij het uitgevoerde saneringsscenario op het moment van stopzetten van de onttrekking: a. grondwater, b. bodem, en 5 jaar na stopzetten van de onttrekking: c. grondwater (contouren 10 en 50  $\mu\text{g/l}$ ), d. bodem (contouren 10, 50 en 500  $\mu\text{g/l}$ ).



- a.
- b.

Fig. 23. De gemodelleerde verspreiding in het grondwater van de streefwaarde bij het uitgevoerde saneringsscenario na 35 jaar: a. toluen (contouren 10 en 50  $\mu\text{g/l}$ ), b. benzeen (contouren 1 en 10  $\mu\text{g/l}$ ).

Fig. 24. Intermitterend saneren met 75 dagen per vijf jaar pompen. De gemodelleerde concentraties toluene in het grondwater (getrokken lijn) en gesorbeerd aan de vaste fase (gestippelde lijn). Modelaanname: niet-evenwichtssorptie.

Na 5 jaar is de vlek dus maximaal tot 20 m uitgebreid (zie fig. 22c en d); de concentratie in de binnenste contour ligt boven de 50 µg/l (gemiddelde MTR-waarde van BTEX-componenten in landelijk gebied). Door 5 jaar natuurlijke stromingscondities is het evenwicht vrijwel hersteld; de gesorbeerde vlek loopt niet meer achter. Na 35 jaar is de vlek met de waarde 50 µg/l uitgebreid tot circa 30 m doorsnede (zie fig. 23a). Uit de vergelijking van de verspreidingsvlek van toluen met die van benzeen kan worden gesteld dat benzeen door ander sorptiegedrag zich verder verspreidt, maar ook sneller daalt naar lagere concentraties bij saneren (zie fig. 23b). Duidelijk is dat er een groot gebied is waarin de streefwaarden (0,2 µg/l voor alle BTEX-componenten) worden overschreden. Alleen op grote afstand van de bron blijft de concentratie onder de streefwaarde: na 5 jaar ligt de streefwaardecontour op maximaal 45 m; na 35 jaar op 140 m.

#### 6.4.2 *Verspreiding van verontreinigende stoffen bij intermitterend saneren*

Het in 6.3 beschreven model is ook gebruikt om te berekenen wat er zou zijn gebeurd bij intermitterend saneren. Bij intermitterend saneren wordt niet continu maar slechts gedurende bepaalde perioden grondwater opgepompt. De duur en de frequentie van deze saneringsperioden kan aan de omstandigheden op de locatie worden aangepast. Verschillende varianten zijn doorgerekend:

- a. 35 jaar lang eens per 5 jaar 75 dagen saneren (zie fig. 24);
- b. 35 jaar lang één keer per jaar gedurende 15 dagen saneren (zie fig. 25).

Fig. 25. Intermitterend saneren met 15 dagen per jaar pompen. De gemodelleerde concentraties toluen in het grondwater (getrokken lijn) en gesorbeerd aan de vaste fase (gestippelde lijn). Modelaanname: niet-evenwichtssorptie.

- a.
- b.

Fig. 26. De gemodelleerde verspreiding van toluen in het grondwater na 35 jaar bij het uitgevoerde saneringsscenario: a. intermitterend saneren 75 dagen per vijf jaar, b. bij intermitterend saneren 15 dagen per jaar (contouren 10 en 50  $\mu\text{g/l}$ ).



De berekeningen van de verspreiding over 35 jaar (zie fig. 26a en b) zijn vergeleken met het al berekende patroon voor de uitgevoerde sanering, waarbij gedurende 4 jaar continu is gepompt en waarbij daarna gedurende 31 jaar de verspreiding is bepaald (zie fig. 23a). Daarnaast is ook doorgerekend wat er zou zijn gebeurd als alleen de initiële piek zou zijn weggepompt en de sanering dus al na 75 dagen zou zijn beëindigd.

Het blijkt dat intermitterend saneren effectiever is dan continu saneren. Weliswaar dalen de concentraties in het grondwater het snelst bij continu saneren (vergelijk fig. 19 met fig. 24 en 25; denk aan het verschil in tijdas!). Dit is echter ook erg inefficiënt omdat de bodemfase langzaam nalevert. Het loont derhalve de moeite, na het afpompen van de piek, te wachten tot de concentraties in het grondwater zijn gestegen en opnieuw te starten met de sanering. Op deze manier wordt de concentratie van het onttrokken water hoger gehouden dan bij continu saneren. Het gevolg is dat gebruik moet worden gemaakt van de langzame, natuurlijke, tijdschaal van het sorptieproces, zodat een sanering niet binnen enige jaren kan worden afgerond. Dit is operationeel en psychisch wellicht een nadeel; economisch snijdt het mes echter aan twee kanten in het voordeel (efficiënter en de investering kan over een veel langere periode worden uitgesmeerd). Bij een totaal debiet, dat een factor 20 tot 30 lager ligt dan bij de uitgevoerde (stagnerende) sanering, verspreidt de vlek zich minder ver en blijven de concentraties lager (zie fig. 26a en b). De sanering die gedurende korte perioden met een hoge frequentie is uitgevoerd (elk jaar 15 dagen), blijkt effectiever te zijn dan de sanering die met een lagere frequentie gedurende langere perioden (elke 5 jaar 75 dagen) is uitgevoerd.

Er moet in dit stadium worden opgemerkt dat het detailverloop tijdens het onttrekken en de stijging na stopzetting een aantal interessante fasen bevat (ingezoomd gedeelte van fig. 24):

- na een snelle daling door het pompen loopt de concentratie op, omdat de maximale waarde van de pluim naar de put wordt getrokken waarna een gestage daling volgt;
- na stopzetting van de onttrekking stijgt de grondwaterconcentratie en daalt de bodemconcentratie als gevolg van het opnieuw instellen van het evenwicht, waarna beide concentraties stijgen door verplaatsing van de pluim(en) ten gevolge van de natuurlijke achtergrondstroming.

Wat de meest optimale strategie is, is een kwestie van de engineering van dit proces en de praktische uitvoering (mobiel in te zetten reinigingsinstallatie die verschillende locaties gedurende een periode kan bedienen).

De berekeningen, waarin alleen gedurende de initiële hoge piek is gesaneerd en al na 75 dagen is gestopt, maken duidelijk dat er gedurende de stagnatieperiode van de uitgevoerde sanering nog wel degelijk is gesaneerd: na 35 jaar is de voorspelde vlek beduidend groter met hogere concentraties dan zoals is berekend voor het uitgevoerde saneringsscenario (zie fig. 27a en b).

### **6.5 Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen**

Relevant voor de risicobeoordeling van de toekomstige situatie van deze case zijn de concentraties van de aromaten in het grondwater. Deze zijn op basis van de algemeen geldende en de locatie-specifieke methode beoordeeld (zie 3.3.12).

#### *Mate van de verontreiniging*

Uit 6.4 blijkt dat voor BTEX in de loop van de tijd een concentratie van 50  $\mu\text{g/l}$  blijft bestaan in de bron van de verontreiniging (put). In de pluim en in de rand van de contour van de verontreiniging wordt een concentratie van circa 10  $\mu\text{g/l}$  verwacht. De pluim verplaatst zich in oostelijke richting vanaf de put. Na 35 jaar heeft de contour van 10  $\mu\text{g/l}$  een diameter van circa 30 m.

- a.
- b.

Fig. 27. De gemodelleerde verspreiding van toluen in het grondwater na 35 jaar zonder sanering: a. grondwater (contouren 10, 50 en 500  $\mu\text{g/l}$ ), b. bodem (contouren 10, 50 en 500  $\mu\text{g/l}$ ).

### *Algemeen geldende beoordeling*

In de pluim en de rand van de contour worden de interventiewaarden van BTEX in grondwater niet overschreden. Er worden dan ook voor de toekomst geen potentiële risico's voor de mens en het ecosysteem verwacht.

### *Locatie-specifieke beoordeling voor de mens*

De meest kritische blootstellingsroute voor BTEX bij de mens is uitdamping naar de binnenlucht. Daarom is voor een locatie-specifieke beoordeling het voorspelde BTEX-gehalte onder het huidige gebouw van belang. Uit de richting en de omvang van de pluim kan worden geconcludeerd dat er onder de bebouwing marginaal verhoogde gehalten in het grondwater te verwachten zijn. Uitgaande van een maximaal gehalte van 10 µg/l voor BTEX worden modelmatig met het CSOIL-model geen risico's voor de mens verwacht.

## **6.6 Conclusies**

### *6.6.1 Restrisico van de stagnerende sanering*

De risicobeoordeling op basis van de locatie-specifieke omstandigheden tonen aan dat er geen ontoelaatbare risico's te verwachten zijn voor mensen op de locatie, wanneer de huidige (sanerings)activiteiten worden beëindigd. Deze conclusie is gebaseerd op de voorspelling van de positie en de omvang van de toekomstige verontreiniging in relatie tot de huidige bebouwing. In deze case treedt eveneens een verspreiding op van de verontreiniging, maar de concentraties van de BTEX-componenten in de vlek zijn laag (< 20 µg/l). Uit de modelgegevens blijkt dat de stagnering, die is geconstateerd bij de grondwatersanering, vooral is veroorzaakt door niet-ontgraven verontreinigde grond. De concentratie van de verontreiniging in de vaste fase neemt gedurende de stagnering nog duidelijk af (zie fig. 19). Er kan worden overwogen een - beperkt - monitoringsprogramma uit te voeren. Dit hangt met name af van de situering van eventuele doelen. Als de verzamelde gegevens verder overeen blijken te stemmen met de modelberekeningen - en zo dus het model verder valideren - kan ook deze monitoring worden stopgezet.

### *6.6.2 Toepasbaarheid van de stappenplanmethode*

Deze case is geanalyseerd volgens de stappenplanmethode, zoals in hoofdstuk 3 is beschreven.

Eerst zijn de gegevens over de sanering van deze case verzameld en geanalyseerd (stap 1). In deze case treedt een duidelijke stagnatie op van de grondwatersanering en is op basis van de gegevens uit het saneringsonderzoek de hypothese opgesteld dat een achtergebleven restverontreiniging de oorzaak is voor de stagnatie (stap 2). De restverontreiniging is vermoedelijk versmeerd over een groter oppervlak door de fluctuaties in de grondwaterspiegel. In stap 3 is een model ontworpen wat in verband met de samenstelling van de bodem zo is geconstrueerd dat in het horizontale vlak is gerekend. Daar de gegevens over benzeen als meest risicovolle stof onvollediger blijken te zijn dan die voor toluen, is gemodelleerd op toluen. Verder zijn dezelfde transportparameters gebruikt als voor case 1. Met behulp van het hydrologische verspreidingsmodel kan het verloop van de gemeten concentraties aan BTEX-verbindingen in de drain goed worden beschreven (stap 4). Het model, waarin is gewerkt met niet-evenwichtsorptie, beschrijft zowel de hoogte als de breedte van de gemeten concentratiepiek goed. Ook het tijdstip, waarop de piek optreedt, is correct voorspeld. Als beheersscenario is gekozen voor een variant waarin de onttrekking volledig is stopgezet (stap 5). Voor een voorspelling van de verspreiding van de verontreiniging in de toekomst zijn de randvoorwaarden voor de hydrologische stroming in het model aangepast, waardoor de natuurlijke achtergrondstroming dominant is (stap 6). De modelresultaten geven een voorspelling over de toekomstige verspreiding, waarvan de risico's als acceptabel zijn beoordeeld (stap 7). In principe kan met een monitoringsprogramma worden volstaan. Als alternatief kan voor een extensivering worden gekozen in de vorm van een intermitterende grondwatersanering.

**CASE 3: GECHLOREERDE VERBINDINGEN****7.1 Beschrijving van case 3***7.1.1 Beschrijving van de locatie*

Op dit terrein is het grondwater verontreinigd met chloorhoudende oplosmiddelen, met name chloroform, trichlooretheen (TRI), tetrachlooretheen (PER) en 1,1,1-trichloorethaan. Tevens zijn gehalten tetrachloormethaan en cis-1,2-dichlooretheen (CIS) aangetoond. De diepte van de verontreiniging is geschat op 7,5 m-mv en het oppervlak op circa 3.200 m<sup>2</sup>. Het volume verontreinigd grondwater is tijdens het onderzoek geschat op ongeveer 8.400 m<sup>3</sup>, waarbij de verontreiniging voornamelijk wordt veroorzaakt door chloroform en TRI. De saneringsdoelstelling is vastgesteld op de individuele A-waarde (0,01 µg/l) of de detectiegrens (1 µg/l). Een grondontgraving blijkt op basis van de onderzoeksresultaten niet nodig te zijn. De grondwater-sanering is waarschijnlijk door nalevering van een restverontreiniging in de Holocene kleilaag gestagneerd.

Dit terrein is geselecteerd omdat tijdens de uitvoering in overleg met de provincie is besloten tot de B-waarde te saneren. In plaats van onttrekking en directe lozing op de nabijgelegen rivier, komt de restverontreiniging in het grondwater nu via natuurlijke grondwaterstroming in de rivier terecht, met een vermoedelijke concentratie rond de B-waarde (zie fig. 28 voor een schets van de locatie).

*Bodemopbouw*

Het maaiveld van het terrein ligt op circa 7,3 m +NAP. De grondwaterstand varieert, onder invloed van het waterpeil in de rivier, tussen 2,8 m-mv en 4,8 m-mv. De bodemopbouw is weergegeven in tabel 3.

Tabel 3. Dikte en samenstelling van de verschillende bodemlagen.

diepte m-mv	samenstelling	omschrijving
0 - 1 à 2	zand	opgebracht
2 - 3	lemig, klei	Holocene klei
3 - 40	zand	watervoerend pakket
> 40	klei	hydrologische basis

*7.1.2 Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop**Uitvoering van de grondwatersanering*

Op basis van de gemeten concentraties in de grond blijkt geen grondsanering nodig te zijn. Het grondwateronttrekkingssysteem heeft bestaan uit één onttrekkingsput met een zuivering. Reeds voor de aanvang van de grondwatersanering zijn de concentraties in het grondwater 90 % gedaald. Dit kan veroorzaakt zijn door verdamping van vooral het vluchtige chloroform.

Fig. 28. Schets van de situering van de restverontreinigingen.

De beginconcentraties in het opgepompte water zijn: chloroform 11  $\mu\text{g/l}$ , TRI 10  $\mu\text{g/l}$ , PER 1,2  $\mu\text{g/l}$  en 1,1,1-trichloorethaan 5,9  $\mu\text{g/l}$ . Het debiet van de onttrekkingsput, 1.100  $\text{m}^3/\text{dag}$ , is in overeenstemming met het geplande debiet. De saneringsduur is geschat op 2 jaar, echter binnen een jaar is de concentratie TRI rond de B-waarde gestagneerd op 2,8  $\mu\text{g/l}$ . Aanvullend op de grondwatersanering is daarom een bodemluchtonttrekking geplaatst. De mogelijkheid is op dat moment geboden om een diepe drain aan te leggen. Het bodemluchtonttrekkingsstelsel heeft bestaan uit twee filters en een drain onder de kleilaag. Na ruim 2 jaar is duidelijk geworden dat de A-waarde op deze wijze niet kan worden bereikt (zie fig. 29). De concentratie TRI in het opgepompte water is uiteindelijk gedaald tot 1,6  $\mu\text{g/l}$ . In overleg met de provincie is besloten de sanering te beëindigen.

Fig. 29. Saneringsverloop van de onttrekkingsput voor totaal gechloreerde oplosmiddelen (9).

### **7.2 Hypothese voor de stagnatie van de sanering**

Voor deze case is de exacte oorzaak van de stagnatie onbekend. Eén van de mogelijke oorzaken kan een uitspoeling van een restverontreiniging uit de Holocene kleilaag zijn (zie fig. 30). Omdat weinig informatie bekend is over de aanwezigheid en grootte van eventuele restverontreinigingen is voor deze case gerekend met een semi "worst case" scenario. In feite is niet echt sprake van een "worst case", omdat al bekend is dat de naar de rivier uitspoelende concentraties TRI laag zijn.

Fig. 30. Restverontreiniging, dwarsdoorsnede met de bodemopbouw, onttrekkingsput en peilbuizen.

### 7.3 Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop

#### 7.3.1 Opzet van het model

Er is gewerkt met een hydrologisch transportmodel (zie hoofdstuk 4). Voor de toetsing van de voorgaande hypothese is nagegaan of de vorm van het gemeten concentratieverloop in de onttrekkingsput ten tijde van de onttrekking door een modelmatige berekening is te beschrijven. In deze case is de verspreiding van TRI gemodelleerd.

Om het effect van de heterogeniteit op de concentraties in het onttrokken grondwater te kwantificeren en omdat de samenstelling van de bodem niet precies bekend is, is de mogelijke variatie van voorkomen van zand en klei in verschillende versies doorgerekend:

- a. alleen zand, geen sorptie;
- b. een kleipakket gelegen naast een zandpakket, geen sorptie;
- c. een ongedefinieerd mengsel van klei en zand, geen sorptie;
- d. alleen zand (zoals a), maar nu met niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich sorptie);
- e. een ongedefinieerd mengsel van zand en klei (zoals c), maar nu met dispersie.

#### 7.3.2 Opbouw van het model

In het model is gerekend met 2 lagen. Voor de horizontale berekening is gewerkt met kolommen van 0,5 m breed. Voor de stroming is uitgegaan van een tweedimensionaal model (in het x-z-vlak) in een strip loodrecht op de rivier. Voor de bepaling van de stroming is gerekend in tijdstappen van 1 maand, voor de bepaling van de transportprocessen is gerekend in tijdstappen van 0,05 dag om langzame sorptieprocessen te kunnen modelleren.

#### Aannamen en invoergegevens

Gebruikte gegevens voor het stromingsdeel:

- bodemsamenstelling: klei en zand in pakketten naast elkaar of juist in een mengsel door elkaar;
- porositeit 0,35, bulk density 1.600 kg/m<sup>3</sup>;
- de onttrekkingsput bevindt zich op 4 m-mv;
- putstroming domineert natuurlijke achtergrondstroming;
- doorlatendheid van zand 50 m/d en van klei 0,05 m/d;
- dikte watervoerend pakket 37 m;
- het vermelde onttrekkingsdebiet van 600 m<sup>3</sup>/d in een radiaal veld is omgerekend naar een onttrekkingsdebiet in een strip van 1 m;
- dispersielengten: longitudinaal 0,1 gridcel, transversaal en verticaal 0,1 van de longitudinale lengte.

Gebruikte gegevens voor het stoftransport:

- beginconcentratie is onbekend en na enkele proefruns met het model geschat op 10 µg/l.

#### 7.3.3 Modelresultaten

Als eerste is de grondwaterstroming tijdens de onttrekking gemodelleerd. De gebruikte debieten zijn gelijk aan de gemeten (maandgemiddelde) debieten. Als controle op de juistheid van de gemodelleerde grondwaterstroming is de berekende grondwaterstandsverlaging vergeleken met de gemeten grondwaterstandsverlaging. Deze bleken vrijwel overeen te komen. Vervolgens zijn de concentraties, zoals gemeten in de onttrekkingsput, berekend. Hierbij zijn achtereenvolgens de verschillende varianten doorgerekend:

- a. Alleen zand, geen sorptie (zie fig. 31). De berekende concentraties van TRI in de onttrekkingsput dalen direct bij het begin van de onttrekking tot onder het detectieniveau. Er is dus een duidelijke afwijking tussen de gemeten concentraties en de gemodelleerde concentraties. Dit model beschrijft de werkelijkheid niet.

Fig. 31. De gemeten concentraties TRI in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: zand, geen sorptie.

- b. Een kleipakket gelegen naast een zandpakket, geen sorptie (zie fig. 32). In deze berekening zijn er duidelijke discrepanties tussen de voorspelde en gemeten piek met de maximale con-

concentraties in de onttrekkingsput. De berekende piek is duidelijk hoger dan de werkelijk gemeten waarden. In de modelberekening dalen de concentraties na verloop van tijd tot nul en is geen sprake van een stagnerende sanering. Ook in dit geval is het model niet bruikbaar om de gemeten concentraties te beschrijven.

c. Een ongedefinieerd mengsel van klei en zand (zie fig. 33). Ook voor deze berekening wordt een te hoge piek gemodelleerd en wederom treedt stagnatie van de sanering te laat op. Ook deze modelberekening klopt niet.



Fig. 32. De gemeten concentraties TRI in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: een kleipakket gelegen naast een zandpakket, geen sorptie.

d. Als a, maar met niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich sorptie) (zie fig. 34). Met berekeningen met niet-evenwichtssorptie blijken zowel de hoogte als de breedte van de piek met de hoge concentraties goed te worden beschreven. Ook het tijdstip waarop de piek optreedt, is in overeenstemming met de gemeten waarde. De karakteristieke "staart" met de hoge concentraties tijdens het stagnerend verloop van de sanering blijkt goed te worden beschreven. Dit model voldoet goed om het verloop van de sanering te beschrijven.

e. Als c, maar met dispersie (zie fig. 35). In de berekeningen met een ongedefinieerd mengsel van klei en zand en met dispersie, blijken zowel de hoogte als de breedte van de piek met de hoge concentraties goed te worden beschreven. Ook het tijdstip waarop de piek optreedt, is in overeenstemming met de gemeten waarde. De karakteristieke "staart" met de hoge concentraties tijdens het stagnerend verloop van de sanering blijkt goed te worden beschreven. Dit model voldoet goed om het verloop van de sanering te beschrijven.

Fig. 33. De gemeten concentraties TRI in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: een ongedefinieerd mengsel van klei en zand, geen sorptie.

Fig. 34. De gemeten concentraties TRI in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn). Modelaanname: zand met niet-lineaire evenwichtssorptie (Freundlich).

Fig. 35. De gemeten concentraties TRI in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden in het grondwater (getrokken lijn). Modelaanname: een ongedefinieerd mengsel van klei en zand met dispersie.

#### **7.4 Voorspellingsscenario**

Het blijkt niet mogelijk te zijn om op basis van de beschikbare gegevens een verantwoorde keuze te maken tussen de twee modellen die het verloop van de sanering goed beschrijven. Er is niet geverifieerd in hoeverre de toekomstvoorspellingen van beide modellen zouden variëren.

#### **7.5 Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen**

Doordat er niet eenduidig voor een bepaald model kan worden gekozen, zijn geen verspreidingsplaatjes berekend. Een risicobeoordeling is dan ook niet mogelijk.

#### **7.6 Conclusies**

##### *7.6.1 Restrisico van de stagnerende sanering*

Vanwege het ontbreken van de mogelijkheid om op basis van de beschikbare gegevens de toekomstige concentraties na het stopzetten van de sanering te berekenen, is geen risicobeoordeling voor de toekomstige blootstelling van de mens mogelijk. Als wordt aangenomen dat de verspreiding vanuit de restverontreiniging zich in de kolk verplaatst, is een toekomstige blootstelling van mensen niet van toepassing. In dat geval worden geen risico's voor de mens verwacht.

Bij een mogelijke verspreiding van de verontreiniging naar het oppervlaktewater van de kolk zijn risico's voor aquatische organismen denkbaar. Voor de beoordeling van die situatie moet meer informatie worden verkregen over de mogelijke concentraties in het oppervlaktewater. Deze kunnen dan worden getoetst aan ecotoxicologische waarden en aan toelaatbare lozingsnormen.

### 7.6.2 Toepasbaarheid van de stappenplanmethode.

Deze case is geanalyseerd volgens de stappenplanmethode, zoals in hoofdstuk 3 is beschreven.

Eerst zijn de gegevens over de sanering van deze case verzameld en geanalyseerd (stap 1). In deze case treedt een duidelijke stagnatie op van de grondwatersanering en is op basis van de gegevens uit het saneringsonderzoek de hypothese opgesteld dat een achtergebleven restverontreiniging de oorzaak is voor de stagnatie (stap 2). In stap 3 is een model ontworpen wat in verband met de samenstelling van de bodem zo is geconstrueerd dat in het horizontale vlak is gerekend. De gemeten concentraties TRI in de onttrekkingsput kunnen met twee modellen goed worden beschreven (stap 4). Een model dat is gebaseerd op een zandbodem met niet-lineaire evenwichtssorptie voldoet net zo goed als een model dat is gebaseerd op een mengsel van zand en klei met dispersie. Het blijkt niet mogelijk te zijn om op basis van de aanwezige gegevens eenduidig te kiezen voor één van de twee modelvarianten. Aangezien de concentraties TRI relatief laag zijn, is besloten om op grond van de gemeten concentraties en de tendensen in de modelberekeningen een uitspraak te doen over wat er zou gebeuren bij het stopzetten van de sanering (stap 5 en 6). Zonder de daadwerkelijke verspreiding bij het stopzetten te hebben gemodelleerd (stap 6), zijn de risico's ingeschat. Deze short-cut is (nog) niet in het stappenplan opgenomen en kan uitsluitend worden genomen als de concentraties laag zijn. Als hogere concentraties worden gemeten, moet een nadere analyse van de gegevens (stap 4b) plaatshebben om tot een juiste keuze van het verspreidingsmodel te komen. In principe kan nu met een monitoringsprogramma worden volstaan.



## HOOFDSTUK 8

### CASE 4: GECHLOREERDE VERBINDINGEN

#### 8.1 Beschrijving van case 4

##### 8.1.1 Beschrijving van de locatie

Op deze locatie (zie fig. 36) is sprake van een verontreiniging met tetrachlooretheen (PER), trichlooretheen (TRI) en cis-1,2-dichlooretheen (CIS). In het grondwater zijn tot 10 m-mv chloorhoudende oplosmiddelen aangetroffen. Het volume verontreinigd grondwater is tijdens het onderzoek geschat op 4.000 m<sup>3</sup>. De saneringsdoelstelling is vastgesteld op de individuele A-waarde (0,01 µg/l) of de detectiegrens (1 µg/l). Tijdens de grondsanering zijn op twee plaatsen restverontreinigingen in de grond achtergebleven. Verwacht wordt dat deze uitspoelen met het grondwater. Een gedeelte van de verontreiniging is aangetroffen bij een nabije beek. De bodem bestaat hier uit zandgrond en na enkele malen doorspoelen zijn de peilbuizen schoon geworden. Een andere restverontreiniging ligt midden op het terrein. Tijdens de grondwater-sanering blijft deze verontreiniging naleveren aan het grondwater, waarschijnlijk als gevolg van de slechte doorlatendheid van en de adsorptie aan humeuze laagjes. Op dit moment wordt de sanering op een alternatieve wijze voortgezet

Dit terrein is geselecteerd omdat hier bewust twee restverontreinigingen zijn achtergelaten die zich verschillend blijken te gedragen. De oorzaak van de stagnatie is redelijk goed bekend en tevens zijn voldoende gegevens beschikbaar omtrent de bodemopbouw.

Fig. 36. Schets van de situering van de restverontreiniging en van de drains.

Fig. 37. De onttrokken vracht chloorhoudende oplosmiddelen in de onttrekkingsputten en de drains.

Fig. 38. Restverontreiniging, dwarsdoorsnede met de bodemopbouw en onttrekkingsputten. Het gearceerde gebied geeft de restverontreiniging weer.

### *Bodemopbouw*

Het maaiveld ligt op 2m +NAP. De grondwaterstand varieert en staat op 1 tot 3m-mv. De bodemopbouw is weergegeven in tabel 4.

Tabel 4. Dikte en samenstelling van de verschillende bodemlagen.

diepte m-mv	formatie	samenstelling	omschrijving
0 - 3	Twente	lemig zand en veenhoudend klei	eerste watervoerende pakket
3 - 9		matig grof zand met leemlaagjes	
9 - 13	Eem	klei	eerste scheidende laag
13 - 110	Drenthe/Sterksel Enschede	grof grindhoudend zand	tweede watervoerende pakket

### *8.1.2 Beschrijving van de sanering en het stagnerend verloop*

#### *Uitvoering van de grondsanering*

In totaal is 13.000 m<sup>3</sup> grond ontgraven; plaatselijk is tot meer dan 4m-mv ontgraven. Na de ontgraving zijn nog restconcentraties chloorhoudende oplosmiddelen in de grond achtergebleven. Op de spoelplaats (in het midden van het terrein) is na de grondsanering nog een restconcentratie van 1,6 mg/kg PER in de grond aangetroffen. Bij de beek zijn 0,5 mg/kg CIS, 0,1 mg/kg TRI en 0,2 mg/kg PER in de grond achtergebleven.

#### *Uitvoering van de grondwatersanering*

Het onttrekkingssysteem heeft bestaan uit 7 onttrekkingssputten en voor het ondiepe grondwater 5 drains op 3m-mv. De beginconcentraties in het opgepompte water zijn: TRI 155 µg/l, PER 610 µg/l en CIS 405 µg/l. Het debiet van het totale systeem is met 530 m<sup>3</sup>/dag lager dan het geplande debiet van 720 m<sup>3</sup>/dag. De saneringsduur is geschat op 3 jaar. Al na 4 maanden is het verloop van de sanering bij hoge concentraties gestagneerd (TRI 22 µg/l en PER 83 µg/l). Zie ook figuur 37, waarin de onttrokken vracht chloorhoudende oplosmiddelen in de onttrekkingssputten en de drain is weergegeven. Na verloop van tijd zijn de diepe peilbuizen wel, maar de ondiepe peilbuizen niet schoon geworden. Na ruim 2 jaar is de concentratie chloorhoudende oplosmiddelen in het opgepompte water nog steeds hoog, namelijk 140 µg/l. Het project wordt momenteel voortgezet met een gewijzigd onttrekkingssysteem.

### **8.2 Hypothese voor de stagnatie van de sanering**

Uit het saneringsonderzoek is gebleken dat na de ontgraving nog restconcentraties chloorhoudende oplosmiddelen in de grond zijn achtergebleven (zie fig. 38). Op de spoelplaats, gelegen op het midden van het terrein, is na de grondsanering nog een restconcentratie van 1,6 mg/kg PER in de grond aangetroffen. Bij de beek zijn 0,5 mg/kg CIS, 0,1 mg/kg TRI en 0,2 mg/kg PER in de grond achtergebleven. Gesteld wordt dat de resterende verontreiniging, die zich heeft verspreid, de belangrijkste oorzaak is voor de stagnatie. Daarnaast is het waarschijnlijk dat de aanwezige veenlaagjes in de loop der tijd zoveel chloorhoudende oplosmiddelen hebben opgenomen dat deze als secundaire bronnen fungeren, waaruit langzaam PER desorbeert. Mogelijk bevindt zich bovenop de kleilaag op 10 m-mv een zaklaag met hoge concentraties PER. In figuur 39 is het gemeten concentratieverloop van PER, TRI en CIS in de onttrekkingssput weergegeven.



Fig. 39. Gemeten concentratieverloop van PER (9), TRI (") en CIS (>) in de onttrekkingsput.

### 8.3 Modelmatige beschrijving van het saneringsverloop

#### 8.3.1 Opzet van het model

Voor de toetsing van de voorgaande hypothese is nagegaan of het gemeten concentratieverloop in de onttrekkingsput door een modelmatige berekening is te beschrijven. De berekeningen zijn uitgevoerd met een hydrologisch transportmodel (zie hoofdstuk 4).

Voor de modellering van deze case is alleen naar de PER-verontreiniging gekeken. Er zijn berekeningen gedaan met verschillende sorptiemechanismen, zoals:

- a. zonder veenlaag en zonder sorptie;
- b. met veenlaag en zonder sorptie;
- c. met veenlaag en met sorptie.

Als sorptiemechanisme is de niet-lineaire evenwichtsbeschrijving (Freundlich) genomen, omdat in eerste instantie is geconcentreerd op de nalevering van de slechte doorlatende lagen; voor een adequate beschrijving van niet-evenwichtssorptie is bovendien een langer bemeten staart nodig. Het bijzondere van deze case is dat er in de bodem laagjes veen aanwezig zijn. Deze veenlaagjes sorberen de gechloreerde verbindingen sterk en zijn daarnaast ook slecht doorlatend, waardoor deze enerzijds optreden als buffer maar anderzijds ook als secundaire bron kunnen gaan fungeren.

#### 8.3.2 Opbouw van het model

In het stromingsgedeelte van het model is de grondwaterstroming verwaarloosbaar ten opzichte van de stroming die optreedt ten gevolge van de onttrekkingen door de onttrekkingsputten. Om de stroming te kunnen beschrijven, is uitgegaan van een driedimensionaal model waarin 5 lagen aanwezig zijn die elk een andere samenstelling hebben (zie tabel 5).

Als randvoorwaarde is aangenomen dat de stijghoogte constant is op grote afstand van het relevante gebied, buiten de invloedsstraal van de onttrekkingsputten. Bij de berekeningen voor de verschillende scenario's is aangenomen dat het verschil in de constante stijghoogte (tussen N en Z) de natuurlijke grondwaterstroming beschrijft.

Tabel 5. Dikte en samenstelling van de in het model aangenomen bodemlagen.

nr.	diepte (m-mv)	locatie	samenstelling	PER-concentratie
1	0 - 3,0	boven de onttrekkingsputten	geen veen	0
2	3,0 - 3,5	boven de onttrekkingsputten	met veenlaag	1,3 g/m <sup>3</sup>
3	3,5 - 6,0	met onttrekkingsputten	puur product	3,74 g/m <sup>3</sup>
4	6,0 - 8,5	met onttrekkingsputten		0
5	8,5 - 10	onder de onttrekkingsputten	net boven de kleilaag	0

#### *Aannamen en invoergegevens*

Gebuurte gegevens voor het stromingsdeel:

- porositeit 0,35;
- randvoorwaarden: N- en Z-randen hebben een constante stijghoogte, de beginvoorwaarden voor de stijghoogten zijn arbitrair op 11 m gekozen;
- verticale doorlatendheid 50 m/d;
- horizontale doorlatendheid 90 m/d;
- onttrekkingsdebieten van de onttrekkingsputten:
  - @onttrekkingsput 1: 50 m<sup>3</sup>/d;
  - @onttrekkingsput 2: 66 m<sup>3</sup>/d;
  - @onttrekkingsput 3: 63 m<sup>3</sup>/d;
  - @onttrekkingsput 4: 103 m<sup>3</sup>/d;
  - @onttrekkingsput 5: 58 m<sup>3</sup>/d;
  - @onttrekkingsput 6: 65 m<sup>3</sup>/d;
- voor de 5 bodemlagen wordt aangenomen dat ze volledig zijn verzadigd met water;
- gridgrootte: de grid is gekozen evenwijdig aan de natuurlijk grondwaterstroming 5 m overal;
- lengte van de totale simulatie: 7.000 dagen (ca. 20 jaar), waarvan in de eerste periode daadwerkelijk wordt gepompt en in de tweede periode de sanering is stopgezet.

Gebuurte gegevens voor het stoftransport:

- dispersie/diffusieconstanten: de diffusie is verwaarloosbaar, de dispersie speelt vooral een rol na stopzetting van de sanering;
- PER-concentraties zoals in tabel 5;
- randvoorwaarden bij de PER-vervuiling is dat de randen van het gebied schoon zijn.

#### *8.3.3 Modelresultaten*

Als eerste is de grondwaterstroming tijdens de onttrekking gemodelleerd. De met MODFLOW berekende waarden voor de stijghoogten zijn vergeleken met de gemeten waarden.

Na de berekeningen van het stromingsdeel zijn vervolgens de verschillende configuraties doorerekend voor het transport van de verontreiniging. Omdat alleen voor onttrekkingsput 4 precies bekend is op welke diepte en hoe dik er veen aanwezig is, worden hier alleen de resultaten voor onttrekkingsput 4 besproken:

- a. Geen veenlaag en geen sorptie (zie fig. 40) In deze berekening wordt al vrij snel alle PER door de onttrekkingsputten afgepompt, omdat sorptie en slecht doorlatende lagen ontbreken. De concentratie PER gaat dan ook heel snel naar nul. Stagnering treedt niet op.

Fig. 40. De gemeten concentraties PER in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: conservatief transport, geen veenlaag en geen sorptie.

Fig. 41. De gemeten concentraties PER in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: veenlaag aanwezig, geen sorptie.

b. Wel een veenlaag, maar geen sorptie (zie fig. 41). In laag 2 is een veenlaag aanwezig die slecht doorlatend is en waarin PER sterk wordt gesorbeerd. De sorptie-eigenschappen van de hele tweede laag zijn beter dan die van de andere lagen. In dit geval is er een duidelijke overschatting van de initiële waarden door het model. In het model worden de hoge initiële waarden veroorzaakt door de aanwezigheid van de PER-vlek in laag 3. Omdat deze laag niet slecht doorlatend is, wordt deze vlek snel verwijderd. Het model is goed in staat om de stagnatie te beschrijven. In het model wordt de stagnatie veroorzaakt door de trage nalevering van PER door het veen in laag 2. In deze case is het vooral de slechte doorlatendheid die een grote rol speelt; het belang van het sorptiemechanisme is hieraan ondergeschikt.

c. Een veenlaag en sorptie (Freundlich sorptie) (zie fig. 42). De eigenschappen van laag 2 zijn identiek aan die voor modelversie b. In dit geval worden de initiële waarden met bijna een factor 2 overschat. Ook dit model is in staat om de stagnatie goed te beschrijven. De toevoeging van sorptie-eigenschappen aan de veenlaag leidt echter niet tot wezenlijk andere resultaten. Omdat van veen bekend is dat het goede sorptie-eigenschappen heeft, is er toch een lichte voorkeur voor dit model.

Fig. 42. De gemeten concentraties PER in het grondwater (9) en gemodelleerde waarden (getrokken lijn). Modelaanname: homogene sterke niet-lineaire sorptie in de tweede, slecht doorlatende, laag.

In deze case is de aanwezigheid van slecht doorlatende en goed sorberende veenlaagjes van doorslaggevend belang voor de verspreiding van de verontreiniging. Als de positie en de dikte van het veen bekend is, zoals in de buurt van onttrekkingsput 4, kan het concentratieverloop van PER redelijk worden beschreven onder de aanname van niet-lineaire sorptie aan het veen.

#### 8.4 Voorspellingsscenario

Aangezien het model, dat is gebaseerd op niet-lineaire sorptie in een slecht doorlatende veenlaag, het gemeten concentratieverloop redelijk benadert, zijn verdere berekeningen uitgevoerd op basis van dit model. Bij het voorspellen van de verspreiding van PER na de stopzetting van de sanering is uitgegaan van de natuurlijke grondwaterstroming. Aangetekend moet worden dat de voorspellende waarde van het model voor deze case sterk wordt beperkt door het gebrek aan gegevens over de positie en grootte van de veenlagen. Het is duidelijk dat de gemodelleerde veenlaag de grootste en meest verontreinigde laag is, zodat eventuele andere veenlagen waarschijnlijk geen concentraties van deze hoogte zullen leveren. Daarnaast bevinden eventuele andere veenlagen zich op grotere diepten.

##### 8.4.1 Verspreiding van verontreinigende stoffen na stoppen van de onttrekking

De PER-verontreiniging blijft bij het stopzetten van de sanering vrij geconcentreerd zitten in de veenlaag op 3 m-mv, met een omvang van ongeveer 40 bij 40 meter. In deze laag blijven gedurende de komende 20 jaar concentraties in de orde van grootte van 1.300  $\mu\text{g/l}$  bestaan. Vanuit deze laag wordt het PER met het grondwater in de richting van de beek (noordoost) getransporteerd. Daarbij zijn concentraties tot 600  $\mu\text{g/l}$  te verwachten. Deze hoge concentraties bevinden zich alleen in de modellaag 2, van 3 tot 3,5 m-mv. Zowel daarboven als daaronder zijn de concentraties na het stopzetten van de sanering <10  $\mu\text{g/l}$ . De concentratie achter de veenlaag is hoog, omdat de veenlaag wordt doorspoeld ten gevolge van de natuurlijke grondwaterstroming. In figuur 43 is de verspreiding weergegeven in modellaag 2 op 20 jaar na de stopzetting van de onttrekking.

Fig. 43. De gemodelleerde concentrische verspreiding van PER bij stopzetten van de onttrekking.

#### 8.4.2 *Verspreiding van verontreinigende stoffen met natuurlijke afbraak*

In het geval van gechloreerde verbindingen kunnen er bij natuurlijke afbraak door bacteriën schadelijke tussenproducten ontstaan die ten dele (veel) gevaarlijker zijn dan de oorspronkelijke verbinding (vinylchloride). In deze case is geprobeerd om de natuurlijke afbraak te implementeren in het ontwikkelde model. Daarbij wordt al snel duidelijk dat voor een dergelijke modellering meer gegevens op tafel moeten komen. Van groot belang bij de afbraak van gechloreerde verbindingen is bijvoorbeeld de ontwikkeling van de redoxomstandigheden in plaats en tijd. Ook over de te verwachten afbraakconstanten is nog te weinig bekend. Daarnaast blijken de bestaande hydrologische modellen niet in staat om een afbraakroute met verschillende stappen adequaat te modelleren. De uitkomsten van de modellering zijn nu stap voor stap handmatig bijgesteld. In de berekening is ervan uitgegaan dat alle tussenreacties met gelijke snelheid plaatshebben en dat PER uitsluitend via vinylchloride kan worden afgebroken. Met deze aannamen worden hoge concentraties voor vinylchloride berekend. Uit de berekeningen blijkt dat de concentraties vinylchloride de eerste 3 jaar kunnen toenemen tot circa  $0,3 \text{ g/m}^3$  (zie fig. 44). Gezien de onzekerheden in alle aannamen moet deze waarde met zorg worden geïnterpreteerd. Vast staat echter dat zowel een verdere ontwikkeling van de hydrologische modellen als een betere schatting van actuele omzettingssnelheden noodzakelijk zijn om een betrouwbare schatting te maken van de productie en verspreiding van vinylchloride in de toekomst.

Fig. 44. Verwachte concentraties vinylchloride als functie van de afbraakconstante.

#### 8.5 **Risicobeoordeling van de verspreidingsberekeningen**

Relevant voor de risicobeoordeling van de toekomstige situatie van case 4 zijn de concentraties van PER in het grondwater. Deze zijn op basis van de locatie-specifieke methode beoordeeld.

##### *Mate van de verontreiniging*

Uit 8.4 blijkt dat de verontreiniging van PER geconcentreerd is in een veenlaag op 3 m-mv, met een omvang van 40 bij 40 meter. In deze laag blijven gedurende de komende 20 jaar concentraties in de orde van grootte van  $1.000 \text{ } \mu\text{g/l}$  bestaan. Vanuit deze laag wordt het PER met het grondwater in de richting van de beek (noordoost) getransporteerd. Daarbij zijn concentraties tot  $600 \text{ } \mu\text{g/l}$  denkbaar. Verontreiniging van de bovenstaande 3 m is niet aangetoond ( $< 10 \text{ } \mu\text{g/l}$ ) en wordt ook niet verwacht.

Bij het voorspellen van concentraties PER tot  $600 \text{ } \mu\text{g/l}$  is geen rekening gehouden met de afbraak van PER tot vinylchloride. Wanneer de afbraak wordt berekend met verschillende afbraaksnelheden, wordt, uitgaande van  $600 \text{ } \mu\text{g/l}$  PER in het grondwater, een maximale concentratie vinylchloride van  $300 \text{ mg/m}^3$  in de bodemlucht voorspeld. Het moment dat de maximale waarde wordt bereikt, is afhankelijk van de afbraakconstante  $k$ . Bij een lage  $k$  wordt de maximale concentratie na 15 jaar bereikt, terwijl bij een snelle afbraak het maximum op 3 jaar wordt voorspeld. De diepte van de verontreiniging met het afbraakproduct vinylchloride bedraagt daarbij 3 m-mv.

##### *Algemeen geldende beoordeling*

In de pluim worden de interventiewaarden van PER en vinylchloride in grondwater overschreden. Er worden dan ook voor de toekomst potentiële risico's voor de mens en het ecosysteem verwacht en er moet een aanvullende locatie-specifieke beoordeling voor de mens worden gemaakt.

##### *Locatie-specifieke beoordeling voor de mens*

De meest kritische blootstellingsroute voor PER bij de mens is uitdamping naar de binnenlucht. Daarom is voor een locatie-specifieke beoordeling het voorspelde gehalte van PER onder de bebouwing van belang. Uit de richting en de omvang van de pluim kan worden geconcludeerd

dat er onder enkele gebouwen gehalten tot circa 600 µg/l PER op een diepte van 3 m-mv te verwachten zijn. Uitgaande van een scenario van permanente bewoning van woningen met een kruipruimte voorspelt het CSOIL-model geen overschrijding van de TDI.

Dezelfde situatie is ook beoordeeld met het VOLASOIL-model. Daarbij is uitgegaan van een grondwaterverontreiniging van 600 µg/l op 3 m-mv, en een situatie met de verontreiniging op 3 m-mv en grondwater op 1 m-mv. In deze situaties wordt een binnenluchtconcentratie voorspeld van maximaal 7 % van de TCL van PER.

Bij een gehalte van 600 µg/l PER wordt modelmatig echter wel een overschrijding van de TDI voorspeld door het CSOIL-model, als de verontreiniging zich op een diepte van minder dan 1,5 m-mv onder de bebouwing bevindt.

Voor de beoordeling van het risico van vinylchloride is ook uitgegaan van een bebouwing op de verontreiniging op 3 m diepte. Bij het maximale gehalte van 300 mg/m<sup>3</sup> vinylchloride wordt door het CSOIL-model een uitdamping voorspeld die leidt tot een maximale concentratie van 22 µg/m<sup>3</sup> vinylchloride in de binnenlucht. In vergelijking tot de TCL van 100 µg/m<sup>3</sup> is deze situatie toelaatbaar.

## 8.6 Conclusies

### 8.6.1 *Restrisico van de stagnerende sanering*

De risicobeoordeling op basis van de locatie-specifieke omstandigheden tonen aan dat er geen ontoelaatbare risico's te verwachten zijn voor mensen op de locatie, wanneer de huidige (sanerings)activiteiten worden beëindigd. Deze conclusie is gebaseerd op de veronderstelling dat de verontreiniging zich in de richting van de beek beweegt en dat er sprake is van een langdurige nalevering van PER uit de verontreiniging van een veenlaag, die beperkt blijft tot het grondwater op 3 m-mv.

De diepte van de verontreiniging onder de bebouwing is een bepalende factor voor de mate van het blootstellingsrisico's. In deze situatie wordt aanbevolen een modellering van de mogelijke toekomstige verticale verspreiding te overwegen.

### 8.6.2 *Toepasbaarheid van de stappenplanmethode*

Deze case is geanalyseerd volgens de stappenplanmethode, zoals in hoofdstuk 3 is beschreven.

Eerst zijn de gegevens over de sanering van deze case verzameld en geanalyseerd (stap 1). In deze case treedt een duidelijke stagnatie op van de grondwatersanering en is op basis van de gegevens uit het saneringsonderzoek de hypothese opgesteld dat een combinatie van een achtergebleven restverontreiniging en de aanwezigheid van slecht doorlatende, sorberende veenlagen de oorzaak is voor de stagnatie (stap 2). In stap 3 is een model ontworpen, waarin de veenlaag bij onttrekkingsput 4 is ingebracht die het PER langzaam nalevert. Met behulp van het hydrologische verspreidingsmodel kan het verloop van de gemeten concentraties PER in de onttrekkingsput redelijk worden beschreven (stap 4). Het model, waarin is gewerkt met niet-lineaire sorptie, beschrijft de gemeten stagnerende concentraties het beste. De initiële hoogte van de concentraties is door het model overschat. Als beheersscenario is gekozen voor een variant waarin de onttrekking volledig is stopgezet (stap 5). Voor een voorspelling van de verspreiding van de verontreiniging in de toekomst zijn de randvoorwaarden voor de hydrologische stroming in het model aangepast, waardoor de natuurlijke achtergrondstroming dominant is (stap 6). De modelresultaten geven een voorspelling over de toekomstige verspreiding waarvan de risico's als acceptabel zijn beoordeeld (stap 7).

Gezien het feit dat de aanwezigheid van veenlagen van doorslaggevend belang is voor de verspreiding van PER, moet gericht onderzoek worden gedaan naar de positie van deze lagen. De voorspellende waarde van het verspreidingsmodel staat of valt met de input van deze gegevens. Ook moet de verticale verspreiding gericht worden gemonitord aangezien hierover weinig bekend is en verticaal transport mogelijk tot humaan toxicologische risico's kan leiden. Er moet een relatief uitgebreid monitoringsprogramma worden opgezet om de betrouwbaarheid van het model te onderbouwen. Wanneer blijkt dat op de langere termijn de modelwaarden redelijk overeenstemmen met de gemeten waarden, kan de intensiteit en de frequentie van het monitoringsprogramma worden aangepast.



## HOOFDSTUK 9

### EVALUATIE

#### 9.1 Modelmatige beschrijving van de cases

Bij de vier cases blijkt dat een acceptabele beschrijving kan worden gemaakt van de dominante processen, op basis van een verregaande schematisatie van de werkelijkheid en relatief weinig informatie. Dit ondersteunt de validiteit van het uitgangspunt van het stappenplan om de relevante processen zo eenvoudig mogelijk te beschrijven. In gevallen waar het noodzakelijk is om een geavanceerdere beschrijving te geven, kunnen sommige gegevens relatief eenvoudig worden ingewonnen, zoals bijvoorbeeld informatie over de bodemopbouw. Voor andere gegevens, zoals de initiële concentraties of het verloop van de concentraties in de tijd, is dit niet meer mogelijk. Meestal is de inwinning van gegevens gericht op het verloop van de in situ sanering en niet op de oorzaak van de stagnatie.

Bij het modelleren van het transport van stoffen *lijkt* het ontbreken van voldoende gegevens vaak een belangrijke bottleneck te zijn. Bij de hier beschreven sites blijkt het echter mogelijk om met hele simpele schematisaties (discretisaties) van de ondergrond hypothesen op te stellen voor de reden van de stagnatie. Wel is het van cruciaal belang welke transportprocessen (zie hoofdstuk 4) er in beschouwing worden genomen.

Het is onmogelijk om exact aan te geven welke informatie er in een specifieke situatie moet worden verzameld. Meestal is de mate van detail van de benodigde informatie een glijdende schaal. In bijlage A is een overzicht gegeven van de informatie die bij het beoordelen van een stagnerende sanering relevant is.

In alle gevallen kan op basis van de bekende gegevens een hypothese worden opgesteld om de stagnatie te beschrijven. De meest aannemelijke verklaring voor de stagnatie blijkt eigenlijk steeds te zijn dat er in de bodem - al of niet met opzet - verontreinigingen zijn achtergebleven. In case 1 en 2 kan deze hypothese vrij eenvoudig in een model worden vertaald. De bodemopbouw in deze cases is simpel en redelijk homogeen met voornamelijk zand en lemig zand. In de eerste modelberekeningen is uitgegaan van het meest simpele transportproces, waarbij de verontreiniging niet sorbeert aan de bodem. Uit de berekeningen wordt duidelijk dat dit model sterk afwijkt van de werkelijkheid omdat - volgens het model - de bodem zeer snel volledig wordt gesaneerd en er geen enkele stagnatie optreedt. Ook iets complexere benaderingen van het proces, waarin achtereenvolgens is uitgegaan van lineaire sorptie en niet-lineaire sorptie (Freundlich) resulteren in veel te optimistische resultaten. Gaande van het meest simpele naar meer gecompliceerde modellen, blijkt pas het model waarin niet-evenwichtssorptie is vervat in staat te zijn om het karakteristieke verloop van de sanering met hoge initiële waarden en een lange "staart" te beschrijven. Het is opmerkelijk dat het concentratieverloop voor beide cases kan worden beschreven met dezelfde parameters. De parameters zijn niet gefit, maar afkomstig uit de literatuur. In dit model wordt zowel de concentratie in de vaste fase als in het grondwater berekend. Uit de berekeningen wordt duidelijk dat een goede meetserie van de concentraties gedurende de stagnatie bijdraagt tot een betrouwbare modellering.

Ook voor de cases 3 en 4 met verontreiniging door gehalogeneerde oplosmiddelen wordt verondersteld dat de aanwezigheid van een restverontreiniging de oorzaak voor stagnatie is. De modellering van deze cases blijkt echter aanmerkelijk complexer te zijn, wat wordt veroorzaakt doordat de gelaagdheid en de samenstelling van de heterogene bodem onvoldoende bekend is. Voor case 3 blijkt dat een model met een klei- en een zandpakket naast elkaar, gecombineerd met Freundlich sorptie, de gegevens goed beschrijft. Een model waarin zand en klei zijn gemengd (dus dóór elkaar in plaats van naast elkaar), blijkt met alleen dispersie een zelfde type verloop van de concentraties te voorspellen. Aangezien in deze case de concentraties gechlorideerde verbindingen laag zijn, kan er, ondanks de twijfels over het te gebruiken model, toch met de nodige voorzichtigheid een uitspraak worden gedaan over de toekomstige verspreiding en de daarmee samenhangende risico's.

In case 4 blijkt de aanwezigheid van veen van doorslaggevend belang te zijn voor de verspreiding van de gehalogeneerde verbindingen. De veenlagen sorberen de gehalogeneerde verbindingen.

dingen sterk en kunnen deze daarna op langere termijn weer loslaten. De exacte locatie van het veen en de dikte van de lagen is onvoldoende bekend om een betrouwbare toekomstvoorspelling te kunnen doen.

## 9.2 Inzichten in relevante processen

De uitkomsten van de modellering geven informatie over de processen die bepalend zijn voor de verspreiding van de verontreiniging. Als slecht doorlatende, goed sorberende lagen (veen en klei) aanwezig zijn in de bodem is dit van doorslaggevend betekenis voor het gedrag van de verontreiniging: enerzijds sorbeert het veen/klei de verontreiniging en fungeert zo als buffer, maar anderzijds kan de opgeslagen verontreiniging weer langzaam vrijkomen en gedurende langere tijd een probleem opleveren. Een ander kenmerk van slecht doorlatende lagen is dat het transport van de verontreiniging wordt afgeremd. Als geen veen/klei aanwezig is, blijken sorptie en het sorptiemechanisme van groot belang te zijn voor de snelheid van het verspreiden van de verontreiniging. In alle gevallen blijkt dat er werkelijk sorptie van de verontreiniging aan de bodem optreedt en in geen van de gevallen kan worden volstaan met de meest simpele lineaire sorptieprocessen. Duidelijk is dat relatief complexe sorptiemechanismen (niet-lineair en niet-evenwichtssorptie) een rol spelen, zoals ook wordt verwacht in grond waarin, op microschaal, grote variaties aanwezig zijn. Naast het optreden van dit type sorptie speelt waarschijnlijk ook de langzame diffusie van de verontreiniging in microporiën een rol.

## 9.3 Voorspellingsscenario's

### 9.3.1 Voorspellingsscenario's: *De onzekerheden in de voorspelling*

Alleen als de betrouwbaarheid van het model, dat het verloop van de concentraties tijdens de sanering beschrijft, voldoende is, kan het model worden gebruikt voor verdere berekeningen. De onzekerheden in het ontwikkelde model hangen sterk af van het aantal aannamen dat moet worden gemaakt om tot een goede beschrijving van de gemeten concentraties te komen. Om de betrouwbaarheid van de modellering te optimaliseren is het van belang dat de uitgangssituatie voor de start van de onttrekking goed is beschreven: vooral de grootte van de restverontreiniging en de concentraties in de vaste fase en de waterfase zijn van belang. Ook een omvangrijkere set van grondwatergegevens, gemeten kort na de start van de sanering, kan in grote mate bijdragen tot de betrouwbaarheid van de modellering. In sommige gevallen blijkt de samenstelling van de bodem met slecht doorlatende of goed sorberende lagen onvoldoende beschreven te zijn, waardoor onvermijdelijke aannamen moeten worden gemaakt.

Om de modellen, die worden gebruikt om de stagnatie te beschrijven, adequaat te extrapoleren naar een toekomstige situatie, moet voldoende informatie beschikbaar zijn over de heterogeniteit van de bodem en over de lokale natuurlijke grondwaterstroming (d.w.z. zonder de onttrekking van de sanering). Informatie over de heterogeniteit van de bodem is slechts beperkt beschikbaar en alleen met behulp van een GIS-systeem kan een overzicht worden verkregen in de variatie van relevante parameters op de locatie, in tijd en ruimte. In alle bestudeerde cases is ook de hydrologische informatie slechts zeer beperkt beschikbaar en is gebruik gemaakt van de TNO-grondwaterkaarten. Deze kaarten zijn echter niet gedetailleerd genoeg om uitspraken over de lokale grondwaterstroming op te baseren. In enkele gevallen zijn voor de aanvang van de grondwatersanering enige stijghoogten bepaald. Ook deze gegevens zijn echter in tijd en ruimte onvoldoende gedetailleerd om een lokale, natuurlijke stromingsrichting en -snelheid uit af te leiden. Om het gebrek aan hydrologische data te ondervangen is op basis van de bodemopbouw en de gradiënt een schatting gemaakt van de grondwaterstromingssnelheid. Als er onzekerheid is over de richting van de natuurlijke grondwaterstroming kan worden uitgegaan van stroming in de richting van de voor de risicobeoordeling kritische objecten.

### 9.3.2 Voorspellingsscenario's: *Het stopzetten van de sanering*

In alle cases is berekend wat er gebeurt als de sanering wordt stopgezet. Alleen bij case 2, waar iets meer over de grondwaterstroming bekend is, kan worden gezegd in welke richting de pluim zich beweegt. Als de richting van de natuurlijke grondwaterstroming niet kan worden bepaald, is het mogelijk om met de aangenomen grootte van de stijghoogtegradiënt een uitspraak te doen tot hoever (maar niet in welke richting) de verontreiniging met een zekere concentratie zich kan uitbreiden. In principe kan hierbij worden gekozen voor de interventiewaarde,



de toetswaarde of de streefwaarde. Op basis van de verspreiding kan een uitspraak worden gedaan over de te verwachten toekomstige risico's bij het stopzetten van de sanering.

### 9.3.3 Voorspellingsscenario's: *Intermitterend saneren*

Voor één van de BTEX-cases is doorgerekend wat er gebeurt als er intermitterend wordt gesaneerd. Intermitterend houdt in dit verband in dat slechts in bepaalde perioden de onttrekkingsputten en drains actief in gebruik zijn en dat tussentijds niet wordt gepompt. Er is berekend wat er gebeurt bij twee scenario's van intermitterend saneren, namelijk met eens per vijf jaar 75 dagen pompen en eens per jaar 15 dagen. Uit de berekeningen wordt duidelijk dat intermitterend saneren veel effectiever is dan continu pompen. Bij een 20 tot 30 keer zo klein totaal debiet blijkt de vlek na 35 jaar beduidend kleiner te zijn dan bij de uitgevoerde sanering.

### 9.3.4 Voorspellingsscenario's: *Het optreden van natuurlijke afbraak*

In de gebruikte verspreidingsmodellen is geen rekening gehouden met de natuurlijke afbraak van de verontreiniging door bacteriën. In het algemeen moet het optreden van natuurlijke afbraak en de snelheid ervan beter worden gekwantificeerd om een reële schatting van de verspreiding en de daarmee samenhangende restrisco's mogelijk te maken. In het geval van BTEX-verbindingen kan natuurlijke afbraak leiden tot een sterke reductie van zowel de grootte van de vlek als van de maximale concentraties. In het geval van gechloreerde verbindingen kunnen echter schadelijke tussenproducten ontstaan die mogelijk een groter risico vormen dan de oorspronkelijke verontreiniging (b.v. vinylchloride).

In één case met vervuiling door gechloreerde verbindingen is geprobeerd om in het ontwikkelde model de natuurlijke afbraak te vervatten. Daarbij wordt al snel duidelijk dat voor een dergelijke modellering meer gegevens op tafel moeten komen. Van groot belang bij de afbraak van gechloreerde verbindingen is bijvoorbeeld de ontwikkeling van de redoxomstandigheden in plaats en tijd. Ook over de te verwachten afbraakconstanten is nog te weinig bekend. Daarnaast blijken de bestaande hydrologische modellen niet in staat te zijn om een afbraakroute met verschillende stappen adequaat te modelleren. De uitkomsten van de modellering zijn nu stap voor stap handmatig bijgesteld. Uit de berekeningen blijkt dat de concentraties vinylchloride de eerste 3 jaar kunnen toenemen tot circa 0,3 g/m<sup>3</sup>. Gezien de onzekerheden in alle aannamen moet deze waarde als maximum ("worst case") worden gezien. De schatting moet als zeer indicatief worden beschouwd. Vast staat dat zowel een verdere ontwikkeling van de hydrologische modellen als een betere schatting van de actuele omzettingssnelheden noodzakelijk zijn om een betrouwbare schatting te maken van de productie en verspreiding van vinylchloride in de toekomst.

## 9.4 Monitoringsprogramma

Bij het, via een modelberekening, voorspellen van de verspreiding is informatie uit het monitoringsprogramma op twee momenten noodzakelijk.

In de eerste plaats moet er informatie zijn om het voorspellingsmodel te bouwen. De informatie wordt gebruikt om de juiste processen te selecteren en de parameterwaarden te ijken. In het ideale geval wordt er al voor en tijdens de sanering met het monitoringsprogramma rekening gehouden met dit gebruik van de informatie. In het algemeen betekent dit, dat het accent van de monitoringsinspanning moet liggen op de periode waarin er veel veranderingen optreden. Met name in het begin van de sanering veranderen de concentraties sterk en is een hoogfrequent monitoringsprogramma zinvol om de hoogte en vorm van de piek vast te stellen en om de overgang van de piek naar het staartverloop te lokaliseren. Het staartverloop zelf, waar in de praktijk de meeste waarnemingen worden gedaan, geeft veel minder informatie over de processen en de parameterwaarden. Hier kan met een laagfrequentere monitoring worden volstaan. Als niet-evenwichtssorptie een rol speelt, is het zinvol om monitoring van concentraties in de grond en het grondwater op elkaar af te stemmen en ook grondmonsters gedurende de sanering in het monitoringsprogramma op te nemen.

In de tweede plaats moet er een monitoringsprogramma zijn voor het controleren van de voorspelling als de sanering daadwerkelijk wordt stopgezet of geëxtensiveerd. Op basis van de modelvoorspelling wordt een bepaalde verandering verwacht in de concentratie in de grond en het grondwater. Het monitoringsprogramma moet hierbij zodanig zijn ontworpen dat de ver-

wachte veranderingen kunnen worden vastgesteld. Ook hierbij geldt weer dat de meeste informatie wordt verkregen in de periode van (grote) veranderingen in het stromingspatroon en de concentraties. Naast een controlefunctie wordt de informatie ook gebruikt om de modellen bij te stellen, onder meer door middel van verdere kalibratie. Op voorhand zullen de modelvoorspellingen behept zijn met een bepaalde onzekerheid als gevolg van de onzekerheden in bodemheterogeniteit, parameterwaarden enzovoorts. De onzekerheid van het model kan worden verkleind door het model telkens bij te stellen met de informatie uit het monitoringsprogramma. Een bijstelling van het model kan aanleiding geven om ook de saneringsstrategie bij te stellen (stap 5 van het stappenplan). Dit laatste kan ook doelbewust worden nagestreefd door bijvoorbeeld gedurende een proefperiode de sanering te stoppen en de reactie van het systeem te monitoren.

### **9.5 Risico-analyse**

In het ontwikkelde stappenplan is het uitgangspunt geweest om een (locatie-specifieke) risico-beoordeling te doen voor een toekomstige situatie. Vooral nog is binnen het project RESTRISK geen aandacht gegeven aan het risico van de verspreiding als zodanig. Dit risico is betrekkelijk simpel met de gebruikte modellen te bepalen. De discussie over het al dan niet aanvaardbaar zijn van de verspreiding als zodanig valt echter buiten het kader van het project RESTRISK.

Binnen het project RESTRISK heeft de risicobeoordeling zich dan ook geconcentreerd op de richting en omvang van de toekomstige verontreiniging in relatie tot de bovenstaande bebouwing. De diepte van de verontreiniging en de mogelijke verontreiniging van de bovengrond speelt daarbij een zeer belangrijke rol.

### **9.6 Evaluatie van het stappenplan**

Het stappenplan blijkt bij de 4 gekozen cases goed te voldoen. In alle gevallen blijkt het mogelijk te zijn om een ("worst case") inschatting van de verspreiding te maken. Hoewel de inschatting kan worden verbeterd door aanvullende gegevensverzameling en verdere nuancering en detaillering van de processen, wordt in de bestudeerde cases in voldoende mate inzicht verkregen in de restrisico's van de nog aanwezige verontreiniging. Naar onze mening kunnen er op basis van de gepresenteerde analyses onderbouwde beslissingen worden genomen over stoppen, doorgaan of extensiveren.

De belangrijkste knelpunten voor een eerste schatting van de restrisico's bij stagnerende grondwatersanering zijn:

*-Omvang van de restverontreiniging, die nog aanwezig is in de grond*

Uit evaluaties van andere praktijksaneringen blijkt dat er in het staarttraject sprake is van relatief geringe te verwijderen vrachten van grammen tot maximaal enkele tientallen kilo's. Omdat de locatie niet altijd bekend is en "er gemakkelijk naast wordt geprikt", valt de omvang ook met aanvullend bodemonderzoek niet eenvoudig te bepalen.

*-Gelaagdheid*

Er zijn over het algemeen slechts een beperkt aantal, voldoende diepe boorbeschrijvingen voorhanden. Daarnaast zijn deze niet altijd voldoende nauwkeurig en eenduidig gemaakt.

*-Natuurlijke grondwaterstroming*

Voor de richting van de grondwaterstroming, de fluctuaties daarvan en de waterlopen waarop wordt afgewaterd zijn vaak onbekend.

Voor de grote "pluimen" of bij hoge concentraties kan het onbekend zijn van de orde van grootte van de natuurlijke afbraak en de vorming van toxische intermediären een belangrijk knelpunt zijn bij het schatten van de restrisico's. Samen met de afwatering bepaalt de natuurlijke afbraak de verblijftijd van een verontreiniging in het systeem.



### CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

De bevindingen bij de beoordeling van de vier cases zijn gepresenteerd op een workshop. Een verslag van deze workshop is gegeven in bijlage B. De conclusies en aanbevelingen in dit hoofdstuk zijn mede gebaseerd op de discussie van de workshop.

#### 10.1 Conclusies

##### *Beslissaspecten*

-Er is een stappenplan opgesteld, bestaande uit 7 stappen, waarmee stagnerende grondwatersaneringen kunnen worden beoordeeld. Met behulp van dit stappenplan blijkt het voor de 4 praktijkcases mogelijk te zijn om tot een beoordeling van de verspreiding en de daarmee samenhangende risico's te komen. Op basis van deze ervaring lijkt generalisatie van het stappenplan naar andere cases goed mogelijk.

##### *Technische aspecten*

-Het blijkt mogelijk te zijn om het saneringsverloop gedurende de stagnerende sanering te beschrijven met een simpele modellering en *globale* karakteristieken van de bodem en de verontreinigende stoffen. Dit opent de mogelijkheid om in voorkomende gevallen een redelijk goede voorspelling van de verspreiding te maken, zonder een onevenredig grote inspanning te doen voor de modellering.

-De macroheterogeniteit in de bodemopbouw is een essentieel gegeven voor de modellering. Met macroheterogeniteit wordt hier bedoeld het voorkomen van grotere zand-, klei- en veenlagen en de geometrie van een eventuele ontgraving. Het blijkt echter (zeker bij case 1, 2 en 3) dat de microheterogeniteit (binnen de lagen) geen cruciale rol speelt bij de beoordeling van de restructrisico's. De microheterogeniteit kan goed worden beschreven door het proces van niet-evenwichtssorptie

-Het saneringsverloop van de beide BTEX-sites (case 1 en 2) kan goed worden beschreven met de aanname van niet-evenwichtssorptie, ondanks het feit dat de bodemopbouw op beide sites verschilt. Hierbij is het opvallend dat de literatuurwaarden voor de modelparameters goed voldoen. Dit biedt perspectieven voor generalisatie naar andere BTEX-sites.

-Voor een adequate modellering zijn goede meetgegevens van het saneringsverloop essentieel. Dit houdt in dat in de beginfase van de sanering, wanneer er grote veranderingen in concentraties optreden, hoogfrequent moet worden gemeten. Daarentegen kan de meetfrequentie in de staart van de sanering omlaag, omdat de verandering van de concentratie gering is. Het saneringsverloop vertoont vaak een knikpunt. Na een korte, snelle daling van de concentratie verloopt de afname veel langzamer. Het is van belang om dit knikpunt in het saneringsverloop goed te bepalen. Het knikpunt kan het startpunt zijn voor het optimaliseren van de sanering door deze bijvoorbeeld te extensiveren.

-Om een voorspelling te doen voor de verspreiding van de verontreiniging bij stoppen dan wel extensiveren van de grondwatersanering speelt de natuurlijke grondwaterstroming een grote rol. De lokale hydrologie, waarvan de natuurlijke grondwaterstroming afhankelijk is, is in de meeste gevallen echter onvoldoende bekend om exacte voorspellingen te doen over de richting waarin de verontreiniging zich in de toekomst zal bewegen. Wel is het vaak mogelijk om de orde van grootte van de grondwatertransportsnelheden af te schatten.

##### *Risico-analyse*

-Met de voorspelling van de verspreiding van de verontreiniging is het mogelijk om met de gangbare systematiek de actuele humane en ecotoxicologische risico's te bepalen (b.v. met CSOIL of HESP) voor een toekomstige situatie.

- Binnen het project is verspreiding alleen beschouwd als pad in de bron-pad-object benadering. Het is evenwel in dezelfde systematiek ook mogelijk om de verspreiding als zodanig mee te nemen. Op basis van het model kan worden voorspeld wat de toename van het verontreinigd volume in de tijd is. In voorkomende gevallen moet echter wel een driedimensionale voorspelling worden gemaakt en is de schatting van het huidige volume verontreinigde bodem van groot belang.
- Het identificeren van (toekomstige) bedreigde objecten (richting en afstand tot de restverontreiniging) is voor de beoordeling van de risico's in een toekomstige situatie van groot belang.

## 10.2 Aanbevelingen

### *Technisch aspecten*

- Het verdient aanbeveling om het saneringsontwerp (middelen, locatie en debieten) pas definitief te maken nadat een eventuele bronzone is afgegraven. Naarmate er meer informatie beschikbaar komt, kan een efficiënter ontwerp worden gemaakt.
- Uit de uitgevoerde evaluaties blijkt dat generalisatie op een aantal punten wenselijk is, onder meer:
  - valideren van de uit de literatuur afkomstige niet-evenwichtsparameter bij de aromatenverontreiniging door analyse van andere cases;
  - valideren dat bij gelaagde aquifers de nalevering uit slecht doorlatende lagen het dominante proces is bij stagnatie;
  - bestudering van equivalente gevallen.
- Bij een beslissing tot stopzetting, dan wel extensivering van de grondwatersanering is een monitoringsprogramma noodzakelijk. Enerzijds dient monitoring om de voorspellingen te controleren. Anderzijds kan het monitoringsprogramma ook worden gebruikt om de voorspelling met het model bij te stellen en het saneringsontwerp te optimaliseren. Met name deze laatste functie van monitoring verdient aanbeveling om verder te worden onderzocht.
- De extensievere scenario's, die bij case 2 zijn doorgerekend (intermitterend saneren), geven een sterke indicatie dat met dergelijke scenario's efficiënter kan worden gesaneerd. Het verdient aanbeveling om de mogelijkheden van extensievere scenario's verder te onderzoeken. In een praktijksituatie kan worden geverifieerd of het scenario werkelijk efficiënter is. Bovendien lijkt het voor de hand liggend om een extensief scenario niet alleen in het geval van een stagnerende sanering in beschouwing te nemen, maar vanaf het begin van de sanering. Er moet dan wel worden geanticipeerd op langere doorlooptijden van de sanering.
- De ontwikkelde methodiek is getest op vier praktijkcases. Om de methodiek te generaliseren is het noodzakelijk om verschillende gevallen door te rekenen. Enerzijds kan dit door een groter aantal praktijksituaties te beschouwen. Anderzijds kan de gevoeligheid van de methodiek theoretisch worden getoetst door middel van een programma van goed gekozen artificiële cases.
- Op verschillende plaatsen in het stappenplan lijken "short cuts" mogelijk. Bijvoorbeeld bij lage concentraties verontreiniging kan met een beknopte modellering worden volstaan waarin alleen de trends goed worden beschreven; bij hoge concentraties moeten de uitkomsten statistisch worden onderbouwd en moet een gevoeligheidsanalyse worden gemaakt. Bovendien kan ervaringskennis worden ingebracht (zie b.v. de conclusie ten aanzien van de BTEX-modellen). Voor praktische toepassing is het aanbevelenswaardig om "short cuts" te identificeren en te onderbouwen.
- Tot dusver zijn uitsluitend stagnerende grondwatersaneringen in beschouwing genomen. De methodiek kan worden uitgebreid naar andere in situ reinigingstechnieken (zie hoofdstuk 4) en andere verspreidingsroutes.

-In het stappenplan is kennis omtrent de processen een cruciaal onderdeel. In een aantal andere NOBIS-projecten wordt kennis opgebouwd die bruikbaar is in RESTRISK: dit is met name het geval voor de afbraak van de gechloreerde verbindingen. Het ligt voor de hand om deze kennis ook daadwerkelijk in de RESTRISK-systematiek in te bedden.

#### *Risico-analyse*

-Binnen het project RESTRISK zijn alleen saneringen beschouwd in de eindfase. Er wordt op een min of meer arbitrair moment in de tijd een beoordeling van risico's gemaakt voor een toekomstige situatie als gevolg van een verandering van de saneringsstrategie. Het verdient aanbeveling om te onderzoeken in hoeverre een risicobegeleiding gedurende het hele traject van de sanering zinvol is.

-Voor de inbedding van de techniek in een beleidsmatig kader moet eerst worden getest in hoeverre het ontwikkelde stappenplan, dat "technisch" van aard is, past in een bredere context (in feite fig. 1). Om dit uit te voeren, kan een jury worden geformeerd waarin bevoegd gezag, probleemeigenaren en VROM zitting hebben. Deze jury wordt gedurende het beoordelingstraject via het 7-stappenplan frequent geconfronteerd met informatie (voorspellingen), die door de kennisproducenten wordt aangeleverd. Centraal hierbij is op welk moment er voldoende mate van vertrouwen in de voorspelde effecten is om een beslissing te kunnen nemen en op welke wijze dit kan worden gegeneraliseerd in het beleid.

-De RESTRISK-systematiek sluit aan op de systematiek die in het RMK-project is ontwikkeld. In de komende tijd moet erop worden toegezien dat de ontwikkelingen in beide projecten synchroon blijven lopen. De methode van risicobeoordeling kan worden uitgebreid met ontwikkelingen dienaangaande, zoals een beoordeling conform het RMK-systeem.



## LITERATUUR

Bolt, G.H. en M.G.M. Bruggenwert, 1978.  
Soil chemistry. A: Basic elements.  
Elsevier, Amsterdam.

Domenico, P.A. en F.W. Schwarz, 1990.  
Physical and chemical hydrogeology.  
John Wiley and Sons, New York.

Handboek Bodemsaneringstechnieken, 1995.  
SDU Uitgeverij, Den Haag.

Ivens en Lansu, 1993a.  
Bodem: Eigenschappen en processen.  
Open Universiteit, Heerlen.

Ivens en Lansu, 1993b.  
Bodem: De functies van de bodem.  
Open Universiteit, Heerlen.

Kooten, J.J.A. van, 1996.  
A method to solve the advection-dispersion equation with a kinetic adsorption isotherm.  
Adv. in Water Resour., vol. 19, nr. 4, pp. 193-206.

Locher, W.P. en H. de Bakker, 1991.  
Bodemkunde in Nederland.  
Malmberg, Den Bosch.

McBride, M.B., 1994.  
Environmental chemistry of soils.  
Oxford University Press, Oxford.

McDonald, M.G. en A.W. Harbaugh, 1984.  
A modular three dimensional groundwater flow model.  
USGS.

Melger, E.R., 1996.  
Modelling of bacterial transport in porous media.  
NITG TNO, rapportnr. GG-R-96-65 (B).

Otten, A., A. Alphenaar, C. Pijls, F. Spuij en H. de Wit, 1997.  
In situ sanering.  
Samson H.D. Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.

Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend en D.M. Imboden, 1993.  
Environmental organic chemistry.  
John Wiley and Sons, New York.



Skipper, H.D. en R.F. Turco, 1995.  
Bioremediation, science and applications.  
SSSA, Special Publication Number 43, Madison.

Zheng, C., 1992.  
A modular three dimensional transport model (1.8).  
S.S. Papadopoulos and Associates.

## BIJLAGE A

### CHECKLIST VAN INFORMATIE

Een belangrijk uitgangspunt bij het doorlopen van het stappenplan (zie hoofdstuk 3) is dat de relevante processen zoveel mogelijk op hoofdlijnen worden beschreven. Dit houdt in dat er niet meer detail in de modellering wordt meegenomen dan strikt noodzakelijk is. Dit uit zich in het stappenplan (zie fig. 2) vooral in de stappen 2a, 4a en 4b.

Het spreekt vanzelf dat er informatie noodzakelijk is om te bepalen welke processen een rol spelen (zie hoofdstuk 4) en om vervolgens die processen te kunnen beschrijven. Het is echter onmogelijk exact aan te geven welke informatie er in een specifiek geval moet worden verzameld. Meestal is de mate van detail van de informatie een glijdende schaal. Uit de vier beschouwde cases blijkt dat met vrij globale informatie al een uitspraak kan worden gedaan. In tabel A1 is een overzicht gegeven van informatie. Daarbij is aangegeven of de informatie altijd beschikbaar moet zijn of alleen voor het beschrijven van een bepaald proces (optioneel).

Tabel A1. Checklist van informatie.

type informatie	altijd	optioneel
<i>verontreinigende stoffen in de bodem</i> aard van de verontreiniging, type stoffen omzettingsproducten	X	X
omvang van de restverontreiniging biologische afbreekbaarheid andere bronnen van verontreinigende stoffen	X	X X X
<i>karacterisatie van de bodem</i> globale bodemopbouw; macroheterogeniteit geometrie van eventuele ontgravingen kleinschalige heterogeniteit sorptie-eigenschappen organisch stofgehalte	X X	X X X
<i>hydrologie</i> geometrie en grootte van de grondwateronttrekking natuurlijke stromingssituatie (globaal) natuurlijke stromingssituatie (gedetailleerd)	X X	X
<i>verontreinigende stoffen in het grondwater</i> concentratieverloop tijdens sanering omzettingsproducten	X	X

Hierna worden de typen informatie kort toegelicht.

#### *Verontreinigende stoffen in de bodem*

Het spreekt vanzelf dat het bekend moet zijn om welke stoffen het gaat. Ook moet er minimaal een indicatie zijn van de omvang van de verontreiniging. Informatie over eventuele omzettingsproducten zijn alleen van belang als omzettingsprocessen noodzakelijk zijn voor de beschrijving van de sanering of bepalend zijn voor de voorspelling van de verspreiding bij een ander scenario. Biologische afbraak speelt tijdens de relatief korte periode van de sanering een geringe rol voor het beschrijven van die sanering. Voor de voorspelling van de verspreiding op langere termijn kan biologische afbraak echter van belang zijn, met name als de verspreiding zonder

afbraak onacceptabel groot is. In die gevallen, waar de herkomst van de verontreiniging niet duidelijk is, moet aanvullende informatie worden verzameld over mogelijk andere bronnen dan de beschouwde (rest)verontreiniging.

#### *Karakterisatie van de bodem*

In alle gevallen moet minimaal de globale bodemopbouw bekend zijn. Hieronder wordt verstaan: de opeenvolging en globale eigenschappen (hydraulisch en geochemisch) van de verschillende bodemlagen (zand, klei of veen). Ook is het in verband met de mogelijke infiltratie vanuit de toplaag belangrijk te weten hoe deze is opgebouwd (doorlatend, weerstandbiedend of "vloei-stofdicht"). Als de bron van de verontreiniging is ontgraven, is ook de geometrie van de ontgraving en de eigenschappen van de aanvulling van belang. De vier bestudeerde cases laten zien dat met een globale bodemopbouw en literatuurgegevens omtrent het sorptiegedrag een redelijke beschrijving en voorspelling mogelijk is. In de gevallen waarbij dit geen bevredigend resultaat geeft, kan het echter noodzakelijk zijn om aanvullende metingen te doen ten aanzien van kleinschalige heterogeniteit, organisch stofgehalte en sorptie-eigenschappen. Hierbij kan met name worden gedacht aan situaties waarbij een gedetailleerd driedimensionaal beeld noodzakelijk is of waar sprake is van preferente stroombanen.

#### *Hydrologie*

Om het saneringsverloop te kunnen beschrijven, is het uiteraard noodzakelijk om informatie over het onttrokken debiet te hebben. Voor het voorspellen van de verspreiding van de verontreiniging, nadat de onttrekking is stopgezet of geëxtensiveerd, moet ook een inschatting van de natuurlijke hydrologie bekend zijn. In elk geval omvat deze inschatting een orde van grootte van de natuurlijke grondwaterstroming en een indicatie van de stromingsrichting. Met name in situaties waarbij er zich op korte afstand van de verontreiniging geen bedreigde objecten bevinden (case 1), is globale informatie vaak al voldoende. In situaties waarbij de precieze stroomsnelheid en -richting wel van cruciaal belang is voor de beoordeling van het risico, moet aanvullende informatie over de natuurlijke hydrologie worden verzameld. De moeilijkheid doet zich dan voor dat deze informatie niet kan worden verzameld zolang de onttrekking actief is. Een gedetailleerde beschrijving van de lokale hydrologie moet dus ofwel voor aanvang van de sanering worden gemaakt, ofwel nadat de sanering enige tijd is stopgezet.

#### *Verontreinigende stoffen in het grondwater*

Het allerbelangrijkste van de verontreinigende stoffen in het grondwater is het verloop van de sanering. Hiermee worden immers de relevante processen en de modellering gevalideerd. Minimaal moeten de concentraties van het opgepompte water worden bemonsterd. Hierbij geldt dat metingen meer informatie bevatten naarmate er meer in het systeem verandert. Dit betekent dat de meetinspanning zich moet concentreren in het begin van de sanering. In het staarttraject kan de meetfrequentie lager zijn. Zeker in situaties waarbij complexere twee- of driedimensionale beschrijvingen nodig worden geacht, zijn naast de concentratie in het opgepompte water ook waarnemingen op andere locaties noodzakelijk. Het aantal waarnemingspunten is vooral afhankelijk van de mate waarin de heterogeniteit belangrijk is voor het beschrijven van de processen.

## BIJLAGE B

### VERSLAG VAN DE WORKSHOP

#### **Inleiding**

In deze bijlage wordt verslag gedaan van activiteit 5. Deze activiteit omvat een workshop waarin de bevindingen en voorlopige conclusies van fase 1 zijn gepresenteerd aan belanghebbenden buiten het RESTRISK-consortium.

#### *Doelstelling en opzet van de workshop*

De workshop kent een tweeledig doel:

- het presenteren van de bevindingen en voorlopige conclusies uit fase 1 van het project RESTRISK naar een groter publiek van belanghebbenden, alsmede het aanzetten van een brede discussie over deze bevindingen en conclusies;
- het geven van een aanzet tot de invulling van de vervolgfases 2<sup>a</sup> en 2<sup>b</sup> van het project RESTRISK.

Naast deze hoofddoelstellingen is het creëren van een voldoende breed draagvlak voor de systematiek die in het project wordt ontwikkeld een belangrijke nevendoelstelling.

De doelgroep voor de workshop bestaat uit personen die zich daadwerkelijk bezighouden met de problematiek van de risicobeoordeling van grondwater/bodemverontreiniging en in het bijzonder bij lopende (stagnerende) saneringen. De deelnemerslijst van de workshop is opgenomen in bijlage C.

Ter voorbereiding aan de workshop hebben de deelnemers een aankondiging en de concept tussenrapportage van fase 1 ontvangen. In bijlage D is de aankondiging opgenomen, waarin een nadere uitwerking wordt gegeven van het programma, de opzet en doelstelling van de workshop, alsmede een voorzet voor discussie-onderwerpen.

De workshop is verdeeld in drie onderdelen: een ochtendsessie en twee middagsessies. In de ochtendsessie zijn de bevindingen en voorlopige conclusies plenair gepresenteerd. In de middagsessies heeft eerst in parallelsessies discussie plaatsgehad. De resultaten van de discussie zijn ten slotte teruggekoppeld in een plenaire sessie, waarin aanknopingspunten voor het invullen van de vervolgfase zijn geformuleerd.

Op basis van de voorinschrijving op de parallelle sessies en overeenkomsten in de aspecten zijn de geplande sessies over beleidsimplementatie en RESTRISK in de praktijk samengevoegd tot één sessie.

In het hierna volgende worden de presentaties en discussie kort samengevat.

#### **Ochtendsessie: Presentatie van de resultaten van fase 1**

##### *Algemeen*

In de ochtendsessie zijn de resultaten, zoals beschreven in de concept tussenrapportage van fase 1, toegelicht. In dit verslag wordt volstaan met het noemen van de hoofdzaken en voornaamste discussiepunten.

### *Presentatie van het stappenplan*

Het project is in fase 1 gestart vanuit praktijkcases om hieruit te kunnen generaliseren. Fase 2 heeft tot doel de systematiek in te bedden in het beleid en mogelijk technisch inhoudelijke vragen nader uit te werken.

RESTRISK kan worden toegepast om sanering te optimaliseren. Hierbij kunnen verschillende ingangssituaties worden onderscheiden:

- tijdens stagnatie van een lopende (grondwater)sanering;
- na verwijdering van hot spots;
- gedurende de sanering.

Discussiepunt is op welk moment je welke (model)inspanning pleegt om het eindtraject inzichtelijk te maken. De inzet van modellen in het saneringstraject moet daarom cyclisch zijn. Op basis van metingen kun je voorspellingen doen die vervolgens weer aanleiding geven tot (aangepaste) metingen. Op deze manier is het proces in principe goed te beschrijven en kan de sanering worden geoptimaliseerd. Er zijn echter nog wel (algemene modelleer)problemen ten aanzien van de te hanteren schaal (micro-, meso- of macroschaal). Ook bestaat de vraag of verdere standaardisatie gewenst is, zodat de uitkomsten van de voorspellingen "controleerbaar" zijn.

Doordat niet alle gegevens (metingen) bekend zijn, is het mogelijk om met verschillende modellen het verloop te beschrijven en ontstaan er verschillen in de eindvoorspelling. Door met name tijdens de beginfase van de sanering frequenter te meten, is een betere voorspelling mogelijk.

Op basis van de uitgevoerde berekeningen aan de cases wordt geconcludeerd dat de voorspelling van het verloop goed mogelijk is. Met name het toevoegen van niet-evenwichts-sorptie geeft goede resultaten.

Tussen de specialisten ontstaat discussie in hoeverre de gepresenteerde resultaten algemeen zijn. In de middagsessie zal de discussie worden voortgezet.

Voor het beoordelen van de risico's is aangesloten bij bestaande systemen om risico's te beoordelen. Hierbij wordt de blootstelling ingeschat en getoetst aan (toxicologische) grenswaarden.

De voorspelling van het verloop van de verontreinigingssituatie in de tijd wordt gebruikt als invoer om de blootstelling te beoordelen. Toetsing van de toekomstige blootstelling laat zien dat ondanks de overschrijding van de streefwaarde de (humane) blootstelling zeer laag is en geen reden geeft voor aanvullende maatregelen.

Naar aanleiding van de presentatie over de risicobeoordeling ontstaat een beleidsmatige discussie over de doelstelling van de sanering (geschikt maken voor gebruik of bescherming van toekomstige functies). Aangegeven wordt dat het primaire doel van het RESTRISK-project de voorspelling van het verloop van de concentraties is. De (beleidsmatige) discussie over de saneringsdoelstelling moet echter buiten het RESTRISK-kader worden gevoerd.

### *Afsluitende discussie van de ochtendsessie*

De discussie richt zich op de het beoordelen van de risico's. Het teruggrijpen op de bestaande systematiek wordt betreurd, met name doordat andere interessante discussiepunten (ecosysteem, watergebruik en geschiktheid) hierdoor blijven liggen. Geconcludeerd wordt dat deze discussie niet in dit stadium van het project moet worden gevoerd. De eerste fase heeft met name tot doel het gedrag van verontreinigingen te voorspellen. Aan deze doelstelling is naar de mening van het consortium grotendeels voldaan. Openstaande vragen liggen met name op het gebied van de parameters die in de modellering moeten worden betrokken.

## **Parallelsessie I: Beleidsimplementatie en praktijk**

De sessie over beleidsimplementatie en praktijktoepassing heeft zich gebogen over de bouwstenen die nodig zijn om de beslissing over het vervolg van de sanering te onderbouwen.

Voor de beslissing is het van belang aan te geven wat acceptabel is en wat niet. Hierbij zijn twee elementen aan te geven:

- het beoordelen van de gevolgen van de verspreiding;
- het beoordelen van de verspreiding zelf.

In fase 1 van het project is met name invulling gegeven aan het eerste element. De toekomstige verspreiding kan op basis van de bekende gegevens worden voorspeld. Vanuit beleidsmatig oogpunt wordt op basis van deze constatering de vraag gesteld wat de bandbreedte is in de voorspelling.

Voor de beleidsmatige beoordeling van restrisico's zijn de volgende bouwstenen geïventariseerd:

- kosten;
- maatschappelijke gevolgen (gebruiksbeperkingen);
- bescherming van het grondwater vanuit het oogpunt van verbruik en nieuwe verontreiniging;
- (blootstellings)risico's.

In het huidige beleid bestaat de mogelijkheid om in de bandbreedte tussen MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) en VR (Verwaarloosbaar Risiconiveau) locatie-specifiek te "onderhandelen" over de eindsituatie. Het wordt noodzakelijk geacht dat voor de invulling van deze bandbreedte randvoorwaarden worden opgesteld.

Op basis van de discussies wordt geconcludeerd dat vanuit het beleidsmatig oogpunt de volgende technische onzekerheden en onderwerpen bestaan die in fase 2 zouden kunnen worden uitgewerkt:

- bandbreedte van de uitkomsten;
- monitoringsstrategiën;
- gegevensbehoefte;
- andere saneringsstrategiën.

Beleidsmatig zouden de volgende aspecten nader kunnen worden uitgewerkt:

- aanvullende elementen in de beslissing betrekken, zoals:
  - @maatschappelijke acceptatie;
  - @maatschappelijke gevolgen van restverontreiniging;
- het inzichtelijk maken van de zaken die worden "opgegeven" ten gevolge van het stopzetten van de sanering;
- blootstelling van mens en ecosysteem.

Op basis van de technische invulling kunnen de beleidsmatige aspecten worden onderbouwd, zodat door onderhandelingen een acceptabele situatie kan worden gecreëerd.

## **Parallelsessie II: Technisch/inhoudelijke aspecten**

De discussie verloopt aan de hand van de volgende twee vragen:

1. Zijn de in de 4 voorbeeldcases gehanteerde processen te simpel, of juist te complex voor de praktijk?
2. Kan de RESTRISK-methodiek worden uitgebreid naar andere saneringstechnieken dan alleen grondwatersanering?

### *Ad 1.*

Dit hangt mede af van wat je wilt bereiken en met welke mate van betrouwbaarheid de voorspelling voor restconcentraties en de verspreiding daarvan gewenst is. Het onderzoeken van meer cases in fase 2 wordt als beperkt zinnig ervaren, omdat elke case uniek is en dus wel als voorbeeld, maar niet als instructie kan dienen. "Sommetjes", berekeningen voor varianten van hypothetische, maar realistische praktijksituaties vormen mogelijk een meer systematische aanpak.

Karel Kovar benadrukt het belang van het goed *kalibreren* van de gebruikte modellen. Naar aanleiding van case 3 wordt hier tegenin gebracht dat het zeker zo belangrijk is om de uniciteit van een modeloplossing te kunnen bepalen, omdat de modellen uiteindelijk voor extrapolatie worden gebruikt. Als twee verschillende modellen een even goede beschrijving van het saneringsverloop geven, voorspellen deze niet noodzakelijkerwijs ook hetzelfde toekomstige verloop van de concentraties. Er zou moeten worden uitgezocht welke processen in voorkomende gevallen tot een vergelijkbaar concentratieverloop leiden en welke metingen geschikt zouden zijn om alsnog het onderscheid te kunnen maken.

Geconcludeerd wordt dat in feite zou moeten worden gestreefd naar een adaptieve saneringsstrategie. Hierbij zou op ieder moment van de sanering kunnen worden bekeken of al voldoende bekend is om met de gewenste nauwkeurigheid voorspellingen te doen over het toekomstig verloop van de concentraties. Op grond hiervan zou dan ook de sanerings- dan wel de monitoringsstrategie kunnen worden bijgesteld. Dit lijkt extra kosten met zich mee te brengen, maar er kan voor cases (of de hypothetische "sommetjes") worden uitgerekend wat uiteindelijk de besparing kan zijn.

De gehanteerde modellen zijn in zeker opzicht inderdaad te simpel, omdat bepaalde processen, zoals afbraak van gechloreerde koolwaterstoffen en het daarbij ontstaan van giftiger tussenproducten, in het geheel niet zijn meegenomen. Aangezien dergelijke zaken in andere NOBIS-projecten vrij intensief worden bestudeerd, is de overheersende mening dat de resultaten daarvan in RESTRISK moeten worden geïntegreerd, maar dat er binnen RESTRISK geen specifiek onderzoek naar moet worden gedaan.

### *Ad 2.*

De gegevens die beschikbaar komen tijdens bijvoorbeeld bodemluchtexttractie, bioventing of biosparging zijn minder geschikt voor het voorspellen van het toekomstige verloop van de concentraties. De natuurlijke afbraakprocessen en langzame verdamping en diffusie die juist van belang zijn in de extensieve fase of na stopzetting van de sanering, spelen tijdens de intensieve saneringsfase een ondergeschikte rol. Meestal zullen de cruciale gegevens uit stoptests moeten worden verkregen. Dit zou in fase 2 voor enkele praktijkcases moeten worden getest, eventueel aangevuld met "sommetjes". Om de stap naar risico-evaluatie te kunnen maken, is hier meer kennis nodig van de uitwisseling tussen lucht en waterfase van de diverse verontreinigingen.

## **Plenaire terugkoppeling**

Op basis van de discussies kan worden geconcludeerd dat in fase 1 een technisch inhoudelijk systeem is ontwikkeld, waarmee een voorspelling mogelijk is van het concentratieverloop van een grondwatersanering.

Vanuit technisch oogpunt bestaat behoefte aan een duidelijke omschrijving van de gegevensbehoefte van de beslissers. Als de gegevensbehoefte bekend is, kan worden gewerkt aan de verdere uitbouw van de modellering. Voor de uitbouw kan worden gedacht aan de

volgende zaken:

- ontwerp van monitoringsstrategiën;
- andere saneringstechnieken;
- generalisatie op basis van verschillende cases.

Aangegeven wordt dat bij iedere verontreiniging waarbij sprake is van desorptieprocessen de streefwaarde (op nulniveau) niet wordt gehaald. Hiervoor hoeft geen verdere technische onderbouwing plaats te hebben. De beleidsmatige vraag wat acceptabel is zou eerst moeten worden opgelost.

De beleidsmatige invulling van het project zou zich met name moeten bezighouden met de vraag wat acceptabel is. Voor het beantwoorden van deze vraag kan met name worden gekeken naar de ruimte waarbinnen de onderhandelingen over het eindresultaat van de sanering kunnen plaatshebben. Voor de onderhandelingsruimte zou een integrale afweging kunnen worden gemaakt.

Op basis van de parallelsessies wordt geconcludeerd dat vanuit beide groepen wordt gewacht op antwoorden uit de andere groep. Om de voortgang in fase 2 te garanderen, zou daarom een goede terugkoppeling tussen beide moeten bestaan.

Voorgesteld wordt om in fase 2 te werken met een systeem van twee groepen. Enerzijds een groep "ontwikkelaars" die met voorstellen komen voor aanpassingen in de systematiek. Anderzijds zou een groep "gebruikers" de voorstellen moeten toetsen op bruikbaarheid en inpassing in het beleid. De beide groepen zouden binnen een Angelsaksisch rechtssysteem kunnen werken als bewijsvoerders (ontwikkelaars) en jury (gebruikers). In de rechtszaal zou regelmatig terugkoppeling tussen beide groepen moeten plaatshebben.

In het systeem zou aansluiting kunnen worden gezocht bij discussies die in andere kaders plaatshebben, zoals het NARIP (Nationaal risicoplatvorm). Hierdoor wordt een goede afstemming gewaarborgd.

Het idee van het Angelsaksisch rechtssysteem wordt algemeen gewaardeerd en gezien als een goed model om in fase 2 te hanteren.

Het consortium zal op basis van dit idee voorstellen uitwerken voor fase 2 van het project.





## BIJLAGE C

### DEELNEMERSLIJST VAN DE WORKSHOP

In deze bijlage is een lijst gegeven van diegenen die zich hebben ingeschreven voor de workshop RESTRISK.

*organisatiennaam*

AKZO NOBEL Engineering A.G.G. Verhulst  
EPON H.W. Hoeksema  
Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam A.J.M. Schelwald-van der Kley  
Grondmechanica Delft F. Weststrate  
Grontmij P. Sparenburg  
IWACOC van den Brink  
IWACOC M. van Egmond  
IWACOJ Smittenberg  
IWACOP Dijkmeester  
KIWAA J. Palsma  
Nederlandse Aardolie Maatschappij J. Kuyper  
NITG TNO/Technische Universiteit Delft C.B.M. te Stroet  
NITG TNO F.C. van Geer  
NITG TNOR A.A. Hetterschijt  
NS Bodemsanering Th. Edelman  
CUR/NOBIS J. Verheul  
CUR/NOBIS H. Vermeulen  
Provincie Overijssel J. van den Graaf  
Provincie Utrecht P.W.M. van Mullekom  
Provincie Noord-Holland R. Zonneveld  
Provincie Zuid Holland L.G. de Klerk  
RIVMC W. Versluijs  
RIVMK Kovar  
RIVMR van den Berg  
SHELL Nederland B.V. W. Veerkamp  
SHELL International Oil Products B.V. G. Beuming  
SHELL International Oil Products B.V. G. Lethbridge  
TAUW Milieu R.M.C. Theelen  
TAUW Milieu H.J. Mateman  
TAUW Milieu A.G. Nijhof  
TAUW Milieu J. Koolenbrander  
TAUW Milieu J.C.M. de Wit  
Technische Commissie Bodembescherming J.J. Vegter  
Texaco G.F. ten Haken  
TNO MEPD de Weger  
TNO MEPA J.C. Sinke  
TNO IRB P.A. Schippers  
Universiteit Utrecht P.F.M. van Gaans  
Vereniging van Nederlandse Gemeenten D. Moet  
VROMC Denneman



## BIJLAGE D

### PROGRAMMA VAN DE WORKSHOP

Workshop RESTRISK  
11 april 1997 Jaarbeurs Utrecht

#### **Het project RESTRISK**

In het begin van 1996 is het NOBIS-project "RESTRISK" van start gegaan. Dit project richt zich op het ontwikkelen van een methodiek voor de beoordeling van restrisiko's bij toepassing van intensieve en/of extensieve biorestauratie. Op grond van deze methodiek moet kunnen worden ingeschat wat de veranderingen in de risico's zijn, als een lopende sanering wordt stopgezet of geëxtensieverd. In eerste instantie wordt een stagnerende grondwatersanering als uitgangspunt genomen. Het uiteindelijk doel is echter om een systematiek op te zetten om gedurende het gehele saneringsverloop een permanente risicobegeleiding mogelijk te maken. In deze systematiek wordt ook aandacht besteed aan de eisen die de risicobeoordeling stelt aan de monitoring.

Vooralsnog zijn er binnen het project RESTRISK twee fase voorzien. In de eerste fase wordt aan de hand van vier reële situaties een pragmatische beoordeling gegeven van de risico's bij het stopzetten dan wel extensiveren van de sanering. Deze beoordeling is gestructureerd door middel van een stappenplan. In de tweede fase van het project is een generalisatie van het stappenplan voorzien. De knelpunten die naar verwachting in de tweede fase aan de orde komen, zijn te verdelen in:

- 2<sup>a</sup> nadere invulling van de beoordelingscriteria en de inbedding in het beleid;
- 2<sup>b</sup> technisch-wetenschappelijke kennisleemten met betrekking tot de beoordeling van restrisiko's tijdens in situ saneringen.

De hier aangekondigde workshop is onderdeel van de eerste fase van het project.

#### **Consortium RESTRISK**

Het NOBIS-project RESTRISK wordt uitgevoerd door een consortium waarin de volgende bedrijven en instellingen deelnemen:

*Bedrijven en instellingencontactpersoon*

AKZO NOBEL Engineering B.V. ir. A.A.G. Verhulst

BP Oil Europe ir. W. Roelofs

Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam drs. A.J.M. Schelwald-van der Kley

SHELL International Oil Products B.V. ir. G. Beuming

TAUW Milieu B.V. drs. R.M.C. Theelen

Technische Universiteit Delft dr. ir. C.B.M. te Stroet

Nederlands Instituut voor Toegepaste dr. ir. F.C. van Geer (penvoerder)

Geowetenschappen TNO

TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie dr. ir. A.J.C. Sinke

Universiteit Utrecht dr. P.F.M. van Gaans

## **Doel en doelgroep van de workshop**

De doelstelling van de workshop RESTRISK is tweeledig:

- het presenteren van de bevindingen en voorlopige conclusies uit het project RESTRISK naar een groter publiek van belanghebbenden, alsmede het aanzetten van een brede discussie over deze bevindingen en conclusies;
- het geven van een aanzet tot de invulling van de fasen 2<sup>a</sup> en 2<sup>b</sup> van het project RESTRISK.

Een belangrijke nevendoelelstelling van de workshop is het creëren van een voldoende breed draagvlak voor de systematiek, zoals die in het project wordt ontwikkeld.

De doelgroep voor de workshop bestaat uit personen die zich daadwerkelijk bezighouden met de problematiek van de risicobeoordeling van grondwater/bodemverontreinigingen en in het bijzonder bij lopende (stagnerende) saneringen. Daarbij wordt met name gedacht aan eindgebruikers, adviesbureaus, bevoegd gezag en onderzoekers.

## **Datum en plaats**

De workshop RESTRISK is gepland op donderdag 11 april in de Jaarbeurs te Utrecht.

## **Opzet van de workshop**

De workshop wordt opgezet in drie delen. In het eerste deel worden de bevindingen en voorlopige conclusies van het project RESTRISK plenair gepresenteerd. Het tweede deel bestaat uit twee parallelsessies, met discussie-onderwerpen:

- aspecten van de beleidsimplementatie;
- technische/wetenschappelijke aspecten.

De inhoud van de twee parallelsessies wordt hierna kort toegelicht.

Het derde deel is een afsluitende plenaire discussie, waarin bij voorkeur aanknopingspunten voor het invullen van de vervolgfase worden geformuleerd.

### *Aspecten van de beleidsimplementatie*

#### *Organisatie*

drs. R.M.C. Theelen(TAUW Milieu B.V.)

ir. A.G. Nijhof(TAUW Milieu B.V.)

dr. H. Leenaers(TNO MEP)

Bij het RESTRISK-project van stagnerende grondwatersaneringen speelt de vraag wanneer het beëindigen van een sanering toelaatbaar is. Einddoel van een sanering is in Nederland het Verwaarloosbaar Risiconiveau. Omdat in beleidsmatige zin alleen een multifunctionele (MF) bodem synoniem is met een Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) is het niet vanzelfsprekend dat een sanering kan worden gestopt wanneer de risico's tot onder het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) zijn teruggebracht. Dat laatste is in humaan toxicologische zin wel te verdedigen. Het gebied tussen VR en MTR is een "grijs gebied" en de toelaatbaarheid van een risico tussen VR en MTR is een maatschappelijke keuze die nog niet eenduidig is gedefinieerd. Voor acceptatie van de RESTRISK-methode moet derhalve duidelijkheid komen welk risiconiveau als uitgangspunt moet dienen. Aspecten, zoals de heersende achtergrondblootstelling, kunnen daarbij van belang zijn. De mate van blootstelling op een locatie is afhankelijk van het gebruik van de locatie. Er moet dus inzicht bestaan over de uitgangspunten van het gebruik voor de beoordeling van de blootstelling; bijvoorbeeld het feitelijke gebruik of het denkbare meest gevoelig gebruik (multifunctioneel voor mensen in de letterlijke zin).

Een ander aspect van de implicatie van de RESTRISK-methodiek voor het heersende beleid is de huidige wetgeving met betrekking tot de bodemsanering. Daarin is opgenomen dat een verspreiding van meer dan 100 m<sup>3</sup>/jaar boven de interventiewaarde tot een nieuw geval van bodemverontreiniging leidt. Daarnaast wordt vaak gerefereerd aan grondwater als een strategische drinkwaterreserve. Er kan worden aangenomen, dat na het stoppen van de sanering geen sprake meer is van ontoelaatbare risico's voor de mens of het ecosysteem. Er bestaat dus een discrepantie tussen de verspreiding als "object" en de verspreiding als "pad" in de bron-pad-object benadering. Ook dit aspect en de daaruit voortvloeiende consequenties moeten worden belicht.

#### *Technische/wetenschappelijke aspecten*

##### *Organisatie*

dr.ir. J.C.M. de Wit(TAUW Milieu B.V.)

dr.ir. C.B.M. te Stroet(TNO NITG/Technische Universiteit Delft)

dr.ir. A.J.C. Sinke(TNO MEP)

dr. P.F.M. van Gaans(Universiteit Utrecht)

Voor het inschatten van de restrisico's is het noodzakelijk een beeld te hebben van de omvang van de restverontreiniging en hoe deze zich na afloop van de sanering of bij het extensiveren van de saneringsmaatregelen zal verspreiden. In de RESTRISK-methodiek is een model voor de verspreiding geijkt op basis van het concentratieverloop gedurende de sanering. Op basis van dit model wordt het concentratieverloop in tijd en ruimte voorspeld.

In de technisch-wetenschappelijke sessie wordt de validiteit van deze aanpak besproken. Hierbij komen de volgende aspecten aan de orde:

- identificeren van de belangrijke processen die (a) stagnatie veroorzaken en/of (b) de verspreiding van de vlek na het stopzetten van de sanering bepalen;
- keuze van het model;
- vaststellen van de parameters van de modellen; welke gegevens (veld of laboratorium) zijn nodig om het model in voldoende mate te ijken;
- welke gegevens ontbreken in de praktijk; welke van deze parameters zijn eenvoudig meetbaar;
- wat is het belang en wat zijn de mogelijkheden van intensievere monitoring tijdens de actieve fase;
- wat is de kwaliteit van de voorspelling;
- van de stagnerende grondwatersaneringen naar de evaluatie van de restrisico's gedurende een in situ sanering; op welke wijze kan de methodiek worden uitgebreid.

# Workshop RESTRISK

(11 april 1997 - Jaarbeurs Utrecht)

## PROGRAMMA

10.00 - 10.15 Welkom; Inleiding RESTRISK; Doelstelling van de dag  
*dr. F.C. van Geer(NITG TNO)*

10.15 - 12.30 Presentatie en toepassing van de methodiek op voorbeeld sites  
*dr.ir. J.C.M. de Wit(TAUW Milieu B.V.)*  
*dr.ir. C.B.M. te Stroet(NITG TNO/Technische Universiteit Delft)*  
*drs. R.M.C. Theelen (TAUW Milieu B.V.)*

12.45 - 14.00 Lunch

14.00 - 15.00 Parallelsessies

1. RESTRISK in de praktijk en aspecten van beleidsimplementatie

*drs. R.M.C. Theelen(TAUW Milieu B.V.)*

*ir. A.G. Nijhof(TAUW Milieu B.V.)*

*drs. A.J.M. Schelwald-van der Kley(Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam)*

2. Technische en wetenschappelijke aspecten

*dr.ir. C.B.M. te Stroet(NITG TNO/Technische Universiteit Delft)*

*dr.ir. J.C.M. de Wit(TAUW Milieu B.V.)*

*dr. P.F.M. van Gaans(Universiteit Utrecht)*

15.15 - 15.30 Koffie/thee

15.30 - 15.45 Presentatie resultaten sessie 1

15.45 - 16.00 Presentatie resultaten sessie 2

16.00 - 16.30 Afsluitende discussie en conclusies

Chairman: *dr.ir. F.C. van Geer(NITG TNO)*

Rapporteur: *ir. J. Koolenbrander(TAUW Milieu B.V.)*

16.30 - Borrel