

NOBIS 96-1-01  
BIOSCHERMEN, TECHNISCHE MOGELIJKHE-  
DEN EN MARKTPOTENTIE, GERICHT OP IM-  
PLEMENTATIE

drs. H.J.W.Y. Opdam (ARCADIS Heidemij Realisatie BV)  
ir. J.L.A. Slenders (TNO-MEP)  
ir. J. Dijkhuis (NBM Milieu)  
ir. S.C. van Winden (ARCADIS Heidemij Realisatie BV)  
dr.ir. J. Bovendeur (ARCADIS Heidemij Realisatie BV)  
ir. M.F. Pruijn (ARCADIS Heidemij Realisatie BV)  
dr.ir. H.H.M. Rijnaarts (TNO-MEP)

oktober 1999

Gouda, CUR/NOBIS

### **Auteursrechten**

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van 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, "©"Bioschermen, technische mogelijkheden en marktpotentie, gericht op implementatie", oktober 1999, 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, "©"Bioscreens, technical possibilities and economic potential, focused on implementation", October 1999, 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**

Bioschermen, technische mogelijkheden en marktpotentie, gericht op implementatie

**CUR/NOBIS rapportnummer**

96-1-01

**Project rapportnummer**

96-1-01

---

**Auteur(s)**

drs. H.J.W.Y. Opdam  
ir. J.L.A. Slenders  
ir. J. Dijkhuis  
ir. S.C. van Winden  
dr.ir. J. Bovendeur  
ir. M.F. Pruijn  
dr.ir. H.H.M. Rijnaarts

**Aantal bladzijden**

**Rapport:** 50  
**Bijlagen:** 54

---

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

ARCADIS Heidemij Realisatie BV (ir. M.F. Pruijn, 0416-344044)  
TNO-MEP (ir. J.L.A. Slenders, 055-5493493)  
NBM Milieu (ir. J. Dijkhuis, 0183-646700)

---

**Uitgever**

CUR/NOBIS, Gouda

---

**Samenvatting**

Een bioscherm is een schermconstructie, die dwars op de stroomrichting van het grondwater in de bodem van een verontreinigde locatie is geplaatst. Het verontreinigde grondwater stroomt door het scherm, alwaar de biologische afbraak van de verontreiniging wordt gestimuleerd.

Het doel van dit project is de potentiële technische haalbaarheid en de economische haalbaarheid van bioschermen te onderzoeken.

De studie naar de 'state of the art' maakt duidelijk dat bioschermen technisch realiseerbaar zijn. Er dient nog wel een aantal technische aspecten te worden onderzocht en geoptimaliseerd.

Uit een screening is geconcludeerd dat de reële markt voor bioschermen weliswaar beperkt is, maar dat er toch voldoende locaties zijn waar bioschermen zouden kunnen worden toegepast.

Voor een tweetal praktijkcases is een volledige bioschermvariant uitgewerkt, inclusief uitvoeringstechnische, chemische en financiële calculaties. Een vergelijking met de reeds uit het saneringsonderzoek bekende voorkeursvariant bevestigt de haalbaarheid van een bioschermvariant op deze locaties.

De conclusie luidt, dat met name de bioschermvarianten biologisch geactiveerde zone en de bio-reactieve trench voor de Nederlandse markt technisch en economisch toepasbaar worden geacht.

---

**Trefwoorden****Gecontroleerde termen:**

aëroob, anaëroob, biologische afbraak, infiltratie, in situ

**Vrije trefwoorden:**

actief kool, beheersen, bioscherm, mobiele verontreiniging, reactieve zone

---

**Titel project**

Bioschermen, technische mogelijkheden en marktpotentie, gericht op implementatie

**Projectleiding**

ARCADIS Heidemij Realisatie BV  
(ir. M.F. Pruijn, 0416-344044)

---

Dit rapport is verkrijgbaar bij:  
CUR/NOBIS, Postbus 420, 2800 AK Gouda

**Report title**

Bioscreens, technical possibilities and economic potential, focused on implementation

**CUR/NOBIS report number**

96-1-01

**Project report number**

96-1-01

---

**Author(s)**

drs. H.J.W.Y. Opdam  
ir. J.L.A. Slenders  
ir. J. Dijkhuis  
ir. S.C. van Winden  
dr.ir. J. Bovendeur  
ir. M.F. Pruijn  
dr.ir. H.H.M. Rijnaarts

**Number of pages**

**Report:** 50

**Appendices:** 54

---

**Executive organisation(s) (Consortium)**

ARCADIS Heidemij Realisatie BV (ir. M.F. Pruijn, 0416-344044)  
TNO-MEP (ir. J.L.A. Slenders, 055-5493493)  
NBM Milieu (ir. J. Dijkhuis, 0183-646700)

---

**Publisher**

CUR/NOBIS, Gouda

---

**Abstract**

An in situ (bio)screen is a screen construction placed perpendicular to the direction of the groundwater flow of a contaminated site. The contaminated groundwater flows through the screen, in which biological degradation is stimulated.

The aim of this feasibility study is to investigate the technical and economic potential of (bio)screens.

The state of the art study clearly shows in situ (bio)screens can technically be realized. Some technical aspects need further investigation and optimisation.

A screening indicates that the actual market for in situ (bio)screens may be small, but still a sufficient amount of sites remain, where application of an in situ (bio)screen is an option.

For two practical cases a complete bioscreen remediation variant has been worked out, including technical, chemical and financial calculations. Compared to the traditional variant the feasibility of an in situ (bio)screen is affirmed.

Conclusion: especially the in situ (bio)screen variants biologically activated zone and the bio-reactive trench are technically and economically feasible for the Dutch market.

---

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

aerobic, anaerobic, biodegradation, infiltration, in situ

**Uncontrolled terms:**

active coal, bioscreen, control, mobile contaminant, reactive zone

---

**Project title**

Biocreens, technical possibilities and economic potential, focused on implementation

**Projectmanagement**

ARCADIS Heidemij Realisatie BV  
(ir. M.F. Pruijn, 0416-344044)

---

This report can be obtained by: CUR/NOBIS, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands  
Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)

## VOORWOORD

In Nederland wordt de belangstelling voor extensieve in situ sanering en beheersing van verontreinigde locaties steeds groter. Bioschermen vormt één van de technieken die daarbij kan worden gebruikt. De verwachtingen ten aanzien van de toepasbaarheid van bioschermen voor Nederland zijn positief, maar er ontbreekt voldoende praktische informatie om direct over te gaan tot een implementatieproject.

Eind 1996 is daarom een consortium opgericht, met als doelstelling de haalbaarheid van de toepassing van bioschermen in de praktijk te onderzoeken. Het consortium, bestaande uit ARCADIS Heidemij Realisatie (AHR), NBM Milieu (NBM), TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie (TNO-MEP) en Bioway (*alleen deelresultaat 1*), heeft uiteindelijk een aantal bioschermvarianten op praktijkniveau bekeken en vergeleken met de traditionele oplossing. Eén van de conclusies hieruit luidt, dat met name de biologisch geactiveerde zone potentie heeft voor de Nederlandse markt.

oktober 1999

# INHOUD

|           |       |  |    |
|-----------|-------|--|----|
|           |       | SAMENVATTING   | vi |
|           |       | SUMMARY  | ix |
| Hoofdstuk | 1     | INLEIDING  | 1  |
| Hoofdstuk | 2     | STAND VAN ZAKEN, ONTWIKKELINGEN EN KNELPUNTEN            | 3  |
|           | 2.1   | In situ (bio)reactieve schermen                          | 3  |
|           | 2.2   | Configuraties van reactieve schermen                     | 5  |
|           | 2.2.1 | Principe en uitvoeringstechnieken                        | 5  |
|           | 2.2.2 | Doorlatende reactieve sleuf                              | 8  |
|           | 2.2.3 | Funnel & gate®-systemen                                  | 8  |
|           | 2.2.4 | Biologisch geactiveerde zone                             | 10 |
|           | 2.3   | Processen in het reactieve scherm                        | 10 |
|           | 2.4   | (Bio)reactief scherm, verschillende toepassingen         | 11 |
|           | 2.4.1 | Olie en aromaten   | 11 |
|           | 2.4.2 | Gechloreerde oplossingen                                 | 12 |
|           | 2.4.3 | Nitraat en fosfaat                                       | 14 |
|           | 2.4.4 | Sulfaat en metalen (mijn-drainagewater)                  | 15 |
|           | 2.5   | Knelpunten en nader onderzoek                            | 15 |
| Hoofdstuk | 3     | TOEPASSINGSGEBIEDEN VOOR DE NEDERLANDSE MARKT            | 17 |
|           | 3.1   | Situaties voor toepassing van bioschermen                | 17 |
|           | 3.2   | Criteria voor de haalbaarheid van bioschermen            | 18 |
|           | 3.3   | Evaluatie van fictieve cases                             | 19 |
|           | 3.4   | Conclusies naar aanleiding van fictieve cases            | 20 |
| Hoofdstuk | 4     | PRAKTIJKCASES  | 21 |
|           | 4.1   | Praktijkcase 1: Waalre extensief                         | 21 |
|           | 4.1.1 | Biologisch geactiveerde zone                             | 22 |
|           | 4.1.2 | Natural attenuation                                      | 25 |
|           | 4.1.3 | Vergelijking van varianten                               | 26 |
|           | 4.2   | Praktijkcase 2: Waalre intensief                         | 27 |
|           | 4.2.1 | Beschrijving van varianten                               | 27 |
|           | 4.2.2 | Vergelijking van varianten                               | 28 |
|           | 4.3   | Praktijkcase 3: De Roosten                               | 30 |
|           | 4.3.1 | Beschrijving van varianten                               | 30 |
|           | 4.3.2 | Vergelijking van varianten                               | 31 |
|           | 4.4   | Evaluatie van praktijkcases                              | 33 |
| Hoofdstuk | 5     | CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN                              | 37 |
|           |       | LITERATUUR   | 39 |
| Bijlage   | A     | GEGEVENS VAN DRAGERMATERIALEN                            |    |
| Bijlage   | B     | SORPTIVE BARRIERS FOR MOBILE GROUNDWATER<br>CONTAMINANTS |    |
| Bijlage   | C     | TOTAAL (UITGEBREIDE) CRITERIALIJST                       |    |

|         |   |                                     |
|---------|---|-------------------------------------|
| Bijlage | D | UITWERKING VAN CASES WORKSHOP       |
| Bijlage | E | UITWERKING VAN PRAKTIJKCASES        |
| Bijlage | F | KOSTENCALCULATIE VAN PRAKTIJKCASE 1 |
| Bijlage | G | KOSTENCALCULATIE VAN PRAKTIJKCASE 2 |
| Bijlage | H | KOSTENCALCULATIE VAN PRAKTIJKCASE 3 |

## SAMENVATTING

### **Bioschermen, technische mogelijkheden en marktpotentie, gericht op implementatie**

#### *Achtergrond en doelstelling*

Een bioscherm is een doorlatende, reactieve constructie die, dwars op de stroomrichting van het grondwater, in de bodem van een verontreinigde locatie is geplaatst. Verontreinigd grondwater stroomt door het scherm, alwaar de biologische afbraak van de verontreiniging wordt gestimuleerd.

Eind 1996 is een consortium opgericht, met als doelstelling om met behulp van een uitgebreide deskstudy de haalbaarheid van bioschermen te onderzoeken. Hierbij ligt de nadruk op de toepassing van bioschermen als beheersmaatregel op locaties die verontreinigd zijn met een mobiele verontreiniging. De resultaten van de deskstudy kunnen als basis dienen voor verdere praktijktoetsing van de haalbaarheid van bioschermen. De deskstudy heeft bestaan uit het vaststellen van de 'state of the art', het bepalen van de marktpotentie voor bioschermen en een pre-engineering van enkele cases.

Het consortium bestaat uit ARCADIS Heidemij Realisatie, NBM Milieu, TNO-MEP en Bioway (*alleen deelresultaat I*).

#### *State of the art*

Vooraf in de VS is veel ervaring met het toepassen van talloze varianten van reactieve schermen bij bodemverontreinigingen. De resultaten van de studie naar de state of the art maken duidelijk dat bioschermen technisch realiseerbaar zijn. De bioschermconcepten, die voor de Nederlandse situatie in aanmerking komen, zijn:

- De biologisch geactiveerde zone: hierbij worden, door middel van infiltratiefilters of directe injectie in de ondergrond, optimale condities ontwikkeld voor de biologische afbraak van de verontreiniging. Het beschermingsniveau en de beheersbaarheid van de optredende processen hangen hierbij direct samen met enerzijds de heterogeniteit van de ondergrond en de verontreiniging en anderzijds met de intensiteit en sturing van de biologisch geactiveerde zone.
- De reactieve sleuf: hierbij wordt de verontreiniging in een gegraven of gefreesd scherm afgebroken. In het scherm kunnen optimale omstandigheden worden gecreëerd. Het beschermingsniveau en de beheersbaarheid van de optredende processen zijn hierbij groot.
- Het funnel & gate®- of trechter en poort-concept: het grondwater wordt via natuurlijke stroming door een opening in een dicht scherm gestuurd. In deze opening of poort wordt de verontreiniging door middel van gestimuleerde biologische afbraak tot het vereiste niveau teruggebracht. Het beschermingsniveau en de controleerbaarheid/beheersbaarheid van de optredende processen is hierbij groter dan bij de andere twee concepten.

#### *Technische aspecten*

De studie naar de state of the art maakt duidelijk dat bioschermen technisch realiseerbaar zijn. Het grootste gedeelte van de technisch-theoretische knelpunten voor het toepassen van bioschermen zijn inmiddels opgelost of kunnen worden ontweken:

- de biologische afbraakroutes van BTEX en CKW;
- de afbraakcondities;
- ontwerp parameters, technieken en kosten.

Een aantal praktische knelpunten kan op dit moment de succesvolle toepassing in enige mate bemoeilijken:



- verstopping van infiltratiemiddelen;
- maximale sleufdiepten;
- betrouwbaarheid en duurzaamheid van afbraak.

#### *Toepassingsgebieden en marktpotentie*

Aan de hand van een aantal criteria zijn de bekende verontreinigde locaties in Nederland gescreend op toepassingsmogelijkheden voor bioschermen.

Eenzijds zijn bioschermen hoofdzakelijk geschikt voor ondiepe toepassingen en zijn de biologisch geactiveerde zones inzetbaar voor diepere verontreinigingen. Anderzijds kan een bioscherm met name voordeel opleveren als de bron van de verontreiniging niet kan worden weggenomen. In andere gevallen zal een eindige bron-pluim-benadering, waarbij de bron wordt gesaneerd en de pluim met monitored natural attenuation wordt aangepakt, het meestal 'winnen' van een bioschermstrategie.

De voordelen van bioschermen moeten bovendien niet alleen worden gezocht in kostenreductie, maar ook in het verminderen van overige effecten, zoals lozingen, verdroging, zettingen, beheersbaarheid en storingen.

Door de beleidsvernieuwing op het gebied van bodemsanering treedt een verschuiving op van beheersingsvarianten naar meer extensieve varianten, waarbij een combinatie met bijvoorbeeld natuurlijke afbraak leidt tot kosteneffectievere oplossingen en een stabiele eindsituatie. In deze ontwikkelingen is in zekere mate plaats voor bioschermen.

#### *Praktijkcases*

Voor het daadwerkelijk vaststellen van de haalbaarheid van bioschermen is het noodzakelijk om toetsing aan de praktijk uit te voeren. Door de Provincie Noord-Brabant zijn twee locaties voorgedragen, waarvan de locatiespecifieke problemen potentieel kunnen worden aangepakt met de onderzochte bioschermconcepten.

Voortschrijdend inzicht in de mogelijkheden van bioschermen heeft ertoe geleid dat twee concepten zijn uitgewerkt; een funnel & gate®-configuratie en een biologisch geactiveerde zone. Deze bioschermvarianten variëren van een intensieve aanpak met maximale bescherming en zekerheid tot een extensieve aanpak met een lagere beschermingsgraad. De haalbaarheid is bepaald door een vergelijking van de bioschermvariant met de in het saneringsplan opgestelde variant.

Uit een vergelijking van de uitgewerkte bioschermvariant (reactieve zone en funnel & gate®) met de reeds in het saneringsplan uitgewerkte traditionele aanpak blijkt dat een bioscherm een reële optie is. Voor vergelijkbare kosten geeft een bioscherm een belangrijk stuk extra zekerheid voor een duurzame waterkwaliteit in het watervoerende pakket, waarbij de voordelen van in situ afbraak worden benut.

#### *Conclusies*

Op basis van de gestelde beoordelingscriteria financiële, milieuhygiënische en technische aspecten is de bioschermvariant voor de uitgewerkte cases een volwaardig, concurrerend alternatief voor de bestaande saneringsvarianten. Alleen de vergelijking met natural attenuation valt uit in het nadeel van de bioschermvariant.

Geconcludeerd wordt dat beheersingsvarianten met bioschermen in de vorm van een funnel & gate® vooral moeten worden gericht op grote (industriële) locaties, waar de bron niet of moeilijk

kan worden weggenomen en waar een absolute noodzaak is voor beheersing van de verontreiniging.

De grootste potentie voor de Nederlandse situatie bieden de bio-reactieve trench in het geval van een ondiepe verontreiniging en de biologisch geactiveerde zone in het geval van een diepe verontreiniging.

## SUMMARY

### **Bioscreens, technical possibilities and economic potential, focused on implementation**

#### *Background and objective*

An in situ (bio)screen is a permeable screen construction placed perpendicular to the ground-water flow of a contaminated site. Contaminated groundwater flows through the screen, where biological degradation of the contamination is stimulated.

At the end of 1996 a consortium was founded with the objective to study the feasibility of in situ (bio)screens. Such has been done as an extensive desk study. Special attention was paid to the implementation of in situ (bio)screens as a controlling measure on sites which are contaminated with a mobile pollution. The results of the desk study could be used for further practical research on the feasibility of in situ (bio)screens. The desk study contained a determination of the state of the art and the market potential for in situ (bio)screens and the pre-engineering of several cases.

The members of the consortium are: ARCADIS Heidemij Realisatie, NBM Milieu, TNO-MEP en Bioway (participated phase 1)

#### *State of the art*

Especially in the USA a lot of experience on the implementation of countless variations of in situ (bio)screens is available. The results of the state of the art study imply that in situ (bio)screens can be technically realized. The concepts which can be applied in the Netherlands are:

- The biologically activated zone: optimal conditions for biological degradation of contamination are created with infiltration filters or direct injection in the soil. The protection level and the controllability of the occurring processes have a direct coherence with the heterogeneity of the soil, the contamination and the intensity as well as the control of the biologically activated zone.
- The reactive trench: in the reactive screen degradation of contamination takes place in a digged or frased screen. In the screen optimal conditions can be created. The protection level and the controllability of the occurring processes are high.
- The funnel & gate® concept: groundwater is directed by natural flow through the opening in an impermeable screen. In this opening or gate the contamination will be reduced to the required level by stimulated biological degradation. The protection level and the controllability of the occurring processes are higher than in the two concepts mentioned above.

#### *Technical aspects*

The state of the art study indicates the technical feasibility of in situ (bio)screens. Most of the technical-theoretical bottlenecks for the implementation of in situ (bio)screens are by now solved or can be evaded:

- the biological degradation route of BTEX and CKW;
- the degradation condition;
- design parameters, techniques and costs.

Some practical bottlenecks might hamper a successful implementation:

- clogging of infiltration equipment;
- maximal funnel depth;
- reliability and durability of degradation.

### *Field of application and market potential*

On the basis of several criteria the known contaminated sites in the Netherlands are screened on the feasibility of in situ (bio)screens.

On the one hand, in situ (bio)screens are mainly appropriate for shallow applications while the activated biological zones can be applied for deeper contamination. On the other hand, an in situ (bio)screen can be especially economical, when the source of the contamination needs not be taken away. In other cases a finite source-plume approach, in which the source is remediated and the plume is treated with monitored natural attenuation, will always 'win' from a bioscreen strategy.

The advantages of an in situ (bio)screen must not only be found in reduction of costs but also in the decrease of other effects such as: drainage, dehydration, settings, controllability and disturbances.

Because of the policy review in soil remediation a shift from control variants to more extensive variants takes place, which in combination with, for example, natural degradation leads to more cost effective solutions and a stable final situation. In this situation a certain importance of in situ (bio)screens can be found.

### *Practical cases*

Determination of the feasibility of in situ (bio)screens needs practical testing. The Dutch province Noord-Brabant proposed two sites with specific problems suitable for treating with the bioscreen concepts of the study.

Growing knowledge of the possibilities of in situ (bio)screens has led to the elaboration of two concepts: a funnel & gate® configuration and a biological active zone. These techniques vary from an intensive treatment with maximal protection and security to an extensive treatment with a lower protection level. The feasibility is measured by comparing the results with those of the traditional variant. This comparison shows that the applied variant (reactive zone and funnel & gate®) is a realistic option. With equal costs the bioscreen offers more security for long-term water quality in the aquifer, while using the advantages of in situ decontamination.

### *Conclusion*

Considering the financial, environmental and technical criteria, the bioscreen variant in the practical cases is a fully fledged competitive alternative for the existing variants. Only the comparison with natural attenuation was in disfavour of the proposed bioscreen.

It can be concluded that the in situ (bio)screens must be focused on large (industrial) sites, where the source of contaminants cannot be readily removed and where control of the contamination is an absolute necessity.

In the Dutch situation the bio reactive trench for shallow contamination has the largest potential. For deep contamination the biologically activated zone has the largest potential.

## HOOFDSTUK 1

### INLEIDING

Eind 1996 is een consortium opgericht met als doelstelling om door middel van een uitgebreide deskstudy de haalbaarheid van bioschermen te onderzoeken voor de Nederlandse situatie. De resultaten van de deskstudy kunnen als basis dienen voor verdere praktijktoetsing van de haalbaarheid van bioschermen. Het consortium bestaat uit ARCADIS Heidemij Realisatie, NBM Milieu, TNO-MEP en in de eerste fase van het project Bioway (*alleen deelresultaat I*).

De nadruk ligt in dit project op de toepassing van een beheersingsvariant van bioschermen (die een hoge mate van procescontrole mogelijk maken) op locaties met een mobiele verontreiniging. Na gebleken haalbaarheid heeft het consortium het voornemen de technologie - in een separaat in te dienen project - door middel van een pilotdemonstratieproject onder praktijkcondities te bewijzen.

#### *Projectopbouw*

Het project bestaat uit de volgende onderdelen:

- inventarisatie van technische mogelijkheden voor bioschermen: update 'state of the art';
- nader onderzoek naar marktpotentie van bioschermen;
- technische haalbaarheid: pre-engineering van bioschermvarianten voor praktijkcases;
- economische haalbaarheid: kostenanalyse en vergelijking met traditionele technieken.

#### *State of the art*

In hoofdstuk 2 wordt de state of the art situatie voor bioschermen beschreven. Hierbij is gekeken naar zowel de verschillende uitvoeringsvormen (configuraties) van bioschermen als naar de reactiemechanismen die in reactieve schermen kunnen worden aangewend.

#### *Toepassingsgebieden voor de Nederlandse markt*

In hoofdstuk 3 is beschreven hoe verschillende typen verontreinigingslocaties zijn gerubriceerd en op basis van welke criteria de marktpotentie voor bioschermen in Nederland kan worden ingeschat. Voor twee fictieve cases is een eerste ontwerp en een globale kostenvergelijking gemaakt tussen twee bioschermvarianten en de conventionele 'pump & treat'. Het toepassingsgebied, de voornaamste voordelen en knelpunten zijn geschetst.

#### *Praktijkcases*

De Provincie Noord-Brabant heeft twee locaties voorgedragen, waarvan de locatiespecifieke problemen potentieel kunnen worden aangepakt met de onderzochte bioschermconcepten. Deze praktijkcases zijn getoetst aan de hand van de in 3.2 ontwikkelde criterialijst.

De twee concepten die zijn uitgewerkt, variëren van een intensieve aanpak met maximaal beschermingsniveau en zekerheid tot een extensieve aanpak met een beperkt beschermingsniveau. Een biologisch geactiveerde zone is uitgewerkt in 4.1 en 4.3 en een funnel & gate®-configuratie is uitgewerkt in 4.2.

De conclusies en aanbevelingen, met betrekking tot de toepasbaarheid, de stand van de techniek, de marktpotentie en de economische haalbaarheid van bioschermen, zijn uitgewerkt in hoofdstuk 5.



## HOOFDSTUK 2

### STAND VAN ZAKEN, ONTWIKKELINGEN EN KNELPUNTEN

#### 2.1 In situ (bio)reactieve schermen

In situ (bio)reactieve schermen vertegenwoordigen een nieuwe, innovatieve technologie voor de langetermijnaanpak van verontreinigde locaties. Een in situ (bio)reactief scherm is een lokale zone in een natuurlijke, poreuze ondergrond, waarin een verhoogde activiteit van biologische afbraak van verontreinigende organische stoffen wordt gekoppeld aan een hoog immobilisatievermogen. Verontreinigende stoffen worden uit het grondwater verwijderd wanneer deze door een reactief scherm stromen (reiniging). Stroomafwaarts gelegen bodems, waterhoudende pakketten en andere mogelijke bedreigde objecten worden tegen de verontreiniging beschermd (zie fig. 1).

Fig. 1. In situ (bio)reactief scherm (processen: stroming naar het scherm, retentie van de verontreinigende stoffen in het scherm, biodegradatie van de verontreinigende stoffen en afstroming onder een natuurlijk grondwaterverhang [Rijnaarts, 1997]).

De bioschermconcepten, die voor de Nederlandse situatie in aanmerking komen, zijn:

- *De biologisch geactiveerde zone*  
Hierbij worden door middel van infiltratiefilters of directe injectie in de ondergrond optimale condities ontwikkeld voor de biologische afbraak van de verontreiniging. Het beschermingsniveau en de beheersbaarheid van de optredende processen hangen hierbij direct samen met enerzijds de heterogeniteit van de ondergrond en de verontreiniging en anderzijds de intensiteit en sturing van de biologisch geactiveerde zone.
- *De reactieve sleuf*  
Hierbij wordt de verontreiniging in een gegraven of gefreesd scherm afgebroken. In het scherm kunnen optimale omstandigheden worden gecreëerd. Het beschermingsniveau en de beheersbaarheid van de optredende processen zijn hierbij groot.
- *Het funnel & gate®- of trechter en poort-concept*  
Het grondwater wordt via natuurlijke stroming door de opening in een dicht scherm gestuurd. In deze opening of poort wordt de verontreiniging door middel van gestimuleerde biologische afbraak tot het vereiste niveau teruggebracht. Het beschermingsniveau en de controleerbaarheid/beheersbaarheid van de optredende processen is hierbij groter dan bij de andere twee concepten.

Om verwarring over termen als scherm/wal/sleuf, afsluitend scherm/ondoorlatende barrière, bioscherm/bioreactief scherm, funnel & gate®/reactor gate/in situ reactor te voorkomen zullen er in het hoofdstuk 'Stand van Zaken' de termen worden gebruikt, zoals deze hieronder zijn geformuleerd (zie tabel 1).

Tabel 1. Gebruikte definities.

| term                         | omschrijving   |
|------------------------------|--|
| ondoorlatend scherm          | platte, ondoorlatende constructie (bijvoorbeeld een damwand of een bentonietwand)  |
| reactieve sleuf              | relatief platte, doorlatende constructie, ofwel in situ reactief scherm  |
| in situ (bio)reactor         | aparte in situ reactor, die los of in combinatie met een ondoorlatend scherm kan worden gebruikt   |
| biologisch geactiveerde zone | relatief smalle zone, waarin de oorspronkelijke bodem wordt gebruikt voor gestimuleerde biologische afbraak, te realiseren door de injectie van substraat en/of zuurstof |
| funnel & gate®               | ook wel trechter en poort genoemd; een combinatie van een ondoorlatend scherm en een in situ (bio)reactor of geactiveerde zone   |
| behandelingszone             | in situ (bio)reactor, reactieve sleuf of biologisch geactiveerde zone  |
| bioscherm                    | verzamelnaam voor sleuven, schermen en funnel & gates, waarbij de behandelingszone is gebaseerd op biologische processen   |

#### *Waarom (bio)reactieve schermen?*

Een groot aantal locaties in Europa is verontreinigd met componenten die zich in het grondwater mobiel gedragen (BTEX, CKW). De economische waarde van de meeste locaties is hoog door hun belang voor de industrie (olieraffinaderijen, gasvelden, metaal- en coatingbedrijven) of omdat de locaties belangrijke knooppunten in infrastructurele werken vormen (brandstofoverslagplaatsen, benzinstations, militaire en burgerlijke luchthavens).

De hoeveelheid verontreinigde grond en grondwater op veel van deze locaties is vaak te groot voor een snelle conventionele schoonmaak. Volledige reiniging door ontgraving en pump & treat of grootschalige in situ sanering is of te duur of technisch niet haalbaar. Bovendien is het vaak niet mogelijk de verontreinigingsbron (de 'hotspot') te lokaliseren of te bereiken. Vooral op gro-



tere industriële locaties bevindt de verontreiniging zich vaak onder een kostbare industriële infrastructuur, die een effectieve verwijdering van de kern van de verontreiniging niet mogelijk maakt.

Praktische ervaring op veel locaties heeft bewezen en modelcalculaties voorspellen dat deze bronnen in de grond nog jarenlang verontreinigde pluimen zullen voeden.

In veel gevallen is de verontreiniging vele jaren geleden veroorzaakt, resulterend in een sterk 'verouderingseffect'. De verontreinigende stoffen zijn diep in de bodematrix gedrongen en komen weer vrij door middel van een langzaam en langdurig desorptieproces.

Tot nu toe worden verontreinigingspluimen doorgaans beheerst met een pump & treat-sanering. Dit is een intensieve (energie en hulpstoffen gebruikende) en grondwater verspillende methode met hoge operationele kosten. Tevens bestaat de kans dat niet de gehele pluim wordt behandeld. Omdat pluimmigratie voor minstens tientallen jaren moet worden voorkomen, vormen de voortdurende zorgen over de effectiviteit en de hoge operationele kosten van pump & treat een negatieve factor voor veel bezitters van verontreinigde industriële en infrastructurele locaties. Ontwikkeling van nieuwe, robuuste en duurzame reinigingstechnieken met lage operationele kosten zijn dus wenselijk en van groot economisch belang.

Eén van de meest veelbelovende benaderingen is de toepassing van in situ (bio)reactieve schermen. Deze nieuwe benadering is vooral bijzonder veelbelovend voor verontreinigingsinterceptie op grote verontreinigde terreinen. Het is een passieve in situ grondwaterbehandelingstechniek, omdat het grondwater onder invloed van het natuurlijk verhang door het scherm stroomt. Zo wordt het gebruik van energie en primaire producten tot een minimum gereduceerd. Bovendien kan deze schermtechniek worden gecombineerd met andere efficiënte behandelingsmethoden, zoals natuurlijke afbraak en intrinsieke reiniging. Bovenop het saneringsaspect kunnen in situ (bio)reactieve schermen een nieuwe en krachtige biopreventietechnologie vormen voor nieuwe en gerenoveerde industriële locaties; in het geval van een ongeluk kunnen vooraf geïmplementeerde in situ (bio)reactieve schermen dienen als een extra beveiliging voor de bescherming van de omringende bodem en omliggende terreinen.

## 2.2 Configuraties van reactieve schermen

### 2.2.1 *Principe en uitvoeringstechnieken*

Bij de toepassing van in situ reactieve schermen wordt getracht de inzet van elektrische en mechanische onderdelen te minimaliseren. Daardoor worden de operationele kosten verlaagd en neemt de systeemrobuustheid toe. Grondwatermonitoring en systeemtoepassingen kunnen worden gestroomlijnd om nog meer kosten te besparen.

De stroom door de behandelingszone wordt gestuurd door het natuurlijke grondwaterverhang. Als gevolg daarvan worden deze systemen vaak 'passieve behandelingsschermen' genoemd.

Wanneer de verontreiniging door de behandelingszone stroomt, kunnen verontreinigende stoffen worden verwijderd door fysische, chemische of biologische processen. Zogenaamde 'bioschermen' zijn in situ (bio)reactieve schermen, waarin biologische processen worden toegepast.

#### *Uitvoeringstechnieken*

De reactieve schermen worden uitgevoerd als doorgaand scherm of in een funnel & gate®-configuratie. De funnel & gate®-constructie biedt de mogelijkheid om een verwisselbare gate te construeren. In figuur 2 is een aantal mogelijke configuraties opgenomen.

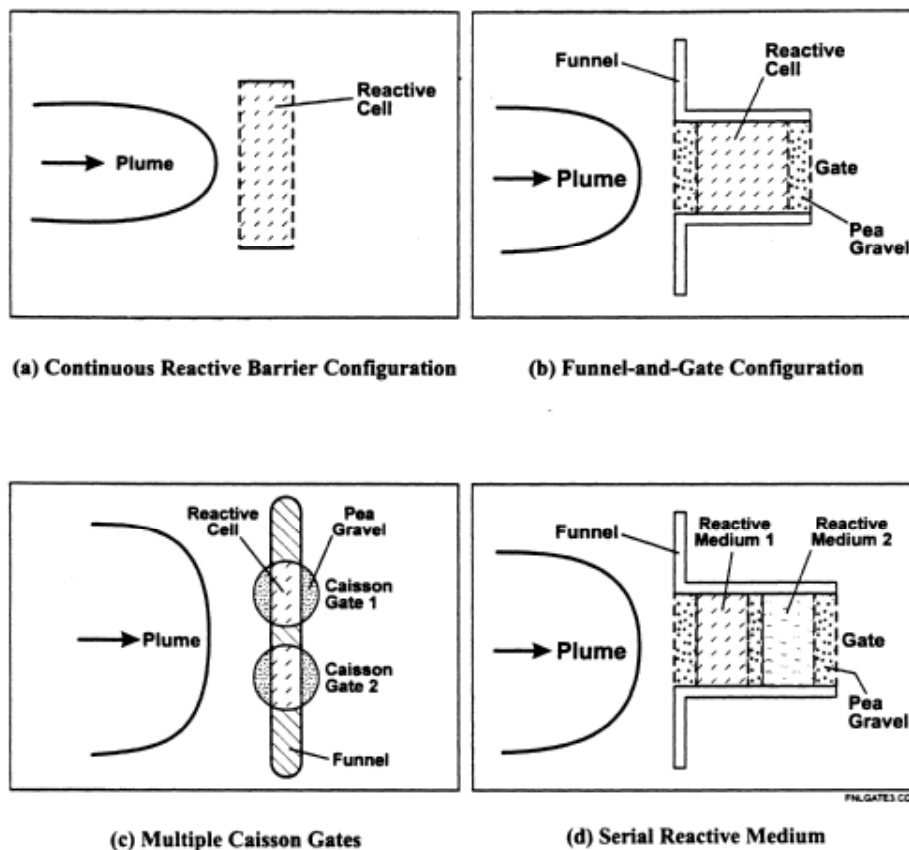


Fig. 2. Voorbeelden van sleuf- of funnelconfiguraties [Gavaskar et al., 1997].

De volgende manieren van aanbrengen van het dragermateriaal zijn mogelijk:

- Kettingfrees of trencher. Dit kan tot een maximale diepte van circa 8 m. Dit is relatief eenvoudig en goedkoop, maar de dikte van de wand kan variëren. In figuur 3 is een trench-machine geschetst.
- Diepwandtechniek of slurry trench. Met behulp van een steunvloeistof kan bijna elke gewenste diepte worden bereikt, waarna de steunvloeistof grotendeels wordt verdreven door het dragermateriaal. Voorlopig zijn echter onvoldoende middelen beschikbaar om de doorlatendheid van de wand te herstellen.
- Multiple auger of meervoudige avegaar (zie fig. 4). Door middel van een serie parallel geplaatste holle avegaren kan een sleuf worden geboord en direct worden gevuld met dragermateriaal.
- Opvullen tussen damwanden. Dit is een dure en ingrijpende techniek, waarmee diepten tot circa 15 m mogelijk zijn, een en ander afhankelijk van bodemopbouw en grondwaterstand.
- Vertical fracturing. Nadat met behulp van hoge druk scheuren zijn gecreëerd in de bodem, worden deze scheuren door injectie opgevuld met dragermateriaal. De uiteindelijke wand is relatief dun en variabel van dikte. De impact op maaiveld is gering.

In principe is voor alle gewenste toepassingen een techniek voorhanden, maar voorlopig is nog geen universeel inzetbare techniek beschikbaar. De goedkoopste techniek (trencher) kent beperkingen wat betreft diepte en opbouw. De diep- en damwandtechnieken bieden de mogelijkheid van een gelaagde opbouw van de wand, bijvoorbeeld grind, folie en ijzer, maar zijn duur, hebben grote impact op het maaiveld en kunnen problemen opleveren met de doorlatendheid.

Fig. 3. Aanbrengen van een wand met een kettingfrees [Gavaskar et al., 1997].

Fig. 4. Aanbrengen van een wand met een meervoudige avegaar [Gavaskar et al., 1997].

De hydraulische fracturing-technieken hebben minder impact, maar zijn duur en resulteren in een relatief dunne wand. De multiple auger en vertical fracturing-machines zijn in Nederland (nog) niet operationeel.

### 2.2.2 Doorlatende reactieve sleuf

De meest eenvoudige schermconfiguratie is de doorlatende reactieve sleuf, die de gehele doorsnede van de pluim bestrijkt (zie fig. 2). Dit type reactief scherm wordt geïnstalleerd wanneer de grondwaterpluim relatief smal en ondiep is. Het doorlatende reactieve scherm wordt geïnstalleerd door een sleuf te graven en deze te vullen met een kunstmatig doorlatend materiaal. Voorbeelden van dragermateriaal zijn gegeven in bijlage A. Verdere installaties zijn niet nodig.

Bij dit systeem functioneert de gehele sleuf als in situ (bio)reactor. Welk type doorlatend materiaal wordt gebruikt, hangt af van de vereiste porositeit en doorlatendheid van de sleuf. De verblijftijd in de reactieve sleuf is zo hoog dat het verwijderingsgehalte dichtbij de 100 % komt.

De constructie van een reactieve sleuf wordt beïnvloed door de graafdiepte. De benodigde breedte voor de installatie neemt meestal toe met de diepte. Dit betekent dat significante hoeveelheden verontreinigde grond moeten worden verwijderd tijdens het graven. De kosten voor afzet van deze grond kunnen oplopen. Bij sommige ontgravingen kan stutten noodzakelijk zijn. Er is ervaring met het gebruik van biologisch afbreekbare slurry als een kosteneffectieve methode om instorting te voorkomen.

### 2.2.3 Funnel & gate®-systemen

Funnel & gate®-techniek behelst enkele of meerdere doorlaatbare poorten in een hydraulische barrière (het ondoorlatende scherm). In dit systeem functioneren de poorten als in situ (bio)reactoren. De barrière is zo geplaatst dat de grondwaterstroom door de poort wordt geleid. Ondoorlatende barrières worden gewoonlijk geconstrueerd met technieken als bentonietochermen, damwandschermen en geomembranen.

Funnel & gate®-systemen kunnen worden geconstrueerd over de gehele dikte van het watervoevende pakket, bijvoorbeeld in situaties waar DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquids) aanwezig is (volledig doordringend poortstelsel). Wanneer de verontreinigingspluim minder diep is, zoals vaak het geval onder LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquids)-condities, hoeft het systeem slechts tot de diepte van de verontreiniging (hangende poortstelsel) te worden gebracht.

Funnel & gate®-systemen kunnen twee voordelen hebben ten opzichte van doorlatende reactieve sleufsystemen:

- de kosten kunnen lager zijn, omdat kleinere reactoren worden gebruikt in de poort;
- uit het oogpunt van onderhoud: vervanging van het middendeel of de uitwassing van neergeslagen metalen is gemakkelijker uit te voeren.

Figuur 5 laat een voorbeeld van een funnel & gate®-systeem zien. De poort is een actief koolreactor, maar zou ook een ijzertoevoering kunnen zijn. Het grondwater wordt door de poort geleid door een collectie- en distributiegalerij waardoor de druk, die nodig is om het grondwater door de reactor te sluisen, wordt geminimaliseerd. De galerij is gevuld met grof zand.

Fig. 5. Zijaanzicht van in situ reactor [ARCADIS Geraghty & Miller, 1996].

De toepasbaarheid van funnel & gate®-technologie voor een bepaalde locatie wordt vaak bepaald door:

- specifieke funnel & gate®-geometrie die nodig is om al het verontreinigde grondwater door de poorten te leiden;
- eenvoud van de te installeren configuratie;
- geselecteerde afbraaksnelheden voor locatiespecifieke verontreinigingen;
- gemak van uitvoering van de benodigde poortconstructie;
- hydraulische modellering.

Funnel & gate®-systemen kunnen worden ontworpen met één enkele of meerdere poorten, afhankelijk van de hydraulische condities.

#### *Enkelvoudig poortstelsel*

De eenvoudigste funnel & gate®-configuratie is een enkelvoudig poortstelsel met afgekapte schermen, die zich uitstrekken aan beide zijden van de poort. Deze configuratie is geschikt voor een smalle, lange pluim. Wanneer het grondwater meer dan één verontreinigende stof bevat, kunnen twee of meer poorten in serie worden gebruikt. Elke poort voert zijn eigen afbraakreactie uit (zie fig. 6).

Fig. 6 Boven-aanzicht van twee poorten in serie [ARCADIS Geraghty & Miller, 1996].

### *Meervoudig poortsysteem*

Wanneer de verontreiniging relatief wijd is verspreid, kunnen meervoudige poorten nodig zijn om het verontreinigde grondwater door de poorten te sluizen. Bij het ontwerpen van een meervoudig poortsysteem moet een evenwicht worden gevonden tussen het maximaliseren van de vangzone van een poort en de maximale verblijftijd in de poort.

### *Geometrie van het systeem*

De geometrie van het systeem beschrijft de belangrijkste kenmerken van het reactieve scherm, zoals:

- de afmetingen van de sleuf, de trechter en de poorten;
- de hoeveelheid poorten (parallel of in serie);
- de plaats van het scherm ten opzichte van de grondwaterstroom.

De ontwerper van het scherm moet de juiste balans vinden tussen het minimaliseren van het aantal poorten en de grootte van de poorten (het construeren van poorten is duurder dan het construeren van afsluitende schermen) en toch voldoende behandelingscapaciteit voor het verontreinigde grondwater leveren. De benodigde capaciteit hangt af van de stroom en de verblijftijd die nodig is voor de biologische afbraak.

#### *2.2.4 Biologisch geactiveerde zone*

De biologisch geactiveerde zone bevindt zich in de oorspronkelijke bodem. De microbiologie in deze bodem wordt gestimuleerd door de injectie van substraat en/of zuurstof. In het geval van aëroob afbreekbare verbindingen vindt persluchtinjectie plaats (biospargingsscherm), of wordt een elektronenacceptor toegediend door nitraatinjectie of ORC. Bij anaëroob afbreekbare verbindingen, zoals CKW, kan een complexe elektronendonor worden geïnfiltrerd. Voorbeelden hiervan zijn acetaat, propionaat, butyraat en lactaat.

In beide gevallen worden verticale infiltratiefilters geplaatst in een lijn loodrecht op de pluim. De infiltratie van elektronendonoren vindt plaats via de waterfase en kan in veel gevallen alleen effectief plaatsvinden als ook onttrekking plaatsvindt.

In 2.4 wordt dieper ingegaan op enkele uitwerkingen van een biospargingsscherm en de anaërobe geactiveerde zone.

### **2.3 Processen in het reactieve scherm**

Deze paragraaf geeft een overzicht van de verschillende processen die kunnen plaatsvinden in reactieve schermen.

#### *Fysisch-chemische reactieve barrières*

Voor doorlatende barrières worden momenteel verschillende fysisch-chemische en microbiologische reactieve processen ontwikkeld. Voorbeelden van puur fysisch-chemische reactieve schermen zijn de volgende:

- nul-waardig ijzer en opgewerkt nul-waardig ijzer/palladium barrières voor in situ reductieve behandeling van grondwater verontreinigd met gechloreerde oplosmiddelen [Clausen et al., 1995; Gilham en O'Hannesin, 1994; Puls et al., 1995; Schreier en Reinhard, 1995] en chroom(IV) [Blowes et al., 1992; Puls et al., 1995];
- adsorptieschermen met actief kool of zeolieten om zware metalen en hydrofobe verbindingen (zoals PAK's, gechloreerde pesticiden, PCB's) af te vangen [Bowman et al., 1995].

In bijlage B wordt nader ingegaan op optredende processen in een schermconstructie.

### *Gecombineerde biologische en chemische processen*

Een combinatie van biologische en chemische processen is toegepast in sulfaatreducerende behandelingsschermen voor de precipitatie van zware metalen: sulfaatreducerende micro-organismen transformeren sulfaat in sulfide, wat reageert met de opgeloste metaalionen door slecht oplosbare metaalsulfiden te vormen, die neerslaan in het behandelscherm. De genoemde reactieve schermen zijn al toegepast in veldopstellingen, enkele zijn projecten op ware grootte en hebben bewezen potentieel meer kosteneffectief te zijn dan conventionele pump & treat-oplossingen.

### *Volledig biologische processen*

Reactieve schermen gebaseerd op biologische processen of op een combinatie van fysisch-chemische en biologische processen, speciaal voor gechloreerde samenstellingen en olieerwante en aromatische samenstellingen, worden momenteel bestudeerd in verschillende laboratoria en op verschillende testlocaties (zie ook 2.4).

## **2.4 (Bio)reactief scherm, verschillende toepassingen**

Deze paragraaf behandelt verschillende biologische processen die plaatsvinden in (bio)reactieve schermen.

### *2.4.1 Olie en aromaten*

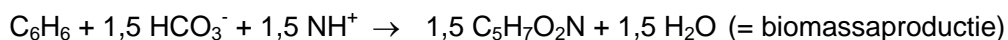
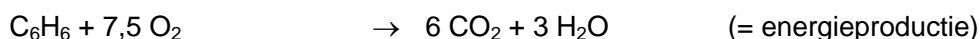
Een geschikt doorlatend dragermateriaal voor een (bio)reactief scherm is nog niet leverbaar voor met olieachtigen en aromatische stoffen vervuild grondwater.

De volgende verbindingen behoren tot deze belangrijke groep van verontreinigende stoffen: relatief oplosbare korte keten alifaten, naftaleen en ander polycyclische aromatische koolwaterstoffen, BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen), fenol en oxypolyaromaten die de mobiele fractie vormen van creosoot. Puur fysisch-chemische processen lijken voor deze groep samenstellingen toepasbaar. Biologische afbraakprocessen zijn veelbelovend. De combinatie van biologische processen en sorptieprocessen lijkt het beste resultaat op te leveren.

Veel van de betreffende samenstellingen, waaronder benzeen, kunnen in principe worden afgebroken onder anaërobe condities [Grbíc-Galíc, 1991; Grbíc-Galíc en Vogel, 1987; Lovley et al., 1995].

Recent onderzoek heeft echter aangetoond dat op zijn minst een aantal verontreinigende sleutelstoffen (zoals korte keten alifaten en vaak ook benzeen) alleen betrouwbaar biologisch kunnen worden afgebroken in de aanwezigheid van een minimale hoeveelheid zuurstof, aangevuld met zuurstofvervangende elektronenacceptoren, zoals nitraten en/of sulfaten [Hutchins, 1993; Miller en Hutchins, 1995; Lovley et al., 1995].

De biologische afbraak van de organische stoffen kan worden gebruikt voor de productie van energie en de productie van biomassa. De volgende optellingen geven de situatie weer, waarin benzeen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) de vervuiler is:



### *Biospargingscherm*

Sommige van de genoemde samenstellingen zijn goed microbiologisch afbreekbaar onder aërobe omstandigheden, zoals in de aanwezigheid van zuurstof, dus lijken beluchte

bioschermen de beste optie. Zuurstof is nodig voor complete biologische afbraak. Het ontwerp van een lijn injectiepunten moet zorgvuldig gebeuren en een pilotproef is doorgaans gewenst.

Intensieve beluchting kan het hydrologische doorlatingsvermogen van het bioscherm of de omringende grond reduceren door het ontstaan van gasbellen en porieverstopping ten gevolge van ijzerafzetting. Het effect kan zijn dat het verontreinigde grondwater wordt gehinderd in haar weg door het sterk beluchte bioscherm en zal zoeken naar een andere route, wat in de meeste gevallen een ongewenste situatie is. Een andere mogelijkheid is de toepassing van ORC (Oxygen Release Compound) voor de aërobe afbraak. ORC wordt toegepast in verticale filters of injectiepunten en geeft na toepassing, gedurende 3 tot 6 maanden, zuurstof af aan het grondwater.

#### 2.4.2 *Gechloreerde oplossingen*

In veel grond en watervoerende pakketten zijn gechloreerde verbindingen een van de meest voorkomende chemicaliën. Dit komt, omdat deze chemicaliën veelvuldig worden gebruikt in processen in de chemische industrie, de metaalindustrie en in stomerijen (gechloreerde alifaten). Tetrachlooretheen (PER), trichlooretheen (TRI) en vinylchloride (VC) zijn de belangrijkste componenten van de gechloreerde alifatische verontreinigingen. Deze verontreinigingen zijn aangetroffen in significante aantallen op verontreinigde locaties, zowel in Europa als in Noord-Amerika [Glass et al., 1995; Rijnaarts, 1996]. Bij benadering zijn 20 - 30 % van de ernstig verontreinigde locaties in Nederland en Duitsland verontreinigd met gechloreerde alifatische koolwaterstoffen [Alphenaar et al., 1996]. Het belangrijkste probleem bij deze verbindingen is de mobiliteit en persistentie in aquifers. Het merendeel van de pluimen groeit, in tegenstelling tot de olieachtigen.

#### *Reactieve schermen, niet-biologisch*

Voor een aantal gechloreerde oplossingen, zoals PER en TRI, kunnen in situ reactieve schermen worden gebruikt (de niet-biologische variant) [Clausen et al., 1995; Gillham en O'Hannesin, 1994; Puls et al., 1995].

Werd er aanvankelijk hoofdzakelijk gewerkt aan nul-waardig ijzer ( $Fe^0$ ), inmiddels is men daarnaast volop bezig met het onderzoek aan alternatieve dragermaterialen of media. De volgende media zijn mogelijk:

- ijzer;
- ijzer gemengd met (drainage-)zand;
- Hydrogen Release Compounds (HRC);
- zeoliet (surfactant modified zeolite SMZ);
- ion-exchange resin;
- veen;
- actief kool.

Het gebruik van de media berust ruwweg op de werkingsprincipes:

1. reductie en precipitatie (zware metalen);
2. reductie en omzetting (CKW, nitraat en sulfaat);
3. sorptie (alle contaminanten).

Alle media, behalve HRC, worden gebruikt voor de vastlegging van contaminanten, hetzij door precipitatiereacties, hetzij door sorptie. IJzer, HRC, veen en zeolieten worden daarnaast gebruikt voor omzettingsreacties. Het gebruik van veen als elektronendonor voor de reductieve dechlorering is niet genoemd.

De werking van een ijzerscherm berust ruwweg op het realiseren van een hoge pH (> 10) en een lage redoxpotentiaal (< -50 mV).  $Fe^0$  en  $Fe^{2+}$ -oxiden leveren de elektronen voor reductieve processen. Dit leidt tot een reductie van zware metalen en de reductieve dechlorering van CKW. Er

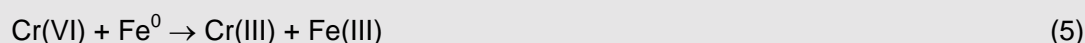


is verschil tussen de beschikbare ijzergranulaten. Afhankelijk van de bijmengingen van koolstof, Cr en Ni, varieert de reactiesnelheid en de duurzaamheid. Menging van ijzer en zand leidt tot be-  
duidend lagere reactiesnelheden voor CKW.

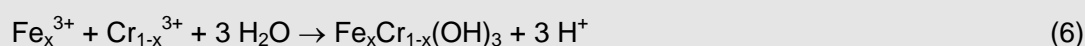
#### *Intermezzo*

Er is veel onderzoek gedaan naar nul-valent ijzer en nikkel-ijzer reactieve schermen [Appleton, 1996; Gilham en O'Hannesin, 1994]. De resultaten van laboratorium- en veldexperimenten van abiotische reductieve dehalogenatie van gechloteerde organische verbindingen door nul-valente metalen zijn redelijk succesvol. Degradering van tetrachlooretheen (PER) tot *cis*-1,2 (*CIS*) en kleine hoeveelheden *trans*-1,2-DCE en 1,1-DCE is aangetoond in een veldexperiment [O'Hannesin, 1993]. Dynamische kolomproeven met nul-valent ijzer, uitgevoerd met hogere waarden dan voorkomend in gewoon grondwater, laten verwijdering van Cr(VI) uit stromend grondwater zien. Opgeloste Cr-concentraties zijn verminderd van ongeveer 20 mg/l in het influent tot minder dan 0,05 mg/l in het effluent.

Eerst is Cr(VI) gereduceerd tot Cr(III):



Na de reductieve precipitatie van een gemengde Cr(III)-Fe(III) ontstaat de oxyhydroxidefase:



Ook verwijdering van opgelost arsenicum (As(V) en As(III)), selenium (Se(VI)), uranium en technetium uit syntetisch grondwater met behulp van elementair ijzer is aangetoond in batchexperimenten [Blowes et al., 1996a].

De duurzaamheid van fysisch reactieve schermen is nog aanleiding voor veel onderzoek. De reducerende condities leiden tot reductie van zware metalen, maar ook van sulfaat, nitraat en (bi-)carbonaat. Door de precipitaten neemt de reactiviteit van het scherm af; de reactieve oppervlakte van het scherm wordt minder. Na verloop van tijd kan het scherm doorslaan. Al eerder kan er sprake zijn van competitie tussen bijvoorbeeld reductieve dechlorering en chromaat- of nitraat-reductie, hetgeen kan leiden tot niet-reactieve stroombanen door het scherm. Vooral bij dunnere schermen (bijvoorbeeld fracture schermen) vraagt de duurzaamheid om extra aandacht.

De duurzaamheid kan worden vergroot door het aanbrengen van een elektrisch veld of het gebruik van gepaladiseerd ijzer. Het gebruik van palladium in grondwater staat echter ter discussie vanwege het toxische karakter van palladium. Bovendien zijn de kosten hoog.

#### *Biologische afbraak*

Voor veel hoog gechloteerde verbindingen kan de eerste stap van biodegradatie slechts plaatsvinden via reductieve dechlorering onder lage redoxcondities [Vogel et al., 1987; Fetzner en Lingens, 1994]. In een aantal gevallen kan volledige anaërobe dechlorering worden bereikt met relatief hoge afbraaksnelheden [Vogel en McCarty, 1985; Bagley en Gossett, 1990; De Bruin et al., 1992; Wild et al., 1995]. Hierop is het principe van de biologisch geactiveerde zone gebaseerd.

### *Biologisch geactiveerde zone*

De werking van de biologisch geactiveerde zone berust op het principe van de reductieve de-chlorering. Dit is het proces waarbij onder anaërobe condities achtereenvolgens telkens een chlooratoom wordt vervangen door een waterstofatoom. Onder toevoeging van een elektronen-donerend substraat dient de chlooretheen als elektronenacceptor. Van belang daarbij is dat vooraf wordt bepaald welke nutriënten en welke elektronendonor moet worden toegediend en meer nog of van nature de benodigde microbiële consortia aanwezig zijn.

Bij het creëren van een microbiologisch actieve zone is het afstemmen van het injectieregime en het definiëren van de afmetingen aan de actieve zone afhankelijk van de grondwaterstromings-snelheid en de afbraaksnelheid. De afbraaksnelheid in combinatie met de grondwaterstromings-snelheid bepalen de afstand waarbinnen de verontreinigende stoffen worden afgebroken en zijn dus bepalend voor de inrichting van het monitoringsnetwerk.

De afbraaksnelheid wordt doorgaans uitgedrukt in een halfwaardetijd. Tot nu toe zijn beperkt gegevens beschikbaar over de in situ stimulatie van de afbraak van PER. Als uitgangspunt voor de dimensionering moet een schatting worden gemaakt die is gebaseerd op:

- beschikbare metingen van gestimuleerde in situ afbraak;
- maximale afbraaksnelheden, zoals gemeten onder optimale laboratoriumcondities;
- veldmetingen aan natuurlijke afbraak.

Uit gegevens blijkt dat de microbiologie zelf niet limiterend zal zijn voor een veldsysteem. De gemeten halfwaardetijden onder laboratoriumcondities kunnen teruglopen tot slechts enkele uren [Gerritse et al., 1997]. Onder niet-gestimuleerde veldcondities worden daarentegen halfwaarde-tijden gerapporteerd van ongeveer 100 dagen. Derhalve mag worden geconcludeerd dat het al dan niet optreden van biologische afbraak moet worden gezien als een beschikbaarheids-kwestie, ofwel het in contact brengen/zijn van micro-organismen met verontreiniging, elektro-nendonoren en nutriënten. Indien de aanleg van een biologisch actieve zone wordt overwogen, is een goede menging essentieel voor het beperken van de halfwaardetijden.

De mate van anaërobe degradatie vermindert gewoonlijk echter met de afname van het aantal chlooratomen per molecule; dit wil zeggen in de volgorde van de elkaar opvolgende stappen van reductieve biologische afbraak. Voor een aantal verbindingen en grondwaterredoxvoorwaarden moet met incomplete anaërobe conversie rekening worden gehouden. In dit soort situaties is een tweede biologische afbraakfase nodig. In deze tweede stap in het proces kunnen de resterende lager gechlorideerde verbindingen met verhoogde redoxcondities oxidatief worden geminerali-seerd. Deze tweede fase kan zowel een metabolisch/aëroob als een co-metabolisch/aëroob procestype zijn [Vogel et al., 1987; Phelps et al., 1991; Malachowsky et al., 1994; Gerritse et al., 1995]. Tevens geeft onderzoek aan dat bepaalde samenstellingen als C/S en VC voldoende snel kunnen worden afgebroken onder nitraat- en/of ijzerreducerende voorwaarden [Bradley en Chapelle, 1996]. Biologische afbraak, gestimuleerd met nitraat of ferro-oxiden en mogelijk aangevuld met lage concentraties zuurstof, kan dus een haalbare benadering zijn voor deze tweede fase van omzetting van (laag) gechlorideerde verbindingen.

In bijlage E1 is een zeer uitgebreid ontwerp opgenomen van een biologisch geactiveerde zone voor CKW.

### 2.4.3 *Nitraat en fosfaat*

Nitraat en fosfaat komen gewoonlijk vrij in ondiepe waterhoudende grondlagen als gevolg van lozingen van huishoudelijk afvalwater en bepaalde industriële processen.

Er wordt onderzoek gedaan naar het gebruik van reactieve poreuze schermen om versnelde af-name van nitraat uit septische systemen te bewerkstelligen. De schermen gebruiken vaste orga-

nische kool (bijvoorbeeld zaagsel, cellulose, stro en dergelijke) als elektronendonors voor heterotrofe denitrificatie. Deze techniek is getest in laboratoriumstudies, pilot-scale veldonderzoek, in schermconfiguraties en in combinatie met funnel & gate®-technologie. De veldonderzoeken laten een verdunning van 70 - 100 % zien van NO<sub>3</sub>-influent tot 125 mg/l.

Fosfaat is als voedingsstof een significant milieuprobleem, vooral in zoetwatermeren die potentieel gevoelig zijn voor eutrofiëring als gevolg van fosfaatbelading. Onderzoekers van de Universiteit van Waterloo hebben onlangs een reactief mengsel ontwikkeld, dat kan worden gebruikt in een bioscherm of een funnel & gate®-systeem. Dit mengsel heeft het potentieel om meer dan 90 % fosfaat uit een invoeroplossing van 10 mg/l (as P) te verwijderen [Blowes et al., 1996a].

#### 2.4.4 Sulfaat en metalen (mijn-drainagewater)

Een testcel dat een bioscherm simuleert, is in een watervoerend pakket stroomafwaarts van een mijn geplaatst om metalen en fosfaat uit het stromende grondwater te verwijderen. Een combinatie van biologische sulfaatreductie en metaalsulfideneerslag is gebruikt om sulfaat en metalen te verwijderen. Verschillende vormen van organisch kool zijn aan de testcel toegevoegd om biologische sulfaatreductie en metaalsulfideneerslag te bevorderen. Binnen één meter van de grondwaterstroom zijn de sulfaatconcentraties verminderd van 3.500 mg/l naar 7 mg/l en de Fe-concentraties zijn verminderd van 1.000 mg/l naar minder dan 5 mg/l [Blowes et al., 1996b].

## 2.5 Knelpunten en nader onderzoek

Het adequaat functioneren van een reactief scherm is afhankelijk van de doorstroming en de reactiviteit. De grondwaterverontreiniging moet door het scherm stromen en effectief worden verwijderd.

De belangrijkste knelpunten met betrekking tot de reactiviteit zijn:

- Onvoldoende of te trage afbraak en sorptie. De doorstromingsnelheid is te groot in relatie tot de afbraaknelheid. Er is onvoldoende biologische activiteit of adsorptief vermogen.
- Te heterogene activiteit. Niet alle delen van het reactieve scherm zijn voldoende actief. De heterogeniteit van de bodem en verontreiniging sluiten niet aan bij de doorgaans homogene opbouw van het scherm.
- Extreem hoge substraateisen. Een biologisch geactiveerde zone voor CKW kan een hoge vraag hebben als gevolg van hoge ijzergehalten van het sediment. Daardoor kunnen de gewenste milieucondities slechts moeizaam worden bereikt.
- Onvoldoende controlemogelijkheden voor effectiviteit. De werking verschilt over het oppervlak. Meestal kan slechts op enkele punten worden gemeten.
- Afnemen van werkzaamheid of duurzaamheid. Het werkzame bestanddeel in het scherm raakt uitgeput of bezet (in geval van adsorptiescherm). Ook de precipitatie van sulfiden, carbonaten, enzovoorts kan leiden tot een afname van de reactiviteit.
- Sterke ijzerneerslagen bij biospargingsschermen.
- Te trage desorptie van zuurstof uit ORC.
- Onvolledige doorstroming van de oorspronkelijke bodem met substraat. De infiltratie van substraat bereikt niet het gehele met verontreiniging doorstroomde oppervlak.
- Dichtslibben van infiltratiepunten met biomassa, metaalsulfiden of slib.

De knelpunten met betrekking tot de doorstroming hebben vooral betrekking op:

- Dichtslibben als gevolg van biofouling of de instroom van fijn bodemmateriaal.
- Onvoldoende afbraak van steunvloeistoffen (biologisch afbreekbare steunvloeistoffen breken vooral aëroob af);
- Verschil tussen grondwatermodellering en grondwaterstroming in de praktijk. De funnel & gate®-constructie worden onderstroomd of omstroomd in plaats van doorstroomd. Vaak ontstaat stuwing voor de funnel, waardoor deze effecten zich kunnen gaan voordoen. De oorzaak ligt in een onvoldoende vooronderzoek en modellering.
- Problemen bij de uitvoering. Bij het toenemen van de diepte wordt het moeilijker om de constante dikte van het scherm te garanderen. Plaatselijk kan het scherm dunner zijn of verstopt met slib/steunvloeistof, waardoor de benodigde doorlatendheid niet wordt gehaald.

Bij een afnemende verwijderingsefficiëntie of doorlatendheid kan het vervangen van het dragermateriaal een oplossing zijn. Bijvullen van het scherm met nieuw biodragend materiaal kan nodig zijn. Bij funnel & gate®-oplossingen kunnen verwisselbare cassettes worden gebruikt als in situ (bio)reactor.

Tenslotte zijn er nog knelpunten met betrekking tot het aanbrengen of installeren van de schermen. Goedkope technieken zijn alleen mogelijk in ondiepe toepassingen. Bij diepere schermen wordt het aanbrengen van schermen al snel een kostbare zaak en is het risico op afwijkende schermdikten groot.

#### *Nader onderzoek*

Ondanks haar sterke potentieel als passieve goedkope in situ grondwaterbehandelingsmethode is het bioscherm nog geen full-proof technologie [Rijnaarts et al., 1995]. Eén van de belangrijkste onderzoeksaspecten is het begrijpen en beheersen van de basale processen die de effectiviteit en duurzaamheid van de bioschermen bepalen.

De belangrijkste processen zijn:

1. biodegradatie, de verschillende contaminanten en de samenstelling van noodzakelijke substraten onder verschillende omgevingscondities;
2. transport van verontreinigende stoffen in het reactieve scherm en de dynamiek van ad- en desorptie;
3. biofouling: biofilm formatie/geochemische precipitatie en de consequenties betreffende onderhoud en voldoende hydraulische geleiding;
4. transport en infiltratie van elektronendonoren;
5. effectiviteit en invloedsgebied van biosparingscherm.

### TOEPASSINGSGEBIEDEN VOOR DE NEDERLANDSE MARKT

#### 3.1 Situaties voor toepassing van bioschermen

Om inzicht te kunnen krijgen in de potentiële markt van bioschermen is een rubricering aangebracht in verschillende verontreinigingssituaties.

Bij de keuze van een bioscherm is de aanlegdiepte een belangrijke factor die de technische en economische haalbaarheid bepaalt. Bij toepassing tot minder dan circa 10 meter minus maaiveld (m-mv) wordt gesproken van ondiepe bioschermen. Bevindt de verontreiniging zich dieper, dan kan geen gebruik meer worden gemaakt van een trenchmachine voor het graven van een sleuf.

Voor bioschermen speelt ook de aanwezigheid van een afsluitende laag een grote rol. Op basis van de verontreinigingssituatie zijn de volgende vier belangrijkste typen situaties voor de toepassing van een reactieve sleuf en funnel & gate® te onderscheiden (zie fig. 7):

- A. Vervuiling ondiep; ondoorlatende laag ondiep; bioscherm ondiep (afsluitend).
- B. Vervuiling ondiep; ondoorlatende laag diep; bioscherm ondiep (hangend).
- C. Vervuiling diep; ondoorlatende laag diep; bioscherm diep (van onderen afsluitend).
- D. Vervuiling diep; ondoorlatende laag diep; bioscherm ondiep (afsluitend door combinatie met deep-to-shallow funnel).

De biologisch geactiveerde zone kan in principe onafhankelijk van de verontreinigingsdiepte worden toegepast. De biologisch geactiveerde zone wordt op de plaats van de verontreiniging ingericht.

Fig. 7. Verschillende typen verontreinigingssituaties (A, B, C, D) waar bioschermen kunnen worden toegepast.

Voor verschillende verontreinigde locaties heersen over het algemeen één of meerdere van deze vier omstandigheden met ieder hun historische/bedrijfsmatige achtergrond.

### 3.2 Criteria voor de haalbaarheid van bioschermen

De criteria voor het vaststellen van de haalbaarheid van bioschermen zijn opgenomen in de criterialijst in bijlage C. Deze lijst is hieronder verder uitgewerkt tot een beperkte prioriteit-criterialijst. In deze lijst staan de vijf belangrijkste criteria waarop locaties moeten worden gescreend om de technische en economische haalbaarheid van de toepassing van een bioscherm als een beheersingsvariant te kunnen beoordelen.

De punten 4 en 5 van de prioriteit-criterialijst handelen over kosten. Bij de eerste screening kan voor de kosten slechts een 'educated guess' worden gedaan. De werkelijke kosten komen aan bod bij het doorrekenen van de cases (zie hoofdstuk 4).

#### *Prioriteit-criterialijst*

##### **1. Beheersing noodzakelijk**

Op de locatie bestaat een noodzakelijkheid tot beheersing en beheersing is vooralsnog het enige redelijke alternatief, eventueel in combinatie met aanvullende extensieve saneringstechnieken. Mobiele contaminanten bedreigen een object (terreingrens, de burens, grondwaterreservoir) en bronzone en/of pluim zijn niet saneerbaar, maar slechts beheersbaar (vanwege de omvang van de vlek en/of de verontreinigingsbron, aanwezigheid van in gebruik zijnde infrastructuur, niet-lokalisierbare multi-hotspots).

##### **2. Dimensies van pluim en geohydrologie**

De dimensies van de pluim en het heersend grondwaterstromingsregime bepalen de technische haalbaarheid van een bioscherm als beheersmaatregel. De benodigde breedte en diepte van het bioscherm moet binnen de technisch haalbare dimensies vallen. Een verontreiniging die dieper is dan 8 à 10 m-mv maakt bijvoorbeeld het gebruik van een sleuvenfrees onmogelijk en dwingt tot hoge kosten (damwanden) of minder robuuste oplossingen met infiltratieputten.

##### **3. Macrochemie van het grondwater**

De macrochemie van het grondwater bepaalt in hoge mate de procestecnologische randvoorwaarden en belemmerende factoren voor biologische processen. Met name het optreden van allerlei secundaire processen, zoals biomassa-aanwas en coagulatie van ijzer- en mangaanoxiden, zijn daarbij belangrijk. De macrochemische samenstelling van het grondwater bepaalt in hoeverre met reeds bestaande simpele, robuuste doseringstechnologie het bioproces kan worden gestimuleerd of dat met nieuwe, soms nog niet voldoende uitgeteste, technieken moet worden gewerkt.

##### **4. Installatiekosten van een bioscherm en vergelijking met kosten van standaardbeheersingstechnieken**

De kosten van toepassing van bioschermen worden bepaald door twee onderdelen: de investeringskosten en de operationele kosten. De verwachting is dat bioschermen, ten opzichte van andere beheersingstechnieken, een hogere investering met zich mee brengen, maar dat juist door de lage operationele kosten, gecombineerd met de langdurige toepassing, bioschermen concurrerend kunnen zijn. Hierin moet uiteraard een differentiatie worden gemaakt naar type bioscherm. De investeringskosten zijn het hoogst voor funnel & gate® en het laagst voor de biologisch geactiveerde zone.

## 5. Operationele kosten van bioschermen

De operationele kosten van bioschermen zullen voornamelijk worden bepaald door de kosten van het onderhouden van het bioproces. Wanneer er met nieuwe processen en doseringstechnieken moet worden gewerkt, komen daarbij ontwikkelingskosten. De bioprocuskosten kunnen worden afgeleid van een eerste ruwe dimensionering van het biologisch afbraakproces en vervolgens de daaraan gekoppelde hoeveelheid biologie-ondersteunende stoffen (zuurstof, nitraat, nutriënten, enz.). In geval van extra technologische voorzieningen voor de verwijdering van biomassa/neerslagen moeten ook deze kosten in rekening worden gebracht.

### 3.3 Evaluatie van fictieve cases

Voor het bepalen van de marktpotentie van bioschermen zijn in eerste instantie twee fictieve cases bekeken, waarin aërobe bioschermconcepten worden vergeleken met meer traditionele varianten van pump & treat (zie bijlage D).

In fictieve case 1 is een aërobe trench vergeleken met pump & treat (zie bijlage D1). In fictieve case 2 is een funnel & gate®-concept vergeleken met een variant van pump & treat in combinatie met een dicht scherm (zie bijlage D2).

Voor beide cases is het kostenaspect licht in het voordeel van de traditionele pump & treat-variant. Dit blijkt voor een groot deel te worden veroorzaakt door de destijds aanwezige onzekerheden in de snelheid van de biologische afbraak van BTEX en de zekerheid van het bereikte beschermingsniveau en haalbaarheid van de technische uitvoering.

Bij de pump & treat-methode zal verontreinigd water uit de ondergrond worden onttrokken en mogelijk moeten worden behandeld. De complexiteit van een grondwaterzuiveringsinstallatie, en daarmee de kosten, is afhankelijk van het gewenste zuiveringsresultaat.

Zeker in het geval dat, in verband met het risico van verspreiding, relatief grotere hoeveelheden grondwater moeten worden onttrokken, zal de grondwaterzuiveringsinstallatie een beslissende factor vormen in de kostenafweging van de saneringsvarianten. Naarmate een eenvoudigere zuiveringsinstallatie nodig is, werkt dit bij een kostenvergelijk tussen bioscherm en pump & treat in het voordeel van pump & treat. Bij een ondiep watervoerend pakket met lage stroomsnelheid (case 1) lijkt een pump & treat-werkwijze om een verontreinigingspluim af te schermen goedkoper dan een bioscherm.

Er zijn echter andere afwegingen die kunnen pleiten voor het toepassen van bioschermen in plaats van bijvoorbeeld pump & treat:

- voorkomen van de lozing van het opgepompte water en de bijbehorende vergunningsprocedures;
- duurzaamheid;
- verdrogingsproblematiek;
- voorkomen van zettingsproblemen, die bij de onttrekking van grondwater een rol kunnen spelen op industriële locaties met zettingsgevoelige installaties.

Het is van geval tot geval verschillend of deze aspecten opwegen tegen de eventueel hogere kosten van bioschermen.

### 3.4 Conclusies naar aanleiding van fictieve cases

- Een funnel & gate-oplossing bij een dieper grondwatervoerend pakket (case 2) heeft nog veel onzekerheden waarnaar onderzoek noodzakelijk is. Vooralsnog lijkt het vervangen van de gate(s) door een bovengrondse grondwaterzuiveringsinstallatie niet duurder uit te vallen, maar wel veel beter controleerbaar en zekerder in bedrijfsvoering te zijn.
- Het voorspellen van de werkelijke afbraaksnelheid van verontreinigingen in de biologisch actieve zones is niet eenvoudig. Evenals bij een beheersing van een verontreiniging door pump & treat wordt het systeem overgedimensioneerd in verband met het risico van verdere verspreiding.
- De halfwaardetijden voor de afbraak van BTEX/olie in gate-reactoren moeten met meer nauwkeurigheid worden vastgesteld om de economische haalbaarheid in te kunnen schatten.
- De afzetting van ijzerhydroxide en biologisch slib moeten nauwkeurig worden gemonitord om verstopping te voorkomen. Storingen in ondergrondse zuiveringssystemen zijn vaak moeilijk en kostbaar om op te lossen. Dit geldt met name voor de uitvoering van een bioscherm in een trench.
- Indien gebruik wordt gemaakt van een ondergronds reactorvat zal een gedeelte niet effectief worden gebruikt, aangezien de verontreiniging over de diepte van het watervoerende pakket niet homogeen verdeeld is.
- Om te bepalen wat het gedrag is van de waterstromen bij het plaatsen van de ondergrondse constructies, zal een modelberekening moeten worden uitgevoerd. Bij de behandeling van de voorbeelden is een versimpeling van de werkelijkheid toegepast.

De uitwerkingen van de fictieve cases tonen niet op overtuigende wijze de haalbaarheid van bioschermen aan. Er zijn nog veel onzekerheden bij het ontwerpen van bioschermen. De markt voor bioschermen zal verschuiven van varianten die gericht zijn op absolute beheersing naar meer extensieve technieken.

Bij de selectie van de praktijkcases zal de toepassingsrichting dan ook meer moeten worden gezocht in meer extensieve vormen van een bioscherm, die worden geïntegreerd in een totaal-aanpak, waarin natuurlijke afbraak een belangrijke rol speelt. Hierbij is de verwachting dat, door een integratie van nieuwe onderzoeksresultaten, het grootste deel van de technische problemen zullen worden opgelost.



## HOOFDSTUK 4

### PRAKTIJKCASES

In hoofdstuk 2 zijn drie typen bioschermen naar voren gekomen die technisch haalbaar zijn, te weten: biologisch geactiveerde zone, de reactieve sleuf en funnel & gate®.

In 3.3 zijn in een fictieve theoretische case de intensieve bioschermvarianten, reactieve sleuf en funnel & gate®, vergeleken met een traditionele sanering met pump & treat. Hieruit is geconcludeerd dat voor de praktijkcases meer moet worden gezocht naar een meer extensieve vorm van een bioscherm.

Om naast de technische haalbaarheid ook de economische haalbaarheid te toetsen, worden in dit hoofdstuk twee praktijkcases uitgewerkt op saneringsplanniveau. Hiermee worden de voordelen, maar ook de knelpunten op het eerste praktijkniveau tastbaar.

Door de Provincie Noord-Brabant zijn twee met VOCl verontreinigde locaties voorgedragen, waarvan de locatiespecifieke problemen potentieel kunnen worden aangepakt met de onderzochte bioschermconcepten. Deze praktijkcases zijn getoetst aan de hand van de in 3.2 ontwikkelde criterialijst. In totaal zijn voor deze twee locaties drie bioschermontwerpen gemaakt; twee biologisch geactiveerde zones en een funnel & gate®. Om een zo compleet mogelijk beeld te schetsen is voor de locatie Waalre, naast de optimale bioschermvariant (zie 4.1), een intensieve variant met het hoogste beschermniveau in 4.2 uitgewerkt. Hierbij zijn, in overleg met de Provincie Noord-Brabant, reële aannamen gedaan betreffende de uitgangspunten en verontreinigingskarakteristiek. Zodoende variëren de uitgewerkte concepten in zekerheid, mate van bescherming, intensiviteit van de ingreep en kosten. In 4.3 is het bioschermontwerp voor de locatie De Roosten uitgewerkt. Na volledige uitwerking van de bioschermvariant is deze vergeleken met de reeds in het saneringsplan uitgewerkte aanpak. Deze alternatieven kunnen worden vergeleken op:

- financiële aspecten;
- milieuhygiënische aspecten;
- technische aspecten;
- overige aspecten, zoals sociaal-maatschappelijk, politiek, enzovoorts.

Zodoende kan een reële inschatting worden gemaakt over de haalbaarheid van het bioscherm voor de betreffende locaties. De uitgebreide uitwerkingen van de verschillende cases zijn opgenomen in bijlage E. In dit hoofdstuk worden hiervan de evaluaties weergegeven.

#### 4.1. **Praktijkcase 1: Waalre extensief**

Op de locatie aan de Mollaan in Waalre was een chemische wasserij gevestigd. Dit heeft geleid tot een bron van verontreiniging in de complexe en heterogene deklaag van het Nuenenpakket van 0 tot 18 m-mv. De verontreiniging met PER heeft zich in horizontale zin met name verspreid van 7 - 9 m-mv en van 18 - 23 m-mv (top watervoerend pakket); zie bijlage E1. Er zijn in de voorgaande onderzoeken niet of nauwelijks afbraakproducten van PER aangetoond. De maximaal aangetroffen concentratie is circa 300 µg/l op circa 20 m-mv.

Voor de locatie zijn twee alternatieven uitgewerkt; een biologisch geactiveerde zone (bioscherm) en natural attenuation. Beide alternatieven zijn in bijlage E1 in detail uitgewerkt.

##### 4.1.1 *Biologisch geactiveerde zone*

Op dit moment treedt verspreiding van PER op naar het watervoerende pakket. De concentraties zijn echter relatief laag en de kans op het beïnvloeden van de waterkwaliteit ter plaatse van de waterwinning Aalsterweg is klein. Indien echter gewenst is dat geen extra verspreiding optreedt ten opzichte van de huidige situatie, is een relatief extensieve aanpak met behulp van een bioscherm een goed alternatief. De bron van de verontreiniging is onduidelijk, hetgeen een brongerichte aanpak bemoeilijkt. Daarnaast lijkt het centrum van de verontreiniging zich te verplaatsen, hetgeen min of meer aangeeft dat er geen sprake is van een puur-productzone; er is sprake van evenwichtssorptie. Het betreft relatief mobiele componenten, waarvan in een dergelijk geval mag worden verwacht dat er sprake is van een eindigende situatie. Omdat daarnaast geen absolute afbraak noodzakelijk is én sprake is van een relatief diepe ligging van de verontreiniging (een trench is dan niet mogelijk en een civieltechnisch scherm is duur) is het creëren van een biologisch actieve zone een voor de hand liggend alternatief. Injectiefilters vergen een relatief lage investering en omdat een relatief geringe ingreep wordt gevraagd, lijkt ook deze eenvoudige versie van een bioscherm geschikt voor wat betreft het onderdeel kosten. Bij een injectiescherm wordt de bodem gebruikt als dragermateriaal. Een volledig effectief scherm kan met dit heterogene uitgangsmateriaal niet worden gegarandeerd. Dat is bij de gevonden lage concentraties ook niet nodig. Een voldoende reductie van concentraties is wel mogelijk.

### *Doelstelling*

De doelstelling van de maatregelen is om te komen tot een beheersbare situatie van de grondwaterverontreiniging. De aanleg van een biologisch geactiveerde zone moet ertoe leiden dat de concentraties verontreinigende stoffen achter deze zone lager zijn dan de tussenwaarde en ten slotte afnemen tot beneden de detectielimiet. Hierbij moet worden gestreefd naar een maximaal rendement. Als de toegepaste techniek geen rendement meer levert, kan worden overgegaan op het actief monitoren van de afbraak van de verontreiniging tot beneden de detectielimiet.

### *Processen*

Aangenomen wordt dat het grondwater op de locatie een ijzerreducerend karakter bezit, zowel in de deklaag (Nuuenpakket) als in het watervoerende pakket (Veghel/Sterksel). Inmiddels is veel informatie beschikbaar over de volledige dechlorering van PER onder anaërobe condities om dit een betrouwbare techniek te achten.

De werking van de biologisch actieve zone berust op het principe van de reductieve dechlorering, zoals is beschreven in hoofdstuk 2. De halfwaardetijd van PER tot etheen bedraagt naar schatting 30 dagen.

De biologisch geactiveerde zones worden in het veld gerealiseerd op de diepten waar de verspreiding optreedt, tussen 7 en 9 m-mv en tussen 18 en 23 m-mv. Dit is schetsmatig aangegeven in figuur 8.

In horizontale zin worden de twee zones direct ten zuiden van de Malvalaan gepland. Deze locatie is bepaald door de concentraties verontreiniging achter het scherm. Deze verontreiniging zal het scherm niet meer passeren en moet dus voldoen aan de gestelde eisen. Ten aanzien van de ondiepe pluim wordt aan deze eis niet volledig voldaan, omdat verderop boven de pluim veel bebouwing aanwezig is, waardoor op deze plaats alleen met onevenredig grote inspanningen een scherm kan worden geplaatst. De diepe en ondiepe infiltratie worden direct onder elkaar geïnstalleerd. Het leidingwerk en de afstanden kunnen daardoor beperkt blijven.

Fig. 8. Dwarsdoorsnede van de verontreiniging met biologisch actieve zones.

Ook na de biologisch geactiveerde zone gaat de afbraak verder. De injectie van elektronendonoren heeft daarom ten doel om:

- de juiste condities te creëren voor reductieve dechlorering, met name redoxpotentiaal, nutriënten en elektronendonoren;
- te leiden tot een concentratievermindering binnen de gedefinieerde zone die voldoet aan de minimum te monitoren kwaliteitseisen;
- een toestand te creëren achter de biologisch geactiveerde zone die leidt tot een verdere microbiologische afbraak.

Aannemende dat verdergaande afbraak achter het bioscherm zal optreden, wordt uitgegaan van een restconcentratie vinylchloride bij het verlaten van het scherm van 2,5 µg/l, ofwel een geschatte verblijftijd van circa 7 maanden.

Er moet wel rekening worden gehouden met een opstartperiode van de biologisch geactiveerde zone. Naar verwachting bedraagt deze periode 3 tot 5 maanden.

#### *Grondwater- en stoftransportsnelheden*

Gebaseerd op het verhang (1:500) en de k-waarde (15 m/dag) wordt geschat dat het grondwater stroomt met een gemiddelde poriesnelheid van circa 40 m/jaar. De verontreinigingspluim heeft een lengte van circa 300 m bij een leeftijd van circa 20 jaar, hetgeen een stoftransportsnelheid betekent van ongeveer 10 - 15 m/jaar. De retardatiefactor, die daaruit kan worden afgeleid, bedraagt 3 - 4, hetgeen een reële waarde is voor het front van een PER-verontreiniging in bodemlagen met een laag organisch stofgehalte.

#### *Bepaling van de omvang van de biologisch actieve zone*

De verontreiniging verplaatst zich advectioneel met het grondwater met een snelheid van maximaal 15 m/jaar. De gewenste verblijftijd in de biologisch actieve zone is gelijk aan de benodigde halfwaardetijd, circa 7 maanden. Resumerend mag worden gesteld dat een biologisch actieve zone van circa 10 m breed voldoet.

#### *Bepaling van de elektronendonor*

De ingangconcentratie van PER in de biologische zone bedraagt, afhankelijk van de diepte, maximaal 50 en 300 µg/l (resp. 9 en 19 m-mv). In een periode van 7 maanden wordt de verontreiniging voor 99 % afgebroken. Per jaar stroomt per m<sup>2</sup> bioscherm respectievelijk 425 en

2.500 mg verontreiniging. Een mengsel van vetzuren vormt een mogelijke elektronendonor. Het leidt tot een specifieke groei van de dechlorerders, is gunstig in prijs en heeft tot nu toe niet geleid tot sterke veranderingen in de pH. Hieronder is een viertal vetzuren genoemd dat in een aantal veel voorkomende bronnen wordt aangetroffen en dus goed verkrijgbaar is:

- acetaat,  $\text{CH}_3\text{COOH}$ ;
- propionaat,  $\text{C}_2\text{H}_5\text{COOH}$ ;
- butyraat,  $\text{C}_3\text{H}_7\text{COOH}$ ;
- lactaat,  $\text{C}_2\text{H}_4\text{OHCOOH}$ .

De pH van een mengsel van bovenstaande zuren is circa 6,5. Door de functie als elektronendonor worden de vetzuren omgezet en zou de pH kunnen stijgen. Door de vorming van HCl en de bufferende werking van carbonaat-bicarbonaat en sulfaat zal de pH stabiel blijven.

Voor een mengsel met een gelijk aandeel van deze vetzuren geldt dat voor een volledige dechlorering van PER per gram PER ten minste 0,28 gram vetzuren nodig is, waarbij is gerekend met een volledige elektronenoverdracht. In de praktijk zal een dergelijke ideale situatie zich nooit voordoen en moet altijd een ruime overmaat aan elektronendonorend materiaal worden gebruikt. De eerste ervaringen hiermee tonen aan dat een factor 100 daarbij een redelijke overmaat lijkt. Dit resulteert derhalve in een gewichtsverhouding van ongeveer 25:1 voor vetzuur staat tot PER.

Uitgaande van een instroom van 0,5 of 2,5 gram PER/m<sup>2</sup>jaar leidt dit tot een dosering van 12,5 tot 62,5 gram vetzuren/m<sup>2</sup>jaar, nodig voor de dechlorering. In de bodem zijn echter meer elektronenacceptoren aanwezig (bijvoorbeeld nitraat, ijzer en mangaan), die kunnen leiden tot een aanzienlijke consumptie van elektronendonor. In één van de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de dosering van het mengsel in het infiltratiewater.

#### *Infiltratie- en onttrekkingsregimes*

Het injectiemengsel moet optimaal worden vermengd met de heersende grondwaterstroming. Daarnaast is het wenselijk om niet continu maar intermitterend te injecteren om aangroei bij de infiltratiepunten zoveel mogelijk te voorkomen. De verontreinigde zone van 7 - 9 m-mv heeft ter plaatse van de Malvalaan naar schatting een breedte van maximaal 70 m. In deze zone worden circa 11 onttrekkings- of infiltratiefilters aangebracht met een filterstelling van 7 - 9 m-mv. Dit moet tijdens de aanleg worden afgestemd op de werkelijke bodemopbouw.

Een optimale menging treedt op door een kortstondige geforceerde grondwaterstroming loodrecht op de natuurlijke grondwaterstroming te creëren door de putten om en om te laten onttrekken en infiltreren.

Bij een onderlinge putafstand van circa 7 m, een pakketdikte van gemiddeld 2 m en een aanname van een dispersie tussen de putten van maximaal 30 %, leidt dit tot een volume van circa 10 m<sup>3</sup> water tussen de putten.

Voorgesteld wordt om gedurende één dag per week over 5 putten 300 m<sup>3</sup> grondwater te injecteren, waarbij het te infiltreren water met behulp van onderwaterpompen wordt onttrokken in de overige 6 putten. Hierdoor staat het gehele systeem onder druk en blijft verstopping zoveel mogelijk beperkt.

Tijdens de eerste 90 % van de injectieperiode wordt het mengsel met elektronendonor toegevoegd. Gedurende het laatste deel wordt de injectieput weer schoongespoeld met grondwater zonder mengsel.

Het genoemde debiet is voldoende om de zone circa driemaal te doorspoelen (10 reactoren x 10 m<sup>3</sup>/reactor x 3 = 300 m<sup>3</sup>). Ten gevolge van adsorptie zullen de vetzuren niet

de gehele zone doorlopen. Oogmerk daarbij is dat de elektronendonor niet weer wordt opgepompt. De verdere menging in de bodem vindt plaats door de natuurlijke grondwaterstroming.

In de zone tussen 18 en 23 m-mv worden circa 7 putten gepland; 4 onttrekkingen en 3 infiltratieputten. De te creëren zone is circa 40 m breed, hetgeen een onderlinge afstand inhoudt van de putten van circa 8 m. Het onttrekkings/infiltratiedebiet kan overeenkomstig de bovengenoemde benadering worden bepaald en komt in totaal neer op 300 - 400 m<sup>3</sup> per infiltratieperiode.

### *Dosering*

In eerdere paragrafen is aangehaald dat op een diepte van 7 - 9 m-mv (in theorie) minimaal 12,5 gram/m<sup>2</sup>jaar moet worden geïnfilteerd. Het totale oppervlak bedraagt 2·70 = 140 m<sup>2</sup> en dus is de hoeveelheid te infiltreren mengsel circa 1,8 kg per jaar. Het totale injectiedebiet per jaar bedraagt 15.000 m<sup>3</sup>. De concentratie van het mengsel bedraagt vervolgens 0,13 g/m<sup>3</sup> of 0,13 mg/l. Er kan echter worden verwacht dat van nature in de bodem aanwezige elektronenacceptoren, zoals ijzer en mangaan, een groter verbruik hebben. De dosering van vetzuren moet worden afgestemd op het totale complex van acceptoren. Vooral Fe<sup>3+</sup> speelt daarbij een rol. Bij het plaatsen van de filters moeten de gehalten ijzer, mangaan en nitraat worden vastgesteld. Vervolgens moet worden gerekend met een overmaat aan mengsel om deze elektronenacceptoren te reduceren. Indien bijvoorbeeld per kg bodem 1 g Fe wordt aangetroffen, is circa 0,1 gram mengsel nodig om de volledige reductie van Fe<sup>3+</sup> te bewerkstelligen.

De definitieve dosering moet derhalve worden afgestemd op de nog te bepalen bodemsamenstelling. De beschouwde doorsnede op 7 - 9 m-mv bevat circa 50 kg Fe<sup>3+</sup> en een vetzuurbehoefte van circa 5 kg. De hoeveelheid vetzuur, die nodig is voor dechlorering, valt daarbij in het niet. Na de eerste doseringen is de bulk van elektronenacceptoren verwijderd en kan de dosering langzaam worden teruggebracht. De exacte hoeveelheden moeten in het veld worden gemonitord.

Eenzelfde redenering geldt eveneens voor de zone tussen 18 en 23 m-mv. Op deze diepte is circa 10 kg vetzuur nodig om de bulk van de elektronenacceptoren te reduceren.

Resumerend kan worden opgemerkt dat gedurende de eerste perioden (bijvoorbeeld 4x) grotere hoeveelheden worden gedoseerd. Bij een totaal injectiedebiet van 600 - 700 m<sup>3</sup>/dag 1x wekelijks zou ongeveer 4 kg moeten worden toegevoegd (indien het gemiddelde Fe-gehalte in de bodem 1 g/kg bedraagt!). Dit leidt tot een concentratie vetzuren in het infiltratiewater van circa 5 mg/l. Om verstopping van de infiltratieputten te vermijden, wordt telkens beëindigd met een volume grondwater zonder toevoeging, gelijk aan 3x het volume van de gehele infiltratieputten.

### *Monitoring*

De effectiviteit van de biologisch geactiveerde zones moet worden gecontroleerd door de plaatsing van monitoringsfilters (2") op dezelfde diepte, met een onderlinge afstand van 10 m, in twee raaien achter de geactiveerde zones (15 en 30 m). Dit houdt in dat de monitoringsbuizen aan weerszijden van de Malvalaan moeten worden geplaatst.

#### 4.1.2 *Natural attenuation*

Voor deze locatie betekent het alternatief natural attenuation het kritisch volgen van de processen en verspreiding in de bodem. Een voortdurende toetsing - of de daadwerkelijke verspreiding overeenstemt met de voorspelling - moet aantonen dat er geen actuele risico's (zullen) optreden.

Het verkeerslichtenmodel [Sinke et al., 1998] kan worden toegepast bij een verdere detaillering. Daartoe is wel een aanvullende karakterisering van de afbraakproducten noodzakelijk. De in de

uitwerking gehanteerde monitoringsparameters (zie bijlage E) zijn afgestemd op dit model. Ook de genoemde procedures zijn zoveel mogelijk gehanteerd.

Voor een verdere uitwerking van het alternatief natural attenuation zijn aanvullende metingen van de macro- en redoxchemie noodzakelijk en moet een beter inzicht worden opgebouwd aangaande de afbraakkinetiek. Welke afbraakreacties verlopen op dit moment en hoe snel? Deze informatie is nodig voor het bouwen van een computermodel, waarmee beter dan voorheen de ontwikkeling van de pluim kan worden beschreven.

#### *Uitvoeringstechnische aanpak*

Natural attenuation vergt geen directe andere investering dan het plaatsen van een betrouwbaar en praktisch monitoringsnetwerk. Concreet komt dit neer op circa 36 peilbuizen verdeeld over de locatie.

#### 4.1.3 *Vergelijking van varianten*

De vergelijking van de varianten blijkt sterk afhankelijk van de exploitatietijd. Gezien de relatief lage concentraties mag ons inziens worden vertrouwd op het zelfreinigende vermogen van de bodem. Dit komt tot uitdrukking in de ramingen van de bedrijfsperioden van respectievelijk 10 en 25 voor het bioscherm en het NA-alternatief.

#### *Financiële aspecten*

Indien de voorlopige ramingen worden aangehouden van 10 en 25 jaar voor respectievelijk bioscherm- en NA-variant, is het bioscherm circa 10 % duurder. De exploitatietijd is echter sterk afhankelijk van het naleverende karakter van het Nuenenpakket. Het mag echter zeker niet worden uitgesloten, dat de NA-variant ook in kortere tijd leidt tot vergaande afname van de verontreiniging. In dat geval scoort deze variant beter dan het bioscherm. Voor een gedetailleerde kostencalculatie van respectievelijk bioscherm- en NA-variant wordt verwezen naar bijlage F.

#### *Milieuhygiënische aspecten*

Bij het maken van de keuze tussen een bioscherm of natuurlijke afbraak moet het verschil in verspreidingsrisico's worden afgewogen. De variant met natuurlijke afbraak laat enige verspreiding van verontreiniging toe in de richting van de waterwinning.

De biologisch geactiveerde zone wordt geplaatst ter hoogte van de T-waarde. Stroomafwaarts van het scherm zullen de concentraties lager zijn. Deze lagere concentraties zullen vervolgens verder afnemen als gevolg van natural attenuation.

#### *Technische aspecten*

Beide alternatieven worden zonder meer haalbaar geacht. Er kunnen wel kritische kanttekeningen worden geplaatst bij de uitvoering en detaillering van de alternatieven. Ten aanzien van de haalbaarheid van de volledige reductieve dechlorering van chloorethenen bestaat inmiddels voldoende zekerheid. De uitvoeringstechniek van de infiltratie behoeft aandacht. Het langdurig in stand houden van een onttrekkings/infiltratiesysteem vraagt om een goede detaillering en permanente monitoring. Of op de locatie natuurlijke afbraak optreedt, is nog niet zeker.

De sanerende werking van het alternatief natural attenuation moet nu nog worden gebaseerd op de overige processen, zoals dispersie, sorptie, enzovoorts. Bij het gegeven concentratieniveau is dat echter haalbaar.

### Overige aspecten

De verontreiniging bevindt zich stroomopwaarts van een waterwinning. De variant natural attenuation laat verspreiding richting waterwinning toe. Alhoewel het daadwerkelijk beïnvloeden van de drinkwaterkwaliteit hoogstwaarschijnlijk nooit zal plaatsvinden, is het doorgaans zo, dat absolute zekerheid wordt gevraagd door het Nutsbedrijf en dus de aanleg van een scherm. De reactie van de publieke opinie is altijd onzeker. De ervaringen bij De Roosten geven aan, dat weinig druk van deze zijde is te verwachten.

Tabel 2. Evaluatie van de varianten van case 1.

| criteria                           | bioscherm | natural attenuation |
|------------------------------------|-----------|---------------------|
| <i>financiële aspecten:</i>        |           |                     |
| - uitvoeringskosten                | -         | +                   |
| - exploitatiekosten                | -         | +                   |
| - gekapitaliseerd                  | -         | +                   |
| <i>milieuhygiënische aspecten:</i> |           |                     |
| - restrisico's                     | +         | -                   |
| - vrachtverwijdering               | 0         | 0                   |
| - nazorg                           | 0         | 0                   |
| <i>technische aspecten:</i>        |           |                     |
| - haalbaarheid                     | 0         | 0                   |
| - duurzaamheid                     | -         | +                   |
| - flexibiliteit                    | +         | -                   |
| <i>overige aspecten</i>            | 0/+       | 0/-                 |

+ = gunstig; - = ongunstig; 0 = neutraal

### Resumerend

Het verschil tussen de twee alternatieven valt uit in het voordeel van natural attenuation (zie tabel 2). Er blijft enige onzekerheid bestaan over de bronterm, ofwel de voortdurende nalevering van verontreiniging uit de deklaag. Voor vergelijkbare kosten betekent de bioschermvariant of de biologisch geactiveerde zone een belangrijk stuk extra zekerheid voor een duurzame waterkwaliteit in het watervoerende pakket. Het is echter ook mogelijk dat de verontreiniging binnen 10 - 15 jaar ook zonder aanvullende maatregelen zal zijn verdwenen. In dat geval is natural attenuation vanzelfsprekend voordeliger.

Een aanvullende karakterisering van verontreiniging, sediment en macrochemie is noodzakelijk voor een definitief ontwerp. De geohydrologische detaillering en haalbaarheid behoeft de uitvoering van een tracertest.

## 4.2 Praktijkcase 2: Waalre intensief

### 4.2.1 Beschrijving van varianten

Voor deze case is dezelfde locatie gebruikt als beschreven in case 1. De concentraties VOCl in de grond en het grondwater zijn een factor 10 à 100 hoger aangenomen dan in werkelijkheid aanwezig. Deze fictieve case is representatief voor een aantal locaties waar, ondanks het onttrekken van grote debieten verontreinigd grondwater gedurende een lange periode, nauwelijks een afname te zien is van de omvang van de grondwaterverontreiniging en de concentraties verontreinigingen in het onttrokken grondwater.

In de Provincie Noord-Brabant zijn meerdere gevallen bekend waar een bron aanwezig is, die gedurende zeer lange periode nalevert aan het grondwater en die niet kan worden verwijderd. De fictieve case heeft derhalve een hoog realiteitsgehalte.

Tijdens deze case zullen twee saneringsalternatieven met elkaar worden vergeleken. Deze alternatieven, die in bijlage E2 in detail worden uitgewerkt, zijn:

1. een bioscherm dat bestaat uit een dicht scherm met één of meerdere poorten;
2. een isolatievariant met behulp van grondwateronttrekking en -zuivering.

Door de heterogeniteit van de bodemopbouw en de verspreiding van de verontreiniging kan het in contact brengen van vloeibare toeslagstoffen met het verontreinigde water moeilijk verlopen. Om in deze situatie een hoog beschermingsniveau te garanderen, is gekozen voor een bioscherm van het type funnel & gate®.

Al het verontreinigde water stroomt via de poort door het scherm (zie fig. 9). De poort bestaat uit een buispaal die ter hoogte van de verontreiniging geperforeerd is. In de poort komt het water in contact met toeslagstoffen die zorg dragen voor een optimale afbraak van de gechloreerde koolwaterstoffen. Achter de poort ontstaat een biologische zone die overeenkomt met de situatie, zoals is beschreven in de eerste case.

Fig. 9. Schets van het trechter en poort-systeem.

Voor de geohydrologische isolatievariant kan worden volstaan met het onttrekken van een geringe hoeveelheid grondwater uit de deklaag en het eerste watervoerende pakket. Het opgepompte water zal na zuivering op het riool worden geloosd.

#### 4.2.2 *Vergelijking van varianten*

##### *Financiële aspecten*

Het bioscherm heeft een hogere investeringswaarde dan de geohydrologische beheersing. De lopende kosten van het onderhouden van het onttrekkingssysteem en de waterzuivering zijn echter zoveel meer dan de beheerskosten, dat op de termijn van enkele jaren reeds het kostenvoordeel uitvalt naar de bioschermvariant.

In tabel 3 is zichtbaar dat de bioschermvariant binnen korte termijn financieel aantrekkelijker is dan de beheersvariant.

Voor een gedetailleerde kostencalculatie van respectievelijk de bioscherm- en isolatievariant wordt verwezen naar bijlage G.



Tabel 3. Huidige nettowaarde bij een inflatie van 3 % en een rente van 5 %.

| tijdsduur | bioscherm (f) | geohydrologische beheersing (f) |
|-----------|---------------|---------------------------------|
| 10 jaar   | 1.390.000     | 1.455.000                       |
| 20 jaar   | 1.545.000     | 2.300.000                       |
| 25 jaar   | 1.610.000     | 2.660.000                       |

#### *Milieuhygiënische aspecten*

Op basis van milieuhygiënische aspecten valt het bioscherm voordeliger uit dan de geohydrologische beheersing. De verontreiniging wordt in beide situaties zodanig beheerst, dat voor beide varianten het beschermingsniveau bij een goede werking gelijk is.

In het geval van de geohydrologische beheersing is er sprake van een hoog verbruik van energie en het lozen van water.

In beide gevallen is het risico aanwezig, dat de beheersingsmaatregel niet optimaal functioneert als gevolg van de heterogene bodemopbouw. Hiervoor is in beide gevallen een monitorings-systeem aanwezig om, indien nodig, aanvullende maatregelen te nemen. Een voordeel van de bioschermvariant is de mogelijkheid om het scherm af te sluiten. Hiermee ontstaat de zekerheid dat de vlek zich niet verder kan verspreiden. Voor deze maatregel is wel een aanvullende onttrekking voor het scherm noodzakelijk om opbolling van het grondwater voor het scherm te voorkomen.

Bij de geohydrologische beheersing wordt het onttrokken grondwater door een zuivering geleid, waarbij de verontreiniging niet wordt afgebroken, maar gedeeltelijk wordt verplaatst. Ook het feit dat bij het bioscherm per saldo geen grondwater wordt onttrokken aan de ondergrond, zou positief kunnen worden ervaren uit oogpunt van milieuhygiënisch aspect.

#### *Technische aspecten*

Beide systemen zijn technisch te realiseren. De bioschermvariant heeft echter een veel grotere impact tijdens de uitvoering. Het risico van kostenverhoging voor herstel van kabels en leidingen is groter.

#### *Overige aspecten*

Vanwege de intensieve werkzaamheden gedurende de uitvoering wordt verwacht dat de overlast voor omwonenden bij de bioschermvariant groter zal zijn.

#### *Conclusie*

In het vergelijk tussen de in deze case behandelde saneringsmethoden, scoort het bioscherm op de meeste punten beter dan de geohydrologische beheersing. De evaluatie is samengevat weergegeven in tabel 4. Daar waar sprake is van een langdurige nalevering van een VOCl-verontreiniging door een niet te verwijderen bron, is een funnel & gate®-methode een goed alternatief. Toepassing zal plaatsvinden bij extreme gevallen waar minder intensieve saneringsmethoden niet de gevraagde zekerheid ten aanzien van het verspreidingsrisico kunnen bieden.

Tabel 4. Evaluatie van de varianten van case 2.

| criteria                           | beheersen | bioscherm |
|------------------------------------|-----------|-----------|
| <i>financiële aspecten:</i>        |           |           |
| - uitvoeringskosten                | +         | -         |
| - onderhoudskosten                 | 0         | +         |
| - totale kosten                    | 0         | +         |
| <i>milieuhygiënische aspecten:</i> |           |           |
| - beschermingsniveau               | +         | +         |
| - restrisico's                     | 0         | +         |
| - nazorg                           | 0         | 0         |
| - vrachtverwijdering               | 0         | 0         |
| - invloed grondwaterstand          | -         | +         |
| - rendement zuivering              | 0         | 0         |
| <i>technische aspecten:</i>        |           |           |
| - haalbaarheid                     | +         | +         |
| - flexibiliteit                    | +         | 0         |
| - duurzaamheid                     | +         | +         |
| - overlast                         | +         | 0         |
| <i>overige aspecten:</i>           |           |           |
| - overlast                         | 0         | -         |

+ = gunstig; - = ongunstig; 0 = neutraal

### 4.3 Praktijkcase 3: De Roosten

#### 4.3.1 Beschrijving van varianten

De locatie De Roosten is een woonwijk gelegen ten zuiden van Eindhoven (zie fig. 10). Op deze locatie heeft een voormalige vuilstort een grond- en grondwaterverontreiniging veroorzaakt.

Fig. 10. Locatie van het onderzoeksgebied.

De grondwaterverontreiniging heeft zich inmiddels verspreid onder de woonwijk en verplaatst zich richting een grondwaterwinning gelegen aan pompstation 'Aalsterweg'. Aangezien de grondwaterwinning niet mag worden bedreigt en de kern van de verontreiniging niet kan worden verwijderd, moet voor deze locatie een beheersmaatregel worden ontworpen.

In januari 1997 is voor deze locatie een saneringsonderzoek uitgevoerd. Hierin is de zogenaamde nul<sup>+</sup>-variant als beste naar voren gekomen.

In februari 1998 is vervolgens het saneringsplan voor deze variant uitgewerkt. De nul<sup>+</sup>-saneringsvariant bestaat uit het monitoren van het gezamenlijk effect van natuurlijke afbraak, geochemische afbraak, adsorptie en verdunning in combinatie met een beperkte grondwateronttrekking uit een tweetal scherpotten (S1 en S2) teneinde verdere verspreiding te voorkomen. Er wordt vooralsnog van uitgegaan dat er met een totaal debiet van 32 m<sup>3</sup>/uur onttrokken wordt. Dit debiet moet worden gezuiverd alvorens het op het riool wordt geloosd.

In deze case-study is bekeken of er een alternatieve optie in de vorm van een bioscherm mogelijk en zinvol is voor deze locatie. Het voorgestelde bioscherm bestaat uit een reactieve zone over de volle breedte van de pluim (zie fig. 11). De varianten zijn in detail uitgewerkt in bijlage E3.

Fig. 11. Locatie van de reactieve zone.

Deze zone wordt gecreëerd met behulp van een injectie/onttrekkingsscherm, waarin de biologische afbraak van de verontreiniging wordt gestimuleerd door middel van het doseren van een vetzurenoplossing.

#### 4.3.2 *Vergelijking van varianten*

Om een vergelijking te kunnen maken tussen de twee saneringsvarianten zijn de installatiekosten van de twee onttrekkingsfilters bij de nul<sup>+</sup>-variant meegenomen bij de uitvoeringskosten. Deze filters zijn echter al aanwezig in de huidige beheersmaatregel, zodat indien voor de nul<sup>+</sup>-variant wordt gekozen deze kosten niet hoeven te worden gemaakt.

#### *Financiële aspecten*

De financiële vergelijking tussen de twee varianten valt uit in het voordeel van de bioschermvariant, indien wordt uitgegaan van de gekapitaliseerde kosten voor een periode van 25 jaar. Voor een goede vergelijking van de vaste en variabele kosten zijn de huidige nettowaarden berekend. Deze nettowaarden zijn gebaseerd op de verschillende looptijden van de saneringsmaat-

regelen. In tabel 5 is zichtbaar dat de bioschermvariant binnen korte termijn financieel aantrekkelijker is dan de nul<sup>+</sup>-variant. Voor een gedetailleerde kostencalculatie van respectievelijk bioscherm- en nul<sup>+</sup>-variant wordt verwezen naar bijlage H.

Tabel 5. Huidige nettowaarde bij een inflatie van 3 % en een rente van 5 %.

| tijdsduur | bioscherm (f) | nul <sup>+</sup> -variant * (f) | nul <sup>+</sup> -variant ** (f) |
|-----------|---------------|---------------------------------|----------------------------------|
| 5 jaar    | 1.145.000     | 1.045.000                       | 575.000                          |
| 10 jaar   | 1.370.000     | 1.470.000                       | 1.005.000                        |
| 15 jaar   | 1.575.000     | 1.860.000                       | 1.390.000                        |
| 25 jaar   | 1.935.000     | 2.530.000                       | 2.065.000                        |

\* nul<sup>+</sup>-variant zonder gebruik van bestaande infrastructuur

\*\* nul<sup>+</sup>-variant met bestaande infrastructuur

#### *Milieuhygiënische aspecten*

Op basis van milieuhygiënische aspecten is het bioscherm voordeliger dan de nul<sup>+</sup>-variant. De verontreiniging wordt in beide situaties zodanig beheerst dat voor beide varianten het beschermingsniveau gelijk is.

In beide gevallen is het risico aanwezig dat de beheersingsmaatregel niet optimaal functioneert als gevolg van de heterogene bodemopbouw. Hiervoor is in beide gevallen een monitoringsysteem aanwezig om, indien nodig, in te grijpen. Een voordeel van de bioschermvariant bestaat uit het feit dat de verontreiniging totaal wordt afgebroken en omgezet in niet-schadelijke stoffen. Bij de nul<sup>+</sup>-variant wordt het onttrokken grondwater door een zuivering geleid, waarbij de verontreiniging niet wordt afgebroken, maar wordt verplaatst. Het feit dat bij het bioscherm per saldo geen grondwater wordt onttrokken, waardoor geen grondwaterstandverlaging zal optreden, wordt uit milieuhygiënisch oogpunt als positief beschouwd.

#### *Technische aspecten*

De technische aspecten van beide systemen houden elkaar in evenwicht. De technische haalbaarheid van beide systemen is gelijk. De bioschermvariant is, doordat er meerdere filters worden geplaatst, meer flexibel indien bepaalde voorkeurstromen in de verontreinigde pluim aanwezig blijken te zijn. Het groter aantal filters, waarmee voor een deel onttrokken en voor een deel geïnfiltreerd moet worden, is tegelijkertijd ook een nadeel. In het geval van onderhoud en duurzaamheid zal de nul<sup>+</sup>-variant voordeliger zijn dan het bioscherm.

#### *Overige aspecten*

De overige aspecten zijn in het voordeel van de nul<sup>+</sup>-variant. Zoals eerder is aangegeven, maakt de voorgestelde nul<sup>+</sup>-variant gebruik van bestaande schermputten die momenteel in gebruik zijn als beheersingsmaatregel. Hierdoor zullen de investeringskosten voor deze variant aanzienlijk lager uitvallen. Voor de aanwezige bebouwing heeft het onttrekken van het grondwater en de daarmee gepaard gaande grondwaterstandverlaging eveneens een positief aspect. Dit omdat het afbouwen van de ondiepe grondwaterwinning aan de 'Aalsterweg' in deze woonwijk leidt tot wateroverlast.

#### *Conclusie*

Op basis van de voorgaande evaluatie van de beide varianten kan worden geconcludeerd dat de toepassing van een bioscherm een reële optie is. De evaluatie is samengevat weergegeven in tabel 6. Alleen op basis van locatiespecifieke factoren blijkt dat de nul<sup>+</sup>-variant beter scoort dan het bioscherm.

Op basis van de gestelde beoordelingscriteria financiële aspecten, milieurendement en technische haalbaarheid is het bioscherm beter of gelijkwaardig aan de nul<sup>+</sup>-variant.

Gegeven het feit dat de infrastructuur reeds aanwezig is, zal de afweging moeten worden gemaakt of een bioscherm opweegt tegen het kostenvoordeel na een periode van 25 jaar van circa f 130.000,--.

Indien de infrastructuur niet aanwezig zou zijn, is de bioschermvariant een zeer concurrerend alternatief.

Tabel 6. Evaluatie van de varianten van case 3.

| criteria                           | nul <sup>+</sup> -variant | bioscherm |
|------------------------------------|---------------------------|-----------|
| <i>financiële aspecten:</i>        |                           |           |
| - uitvoeringskosten                | +                         | -         |
| - onderhoudskosten                 | -                         | +         |
| - totale kosten                    | 0                         | +         |
| <i>milieuhygiënische aspecten:</i> |                           |           |
| - beschermingsniveau               | +                         | +         |
| - restricties                      | 0                         | 0         |
| - nazorg                           | 0                         | 0         |
| - vrachtverwijdering               | 0                         | 0         |
| - invloed grondwaterstand          | -                         | +         |
| - rendement zuivering              | 0                         | +         |
| <i>technische aspecten:</i>        |                           |           |
| - haalbaarheid                     | +                         | +         |
| - flexibiliteit                    | 0                         | +         |
| - duurzaamheid                     | +                         | 0         |
| <i>overige aspecten:</i>           |                           |           |
| - overlast omwonenden              | +                         | -         |
| - invloed grondwaterstand          | +                         | -         |
| - aanwezige infrastructuur         | +                         | 0         |

+ = gunstig; - = ongunstig; 0 = neutraal

#### 4.4 Evaluatie van praktijkcases

In deze drie casestudies is bekeken of er een alternatief in de vorm van een bioscherm mogelijk is voor de verschillende met VOCl verontreinigde locaties. De in de cases aan bod gekomen bioschermen zijn:

- een biologisch geactiveerde zone over de volle breedte van de pluim;
- een bioscherm door middel van een trechter en poort.

De reactieve zone wordt achter het scherm gecreëerd met behulp van een injectie/onttrekkingscherm, waarin de biologische afbraak van de verontreiniging wordt gestimuleerd door middel van het doseren van een vetzurenoplossing.

In de trechter en poort wordt het grondwater via natuurlijke grondwaterstroming naar de poort in het scherm geleid. In de poort wordt het verontreinigde grondwater van nutriënten voorzien, waarna in de reactieve zone achter het scherm verdere gestimuleerde biologische afbraak plaatsvindt.

De bioschermvarianten zijn vergeleken met de oorspronkelijke saneringsaanpak.

##### *Financiële aspecten*

De investeringskosten van de bioschermvarianten zijn zoals verwacht aanzienlijk hoger dan de investeringskosten voor de traditionele saneringsvariant. Dit verschil bedraagt in case 1 een fac-

tor 4, in case 2 een factor 2½ en loopt op tot een factor 9 voor case 3 (indien hier rekening wordt gehouden met de aanwezige infrastructuur).

Dit hogere investeringsbedrag moet worden terugverdiend door lagere operationele kosten. Deze variëren voor de behandelde cases van een gelijkblijvend niveau tot een factor 5 in het voordeel van de bioschermoptie. De jaarlijkse operationele kosten zijn over een langere periode gemiddeld. De werkelijke jaarlijkse operationele kosten zullen in het begin hoger uitvallen als gevolg van intensieve monitoring en inregelen van het systeem. Na het eerste jaar zullen de kosten lager zijn als gevolg van de geringe te plegen inspanning.

Een kostenvergelijking tussen de bioschermvariant en de oorspronkelijke saneringsvariant is daarom sterk afhankelijk van de gestelde uitgangspunten en de termijn waarop de beheersing in stand moet worden gehouden.

Indien de oorspronkelijke saneringsvariant gedurende langere termijn in stand moet worden gehouden, blijkt dat in twee van de drie cases de bioschermvariant gelijkwaardig of goedkoper uitkomt. Alleen de NA-variant is goedkoper dan de gekozen bioschermvariant. In de andere twee cases kan het verschil over een periode van 25 jaar oplopen tot ruim f 1.050.000,- in case 2 en f 600.000,- in case 3. Voor een gedetailleerde kostencalculatie van de verschillende cases wordt verwezen naar de bijlagen F, G en H.

#### *Milieuhygiënische aspecten*

Naast het kostenaspect spelen de milieuhygiënische aspecten een rol. Deze vergelijking valt uit in het voordeel van het bioscherm. Het beoogde beschermingsniveau wordt beter geborgd en de restricties zijn minder. Tevens wordt de verontreiniging in het bioscherm in situ afgebroken in plaats van verplaatst, zoals bij pump & treat, indien lozing op het riool plaatsvindt. Een ander punt is dat geen grondwaterstandverlaging optreedt als gevolg van een grondwateronttrekking, waardoor verdrogingsproblematiek wordt voorkomen.

#### *Technische aspecten*

De technische haalbaarheid van de bioschermen in de behandelde cases wordt groot geacht. Was er gedurende de fictieve pre-engineering nog sprake van enkele technische problemen, dan zijn deze inmiddels voor een groot gedeelte opgelost. Inmiddels is veel informatie beschikbaar over de volledige dechlorering van VOCl onder anaërobe condities, om dit een betrouwbare techniek te achten. De afbraakcondities en afbraaksnelheden kunnen inmiddels worden bepaald. Een aspect waar nog niet voldoende zicht op is, is de verspreiding van de nutriënten in de reactieve zone. Dit maakt een overdimensionering van het infiltratie- en onttrekkingsscherm, alsmede een overdimensionering van de toe te passen nutriëntendosering noodzakelijk.

De reactieve zone-variant bestaat uit een groot aantal onttrekkings/infiltratiefilters, die onafhankelijk van elkaar kunnen worden aangestuurd. Hierdoor is het systeem makkelijk aan te passen op eventuele voorkeurstromen in de pluim.

Het groter aantal filters, waarmee voor een deel onttrokken en voor een deel geïnfilteerd dient te worden, is tegelijkertijd ook een nadeel. In het geval van onderhoud en duurzaamheid zal het oorspronkelijke variant voordeliger zijn dan het bioscherm.

Op basis van deze criteria kan worden geconcludeerd dat een bioscherm een reële optie is. Op basis van de gestelde beoordelingscriteria financiële aspecten, milieuhygiënische aspecten en technische haalbaarheid is de bioschermvariant op de langere termijn beter of gelijkwaardig aan het voorgestelde saneringsalternatief.

Voor vergelijkbare kosten kan de funnel & gate®-variant of de biologisch geactiveerde zone een belangrijk stuk extra zekerheid en flexibiliteit bieden voor een duurzame waterkwaliteit in het watervoerende pakket.





### CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Hieronder staan de voornaamste bevindingen geresumeerd per aspect: het toepassingsgebied voor bioschermen, de meest gebruikte concepten en de aangetroffen knelpunten.

#### *Toepassingsgebied*

Voor de Nederlandse markt is een bioschermvariant een reëel alternatief indien :

1. de verontreiniging biologisch afbreekbaar is;
2. de verontreiniging mobiel is;
3. de grondwaterstromingsrichting eenduidig is;
4. een beheersing gewenst of noodzakelijk is;
5. er hoge eisen aan het beschermingsniveau worden gesteld.

Als bovendien sprake is van situaties waar één of meerdere punten uit onderstaande lijst van toepassing zijn, zal een bioschermvariant extra voordelen bieden en worden de kansen op een alternatief in de vorm van een bioscherm vergroot:

- de heterogeniteit van de ondergrond is groot;
- de verontreiniging komt heterogeen verspreid voor;
- de bron van verontreiniging is onduidelijk en/of levert langdurig na;
- de verontreiniging beslaat een groot oppervlak (enkele hectare);
- de locatie is zettingsgevoelig;
- de verdrogingsproblematiek is actueel.

De situatie die wordt geselecteerd voor de uitvoering van een full-scale case dient bij voorkeur meerdere van bovengenoemde eigenschappen te bezitten.

#### *Concepten*

Bioschermen worden toegepast in meerdere concepten of configuraties:

- Het *gefreesde bioscherm* is een reëel alternatief voor het beheersen van ondiepe mobiele verontreinigingen, die de toepassing van een sleuvenfrees nog toelaten. Als dragermaterialen zijn organische materialen mogelijk voor de reductieve dechlorering van CKW, of grovere materialen met zuurstof en nitraatsuppletie voor de afbraak van BTEX. Met name op opgespoten industrieterreinen met het slecht doorlatende, oude maaiveld op geringe diepte kan het gefreesde bioscherm een interessante optie zijn. Bij diepere toepassingen moet worden overgegaan naar diepwandtechnieken, waarna de kosten voor het aanbrengen van het dragermateriaal exponentieel stijgen.
- In algemene zin mag worden vastgesteld dat de toepassing van bioschermen voor volledige beheersing door middel van het *funnel & gate*-concept een geringe marktpotentie heeft voor de Nederlandse situatie. Deze toepassing moet vooral worden gezocht op grote industriële locaties waar de noodzaak is voor een volledige beheersing en controle van de verontreiniging.
- De mogelijkheden van het concept van een *biologisch geactiveerde zone* worden voor de Nederlandse situatie hoog ingeschat en worden als technisch goed uitvoerbaar gezien. Het gaat dan niet alleen om het beheersen van diepe met CKW verontreinigde pluimen, maar ook om ondiepe verontreinigingen met BTEX waarvoor een minder intensieve aanpak kan leiden tot een voldoende risicoreductie. Zeker als wordt gerealiseerd dat een groot deel van de urgente verontreinigingsgevallen wordt veroorzaakt door een verspreidingsrisico, is de toepassing van een biologisch geactiveerde zone een reële optie.

### *Knelpunten*

De voornaamste knelpunten hebben betrekking op:

1. het bereiken en handhaven van de gewenste doorlatendheid;
2. het realiseren van de gewenste afbraakprocessen en een uniforme reactiviteit;
3. duurzaamheid;
4. betrouwbare monitoringsmogelijkheden.

Daarnaast geldt voor de biologisch geactiveerde zone dat rekening moet worden gehouden met de problemen, die kunnen ontstaan bij het infiltreren en onttrekken van grondwater. Dit zal voor een groot deel moeten worden ondervangen door aanpassingen in de doseringsstrategie en het pompregime. In NOBIS-verband [Beek et al., 1998] is aan deze problematiek reeds enige aandacht besteed en de conclusie luidt hieruit dat bij een goed ontwerp en een adequate sturing dergelijke problemen doorgaans te voorkomen zijn.

De effectieve verspreiding van nutriënten in de reactieve zone door middel van infiltratie en onttrekken van grondwater is een belangrijk punt van aandacht, dat in de praktijksituatie moet worden onderzocht.

Om bovenstaande knelpunten te kunnen toetsen, moeten de mogelijkheden voor het daadwerkelijk uitvoeren van de concepten van een gefreesd bioscherm en een biologisch geactiveerde zone in een implementatieproject dan ook worden overwogen. Met name het functioneren van het bioscherm op lange termijn kan op deze wijze naar voren komen.

## LITERATUUR

Alphenaar, A., J. Vijgen, J. Gerritse, F. Spuij en J. Gottschal, 1996.

In situ bioremediation of chloroethene contaminated soil.

In: H. Kobus, B. Barczewski, H.-P. Koschitzky (eds.), Groundwater and subsurface remediation - Research strategies for in situ technologies, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 311-319.

American Water Works Association, 1990.

Water quality and treatment, 4<sup>th</sup> ed.

Appleton, E.L., 1996.

A nickel-iron wall against contaminated groundwater.

Environmental Science and Technology 30 (12): 536-539.

ARCADIS Geraghty & Miller, Inc., 1996.

Statement of qualifications: Application of in situ reactive wall an reactive zone technologies.

Bagley, D.M. en J.M. Gossett, 1990.

Tetrachloroethene transformation to trichloroethene and *cis*-1,2-dichloroethene by sulfate-reducing enrichment cultures.

Appl. Environ. Microbiol. 56: 2511-2516.

Bauer, M., B. Buchanan, J. Colbourne, D. Forster, N. Goodman, A. Kay, A. Rachwal en T. Sanders, 1994.

The GAC/slow sand filter sandwich - from concept to commissioning.

Water Supply 14: 159-175.

Beek, C. van, L. Vasak, A. Nieuweaal, G. Stefess en L. Bakker, 1998.

Ontwerp en onderhoud van infiltratie- en onttrekkingsmiddelen - Eindrapport.

CUR/NOBIS-rapport 96-3-06, CUR/NOBIS, Gouda.

Blowes, D.W. en C.J. Ptacek, 1992.

Geochemical remediation of groundwater by permeable reactive walls: Removal of chromate by reaction with iron bearing solids.

Proceedings of the subsurface restoration conference, Third International Conference on groundwater quality research, Dallas, Texas, June 21-24, pp. 214-216.

Blowes, D.W., C.J. Ptacek, C.J. Hanton-Fong, M.J. Baker, C.W.T. McRae en W.D. Robertson, 1996a.

Passive In situ remediation of metals, arsenic and nutrients using permeable reactive walls.

Presentation at workshop Passive Systeme zur in situ Sanierung von Boden und Grundwasser, Dresden, 2 und 3 Mai.

Blowes, D.W., C.J. Ptacek, S.G. Benner, K.R. Waybrant en J.G. Bain, 1996b.

Treatment of mine drainage water using in situ reactive walls.

Presentation at workshop Passive Systeme zur in situ Sanierung von Boden und Grundwasser, Dresden, 2 und 3 Mai.

Bowman, R.S., G.M. Haggerty, R.G. Huddleston, D. Neel en M. Flynn, 1995.  
Sorption of non-polar organics, inorganic cations and inorganic anions by surfactant-modified zeolites.

In: D.A. Sabatini, R.C. Knox, J. Harwell (eds.), Surfactant-enhanced remediation of subsurface contamination, ACS Symposium Series 594, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, 35 (1): 695-698.

Bradley, P.M. en F.H. Chapelle, 1996.  
Anaerobic mineralization of vinyl chloride in Fe(III)-reducing aquifer sediments.  
Environmental Science and Technology 30: 2084-2086.

Bruin, W.P. de, M.J.J. Kotterman, M.A. Posthumus, G. Schraa en A.J.B. Zehnder, 1992.  
Complete biological reductive transformation of tetrachloroethene to ethane.  
Appl. Environ. Microbiol. 58: 1996-2000.

Clausen, J., W.L. Richards, N.E. Korte en L. Liang, 1995.  
ORNL/MMES Research into remedial applications of zero-valence metals: 3) Removal of TCE, *cis*-DCE, vinyl chloride and technetium.  
Preprint extended abstract, presented before American Chemical Society, Anaheim, California, April 2-7.

Fetzner, S. en F. Lingens, 1994.  
Bacterial dehalogenases: biochemistry, genetics and biotechnological applications.  
Microbiol. Rev. 58: 641-685.

Gavaskar, A. et al., 1997.  
Design guidance for application of permeable barriers to remediate dissolved chlorinated solvents.  
Prepared for US Airforce by Battelle.

Gerritse, J., V. Renard, J. Visser en J.C. Gottschal, 1995.  
Complete degradation of tetrachloroethene by combining anaerobic dechlorinating and aerobic methanotrophic enrichment cultures.  
Appl. Microbiol. Biotechnol. 43: 920-928.

Gerritse, J., G. Kloetstra, A. Borger, G. Dalstra, A. Alphenaar en J. Gottschal, 1997.  
Complete degradation of tetrachloroethene in coupled anoxic and oxic chemostats.  
Appl. Microbiol. Biotechnol. 48: 553-562.

Gillham, R.W. en S.F. O'Hannesin, 1994.  
Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron.  
Ground Water 32 (6): 958-967.

Glass, D.J., T. Raphael, R. Valo en J. Van Eyck, 1995.  
International activities in bioremediation: Growing markets and opportunities.  
In: R.F. Hinchee, J.A. Kittel, H.J. Reisinger (eds.), Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons, Battelle Press, Columbus, Ohio and Richland, Washington, pp. 11-33.

Grathwohl, P., 1990.  
Influence of organic matter from soils and sediments from various origins on the sorption of some chlorinated aliphatic hydrocarbons: Implications on  $K_{oc}$ -correlations.  
Environmental Science and Technology 24 (11): 1687-1693.

Grathwohl, P. en G. Einsele, 1994.  
Vergütung mineralischer Dichtungen zum Rückhalt organischer Schadstoffe.  
Patentschrift, Offenlegung 21.07.94 unter Aktenzeichen P 4300915.8, Deutsches Patentamt München.

Grathwohl, P., 1996.  
Transport organischer Schadstoffe in mineralischen Dichtungen und Dichtwänden.  
Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 4, S. 167-177, Tagungsband der Fachtagung Langzeitverhalten von Deponien, Dresden, 21-22 November.

Grathwohl, P., 1997.  
Permeable sorptive (+ reactive) walls for treatment of hydrophobic organic contaminant plumes in groundwater.  
International Containment Technology Conference, St. Petersburg, Florida, USA, February 9-12.

Grbíc-Galić, D., 1991.  
Anaerobic transformation of aromatic hydrocarbon pollutants under fermentative/methanogenic conditions.  
Period. biol. 93: 533-546.

Grbíc-Galić, D. en T.M. Vogel, 1987.  
Transformation of toluene and benzene by mixed methanogenic cultures.  
Appl. Environ. Microb. 53: 254-260.

Grontmij, 1986.  
Onderzoek en sanering bodemverontreiniging De Roosten te Eindhoven; kruipruimte-onderzoek en onderzoek wateroverlast.  
Grontmij, rapportnummer 0478G.

O'Hannesin, S.F., 1993.  
A field demonstration of a permeable reaction wall for the in situ abiotic degradation of halogenated aliphatic organic compounds.  
M.Sc. Thesis, University of Waterloo.

Hutchins, S.R., 1993.  
Biotransformation and mineralization of alkylbenzenes under denitrifying conditions.  
Environ. Toxicol. and Chem. 12: 1413-1423.

IWACO, 1995.  
Plan van aanpak De Roosten, startnotitie.  
IWACO, projectnummer 334.4040.

IWACO, 1998.  
Saneringsplan De Roosten te Eindhoven.  
IWACO, projectnummer 3357380.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown en T.A. Scott, 1979.  
Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments.  
Water Research 13 (3): 241-248.

- Klein, J.D., 1995.  
Saneringsonderzoek Burgemeester Mollaan te Waalre: Modellerings grondwaterstroming en stoftransport.  
Witteveen en Bos Raadgevend Ingenieurs.
- Lovley, D.R., J.D. Coates, J.C. Woodward en E.J.P. Phillips, 1995.  
Benzene oxidation coupled to sulfate reduction.  
Appl. Environ. Microbiol. 61 (3): 953-958.
- Malachowsky, K.J., T.J. Phelps, A.B. Teboli, D.E. Minnikin en D.C. White, 1994.  
Aerobic mineralization of trichloroethylene, vinyl chloride and aromatic compounds by *Rhodococcus* species.  
Appl. Environ. Microbiol. 60: 542-548.
- Miller, D.E. en S.R. Hutchins, 1995.  
Petroleum hydrocarbon biodegradation under mixed denitrifying/microaerophilic conditions.  
In: R.E. Hinchee (ed.), Microbial Processes for Bioremediation, Bioremediation series 3 (8), Battelle Press, Columbus, pp. 129-136.
- Mott, V. en J. Weber, 1992.  
Sorption of low molecular weight organic contaminants by fly ash: Considerations for the enhancement of cut off barrier performance.  
Environmental Science and Technology 26 (6): 1234-1241.
- Phelps, T.J., K. Malachowsky, R.M. Schram en D.C. White, 1991.  
Aerobic mineralization of vinyl chloride by a bacterium of the order *Actinomycetales*.  
Appl. Environ. Microbiol. 57: 1252-1254.
- Puls, R.W., R.M. Powell en C.J. Paul, 1995.  
In situ remediation of ground water contaminated with chromate and chlorinated solvents using zero-valent iron: A field study.  
Proceedings of the 209<sup>th</sup> American Chemical Society National Meeting, Anaheim, California, April 2-7, 35 (1): 788-791.
- Rijnaarts, H.H.M., W. Norde, J. Lyklema en A.J.B. Zehnder, 1993.  
Effect of substrate adsorption and bacterial adhesion on bacterial growth and activity.  
In: Soil decontamination using biological processes, DECHEMA, Frankfurt am Main, Germany, pp. 155-160.
- Rijnaarts, H.H.M., P.G.M. Hesselink en H.J. Doddema, 1995.  
In situ activated bioscreens.  
In: W.J. van den Brink, R. Bosman, F. Ahrendt (eds.), Contaminated soil, pp. 929-937.
- Rijnaarts, H.H.M., 1996.  
Market opportunities for in situ soil bioremediation.  
In: Wider application and diffusion of bioremediation technologies, OECD, PARIS.
- Rijnaarts, H.H.M., 1997.  
In situ bioscreens, in situ and on-site bioremediation.  
Bioremediation Symposium, Battelle Press, Columbus, Ohio, USA.

Schreier, C.G. en M. Reinhard, 1995.  
Catalytic hydrodehalogenation of chlorinated ethylenes using palladium and hydrogen for the treatment of contaminated water.  
Accepted for publication in Chemosphere, June 14.

Sinke, A.J.C., T.J. Heimovaara, H. Tonnaer en H.J. van Veen, 1998.  
Beslissingsondersteunend model natuurlijke afbraak - Fase 1: Deelresultaat 1: Ontwikkeling van een beslissingsondersteunend model ten behoeve van de acceptatie van natuurlijke afbraak als saneringsvariant.  
CUR/NOBIS-rapport 97-1-02, CUR/NOBIS, Gouda.

Sontheimer, H., B.R. Frick, J. Fettig, G. Hörner, C. Hubele en G. Zimmer, 1985.  
Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung.  
DVGW-Forschungstelle am Engler Bunte Institut der Universität Karlsruhe (TH).

Teutsch, G., P. Grathwohl, H. Schad en P. Werner, 1996.  
In Situ Reaktionswände - ein neuer Ansatz zur passiven Sanierung von Boden- und Grundwasserverunreinigungen.  
Grundwasser 1:12-20.

TNO/DGV, 1975.  
Grondwaterkaart Centrale Slenk.  
TNO Dienst Grondwater Verkenning.

Vogel T.M. en P.L. McCarty, 1985.  
Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride and carbon dioxide under methanogenic conditions.  
Appl. Environ. Microbiol. 49: 1080-1083.

Vogel, T.M., C. Criddle en P.L. McCarty, 1987.  
Transformation of halogenated aliphatic compounds.  
Environmental Science and Technology 21: 722-736.

Wild, A.P., W. Winkelbauer en T. Leisinger, 1995.  
Anaerobic dechlorination of trichloroethene, tetrachloroethene and 1,2-dichloroethane by an acetogenic mixed culture in a fixed-bed reactor.  
Biodegradation 6: 309-318.

#### *Aanvullende literatuur*

Afvalverwerking in Nederland, Gegevens 1995.  
Afval overleg orgaan.

Borger, A.R., J. Gerritse, R.F.W. Baartmans, J.L.A. Slenders en T.N.P. Bosma, 1998.  
Stimulation of PCE dechlorination in NEPROMA batch cultures.  
TNO-MEP-report 98/354.

Boucquey J.-B., P. Renard, P. Amerlynck, P. Modesto Filho, S.N. Agathos, H. Naveau en E.-J. Nyns, 1995.  
High-rate continuous biodegradation of concentrated chlorinated aliphatics by a durable enrichment of methanogenic origin under carrier-dependent conditions.  
Biotechnol. Bioeng. 47 (3): 298-307.  
CBS Statistisch jaarboek, 1994.

SDU uitgeverij, 's-Gravenhage, p. 54.

Dolfing, J. en J. M. Tiedje, 1986.

Hydrogen cycling in a three-tiered food web growing on the methanogenic conversion of 3-chlorobenzoate.

FEMS Microbiol. Ecol. 38: 293-298.

Fantroussi, S. El, J. Mahillon, H. Naveau en S.N. Agathos, 1996.

Introduction and PCR detection of anaerobic dechlorinating bacteria in soil slurry microcosms.

Med. Fac. Landbouw. Univ. Gent 61/4b: 1935-1938.

Fantroussi, S. El, J. Mahillon, H. Naveau en S.N. Agathos, 1997a.

Introduction and nested PCR monitoring of anaerobic dechlorinating bacteria in soil slurry microcosms.

Appl. Environ. Microbiol. 63 (2) (in press, February issue).

Fantroussi, S. El, J. Mahillon, H. Naveau en S.N. Agathos, 1997b.

Introduction and PCR monitoring of *Desulfomonile tiedjei* in soil slurry microcosms.

Biodegradation (under review for a special issue; Also presented at 'Global Environmental Biotechnology Approaching the Year 2000' - 3rd International Symposium of the ISEB (International Society for Environmental Biotechnology), Boston, Massachusetts, July 15-20, 1996).

Freedman, D.L. and M.J. Gossett, 1989.

Biological reductive dechlorination of tetrachloroethylene and trichloroethylene to ethylene under methanogenic conditions.

Appl. Environ. Microbiol. 55: 2144-2151.

Gemeente Amsterdam.

Saneringsprogramma Bodemverontreiniging 1995 van de gemeente Amsterdam.

Milieudienst Amsterdam, september 1994.

Gemeente Den Haag.

Overzicht onderzoeks- en saneringsgevallen bodemverontreiniging 1995-1998, Overzicht maatregelen ter bestrijding van geluidshinder 1995-1998.

Gemeente Den Haag, Dienst Stadsbeheer, Hoofdafdeling Milieu, oktober 1994.

Gemeente Rotterdam.

Uitvoeringsprogramma interimwet bodemsanering voor de gemeente Rotterdam 1994.

M.R. Schuurmans en A. Roeloffzen, Gemeentewerken Rotterdam, Afdeling Milieubeleid, augustus 1993.

Gerritse, J., V. Renard, T.M. Pedro Gomes, P.A. Lawson, M.D. Collins en J.C. Gottschal, 1996.

*Desulfitobacterium* sp. strain PCE1, an anaerobic bacterium that can grow by reductive dechlorination of tetrachloroethene or *ortho*-chlorinated phenols.

Arch. Microbiol. 165: 132-140.

Giot, R., S. El Fantroussi, L. Schmitt, S. Thomas, F. van Damme, H.P. Naveau en E-J. Nyns, 1994.

Evaluation and improvement of bioremediation process for contaminated soils.

In: F. Colin, M. Jauzein (eds.), Technologies for Environmental Protection, EC/DGXII, EUR15740 EN, Brussels, pp. 173-215.

Giot, R., H.P. Naveau en E-J. Nyns, 1995.



Acclimation of a methanogenic consortium to a mixture of hydroxylated aromatic compounds. Proceedings of the Third International In Situ and On-Site Bioreclamation Symposium, San Diego, California, April 24-27.

Heessels, E., 1996.

Biologische in situ sanering gasfabrieksterreinen. Literatuurstudie.

Verslag werkervaringsplaats (jan 95 - jan 96), TNO-MEP, afdeling Milieubiotechnologie, Delft.

Heitkamp, M.A., V. Camel, T.J. Reuter en W.J. Adams, 1990.

Biodegradation of p-nitrophenol in an aqueous waste stream by immobilized bacteria.

Appl. Environ. Microbiol. 56: 2967-2973.

Heitkamp, M.A. en W.P. Stewart, 1996.

A novel porous nylon carrier for immobilized bacteria.

Appl. Environ. Microbiol. 62: 4659-4662.

Holliger, C., 1995.

The anaerobic microbiology and biotreatment of chlorinated ethenes.

Curr. Opin. Biotechnol. 6: 347-351.

Holliger, C., G. Schraa, A.J.M. Stams en A.J.B. Zehnder, 1993.

A highly purified enrichment culture couples the reductive dechlorination of tetrachloroethene to growth.

Appl. Environ. Microbiol. 59: 2991-2997.

Holliger, C. en G. Schraa, 1994.

Physiological meaning and potential for application of reductive dechlorination by anaerobic bacteria.

FEMS Microbiol. Rev. 15: 297-305.

Holliger, C. en W. Schumacher, 1994.

Reductive dehalogenation as a respiratory process.

Antonie van Leeuwenhoek 66: 239-246.

Janssen, D.B., F. Pries en J.R. van der Ploeg, 1994.

Genetics and biochemistry of dehalogenating enzymes.

Annu. Rev. Microbiol. 48: 163-191.

Johnson, T.L. en P.G. Tratnyek, 1994.

A column study of carbon tetrachloride dehalogenation by iron metal.

Proceedings of the 33<sup>rd</sup> Hanford Symposium on Health & the Environment - In Situ Remediation: Scientific basis for current and future technologies, Pasco, Washington, pp. 931-947.

Kindzierski, W.B., M.R. Gray, P.M. Fedorak en S.E. Hrudehy, 1992.

Activated carbon and synthetic resins as support material for methanogenic phenol-degrading consortia - comparison of surface characteristics and initial colonization.

Water Environ. Res. 64: 766-775.

- Krumholtz, L.R., 1995.  
A new anaerobe that grows with tetrachloroethylene as an elektron acceptor.  
Abstr. of the 95th Annual Meeting of the Amer. Soc. of Microbiol., ASM, Washington, DC,  
Abstract Q-24, 403 p.
- Leenen, E.J.T.M., V.A.P. Dos Santos, K.C.F. Grolle, J. Tramper en R.H. Wijffels, 1996.  
Characteristics of and selection criteria for support materials for cell immobilization in wastewater  
treatment.  
Wat. Res. 30: 2985-2996.
- Leisinger, T., 1996.  
Biodegradation of chlorinated aliphatic compounds.  
Curr. Opin. Biotechnol. 7: 295-300.
- MacKay, D.M. en J.A. Cherry, 1989.  
Groundwater contamination: pump-and-treat remediation.  
Environmental Science and Technology 23 (6): 630-636.
- Mathijsen, B.J., 1988.  
De omvang van de bodemverontreiniging in Nederland.  
In: Bodembescherming 76, 95 p.
- NATO/CCMS Pilot Study, 1998.  
Special session 1998: Treatment walls and permeable reactive barriers.  
Number 229, EPA 542-R-98-003.
- Neumann, A., H. Scholz-Muramatsu en G. Diekert, 1994.  
Tetrachloroethene metabolism of *Dehalospirillum multivorans*.  
Arch. Microbiol. 162: 295-301.
- Neumann, A., G. Wohlfarth and G. Diekert, 1995.  
Properties of tetrachloroethene and trichloroethene dehalogenase of *Dehalospirillum multivorans*.  
Arch. Microbiol. 163: 276-281.
- Nyer, E.K., et al., 1996.  
In situ treatment technology.  
CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, VS, 329 p.
- Provincie Drenthe.  
Bodemsanering, Uitvoeringsprogramma 1995-1999.  
Deel 1: Sanering Landbodems. Deel 2: Sanering Waterbodems, augustus 1994.
- Provincie Friesland.  
Uitvoeringsprogramma Milieu 1995-1998.  
Gedeputeerde Staten van Friesland, Leeuwarden, september 1994.
- Provincie Gelderland.  
Ontwerp-programma bodemsanering 1995.  
Onderdeel van het milieuprogramma 1995, Provincie Gelderland, Dienst Milieu en Water, Onder-  
afdeling Bodemsanering, november 1994.

Provincie Gelderland.

Inventarisatie Bodemverontreinigingslocaties.

Inventarisatie van (mogelijke) bodemverontreinigingslocaties in de provincie Gelderland, Onderafdeling Bodemsanering, Dienst Milieu en Water, januari 1995.

Provincie Groningen.

Milieuprogramma 1995.

Deel A-Milieu, natuur en landschap 1995, Deel B-Bodemsaneringsprogramma 1995-1999, Gedeputeerde Staten provincie Groningen, 13 december 1994.

Provincie Limburg.

Milieuprogramma 1995-1998.

Gedeputeerde Staten Limburg, juni 1994.

Provincie Limburg.

Ontwerp bodemsaneringsprogramma 1996.

Bijlage I bij het Milieuprogramma 1996, Gedeputeerde Staten Limburg, juni 1994.

Provincie Limburg.

Bodemsaneringsprogramma 1995.

Bijlage I bij het Milieuprogramma 1995-1998, Gedeputeerde Staten Limburg, juni 1994.

Provincie Noord-Brabant.

Milieuprogramma 1995-1999.

Programma bodemsanering/waterbodemsanering 1995 (bijlage), november 1994.

Provincie Noord-Brabant.

Milieuprogramma 1995-1999.

Programma bodemsanering/waterbodemsanering 1995, Appendix I: Behandeling ingebrachte zienswijzen, november 1994.

Provincie Noord-Brabant.

Milieuprogramma 1995-1999.

Programma bodemsanering/waterbodemsanering 1995, Appendix II: Inventarisatielijst, november 1994.

Provincie Noord-Holland.

Uitvoeringsprogramma 1995-1998.

Milieubeleidsplan Waterhuishoudingsplan, Onderdeel bodemsanering, december 1994.

Provincie Overijssel.

Programma bodemsanering 1993.

ROOA9108021, augustus 1992.

Provincie Overijssel.

Programma bodemsanering 1995.

Bijlage IV.b, behorende bij statenvoorstel nr. 1995-2, februari 1995.

Provincie Utrecht.

Programma bodemsanering 1995.

Onderdeel van het Milieuprogramma 1995, Gedeputeerde Staten van Utrecht, augustus 1994.

Provincie Zeeland.  
Milieuprogramma 1995-1998.  
Bijlage 2: Bodemsanering, november 1994.

Provincie Zuid-Holland.  
Werkprogramma 1995.  
Notitie, Afdeling Bodemsanering, Bedrijfsbureau, april 1995.

Rijnaarts, H.H.M., J.H. de Best, H.C. van Liere en T.N.P. Bosma, 1998.  
Intrinsic biodegradation of chlorinated solvents: from thermodynamics to field.  
CUR/NOBIS-rapport 96004, CUR/NOBIS, Gouda.

Scholz-Muramatsu, H., A. Neumann, M. Mesmer, E. Moore en G. Diekert, 1995.  
Isolation and characterization of *Dehalospirillum multivorans* gen. nov., sp. nov., a tetrachloro-ethene-utilizing, strictly anaerobic bacterium.  
Arch. Microbiol. 163: 48-56.

Sivavec, T.M. en D.P. Horney, 1995.  
Reductive dechlorination of chlorinated ethenes by iron metal.  
Preprint extended abstract, presented at the 209<sup>th</sup> ACS National Meeting in Anaheim, California, April 2-7, American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry 35 (1): 695-698.

Slater, J.H., A.T. Bull en D.J. Hartman, 1995.  
Microbial dehalogenation.  
Biodegradation 6:181-189.

Slenders, J.L.A., 1998.  
Verslag van een bezoek aan de RTDF Permeable Reactive Barriers Action Team Meeting, Oak Ridge Tennessee, November 17-19.

Suthersan, S.S., 1997.  
Remediation engineering, design concepts.  
CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, VS, 362 p.

Utkin, I., C. Woese en J. Wiegel, 1994.  
Isolation and characterization of *Desulfitobacterium dehalogenans* gen. nov., sp. nov., an anaerobic bacterium which reductively dechlorinates chlorophenolic compounds.  
Int. J. Syst. Bacteriol. 44: 612-619.

Utkin, I., D.D. Dalton en J. Wiegel, 1995.  
Specificity of reductive dehalogenation of substituted *ortho*-chlorophenols by *Desulfitobacterium dehalogenans* JW/IU-DC1.  
Appl. Environ. Microbiol. 61: 346-351.

VROM, 1994a.  
Bodemverontreiniging.  
Rapport Tweede Kamer der Staten Generaal vergaderjaar 1993-1994, rapportnummer 22 727 nr. 9, 11 mei, Sdu Uitgeverij, 's-Gravenhage.

VROM, 1994b.

Bodemverontreiniging.

Rapport Tweede Kamer der Staten Generaal vergaderjaar 1994-1995, rapportnummer 22 727 nr. 13, 16 november, Sdu Uitgeverij, 's-Gravenhage.

Weerd, K.A. de, L. Mandelco, R.S. Tanner, C.R. Woese en J.M. Suflita, 1990.

*Desulfomonile tiedjei* gen. nov. and sp. nov., a novel anaerobic, dehalogenating, sulfate-reducing bacterium.

Arch. Microbiol. 154: 23-30.

Wu, W.M., J. Nye, M.K. Jain en R.F. Hickley, 1998.

Anaerobic dechlorination of trichloroethylene to ethylene using complex organic materials.

Wat. Res. 32 (5): 1445-1454.



## BIJLAGE A

### GEGEVENS VAN DRAGERMATERIALEN

|                          | dichtheid (droog)<br>(kg/m <sup>3</sup> ) | poriënvolume<br>(%) | specifiek oppervlak<br>(m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ) | adsorptie-eigen-<br>schappen (CEC)<br>(meq/kg) | prijs<br><i>f</i>       |
|--------------------------|---|---------------------|--|--|-------------------------|
| zeoliet<br>(natuurlijke) | 300 - 600                                 | < 30                | > 1.500  | nb   | 4,--/kg                 |
| actief kool              | 450                                       | < 30                | > 1.500  | nb   | 6,--/kg                 |
| perliet                  | 115                                       | 60                  | circa 500  | 350  | 140,--/m <sup>3</sup>   |
| PUR                      | 150                                       | 90                  | 400  | nb   | 1.200,--/m <sup>3</sup> |
| grof zand                | 1.500                                     | < 30                | > 1.500  | nb   | 20,--/ton               |
| grind                    | 1.800                                     | 50                  | circa 200  | nb   | 30,--/ton               |
| kleikorrels              | 420                                       | 50                  | 490  | 75   | 80,--/m <sup>3</sup>    |
| lava                     | 1.600                                     | 40                  | 250  | nb   | 175,--/m <sup>3</sup>   |
| compost                  | 600                                       | < 30                | > 1.500  | 475  | 15,--/m <sup>3</sup>    |
| schors                   | 350                                       | 55                  | 500  | 190  | 80,--/m <sup>3</sup>    |

Bron: Europe CVT Bioway

**Opmerking:**

Van de verschillende materialen zijn vaak diverse soorten aanwezig. De waarden zijn dus richtgetallen en kunnen wellicht aan specifieke wensen worden aangepast.

## SORPTIVE BARRIERS FOR MOBILE GROUNDWATER CONTAMINANTS

Retardation of contaminants in low permeability barriers such as slurry walls and mineral liners has already been investigated by adding suitable sorbents to the containment material (clays and silt). These adsorbents include for example fly ash, bituminous coals, and activated carbon [Mott and Weber, 1992; Grathwohl and Einsele, 1994; Grathwohl, 1996]. Permeable barriers which rely solely on sorption of contaminants are today only applicable for relatively strong hydrophobic compounds such as PAHs if granular activated carbon is used as adsorbent [Teutsch et al., 1996; Grathwohl, 1997]. For compounds with lower sorptivity such as BTEX and chlorinated solvents which are the most common groundwater contaminants an earlier breakthrough of the contaminant has to be expected. For a cost effective implementation therefore a combination of sorption and biodegradation has to be developed. From catalytic destruction of organic compounds it is well known that strong adsorption results in faster reaction rates. This also applies to biologically catalysed degradation of organic contaminants [Rijnaarts et al., 1993].

### *Basics of adsorption*

The adsorption of contaminants in natural materials and other adsorbents (e.g. activated carbons) which may be used in in situ (bio)reactive walls (permeable walls and funnel & gate® systems) is usually described by a Freundlich type sorption isotherm:

$$C_s = K_{Fr} C_w^{(1/n)} \quad (1)$$

where  $C_s$ ,  $C_w$  and  $K_{Fr}$  denote the equilibrium solid and aqueous concentrations of the solute and the Freundlich sorption coefficient, respectively. In general these sorption isotherms are non-linear resulting in empirical exponents  $1/n$  which are smaller than one. Therefore the distribution coefficient  $K_d$  decreases with increasing concentration of the contaminant:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} = K_{Fr} C_w^{(1/n)-1} \quad (2)$$

Sorption of organic compounds in soils and sediments increases with increasing organic carbon contents of the samples. Mature organic matter occurring in coals and shales shows much higher sorption coefficients for hydrophobic compounds than relatively young organic matter in top soils.

The retardation of contaminants in a vertical adsorptive layer used in a funnel & gate® system may be calculated based on the distribution coefficient  $K_d$ :

$$R_d = 1 + K_d \frac{\rho}{\varepsilon} \quad (3)$$

where  $\rho$  denotes the bulk density and  $\varepsilon$  the porosity of the filter (in packed beds both values are in a narrow range).  $R_d$  may be interpreted as the number of pore volumes which can be displaced before breakthrough of the contaminated water occurs.

For hydrophobic compounds  $K_d$  may be estimated based on the organic carbon content ( $f_{oc}$ ) of the sorptive wall material and the organic carbon normalised sorption coefficient  $K_{oc}$  of the specific organic compound ( $K_d = K_{oc} f_{oc}$ ).  $K_{oc}$  depends on the octanol/water partition coefficient



( $K_{ow}$ ) which for soil organic matter can be calculated based on empirical correlations [e.g. Karickhoff et al., 1979]:

$$K_d = K_{oc} f_{oc} = K_{ow} 0.62 f_{oc} \quad (4)$$

This empirical  $K_{oc} \sim K_{ow}$  relationship is representative for organic matter in soils (e.g. humins). For mature (aged, fossil) organic matter such as coals and kerogen, the  $K_{oc}$  values can be up to a factor 30 higher than in soil organic matter [Grathwohl, 1990]. Therefore already relatively small amounts (10 %) of sorptive additives with high  $K_{oc}$  will result in significant equilibrium sorption of hydrophobic contaminants.

Adsorption is already widely used for *ex situ* treatment of polluted groundwater and drinking water using e.g. granular activated carbon (GAC). Large scale horizontal filters (granular activated carbon/slow sand filters) are already used successfully for removal of pesticides in drinking water treatment [Bauer et al., 1994]. Adsorption capacities for organic compounds using activated carbons are much higher than in natural occurring organic sorbents. Figure B1 shows literature data on adsorption of a variety of compounds onto activated carbon. Distribution coefficients  $K_d$  were calculated based on the Freundlich sorption isotherms ( $K_{Fr}$ ,  $1/n$ ) for an aqueous concentration of 10 % of the pure compound's water solubility. An almost linear inverse relationship between  $K_d$  and water solubility is obtained.

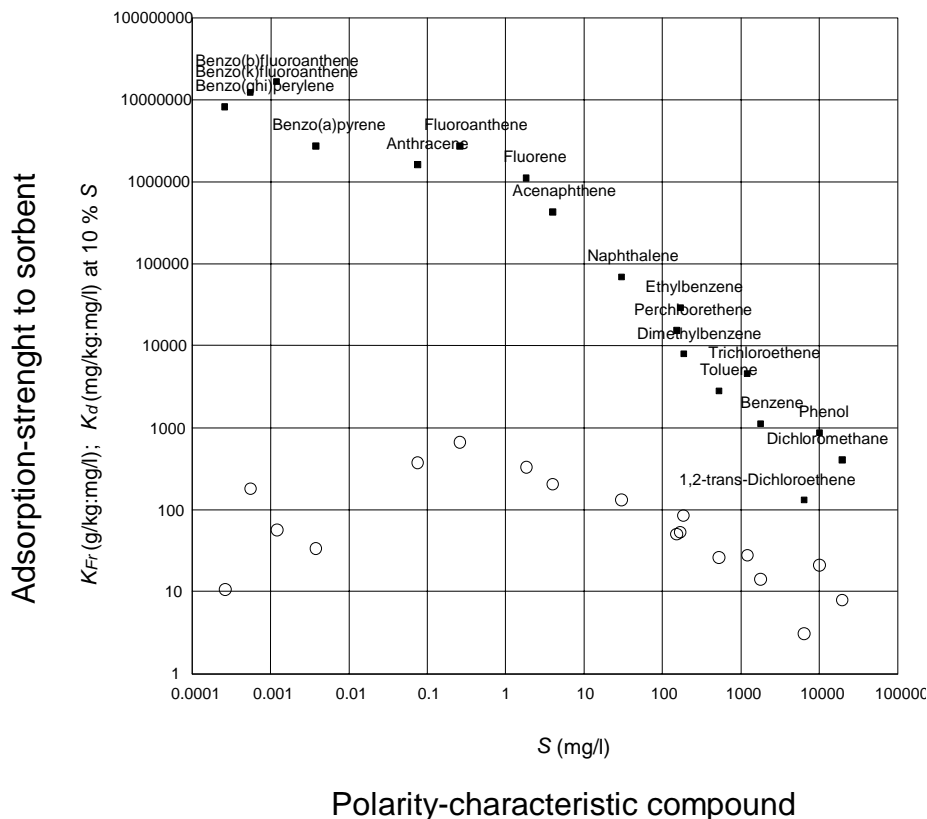


Fig. B1. Freundlich sorption coefficients  $K_{Fr}$  (open symbols) as reported in literature [American Water Works Association, 1990; Sontheimer et al., 1985] for granular activated carbon (F300) and distribution coefficients  $K_d$  (filled squares, labelled symbols) calculated for a concentration of 10 % of the water solubility  $S$  (mg/l) of the respective compounds. Since bulk density and porosity in a packed bed of granular activated carbon are both close to 0.5,  $K_d$  equals approximately the retardation factor  $R_d$ .

Figure B1 shows that BTEX and chlorinated solvents are relatively polar compounds i.e., they have a rather high water solubility. These compounds are adsorbed onto activated carbon, resulting in an adsorption strength between 10,000 than 1,000 (mg/kg:mg/l). The consequence is that these compounds will display a relatively slow breakthrough in activated carbon filters. For the case of an in situ filter of 1 m thick and a groundwater velocity of 10 m/year, breakthrough would only occur within 50 year (see example calculation). In practice this would mean that the filter doesn't have to be replaced within its running time of in situ groundwater treatment.

*Example calculation of the breakthrough-time of benzene in a bioscreen filled with activated carbon. In order to obtain a worst case prediction, the benzene concentration in the example is set at a very high level.*

In figure B1 the value  $S$  on the x-axis represents the maximum water solubility of a specific compound (saturation level), on the y-axis the value of  $K_d$  represents the distribution coefficient between the solid and the liquid phase of that specific compound at a 10 % saturation level.

**Data given from figure B1:**

- specific distribution coefficient of benzene on carbon:  
 $K_d$  at 10 % benzene = 1,000 (mg benzene kg<sup>-1</sup> carbon:mg benzene l<sup>-1</sup> water)
- concentration benzene in groundwater:  
 $C_w$  (= 10 % benzene) = 200 (mg benzene l<sup>-1</sup> water)

**With these data i.)**

**the solid equilibrium concentration of benzene can be calculated (see formula 2):**

i.)  $C_s = 200$  (g benzene kg<sup>-1</sup> carbon)

**Other given data:**

- groundwater velocity:  
 $v_{\text{groundwater}} = 10$  (m<sup>3</sup> water m<sup>-3</sup> bioscreen y<sup>-1</sup>)
- amount of (granular activated) carbon (F300)  
 $\text{packing}_{\text{bioscreen}} = 500$  (kg carbon m<sup>-3</sup> bioscreen)

**With these data ii.)**

**the benzene flow to the bioscreen can be calculated and also iii.) the total absorption capacity of the bioscreen:**

ii.) Benzene flow direction bioscreen  
 $= C_w \cdot v_{\text{groundwater}} = 2$  (kg benzene m<sup>-3</sup> bioscreen y<sup>-1</sup>)

iii.) Total absorption capacity of a bioscreen  
 $= \text{packing}_{\text{bioscreen}} \cdot C_s = 100$  (kg benzene m<sup>-3</sup> bioscreen)

**This leads to iv.)**

**the breakthrough-time of benzene in a bioscreen filled with activated carbon:**

iv.) Breakthrough-time  
 $= \text{Total absorption capacity of a bioscreen} / \text{Benzene flow direction bioscreen} = 50$  (year)

For optimum performance in an in situ (bio)reactive wall the adsorbent material must satisfy the following requirements:

1. High sorption capacity (high organic carbon content and/or surface area).
2. Fast sorption kinetics (small particles).
3. High hydraulic conductivity (coarse granular adsorbents).
4. Suitable adhesive properties for micro-organisms.

## BIJLAGE C

### TOTAAL (UITGEBREIDE) CRITERIALIJST

Hieronder de uitgebreide criterialijst met de voorwaarden voor toepassing van bioschermen. In cursief staat aangegeven welke criteria zijn opgenomen in de prioriteit-criterialijst van hoofdstuk 3.

#### 1. Op locatie bestaat noodzakelijkheid tot beheersing en beheersing is vooralsnog het enige redelijke alternatief eventueel in combinatie met extensieve sanering en andere oplossingen (*prioriteit 1*):

- mobiele contaminanten bedreigen een object (terreingrens, de burens, grondwaterreservoir, kruipruimte, .....);
- aard van de locatie (gasfabriek, olieraffinage/productie);
- opgeloste contaminanten (BTEX, andere aromaten, olie, alifaten,.....);
- aanwezigheid van LNAPL of DNAPL, die mogelijk moet worden gekeerd door scherm;
- bronzone en/of pluim zijn niet saneerbaar maar slechts beheersbaar vanwege:
  - \* omvang van de vlek en/of de verontreinigingsbron;
  - \* aanwezigheid in gebruik zijnde infrastructuur;
  - \* niet-lokaliserbare multi-hotspots en/of DNAPL's;
- type 'in situ (bio)reactive wall'/locatievariant: type A, B, C, of D;
- geschat aantal locaties is 580.

#### 2. Technische realiseerbaarheid:

- bioprocesmatig:
  - \* dimensionering biologisch afbraakproces; stoichiometrie, elektronenacceptor- en elektronendonorbepoefte (*prioriteit 5*);
  - \* doseringstechnologie (beluchting, infiltratie, solid state, elektrisch.....) (*prioriteit 4*);
  - \* matrixmaterialen: grind, grof zand, actief kool, compost, zeoliet;
  - \* pre-coating met micro-organismen en/of microbiële starters of gebruik makend van natuurlijke populaties;
  - \* secundaire processen, zoals biomassa-aanwas, coagulatie van ijzeroxiden (*prioriteit 4*);
  - \* verwijderingstechnologie biomassa/neerslagen (*prioriteit 5*);
  - \* verwijdering in scherm/isolatie door scherm van L/DNAPL's;
  - \* overige procesmatige zaken.
- geohydrologisch:
  - \* vaststelling van dimensies van de pluim en het heersend grondwaterstromingsregime over de seizoenen (*prioriteit 2*);
  - \* vaststelling van geohydrologische parameters;
  - \* modellering van verandering van stromingsregime ten gevolge van in situ (bio)reactive wall;
  - \* optimale configuratie/risico van bypass langs scherm;
  - \* overige geohydrologische aspecten.
- civieltechnisch:
  - \* installatie van reactieve deel (*prioriteit 3*);
  - \* installatie van wand (funnel) en andere ondersteunende elementen (*prioriteit 3*);
  - \* operationele procesvoering: chemicaliën en energie input;
  - \* operationele procesvoering: afvalstromen, afvoer en verwerking;
  - \* extra faciliteiten L/DNAPL's;
  - \* monitoring en bewaking;

- \* onderhoud;
- \* overige aspecten.....

**3. Economisch competitiviteit ten opzichte van standaard beheersing (pump & treat, full-site sheet-piling/slurry bentonite walls), dat wil zeggen ten aanzien van:**

- kosten-tijd functie (investeringskosten en operationele kosten, inclusief gecalculeerde kosten van mogelijk extra ingrepen, noodzakelijk tijdens langetermijngebruik);
- compatibiliteit van die kosten-tijd functie met het investeringsbeleid van de probleembe-zitter.

**4. Betrouwbaarheid en acceptatie ten opzichte van standaardbeheersing (pump & treat, full-site sheet piling/slurry bentonite walls):**

- risico van onvolledige beheersing/niet functioneren;
- mogelijkheden/noodzaak van een bewakingssysteem/monitoring;
- mogelijkheden/noodzaak van een noodstelsel voor geval van terugval in functioneren;
- bewezen in de praktijk;
- acceptatie door het bevoegd gezag;
- acceptatie door het publiek/omwonenden.

## BIJLAGE D

### **UITWERKING VAN CASES WORKSHOP**

- D1. Fictieve case 1: Ondiepe Botleklocatie
- D2. Fictieve case 2: Diepe gasfabrieklocatie

## Bijlage D1: Fictieve case 1: Ondiepe Botleklocatie

### *Uitgangssituatie*

Fig. D1. Verontreinigingsgegevens (multibronnen).

Overige gegevens:

- Bodemsamenstelling: zand met goede doorlatendheid:  $k_d > 10$  m/d;
- Grondwaterstand: 2 m-mv;
- Uitgegaan wordt van een grondwaterstroming van 10 m/jr.

Bij de gegeven grondwaterstroming van de cases is reeds gecorrigeerd voor de porositeit van de bodem (superficiële snelheid).

### *Eisen*

Gezien de aard van de verontreiniging (biologisch afbreekbaar) en overige parameters van het grondwater (Fe, DOC) moet een bioscherm voor de betreffende locatie aan het volgende voldoen:

- het vulmateriaal moet geschikt zijn als dragermateriaal voor biologie;
- gezien het hoge ijzergehalte moet het scherm niet gevoelig zijn voor dichtslibbing door ijzerhydroxideslib;
- een elektronenacceptor (bijvoorbeeld zuurstof) moet kunnen worden ingebracht;
- gezien het hoge DOC-gehalte, en de nutriënten die vrijkomen bij de afbraak hiervan, lijken voorzieningen voor nutriëntendosering niet nodig.

### *Conclusies*

Bij het ontwerp en dimensioneren van een bioscherm voor de betreffende case is er een aantal onzekerheden:

- de snelheid van biologische afbraak;
- de mate van gelijkmatige stroming door een bioscherm en daarmee de verblijfstijd, mede als gevolg van het niet over de hele breedte even dik zijn van de trench;
- de mate van vervuiling van het scherm door ijzeroxidatie en daarmee de operationele kosten als gevolg van vervanging.

Voor de gegeven case blijkt dat als een 'pump & treat'-werkwijze wordt toegepast slechts om verspreiding van de grondwaterverontreinigingspluim tegen te gaan, een relatief geringe hoeveelheid water hoeft te worden onttrokken met een lage verontreinigingsgraad. Volstaan kan derhalve worden met een relatief kleine grondwaterzuiveringsinstallatie en een onttrekkings- en infiltratiesysteem. De pump & treat-optie blijkt dan ook goedkoper.

## Bijlage D2: Fictieve case 2: Diepe gasfabrieklocatie

### *Uitgangssituatie*

Fig. D2. Verontreinigingsgegevens (multibronnen).

Overige gegevens:

- Bodemsamenstelling: zand met goede doorlatendheid:  $k_d > 10$  m/d;
- Grondwaterstand: 2 m-mv.

### *Eisen*

Gezien de aard van de verontreiniging (biologisch afbreekbaar) en overige parameters van het grondwater (Fe, DOC) moet een bioscherm voor de betreffende locatie aan het volgende voldoen:

- het vulmateriaal moet geschikt zijn als dragermateriaal voor biologie;
- gezien het hoge ijzergehalte moet het scherm niet gevoelig zijn voor dichtslibbing door ijzerhydroxideslib;
- een elektronenacceptor (bijvoorbeeld zuurstof) moet kunnen worden ingebracht;
- gezien het DOC-gehalte lijken voorzieningen voor nutriëntendosering nodig.

### *Conclusies*

De kosten tussen 'funnel & gate®' en een werkwijze waarbij wordt onttrokken en geïnfiltreerd voor en achter een dichte cement/bentonietwand zijn vrijwel gelijk. Bij de 'funnel & gate®'-werkwijze is er echter een aantal onzekerheden:

- de snelheid van biologische afbraak;
- de werkelijke hydraulische verblijftijd in de gate;
- de mate van vervuiling van het scherm door ijzeroxidatie en daarmee operationele kosten van de gate;



- over de gehele lengte van de gate infiltreert water achter het scherm. Slecht is te monitoren of geen verontreiniging door de gate gaat, terwijl het effluent van een grondwaterzuiveringsinstallatie eenvoudig te monitoren is;
- onzeker is of de totaal aanstromende verontreinigingspluim door de gate gaat, wanneer met een aantal deepwells de grondwaterstroming wordt beïnvloed;
- de procesomstandigheden in een bovengrondse grondwaterzuiveringsinstallatie zijn goed in de hand te houden. Bij een reactor tot 50 m-mv zal dit zeker minder te beïnvloeden zijn.

## BIJLAGE E

### **UITWERKING VAN PRAKTIJKCASES**

- E1. Praktijkcase 1: Waalre extensief
- E2. Praktijkcase 3: Waalre intensief
- E3. Praktijkcase 3: De Roosten

## Bijlage E1: Praktijkcase 1: Waalre extensief

### *Uitwerking van case 1*

#### **Locatiebeschrijving**

##### *Historie*

De locatie betreft de voormalige vestiging van chemische wasserij 'De Vries' aan de Mollaan te Waalre (zie fig. E1). De wasserij is in het winkelcentrum aanwezig geweest van 1975 tot 1992. Tussen 1970 en 1975 is waarschijnlijk ook een chemische wasserij in het pand gevestigd geweest. Hiervan zijn geen gegevens meer te achterhalen. Het reinigen is tot 1989 gebeurd met tetrachlooretheen (PER) in een Böwe Comet-machine. Het is onbekend of zich calamiteiten hebben voorgedaan. In de bodem ten noorden en oosten van het winkelcentrum zijn bodemverontreinigingen aangetroffen met PER, trichlooretheen (TRI) en *cis*-dichlooretheen (*CIS*). De wasserij heeft geloosd op het riool. Lekkages in het riool zijn naar alle waarschijnlijkheid de oorzaak van de verontreiniging. Behalve gechloreerde koolwaterstoffen zijn ook aromatische koolwaterstoffen aangetroffen. De bronnen van deze verontreinigingen moeten echter elders worden gezocht. In de directe omgeving zijn geen bedrijven bekend die gebruik hebben gemaakt van PER. Wel is een aantal mogelijke veroorzakers van BTEX-verontreinigingen aanwezig.

Fig. E1. Locatie van het onderzoeksgebied.

##### *Regionale bodemopbouw*

De regionale bodemopbouw behoort tot de geologische eenheid 'De Centrale Slenk'. Deze eenheid kenmerkt zich door de bodemdaling (slenk) ten opzichte van de aangrenzende hoger gelegen gebieden (horsten). Het ten opzichte van elkaar bewegen van de horsten en de slenken is het gevolg van tektonische bewegingen in de ondergrond. De Centrale Slenk wordt dan ook door een tweetal breuklijnen begrensd. Aan de noordzijde is dat de Peelrandbreuk en aan de zuidwestzijde door de Feldbiss (en Gilze-Rijenstoring).

De regionale bodemopbouw en geohydrologische schematisatie [TNO/DGV, 1975] zijn weergegeven in tabel E1.

Tabel E1. Regionale bodemopbouw en geohydrologie.

| globale diepte (m-mv) | geohydrologische schematisatie | lithostratigrafie                  | samenstelling  |
|-----------------------|--------------------------------|------------------------------------|--|
| 0 - 25                | deklaag                        | Nueneppakket                       | matig slibhoudend, middel fijn tot uiterst fijn zand; bevat tevens klei-, leem- en veenlagen |
| 25 - 80               | eerste water-voerende pakket   | Formaties van Sterksel en Veghel   | grof tot middelgrof zand   |
| 80 - 150              | eerste scheidende laag         | Formaties van Kedichem en Tegelen  | slibhoudend, fijn tot middelgrof zand  |
| 150 - 200             | tweede water-voerende pakket   | Formaties van Tegelen en Maassluis | uiterst grof tot middelgrof zand   |

#### *Lokale bodemopbouw*

Het bodemprofiel op de locatie is typisch voor de afzettingen van de Nuengroep, zowel periglaciaal, fluviaal, eolisch als organogeen van herkomst. De bodem is een mengeling van slecht en beter doorlatende lagen, die ook in de horizontaal een sterke afwisseling vertonen. Uit boringen en sonderingen kan de volgende bodemopbouw meer in detail voor de onderzoekslocatie worden afgeleid:

- 0 - 4,0 m-mv      fijn tot grof zand;
- 4,0 - 7,0 m-mv    fijn zand met leem en leemlagen en plaatselijk een veeninsluiting;
- 7,0 - 9,0 m-mv    grof zand;
- 9,0 - 18 m-mv     afwisselend zand, leem en kleilagen.

Opgemerkt moet worden dat ook binnen het onderzoeksgebied al variaties kunnen optreden ten opzichte van de geschetste opbouw.

#### *Geohydrologie*

De grondwaterstand bevindt zich gemiddeld op circa 3,5 m-mv. De grondwaterstroming in het Nueneppakket is gemiddeld noordelijk gericht. De stroming in het watervoerende pakket wordt beïnvloed door de waterwinning Aalsterweg in Eindhoven en is daardoor noord tot noordoost.

De onderzoekslocatie bevindt zich in een infiltratiegebied. Het neerslagoverschot wordt door de deklaag afgevoerd naar het eerste watervoerende pakket.

In de omgeving van de onderzoekslocatie wordt op verschillende plaatsen grondwater onttrokken. Alleen de drinkwaterwinning Aalsterweg is echter van belang. De onderzoekslocatie bevindt zich binnen de 10-jaars zone van deze waterwinning. Het pompregime van het pompstation Aalsterweg heeft zich in de loop der jaren enigszins gewijzigd. Op dit moment wordt circa 5 miljoen m<sup>3</sup>/jaar onttrokken uit het eerste watervoerende pakket en 10 - 11 miljoen m<sup>3</sup>/jaar uit het tweede watervoerende pakket (180 - 280 m-mv).

Tot circa 1990 is het grootste gedeelte van dit debiet onttrokken aan het eerste watervoerende pakket. De overige, geregistreerde onttrekkingen in de omgeving vinden of in dieper gelegen lagen plaats, of zijn te gering van omvang om invloed te kunnen hebben op de grondwaterstromingssituatie aan de Mollaan in Waalre.

## Verontreinigingssituatie van grond en grondwater

### Grond

In de grond nabij de voormalige chemische wasserij zijn in 1993 concentraties verontreinigende stoffen aangetroffen tot nabij de interventiewaarde (I-waarde). De grondverontreiniging komt voor onder het riooltracé en bevindt zich op een gemiddelde diepte van 1 - 1,5 m-mv. Het riool heeft waarschijnlijk gelekt. Direct tegen het gebouw is een grondverontreiniging aangetroffen tot 3,8 en 5,0 m-mv. Ten aanzien van de grondverontreiniging met de geanalyseerde stoffen is geen sprake van een ernstige verontreiniging. De verontreinigingssituatie met *cis*-dichlooretheen en vinylchloride is echter niet bekend.

### Grondwater

Het grondwater benedenstrooms van het winkelcentrum 'De Voldijn' is verontreinigd met tetra-chlooretheen (PER) in concentraties boven de I-waarde (zie fig. E2).

Fig. E2. Profiel van de verspreiding van de VOCl-verontreiniging op circa 9 en 19 m-mv.

TRI en *CIS* worden aangetroffen in concentraties beneden de I-waarde. Vinylchloride, alsmede de afbraakproducten etheen en ethaan zijn niet gemeten. Vanaf de eerste onderzoeken vertonen de concentraties in de peilbuizen een dalende lijn en bevinden zich naar verwachting vrijwel alle beneden de I-waarde. Alleen de concentraties PER in de top van het watervoerende pakket zijn toegenomen van 0 tot 260 µg/l ( $CKW_{tot}$ ). Waarschijnlijk zijn plaatselijk hogere concentraties aanwezig. De verontreiniging begeeft zich zigzaggend door het Nuenenpakket naar beneden, de top van het watervoerende pakket in. Opmerkelijk genoeg wordt geen of nauwelijks TRI en *CIS* gemeten, hetgeen erop duidt dat nauwelijks sprake is van afbraak. In figuur E3 is een doorsnede gegeven van de grondwaterverontreiniging.

Fig. E3. Dwarsdoorsnede van de PER-verontreiniging.

### **Uitgangspunten en randvoorwaarden**

Bij het opstellen van de saneringsalternatieven zijn de volgende uitgangspunten en randvoorwaarden gehanteerd:

- De verontreinigingssituatie is zoals hierboven is beschreven. De bron in de grond is sinds de onderzoeken sterk afgenomen en heeft zich naar de diepte verplaatst. De exacte locatie van de verontreiniging is vanwege het grillige karakter van het Nuenenpakket moeilijk te achterhalen. De bron van de verontreiniging wordt dan ook niet verwijderd.
- De verspreiding van de verontreiniging in het grondwater treedt met name op in de zones van 7 - 9 m-mv en tussen 17 en 23 m-mv.
- Op dit moment is nog geen sprake van volledige reductieve dechlorering. Aangenomen wordt dat de concentraties afbraakproducten minder dan 10 % bedragen van de PER-concentratie. Dit geldt in ieder geval voor TRI en C/S. Bij de opzet van de saneringsalternatieven wordt er echter wel van uitgegaan dat alle benodigde microbiële consortia aanwezig zijn voor volledige afbraak.
- Gezien het verloop en de absolute hoogte van de concentraties op dit moment, wordt aangenomen dat de saneringsalternatieven niet 100 % effectief hoeven te zijn binnen de vooraf gedefinieerde zone. Gezien eerdere stoftransportberekeningen en de te verwachten doorgaande afbraak buiten de gedefinieerde zones, wordt een reductie tot de T-waarde vooralsnog voldoende geacht. Evenzo mag een actieve periode van circa 10 jaar voldoende worden geacht.
- De bestaande infrastructuur wordt niet verstoord. Ook de overlast voor omwonenden moet tot een absoluut minimum beperkt blijven.

### **Keuze van saneringsalternatieven**

Tijdens deze case zullen twee saneringsalternatieven met elkaar worden vergeleken. Dit zijn:

1. extensieve bioschermen of biologisch actieve zones;
2. natural attenuation, ofwel het monitoren en voorspellen van natuurlijke afbraak, sorptie en dispersie.

De concentraties verontreinigende stoffen zijn laag en er is geen sprake meer van een duidelijke bron. De verontreiniging bevindt zich in de buurt van een drinkwaterwinning. De benodigde inspanning voor een voldoende reductie van de verontreinigingssituatie is gering.

In oktober 1995 is door Witteveen en Bos een saneringsonderzoek uitgevoerd [Klein, 1995]. Als onderdeel van dit saneringsonderzoek heeft modellering van de grondwaterstroming en stoftransport plaatsgevonden. Deze berekeningen zijn uitgevoerd met een conservatieve grondslag voor wat betreft de hoogte van de concentraties. Uit deze berekeningen is naar voren gekomen dat de maximale piekconcentraties, die de drinkwaterwinning Aalsterweg kunnen bereiken, nauwelijks boven de detectielimiet zullen komen. In deze berekeningen is nog geen rekening gehouden met afbraak. Oorzaken voor de concentratieverlaging in de modelberekeningen zijn sorptie en verdunning.

Het slagingspercentage van een aanpak gebaseerd op natural attenuation is groot. Natural attenuation wordt behalve door natuurlijke afbraak verklaard door adsorptie, verdunning, dispersie, vervluchtiging, enzovoorts.

De stoftransportmodellering geeft aan dat weliswaar verspreiding optreedt, maar dat er niet echt sprake is van een bedreiging van de waterwinning. De aanpak met natural attenuation is voldoende perspectiefrijk om als serieuze variant te worden overwogen.

Het alternatief natural attenuation wordt een aanpak, die bestaat uit de zorgvuldige monitoring van de natuurlijke afbraak en de verspreiding van de verontreiniging. Deze variant kan in een volgend stadium verder worden uitgewerkt volgens het binnen NOBIS ontwikkelde verkeerslichtenmodel [Sinke et al., 1998]. Dit model beschouwt alleen natuurlijke afbraak, niet de overige processen die tot het begrip 'natural attenuation' behoren. Voor toepassing van het verkeerslichtenmodel zijn meer meetdata (met name afbraakproducten) nodig dan momenteel beschikbaar zijn. Een onderdeel betreft ook het overleg tussen bevoegd gezag en probleembezitter. Dit is nu niet aan de orde.

### **Keuze van het bioscherm**

De criteria voor het vaststellen van de haalbaarheid van bioschermen zijn uitgewerkt in 3.2. Op dit moment treedt verspreiding op van PER naar het watervoerende pakket. De concentraties zijn echter relatief laag en de kans op het beïnvloeden van de waterkwaliteit ter plaatse van de waterwinning Aalsterweg is klein. Indien echter gewenst is dat geen extra verspreiding optreedt ten opzichte van de huidige situatie, is een relatief extensieve aanpak met behulp van een bioscherm een goed alternatief. De bron van de verontreiniging is onduidelijk, hetgeen een bron-gerichte aanpak bemoeilijkt. Daarnaast lijkt het centrum van de verontreiniging zich te verplaatsen, hetgeen min of meer aangeeft dat er geen sprake is van een puur-productzone; er is sprake van evenwichtssorptie. Het betreft relatief mobiele componenten, waarvan in een dergelijk geval mag worden verwacht dat sprake is van een eindigende situatie. Omdat daarnaast geen absolute afbraak noodzakelijk is en sprake is van een relatief diepe ligging van de verontreiniging (een trench is dan niet mogelijk en een civieltechnisch scherm is duur) is het creëren van een biologisch actieve zone een voor de hand liggend alternatief. Injectiefilters vergen een relatief lage investering en omdat een relatief geringe ingreep wordt gevraagd, lijkt ook deze eenvoudige versie van een bioscherm geschikt voor wat betreft het onderdeel kosten. Bij een injectiescherm wordt de bodem gebruikt als dragermateriaal.

Een volledig effectief scherm kan met dit heterogene uitgangsmateriaal niet worden gegarandeerd. Dat is bij de gevonden lage concentraties ook niet nodig. Een voldoende reductie van concentraties is wel mogelijk.

## Uitwerking van de biologisch actieve zone

### Doelstelling

De doelstelling van de maatregelen is om te komen tot een beheersbare situatie van de grondwaterverontreiniging. De aanleg van een biologisch actieve zone moet ertoe leiden dat de concentraties verontreinigende stoffen achter deze zone lager zijn dan de tussenwaarde en tenslotte afnemen tot beneden de detectielimiet. Hierbij moet worden gestreefd naar een maximaal rendement. Als de toegepaste techniek geen rendement meer levert, kan worden overgegaan op het actief monitoren van de afbraak van de verontreiniging tot beneden de detectielimiet.

### Processen

Aangenomen wordt dat het grondwater op de locatie een ijzerreducerend karakter bezit, zowel in de deklaag (Nuenenpakket) als in het watervoerende pakket (Veghel/Sterksel). Inmiddels is veel informatie beschikbaar over de volledige dechlorering van PER onder anaërobe condities om dit een betrouwbare techniek te achten.

De werking van de biologisch actieve zone berust op het principe van de reductieve dechlorering. Dit is het proces waarbij onder anaërobe condities achtereenvolgens telkens een chlooratoom wordt vervangen door een waterstofatoom. Onder toevoeging van een elektronendonerend substraat dient de chlooretheen als elektronenacceptor. Van belang daarbij is dat vooraf wordt bepaald welke nutriënten en welke elektronendonor moet worden toegediend en meer nog of van nature de benodigde microbiële consortia aanwezig zijn. In figuur E4 is de volledige reductieve dechlorering van PER naar etheen aangegeven.

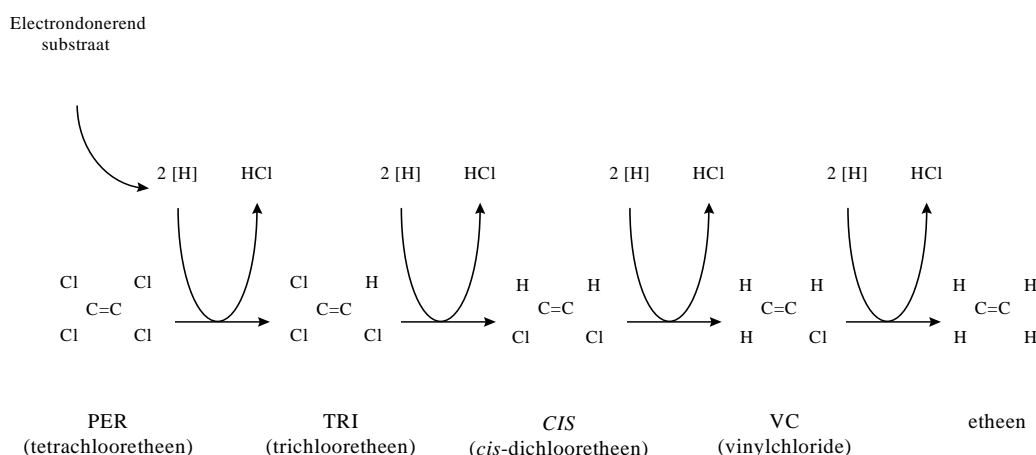


Fig. E4. Afbraakreeks van PER bij reductieve dechlorering.

### Halfwaardetijden

Bij het creëren van een microbiologisch actieve zone is het afstemmen van het injectieregime en het definiëren van de actieve zone afhankelijk van de grondwaterstromingssnelheid en de afbraaksnelheid. De afbraaksnelheid in combinatie met de grondwaterstromingssnelheid bepalen de afstand waarbinnen de verontreinigende stoffen worden afgebroken en zijn dus bepalend voor de inrichting van het monitoringsnetwerk.

De afbraaksnelheid wordt doorgaans uitgedrukt in een halfwaardetijd. Indien wordt uitgegaan van veldcondities, zoals in de bodem van het Nuenen- of Veghel/Sterkselpakket, is deze halfwaardetijd beduidend groter dan onder laboratoriumomstandigheden.

Tot nu toe zijn beperkt gegevens beschikbaar over de *in situ* stimulatie van de afbraak van PER. Als uitgangspunt voor de dimensionering moet daarom een schatting worden gemaakt die is gebaseerd op:



- beschikbare metingen van gestimuleerde in situ afbraak;
- maximale afbraaksnelheden, zoals gemeten onder optimale laboratoriumcondities;
- veldmetingen aan natuurlijke afbraak.

Uit deze gegevens blijkt dat de microbiologie zelf niet limiterend zal zijn voor een veldsysteem. De gemeten halfwaardetijden onder laboratoriumcondities kunnen teruglopen tot slechts enkele uren [Gerritse et al., 1997]. Onder niet-gestimuleerde veldcondities worden daarentegen halfwaardetijden gerapporteerd van ongeveer 100 dagen. Derhalve mag worden geconcludeerd dat het al dan niet optreden van biologische afbraak moet worden gezien als een beschikbaarheidskwestie, ofwel het in contact brengen/zijn van micro-organismen met verontreiniging, elektronendonoren en nutriënten. Indien de aanleg van een biologisch actieve zone wordt overwogen, is een goede menging essentieel voor het beperken van de halfwaardetijden. De halfwaardetijd voor de afbraak van PER tot aan etheen in een biologisch geactiveerde zone, zoals hier is voorgesteld, wordt conservatief ingeschat op circa 30 dagen.

In tabel E2 wordt een rekenvoorbeeld gepresenteerd van de afbraak van PER tot aan etheen, uitgaande van deze halfwaardetijd. In een funnel & gate®-systeem is sprake van een meer optimale menging. De halfwaardetijd kan korter worden gekozen. In tabel E2 is een kolom opgenomen, waarin het effect van een kortere halfwaardetijd (3 dagen) wordt gedemonstreerd.

Tabel E2. Halfwaardetijden en concentratieverloop.

| halfwaardetijd             | 30 dagen | 30 dagen | 3 dagen |
|----------------------------|----------|----------|---------|
| uitgangconcentratie (µg/l) | 300      | 3.000    | 3.000   |
| na 1 maand                 | 150      | 1.500    | 2,9     |
| na 2 maanden               | 75       | 750      | <*      |
| 3                          | 37,5     | 375      | <       |
| 4                          | 18,8     | 187,5    | <       |
| 5                          | 9,4      | 93,75    | <       |
| 6                          | 4,7      | 46,9     | <       |
| 7                          | 2,3      | 23,4     | <       |
| 8                          | 1,1      | 11,7     | <       |
| 9                          | 0,6      | 5,9      | <       |
| 10                         | 0,3      | 2,9      | <       |
| 11                         | 0,2      | 1,5      | <       |

\* <: kleiner dan 0,01 µg/l

Afhankelijk van de gewenste restconcentratie kan de benodigde verblijftijd worden gekozen. Hierbij moet worden uitgegaan van de meest kritische component uit de afbraakreeks van PER, namelijk vinylchloride. Ook na de biologisch geactiveerde zone gaat de afbraak verder. De injectie van elektronendonoren heeft daarom ten doel om:

- de juiste condities te creëren voor reductieve dechlorering, met name redoxpotentiaal, nutriënten en elektronendonoren;
- te leiden tot een concentratievermindering binnen de gedefinieerde zone die voldoet aan de minimum te monitoren kwaliteitseisen;
- een toestand te creëren achter de biologisch geactiveerde zone die leidt tot een verdere microbiologische afbraak.

Aannemende dat verdergaande afbraak achter het bioscherm zal optreden, wordt uitgegaan van een restconcentratie vinylchloride bij het verlaten van het scherm van 2,5 µg/l, ofwel een ge-

schatte verblijftijd van circa 7 maanden. Er moet wel rekening worden gehouden met een opstartperiode van de biologisch geactiveerde zone. Naar verwachting bedraagt deze periode 3 tot 5 maanden.

#### *Grondwater- en stoftransportsnelheden*

Gebaseerd op het verhang (1:500) en de k-waarde (15 m/dag) wordt geschat dat het grondwater stroomt met een gemiddelde poriesnelheid van circa 40 m/jaar. De verontreinigingspluim heeft een lengte van circa 300 m bij een leeftijd van circa 20 jaar, hetgeen een stoftransportsnelheid betekent van ongeveer 10 - 15 m/jaar. De retardatiefactor, die daaruit kan worden afgeleid, bedraagt 3 - 4, hetgeen een reële waarde is voor het front van een PER-verontreiniging in bodemlagen met een laag organisch stofgehalte. In het saneringsonderzoek is gerekend met gemiddelde waarden van 10 - 20.

#### *Bepaling van de omvang van de biologisch actieve zone*

De verontreiniging verplaatst zich advectief met het grondwater met een snelheid van maximaal 15 m/jaar. De gewenste verblijftijd in de biologisch actieve zone is gelijk aan de benodigde halfwaardetijd, circa 7 maanden. Resumerend mag worden gesteld dat een biologisch actieve zone van circa 10 m breed voldoet.

#### *Bepaling van de elektronendonor*

De ingangconcentratie van PER in de biologische zone bedraagt, afhankelijk van de diepte, maximaal 50 en 300 µg/l (resp. 9 en 19 m-mv). In een periode van 7 maanden wordt de verontreiniging voor 99 % afgebroken. Per jaar stroomt per m<sup>2</sup> bioscherm respectievelijk 425 en 2.500 mg verontreiniging. Een mengsel van vetzuren vormt een mogelijke elektronendonor. Het leidt tot een specifieke groei van de dechloroerders, is gunstig in prijs en heeft tot nu toe niet geleid tot sterke veranderingen in de pH. Hieronder is een viertal vetzuren genoemd dat in een aantal veel voorkomende bronnen wordt aangetroffen en dus goed verkrijgbaar is:

- acetaat, CH<sub>3</sub>COOH;
- propionaat, C<sub>2</sub>H<sub>5</sub>COOH;
- butyraat, C<sub>3</sub>H<sub>7</sub>COOH;
- lactaat, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>OHCOOH.

De pH van een mengsel van bovenstaande zuren is circa 6,5. Door de functie als elektronendonor worden de vetzuren omgezet en zou de pH kunnen stijgen. Door de vorming van HCl en de bufferende werking van carbonaat-bicarbonaat en sulfaat zal de pH stabiel blijven. Voor een mengsel met een gelijk aandeel van deze vetzuren geldt dat voor een volledige dechlorering van PER per gram PER ten minste 0,28 gram vetzuren nodig is, waarbij is gerekend met een volledige elektronenoverdracht. In de praktijk zal een dergelijke ideale situatie zich nooit voordoen en moet altijd een ruime overmaat aan elektronendonorend materiaal worden gebruikt. De eerste ervaringen hiermee tonen aan dat een factor 100 daarbij een redelijke overmaat lijkt. Dit resulteert derhalve in een gewichtsverhouding van ongeveer 25:1 voor vetzuur staat tot PER. Uitgaande van een instroom van 0,5 of 2,5 gram PER/m<sup>2</sup>jaar leidt dit tot een dosering van 12,5 tot 62,5 gram vetzuren/m<sup>2</sup>jaar, nodig voor de dechlorering. In de bodem zijn echter meer elektronenacceptoren aanwezig (bijvoorbeeld nitraat, ijzer en mangaan), die kunnen leiden tot een aanzienlijke consumptie van elektronendonor. In één van de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de dosering van het mengsel in het infiltratiewater.

#### *Infiltratie- en onttrekkingsregimes*

Het injectiemengsel moet optimaal worden vermengd met de heersende grondwaterstroming. Daarnaast is het wenselijk om niet continu maar intermitterend te injecteren om aangroei bij de infiltratiepunten zoveel mogelijk te voorkomen. De verontreinigde zone van 7 - 9 m-mv heeft ter plaatse van de Malvalaan naar schatting een breedte van maximaal 70 m. In deze zone worden

circa 11 onttrekkings- of infiltratiefilters aangebracht met een filterstelling van 7 - 9 m-mv. Dit moet tijdens de aanleg worden afgestemd op de werkelijke bodemopbouw.

Een optimale menging treedt op door een kortstondige geforceerde grondwaterstroming loodrecht op de natuurlijke grondwaterstroming te creëren door de putten om en om te laten onttrekken en infiltreren (zie fig. E5).

Fig. E5. Schets van het infiltratie- en onttrekkingsstelsel (dwarsdoorsnede).

Bij een onderlinge putafstand van circa 7 m, een pakketdikte van gemiddeld 2 m en een aanname van een dispersie tussen de putten van maximaal 30 %, leidt dit tot een volume van circa 10 m<sup>3</sup> water tussen de putten.

Voorgesteld wordt om gedurende één dag per week over 5 putten 300 m<sup>3</sup> grondwater te injecteren, waarbij het te infiltreren water met behulp van onderwaterpompen wordt onttrokken in de overige 6 putten. Hierdoor staat het gehele systeem onder druk en blijft verstopping zoveel mogelijk beperkt.

Tijdens de eerste 90 % van de injectieperiode wordt het mengsel met elektronendonoren toegevoegd. Gedurende het laatste deel wordt de injectieput weer schoongespoeld met grondwater zonder mengsel.

Het genoemde debiet is voldoende om de zone circa driemaal te doorspoelen (10 reactoren x 10 m<sup>3</sup>/reactor x 3 = 300 m<sup>3</sup>). Ten gevolge van adsorptie zullen de vetzuren niet de gehele zone doorlopen. Oogmerk daarbij is dat de elektronendonoren niet weer worden opgepompt. De verdere menging in de bodem vindt plaats door de natuurlijke grondwaterstroming.

In de zone tussen 18 en 23 m-mv worden circa 7 putten gepland, 4 onttrekkingen en 3 infiltratieputten. De te creëren zone is circa 40 m breed, hetgeen een onderlinge afstand inhoudt van de putten van circa 8 m. Het onttrekkings/infiltratiedebiet kan overeenkomstig de bovengenoemde benadering worden bepaald en komt in totaal neer op 300 - 400 m<sup>3</sup> per infiltratieperiode.

### *Dosering*

In eerdere paragrafen is aangehaald dat op een diepte van 7 - 9 m-mv (in theorie) minimaal 12,5 gram/m<sup>2</sup>jaar moet worden geïnfilteerd. Het totale oppervlak bedraagt 2·70 = 140 m<sup>2</sup> en dus is de hoeveelheid te infiltreren mengsel circa 1,8 kg per jaar. Het totale injectiedebiet per jaar bedraagt 15.000 m<sup>3</sup>. De concentratie van het mengsel bedraagt vervolgens 0,13 g/m<sup>3</sup> of 0,13 mg/l.

Er kan echter worden verwacht dat van nature in de bodem aanwezige elektronenacceptoren, zoals ijzer en mangaan, een groter verbruik hebben. De dosering van vetzuren moet worden afgestemd op het totale complex van acceptoren. Vooral Fe<sup>3+</sup> speelt daarbij een rol. Bij het plaatsen van de filters moeten de gehalten ijzer, mangaan en nitraat worden vastgesteld. Vervolgens moet worden gerekend met een overmaat aan mengsel om deze elektronenacceptoren te reduceren. Indien bijvoorbeeld per kg bodem 1 g Fe wordt aangetroffen, is circa 0,1 gram mengsel nodig om de volledige reductie van Fe<sup>3+</sup> te bewerkstelligen.

De definitieve dosering moet derhalve worden afgestemd op de nog te bepalen bodemsamenstelling. De beschouwde doorsnede op 7 - 9 m-mv bevat circa 50 kg Fe<sup>3+</sup> en een vetzuurbehoefte van circa 5 kg. De hoeveelheid vetzuur, die nodig is voor dechlorering, valt daarbij in het niet. Na de eerste doseringen is de bulk van elektronenacceptoren verwijderd en kan de dosering langzaam worden teruggebracht. De exacte hoeveelheden moeten in het veld worden gemonitord.

Eenzelfde redenering geldt eveneens voor de zone tussen 18 en 23 m-mv. Op deze diepte is circa 10 kg vetzuur nodig om de bulk van de elektronenacceptoren te reduceren.

Resumerend kan worden opgemerkt dat gedurende de eerste perioden (bijvoorbeeld 4x) grotere hoeveelheden worden gedoseerd. Bij een totaal injectiedebiet van 600 - 700 m<sup>3</sup>/dag 1x wekelijks zou ongeveer 4 kg moeten worden toegevoegd (indien het gemiddelde Fe-gehalte in de bodem 1 g/kg bedraagt!). Dit leidt tot een concentratie vetzuren in het infiltratiewater van circa 5 mg/l. Om verstopping van de infiltratieputten te vermijden, wordt telkens beëindigd met een volume grondwater zonder toevoeging, gelijk aan 3x het volume van de gehele infiltratieputten.

### *Detailering van de infrastructuur*

De infrastructuur op circa 10 m voor de Malvalaan zal bestaan uit:

- 5 infiltratieputten van 7 - 9 m-mv;
- 6 onttrekkingsputten van 7 - 9 m-mv;
- 3 infiltratieputten van 18 - 23 m-mv;
- 4 onttrekkingsputten van 18 - 23 m-mv.

De infrastructuur direct langs de Malvalaan zal bestaan uit:

- 12 monitoringsbuizen met filters van 7 - 9 m-mv en van 19 - 21 m-mv, te weten 6 ten noorden en 6 ten zuiden van de Malvalaan.

De onttrekkingsputten hebben een inwendige diameter van 8 - 10 cm en een ruime omstorting met filtergrind en zijn alle voorzien van een onderwaterpomp.

De infiltratieputten hebben een inwendige diameter van 250 mm, filterspleten van 1 mm en een filterkoffer met een diameter van 600 mm met grind van 3 - 4 mm.

De boringen voor de diepe en ondiepe filters kunnen worden gecombineerd, mits een zeer solide kleistop wordt voorzien tussen de afzonderlijke filters.

### *Leidingwerk, doseerunit en overige voorzieningen*

De onttrekkingen en infiltraties worden door middel van 60 mm-leidingen (doorgaande PE) en via de doseerunit aan elkaar gekoppeld. Ter plaatse van de doseerunit zijn monitoringsfaciliteiten aangebracht (monster- en meetapparatuur). Daarnaast is een regeneratievoorziening getroffen en is de installatie voorbereid op een mogelijke uitbreiding voor een voorzuivering.

### **Uitwerking van natural attenuation**

#### *Doelstelling*

De doelstelling van de maatregelen zijn om te komen tot een beheersbare situatie van de grondwaterverontreiniging. Dit betekent bij het alternatief natural attenuation het kritisch volgen van de processen en verspreiding in de bodem en de voortdurende toets of de daadwerkelijke verspreiding overeenstemt met de voorspelling, dat zich geen actuele risico's zullen gaan voordoen. De concentraties verontreinigende stoffen achter de monitoringszone moeten uiteindelijk lager zijn dan de tussenwaarde.

Zoals al eerder is opgemerkt, kan het verkeerslichtenmodel [Sinke et al., 1998] worden toegepast bij een verdere detaillering. Daartoe is wel een aanvullende karakterisering van de afbraakproducten noodzakelijk. De hierna te noemen monitoringsparameters zijn afgestemd op dit model. Ook de genoemde procedures zijn zoveel mogelijk gehanteerd.

Voor een verdere uitwerking van het alternatief natural attenuation zijn aanvullende metingen van de macro- en redoxchemie noodzakelijk en moet een beter inzicht worden opgebouwd aangaande de afbraakkinetiek. Welke afbraakreacties verlopen op dit moment en hoe snel? Deze informatie is nodig voor het bouwen van een computermodel, waarmee beter dan voorheen de ontwikkeling van de pluim kan worden beschreven.

#### *Uitvoeringstechnische aanpak*

Natural attenuation vergt geen directe andere investering dan het plaatsen van een betrouwbaar en praktisch monitoringsnetwerk. Concreet komt dit neer op 2" peilbuizen op de volgende locaties:

Bovenstrooms:

- 2x in het freatische pakket van 4 - 5 m-mv;
- 2x in de grof zandige laag tussen 7 en 9 m-mv;
- 2x in de top van het watervoerende pakket van 18 - 20 m-mv.

Over de oppervlakte en achter de pluim:

- circa 8x in het freatische pakket van 4 - 5 m-mv;
- circa 12x in de grof zandige laag tussen 7 en 9 m-mv;
- circa 10x in de top van het watervoerende pakket van 18 - 20 m-mv.

In deze peilbuizen moet eenmaal per jaar meting plaatsvinden van:

- verontreinigende stoffen en afbraakproducten:
  - PER;
  - TRI;
  - CIS;
  - VC;
  - etheen en ethaan;
  - BTEX en benzoaten.
- redoxparameters, O<sub>2</sub>, nitraat, Mn, Fe, sulfaat, sulfide, methaan, redoxpotentiaal, DOC, bicarbonaat, pH en Ec.

Afhankelijk van de technische ontwikkelingen op het gebied van waterstofmetingen, kan de meting van redoxchemie/parameters wellicht worden vervangen door H<sub>2</sub>-metingen.

#### *Evaluatierapportage*

De jaarlijkse monitoring moet vergezeld gaan van een rapportage en evaluatie van de meetresultaten. In deze rapportage moet achtereenvolgens worden aangegeven:

- Pluimontwikkeling: hoe gedraagt de verontreiniging zich over meerdere monitoringsronden, ofwel is natural attenuation effectief en gedraagt de verontreiniging zich conform de voorspelling (validatie)?
- Risico's: is er sprake van verdergaande verspreiding dan verwacht?
- Welke acties moeten worden ondernomen bij toenemende risico's?
  - bij ontoelaatbare risico's moet een vangnet in werking treden;
  - de meetperiode verlengen;
  - additionele modellering;
  - .....

Vooralsnog is een verdere invulling van de evaluatierapportage niet noodzakelijk. De concentraties in de pluim zijn niet van dien aard dat uitgebreide faalscenario's moeten worden voorbereid.

#### **Kosten van bioscherm en natural attenuation**

##### *Uitgangspunten*

In de kostenramingen speelt de tijdsduur een essentiële rol. De concentraties verontreinigende stoffen zijn laag. Gezien de ontwikkeling van de concentraties door het Nuenenpakket wordt verwacht dat nog circa 10 jaar sprake zal zijn van een bron van verontreiniging. Indien geen bioscherm wordt aangelegd, zal de verontreiniging zich verplaatsen naar het watervoerende pakket, alwaar de verontreiniging gedurende een generatie (25 jaar) moet worden gemonitord. De kostenramingen zijn opgenomen in bijlage F. Hieronder worden de getallen in afgeronde vorm overgenomen.

##### *Kosten van bioscherm*

De investeringskosten en de exploitatiekosten zijn geraamd op respectievelijk f 425.000,- en f 35.000,- exclusief omzetbelasting. Gezien de relatief lage concentraties wordt verwacht dat het scherm gedurende 10 jaar actief moet zijn. Indien de kosten worden gekapitaliseerd over 10 jaar, bedragen de totale kosten naar verwachting circa f 750.000,-.

##### *Kosten van natural attenuation*

De kosten voor een variant die is gebaseerd op natuurlijke afbraak worden geraamd op circa f 100.000,- voor de eenmalige investering en circa f 30.000,- voor de jaarlijkse monitoring. De monitoring van natuurlijke afbraak is enigszins duurder dan de monitoring van het bioscherm, omdat behalve een grotere parameterset een uitgebreidere evaluatie en interpretatie van de gegevens noodzakelijk is. De gekapitaliseerde kosten voor de natuurlijke afbraakvariant komen daarmee (voor een periode van 25 jaar) op circa f 680.000,-.

## **Bijlage E2: Praktijkcase 2: Waalre intensief**

### *Uitwerking van case 2*

#### **Locatiebeschrijving**

Voor deze case is dezelfde locatie gebruikt als beschreven in case 1. Alleen de concentraties VOCl in de grond en het grondwater zijn een factor 10 à 100 hoger genomen dan in werkelijkheid aanwezig. Deze case is representatief voor enige locaties waar, ondanks het onttrekken van grote debieten verontreinigd grondwater gedurende een lange periode, nauwelijks een afname te zien is van de omvang van de grondwaterverontreiniging en de concentraties verontreinigingen in het onttrokken grondwater.

#### **Verontreinigingssituatie van grond en grondwater**

In de eerste case is een overzicht gegeven van de verontreinigingssituatie ter plaatse van de voormalige chemische wasserij. In figuur E2 en E3 van deze case is duidelijk te zien hoe de verontreiniging zich in de ondergrond heeft verspreid. Zoals hierboven is gesteld, zijn in deze fictieve case de concentraties ten minste 10 maal hoger. In de grond worden concentraties verontreinigende stoffen aangetroffen tot boven de I-waarde. Het grondwater is met PER, TRI en C/S verontreinigd boven de I-waarde. Vinylchloride, alsmede de afbraakproducten etheen en ethaan zijn niet gemeten. De concentratie PER in de top van het watervoerende pakket is toegenomen van 0 tot 2.600 µg/l (CKW<sub>tot</sub>). Waarschijnlijk zijn plaatselijk hogere concentraties aanwezig. De verontreiniging begeeft zich zigzaggend door het Nuenenpakket naar beneden, de top van het watervoerende pakket in. Opmerkelijk genoeg wordt geen of nauwelijks TRI en C/S gemeten, hetgeen erop duidt dat nauwelijks sprake is van afbraak.

#### **Uitgangspunten en randvoorwaarden**

Bij het opstellen van de saneringsalternatieven zijn de volgende uitgangspunten en randvoorwaarden gehanteerd:

- De verontreinigingssituatie is ten minste een factor 10 hoger dan beschreven in praktijkcase 1. De bron in de grond is sinds de onderzoeken niet afgenomen en heeft zich naar de diepte verplaatst. De exacte locatie van de verontreiniging is vanwege het grillige karakter van het Nuenenpakket moeilijk te achterhalen. De bron van de verontreiniging wordt dan ook niet verwijderd.
- In verband met de aanwezige infrastructuur en bebouwing kan de verontreinigde grond niet worden verwijderd.
- De verspreiding van de verontreiniging in het grondwater treedt met name op in de zones van 7 - 9 m-mv en tussen 17 en 23 m-mv.
- Op dit moment is nog geen sprake van volledige reductieve dechlorering. Aangenomen wordt dat de concentraties afbraakproducten minder dan 10 % bedragen van de PER-concentratie. Dit geldt in ieder geval voor TRI en C/S. Bij de opzet van de saneringsalternatieven wordt er echter wel van uitgegaan dat alle benodigde microbiële consortia aanwezig zijn voor volledige afbraak.
- Gezien het verloop en de absolute hoogte van de concentraties op dit moment, wordt aangenomen dat het bioscherm of de biologisch actieve zone een hoge mate van zekerheid biedt.
- Overlast en schade aan de bebouwing en infrastructuur moeten bij het plaatsen van het bioscherm worden voorkomen.
- De verspreiding van verontreinigingen via het grondwater moet tot het uiterste worden beperkt.

### **Keuze van saneringsalternatieven**

Tijdens deze case zullen twee saneringsalternatieven met elkaar worden vergeleken. Dit zijn:

1. geohydrologische isolatievariant met behulp van grondwateronttrekking en -zuivering;
2. bioscherm dat bestaat uit een dicht scherm met één of meerdere poorten.

Uitgangspunt voor deze case is een onduidelijke bron die gedurende een lange periode gechloroorede koolwaterstoffen zal leveren aan het omringende grondwater. De concentraties kunnen lokaal hoog zijn. Het ligt in de verwachting dat, ondanks het onttrekken van grote debieten grondwater, er een zeer langzame afname zal zijn van het naleveringseffect van de bron. Derhalve wordt gekozen voor het tegengaan van verspreiding van de verontreiniging door middel van geohydrologische isolatie. Natuurlijke afbraak zal mede zorg dragen voor een afname van de concentraties verontreinigingen, maar wordt niet betrokken in het ontwerp.

In het saneringsonderzoek van Witteveen en Bos zijn verschillende varianten beschreven [Klein, 1995]. De geohydrologische isolatie van het grondwater door onttrekking uit verschillende bronnen was een van de mogelijkheden. Aan de hand van globale berekeningen zijn met MODFLOW stationaire berekeningen aan de grondwaterstroming uitgevoerd. De uitvoer van MODFLOW is gebruikt om met MT3D het stoftransport te berekenen. Uit de berekeningen is gebleken dat minimaal 6,5 m<sup>3</sup>/uur grondwater moet worden onttrokken om isolatie te bereiken. Er worden twee putten gemaakt. In de put in de nabijheid van de bron wordt een filter geplaatst tussen 7 en 9 m-mv. In de andere put worden filters geplaatst tussen 7 en 9 m-mv, 10 en 17 m-mv en 19 en 24 m-mv. Naast het beheersen van de grondwaterverontreiniging zal een sanerende werking optreden en zullen de concentraties langzaam afnemen. Het opgepompte water kan niet rechtstreeks worden geloosd op het riool en wordt eerst gezuiverd in een waterzuiveringsinstallatie. Voor de case is als uitgangspunt genomen dat de bron niet kan worden verwijderd en oneindig zal naleveren aan het grondwater ondanks een mogelijke afname van de concentraties VOCl. In het rapport van Witteveen en Bos [Klein, 1995] wordt aangegeven dat een volledige sanering van het grondwater in de deklaag niet binnen 30 jaar kan worden bereikt bij een onttrekking van een debiet dat ruim driemaal zo hoog is. Daarnaast zijn de concentraties in deze fictieve case ten minste 10 maal zo hoog.

### **Keuze van het bioscherm**

De criteria voor het vaststellen van de haalbaarheid van bioschermen zijn uitgewerkt in 3.2. Er is een aantal redenen om de aanleg van een bioscherm te overwegen:

- De bron van de verontreiniging kan niet worden verwijderd en zal over een zeer lange periode naleveren. Daarnaast kan de bron in deze fictieve case niet duidelijk worden gelokaliseerd.
- Verspreiding van de verontreiniging in het grondwater moet met grote zekerheid worden voorkomen. Dit is noodzakelijk, omdat de drinkwaterwinning, die stroomafwaarts is gesitueerd, kan worden bedreigd.
- Vergeleken met geohydrologische beheersing biedt het bioscherm een grotere zekerheid. Gelet op de complexe bodemstructuur is het vaak lastig om met behulp van een model de debieten en de exacte lokalisering van onttrekkingsfilters te bepalen. De kans dat het systeem moet worden aangepast, zoals het aanleggen van meer bronnen en een grotere zuivering, is aanzienlijk.
- De opbouw van het Nuenenpakket is dermate heterogeen dat de stroming van verontreinigd grondwater moeilijk te voorspellen is. Ook kan het in contact brengen van vloeibare toeslagstoffen met het verontreinigde water moeilijk verlopen.
- Het beleid is erop gericht om zo min mogelijk grondwater aan de ondergrond te onttrekken.

De uiteindelijke keuze van het type bioscherm wordt bepaald door de heterogeniteit van de ondergrond, het vereiste beschermingsniveau en de diepte van de verontreiniging.



Voor de ondiepe grondwaterverontreiniging is het aanbrengen van een trench gevuld met organisch materiaal een optie. Metingen van afbraak bij diverse projecten, waar grondwater door veenlagen stroomt, geven aan dat volledige dechlorering mogelijk is. Met kunstmatig aangelegde schermen van organisch materiaal kan mogelijk een nog beter resultaat worden geboekt. Een voorbeeld van een project, waar grondwater met VOCl door een veenlaag stroomt en afbreekt, is het NOBIS-onderzoek naar biorestauratie bij DAF te Eindhoven (NOBIS-project 95-2-09, rapportage in voorbereiding). Met een diepdraineermachine voor het creëren van de sleuf ligt de te behalen maximale diepte echter op maximaal circa 8 m. De verontreiniging zit zowel op 9 m-mv, alsmede op 19 m-mv. Om deze reden komt deze methode ook voor de ondiepe grondwaterverontreiniging niet in aanmerking. Door de heterogeniteit van de bodemopbouw en de verspreiding van de verontreiniging kan het in contact brengen van vloeibare toeslagstoffen met het verontreinigde water moeilijk verlopen. Om in deze situatie een hoog beschermingsniveau te garanderen, is gekozen voor een funnel & gate®-concept.

### **Uitwerking van scherm met poort**

#### *Doelstelling*

Gestreefd wordt naar een saneringsmaatregel die een verdere vergroting van de streefwaardecontour voor gechloreerde oplosmiddelen kan voorkomen. Door de aanleg van een trechter en poort stroomt al het verontreinigde water via de poort door het scherm. Hierdoor is een hoge mate van procesbeheersing en controle mogelijk. In de poort komt het water in contact met toeslagstoffen die zorg dragen voor een optimale afbraak van de gechloreerde koolwaterstoffen. Achter de poort ontstaat een biologische zone die overeenkomt met de situatie, zoals is beschreven in de eerste case.

#### *Processen*

De poort bestaat uit een buispaal die ter hoogte van de verontreiniging geperforeerd is (zie fig. E6). De holle ruimte in de buispaal is niet gevuld met dragermateriaal. In feite is er sprake van een mengvat, waar verontreinigd water in contact wordt gebracht met substraat. In de zone na de poort zal de biologische afbraak plaatsvinden, zoals is beschreven in de eerste case.

Fig. E6. Schets van de trechter en poort.

Gebaseerd op een halfwaardetijd van maximaal 30 dagen zal het circa 10 maanden duren voordat de concentraties lager liggen dan 2,5 µg/l. Het ligt echter in de verwachting dat door een

goede menging de halfwaardetijd beduidend lager kan liggen en dat de benodigde tijd minder dan 10 maanden zal zijn (zie uitgebreide beschrijving in praktijkcase 1). Het is mogelijk om de buispaal te vullen met een dragermateriaal, zoals lavasteen. Gegeven de beperkte toename van de biologische zone achter het scherm en mogelijke verstopping is gekozen om de buispaal niet te vullen. De verontreiniging verplaatst zich advectief met het grondwater met een snelheid van maximaal 15 m/jaar. Op basis van een periode van 10 maanden komt de lengte van de biologische actieve zone uit op circa 12 m.

### *Geohydrologische modellering*

Het belangrijkste element bij het onderzoeken van de mogelijke toepassing van een dichte wand met poorten is het beoordelen van de verschillende geohydrologische parameters. Om inzicht in de situatie te verkrijgen, is met behulp van het programma Modflow een geohydrologisch model opgesteld, gebaseerd op de beschikbare parameters uit het onderzoek van Witteveen en Bos [Klein, 1995]. Na het bouwen van het model zijn verschillende schermconstructies doorgerekend.

Deze exercitie moest antwoord geven op een aantal belangrijke vragen:

- Wat moet de lengte en breedte van het scherm zijn om te voorkomen dat verontreinigd grondwater onder of langs het scherm zal wegstromen?
- Wat is de hoeveelheid water die door het scherm heen stroomt en hoe groot moeten de openingen in het scherm zijn?
- Wat is de relatie tussen de grootte van de poorten en de mogelijke veranderingen van het grondwatervolume?
- Hoe zal het grondwater uit de verschillende lagen gaan stromen bij de aanwezigheid van open poorten?
- Welke invloed hebben verschillende vormen van het scherm, gegeven de mogelijkheden op de locatie?

Om de hiervoor genoemde vragen te beantwoorden, is een tiental verschillende situaties beoordeeld. Gegeven de onderlinge correlatie tussen de verschillende vragen zijn er vele variaties in het schermontwerp mogelijk. Na de verschillende rekenexercities is een variant vastgesteld die op deze locatie zou kunnen worden gerealiseerd. In figuur E7a en E7b zijn de stromingspatronen op verschillende niveaus weergegeven.

Uit de modellering van de funnel & gate komt het volgende naar voren:

- In de ondiepe pluim (7 - 9 m-mv) volstaan twee poorten met een breedte van 3 meter elk. De flow door deze poorten bedraagt circa  $1,9 \text{ m}^3/\text{dag}$ . De poorten kunnen bestaan uit naast elkaar geplaatste geperforeerde palen van 1 meter diameter. Het totale volume van de holle ruimte bedraagt circa  $10 \text{ m}^3$ . De gemiddelde verblijftijd is derhalve circa 5 dagen.
- Voor de diepe pluim (17 - 23 m-mv) zijn een drietal gates van circa 3 m gedimensioneerd. Het debiet door deze gates bedraagt circa  $6,1 \text{ m}^3/\text{dag}$ . Het totale volume van de holle ruimte bedraagt circa  $42 \text{ m}^3$ . De gemiddelde verblijftijd is derhalve circa 7 dagen.
- De totale lengte van het scherm is circa 100 m en de diepte bedraagt circa 30 m. Gegeven de beperkte vrije ruimte op de locatie is een beperkte V-vorm mogelijk, zoals op het bovenaanzicht in figuur E7 te zien is.
- Tussen het bovenste en onderste watervoerende pakket moet in de poort een scheiding worden aangebracht om kortsluiting te voorkomen. De poort is alleen open ter plaatse van de watervoerende lagen en is ook aan de onderzijde gesloten.

Fig. E7a. Stromingspatroon zandige tussenlaag 12 tot 9 m +NAP.

Fig. E7b. Stromingspatroon top eerste watervoerende pakket +2 tot -3 m NAP.

*Uitvoeringstechnische aanpak*

Voor de uitvoering zijn de volgende punten van belang:

- De aan te leggen schermwand heeft een lengte van 100 m en de aanlegdiepte is 30 m-mv.
- Vanwege twee watervoerende pakketten moeten de poorten worden aangelegd op twee verschillende niveaus en mag er geen verbinding zijn tussen de verschillende niveaus.
- De schermwanden moeten ondoorlatend te zijn.
- Met betrekking tot de aanleg van de schermwand is de grondopbouw te karakteriseren als redelijk vastgepakt tot vastgepakt zand.
- De naastgelegen bebouwing bestaat uit hoogbouw op een afstand van  $\pm 10$  m.

De meest in Nederland toegepaste methode om een waterdichte wand aan te leggen is met behulp van damwanden. Een andere (duurdere) methode om de schermwand te maken is door middel van een cement-bentonietwand.

Gezien de grondslag en de diepte is de damwandvariant in het onderhavige geval alleen mogelijk met zeer zwaar heiwerk. Het zware heiwerk brengt de volgende risico's en nadelen met zich mee:

- overlast door trillingen;
- overlast van geluid;
- extra voorzieningen nodig om slotlekkages te voorkomen;
- gevaar dat niet alle damwandplanken op diepte kunnen worden gebracht;
- zware damwandprofielen nodig, alleen voor het inbrengen.

Gekozen is om de wand als een cement-bentonietwand uit te voeren. De werkwijze en het principe van de aanleg van een cement-bentonietwand worden stapsgewijs beschreven. Met behulp van een diepwandknijper wordt een paneel gegraven, waarbij tegelijkertijd het ontstane gat stabiel wordt gehouden met een bentonietmengsel.

Het stabiel houden van het gat is gewaarborgd, doordat het niveau van het bentoniet  $\pm 1,00$  m boven de grondwaterstand wordt gehouden en doordat de soortelijke massa van het bentoniet groter is dan die van de grond. Door de standaardafmetingen van de beschikbare diepwandknijpers zal de schermwand een breedte krijgen van 0,60 m (een breedte van 0,40 m is erg zeldzaam). Nadat zo een wand met een bentonietvulling is gemaakt, wordt de bentoniet vervangen door een mengsel van cement-bentoniet.

Puntsgewijs is de werkwijze:

1. Aanbrengen van geleidebalk voor diepwandknijper, deze zorgt er tevens voor dat het bentonietniveau  $\pm 1,00$  m boven de grondwaterstand kan worden gehouden.
2. Om-en-om-graven van de panelen (volgorde 1, 3, 2, 5, 4, 7, 6 enz.). Dit om-en-om-graven is noodzakelijk, omdat anders de diepwandknijper niet in evenwicht is. De panelen hebben een breedte van 2,50 m.
3. Scheiden van het uitkomend zand-bentonietmengsel en dit op deze manier geschikt maken voor hergebruik. Uitkomende grond afvoeren.
4. Vervangen van het bentoniet door cement-bentoniet. De cement-bentoniet wordt met behulp van een stortpijp van onderuit in de bentoniet sleuf gelaten. Cement-bentoniet is zwaarder dan bentoniet, waardoor het bentoniet naar boven stroomt.
5. Voor het maken van de poorten is gekozen om een geperforeerde stalen buis naar beneden te brengen, voorafgaand aan het maken van de cement-bentonietwand. De buis wordt als verticale geleiding gebruikt voor de diepwandknijper, waardoor er een goede aanhechting ontstaat tussen cement-bentoniet en het staal van de buis. Met behulp van een boormotor wordt de buis op diepte gebracht, waarbij gelijktijdig de grond aan de binnenzijde met behulp van een avegaar wordt verwijderd. Door gelijktijdig de grond aan de binnenzijde te verwijderen wordt het boormoment gereduceerd. De wrijving aan de binnenkant van de buis is immers weg. Om met standaardequipement te kunnen werken is gekozen om drie buizen met een diameter van 1,00 m naast elkaar te installeren om de breedte van 3,00 m te realiseren. De twee niveaus worden met behulp van een kleirop van elkaar gescheiden om kortsluitstromen tussen de twee watervoerende pakketten te voorkomen. Door deze kleirop worden een injectiebuis en een monitoringsfilter aangebracht voor de toevoer van de nutriënten en het nemen van controlemonsters.

### *Alternatieven*

Een alternatief voor de hiervoor genoemde methode is het inbrengen van een waterkerend scherm met slurry-injectie. Bij deze methode wordt een stalen wand de grond ingeheid onder gelijktijdige injectie van een slurry via injectielansen onder de voetplaat van de wand. Bij deze manier van inbrengen van een schermwand liggen de nadelige gevolgen voor de omgeving tussen die van een damwand en een cement-bentonietwand in. De kosten voor deze methode in het onderhavige geval liggen rond de  $f$  128,-/m<sup>2</sup>, inclusief de bouwplaatskosten.

### *Dosering*

Op basis van de voorgaande case is vastgesteld dat circa 1,8 kg substraat per jaar moet worden gedoseerd voor de afbraak van de verontreinigingen in het ondiepe pakket. Voor de situatie in deze case moet derhalve ten minste het tienvoudige worden ingebracht. Er kan echter worden verwacht dat van nature in de bodem aanwezige elektronenacceptoren, zoals ijzer en mangaan, tot een groter verbruik leiden. De dosering van vetzuren moet worden afgestemd op het totale complex van acceptoren. Na de eerste doseringen is de bulk van elektronenacceptoren verwijderd en kan de dosering langzaam worden teruggebracht. De exacte hoeveelheden moeten in het veld worden gemonitord.

Eenzelfde redenering geldt voor de zone tussen 18 en 23 m-mv. Op deze diepte is circa 100 kg vetzuur nodig om de bulk van de elektronenacceptoren te reduceren.

De vloeistof met het substraat wordt via holle pijpen (apart diep en ondiep) in de geperforeerde zones van de buispalen gebracht. In korte tijdsintervallen (bijvoorbeeld elke 2 uur) wordt onder hoge druk het mengsel in de buizen gespoten om een goede menging te realiseren. Eventueel kunnen langzame mixers in de palen worden aangebracht indien de menging onvoldoende blijkt te zijn.

### *Monitoring*

Teneinde de dosering bij te stellen en het verloop van de sanering te volgen, worden zowel in de poort als in de biologisch actieve zone daarachter in peilbuizen watermonsters genomen. Na verloop van tijd kan het analysepakket worden teruggebracht tot de noodzakelijke analyses.

In de poort geplaatste peilbuizen:

- 1x in het freatische pakket van 4 - 5 m-mv;
- 1x in de grofzandige laag tussen 7 en 9 m-mv;
- 1x in de top van het watervoerende pakket van 18 - 20 m-mv.

Stroomafwaarts geplaatste peilbuizen:

- circa 4x in het freatische pakket van 4 - 5 m-mv;
- circa 4x in de grofzandige laag tussen 7 en 9 m-mv;
- circa 4x in de top van het watervoerende pakket van 18 - 20 m-mv;
- circa 2x 5 m onderzijde scherm.

In deze peilbuizen moet eenmaal per jaar meting plaatsvinden van:

- verontreinigende stoffen en afbraakproducten:
  - PER;
  - TRI;
  - CIS;

- VC;
  - etheen en ethaan;
  - BTEX en benzoaten.
- redoxparameters, O<sub>2</sub>, nitraat, Mn, Fe, sulfaat, sulfide, methaan, redoxpotentiaal, bicarbonaat, pH en Ec.

### **Uitwerking van de isolatievariant door grondwateronttrekking**

#### *Doelstelling*

Het doel van de maatregelen is te komen tot een beheersbare situatie. Gestreefd wordt naar een saneringsmaatregel die een verdere vergroting van de streefwaardecontour voor gechloreerde oplosmiddelen kan voorkomen. Verdere verspreiding van verontreinigingen via het grondwater wordt voorkomen door uit de deklaag en het eerste watervoerende pakket een geringe hoeveelheid grondwater te onttrekken.

#### *Uitvoeringstechnische aanpak*

Er worden op twee locaties filters geplaatst. In de nabijheid van de bron wordt een filter geplaatst tussen 7 en 9 m-mv. Aan de noordzijde van de Malvalaan worden filters geplaatst tussen 7 en 9 m-mv, 10 en 17 m-mv en 19 en 24 m-mv. In boorgaten van rond 250 mm worden deze filters met een diameter van 125 mm geplaatst, waarin deepwells met een maximale capaciteit van 5 m<sup>3</sup>/uur per pomp worden gehangen. Het totaal te onttrekken debiet bedraagt minimaal 6,5 m<sup>3</sup>/uur. Het geïnstalleerde pompdebiet bedraagt circa 20 m<sup>3</sup>/uur. Het debiet van iedere pomp kan worden bijgesteld.

Het opgepompte water zal na zuivering op het riool worden geloosd. Hiervoor is een grondwaterzuiveringsinstallatie (GWZI) voor een lange periode noodzakelijk. Er wordt uitgegaan van een opstelling voor 30 jaar en een maximale capaciteit van circa 10 m<sup>3</sup>/uur.

Voor het ondiepe grondwater wordt uitgegaan van een ijzergehalte van 5 mg/l en voor het diepere grondwater van een ijzergehalte van 20 mg/l. Voor de verwijdering van de gechloreerde koolwaterstoffen wordt uitgegaan van een zandfilter met een nageschakeld koolfilter.

In de kostenraming zijn opgenomen:

- investeringskosten van de GWZI met een maximaal debiet van 10 m<sup>3</sup>/uur gesitueerd in een gebouw;
- kosten voor huur van de locatie;
- storkosten reststromen;
- kosten voor het klein onderhoud;
- kosten voor vervanging;
- stroomkosten WZI en pompen;
- lozingskosten;
- grondwateronttrekkingskosten.

#### *Monitoring*

Teneinde te controleren of de voorgestelde isolatiemaatregelen functioneren en geen verdere verspreiding van de verontreiniging optreedt, worden monitoringspeilbuizen geplaatst rond en in de vlek. Op basis van de resultaten wordt het pompregime bijgesteld of worden bronnen bijgeplaatst.

Stroomafwaarts:

- 2x in het freatische pakket van 4 - 5 m-mv;
- 2x in de grofzandige laag tussen 7 en 9 m-mv;
- 2x in de top van het watervoerende pakket van 18 - 20 m-mv.

Rond de pluim:

- circa 3x in het freatische pakket van 4 - 5 m-mv;
- circa 5x in de grofzandige laag tussen 7 en 9 m-mv;
- circa 5x in de top van het watervoerende pakket van 18 - 20 m-mv.

In deze peilbuizen moet eenmaal per jaar meting plaatsvinden van:

- verontreinigende stoffen en afbraakproducten:
  - VOCl.
- grondwaterhoogte.

Voor de lozingsvergunning worden in- en effluentmonsters genomen bij de waterzuiveringsinstallatie. Deze geven samen met de informatie uit de monitoringsfilters een beeld van het verloop van de sanering.

De jaarlijkse rapportage bevat de hierboven genoemde meetgegevens en een evaluatie van deze meetresultaten. In deze evaluatie moet achtereenvolgens worden aangegeven:

- Pluimontwikkeling: hoe gedraagt de verontreiniging zich over meerdere monitoringsronden?
- Risico's: is sprake van verdergaande verspreiding dan verwacht?
- Welke acties moeten worden ondernomen bij toenemende risico's?

### **Kosten van bioscherm en geohydrologische beheersing**

#### *Kosten van bioscherm*

In bijlage G zijn de investeringskosten en de exploitatiekosten geraamd op respectievelijk f 1.200.000,- en f 21.500,- exclusief omzetbelasting. Tevens zijn in bijlage G deze kosten nader uitgewerkt.

#### *Kosten van geohydrologische beheersing*

De kosten voor een variant, die is gebaseerd op geohydrologische beheersing, worden geraamd op circa f 435.000,- voor de eenmalige investering en f 115.000,- voor de jaarlijkse kosten.

#### *Vergelijking van de kosten gekapitaliseerd naar begin project*

Voor een goed vergelijk van de vaste en variabele kosten zijn de huidige nettowaarden berekend. Deze huidige nettowaarden zijn gebaseerd op verschillende looptijden van de saneringsmaatregelen. In tabel E3 is zichtbaar dat de bioschermvariant binnen korte termijn financieel aantrekkelijker is dan de beheersvariant.

Tabel E3. Huidige nettowaarde bij een inflatie van 3 % en een rente van 5 %.

| tijdsduur | bioscherm (f) | geohydrologische beheersing (f) |
|-----------|---------------|---------------------------------|
| 10 jaar   | 1.390.000     | 1.455.000                       |
| 20 jaar   | 1.545.000     | 2.300.000                       |
| 25 jaar   | 1.610.000     | 2.660.000                       |

## **Bijlage E3: Praktijkcase 3: De Roosten**

### *Uitwerking van case 3*

#### **Locatiebeschrijving**

##### *Historie*

De locatie De Roosten is een woonwijk, gelegen aan de zuidzijde van Eindhoven, circa drie kilometer ten zuiden van het centrum. De ligging van de locatie is weergegeven in figuur 10 van 4.3. Ter plaatse van De Roosten is een grondwaterverontreiniging geconstateerd. Deze verontreiniging houdt verband met de in 1957 opengestelde stortplaats 'Leenderweg', waar bedrijfsafval en sloopafval gestort is. Uitspoeling van de verontreinigingen uit het stortlichaam heeft de grondwaterkwaliteit nadelig beïnvloed. Later zijn op de voormalige stort woningen gebouwd, uitbreiding woonwijk De Roosten. Maatregelen om de bron van de verontreiniging weg te nemen (sanering voormalige stortplaats) zijn, als gevolg van de bestaande bebouwing, moeilijk uitvoerbaar en worden niet noodzakelijk geacht [Grontmij, 1986]. Sinds 1982 zijn er op de locatie meer dan twintig onderzoeken uitgevoerd. Een overzicht hiervan is gegeven in het door IWACO opgestelde saneringsplan van 16 februari 1998 [IWACO, 1998].

De grondwaterverontreiniging bestaat uit vluchtige organochloorverbindingen (VOCl) en vluchtige aromatische koolwaterstoffen (VAK). Deze heeft zich in de loop van de tijd minimaal 800 meter naar het westen verplaatst richting waterwinning 'Aalsterweg' van het Nutsbedrijf Regio Eindhoven. In verticale zin is de grondwaterverontreiniging ter plaatse van de bron tot op de basis van het eerste watervoerende pakket (circa 80 m-mv) aangetroffen. Verder stroomafwaarts bevindt de grondwaterverontreiniging zich globaal tussen de 20 en 50 m-mv.

Teneinde de kwaliteit van het drinkwater veilig te stellen is vanaf juli 1990 een schermbemaling operationeel, bestaande uit vier schermputten (S1 tot en met S4) die geplaatst zijn tussen de waterwinning en De Roosten. De schermbemaling onttrekt sinds 1996 bij benadering circa 438.000 m<sup>3</sup> per jaar. Schermput S4 is sinds april 1996 buiten gebruik gesteld, omdat nagenoeg geen verontreiniging in het effluent werd gemeten.

##### *Bodemopbouw en geohydrologie*

Het gebied rond Eindhoven wordt gerekend tot de geologische eenheid 'De Centrale Slenk'. Dit gebied kenmerkt zich door bodemdaling (slenk) ten opzichte van de aangrenzende hoger gelegen gebieden (horsten). Het ten opzichte van elkaar bewegen van de horsten en de slenken is het gevolg van tektonische bewegingen in de ondergrond. De Centrale Slenk wordt dan ook door een tweetal breuklijnen begrensd. Aan de noordzijde is dat de Peelrandbreuk en aan de zuidwestzijde door de Feldbiss (en Gilze-Rijenstoring).

De regionale bodemopbouw en geohydrologische schematisatie [TNO/DGV, 1975] zijn weergegeven in tabel E4.

De hiervoor beschreven geschematiseerde opbouw van de ondergrond komt in grote lijnen overeen met de bodemopbouw, zoals die op basis van de diverse diepe boringen ter plaatse van De Roosten is vastgesteld. In de deklaag is bij de boringen tijdens voorgaand onderzoek een veenlaag aangetroffen. De veenlaag bevindt zich op een diepte van circa 5,5 tot 6,5 m-mv. De hoogte van het maaiveld op de locatie bedraagt circa 20 m +NAP.



Tabel E4. Regionale bodemopbouw en geohydrologie.

| globale diepte (m-mv) | geohydrologische schematisatie | lithostratigrafie                  | samenstelling  |
|-----------------------|--------------------------------|------------------------------------|--|
| 0 - 25                | deklaag                        | Nuenenpakket                       | matig slibhoudend, middel fijn tot uiterst fijn zand; bevat tevens klei-, leem- en veenlagen |
| 25 - 80               | eerste water-voerende pakket   | Formaties van Sterksel en Veghel   | grof tot middelgrof zand   |
| 80 - 150              | eerste scheidende laag         | Formaties van Kedichem en Tegelen  | slibhoudend, fijn tot middelgrof zand  |
| 150 - 200             | tweede water-voerende pakket   | Formaties van Tegelen en Maassluis | uiterst grof tot middelgrof zand   |

De grondwaterstroming in het eerste watervoerende pakket is in de natuurlijke situatie noord-westelijk gericht. Onder invloed van de huidige grondwateronttrekking door het pompstation aan de Aalsterweg stroomt het grondwater van het eerste watervoerende pakket momenteel in westelijke richting. Vanuit de deklaag vindt infiltratie plaats naar het eerste watervoerende pakket. De grondwaterstand ter plaatse van De Roosten bedraagt circa 3,0 m-mv.

#### **Verontreinigingssituatie van grond en grondwater**

De beschrijving van de verontreinigingssituatie beperkt zich tot die van het grondwater. De kwaliteit van de grond van de voormalige stortplaats aan de Leenderweg wordt door de vele uitgevoerde onderzoeken als goed bekend verondersteld en kan zonder ingrijpende maatregelen niet worden veranderd.

Het grondwater is tot een maximale diepte van circa 84 m-mv (eerste scheidende laag) verontreinigd met één of meer van de volgende vluchtige organochloorverbindingen:

- trichloormethaan;
- 1,2-dichloorethaan;
- tetrachlooretheen;
- trichlooretheen;
- *cis*-1,2-dichlooretheen;
- *trans*-1,2-dichlooretheen;
- vinylchloride.

Daarnaast is het grondwater verontreinigd met de volgende vluchtige aromatische koolwaterstoffen:

- benzeen;
- toluen;
- ethylbenzeen;
- xyleen.

In vergelijking tot de omvang van de VOCl-verontreiniging vormt het voorkomen van vluchtige aromatische koolwaterstoffen een beperkt probleem.

De maximale verontreinigingsdiepte voor VOCl en VAK wordt voornamelijk ter plaatse van de stortplaats bereikt. De grondwaterverontreiniging heeft zich in de loop der tijd in horizontale richting over een afstand van ten minste 800 meter in westelijke richting verplaatst. Gelijktijdig heeft tevens een versnelde verspreiding van de VOCl-verontreiniging in verticale richting plaatsgevonden tot aan de eerste scheidende laag. Vluchtige organochloorverbindingen hebben een hoger

soortelijk gewicht dan water, waardoor bij de aanwezigheid van voldoende verontreiniging, zoals op de stortplaats, dichtheidsstroming heeft kunnen plaatsvinden. Puur product in vloeibare vorm is op deze wijze in een relatief kort tijdsbestek uitgezakt.

De hoogste concentraties worden gemeten onder en direct stroomafwaarts van de voormalige stortplaats. Concentraties tot boven de tussenwaarde worden tot circa 75 meter stroomafwaarts aangetroffen. In de pluim van de verontreiniging, die zich stroomafwaarts in de richting van de waterwinputten verplaatst, wordt de streefwaarde overschreden tot over een afstand van ten minste 800 meter. In verticale richting worden overschrijdingen ten opzichte van de interventie-, toetsings-, en streefwaarde tot aan de eerste scheidende laag aangetroffen. Een overzicht van de verontreiniging in de vorm van een verticaal profiel is weergegeven in figuur E8.

Fig. E8. Profiel van de verspreiding van VOCl-verontreiniging (PER, TRI, CIS, *trans* en vinylchloride in µg/l).

### **Uitgangspunten en randvoorwaarden**

Bij het opstellen van de saneringsalternatieven zijn de onderstaande uitgangspunten gehanteerd:

- De verontreinigingssituatie en afbakening van de verontreiniging zijn zoals is weergegeven in het door IWACO geschreven 'Plan van Aanpak' voor de grondwaterverontreiniging De Roosten te Eindhoven [IWACO, 1995].
- De hoeveelheid onttrokken drinkwater bedraagt thans circa 5,0 miljoen m<sup>3</sup> per jaar en wordt voor zover bekend de komende jaren niet gewijzigd.
- Bestaande schermputten evenals de bijbehorende infrastructuur worden eventueel gebruikt voor de uitwerking van de bioschermvariant.
- De grondwaterverontreiniging wordt gevoed door de permanent aanwezige afvalstort ter plaatse van De Roosten. Vanwege de aanwezigheid van een woonwijk wordt deze afvalstort echter niet gesaneerd. Hierdoor zal in de huidige situatie langdurige nalevering naar het freatische grondwater en naar het eerste watervoerende pakket plaatsvinden.

- Tijdens het eventueel plaatsen van een bioschermvariant moet overlast voor de omwonenden tot een minimum worden beperkt. Tevens moet de schade aan de bebouwing en infrastructuur als gevolg van de saneringsmaatregelen worden voorkomen.
- De verspreiding van de pluim van de verontreiniging in het grondwater treedt met name op in de zone tussen 35 en 50 m-mv.
- Er wordt uitgegaan van het gegeven dat de waterwinning aan de Aalsterweg absoluut niet mag worden bedreigd.
- Op basis van de uitgevoerde metingen is voldoende aangetoond dat microbiologische afbraak van vluchtige organochloorverbindingen optreedt.

### **Keuze van saneringsalternatieven**

Tijdens deze case zullen twee saneringsalternatieven met elkaar worden vergeleken. Dit zijn:

1. extensieve bioschermen of biologisch actieve zones;
2. nul<sup>+</sup>-saneringsvariant, ofwel het monitoren en beperkte grondwateronttrekking.

In opdracht van de Milieudienst Regio Eindhoven heeft IWACO B.V. een onderzoek uitgevoerd naar alternatieve saneringsvarianten. Hieruit is als voorkeursvariant de nul<sup>+</sup>-saneringsvariant naar voren gekomen. Deze variant bestaat uit het monitoren van het gezamenlijk effect van natuurlijke afbraak, geochemische afbraak, adsorptie en verdunning in combinatie met een beperkte grondwateronttrekking uit een aantal putten van de schermbemaling teneinde verdere verspreiding te voorkomen.

Gezien de concentraties in de schermputten S1 en S2 wordt in elk geval grondwater onttrokken aan deze twee schermputten. Er wordt voornamelijk van uitgegaan dat er met een totaal debiet van 32 m<sup>3</sup>/uur wordt onttrokken.

Om tijdig te kunnen anticiperen op veranderingen en het niet-functioneren van de schermputten is het noodzakelijk enkele aanvullende peilbuizen te plaatsen met een signalerende functie. In totaal worden drie nieuwe monitoringspeilbuizen geplaatst en wordt gebruik gemaakt van negen bestaande monitoringspeilbuizen.

### **Keuze van het bioscherm**

De criteria voor het vaststellen van de haalbaarheid van bioschermen zijn uitgewerkt in 3.2. Er is een aantal redenen om de aanleg van een bioscherm te overwegen:

- Gezien het feit dat de grondwaterverontreiniging zich beweegt in de richting van een waterwinning ten behoeve van de drinkwatervoorziening, is voor de locatie De Roosten de absolute noodzaak aanwezig tot het beheer en de beheersing van de verontreiniging. Gesteld wordt dat de verontreiniging niet tot deze winning mag geraken.
- De bronzone en/of pluim zijn op deze locatie niet te saneren vanwege het feit dat op de locatie een woonwijk aanwezig is.
- Tevens is de verontreiniging in de bronzone doorgedrongen in het Nuenenpakket. Gezien de heterogeniteit en dikte van dit pakket zal de nalevering langdurig zijn.
- De aangetroffen concentraties in de pluim van de verontreiniging zijn relatief laag. Er wordt voor vinylchloride een gemiddelde waarde gemeten van < 1 µg/l en voor C/S 30 µg/l.
- De verspreiding van de pluim van de verontreiniging in het grondwater treedt met name op in de zone tussen 35 en 50 m-mv.

Het aanleggen van een civieltechnisch scherm is gezien het dieptebereik van de verontreiniging en de aangetroffen concentraties in de pluim niet kosteneffectief. Het creëren van een biologisch actieve zone wordt zodoende de meest geschikte vorm van een bioscherm geacht.

## **Uitwerking van de biologisch actieve zone**

### *Doelstelling*

De doelstelling van het bioscherm is om de verontreiniging in het scherm tot een zodanig niveau af te breken dat de verontreiniging de grondwaterwinning, gelegen aan de Aalsterweg, niet kan bedreigen. Voorgesteld wordt om de verontreiniging in het bioscherm af te breken tot de streefwaarde.

De afbraak moet plaatsvinden door middel van het creëren van een biologisch actieve zone. Gezien de aard van de verontreiniging (*cis*-1,2-dichlooretheen en VC) kan de afbraak van de verontreiniging geschieden onder oxiderende en reducerende omstandigheden. De voorkeur gaat uit van het creëren van een reductieve zone in de ondergrond, zodat de afbraak geschiedt onder anaërobe condities. De specifieke afbraakcondities van met name *cis*-1,2-dichlooretheen onder aërobe omstandigheden is nog onvoldoende onderzocht om deze techniek in dit project toe te passen. Afbraak onder anaërobe condities is voldoende bewezen en in feite is dit proces reeds gaande, gezien het feit dat vinylchloride en *cis*-1,2-dichlooretheen afbraakproducten zijn van de oorspronkelijke PER- en TRI-verontreiniging.

De reactieve zone in de diepe ondergrond kan op twee manieren worden bewerkstelligd. Ten eerste met behulp van het injecteren van substraat door middel van te plaatsen infiltratiefilters; hierbij kan de menging indien nodig worden vergroot met eveneens te plaatsen onttrekkingsfilters. Het proces van afbraak wordt in de reactieve zone gestimuleerd door middel van het infiltreren van een oplossing van bijvoorbeeld vetzuren.

Een alternatieve wijze van injecteren van Slow Release Compounds (HRC) kan de wijze van stimuleren van de biologische activiteit vereenvoudigen. De Slow Release Compound (HRC) wordt, gezien de pas zeer recente introductie, vooralsnog onvoldoende betrouwbaar geacht. Wellicht dat in het kader van het NOBIS-testprogramma hiervoor een pilottest kan worden opgezet in het huidige programma.

### *Fysische en chemische processen<sup>1</sup>*

Aannemende dat een verdergaande afbraak achter het bioscherm zal optreden, wordt uitgegaan van een restconcentratie voor *cis*-1,2-dichlooretheen en vinylchloride bij het verlaten van het scherm van 0,05 µg/l. Dit komt overeen met een geschatte verblijftijd van circa 8 maanden.

De ingangconcentratie van *cis*-1,2-dichlooretheen en vinylchloride in de biologische zone bedraagt respectievelijk 30 µg/l en 1 µg/l. In een periode van 8 maanden wordt de verontreiniging voor 99,8 % afgebroken. Per jaar stroomt per m<sup>2</sup> bioscherm respectievelijk 821 mg en 27 mg verontreiniging.

Een mengsel van vetzuren (acetaat, propionaat, butyraat, lactaat) vormt hierbij het elektronendonierend mengsel. Voor een mengsel met een gelijk aandeel van deze vetzuren geldt dat voor een volledige dechlorering van *cis*-1,2-dichlooretheen, per gram *cis*-1,2-dichlooretheen ten minste 0,214 gram vetzuren nodig is, waarbij is gerekend met een volledige elektronenoverdracht.

In de praktijk zal een dergelijke ideale situatie zich nooit voordoen en moet altijd een ruime overmaat aan elektronendonierend materiaal worden gebruikt. Een factor 100 is daarbij een redelijke overmaat. Dit resulteert derhalve in een gewichtsverhouding van ongeveer 22:1 voor vetzuur staat tot *cis*-1,2-dichlooretheen. Uitgaande van een instroom van 0,85 gram *cis*-1,2-di-

---

<sup>1</sup> Voor een uitgebreide beschrijving van de chemische processen en halfwaardetijden wordt verwezen naar praktijkcase 1.

chlooretheen/m<sup>2</sup>jaar leidt dit tot een dosering van 18,70 gram vetzuren/m<sup>2</sup>jaar, nodig voor dechlorering.

In de bodem zijn echter meer elektronenacceptoren aanwezig (bijvoorbeeld nitraat, ijzer en mangaan), die kunnen leiden tot een aanzienlijke consumptie van elektronendonoren, zodat de definitieve dosering moet worden afgestemd op de nog nader te bepalen bodemsamenstelling.

#### *Uitvoeringstechnische aanpak*

De geactiveerde zone moet een gebied bestrijken in het dieptebereik van 35 tot 50 m-mv. De locatie van het bioscherm is aangegeven in figuur E9. Door de beperkte beschikbare ruimte is de locatie van het scherm zo bepaald dat zo min mogelijk overlast voor de omwonenden optreedt. Het totale scherm heeft een lengte van circa 150 meter en is gelegen in een groenstrook met een breedte van circa 50 meter aan de Roostenlaan.

Fig. E9. Locatie van het bioscherm.

#### *Systeem voor dimensionering van de hardware*

Op de locatie van het bioscherm heeft de verontreinigde pluim een breedte van circa 150 meter. De infiltratiefilters moeten worden geplaatst met een onderlinge afstand van 10 meter, zodat het totaal aantal boringen 16 bedraagt. Deze boringen zullen moeten worden uitgevoerd tot een diepte van circa 50 m-mv (zie fig. E9). Op de locatie van het bioscherm is het dieptebereik van de verontreiniging 15 meter, de verontreiniging wordt aangetroffen op een diepte van 35 tot 50 m-mv.

In ieder boorgat zullen twee filters worden geplaatst met een lengte van 7,5 meter elk. De filterstelling per boorgat is respectievelijk 35 - 42,5 m-mv en 42,5 - 50 m-mv. De filters moeten een minimale diameter van 4" hebben.

Indien een transversale dispersiecoëfficiënt van 0,15 wordt aangenomen, zal het geïnfilterde substraat onder invloed van de natuurlijke grondwaterstroming over de volledige reactieve zone worden verspreid binnen 35 meter vanaf het injectiefilter.

De effectiviteit van de biologisch geactiveerde zone moet worden gecontroleerd door plaatsing van twee raaien monitoringsfilters (2") stroomafwaarts op dezelfde diepte. De raaien staan op een afstand van respectievelijk 20 en 40 meter vanaf het bioscherm. De monitoringsfilters hebben een onderlinge afstand van 40 meter, zodat het totaal op 9 boorgaten komt, met per boorgat twee monitoringsfilters.

#### *Infiltratie- en onttrekkingsregimes*

Met een doorlatendheid van 50 m/dag en een gradiënt van 0,0015 is de stroomsnelheid van het grondwater circa 0,25 m per dag. De verontreinigingspluim heeft een lengte van circa 800 meter bij een leeftijd van circa 30 jaar, hetgeen een stoftransportsnelheid betekent van 25 - 30 m/jaar. De retardatiefactor, die daaruit kan worden afgeleid, bedraagt 3 - 4, hetgeen een reële waarde is voor het front van een VOCl-verontreiniging in bodemlagen met een laag organisch stofgehalte.

Aangenomen wordt dat de verontreiniging zich advectief verplaatst met een snelheid van circa 25 meter per jaar. De gewenste verblijfstijd bedraagt circa 8 maanden, dus de biologisch reactieve zone moet circa 17 meter breed zijn. De totale lengte van deze reactieve zone bedraagt zodoende 35 plus 17 is maximaal 55 meter. Met een verplaatsingssnelheid van circa 25 meter per jaar zou de reactieve zone na circa 26 maanden geoptimaliseerd zijn.

Om deze optimalisatietijd te verkorten, wordt voorgesteld om gedurende het infiltreren van de vetzuren een kortstondige geforceerde grondwaterstroming loodrecht op de natuurlijke grondwaterstroming te creëren door de putten om en om te laten onttrekken en te infiltreren. Hierbij wordt in 8 putten grondwater onttrokken dat vervolgens in de twee aangrenzende filters wordt geïnfiltrerd.

Bij een onderlinge putafstand van circa 10 meter en een pakketdikte van gemiddeld 7,5 meter leidt dit met een dispersiecoëfficiënt van 0,3 tot een volume van circa 70 m<sup>3</sup> water tussen de putten, zodat het totaal volume per onttrekkings/infiltratieloop op circa 140 m<sup>3</sup> water komt.

Voorgesteld wordt om gedurende één à twee dagen per infiltratiefilter 140 m<sup>3</sup> water te infiltreren. Dit debiet is voldoende om de zone enkele malen door te spoelen. Dus per onttrekkingsfilter wordt 280 m<sup>3</sup> grondwater in twee dagen onttrokken. Dit water wordt, na toevoeging van de benodigde hulpstoffen, verdeeld over de twee aangrenzende infiltratiefilters geïnfiltrerd. Het onttrekken gebeurt met deepwellpompen met een debiet per pomp van circa 6 m<sup>3</sup>/uur.

Gedurende de eerste 90 % van de injectieperiode wordt het mengsel met vetzuren toegevoegd. De totale inhoud van het infiltratiefilter met een diameter van 4" en een lengte van 45 meter bedraagt circa 350 liter per filter. Gedurende het laatste deel wordt de injectieput weer 'schoon' gespoeld met grondwater zonder mengsel.

Deze debieten van 140 m<sup>3</sup>/dag kunnen naar verwachting zonder probleem worden gehaald met een filterlengte van 7,5 meter per onttrekkingsput met een filterdoorsnede van 4".

Het infiltreren van dezelfde debieten zal, gezien de grote doorlatendheid van het aquifer (k = 50 m/dag), ook geen probleem opleveren.

### *Dimensionering van de substraatdosering*

Bij de beschrijving van de fysisch/chemische processen is aangegeven dat in het scherm minimaal 18,70 gram vetzuren/m<sup>2</sup>jaar moet worden geïnfiltreerd. Het totale oppervlak van het scherm bedraagt 15 x 150 = 2.250 m<sup>2</sup>, zodat de totaal te infiltreren hoeveelheid circa 42 kg vetzuur per jaar bedraagt. Bij een totaal te infiltreren debiet van 51.500 m<sup>3</sup>/jaar, waarvan 90 % met toevoeging van vetzuren, bedraagt de concentratie vetzuren van het te infiltreren grondwater circa 0,9 g/m<sup>3</sup> oftewel 0,9 mg/l.

De exacte dosering moet echter worden afgestemd op de nog nader te bepalen bodemsamenstelling, doordat de van nature in de bodem aanwezige elektronenacceptoren, zoals ijzer en mangaan, een groot verbruik hebben.

### *Monitoringssysteem*

Van zeer groot belang voor de effectiviteit van het bioscherm is het monitoren van de redox-potentiaal in de reactieve zone. Afhankelijk van de gemeten redoxpotentiaal kan de hoeveelheid, frequentie en/of concentratie van het te doseren substraat worden aangepast. Het monitoren van de redoxpotentiaal, alsmede een analyse van het VOCl-pakket moet bij aanvang tweemaal delijks worden gemonitord in de 9 peilbuizen in de reactieve zone. Na 12 maanden kan worden overgegaan op een jaarlijkse controle van bovengenoemde parameters.

Voor het monitoren van de effectiviteit van het bioscherm zal gebruik worden gemaakt van in totaal 6 monitoringspeilbuizen. Nadat de reactieve zone zich volledig heeft gevormd, zullen deze peilbuizen halfjaarlijks worden bemonsterd en geanalyseerd op VOCl-verbindingen.

### *Detallering van het systeemontwerp*

Benodigde boringen:

- 16 boringen ten behoeve van het bioscherm;
- 9 boringen ten behoeve van de monitoring raai reactieve zone;
- 6 boringen ten behoeve van de monitoring van peilbuizen .

Benodigde filters:

- 8 x 2 = 16 infiltratiefilters (4") filterstelling 35 - 42,5 m-mv en 42,5 - 50 m-mv;
- 8 x 2 = 16 onttrekkingsfilters (4") filterstelling 35 - 42,5 m-mv en 42,5 - 50 m-mv;
- 5 + 4 = 9 monitoringsfilters (2") filterstelling 35 - 42,5 m-mv en 42,5 - 50 m-mv;
- 6 x 2 = 12 monitoringsfilters (2") filterstelling 35 - 42,5 m-mv en 42,5 - 50 m-mv.

### *Leidingenwerk, doseerunit en overige voorzieningen*

Het systeem wordt uitgevoerd in HPE-materiaal. De 8 onttrekkings/infiltratiesystemen werken met gescheiden doseerinstallaties voor het diepe en het ondiepe filter, om optimale besturing te garanderen (zie fig. E10). Het gehele systeem wordt onder druk gehouden, zodat de kans op verstopping tot een minimum wordt beperkt. Het totale onttrekkingsdebiet bedraagt circa 6 m<sup>3</sup>/uur. Dit debiet zal per onttrekkings/infiltratie-unit gedurende één à twee dagen in stand worden gehouden, zodat de totale dosering van het scherm in 16 dagen is voltooid. De deepwells in de onttrekkingsfilters worden met een maximale tijdregeling gestuurd.

De doseerpomp draait gedurende de infiltratieperiode met een constant ingesteld debiet. Dit debiet wordt met behulp van PLC-gestuurde elektronische kleppen over de infiltratiefilters verdeeld. De doseerslangen worden vanaf de elektronische kleppen met behulp van een T-stuk verbonden met de infiltratieslangen.

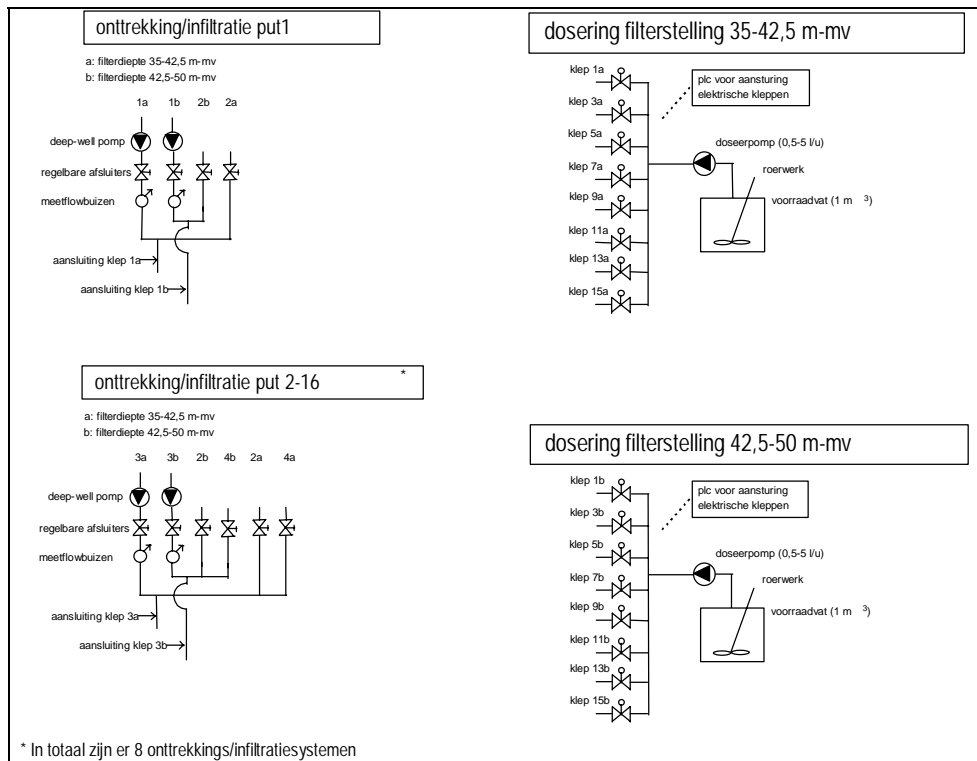


Fig. E10. Leidingenwerk.

### Uitwerking van nul<sup>+</sup>-alternatief

#### Doelstelling

De nul<sup>+</sup>-saneringsvariant bestaat uit het monitoren van het gezamenlijk effect van natuurlijke afbraak, geochemische afbraak, adsorptie en verdunning in combinatie met een beperkte grondwateronttrekking uit een tweetal schermputten (S1 en S2) teneinde verdere verspreiding te voorkomen. Er wordt voornamelijk van uitgegaan dat er met een totaal debiet van 32 m<sup>3</sup>/uur wordt onttrokken.

Om tijdig te kunnen anticiperen op veranderingen en het niet-functioneren van de schermputten, is het noodzakelijk enkele aanvullende peilbuizen te plaatsen met een signalerende functie. In totaal worden drie nieuwe monitoringspeilbuizen geplaatst en wordt gebruik gemaakt van negen bestaande monitoringspeilbuizen

De bestaande monitoringspeilbuizen worden jaarlijks bemonsterd, de nieuw te plaatsen monitoringspeilbuizen worden halfjaarlijks bemonsterd in verband met de berekende interactietijd van circa ½ jaar tot schermput S3. De in bedrijf zijnde schermputten S1 en S2 worden maandelijks bemonsterd.

Wanneer sprake is van een trendbreuk en/of overschrijding van de signaalwaarden, vindt tussen-tijdse karakterisatie plaats en kunnen eventueel de schermputten S3 en/of S4 worden opgestart.

#### Uitvoeringstechnische aanpak

Schermpunt S1: filterstelling 30 - 50 m-mv, diameter 260 mm;

Schermpunt S2: filterstelling 30 - 50 m-mv, diameter 260 mm.

Schermpunt S1 heeft een debiet van 14 m<sup>3</sup>/uur. Het opgepompte water voldoet aan de lozingsnormen en kan direct, ongezuiverd op het riool worden geloosd. Het lozingspunt is gelegen in de Pasteurlaan, op een afstand van circa 450 meter vanaf de put.



Schermput S2 heeft een debiet van 18 m<sup>3</sup>/uur. Het opgepompte water wordt naar een zuivering geleid, waar beluchting en zandfiltratie plaatsvindt. Na de zuivering wordt het grondwater geloosd op de rivier de Tongelreep, op een afstand van circa 1.100 meter.

#### Monitoringssysteem

Bij het monitoringsnetwerk wordt in totaal van 12 monitoringspeilbuizen gebruik gemaakt. Tevens wordt in de twee putten S1 en S2 regelmatig gemonitord. Het totale monitoringsprogramma, dat in het door IWACO geschreven saneringsplan is voorgesteld [IWACO, 1998], is in tabel E5 weer-gegeven. Alle filters hebben een diameter van 2".

Tabel E5. Monitoringsparameters.

| netwerk         | parameters  | frequentie              | filterdiepte (m-mv)  |
|-----------------|---|-------------------------|----------------------|
| S1              | VOCI + BTEX   | maand                   | 50                   |
| S2              | VOCI + BTEX   | maand                   | 50                   |
| R4              | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 45<br>45             |
| R5              | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 45, 75<br>45         |
| R6              | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 45, 50, 75<br>50, 75 |
| R7              | VOCI + BTEX   | jaar                    | 35, 55, 75           |
| R8              | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 35, 65<br>35, 65     |
| R12             | VOCI + BTEX   | jaar                    | 20, 45               |
| R13             | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 45<br>45             |
| R20             | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 65, 85<br>65, 85     |
| R21             | VOCI + BTEX   | jaar                    | 20                   |
| R22             | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | halfjaar<br>bij aanvang | 45, 65, 85<br>45     |
| R23             | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | halfjaar<br>bij aanvang | 45, 65, 85<br>45     |
| R24             | VOCI + BTEX<br>karakteriserende parameters (24)   | jaar<br>bij aanvang     | 45, 65, 85<br>45     |
| effluent        | CZV, N <sub>Kjeldahl</sub> , Fe <sup>2+</sup> , O <sub>2</sub> , pH, VOCI + BTEX + zink | kwartaal                |                      |
| grondwaterstand | n.v.t.  | maandelijks             |                      |

(24): O<sub>2</sub>, Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Mn<sup>4+</sup>, sulfaat, sulfide, nitraat, nitriet, CO<sub>2</sub>, chloride, ethaan, etheen, methaan, TOC, DOC, zuurstofverbruik, alkaliteit, redox, CZV, N<sub>Kjeldahl</sub>, T, Ec en pH

#### Detailtering van de infrastructuur

Indien de infrastructuur nieuw zou moeten worden aangebracht, is hiervoor het volgende nodig:

Benodigde boringen:

- 2 x schermput tot 50 m-mv, doorsnede minimaal 260 mm;
- 3 x monitoringsput tot 45 m-mv;
- 3 x monitoringsput tot 75 m-mv;
- 1 x monitoringsput tot 65 m-mv;
- 4 x monitoringsput tot 85 m-mv;

- 1 x monitoringsput tot 20 m-mv.

Benodigde filters:

- 2 onttrekkingsfilters in schermput met maximale diepte 50 m-mv;
- 2 x monitoringsfilter maximale diepte 20 m-mv;
- 2 x monitoringsfilter maximale diepte 35 m-mv;
- 8 x monitoringsfilter maximale diepte 45 m-mv;
- 1 x monitoringsfilter maximale diepte 50 m-mv;
- 1 x monitoringsfilter maximale diepte 55 m-mv;
- 5 x monitoringsfilter maximale diepte 65 m-mv;
- 3 x monitoringsfilter maximale diepte 75 m-mv;
- 4 x monitoringsfilter maximale diepte 85 m-mv.

Leidingenwerk, pompen, zuivering:

- 2 x pompen in schermputten;
- circa 1.600 meter leidingenwerk naar lozingspunten;
- zuiveringsunit bestaande uit Dynasand-filter en beluchting.

#### *Rapportage*

De jaarlijkse monitoring zal vergezeld gaan van een rapportage en een evaluatie van de meetresultaten.

#### **Kosten van biologisch actieve zone en nul<sup>+</sup>-alternatief**

##### *Kosten van biologisch actieve zone*

De totale kosten van het bioscherm zijn onderverdeeld in uitvoeringskosten en de kosten voor het in stand houden van de installatie. De uitvoeringskosten bedragen circa f 895.000,-- en zijn eenmalige kosten die moeten worden gemaakt om het bioscherm te installeren. De instandhoudingskosten bedragen circa f 54.000,-- en zijn jaarlijks terugkerende kosten. De onderverdeling van deze kosten is weergegeven in bijlage H.

##### *Kosten van nul<sup>+</sup>-alternatief*

De totale kosten van het bioscherm zijn onderverdeeld in uitvoeringskosten en de kosten voor het in stand houden van de installatie. Bij de uitvoeringskosten moet rekening worden gehouden met het feit dat een groot gedeelte van het reeds aanwezige systeem wordt gebruikt ten behoeve van het nul<sup>+</sup>-alternatief.

Als hiermee geen rekening wordt gehouden, bedragen de uitvoeringskosten circa f 574.000,--. Dit zijn eenmalige kosten die moeten worden gemaakt om het nul<sup>+</sup>-alternatief te installeren. De onderverdeling van deze kosten is weergegeven in bijlage H. Indien zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van de aanwezige infrastructuur zijn de uitvoeringskosten aanzienlijk lager. In dat geval blijven de onderdelen 3,11, en 13 van de kostenraming over, zodat de totale kosten uitkomen op circa f 106.000,--.

De instandhoudingskosten zijn voor beide opties gelijk en bedragen circa f 102.500,--. Dit zijn jaarlijks terugkerende kosten. De onderverdeling van deze kosten is tevens weergegeven in bijlage H.

##### *Vergelijking van de kosten gekapitaliseerd naar begin project*

Voor een goed vergelijk van de vaste en variabele kosten zijn de huidige nettowaarden berekend. Deze nettowaarden zijn gebaseerd op de verschillende looptijden van de saneringsmaatregelen. In tabel E6 is zichtbaar dat de bioschermvariant binnen een periode van 5 tot 10 jaar financieel

aantrekkelijker is dan de nul<sup>+</sup>-variant. Voor een gedetailleerde kostencalculatie van respectievelijk de bioscherm- en nul<sup>+</sup>-variant wordt verwezen naar bijlage H.

Tabel E6. Huidige nettowaarde bij een inflatie van 3 % en een rente van 5 %.

| tijdsduur | bioscherm ( <i>f</i> ) | nul <sup>+</sup> -variant * ( <i>f</i> ) | nul <sup>+</sup> -variant ** ( <i>f</i> ) |
|-----------|------------------------|--|---|
| 5 jaar    | 1.145.000              | 1.045.000                                | 575.000                                   |
| 10 jaar   | 1.370.000              | 1.470.000                                | 1.005.000                                 |
| 15 jaar   | 1.575.000              | 1.860.000                                | 1.390.000                                 |
| 25 jaar   | 1.935.000              | 2.530.000                                | 2.065.000                                 |

\* nul<sup>+</sup>-variant zonder gebruik van bestaande infrastructuur

\*\* nul<sup>+</sup>-variant met bestaande infrastructuur

## BIJLAGE F

### **KOSTENCALCULATIE VAN PRAKTIJKCASE 1**

F1. Praktijkcase 1: Waalre extensieve bioschermvariant

F2. Praktijkcase 1: Waalre natural attenuation

## Bijlage F1: Praktijkcase 1: Waalre extensieve bioschermvariant

|                          | hoeveelheid                                    | prijs/eenheid | kosten/onderd. |                 |
|--------------------------|--|---------------|----------------|-----------------|
| <b>uitvoeringskosten</b> |  |               |                |                 |
| 1                        | voorbereiding, saneringsplan, afbraakonderzoek | 1             | 50000          | f 50000         |
| 2                        | aanbrengen onttrekkingsfilters ondiep          | 6             | 3300           | f 19800         |
| 3                        | aanbrengen infiltratiefilters ondiep           | 5             | 3000           | f 15000         |
| 4                        | aanbrengen onttrekkingsfilters diep            | 3             | 12000          | f 36000         |
| 5                        | aanbrengen infiltratiefilters diep             | 4             | 8000           | f 32000         |
| 6                        | aanbrengen peilbuizen (filter diep en ondiep)  | 12            | 3000           | f 36000         |
| 7                        | monitoringspeilbuizen achter pluim (2 filters) | 6             | 3000           | f 18000         |
| 8                        | opnemen/en afvoeren/optassen                   |               |                |                 |
|                          | graven sleuf en dichten sleuf                  | 100           | 37,6           | f 3760          |
| 9                        | kabels en leidingen leggen/aansluiten          | 1             | 9175           | f 9175          |
| 10                       | putbodem en deksel                             | 10            | 750            | f 7500          |
| 11                       | installatie pompen/aansluiten                  | 10            | 4000           | f 40000         |
| 12                       | besturing in kelder                            |               |                |                 |
|                          | kelder   | 1             | 20000          | f 20000         |
|                          | bronnering                                     | 1             | 7500           | f 7500          |
|                          | aanbrengen kelder + graafwerk                  | 1             | 12000          | f 12000         |
| 13                       | nutsbedrijven                                  |               |                |                 |
|                          | water  | 1             | 1000           | f 1000          |
|                          | PTT  | 1             | 250            | f 250           |
|                          | elektriciteit                                  | 1             | 2500           | f 2500          |
| 14                       | inrichten kelder                               |               |                |                 |
|                          | besturing op afstand Priva                     | 1             | 16000          | f 16000         |
|                          | installatie elekt.                             | 1             | 16000          | f 16000         |
|                          | installatie leidingen                          | 1             | 9000           | f 9000          |
|                          | doseerinstallatie                              | 1             | 10000          | f 10000         |
| 15                       | vergunningen                                   |               |                |                 |
|                          | bouwvergunning                                 | 1             | 2500           | f 2500          |
|                          | onttrekkings/infiltratievergunning             | 1             | 2500           | f 2500          |
| 16                       | inregelen scherm                               | 1             | 15000          | f 15000         |
|                          | subtotaal                                      |               |                | f 381485        |
|                          | algemene kosten, winst en risico               |               |                | f 45778         |
|                          | <b>totaal kostprijs</b>                        |               |                | <b>f 427263</b> |
| 17                       | <b>instandhouding installatie per jaar</b>     |               |                |                 |
|                          | nutsbedrijven vastrecht                        | 1             | 3753           | f 3753          |
|                          | telefoon                                       | 1             | 900            | f 900           |
|                          | water  | 1             | 350            | f 350           |
|                          | elektriciteit                                  | 1             | 750            | f 750           |
|                          | nutriënten en elektronendonor                  | 1             | 2500           | f 2500          |
|                          | rapportage                                     | 1             | 5000           | f 5000          |
|                          | monitoring analyses                            | 1             | 10000          | f 10000         |
|                          | onderhoud pompen                               | 1             | 2000           | f 2000          |
|                          | onderhoud filters (reinigen)                   | 1             | 7500           | f 7500          |
|                          | subtotaal                                      |               |                | f 32753         |
|                          | algemene kosten, winst en risico               |               |                | f 3930          |
|                          | <b>totaal kostprijs</b>                        |               |                | <b>f 36683</b>  |

**Bijlage F2: Praktijkcase 1: Waalre natural attenuation**

|  | hoeveelheid   | prijs/eenheid | kosten/onderd. |   |               |
|--|---|---------------|----------------|---|---------------|
| <b>uitvoeringskosten</b>                     |   |               |                |   |               |
| 1  | voorbereiding, saneringsplan, afbraakonderzoek<br>modellering | 1             | 50000          | f | 50000         |
| 2  | monitoringspeilbuizen achter pluim (2 filters)                | 14            | 3000           | f | 42000         |
|  | subtotaal   |               |                | f | 92000         |
|  | algemene kosten, winst en risico                              |               |                | f | 11040         |
|  | <b>totaal kostprijs</b>                                       |               |                | f | <b>103040</b> |
| <b>3 instandhouding installatie per jaar</b> |   |               |                |   |               |
|  | rapportage  | 1             | 9000           | f | 9000          |
|  | monitoring analyses monsternamen                              | 1             | 18000          | f | 18000         |
|  | subtotaal   |               |                | f | 27000         |
|  | algemene kosten, winst en risico                              |               |                | f | 3240          |
|  | <b>totaal kostprijs</b>                                       |               |                | f | <b>30240</b>  |

## BIJLAGE G

### **KOSTENCALCULATIE VAN PRAKTIJKCASE 2**

- G1. Praktijkcase 2: Waalre trechter en poort
- G2. Praktijkcase 2: Waalre geohydrologische beheersing

## Bijlage G1: Praktijkcase 2: Waalre trechter en poort

|  | hoeveelheid | prijs/eenheid | kosten/onderd.   |
|--|-------------|---------------|------------------|
| <b>uitvoeringskosten</b>                   |             |               |                  |
| 1  | 1           | 75000         | f 75000          |
| 2  | 9           | 14500         | f 130500         |
| 3  | 3000        | 200           | f 600000         |
| 4  | 1500        | 25            | f 37500          |
| 5  | 7           | 3000          | f 21000          |
| 6  | 1           | 100000        | f 100000         |
| 7  | 1           | 5000          | f 5000           |
| 8  | 3           | 750           | f 2250           |
| 9  | 1           | 10000         | f 10000          |
| 10   |             |               |                  |
| kelder                                     | 1           | 20000         | f 20000          |
| bronnering                                 | 1           | 7500          | f 7500           |
| aanbrengen kelder + graafwerk              | 1           | 12000         | f 12000          |
| 11   |             |               |                  |
| nutsbedrijven                              |             |               |                  |
| water                                      | 1           | 1000          | f 1000           |
| PTT  | 1           | 250           | f 250            |
| elektriciteit                              | 1           | 2500          | f 2500           |
| 12   |             |               |                  |
| inrichten kelder                           |             |               |                  |
| besturing op afstand Priva                 | 1           | 10000         | f 10000          |
| installatie elekt.                         | 1           | 5000          | f 5000           |
| installatie leidingen                      | 1           | 9000          | f 9000           |
| doseerinstallatie                          | 1           | 7500          | f 7500           |
| 13   |             |               |                  |
| vergunningen                               |             |               |                  |
| bouwvergunning                             | 1           | 2500          | f 2500           |
| onttrekkings/infiltratievergunning         | 1           | 2500          | f 2500           |
| 14   |             |               |                  |
| inregelen                                  | 1           | 10000         | f 10000          |
|  |             |               |                  |
| subtotaal                                  |             |               | f 1071000        |
| algemene kosten, winst en risico           |             |               | f 128520         |
| <b>totaal kostprijs</b>                    |             |               | <b>f 1199520</b> |
| 15   |             |               |                  |
| <b>instandhouding installatie per jaar</b> |             |               |                  |
| nutsbedrijven vastrecht                    | 1           | 3750          | f 3750           |
| telefoon                                   | 1           | 900           | f 900            |
| water                                      | 1           | 350           | f 350            |
| elektriciteit                              | 1           | 750           | f 750            |
| nutriënten                                 | 1           | 2500          | f 2500           |
| rapportage                                 | 1           | 5000          | f 5000           |
| onderhoud doseerinstallatie                | 1           | 3000          | f 3000           |
| monitoring analyses                        | 1           | 3000          | f 3000           |
|  |             |               |                  |
| subtotaal                                  |             |               | f 19250          |
| algemene kosten, winst en risico           |             |               | f 2310           |
| <b>totaal kostprijs</b>                    |             |               | <b>f 21560</b>   |



## Bijlage G2: Praktijkcase 2: Waalre geohydrologische beheersing

|                                   | hoeveelheid   | prijs/eenheid | kosten/onderd. |                 |
|-----------------------------------|---|---------------|----------------|-----------------|
| <b>uitvoeringskosten</b>          |   |               |                |                 |
| 1                                 | voorbereiding, saneringsplan, bestek  | 1             | 40000          | f 40000         |
| 2                                 | aanbrengen bestrating ter plaatse van groen   | 50            | 50             | f 2500          |
| 3                                 | in oude staat terugbrengen na sanering<br>herstelwerken en bestrating                 | 1             | 7500           | f 7500          |
| 4                                 | ten behoeve van grondwatersanering aanbrengen<br>onderwaterpompen inclusief afwerking | 4             | 20000          | f 80000         |
|                                   | afvoerleiding   | 300           | 25             | f 7500          |
|                                   | graven en sluiten geul  | 300           | 37,5           | f 11250         |
| 5                                 | zuiveringsinstallatie<br>kelder   | 1             | 30000          | f 30000         |
|                                   | waterzuiveringsinstallatie  | 1             | 140000         | f 140000        |
| 6                                 | diversen  | 1             | 17500          | f 17500         |
| 7                                 | monitoringspeilbuizen   | 7             | 3000           | f 21000         |
| 8                                 | uitvoering  | 1             | 30000          | f 30000         |
|                                   | subtotaal   |               |                | f 387250        |
|                                   | algemene kosten, winst en risico  |               |                | f 46470         |
|                                   | <b>totaal inclusief</b>   |               |                | <b>f 433720</b> |
| <b>instandhouding installatie</b> |   |               |                |                 |
| 9                                 | energie, lozing en afvoer per jaar<br>lozingskosten per jaar                          | 87600         | 0,1            | f 8760          |
|                                   | ijzerafvoer per jaar  | 5             | 400            | f 2000          |
|                                   | energiekosten zuivering per jaar  | 20            | 1752           | f 35040         |
|                                   | reinigingskosten - subtotaal  |               |                | f 45800         |
| 10                                | onderhoudskosten per jaar<br>pompen   | 1             | 6000           | f 6000          |
|                                   | zuiveringsinstallatie   | 1             | 15000          | f 15000         |
|                                   | onderhoud filters (reinigen)  | 1             | 7500           | f 7500          |
|                                   | jaarlijkse rapportage   | 1             | 5000           | f 5000          |
|                                   | monitoring  | 1             | 5000           | f 5000          |
|                                   | onderhoudskosten - subtotaal  |               |                | f 38500         |
| 11                                | reservering per jaar<br>civiele constructies  | 1             | 1000           | f 1000          |
|                                   | vervanging waterzuivering (afschrijving 10 jaar)                                      | 1             | 17500          | f 17500         |
|                                   | reconditionering leidingen  | 1             | 1400           | f 1400          |
|                                   | reserveringskosten - subtotaal  |               |                | f 19900         |
|                                   | totaal kosten per jaar  |               |                | f 104200        |
|                                   | algemene kosten, winst en risico  |               |                | f 12504         |
|                                   | <b>totaal kostprijs</b>   |               |                | <b>f 116704</b> |

## BIJLAGE H

### **KOSTENCALCULATIE VAN PRAKTIJKCASE 3**

H1. Praktijkcase 3: De Roosten biologisch actieve zone

H2. Praktijkcase 3: De Roosten nul<sup>+</sup>-variant

## Bijlage H1: Praktijkcase 3: De Roosten biologisch actieve zone

|   | hoeveelheid | prijs/eenheid | kosten/onderd.  |
|---|-------------|---------------|-----------------|
| <b>uitvoeringskosten</b>                          |             |               |                 |
| 1   | 1           | 50000         | f 50000         |
| 1 voorbereiding, afbraakonderzoek, saneringsplan  |             |               |                 |
| 2   | 8           | 35000         | f 280000        |
| 2 aanbrengen onttrekkingsfilters 48 m (2 filters) |             |               |                 |
| 3   | 8           | 11000         | f 88000         |
| 3 aanbrengen infiltratiefilters 48 m (2 filters)  |             |               |                 |
| 4   | 9           | 8000          | f 72000         |
| 4 aanbrengen peilbuizen 48 m (2 filters)          |             |               |                 |
| 5   | 12          | 5000          | f 60000         |
| 5 monitoringspeilbuizen achter pluim (2 filters)  |             |               |                 |
| 6 Opnemen\en afvoeren\optassen                    |             |               |                 |
|   | 150         | 37,6          | f 5640          |
| 6 graven sleuf en dichten sleuf                   |             |               |                 |
| 7   | 1           | 15000         | f 15000         |
| 7 kabels en leidingen leggen/aansluiten           |             |               |                 |
| 8   | 32          | 750           | f 24000         |
| 8 putbodern en deksel                             |             |               |                 |
| 9   | 16          | 4000          | f 64000         |
| 9 installatie pompen/aansluiten                   |             |               |                 |
| 10 besturing in kelder                            |             |               |                 |
|   | 1           | 25000         | f 25000         |
| 10 kelder   |             |               |                 |
|   | 1           | 7500          | f 7500          |
| 10 bronnering                                     |             |               |                 |
|   | 1           | 15000         | f 15000         |
| 10 aanbrengen kelder + graafwerk                  |             |               |                 |
| 11 nutsbedrijven                                  |             |               |                 |
|   | 1           | 1000          | f 1000          |
| 11 water  |             |               |                 |
|   | 1           | 250           | f 250           |
| 11 PTT  |             |               |                 |
|   | 1           | 2500          | f 2500          |
| 11 elektriciteit                                  |             |               |                 |
| 12 inrichten kelder                               |             |               |                 |
|   | 1           | 20000         | f 20000         |
| 12 besturing op afstand Priva                     |             |               |                 |
|   | 1           | 18000         | f 18000         |
| 12 installatie elekt.                             |             |               |                 |
|   | 1           | 12000         | f 12000         |
| 12 installatie leidingen                          |             |               |                 |
|   | 1           | 10000         | f 10000         |
| 12 doseerinstallatie                              |             |               |                 |
| 13 vergunningen                                   |             |               |                 |
|   | 1           | 2500          | f 2500          |
| 13 bouwvergunning                                 |             |               |                 |
|   | 1           | 2500          | f 2500          |
| 13 onttrekkings/infiltratievergunning             |             |               |                 |
| 14  | 1           | 25000         | f 25000         |
| 14 inregelen                                      |             |               |                 |
| subtotaal   |             |               | f 799890        |
| algemene kosten, winst en risico                  |             |               | f 95987         |
| <b>totaal kostprijs</b>                           |             |               | <b>f 895877</b> |
| <b>15 instandhouding installatie per jaar</b>     |             |               |                 |
|   | 1           | 3750          | f 3750          |
| 15 nutsbedrijven vastrecht                        |             |               |                 |
|   | 1           | 900           | f 900           |
| 15 telefoon                                       |             |               |                 |
|   | 1           | 350           | f 350           |
| 15 water  |             |               |                 |
|   | 1           | 3000          | f 3000          |
| 15 elektriciteit                                  |             |               |                 |
|   | 1           | 5000          | f 5000          |
| 15 nutriënten en elektronendonor                  |             |               |                 |
|   | 1           | 7500          | f 7500          |
| 15 rapportage                                     |             |               |                 |
|   | 1           | 4500          | f 4500          |
| 15 monitoring analyses                            |             |               |                 |
|   | 1           | 4000          | f 4000          |
| 15 onderhoud pompen                               |             |               |                 |
|   | 1           | 15000         | f 15000         |
| 15 onderhoud filters (reinigen)                   |             |               |                 |
| subtotaal   |             |               | f 48500         |
| algemene kosten, winst en risico                  |             |               | f 5820          |
| <b>totaal kostprijs</b>                           |             |               | <b>f 54320</b>  |

## Bijlage H2: Praktijkcase 3: De Roosten nul<sup>+</sup>-variant

|   | hoeveelheid                                      | prijs/eenheid | kosten/onderd. |                 |
|---|--|---------------|----------------|-----------------|
| <b>uitvoeringskosten</b>                      |  |               |                |                 |
| 1   | voorbereiding, saneringsplan, bestek             | 1             | 50000          | f 50000         |
| 2   | aanbrengen onttrekkingsfilters, 50 m, filter 260 | 2             | 30000          | f 60000         |
| 3   | aanbrengen peilbuizen                            | 12            | 8000           | f 96000         |
| 4   | opnemen\en afvoeren\optassen                     |               |                |                 |
|   | graven sleuf en dichten sleuf                    | 1600          | 37,6           | f 60160         |
| 5   | kabels en leidingen leggen/aansluiten            | 1600          | 10             | f 16000         |
| 6   | putbodem en deksel                               | 2             | 1500           | f 3000          |
| 7   | putbodem en deksel                               | 12            | 250            | f 3000          |
| 8   | installatie pompen/aansluiten                    | 2             | 4000           | f 8000          |
| 9   | besturing in kelder                              |               |                |                 |
|   | kelder (prefab)                                  | 1             | 22500          | f 22500         |
|   | bronnering                                       | 1             | 7500           | f 7500          |
|   | aanbrengen kelder + graafwerk                    | 1             | 12000          | f 12000         |
| 10  | waterzuivering koop                              | 1             | 130000         | f 130000        |
|   | installeren                                      | 1             | 7500           | f 7500          |
| 11  | nutsbedrijven                                    |               |                |                 |
|   | water  | 1             | 350            | f 350           |
|   | PTT  | 1             | 250            | f 250           |
|   | elektriciteit                                    | 1             | 5000           | f 5000          |
| 12  | inrichten kelder                                 |               |                |                 |
|   | besturing op afstand Priva                       | 1             | 10000          | f 10000         |
|   | installatie elekt.                               | 1             | 9000           | f 9000          |
|   | installatie leidingen                            | 1             | 2500           | f 2500          |
| 13  | vergunningen                                     |               |                |                 |
|   | bouwvergunning                                   | 1             | 2500           | f 2500          |
|   | onttrekkings/infiltratievergunning               | 1             | 2500           | f 2500          |
| 14  | inregelen  | 1             | 5000           | f 5000          |
|   | subtotaal  |               |                | f 512760        |
|   | algemene kosten, winst en risico                 |               |                | f 61531         |
|   | <b>totaal kostprijs</b>                          |               |                | <b>f 574291</b> |
| <b>15 instandhouding installatie per jaar</b> |  |               |                |                 |
|   | nutsbedrijven vastrecht                          | 1             | 3750           | f 3750          |
|   | lozingskosten                                    | 262800        | 0,1            | f 26280         |
|   | telefoon   | 1             | 900            | f 900           |
|   | water  | 1             | 350            | f 350           |
|   | elektriciteit ( 11 kW)                           | 1             | 19219          | f 19219         |
|   | waterzuiveringsinstallatie                       | 1             | 5070           | f 5070          |
|   | rapportage                                       | 1             | 10000          | f 10000         |
|   | monitoring analyses                              | 1             | 12000          | f 12000         |
|   | onderhoud pompen                                 | 1             | 4000           | f 4000          |
|   | onderhoud filters (reinigen)                     | 1             | 10000          | f 10000         |
|   | subtotaal  |               |                | f 91569         |
|   | algemene kosten, winst en risico                 |               |                | f 10988         |
|   | <b>totaal kostprijs</b>                          |               |                | <b>f 102558</b> |