

PT04.111

Demonstratie effectiviteit van bioschermen voor de beheersing van slecht toegankelijke verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen

Eindrapportage

ing. C.M. Kamermans (BioSoil R&D BV)
ir. N.K. Hoekstra (TNO-MEP)
ir. J.F. de Kreuk (BioSoil R&D BV)
M. Bult (Provincie Gelderland)
J. van Leeuwen (BAM)

December 2006, Gouda, SKB

Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden veeelvoudigd, 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 SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron, [SKB](#), [Gouda](#), op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt.”

Aansprakelijkheid

SKB 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 SKB 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 SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Titel rapport

Demonstratie effectiviteit van bioschermen voor de beheersing van slecht toegankelijke verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen.

Eindrapportage

SKB rapportnummer

PT04-111

Project rapportnummer

PT04-111

Auteur(s)

ing. C.M. Kamermans (BioSoil R&D BV)
ir. N.K. Hoekstra (TNO-MEP)
ir. J.F. de Kreuk (BioSoil R&D BV)

Aantal bladzijden

Rapport: 63
Bijlagen: 10

Uitvoerende organisaties (consortium)

BioSoil R&D BV (ir. J.F. de Kreuk, ing. C.M. Kamermans)
TNO-MEP (ir. N.K. Hoekstra)
BAM (J. van Leeuwen)
Provincie Gelderland (M. Bult)

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

Verontreinigingen met vluchtige chloorkoolwaterstoffen (VOCI) zijn vaak omvangrijk en in veel gevallen is de bron niet nauwkeurig bekend of bereikbaar door de aanwezigheid van bebouwing en infrastructuur. In dergelijke gevallen ligt het voor de hand om de verspreiding van de verontreiniging tegen te gaan door deze te isoleren van zijn omgeving. Een van de methoden om dit te doen is een bioscherm. Er wordt dan een strook grond loodrecht op de grondwaterstroming biologisch geactiveerd, waardoor de verontreiniging in het grondwater, dat door deze strook stroomt, wordt afgebroken.

BioSoil R&D en TNO hebben hun ervaringen met bioschermen gebundeld. Ten einde vast te stellen welke parameters van belang zijn bij het ontwerpen en bedrijven van een bioscherm, zijn deze voor twee schermen bepaald in geochemisch gezien twee sterk verschillende gebieden van Nederland. De resultaten hiervan zijn gebruikt voor het definiëren van deze parameters.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

bodemverontreiniging
verspreiding
halogenen
bodemsanering
biologische afbraak

Vrije trefwoorden:

bioscherm
elektronodonor
geochemie
kosteneffectief

Titel project

Demonstratie effectiviteit van bioschermen voor de beheersing van slecht toegankelijke verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen.

Projectleiding

BioSoil R&D BV
(ir. J.F. de Kreuk,
078-682.01.49)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:
SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report Title

Demonstration effectiveness of bio screens for the control of contaminations with hydrochloric carbons which are bad accessible.

Final report

SKB report number

PT04-111

Project report number

PT04-111

Author(s)

C.M. Kamermans (BioSoil R&D BV)
N.K. Hoekstra (TNO-MEP)
J.F. de Kreuk (BioSoil R&D BV)

Number of pages

Report: 63
Annexes: 10

Executive organisation(s) (Consortium)

BioSoil R&D BV (J.F. de Kreuk 078-682.01.49, C.M. Kamermans)
TNO-MEP (N.K. Hoekstra)
BAM (J. van Leeuwen)
Provincie Gelderland (M. Bult)

Publisher

SKB, Gouda

Abstract

Contamination cases with chlorinated hydrocarbons often are large and their sources may be unknown or cannot be reached because of the presence of buildings or infrastructure. It then is feasible to isolate that contamination from its surroundings to prevent its further spreading. One of the solutions is the installation of a bioscreen in which the contaminants are degraded. A bioscreen is a biologically activated, narrow soil compartment perpendicular to the direction of groundwater flow. In order to determine which parameters are crucial for the success of a bioscreen BioSoil R&D and TNO joined their experiences in that field obtained from two bioscreens in geochemically, different parts of the Netherlands. The results of the investigations carried out, were used to define those parameters.

Keywords**Controlled terms:**

Soil contamination
Distribution
Halogens
Soil remediation
Biological degradation

Uncontrolled terms:

Bioscreen
Electron donor
Geochemistry
Cost effective

Project title

Demonstration effectiveness of bio screens for the control of contaminations with hydrochloric carbons which are bad accessible.

Projectmanagement

BioSoil R&D BV
(J.F. de Kreuk;
+31(0)78-682.01.49)

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer (SKB)

VOORWOORD

Verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen zijn vaak omvangrijk, doordat met het grondwater de verontreiniging over relatief grote afstanden is getransporteerd (de pluim). Wanneer een bronzone niet kan worden gesaneerd kan deze wel worden geïsoleerd, waarbij een bioscherm een effectieve en economisch aantrekkelijke oplossing kan bieden om de verdere verspreiding van de verontreiniging tegen te gaan. Echter, ook bij sanering van een bronzone kan een pluim door haar omvang vaak alleen worden aangepakt door deze op eigen kracht een of meer bioschermen te laten passeren.

Dit onderzoek laat aan de hand van een uitgebreid pakket aan metingen en analyses aan een tweetal bioschermen zien, aan welke geochemische en microbiologische voorwaarden moet worden voldaan om een bioscherm te kunnen toepassen. De bioschermen waren qua opzet enigszins verschillend, maar deze werden ook onder geochemisch gezien aanzienlijk verschillende omstandigheden bedreven. De zeggingskracht van het onderzoek is hierdoor sterk verbreed.

Hoofdstuk 2 geeft een beschrijving van de schermen en Hoofdstuk 3 de aan afbraak van chloorkoolwaterstoffen te grondslag liggende principes. In Hoofdstuk 4 worden de onderzoeksresultaten beschreven, die in Hoofdstuk 5 worden geëvalueerd. Hier worden ook genoemde voorwaarden verder uitgewekt.

Toepassing van de hier gepresenteerde kennis en ervaring zal bijdragen aan de succesvolle toepassing van bioschermen.

INHOUD

Voorwoord	5
Samenvatting	7
Summary	11
1. Inleiding	15
1.1 Aanleiding en probleemstelling	15
1.2 Doelstelling	16
1.3 Plan van aanpak	16
1.4 Relatie met andere projecten	17
1.5 Reinigingsmechanisme	17
2. Omschrijving locaties	19
2.1 Wageningen	19
2.2 Eindhoven	25
3. Aanpak en beschrijving van de uitgevoerde werkzaamheden en activiteiten op hoofdlijnen	33
3.1 Algemeen	33
3.2 Bodemmilieu (geochemie) en procesparameters	33
3.3 Meetregime	34
4. Resultaten van de uitgevoerde werkzaamheden	35
4.1 Wageningen	35
4.2 Eindhoven	38
5. Evaluatie van de resultaten met het accent op de toepassingsmogelijkheden op andere locaties	41
5.1 Wageningen	41
5.2 Eindhoven	47
5.3 Vergelijking onderzochte bioschermen	54
5.4 Randvoorwaarden voor het toepassen van een bioscherm	56
5.5 Economische overwegingen voor toepassing	58
6. Conclusies	60
7. Aanbevelingen	62
Literatuur	63
Bijlage A	64
Bijlage B	65

SAMENVATTING

Inleiding en doelstelling

Verontreinigingen met vluchtige chloorkoolwaterstoffen (VOC) zijn vaak omvangrijk en in veel gevallen is de bron niet nauwkeurig bekend of bereikbaar door de aanwezigheid van bebouwing en infrastructuur. In dergelijke gevallen ligt het voor de hand om de verspreiding van de verontreiniging tegen te gaan door deze te isoleren van zijn omgeving. Dit kan worden uitgevoerd door het inrichten van fysieke barrières in combinatie met enige onderbemaling van het gebied of door een uitgebreide pomp en behandelingmethode. Een slimme ondergrondse variant van deze laatste methode is een bioscherm. De belasting voor andere milieucompartimenten is aanzienlijk lager dan andere technieken en hoewel de aanleg duurder kan uitvallen, is het bedrijven van een goed uitgelegde installatie relatief goedkoop door het vervallen van de waterbehandeling. De bodem is immers de bioreactor en de volledige afbraak vindt dan ook daar plaats. Door het ontbreken van grotere bovengrondse installaties is een bioscherm ook gemakkelijker inpasbaar in een stedelijke omgeving en is er geen risico van het optreden van gasvormige emissies door doorslag van koolfilters e.d.

Ondanks genoemde voordelen wordt de introductie bemoeilijkt door onbekendheid met het functioneren en de mate van zekerheid, die gegarandeerd dient te worden. Het project is bedoeld om die onzekerheden te verminderen door aan een tweetal bestaande schermen gericht onderzoek te verrichten. TNO heeft een scherm bedreven in Eindhoven en heeft hier uitgebreid onderzoek aan gedaan. BioSoil heeft een scherm in Wageningen, waarvan de werking uitsluitend is gecontroleerd m.b.v. chemische analyse van het grondwater, dat door het scherm is gestroomd. Door het onderzoek van TNO uit te breiden tot het scherm in Wageningen, is van twee bioschermen nu zoveel bekend geworden, dat algemene conclusies kunnen worden afgeleid. Deze kunnen op voorhand worden gebruikt voor het schatten van de haalbaarheid van het toepassen van een bioscherm of voor het sturen van het proces om tot een optimaal gebruik ervan te kunnen geraken.

De locaties

Wageningen

Op het VADA-terrein aan de Costerweg te Wageningen was een drukkerij gevestigd. Bij het drukprocédé en bij het schoonmaken van de machines is toluen en PER gebruikt. Door lekkages van een tank en het riool en door morsingen is een verontreiniging met ondiep vooral toluen en dieper vooral PER ontstaan.

Bij het ontwikkelen van een plan voor de sanering van het terrein bleek met PER verontreinigd grondwater naar de saneringslocatie te stromen, dat afkomstig was uit het centrum van Wageningen. Door BioSoil R&D is daarom een bioscherm ontworpen langs de Costerweg om daarin het aanstromend grondwater te reinigen. Hiermee werd ca 60 % van de pluim afgedekt. Later is het scherm verder uitgebreid, zodat een dekking van meer dan 90 % werd verkregen en de verdere verspreiding van de verontreiniging effectief kon worden tegengegaan. Deze latere uitbreiding heeft plaatsgevonden langs de Walstraat. Dit scherm is vooral onderzocht in het kader van dit project, omdat op die manier de ontwikkeling van de geochemische en biologische processen in een nieuw scherm kon worden gevolgd.

De lineaire snelheid van de grondwaterstroming bedraagt ongeveer 75 m/jaar. Er is gekozen voor een systeem, waarbij de elektronodonor met korte tussenposen wordt geïnjecteerd en de grondwaterstroming voor voldoende dispersie zorgt om een volledige dekking door het scherm te verkrijgen. Eerdere ervaringen hadden al laten zien, dat dit mogelijk was naast een methode, waarbij in het grondwater een dwarse stroming op de hoofdstroom werd geïnduceerd door een regime van onttrekking en infiltratie.

Eindhoven

Bij de bewerking van metaal is op het bedrijfsterrein van DAF in Eindhoven tot circa 1980 gebruik gemaakt van de ontvettingsmiddelen trichlooretheen en trichloorethaan (TCA). Als gevolg daarvan is de bodem onder een productiehal van vrachtwagens verontreinigd geraakt. Om te onderzoeken of de verdere verspreiding zou kunnen worden voorkomen, is een proefsanering uitgevoerd met een bioscherm, waarin de biologische afbraak werd

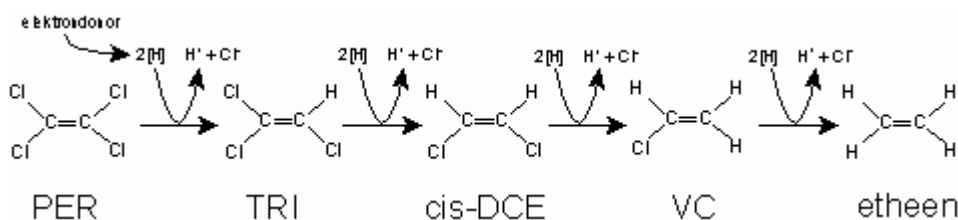
gestimuleerd. De proef werd gesitueerd in de hoofdstroom van de verontreiniging teneinde direct al een zo groot mogelijke reductie in de verspreiding van de verontreiniging te realiseren.

De opzet van de proef in Eindhoven was globaal gelijk aan die in Wageningen. Er werd een tweetal systemen getoetst, één waarbij door onttrekking en infiltratie van grondwater genoemde dwarse stroming werd geïnduceerd en één waarbij stroomopwaarts onttrokken grondwater van elektrondonor werd voorzien en stroomafwaarts weer in de bodem werd geïnfiltrerd. De snelheid van de grondwaterstroming was lager dan in Wageningen en wel ca 3 – 5 m/jaar.

De elektrondonoren waren op beide locaties verschillend. In Wageningen is de standaard BioSoil elektrondonor gebruikt en in Eindhoven protamylasse.

Principe bioschermen

Onder anaërobe condities zijn micro-organismen in staat gechloreerde ethenen en chloorethanen om te zetten naar minder schadelijke producten. Deze omzettingen verlopen vaak via het mechanisme van reductieve dechlorering (zie onderstaand schema), waarbij in elke stap één chlooratoom wordt vervangen door een waterstofatoom (reductieve hydrogenolyse). Voor de reductieve dechlorering van gechloreerde verbindingen is een geschikte elektrondonor nodig. Hiervoor kan organisch materiaal, dat van nature in de bodem aanwezig is, worden benut, maar ook verontreinigende stoffen, zoals sommige aromaten, zijn geschikt. Uit de organische stoffen wordt, vaak via vetzuren als tussenproducten, waterstof gevormd, hetgeen de uiteindelijke elektrondonor is. Inmiddels is gebleken, dat een aantal chloorkoolwaterstoffen op deze wijze kan worden afgebroken, waarbij PER en TRI wel de belangrijkste zijn door hun toepassing als oplosmiddel in chemische wasserijen en de metaalbewerkende industrie.



Reductieve afbraak van chloorethenen

De reductieve dechlorering van PER en TRI kan met hoge snelheden verlopen en is waargenomen onder gereduceerde omstandigheden. Bij kolomproeven, die werden uitgevoerd in het kader van het NOBIS-project 95-2-19 werd een volledige dehalogenering verkregen bij een gemiddelde verblijftijd in de kolom van 6 uur. De hoogste afbraaksnelheid is onder sterk gereduceerde methanogene omstandigheden gevonden. Als de redoxcondities geschikt zijn en voldoende elektrondonor aanwezig is, kunnen gechloreerde ethenen zoals tetrachlooretheen (PER) en 1,2-cis-dichlooretheen (DCE) in principe helemaal worden gereduceerd tot etheen en ethaan. Wanneer onvoldoende elektrondonor aanwezig is, of wanneer deze minder geschikt is kan het proces stagneren bij DCE.

Er is een micro-organisme beschreven (*Dehalococcoïdes ethenogenes*), dat in staat is PER volledig te dehalogeneren. Om die reden wordt vaak een genetische test uitgevoerd op dit organisme om de mogelijkheid voor dehalogenering vast te stellen. Naast een volledige anaërobe dehalogenering, waarbij etheen en ethaan ontstaan, is ook afbraak van VC aangetoond onder anaërobe omstandigheden in aanwezigheid van humus. Hierbij ontstaat geen etheen, maar wordt VC omgezet naar kooldioxide.

Resultaten en discussie

Wageningen

Voor het beoordelen van het functioneren van de schermen aan de Walstraat en de Costerweg is gebruik gemaakt van een aantal bestaande peilbuizen in de aanstroom van de schermen uit eerder uitgevoerde inventarisaties, van gegevens uit de schermen en van

monitoringpeilbuizen die voor dit doel in de afstroom van de schermen waren geplaatst. Het scherm aan de Walstraat kon direct vanaf de opstart worden gevolgd, omdat dit scherm net voor het begin van dit project was geïnstalleerd. De gehalten aan chloorkoolwaterstoffen in de aanstroom van het scherm waren lager dan verwacht, maar nog wel boven de terugsaneerwaarden voor het VADA-terrein. Om die reden is besloten het scherm wel te installeren, ook omdat niet duidelijk was of de gehalten weer zouden kunnen oplopen. Daarentegen waren de nitraatgehalten hoog (rond 50 mg/l) en deze namen in de proefperiode nog verder toe.

Het eerste doel, dat werd nagestreefd was het wegnemen van nitraat, omdat de aanwezigheid ervan en zeker op deze niveaus de dehalogenering verhindert. De elektrondonor dosering werd hierop aangepast en ook gedurende het project verhoogd om gelijke tred te houden met de toename van de nitraatgehalten.

Vrachtberekeningen lieten een elektrondonorbehoefte zien, die op basis van CZV (chemisch zuurstof verbruik) overeenkwam met een hoeveelheid van ca 4,5 m³/jaar (2,8 ton CZV/jaar). Deze dosering werd in het voorjaar 2006 bereikt. Bij de eindanalyses binnen dit project zou dat ook zichtbaar worden in de monitoringpeilbuizen op 10 m achter het scherm.

Metingen in het scherm zelf lieten zien dat in de gedeelten waar een directe invloed was van de elektrondonor dosering, het nitraat volledig werd weggenomen. Chloorkoolwaterstoffen werden afgebroken en de andere parameters kwamen op een niveau dat gunstig was voor dehalogenering. De DOC nam toe, de gehalten aan waterstof namen toe en er werd methaan gevormd. Wanneer de omstandigheden zich verbeterden namen ook de aantallen dehalogeneerders toe.

In de monitoringpeilbuizen op ongeveer 10 m achter het scherm waren de resultaten minder uitgesproken. De gehalten aan nitraat namen wel af evenals die van de chloorkoolwaterstoffen en er was enige toename van de DOC. De aantallen dehalogeneerders namen toe en op de dieptes waar eerder geen dehalogenerende micro-organismen werden gevonden, werden die aan het eind van het project wel aangetroffen. Ook de methaan- en waterstofconcentraties namen toe.

De invloed van het scherm was ook op grotere afstand nog merkbaar (80 m). De resultaten waren globaal gelijk aan die op 10 m achter het scherm, maar nog wat minder uitgesproken. Hierbij moet er wel rekening mee worden gehouden, dat het grondwater er al een jaar over doet om deze afstand af te leggen. Een maatregel in het scherm wordt dus pas sterk vertraagd zichtbaar op deze afstand.

Er zijn ook metingen uitgevoerd aan het scherm aan de Costerweg, dat sinds 2000 in gebruik is. In dit scherm treedt volledige denitrificatie op en ook de chloorkoolwaterstoffen worden vrijwel volledig verwijderd, waarbij ruimschoots aan de saneringsdoelstellingen wordt voldaan. Een overzicht van de resultaten is gegeven in Tabel 4 in hoofdstuk 4.

Eindhoven

De problematiek in Eindhoven verschilde sterk van die van Wageningen. De bodem was sterk gereduceerd en de verontreiniging bestond uit de afbraakproducten van de eerste fase van de dehalogenering van TRI (DCE en VC). Daarnaast waren significante hoeveelheden sulfaat aanwezig. Tijdens de uitvoering van het onderzoek bleek, dat het nodig was sulfaat volledig te verwijderen om ook een volledige verwijdering van de chloorkoolwaterstoffen te bewerkstelligen. De waterstofgehalten namen veel sterker toe dan in Wageningen (wel met een factor 100). Dehalogenerende micro-organismen waren al aanwezig in het aanstromende grondwater, hetgeen ook logisch is gezien het feit, dat TRI al volledig was omgezet in de afbraakproducten ervan. De aantallen in en achter de schermen kwamen weer redelijk overeen met die in Wageningen: 10³ tot 10⁴ cellen per ml.

Aan het eind van het onderzoek is de dosering van elektrondonor gestaakt en is nog een extra monitoring ronde ingelast. De gehalten aan chloorkoolwaterstoffen namen daarna weer toe (zie ook Tabel 5 in Hoofdstuk 4).

De ervaringen, die zijn opgedaan bij het onderzoek zijn samengevat als randvoorwaarden voor het succesvol toepassen van een bioscherm in onderstaande tabel. Hierbij moet steeds als uitgangspunt worden genomen, dat afwijkend van de beoordeling van bijvoorbeeld natuurlijke afbraak de maatregelen in het bioscherm de omstandigheden actief beïnvloeden. Wanneer parameters sterk afwijken van de ideale omstandigheden, vraagt dit om ferme, corrigerende maatregelen. In dat geval is het verstandig de effecten daarvan op voorhand vast te stellen in laboratoriumonderzoek of veldproeven. Op deze wijze wordt aangetoond, dat de voorgestelde maatregelen ook effectief zijn.

Uit het onderzoek komt duidelijk naar voren, dat bioschermen een belangrijke rol kunnen spelen bij het beheersen van verontreinigingen. Monitoring, sturing en succes gaan daarbij hand in hand.

Parameter	Randvoorwaarden	Toelichting
Bodemmilieu		
Temperatuur	12 - 20 °C	Niet werkelijk beïnvloedbaar.
zuurgraad (pH)	5,5 - 8	Zonodig instellen door aanpassing elektrondonor
Redoxpotentiaal(mV)	< - 250	Controleren
Nitrat, nitriet	< 1 mg/l	Bij hogere concentraties is het stimuleren van denitrificatie een absolute voorwaarde voor het verkrijgen van een werkend scherm om remming van dechlorering te voorkomen.
Sulfaat	< 1 - 20 mg/l	Ook verwijdering van sulfaat is belangrijk voor volledige dechlorering. Ruim concentratietraject omdat in bodem verschillende condities naast elkaar kunnen bestaan.
Sulfide	> 0,1 mg/l	De aanwezigheid van sulfide verraadt een reeds redelijk lage redoxpotentiaal
IJzer (Fe)	> 1 mg/l	De aanwezigheid van ijzer verraadt een reeds lage redoxpotentiaal
DO ₂	< 0,5 mg/l	Bij hogere concentraties moet worden nagegaan of er dehalogeneerders aanwezig zijn.
Methaan	> 1 mg/l	De aanwezigheid van methaan verraadt een voldoende lage redoxpotentiaal
Elektrondonor (evenwichtsconcentraties)		
DOC	> 20 mg/l	Elektrondonor
Azijnzuur, propionzuur, boterzuur	> 1 mM	Vetzuren kunnen ontstaan bij omzetting van een organische elektrondonor
Waterstof	> circa 2 à 5 nM	Uiteindelijk elektrondonor; relatief hoge concentraties nodig voor volledige dechlorering
Verontreiniging		
Afbraakproducten	aanwezig	Dit betreft vooral VC en etheen, omdat dat aangeeft, dat de dehalogenering volledig is.
Microbiologie		
Dehalococcoïdes Ethenogenes	detecteerbaar	Bij twijfel over de haalbaarheid levert deze bepaling belangrijke aanvullende informatie.

Economische overwegingen spelen een belangrijke rol bij de keuze van een oplossing voor het beheersen van een pluim. Om die reden is een vergelijking gemaakt tussen de kosten van de beschreven schermen en van een 'pump en treat' maatregel. Afhankelijk van de lokale situatie en de opzet van de maatregel valt een bioscherm meestal goedkoper uit (zie onderstaande tabel). Dit komt vooral, doordat de behandeling en lozing van het onttrokken grondwater achterwege kan blijven (de bodem is de bioreactor).

	investering/aanleg €	onderhoud €/jaar	kosten over 10 jaar €
Wageningen - scherm Walstraat: breedte 80 m, diepte 28 m-mv			
Bioscherm	60.000	30.000	360.000
'pump en treat'	90.000	70.000	790.000
Eindhoven - scherm DAF: breedte 80 m, diepte 20 m-mv			
Bioscherm	140.000	70.000	840.000
'pump en treat'	160.000	80.000	960.000

SUMMARY

Introduction and aim

Cases of soil contamination with chlorinated hydrocarbons often are large and the sources are often not accurately known or cannot be reached because of the presence of buildings or infrastructure. In those cases the further spreading may be prevented by isolation of the source. This may be accomplished by physical barriers combined with groundwater extraction or intensive pump and treat measures. A smart subterrestrial variation on this theme is a bioscreen. It has been shown, that a bioscreen also is a more economical and environmental friendly solution, because the soil is the bioreactor and a separate water treatment unit is not needed. The total installations for a bioscreen are small and they can be easily fitted into a confined area, which makes it more easily applicable in a build area. In spite of the advantages the introduction of the bioscreen technique is slow, because it is unknown and one doubts its functioning and guarantees for taking out all contamination from the groundwater.

The project is meant to reduce these uncertainties by performing an additional study into the functioning of two bioscreens; one operated by TNO at Eindhoven and another one by BioSoil at Wageningen. TNO already had carried out extensive analyses on the Eindhoven screen and by extending this level of analyses to Wageningen it became possible to draw general conclusions from the experiences obtained, which may serve to judge the feasibility of the application of a bioscreen for new cases of groundwater contamination.

The sites

Wageningen

At the VADA-site at the Costerweg a printing shop was situated. For the printing process and cleaning of the machines both toluene and tetrachloroethene (PCE) was used. Leakages of tanks and sewers and spillages caused an extensive soil contamination with mainly toluene at the top and mainly PCE in deeper soil layers. When drafting the remediation plan it appeared that contaminated groundwater reached the site from a number of unknown sources in the centre of Wageningen. BioSoil R&D developed a bioscreen along the Costerweg that decontaminated about 60 % of the plume. Later the bioscreen was extended along the Walstraat in order to cover over 90 % of the plume and to prevent further spreading of the contamination. The latter screen was mainly investigated in this study, because it gave the opportunity to follow the developments both geochemically and biologically of a screen right from the start of its operation.

The linear groundwater velocity was 75 m/year. The electron donor was injected in the screen and the natural groundwater dispersion was used to distribute the electron donor over the full cross section of the screen. Earlier experiences had shown the feasibility of this concept together with one, in which an artificial groundwater flow was created perpendicular to the natural one by extraction and reinfiltration of groundwater.

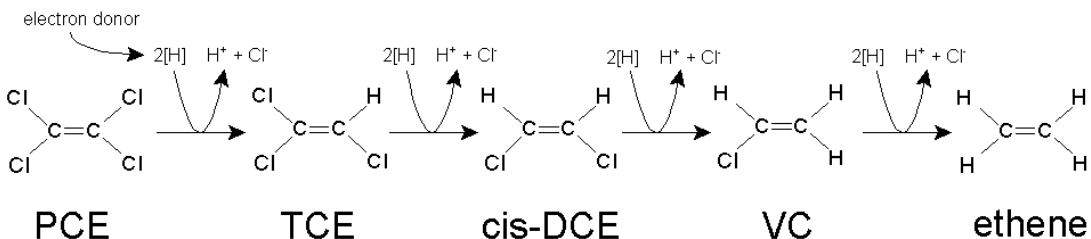
Eindhoven

For the working of metal at the DAF-site in Eindhoven Trichloroethene (TRI) and trichloroethane (TCA) was used till about 1980. The soil under the production hall was contaminated with these solvents and could not be reached because the production of trucks could not be stopped. To investigate the possibilities to stop the further migration of the contamination a pilot test has been carried out with a bioscreen, in which anaerobic dehalogenation was stimulated. The test area was situated in the main flow path of the contamination in order to achieve the maximum effect right from the start of the experiments. The setup of the screens was almost equal to those in Wageningen. Two systems were tested. One based on the artificial groundwater flow perpendicular to the natural one and one based on upstream extraction and downstream injection of groundwater with addition of electron donor. The groundwater flow rate was 3 – 4 m/year.

Different electron donors were applied. BioSoil used its standard one and TNO used protamylase.

Principles

Micro-organisms are able to degrade chlorinated hydrocarbons under anaerobic conditions. Degradation mainly follows the pattern of reductive dechlorination (scheme below), in which in each step a chlorine atom is substituted by a hydrogen atom. To fuel this process an adequate electron donor is required, for which organic compounds may be used such as fatty acids, some aromatics like toluene and natural organic substances like humic acids. These compounds are transformed leading to the production of hydrogen as the ultimate electron donor. The complete dehalogenation of PCE and other chlorinated solvents used in chemical cleaning and metal working has been shown in this manner.



Reductive dehalogenation of chloroethenes

The anaerobic dehalogenation of chloroethenes may proceed rapidly; column experiments showed complete dehalogenation of PCE in less than 6 hours. The highest degradation rates are obtained under methanogenic conditions. In the presence of an adequate electron donor the process may run to completeness till ethene and ethane. When the amount of electron donor is insufficient or when it does not sustain the complete process, DCE may be produced as the end product. A micro-organism is described (*Dehalococcoides ethenogenes*), which is able to dechlorinate PCE completely. For that reason often DNA-tests are performed to show the presence of that organism. Apart from full dehalogenation the anaerobic oxidation of vinylchloride (VC) has been shown, in the presence of humus, in which case no ethene is produced, but VC is transformed in carbon dioxide and chloride.

Results en discussion

Wageningen

The functioning of the bioscreens at the Walstraat and the Costerweg was judged by the analyses of groundwater from existing monitoring wells upstream and in the screens and water from especially installed monitoring wells downstream. In addition findings from earlier inventories were used. The bioscreen at the Walstraat could be monitored right from the start of its functioning, because it was erected at the start of this project.

The contaminant levels in the screen at the Walstraat was lower than expected, but still above the remediation targets for the VADA-site. For that reason the bioscreen was still installed, also because it was unclear whether this would be a temporarily dip. However, the nitrate levels in the incoming groundwater were high (around 50 mg/l) and did increase further during the study.

Since the presence of nitrate, certainly at these levels, would inhibit anaerobic dehalogenation, the first aim was to denitrify the groundwater. The dosing of the electron donor was adapted accordingly and it was even increased during the study to stay in line with the increasing nitrate levels. Calculations of the loading of the bioscreen showed, that on the basis of chemical oxygen demand (COD) about 4.5 m³/year of electron donor (= 2,8 ton COD/year) was required. This dosage was obtained in the spring of the year 2006. In the course of the project the results showed that this also effected the downstream monitoring wells at 10 and 80 m downstream from the bioscreen.

Analyses of groundwater from monitoring wells in the bioscreen showed that in areas, which were directly influenced by the injection of electron donor, nitrate was removed completely, chlorinated hydrocarbons were degraded and all other parameters reached levels that were favourable for anaerobic dehalogenation. The DOC and hydrogen levels increased and methane was produced. The improving conditions also gave rise to an increase in numbers of dehalogenating micro-organisms.

Ten meters downstream of the screen results were less outspoken. Nitrate levels were reduced like those of the chlorinated hydrocarbons and DOC increased. The number of relevant micro-organisms increased and at depth where they were not found at the start of the study, they were present at the end in significant numbers (10^3 cells/ml). Methane and hydrogen levels increased as well.

The influence of the screen showed up even at a distance of about 80 m. The results were of the same nature of those at 10 m downstream from the bioscreen, but less outspoken. It must be noted that the groundwater travels about a year to reach these wells. An action in the screen will show up in those wells at least a year later.

Some analyses were made in the screen at the Costerweg, which is in use from the year 2000. Complete denitrification is obtained in this screen as well as almost complete removal of chlorinated hydrocarbons, by which the remediation targets are amply met.

An overview of these results are given in Table 4 in Chapter 4.

Eindhoven

The conditions at Eindhoven differed significantly from those at Wageningen. The soil was strongly reduced and the contamination existed out of the degradation product of TRI (DCE and VC). In addition high levels of sulphate were present. During the study it appeared, that far going reduction of sulphate was required in order to achieve full degradation of the chlorinated hydrocarbons. The hydrogen levels increased much more than in Wageningen (a factor 100). Dehalogenating micro-organisms were present from the start in the incoming groundwater, which was to be expected, because the parent compound TRI was not found. The numbers of relevant micro-organisms downstream of the screen were comparable to those in Wageningen (10^3 to 10^4 cells per ml). At the end of this pilot study it was decided to stop the dosing of electron donor and to perform an extra monitoring round. It then appeared, that the levels of chlorinated hydrocarbons started to increase again.

The experiences obtained in these studies is summarised in the Table below. It must be kept in mind, that activities can be undertaken in a bioscreen to adapt and optimise conditions for obtaining full dehalogenation. If, however, parameters differ strongly from those indicated, robust actions should be taken to achieve proper circumstances. Laboratory tests or field pilots may be carried out to estimate the success of such actions.

The study clearly shows the feasibility of bioscreens for the control of contamination transport. Monitoring, process control and success does go hand in hand.

Parameter	Boundary condition	Elucidation
Soil environment		
Temperature	12 - 20 °C	Cannot be influenced really
pH	5,5 - 8	Adjust when necessary (adapt electron donor)
Redox (mV)	< - 250	Check
Nitrate, nitrite	< 1 mg/l	At higher concentrations full denitrification is an absolute prerequisite for obtaining a functioning screen and to prevent inhibition of dehalogenation
Sulphate	< 1 - 20 mg/l	The removal of sulphate is important to obtain a functioning bioscreen. A higher concentration may be possible, because in soil various conditions may be present simultaneously.
Sulphide	> 0,1 mg/l	The presence of sulphide indicates a low redox value, which may be sufficiently low for dehalogenation.
Iron (Fe)	> 1 mg/l	The presence of iron (II) indicates a low redox value, which is not sufficiently low for dehalogenation.
DO ₂	< 0,5 mg/l	At higher levels the presence of dehalogenating micro-organisms must be checked
Methane	> 1 mg/l	The presence of methane indicates a sufficiently low redox value
Electron donor (equilibrium concentrations)		
DOC	> 20 mg/l	Electron donor
Acetic, propionic and butyric acid	> 1 mM	The lower fatty acids are metabolically produced from an organic electron donor.
Hydrogen	> appr. 2 à 5 nM	Ultimate electron donor that needs to be present in relative high levels for complete dehalogenation.
Contamination		
Degradation products	present	Primarily VC and ethene as an indication for the functioning of the dehalogenation process.
Microbiology		
<i>Dehalococcoides ethenogenes</i>	detectable	When in doubt the DNA test for this micro-organism gives important information about the feasibility of a bioscreen.

Economical considerations play an important role in the selection of a solution for the control of a contamination plume. For that reason the costs are compared of a bioscreen and a classical pump and treat approach. Depending on the local conditions a bioscreen in general is the more economical one, mainly because the treatment and discharge of extracted groundwater is not necessary.

	investment installation €	maintenance €/year	costs 10 year period €
Wageningen - screen Walstraat: width 80 m, depth 28 m-gl			
bioscreen	60.000	30.000	360.000
'pump en treat'	90.000	70.000	790.000
Eindhoven - screen DAF: width 80 m, depth 20 m-gl			
bioscreen	140.000	70.000	840.000
'pump en treat'	160.000	80.000	960.000

1. INLEIDING

1.1 Aanleiding en probleemstelling

Verontreinigingen met vluchtige chloorkoolwaterstoffen (VOC) zijn vaak omvangrijk en in veel gevallen is de bron niet nauwkeurig bekend of bereikbaar door de aanwezigheid van bebouwing en infrastructuur. In dergelijke gevallen ligt het voor de hand om de verspreiding van de verontreiniging tegen te gaan door deze te isoleren van zijn omgeving. Dit kan worden uitgevoerd door het inrichten van fysieke barrières in combinatie met enige onderbemaling van het gebied of door een uitgebreide pomp- en behandelingmethode. Een slimme ondergrondse variant van deze laatste methode is een bioscherm. Er is gebleken dat een bioscherm, waarin verontreinigd grondwater dat wegstroomt van de bronlocatie wordt behandeld, een effectieve manier is om verdere verspreiding te voorkomen. Bij het doorrekenen van verschillende projecten is tevens gebleken, dat een bioscherm veel minder kosten met zich meebrengt dan een fysieke barrière met onderbemaling, maar ook t.o.v. een hydraulische maatregel met een vergelijkbaar effect. Ook de belasting voor andere milieucompartimenten is aanzienlijk lager dan alternatieve technieken. Hoewel de aanleg duurder kan uitvallen dan die voor een 'pump en treat' methode, is het bedrijven van een bioscherm relatief goedkoop. Een belangrijke reden hiervoor is het vervallen van de waterbehandeling. De bodem is immers de bioreactor en de volledige afbraak vindt dan ook daar plaats. Door het ontbreken van grotere bovengrondse installaties is een bioscherm ook gemakkelijker inpasbaar in een stedelijke omgeving en is er geen risico van het optreden van gasvormige emissies door doorslag van koolfilters e.d.

**Figuur 1: Zichtbaar deel bioscherm
Walstraat, Wageningen**



De toepassing van een bioscherm is in veel gevallen gunstig, maar de introductie wordt bemoeilijkt door onbekendheid met het functioneren en de mate van zekerheid, die gegarandeerd dient te worden. Het project is bedoeld om de onzekerheden rond het gebruik van bioschermen te verminderen door aan een tweetal bestaande schermen extra onderzoek te verrichten. TNO heeft een scherm bedreven in Eindhoven en heeft hier uitgebreid onderzoek aan gedaan. BioSoil heeft een scherm in Wageningen, dat nog in gebruik is, maar waarvan de werking uitsluitend is gecontroleerd m.b.v. chemische analyse van het grondwater, dat door het scherm is gestroomd. Door het onderzoek van TNO uit te breiden tot het scherm in Wageningen, is van twee installaties nu zoveel bekend geworden, dat algemene conclusies kunnen worden afgeleid. Deze kunnen op voorhand worden gebruikt voor het schatten van de haalbaarheid van het toepassen van een bioscherm of voor het sturen van het proces om tot een optimaal gebruik ervan te kunnen geraken.

1.2 Doelstelling

Het doel van de demonstratie was om aan de hand van 2 gevallen de effectiviteit van bioschermen voor verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen te demonstreren en meer nog om kritische aspecten en parameters bij het gebruik te vergelijken en toe te lichten. Dit betrof vooral de geochemische en microbiologische randvoorwaarden, die moeten worden vervuld om een bioscherm als een effectieve maatregel te kunnen toepassen. Ook betrof het de invulling van de procesmonitoring die nodig is om de bedrijfsvoering van een bioscherm effectief te sturen.

1.3 Plan van aanpak

Voor het onderzoek is gebruik gemaakt van een tweetal bioschermen. Het ene scherm is gelegen te Wageningen en wordt bedreven door BioSoil BV; het andere scherm was gelegen te Eindhoven en werd in het kader van een proefsanering bedreven door TNO en BAM. Er is gekozen voor deze twee schermen omdat hier relatief veel van bekend was. Het scherm in Wageningen werd in de periode van het onderzoek uitgebreid, waardoor het goed mogelijk werd om de opstartfase van dat gedeelte van het scherm te evalueren en te bekijken ten opzichte van de condities bij het reeds actieve deel van het scherm. De locatie voor de uitbreiding bevond zich stroomopwaarts van het bestaande scherm en werd hierdoor dus niet beïnvloed.

De bestaande gegevens voor de schermen zijn geïventariseerd om de werking van de schermen te demonstreren in relatie tot de geochemische eigenschappen van het bodempakket. Voor de beoordeling van de werking van het Wageningse scherm was in het verleden hoofdzakelijk uitgegaan van het verloop van de gehalten chloorkoolwaterstoffen en nitraat in het grondwater voor en na dat dit door het scherm was gegaan. In het kader van dit onderzoek is de voortgang ook beoordeeld in relatie tot de geochemische parameters. Daartoe zijn een nulmeting uitgevoerd bij het nieuwe bioscherm en een tweetal vervolgmetingen naast het reguliere meetprogramma in het kader van de verplichtingen naar de opdrachtgever en provincie. Op deze wijze werd de inhoud van de procesinformatie voor het Wageningse scherm naar het niveau van dat in Eindhoven getild. Bij het project te Eindhoven werd de voortgang reeds beoordeeld aan de hand van een breder analysepakket. De laatste monitoringsronde is uitgevoerd in oktober 2004, toen de proefsanering werd beëindigd. De resultaten van deze proefsanering dienen als basis voor saneringsonderzoek en saneringsplan.

De techniek is gebaseerd op de stimulering van anaërobe dehalogenering van tetrachlooretheen (PER) en trichlooretheen (TRI), zoals ontwikkeld in het NOBIS-project 95-2-19. Door een geschikte elektrondonor in de bodem te brengen wordt een strook dwars op de stromingsrichting van het grondwater geactiveerd, waarin het passerende grondwater wordt gereinigd. Metingen stroomopwaarts en stroomafwaarts van het scherm geven zicht op de werking ervan.

Er zijn 3 systemen denkbaar voor de dosering en menging van substraat:

1. een systeem waarbij het grondwater binnen het scherm zoveel mogelijk wordt gerecirculeerd om zo een dwarse stroming te superponeren op de natuurlijke grondwaterstroming, waardoor een volledige menging van de elektrondonor met het grondwater wordt bereikt;
2. een systeem, waarbij de natuurlijke dispersie ten gevolge van de grondwaterstroming wordt gebruikt voor de verdeling van de elektrondonor door directe injectie hiervan;
3. een systeem waarbij grondwater stroomopwaarts wordt onttrokken, van elektrondonor wordt voorzien en stroomafwaarts weer geïnfiltrerd.

De werking van het scherm in Wageningen is aangetoond door analyses op vluchtige chloorkoolwaterstoffen in het grondwater uit te voeren, waarbij de systemen 1 en 2 zijn

getoetst en beide geschikt zijn bevonden. In Eindhoven werden de systemen 1 en 3 getest.

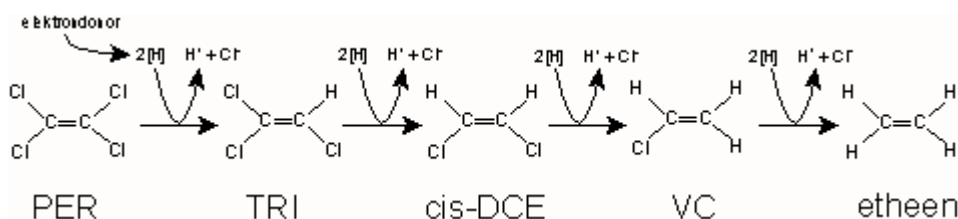
1.4 Relatie met andere projecten

Binnen het NOBIS en SKB-programma zijn projecten uitgevoerd of in uitvoering die een relatie hebben met het onderhavige project. Tijdens de uitvoering van het voorliggende onderzoek is gebruik gemaakt van informatie uit deze onderzoeken. De onderzoeken met een directe relatie tot het voorliggende onderzoek zijn onder andere:

- “Intrinsieke Biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging – Fase 1 Veldkarakterisatie en laboratorium onderzoek” (NOBIS-projectnr.: 95-2-09)
- “De volledige anaërobe in situ sanering van bodem verontreinigd met PER en TRI – Eindrapport” (NOBIS-projectnr.: 95-2-19)
- “Hydrogen as indicator for in situ redox condition and dechlorination.Phase 1.” (NOBIS-projectnr. 96.024)
- “Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging. Fase 2: Aanvullend onderzoek en proefsanering.” (SKB-projectnr.: SN-005)

1.5 Reinigingsmechanisme

Onder anaërobe condities zijn micro-organismen in staat gechloreerde ethenen en chloorethanen om te zetten naar minder schadelijke producten. Deze omzettingen verlopen vaak via het mechanisme van reductieve dechlorering (figuur 2), waarbij in elke stap één chlooratoom wordt vervangen door een waterstofatoom (reductieve hydrogenolyse). Voor de reductieve dechlorering van gechloreerde verbindingen is een geschikte elektrondonor nodig. Hiervoor kan organisch materiaal, dat van nature in de bodem aanwezig is, worden benut, maar ook verontreinigende stoffen, zoals sommige aromaten, zijn geschikt. Uit de organische stoffen wordt, vaak via vetzuren als tussenproducten, waterstof gevormd, hetgeen de uiteindelijke elektrondonor is. Inmiddels is gebleken, dat een aantal chloorkoolwaterstoffen op deze wijze kan worden afgebroken, waarbij PER en TRI wel de belangrijkste zijn door hun toepassing als oplosmiddel in chemische wasserijen en de metaalbewerkende industrie.



Figuur 2: Reductieve afbraak van chloorethenen

De reductieve dechlorering van PER en TRI kan met hoge snelheden verlopen en is waargenomen onder gereduceerde omstandigheden [Bruin, 1992 ; DiStefano, 1991; Rijnaarts, 1998; Vogel, 1985]. Bij kolomproeven, die werden uitgevoerd in het kader van het NOBIS-project 95-2-19 werd een volledige dehalogenering verkregen bij een gemiddelde verblijftijd in de kolom van 6 uur. De hoogste afbraaksnelheid is onder sterk gereduceerde methanogene omstandigheden gevonden. Als de redoxcondities geschikt zijn en voldoende elektrondonor aanwezig is kunnen gechloreerde ethenen zoals tetrachlooretheen (PER) en 1,2-cis-dichlooretheen (DCE) in principe helemaal worden gereduceerd tot etheen en ethaan. Vaak zijn de redox- en geochemische condities niet optimaal en vindt een ophoping van DCE of vinylchloride (VC) plaats onder anaërobe condities. Ook het aanbod aan geschikte elektrondonor is hierbij cruciaal. Optimalisatie kan dan vaak worden gerealiseerd door het inbrengen van een geschikte elektrondonor.

Maymó-Gatell, et.al (1999) hebben een micro-organisme beschreven (*Dehalococcoides ethenogenes*), dat in staat is PER volledig te dehalogeneren. Om die reden wordt vaak een

genetische test uitgevoerd op dit organisme om de mogelijkheid voor dehalogenering vast te stellen. Naast een volledige anaërobe dehalogenering, waarbij etheen en ethaan ontstaan, is ook afbraak van VC aangetoond onder anaërobe omstandigheden in aanwezigheid van humus [Bradley et.al.,1998]. Hierbij ontstaat geen etheen, maar wordt VC omgezet naar kooldioxide.

2. OMSCHRIJVING LOCATIES

2.1 Wageningen

2.1.1 Inleiding

Door bedrijfsactiviteiten is in het verleden op het terrein VADA aan de Costerweg 5 te Wageningen een verontreiniging met vluchtige aromaten (met name toluen) en vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen (met name het afbraakproduct van PER en TRI zijnde cis-1,2-dichlooretheen) in de grond en het grondwater ontstaan. De verontreinigingen worden aangetroffen tot een diepte van circa 5 m-mv (4 m+NAP) in de grond en tot circa 24 m-mv (16 m-NAP) in het grondwater.

In 1993 is, in afwachting van de definitieve saneringsmaatregelen, een tijdelijke beheersmaatregel ingesteld om verdere verspreiding van de verontreinigingen via het grondwater tegen te gaan. Uiteindelijk is de sanering in 1999 aan BioSoil gegund. DHV is bij de sanering betrokken geweest voor de directievoering. Tevens heeft DHV onderzoek uitgevoerd naar de aanwezigheid van mogelijke bronnen in het centrum van Wageningen en naar de verspreidingsrisico's ervan.

De doelstelling van de sanering was de locatie geschikt maken voor gebruik als bedrijfslocatie. De volgende terugsaneerwaarden werden gesteld:

Tabel 1: terugsaneerwaarden VADA terrein Wageningen sanering BioSoil

	Klei (mg/kg ds)	Zand (mg/kg ds)	Grondwater (µg/l)
PCE	1	0,2	10
TRI	2	3	125
cis-DCE	1	0,05	5
VC	-	-	76 ¹
Tolueen	13	7,5	250

Naast de opgelegde doelstellingen heeft BioSoil nog een aantal aanvullende doelstellingen aangegeven. Eén hiervan was het voorkomen van hercontaminatie van de locatie door het installeren van een bioscherm ter stimulering van de anaërobe afbraak van gechloreerde koolwaterstoffen aan de bovenstroomse zijde van het terrein. Op de locatie "centrumgebied Wageningen" heeft bodemonderzoek door DHV namelijk aangetoond dat sprake is van een verontreiniging met VOCl. De verontreinigingen vanuit het centrum verspreiden zich in een stroom met een breedte van circa 150 meter, waarvan een deel boven de interventiewaarde, tot ver buiten het centrum. Gezien de grootte van het contactoppervlak van de zich verspreidende verontreinigingpluim met concentraties boven de I-waarden, is er sprake van actuele verspreidingsrisico's. Het bevoegd gezag heeft daarom aangegeven dat, vooruitlopend op de aanpak van de bronnen, onderzocht diende te worden of verdere verspreiding van de verontreiniging kon worden tegengegaan. Genoemde pluim bleek ongeveer de breedte van het VADA-terrein te hebben en daar ook vrij nauwkeurig onderdoor te lopen.

Als aangegeven had BioSoil op zich genomen hercontaminatie van het VADA-terrein te voorkomen met behulp van een bioscherm. Hoewel de verontreiniging op het VADA-terrein deels is veroorzaakt door de bedrijfsactiviteiten aldaar, is zeker in het diepere grondwater een bijdrage van de bronnen in het centrum van Wageningen waarschijnlijk. Om die reden is aangenomen, dat de verontreiniging tot 10 m-mv tot de sanering van het VADA-terrein behoorde en daaronder moest worden toegerekend aan de verontreiniging in Wageningen

¹ Deze waarde is relatief hoog, maar werd in dit geval gezien als een achtergrondwaarde. In de praktijk van de sanering is het gehalte aan VC steeds veel lager, wanneer wordt voldaan aan de terugsaneerwaarde van DCE zijnde 5 µg/l.

centrum. Daardoor is in eerste instantie het scherm aangelegd tot een diepte van 10 m-mv. Toen echter bleek dat de hoogste gehalten in het instromend water op een diepte van ca 15 m-mv werd gevonden, is het scherm aan de Costerweg in het hart van de pluim uitgebreid tot 27 m-mv (tot op een afsluitende kleilaag. Dit had deels het karakter van een proef, maar er werd op die manier door de schermen ongeveer 60 % van de pluim afgedekt. Hierbij werd wel meer dan 60 % van de vracht verwijderd, omdat het diepe gedeelte van het scherm in het gebied met de hoogste gehalten stond. Later is besloten om het scherm verder uit te breiden, zodat meer dan 90 % van de pluim zou worden afgedekt en de verdere verspreiding van de verontreiniging effectief kon worden tegengegaan. Deze uitbreiding heeft plaatsgevonden aan de Walstraat, d.w.z. dichterbij de bronnen en stroomopwaarts van het al bestaande scherm.

2.1.2 Bodemopbouw

Opgemerkt wordt dat in alle rapporten wordt uitgegaan van een geschematiseerde bodemopbouw. Echter uit de individuele boorstaten blijkt dat lokaal enorme verschillen in de bodemopbouw aanwezig zijn.

De geschematiseerde lokale bodemopbouw wordt als volgt omschreven:

0,0 - 3,0 m-mv	9,3-6,3 m+NAP;	klei met plaatselijk zandlaagjes
3,0 - 3,5 m-mv;	6,3-5,8 m+NAP;	zandige klei
3,5 - 4,0 m-mv;	5,8-5,3 m+NAP;	matig siltig fijn zand
3,5 - 30 m-mv;	5,3 m+ tot 20 m-NAP	goed doorlatend grindig zand
30 - 35 m-mv;	20-25 m-NAP;	eerste scheidende laag; klei

Op diverse plaatsen is de bovenste kleilaag door natuurlijke of menselijke beïnvloeding bijvoorbeeld volledig afwezig. Tevens is de kleilaag op veel plaatsen onderbroken door zandlagen (en is de kleilaag dus niet "dicht") en komt de kleilaag tot grotere diepte voor dan 3,5 m-mv (=5,8 m+NAP). Op de overgang van de klei naar het zand zijn afwisselend een aantal zand- en kleilaagjes aanwezig met ieder een dikte van enkele cm.

2.1.3 Geohydrologie

Het grondwater werd ten tijde van de vooronderzoeken waargenomen op 1,8-2,9 m-mv (=7,5- 5,1 m+NAP). De grondwaterstroming in Wageningen varieert van noordwest tot zuidwest. Bij een hoge waterstand in de Neder-Rijn buigt de stroming af in west-noordwestelijke richting.

De stroming bij het VADA-terrein zou globaal dwars op de Costerweg staan en zich daar dus in west tot zuidwestelijke richting bewegen. De stand van de Rijn beïnvloedt daarbij de richting van de stroming. Hoewel Wageningen tussen de Wageningse berg en de Grebbergen ligt, is het gedeelte van het centrum van Wageningen en stroomafwaarts daarvan in de richting van de Grebbergen vrij vlak. Op een afstand van circa 3,5 km ligt onder aan de Grebbergen het Valleikanaal en ook de Blauwe Kamer. Deze zullen een drainerende werking hebben, waarna het water naar de Neder-Rijn wordt afgevoerd. Er worden in het gedeelte waar het VADA-terrein ligt dus geen al te grote variaties van de grondwaterstroming verwacht.

2.1.4 Verspreiding verontreiniging uit Wageningen centrum

Door DHV is vastgesteld, dat er zich drie deelgebieden in het centrum van Wageningen bevinden van waaruit verontreiniging zich kan verspreiden en wel:

- de omgeving van de Kloosterstegen
- langs de Hoogstraat
- rond de Riemsdijkstraat

De verspreiding vanuit deze deelgebieden zou dan als volgt verlopen.

Deelgebied Kloosterstegen

Deze VOCl verontreinigingroute bevindt zich voornamelijk van 0-7 m-mv met concentraties

in de pluim van 0,5-20 µg/l. Er is rond de voormalige Kloosterstegen duidelijk een kern te onderscheiden. Dieper (7-12m) zijn concentraties lager dan de interventiewaarde aangetroffen. Waarschijnlijk is verontreiniging nog niet dieper dan 20 m-mv aanwezig, aangezien stroomafwaarts in een diepe peilbuis bij de Markt geen verontreiniging is aangetroffen.

Deelgebied Hoogstraat

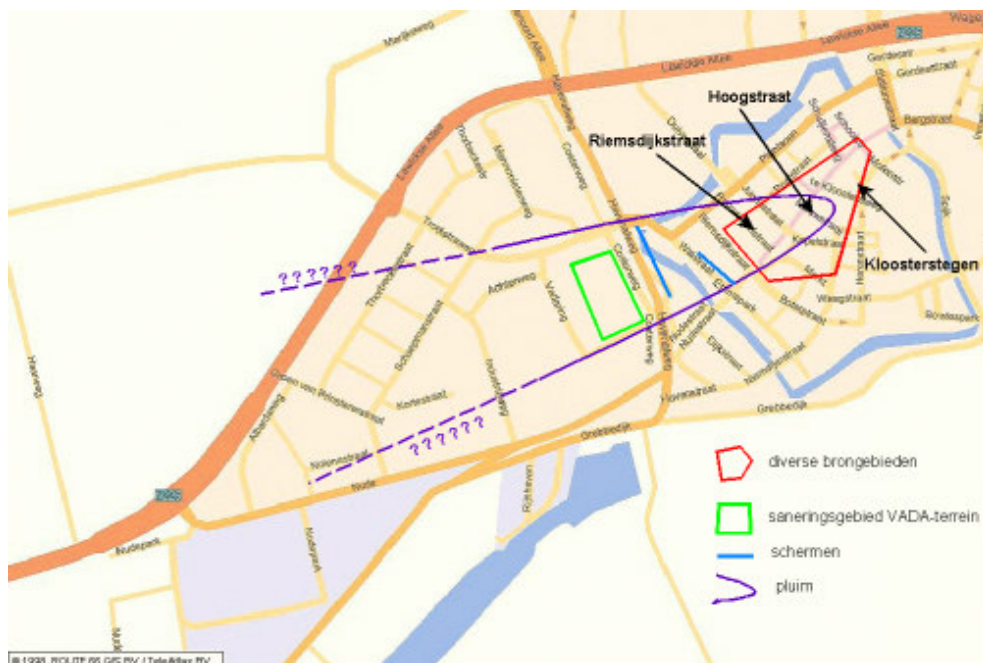
In dit gebied liggen 2 tot 3 bronnen in elkaars verlengde langs de Hoogstraat. De verontreiniging van 0-7 meter heeft zich verspreid richting de Costerweg waar de streefwaarde op deze diepte (nog) niet wordt overschreden. Bovenstrooms liggen concentraties op deze diepte hoger. De concentraties blijken naar de diepte iets toe te nemen maar blijven onder de interventiewaarde. Meer bovenstrooms zijn net achter de stadsgracht bij de Walstraat /Nudestraat op 19-20 m-mv hogere concentraties van circa 500 µg/l aanwezig. Meer bovenstrooms, bij de van Riemsdijkstraat zijn ondiep (0-7 m-mv) hoge concentratie aangetroffen.

Deelgebied Riemsdijkstraat

De concentraties van 0-7 m-mv in de pluim van dit deelgebied zijn hoger dan die van de Kloosterstegen. De verontreinigingsgrens op deze diepte is de stadsgracht. Naar de diepte nemen verontreinigingsconcentraties toe, de verontreinigingsgrens in noordwestelijke richting loopt stroomafwaarts bij de Costerweg gelijk aan de stadsgracht.

Aan de Costerweg worden in de pluim van het deelgebied Riemsdijkstraat hogere concentraties gevonden dan in de overige twee pluimen. Bij hoge Rijnstanden wordt de grondwaterstroming afgebogen van zuidwest naar west/noordwest. Hierdoor treedt ook menging van de pluimen op in de richting van de Costerweg. Gezien de afstanden tot de bronnen en de globale stromingsrichting ligt deze menging sowieso voor de hand.

Aangezien het VADA-terrein precies op de samengegroeide pluim bleek te liggen (zie figuur 3) is, op basis van o.a. deze gegevens ontleend aan het werk van DHV, besloten een scherm aan te brengen langs (in eerste instantie) de Costerweg met een breedte van 150 m en een diepte van 10 m-mv. In het hart van de pluim is het scherm uitgebreid tot een diepte van 27 m-mv (tot op de aanwezige kleilaag); zie § 2.1.5. Later is een tweede scherm geplaatst aan de Walstraat; zie § 2.1.6.



Figuur 3: Gebied met brongebieden in Wageningen centrum, pluim, schermen en saneringsgebied (bovenkant kaart is het Noorden)

2.1.5 Bioscherm Costerweg

Uit de diverse metingen verricht gedurende de sanering van het VADA-terrein is gebleken dat vanuit oostelijke richting een toestroom plaatsvond van een VOCI-verontreiniging. Om hercontaminatie van de reeds gesaneerde bodem te voorkomen, werd besloten tot de aanleg van een bioscherm aan de oostzijde (bovenstroomse zijde) van de locatie, langs de Costerweg (zie figuur 3). Met behulp van dit scherm werd een anaërobe zone gecreëerd, waarin omzetting van chloorkoolwaterstoffen kon plaatsvinden.

Het scherm is in het voorjaar van 2000 aangelegd. Uit vooronderzoek bleek dat een schermbreedte van 150m voldoende zou moeten zijn. Het scherm bestond uit peilbuizen, die aanvankelijk op 3 dieptes werden aangebracht en wel tot 4, 7 en 10 m-mv. Hierbij is iedere peilbuis apart geplaatst (één diepte met één filter per gat) en apart aangesloten op een behandelings-/besturingseenheid. Het scherm is verdeeld in drie secties van 50m breed met ieder een eigen behandelings-/besturingseenheid. In ieder van deze secties werd een andere aanpak getoetst:

Noordelijke sectie - Actief diagonaal

De noordelijke sectie betrof de volgende filters:

- 101-105 (0-4 m-mv)
- 201-205 (4-7 m-mv)
- 301-305 (7-10 m-mv)

De onderlinge afstand van de filters op gelijke diepte is circa 10 m. Deze afstand is gebaseerd op de verwachte grondwaterstromingsnelheid van ca 75 m/jaar, de natte doorsnede van het scherm per laag en het pompdebiet per laag. Bij een natte doorsnede van ongeveer 150 m² stroomt hier ca 75 m³ grondwater per week door. Het pompdebiet was 160 m³/week en dit was dus ruim voldoende om al het passerende grondwater rond te pompen en te voorzien van elektrondonor. De bodem werd actief, maar diagonaal doorstroomd. Hiermee wordt bedoeld dat het onttrokken water van één bepaalde diepte werd geïnfiltreerd op de daarboven gelegen diepte. Het grondwater van de bovenste laag werd naar de diepste gebracht. Het doel hiervan was na te gaan of een betere dekking zou worden verkregen ten opzichte van een horizontale doorstroming (onttrekken en infiltreren op dezelfde diepte) zoals in de zuidelijke sectie werd bedreven. In een latere fase is ook dit schermgedeelte horizontaal doorstroomd. Door de onderlinge afstand, die bij plaatsing van de extractie- en infiltratiefilters was gekozen, moest wel worden overgegaan tot het doorstromen van het pakket, omdat de afstanden te groot waren voor gebruik van de natuurlijke dispersie.

Middensectie – Periodieke injectie

De middelste sectie betrof de volgende filters:

- 106-113 (0-4 m-mv)
- 206-213 (4-7 m-mv)
- 306-313 (7-10 m-mv)

De filters zijn hier op vrij korte onderlinge afstand van elkaar geplaatst (5 m). Het elektrondonormengsel werd met tussenpozen van minder dan een dag ingebracht. Dit stond model voor een extensieve behandeling met relatief weinig toezicht.

Zuidelijke sectie - Actief horizontaal

De zuidelijke sectie betrof de volgende filters:

- 114-120 (0-4 m-mv)
- 214-220 (4-7 m-mv)
- 314-320 (7-10 m-mv)

De onderlinge afstand tussen de filters op gelijke diepte is 10 m. De bodem is in deze sectie per laag (horizontaal) continu doorstroomd. Het elektrondonormengsel werd ook continu gedoseerd.

Voor de sanering op het VADA-terrein was de saneringsverplichting in deze fase van de sanering gelimiteerd tot een diepte van 10 m-mv. In een volgende fase zou dan ook het diepere grondwater worden gesaneerd. Deze scheiding was aangebracht omdat de verontreiniging afkomstig uit het centrum zich tot op een grotere diepte had verspreid en de gehalten in het diepere grondwater globaal overeen kwamen met die in het aanstromende grondwater. Aangezien de vrees bestond dat door dispersie vanuit het diepere grondwater ook dat boven 10 m-mv weer zou worden verontreinigd, is voor het verkrijgen van een volledige afscherming van het terrein daarom ook op grotere diepte langs de Costerweg een scherm aangebracht en wel tot circa 27 m-mv. In eerste instantie had dit het karakter van een proef.

Dit diepe scherm had een breedte van circa 50 meter en lag ter hoogte van de zuidelijke en middelste sectie van het ondiepe scherm. Het betrof de volgende filters:

401-406 (11-15 m-mv)

501-505 (15-19 m-mv)

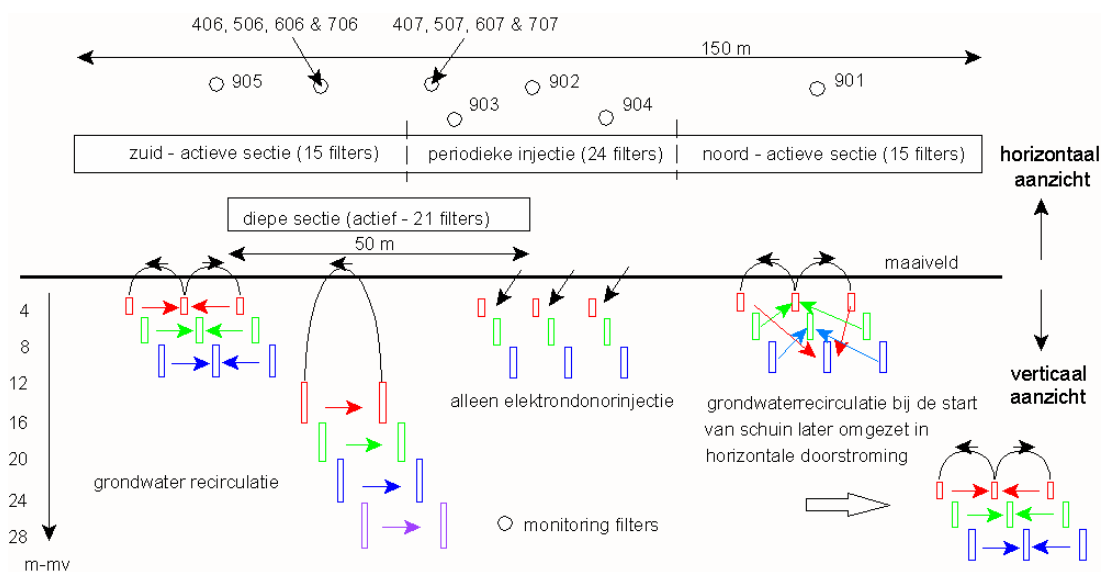
601-605 (19-23 m-mv)

701-705 (23-28 m-mv)

Voor de bedrijfsvoering van dit diepe scherm is gekozen voor een horizontale doorstroming met een continue dosering van de elektrondonor (dus gelijk aan de zuidelijke sectie van het ondiepe scherm).

Stroomafwaarts van de schermen zijn monitoringspeilbuizen geplaatst om de effectiviteit van de systemen te kunnen waarnemen.

In onderstaand figuur is een overzicht gegeven van de ligging van het scherm en de monitoringsfilters.



Figuur 4: Overzicht van de opbouw en de wijze van bedrijven van het volledige scherm aan de Costerweg

Bij de doorstroomde schermen is het grondwater onttrokken en voorzien van elektrondonor weer gefiltreerd. Hiertoe zijn alle filters voorzien van een haalbuis en individueel aangesloten op een behandlungs/control-eenheid. Om de leidinglengtes te beperken en om de systemen visueel in te kunnen passen in de omgeving, is per sectie een eenheid aangebracht. De lagen zijn hierbij per diepte gescheiden gehouden. Per sectie is om die reden hetzelfde aantal circulatiepompen geïnstalleerd als het aantal aanwezige systeemlagen.

Bij het extensieve scherm (systeem 2) is de elektrondonor periodiek maar met korte tussenposen geïnjecteerd.

Als elektrondonor is de door BioSoil ontwikkelde gebruikt (Percol). De dosering van de elektrondonor werd afgestemd op de behoefte, die werd bepaald door het pompdebiet en de gehalten aan nitraat en VOCl in het onttrokken grondwater. Er werd daarbij ook rekening gehouden met de snelheid van de grondwaterstroming ter plaatse. Samen met de gehalten aan nitraat en chloorkoolwaterstoffen in het grondwater bepalen deze factoren de uiteindelijke vracht van de te reduceren componenten, die het scherm per tijdseenheid passeren. Om de snelheid van de grondwaterstroming vast te stellen, zijn tracerproeven uitgevoerd met kaliumbromide. De tracer is in korte tijd via enkele injectiefilters in de bodem gebracht. In de op enige afstand gelegen monitoringfilters is vervolgens vastgesteld wanneer het bromide passeerde. Bij het bedrijven van het scherm kan later ook het CZV (of TOC) van het grondwater worden gevolgd om vast te stellen of er voldoende elektrondonor wordt gedoseerd en of er een voldoende verspreiding optreedt.

2.1.6 Uitbreiding bioscherm langs Walstraat

Aangezien de verontreiniging dieper en over een grotere breedte aanstroomde dan in eerste instantie werd verwacht, werd besloten het bioscherm verder uit te breiden. Voor het bepalen van de optimale plaats van het scherm is in overleg met DHV gekeken naar de verspreiding van de verontreiniging en is een schatting gemaakt van de breedte en richting van de pluim.

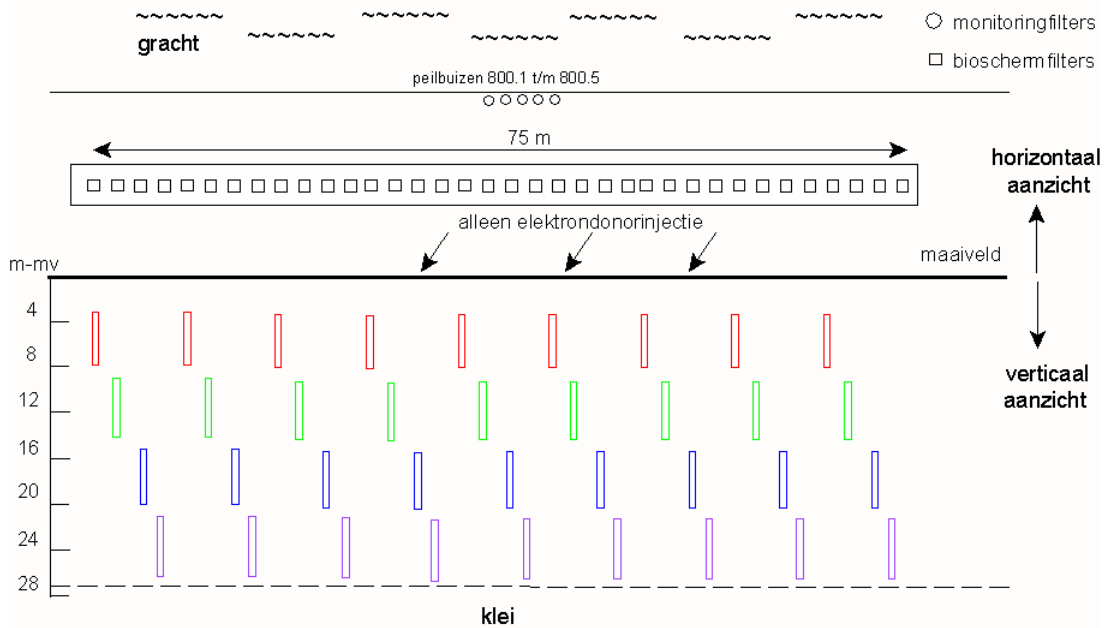
Op basis van de beschikbare gegevens is er voor gekozen om het nieuwe scherm langs de Walstraat in het gedeelte tussen Plantsoen en Nudestraat te plaatsen (zie figuur 3). Doordat het scherm hier dicht bij de bron ligt, zijn variaties in de grondwaterstromingsrichting minder van invloed op het al dan niet “vangen” van de verontreiniging in het scherm.

Over een afstand van 50 meter zijn in totaal 36 filters geplaatst. De filters zijn geplaatst tot een diepte van 26 m-mv. Hierbij is de volgende trajectverdeling aangehouden:

filternummer	diepte
8.1 – 8.9	3 - 8 m-mv
14.1 – 14.9	9 - 14 m-mv
20.1 – 14.9	15 - 20 m-mv
26.1 – 26.9	21 - 26 m-mv

De onderlinge afstand tussen de filters op gelijke diepte is circa 7,5 m. Deze filters zijn allen aangesloten op een besturingsunit. De elektrondonor wordt met tussenposen van minder dan een dag geïnjecteerd in de individuele injectiefilters (systeem 2). Zuidelijk en in de lijn van het scherm wordt grondwater onttrokken om een voldoende injectievolume per filter te kunnen waarborgen. Dit filter ligt op de rand van de pluim en op deze wijze wordt ook de pluim daar enigszins ingesnoerd. Bij wisselingen van de waterstand in de Rijn zou dan bij het afbuigen van de grondwaterstroming in zuidelijke richting toch nog een beheersing van de pluim plaatsvinden.

Het onderzoek is voor het grootste deel op dit scherm gebaseerd, omdat de opstart ervan parallel liep aan de uitvoering van dit project. Door een actie te volgen op een locatie, die nog niet eerder was gebruikt voor het verkrijgen van anaërobe dehalogenering, werd de mogelijkheid geschapen het verloop van de processen en de veranderingen in de geochemie als resultaat daarvan in de tijd te volgen.



Figuur 5: overzicht van de opbouw van het scherm aan de Walstraat

2.2 Eindhoven

2.2.1 Inleiding

Bij de bewerking van metaal is op het bedrijfsterrein van DAF in Eindhoven tot circa 1980 gebruik gemaakt van de ontvettingsmiddelen trichlooretheen en trichloorethaan (TCA). Als gevolg daarvan is de bodem onder een productiehal van vrachtwagens verontreinigd geraakt. Om te onderzoeken of een saneringsmethode mogelijk zou zijn, die geen verstoring van de productie met zich meebrengt, maar wel de verdere verspreiding tegen zou gaan, is een proefsanering uitgevoerd met een bioscherm, waarin de biologische afbraak werd gestimuleerd. De proef werd gesitueerd in de hoofdstroom van de verontreiniging teneinde direct al een zo groot mogelijk reductie in de verspreiding van de verontreiniging te realiseren.

De verontreinigingssituatie en de bodemcondities die van belang zijn voor biologische afbraak zijn gedetailleerd in kaart gebracht in het kader van het NOBIS-project "Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging. Fase 1: Veldkarakterisatie en laboratoriumonderzoek (NOBIS 95-2-09)." De proefsanering is ontworpen en opgestart in het kader van het SKB-project "Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW-verontreiniging. Fase 2: Aanvullend onderzoek en proefsanering (SN005)." Tegen het eind van 2001 kon duidelijk worden aangetoond dat stimulering van de biologische afbraak mogelijk was. Omdat nog steeds hoge concentraties aanwezig waren, werd directe opschaling tot een volledige saneringsmaatregel te riskant geacht en besloot DAF de proef te continueren, zonder verder betrokkenheid van SKB. Aan het eind van de verlengde proefperiode is de kennis en ervaring die TNO gedurende die periode heeft opgedaan, ingebracht in het onderhavige SKB-project, zodat samen met de eerdere onderzoeken een volledig beeld kon worden gerapporteerd.

2.2.2 Bodemopbouw en geohydrologie

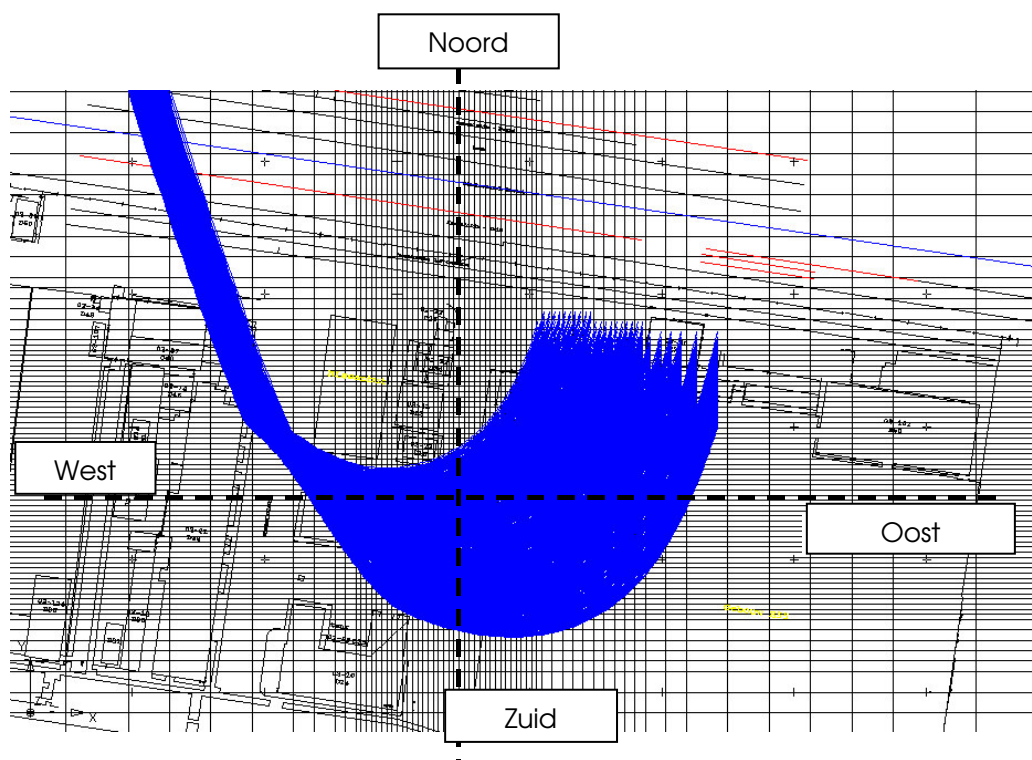
De bovenste 30 meter van de bodem op de locatie is opgebouwd uit een complexe afwisseling van leem, veen en zand, zie tabel 2.

Tabel 2: Schematisering bodemopbouw

Diepte m-mv	Bodemsamenstelling
0 - 7,5	Afwisselend fijn zand, leem en veen
7,5 - 9,0	sterk leemhoudend fijn zand
9,0 - 11,5	fijn zand, matig leemhoudend
11,5 - 13,0	fijn zand, siltig met leemlagen
13,0 - 14,0	fijn zand
14,0 - 14,5	leem
14,5 - 19,5	fijn zand, zwak siltig
19,5 - 23,5	leem/zandlagen
23,5 - ca 30	fijn zand

Op circa 30 m-mv begint het watervoerende pakket.

Grondwater afkomstig van het verontreinigingsbrongebied onder de productiehal stroomt in de deklaag eerst in zuidwestelijke richting en buigt daarna onder invloed van een noordwestelijke grondwaterstroming af, zodat een kurkentrekkervormig stromingspatroon ontstaat (zie figuur 6).

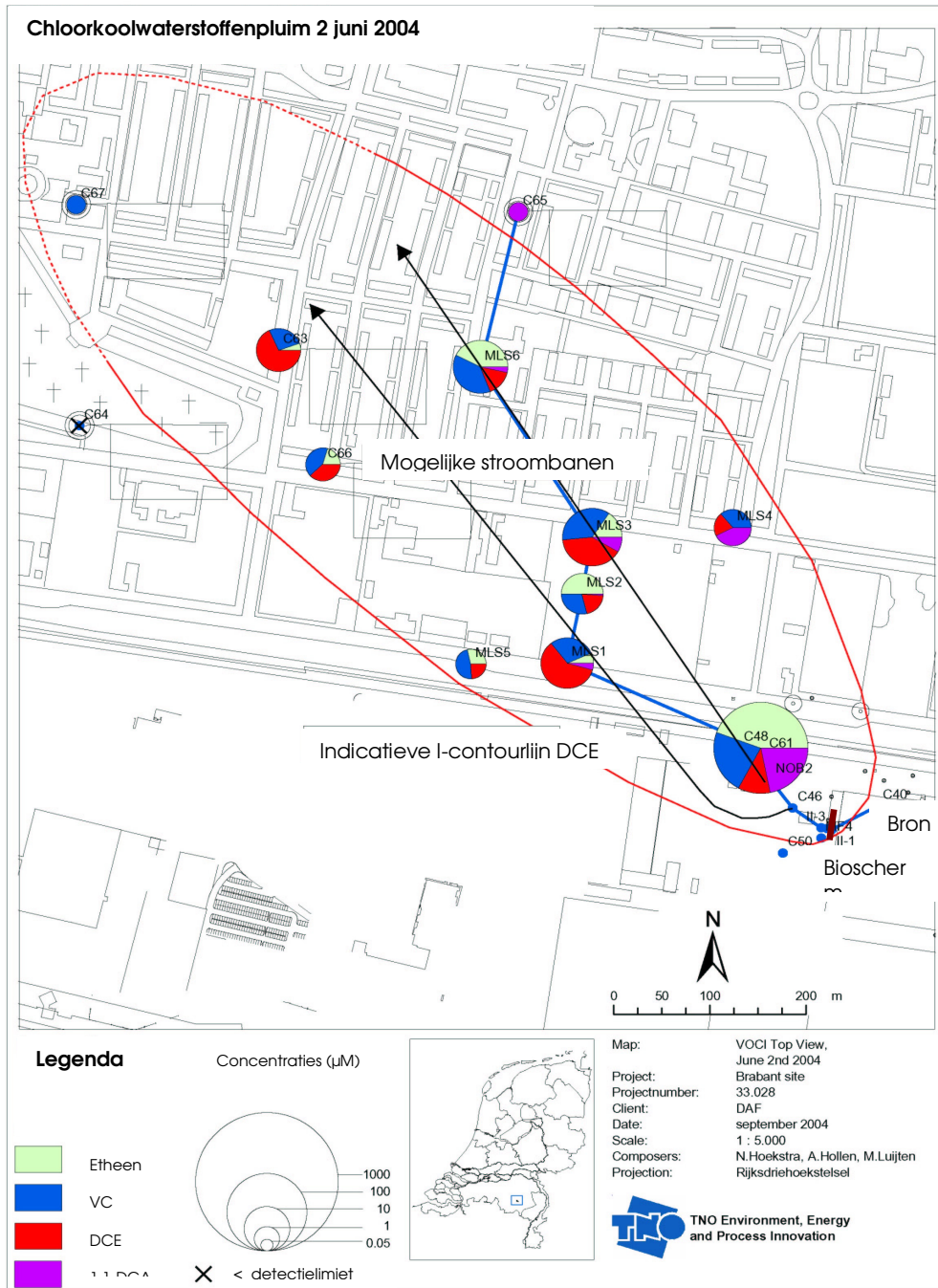


Figuur 6: Kurkentrekkervormig grondwaterinfiltratiepatroon op de locatie.

In de deklaag (de laag waar het bioscherm in is geplaatst, zie § 2.2.4), is de grondwaterstromingssnelheid 3 à 5 m/jaar. In het watervoerend pakket stroomt het water met een snelheid van 40 à 50 m/jaar.

2.2.3 Verontreinigingssituatie

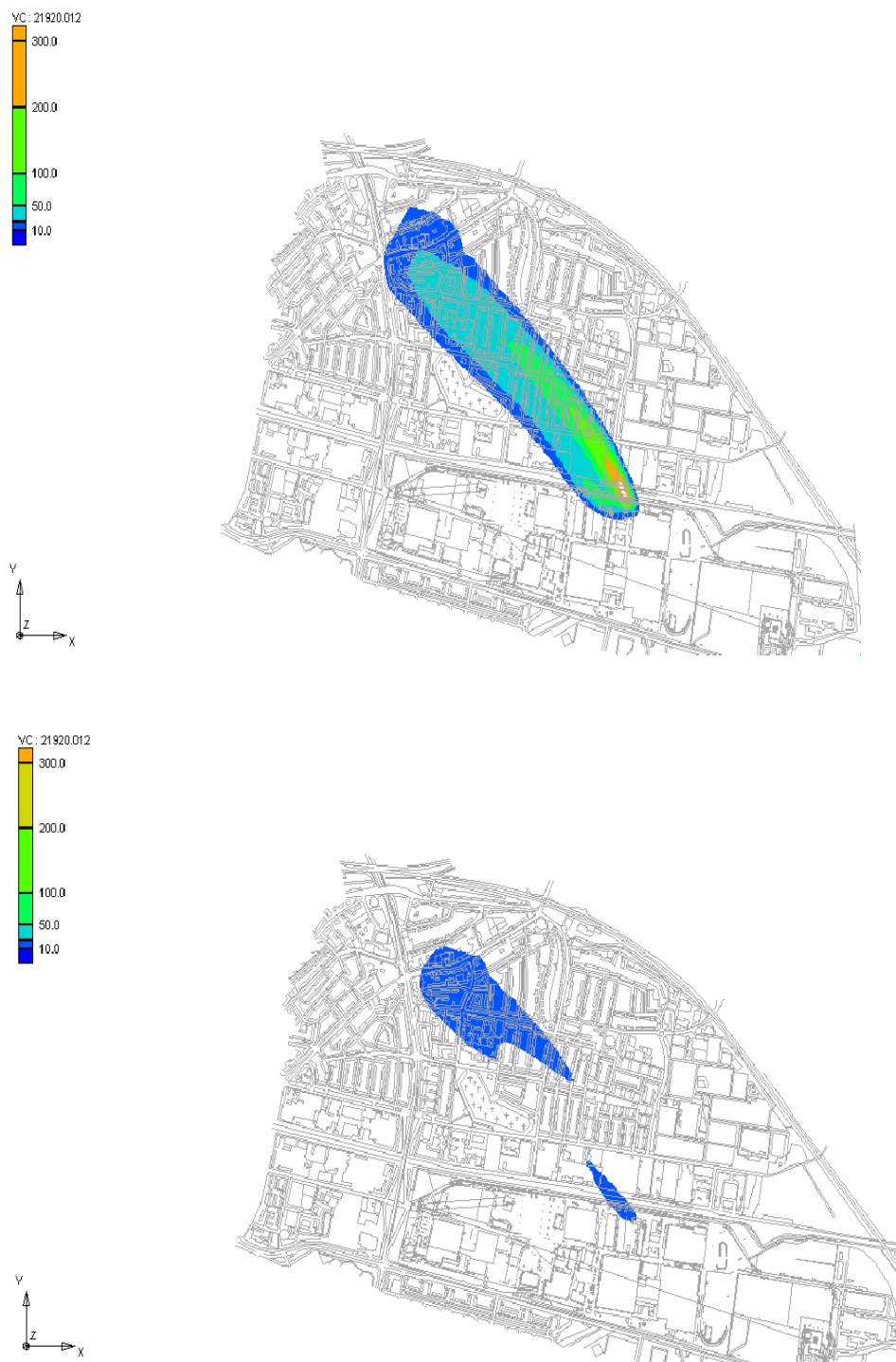
De TRI-verontreiniging wordt in de bodem op de locatie op natuurlijke wijze biologisch omgezet. In het grondwater dat onder de productiehal vandaan stroomt, is TRI grotendeels verdwenen en is overwegend cis-1,2-dichlooretheen (DCE) aanwezig in concentraties tussen 10 en 70 mg/l. Hier stagneert de biologische afbraak, zoals blijkt uit onderzoek naar de geochemische condities, waardoor vinylchloride (VC) en etheen slechts in relatief lage concentraties worden aangetroffen. In het watervoerende pakket bevindt zich een verontreinigingspluim met DCE en VC die zich tot circa 1 km van de locatie in noordwestelijke richting uitstrekt. Naast chloorethenen is tevens een nevenverontreiniging met chloorethanen aanwezig. De verontreinigingspluim is weergegeven in figuur 7.



Figuur 7: Globale contour verontreinigingspluim (in rood) op basis van monitoringsresultaten.

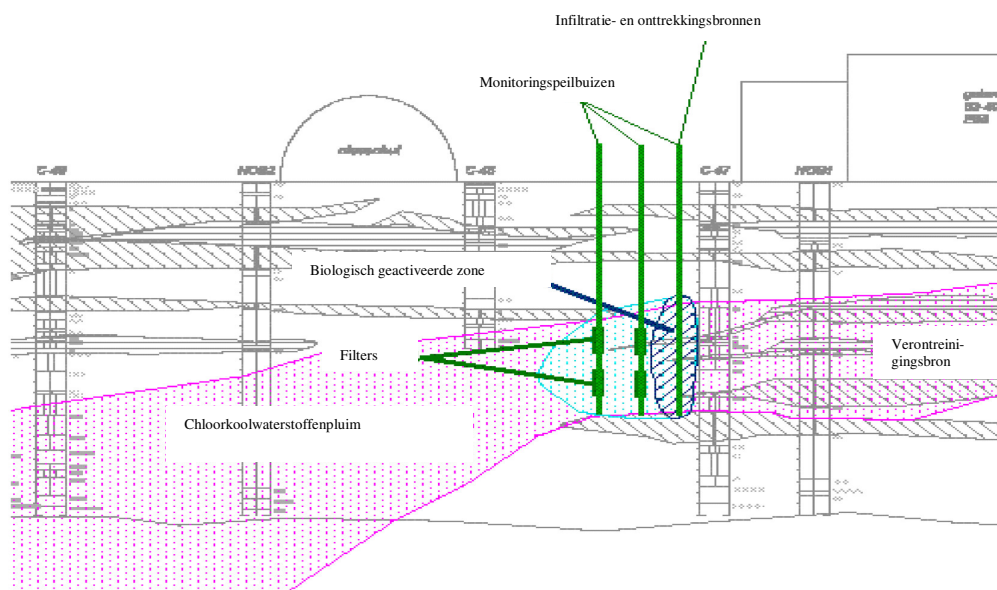
2.2.4 Beschrijving bioscherm

Uit modelberekeningen blijkt dat een bioscherm verdere verspreiding van de verontreinigingen voorkomt en op de lange termijn door natuurlijke afbraak tevens leidt tot het verdwijnen van de pluim na 60 à 80 jaar. Dit is geïllustreerd in figuur 8.



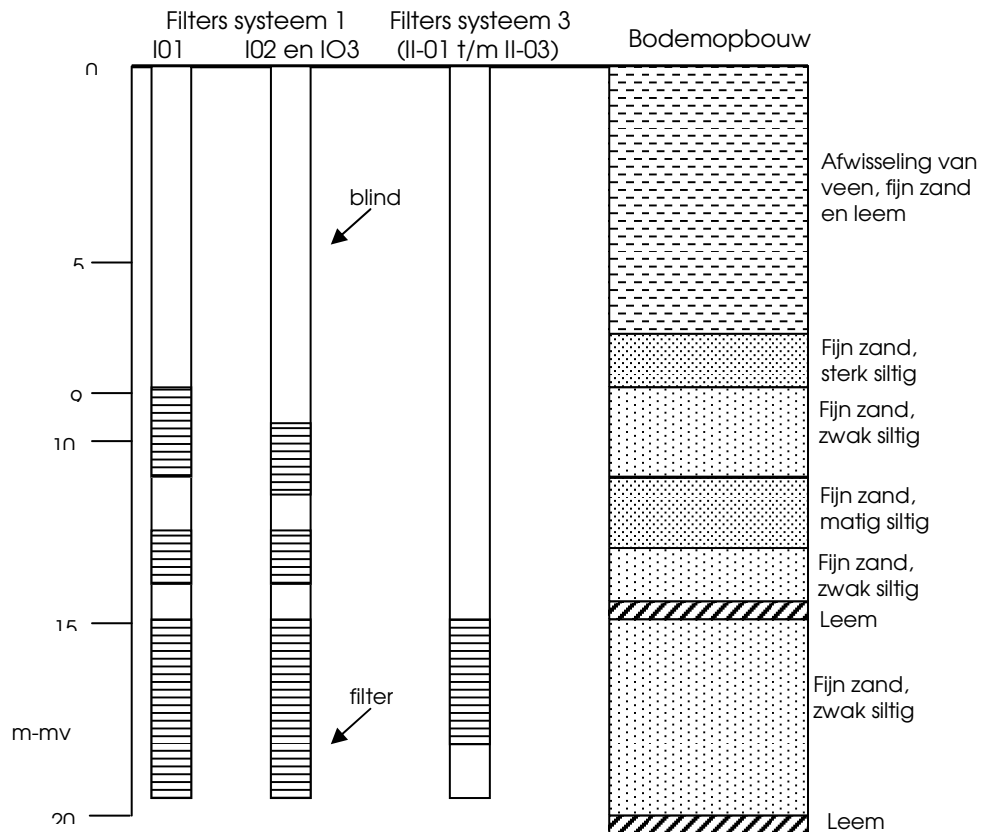
Figuur 8 : Resultaten (in $\mu\text{g/l}$) computermodellering VC-pluim na 60 jaar zonder (boven) en met (onder) bioscherm.

De meest geschikte plaats voor het bioscherm is de natuurlijke trechter waar de verontreiniging zich doorheen beweegt (zie figuur 9).



Figuur 9: Schematische weergave positionering bioscherm

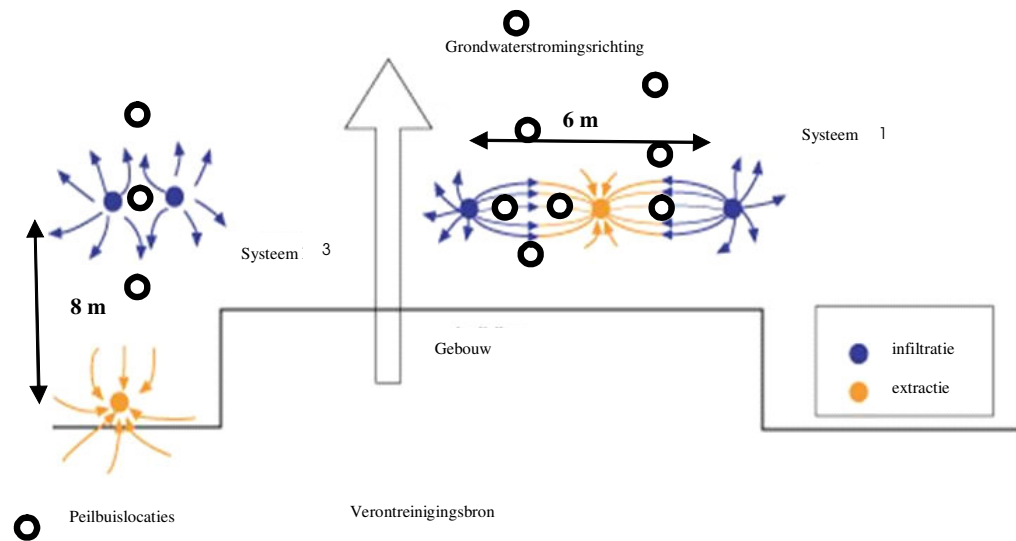
In de figuren 10 en 11 is respectievelijk een verticaal en horizontaal aanzicht weergegeven van de twee uitgeteste systemen. De filters hiervan zijn aangebracht in de deklaag in drie watervoerende lagen tussen 10 en 20 m-mv, (zie figuur 10). Het betreft een uitvoering van systeemvariant 1 uit § 1.3, een recirculatiesysteem in drie bodemlagen, waarbij het water uit de afzonderlijke lagen wordt gemengd, en systeemvariant 3 uit § 1.3, een verdringingssysteem in één laag.



Figuur 10: Verticale schematische weergave systemen en situering van filters bioscherm ten opzichte van bodemopbouw

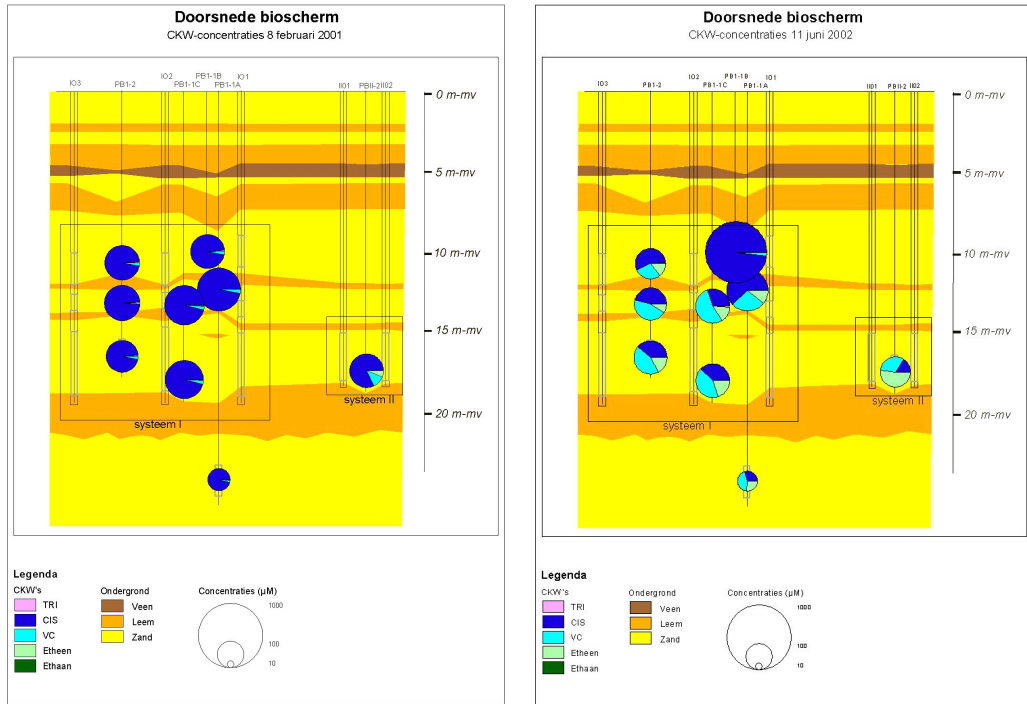
Bij systeem 1 staat een onttrekkingsfilter tussen twee infiltratiefilters; bij systeem 3 staat een onttrekkingsfilter stroomopwaarts van de infiltratiefilters (zie figuur 11).

Als aangegeven in figuur 10 zijn de filters van systeem 1 gesegmenteerd, dat wil zeggen, dat het doorgaande filter drie geperforeerde secties bevat gescheiden door blinde gedeeltes. Het op de verschillende dieptes onttrokken grondwater wordt gemengd en daarna voorzien van elektrondonor weer geïnfiltreerd. Het grondwater uit de diverse lagen wordt op die manier gemengd. Er is hiervoor indertijd wel gekozen, maar wordt op basis van de huidige inzichten niet als optimaal beschouwd.



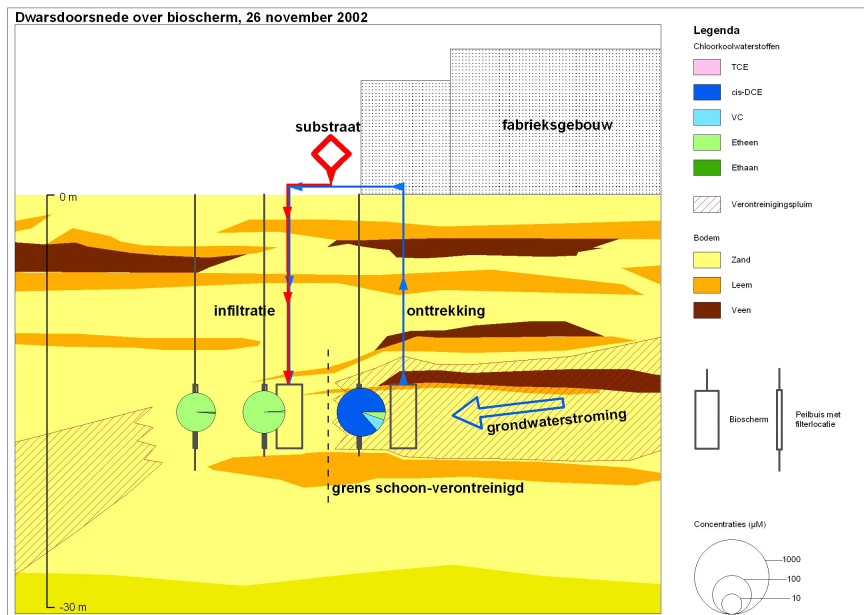
Figuur 11: Horizontale schematische weergave bovenaanzicht systemen

In systeem 1 vindt menging van het grondwater uit de drie watervoerende lagen plaats en wordt reeds eerder behandeld water opnieuw onttrokken. In systeem 3 wordt onttrokken water in dezelfde laag geïnfiltreerd en kan eerder behandeld water de onttrekkingsbron niet bereiken. Figuur 12 toont beide systemen in een dwarsdoorsnede loodrecht op de stromingsrichting van het water. In deze figuur is de concentratieverdeling van chloorethenen weergegeven, voor de in de schermen geplaatste monitoringspeilbuizen, bij de start van het bioscherm (na menging) en nadat het scherm ruim een jaar heeft gefunctioneerd. (Peilbuis 1b staat aan de stroomopwaartse zijde van de injectiefilters en de concentratieverdeling in dit filter geeft dus een beeld van de verontreinigingsgraad van het instromende water). Uit de toename van de concentratie aan afbraakproducten in de tijd en ten opzichte van het instromende grondwater blijkt het effect van de schermen (hetgeen gedetailleerd wordt besproken in hoofdstuk 5).



Figuur 12: Dwarsdoorsneden beide systemen, loodrecht op de grondwaterstromingsrichting direct na de start en na circa 16 maanden met analyseresultaten. Links op beide doorsneden systeem 1, rechts 3

In figuur 13 is systeem 3 weergegeven in een doorsnede evenwijdig aan de stromingsrichting van het grondwater. In deze figuur is de concentratieverdeling van chloorethenen weergegeven stroomopwaarts, in en stroomafwaarts van het scherm. Hieruit blijkt dat na een kleine 2 jaar functioneren van dit scherm, al vrijwel volledige afbraak werd gerealiseerd (zie verder hoofdstuk 5).



Figuur 13: Dwarsdoorsnede systeem 3 evenwijdig aan de grondwaterstromingsrichting na circa 22 maanden met analyseresultaten monitoringspeilbuizen stroomopwaarts, in het scherm en stroomafwaarts.

3. AANPAK EN BESCHRIJVING VAN DE UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN EN ACTIVITEITEN OP HOOFDLIJNEN

3.1 Algemeen

Op basis van grondwatermodellen is een verspreidingsbeeld van de verontreinigingen gemaakt. Voorafgaand aan de installatie van de schermen is dit beeld geverifieerd met veldonderzoek naar de verspreiding van de verontreiniging. Aan de hand hiervan is destijds de positie van de bioschermen bepaald. Doel van het onderhavige onderzoek was het demonstreren van de effectiviteit van bioschermen voor verontreinigingen met chloorkoolwaterstoffen. Hierbij worden kritische aspecten t.a.v. de geochemie van de ondergrond (het bodemmilieu) en procesparameters vergeleken en toegelicht.

3.2 Bodemmilieu (geochemie) en procesparameters

Voor het vaststellen van de lange duur effectiviteit van een bioscherm zijn behalve de afname van de verontreiniging ook een aantal parameters van belang, die zowel het bodemmilieu als de microbiologische randvoorwaarden beschrijven, waaraan moet worden voldaan voor een ongestoord procesverloop. In tabel 3 is een opsomming gegeven van de meest relevante parameters met de hiervoor gewenste waarden. Deze lijst is ook gebruikt voor het beoordelen van en het sturen in de werking van de schermen.

Tabel 3: Procesparameters

Parameter	Randvoorwaarden	Toelichting
Bodemmilieu		
Temperatuur	12 - 20 °C	Versnelling van biologische omzettingen bij hogere temperaturen.
zuurgraad (pH)	5,5 - 8	Optimaal traject voor reductieve dechlorering
Redoxpotentiaal	< - 250	Reductieve dechlorering waarschijnlijk
Nitraat, nitriet	< 1 mg/l	Bij hogere concentraties remming t reductieve dechlorering
Sulfaat	< 1 - 20 mg/l	Bij hogere concentraties remming reductieve dechlorering
Sulfide	> 0,1 mg/l < ca. 30 mg/l	Ruim concentratietraject omdat in bodem verschillende condities naast elkaar kunnen bestaan. Gereduceerd sulfaat concurreert niet meer met reductieve dechlorering. Mogelijk weer concentratieverlaging door precipitatie met ijzer (II). In hoge concentraties toxisch voor micro-organismen.
Ijzer (Fe)	> 1 mg/l	Ijzer lost door verlaging redoxpotentiaal op. Mogelijk weer concentratieverlaging door precipitatie met sulfide
DO ₂	< 0,5 mg/l	Zuurstof dient afwezig te zijn, maar gemeten met een zuurstofmeter komt de uitlezing zelden lager
Methaan	> 1 mg/l	De aanwezigheid van methaan verraadt een voldoende lage redox
Elektron donor (evenwichtsconcentraties)		
DOC	> 20 mg/l	Elektron donor
Azijnsuur, propionzuur, boterzuur	> 1 mM	Vluchtige vetzuren ontstaan bij omzetting van een organische elektron donor
Waterstof	> circa 2 à 5 nM	Uiteindelijk elektron donor; relatief hoge concentraties nodig voor volledige dechlorering
Verontreiniging		
VOCl	< 500.000 µg/l	Toxiciteit voor dehalogeneerders is hier bepalend. Dit is een globale ervaringswaarde, waarbij in het veld afbraak nog optreedt.
Afbraakproducten	aanwezig	Dit betreft vooral VC en etheen, omdat dat aangeeft dat de dehalogenering volledig is.
Microbiologie		
<i>Dehalococcoïdes</i> <i>Ethenogenes</i>	detecteerbaar	Organisme dat in staat is tot volledige dechlorering. Na start elektron donordosering zouden de aantallen moeten toenemen.

3.3 Meetregime

In Eindhoven is gedurende de hele proefsaneringsperiode door de bank genomen elke paar maanden gemonitord op de in tabel 3 vermelde procesparameters. Hiermee kon de sanering zeer effectief worden gestuurd (zie hoofdstuk 4). Naar aanleiding hiervan zijn ook bij de schermen in Wageningen drie rondes op een uitgebreid parameterpakket geanalyseerd.

Bij de diverse meetronden te Wageningen zijn ook filters bemonsterd die in de tijd gezien nog buiten de invloedssfeer van het bioscherm lagen. Op deze manier kon de invloed van het scherm duidelijk worden gevolgd.

De kosten van de bioschermen zijn vergeleken met die van een andere gebruikelijke technieken zoals 'pump and treat'.

4. RESULTATEN VAN DE UITGEVOERDE WERKZAAMHEDEN

In de volgende paragrafen worden de resultaten, die zijn verkregen met de schermen te Wageningen en Eindhoven gepresenteerd. In de evaluatie (hoofdstuk 5) worden de resultaten vergeleken en wordt ook aangegeven welke parameters van belang zijn voor het beoordelen van de haalbaarheid van de toepassing van een bioscherm.

4.1 Wageningen

Uit de uitgevoerde tracerproeven kon een grondwaterstromingsnelheid van ongeveer 1,25 m/week worden afgeleid of 75 m/jaar. Dit is de lineaire snelheid door het pakket. Bij een porositeit van 30% levert dit een Darcy-snelheid van ongeveer 23 m/jaar op.

Door DHV zijn voor Wageningen ook grondwatermodellen opgesteld en deze stemmen redelijk overeen met de waargenomen snelheid. Als stromingsrichting is steeds west tot zuidwest aangehouden. Door het verloop van de sanering van het VADA-terrein en het gedrag van de verontreiniging in de afstroom ervan, wordt deze aanname bevestigd.

Voor de beoordeling van het functioneren van de schermen zijn derhalve steeds bovengenoemde uitgangspunten voor de richting en de snelheid van de grondwaterstroming gebruikt.

Over de tijdsperiode van september 2004 tot juni 2006 zijn vele data verzameld m.b.t. de bioschermen in Wageningen (bijlage B). Op basis van deze data is een selectie gemaakt van een aantal peilbuizen en parameters waaruit de werking van de bioschermen goed blijkt. Deze staan weergegeven in onderstaande tabel. In de daarop volgende tekst wordt per deelgebied een korte toelichting gegeven.

Tabel 4: overzicht resultaten bioschermen Walstraat en Costerweg

peilbuis	diepte (m-mv)	VOCI	methaan	nitraat	DOC	H2	DNA
AANSTROOM WALSTRAAT							
Pb 301/175	9,0 - 10,0	Lage concentratie PER	lichte verhoging	Hoog (> 30 mg/l)	Laag (2 mg/l)	1 → 7,8 nM	n.b.
Pb 302/402	7,0 – 8,0	PER, TRI en DCE aanwezig (kleine afname in periode dat ook DOC afneemt)	lichte verhoging	Hoog (> 50 mg/l)	Forse afname (35-2 mg/l)	0,9→ 1,9nM	n.b.
Pb 34 / 409	3,5 – 4,5	PER, TRI en DCE aanwezig, waarbij alle concentraties in de tijd zijn afgenomen	lichte verhoging	Toename (7-28 mg/l)	Laag (3 mg/l)	1→3,8 nM	begin en eind n.d.
IN HET SCHERM WALSTRAAT							
Pb 2130	7,5 – 8,5	PER, TRI en DCE aanwezig, waarbij concentraties in de tijd zijn afgenomen	stijging	Hoog (> 50 mg/l)	Laag (2,9 mg/l)	0,2→1,3 nM	begin en eind n.d.
Pb 2130	14,5 - 15,5	Omzetting PER naar TRI en DCE in 2 jaar	forse stijging	Forse afname 47→ < mg/l	Forse stijging (1-460 mg/l)	0,1→17 nM	begin: 1,6E+03 eind: 9,6E+06

peilbuis	diepte (m-mv)	VOCI	methaan	nitraat	DOC	H2	DNA
Pb 2130	24,4 - 25,4	omzetting PER, zonder detectie afbraakproducten	forse stijging	Afname maar nog 15 mg/l	Toename maar <20 mg/l	0,5→0,8 nM	begin: n.d. eind: 1,1E+05
10m ACHTER SCHERM WALSTRAAT							
Pb 800.1	2,0 - 4,0	spootje DCE; snel weg	Hoog	Afwezig	Laag (5 mg/l)	0,2→0,2 nM	begin: n.b. eind: 5,3E+03
Pb 800.2	8,0 - 10,0	PER, TRI en DCE; stabiel	Verhoging (>1 mg/l)	Afname tot 20 mg/l	Laag (<20mg/l)	0,1→0,2 nM	begin: n.d. eind: 5,7E+02
Pb 800.3	14,0 - 16,0	start met PER, na 2j TRI en DCE	Kleine toename	Forse afname (50 → < mg/l)	Toename (0,6-5 mg/l)	0,1→0,2 nM	begin: 1,5E+03 eind: 1,7E+03
Pb 800.4	20,0 - 22,0	start met PER, TRI en DCE, Per blijft hangen op 6ug/l, DCE op 18	Forse toename	Forse afname; blijft te hoog (7mg/l)	Toename DOC (1,5-12 mg/l)	0,1→0,3 nM	begin: n.d. eind: 1,3E+03
Pb 800.5	26,0- 28,0	geen verontreiniging aanwezig	Redelijke stijging	Afwezig	Stijging 0,7-3,6 mg/l	0,2→1,1 nM	begin: n.d. eind: n.d.
80 m ACHTER SCHERM WALSTRAAT							
Pb 2131	7,5 - 8,5	PER, TRI en DCE in verhoogde concentraties. PER halveert, maar TRI en DCE blijven gelijk	lichte verhoging concentraties aan methaan	afname nitraat (25-9 mg/l)	Min. stijging (2,1-4 mg/l)	0,8 → 3 nM	begin: n.d. eind: 1,1E+04
Pb 2131	14,0 – 15,0	PER en DCE in verhoogde concentraties. Geen verandering in concentraties	lichte verhoging concentraties aan methaan	afname nitraat (33-19 mg/l)	Min. stijging (0,9-2,6 mg/l)	1,8 → 3 nM	n.b.
Pb 2131	23,0 – 24,0	lage concentraties PER	lichte verhoging concentraties methaan	afname nitraat (33-19 mg/l)	Min. stijging (0,6-2,7 mg/l)	2 → 2 nM	n.b.
ACHTER COSTERWEG							
Pb 506	19	afwezig	sterk verhoog (>6mg/l)	afwezig	laag (2,6 mg/l)	0,23 nM	n.b.
Pb 902.1	4	afwezig	verhoogd	afwezig	n.b.	0,17 nM	n.b.
Pb 902.2	7	spootje DCE	verhoogd	afwezig	n.b.	0,26 nM	n.b.
Pb 902.3	7-10	afwezig	sterk verhoogd	afwezig	n.b.	n.b.	tussenanalyse: 1,3E+03

n.b.: niet bepaald
n.d.: niet gedetecteerd
beginanalyse: september 2004
tussenanalyse: juni 2005
eindanalyse: juni 2006

Aanstroom Walstraat

Uit de resultaten van de aanstroom blijkt dat er in de afgelopen 2 jaar een kleine afname van de verontreiniging zichtbaar is. Daarentegen neemt het gehalte aan nitraat toe. Opvallend is de lichte verhoging aan methaan en waterstof.

In het scherm Walstraat

Monitoringpeilbuis 2130 staat op meerdere dieptes op korte afstand van het bioscherm en wordt hierdoor direct beïnvloed. De invloed van de injectie van de elektrondonor is duidelijk zichtbaar. Deze is vooral uitgesproken op een diepte van 14,5 – 15,5 m-mv. Hier wordt echter op enkele meters afstand ook geïnfiltreerd. Nitraat is op deze diepte volledig verdwenen en de waterstofconcentratie is significant toegenomen. Overigens werden op deze diepte bij de nulmeting (voordat de injectie van elektrondonor werd gestart) al dehalogenerende micro-organismen aangetroffen. De aantallen ervan zijn in de loop van het onderzoek sterk toegenomen. Op grotere diepte was deze toename in feite nog veel sterker, maar op een diepte van 8 m-mv, waar sowieso weinig effect werd waargenomen van het bioscherm, werd ook de aanwezigheid van dehalogeneerders niet aangetoond. In de aanstroom van deze laag bevonden zich de hoogste concentraties aan verontreiniging en nitraat. In tegenstelling tot de diepere lagen werd hier minder elektrondonor gedoseerd. Om hier ook volledige dehalogenering te krijgen zal hier in de toekomst meer elektrondonor gedoseerd moeten worden.

10m achter scherm Walstraat

Om de werking van het scherm te beoordelen is vooral naar het verdwijnen van nitraat gekeken, ook omdat nitraat vergaand moet worden gereduceerd voordat anaërobe dehalogenering van chloorkoolwaterstoffen kan optreden.

Er is een duidelijke afname van de gehalten aan nitraat gevonden. Op een diepte van 14 tot 16 m-mv was nitraat volledig verdwenen. Ondiep werd nitraat niet aangetroffen en op de dieper gelegen laag was de verwijdering onvolledig. Onderin het pakket werd weer wel een volledige denitrificatie bereikt. De waterstofconcentraties en de DOC namen alleen in het diepste pakket enigszins toe. Dit houdt in, dat de elektrondonor in het traject van het scherm tot de monitoringpeilbuizen vergaand is verbruikt.

Op alle dieptes waar de verontreiniging met chloorkoolwaterstoffen aanwezig is, zijn ook dehalogeneerders aangetroffen. In de loop van het project zijn de aantallen zodanig toegenomen, dat deze ook gevonden zijn op de dieptes, waar ze eerst niet werden gevonden en zelfs in aanwezigheid van nog enig nitraat.

80m achter scherm Walstraat

Op ongeveer 80 m achter het scherm ligt peilbuis 2131. Deze peilbuis is meegenomen om de werking op afstand van het scherm te kunnen inschatten. Bij de beoordeling van de gegevens moet er rekening mee worden gehouden, dat de geschatte verblijftijd van het grondwater in het traject van het scherm tot deze peilbuis al ruim een jaar zou zijn. Dit betekent bijvoorbeeld, dat de maatregelen die in 2006 zijn genomen in het scherm om de verwijdering van nitraat te verbeteren, hier nog niet zichtbaar kunnen zijn. Desondanks is een afname van de gehalten aan nitraat zichtbaar en zijn ook die van waterstof op twee van de drie dieptes duidelijk toegenomen. Dit heeft zich ook vertaald in een toename van het aantal dehalogeneerders op een diepte van 7,5 tot 8,5 m-mv. Op de andere dieptes is geen analyse uitgevoerd, omdat er eigenlijk nog weinig activiteit werd verwacht en op deze diepte wel veranderingen in de samenstelling van de chloorkoolwaterstoffen werd waargenomen. Op alle dieptes namen ook de gehalten aan methaan in het grondwater enigszins toe. Ook dit is een aanwijzing voor het verbeteren van de geochemische condities voor anaërobe dehalogenering.

Achter Costerweg

Het scherm aan de Costerweg is al vanaf 2000 in gebruik. Er zijn enkele metingen uitgevoerd, omdat hiermee kon worden vastgelegd hoe de geochemische condities zich op de langere duur hebben ontwikkeld. De dehalogenering verloopt in dit scherm vrijwel volledig. Er zijn alleen nog sporen van de chloorkoolwaterstoffen aanwezig. Nitraat wordt volledig weggenomen en er is methaan aanwezig. Bij een tussentijdse controle zijn ook dehalogeneerders in een voldoende aantal aangetroffen. De waterstofconcentraties zijn relatief laag.

Bij het beoordelen van de resultaten van het noordelijk schermdeel, dat ook verticaal werd doorstroomd, bleek, dat het mengen van grondwater uit de verschillende lagen een negatief effect had op de werking van het scherm. Om die reden is het regime veranderd en gelijkgesteld aan dat van het zuidelijk deel (alleen horizontale doorstroming).

4.2 Eindhoven

In de beginperiode is geëxperimenteerd met:

- diverse substraten met elektrondonor en nutriënten, zoals lactaat en ethyllactaat. Met protamylase, een afvalproduct van de aardappelzetmeelindustrie, werden uiteindelijk de beste resultaten geboekt. Wel bleek een speciale voorbehandeling nodig om verstoppingsproblemen te voorkomen;
- hoeveelheden onttrokken (= geïnfiltreerd) grondwater. In dit geval bleken volumes van ca. 15 m³ en ca. 2 m³ per week voor respectievelijk systeem 1 en 3, optimaal te zijn;
- hoeveelheden te doseren substraat. Als optimale onderhoudsdoseringen resulteerden wekelijkse hoeveelheden van 15 l en 5 l in respectievelijk systeem 1 en 3.

Met behulp van procesmonitoring (zie tabel 3) kon efficiënt worden bepaald welk injectieregime leidde tot de optimale condities voor reductieve dechlorering, die daarna ook plaats vond.

Tabel 5: Resultaten representatieve peilbuizen bioschermen 1 en 3 in Eindhoven (afgeronde concentraties)

peilbuis	diepte (m-mv)	DCE (µg/l)	VC (µg/l)	etheen (µg/l)	sulfaat (mg/l)	DOC (mg/l)	H2 (nM)	DNA Dehaloccoïdes (cellen per ml)
AANSTROOM: 5 à 10 m stroomopwaarts								
Pb I -1b	9 - 10	13.000 → 80.000 → 28.000 [27.000]	900 → 1.800 → 700 [400]	0 → 70 [40]	50 → 100 → 40	30 → 200 → 40	1 → 240 → 20	1.0 ^E +01
Pb II - 1	17 - 18	16.000 → 25.000 → 10.000 [11.000]	2.300 → 2.800 → 1.100 [1.600]	500 → 1.700 → 400 [700]	50 → 90 → 70	20 → 500 → 10	0,3 → 4 → 0,1	1,5E+02
IN SCHERMEN								
Pb I - 1a	11 - 12	9.000 → 50.000 → 50 [700]	1.000 → 4.900 → 50 [300]	6 → 4.400 → 2.200 [5.200]	50 → 90 → 2	20 → 400 → 90	0,4 → > 400 → 2	5,0E+01
Pb I -1c	13 -14	6.000 → 18.000 → 6.000 [4.000]	60 → 6.100 → 2.300 [1.900]	0 → 3700 → 3.300 [3.900]	60 → 100 → 2	10 → 800 → 70	0,2 → > 250 → 5	1.0 ^E +01
Pb I - 1c	17 -18	3.300 → 15.000 → 500 [1.600]	500 → 4.500 → 100 [500]	80 → 4.500 [4.900]	70 → 90 → 2	20 → 250 → 80	0,4 → > 400 → 4	1.0 ^E +01
Pb II - 2	17 -18	5.000 → 16.000 (→20) → 5.000 [9.000]	1.900 → 3.700 (→10) → 1.800 [1.500]	500 → 3.700 → 600 [300]	40 (→ 0) → 50	10 → 600 → 30	0,3 → > 160 → 0,3	1,5E+04

ACHTER SCHERMEN: 5 à 10 m stroomafwaarts

Pb I - 3	10 - 11	50 → 8.000 (→0) → 20 [14.000]	10 → 4.100 → 0 [2100]	0 → 5000 [900]	110 → 1	120 → 60	0,2 → > 460 → 2	3,5E+03
Pb I - 3	13 - 14	8.000 → 1.800 [4.300]	40 → 4.200 → 972 [1.600]	0 → 4.100 [3.800]	60 → 100 → 1	10 → 100 → 70	0,3 → 9 → 6	2,9E+03
Pb I - 3	17 - 18	3.800 → 9.900 (→70) → 200 [100]	180 → 3.700 (→54) → 150 [60]	2 → 5.300 → 5.000 [6.000]	80 → 1	120 → 250	0,4 → 40	5,7E+04
Pb I - 5	10 - 11	30 → 9.700 (→0) → 50 [3.200]	2 → 4.100 (→0) → 38 [1300]	0 → 4.900 [4.200]	70 → 1	140 → 90	0,6 → 185 → 1,2	4,2E+03
Pb I - 5	13 - 14	1.200 → 7.200 (→600) → 6700 [7000]	14 → 6.800 (→500) → 1800 [2000]	0 → 3.500 → 2.900 [2.900]	70 → 1	170 → 100	0,4 → 22 → 8	1,9E+03
Pb I - 5	17 - 18	9.300 → 30 [1.400]	3900 → 13 [700]	5300 [5000]	1	120 → 70	36 → 5	1,6E+04
Pb II - 3	18 - 19	1700 → 15.000 → 6 [40]	1500 → 3300 → 0 [18]	460 → 2700 → 2000 [850]	60 → 2	40 → 260 → 70	0,3 → 200 → 4	8,7 ^E +03

Weergegeven zijn de eerste, hoogste en laatste concentratie (indien beschikbaar en voor zover deze niet samenvallen) gemeten in de periode van 28 augustus 2000 (voor opstart scherm) tot 2 juni 2004 (voor beëindiging injecties). De resultaten van de DNA-analyses zijn van de monsterronde op 17 december 2003 (vlak voordat systeem 1 optimaal ging werken, terwijl systeem 3 al enige tijd optimaal functioneerde, zie hoofdstuk 5). (Indien relevant zijn laagste tussentijds behaalde concentratie tussen haakjes vermeld.) [Tussen vierkante haken staan de concentraties (indien gemeten) kort na beëindiging van de infiltraties: (eindmonitoringsronde van 13 oktober 2004.)

Uit tabel 5 blijkt dat in beide systemen van het bioscherm uitstekende resultaten zijn geboekt. Al in het begin van de proef in 2001 nam de mate van afbraak van chloorethenen in beide systemen toe. Halverwege 2002 was TRI verdwenen en was DCE gedeeltelijk omgezet in VC en etheen. In het bioscherm volgens systeem 3 zette de afbraak zich daarna naar wens voort. De concentraties DCE daalden van 10 à 20 mg/l aan de stroomopwaartse zijde van het scherm tot 5 µg/l aan de stroomafwaartse kant. De VC-concentraties stegen als gevolg van de omzetting aanvankelijk tot 1500 à 3300 µg/l en daalden daarna tot minder dan 1 µg/l. Volledige afbraak van deze componenten werd gerealiseerd aan het einde van 2002 en bleef gedurende 2 jaar stabiel. Een geringe reductie in de dechlorering halverwege deze stabiele periode (in 2003) is te wijten aan een technische storing. Direct na beëindiging van de actieve injecties (herfst 2004) valt de dechlorering terug. In bioscherm 1 stagneerde de afbraak in 2002, als gevolg van een verslechtering van de condities in de bodem die van belang zijn voor reductieve dechlorering. Uit de procesmonitoring bleek dat de injecties niet leiden tot voldoende hoge en stabiele concentraties van de uiteindelijke elektrondonor, waterstof.

Verhoogde filterdruk wees op verstoppingen in systeem 1. Microscopisch en chemisch onderzoek toonde aan dat deze verstoppingen werden veroorzaakt door ijzersulfideneerslag die zich in het onttrokken grondwater had gevormd door eerdere stimulering. In mei 2002 werd de eerste testperiode afgesloten met een zodanige wijziging van het systeem dat het meer functioneerde als een verdringingssysteem (zoals systeem 2): onttrekking uit het meeste rechtse filter (zie figuur 11), infiltratie in de beide filters daarnaast. Hierna bereikten de waterstofconcentraties direct het juiste niveau. Na verloop van tijd kwam de biologische afbraak goed op gang, in 2004 resulterend in vrijwel volledige omzetting in de bovenste en onderste laag en 80 à 90 % dechlorering in de middelste laag, die beduidend minder watervoerend is.

De resultaten worden gedetailleerd besproken in hoofdstuk 5.

5. EVALUATIE VAN DE RESULTATEN MET HET ACCENT OP DE TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN OP ANDERE LOCATIES

De verkregen gegevens worden hierna per locatie geëvalueerd. De randvoorwaarden, de effecten van de verschillende elektrondonoren en beïnvloeding van de procesparameters worden daarna besproken.

5.1 Wageningen

Als eerder aangegeven zal voornamelijk aandacht worden besteed aan het scherm aan de Walstraat. Voorafgaand aan de start van de injectie van de elektrondonor in het scherm, waren in de monitoringpeilbuizen erachter in augustus 2003 al analyses van het grondwater op chloorkoolwaterstoffen uitgevoerd. Aangezien de aangetroffen concentraties lager waren dan verwacht, zijn deze in september van hetzelfde jaar herhaald. De resultaten van deze tweede ronde bevestigden de eerdere waarnemingen. Als hoogste waarde werd toen op een diepte van 8 – 10 m-mv 60 µg/l aan PER gevonden. In peilbuis 2130, die in het scherm ligt, was toen op ongeveer dezelfde diepte een gehalte van 110 µg/l aan PER aanwezig. Hoewel er was gerekend op gehalten van enkele honderden µg/l, waren de gehalten nog wel zodanig, dat de aanleg van het scherm en het onderzoek is voortgezet. Dit te meer, omdat onduidelijk was of deze lage waarden tijdelijk of permanent waren.

Hoewel de locatie aan de Walstraat stroomopwaarts van de Costerweg ligt, werden in dezelfde periode bij het scherm aan de Costerweg veel hogere waarden gevonden. Dit kan te maken hebben met de reistijd van de verontreiniging door de bodem, maar er zou dan toch een betrekkelijk snelle uitdoving van de bronnen van de verontreiniging in het centrum van Wageningen hebben moeten plaatsvinden. Immers de reistijd van het grondwater van de Walstraat naar de Costerweg bedraagt ongeveer twee jaar.

De dosering van de elektrondonor is afgestemd op de verwachte vracht aan verontreiniging, die het scherm passeerde, waarbij ook nitraat en sulfaat als elektronacceptoren in ogenschouw werden genomen. In februari/maart 2006 is de dosering van de elektrondonor in het scherm aan de Walstraat toch nog vrijwel verdubbeld. Dit was noodzakelijk om het nitraat in het instromend grondwater de baas te worden. Hierbij is wel overgedoseerd, maar om binnen de looptijd van dit project resultaat te bereiken, is dat geaccepteerd. De gehalten aan nitraat waren met 50 tot 60 mg/l erg hoog en in de loop van het onderzoek leken deze ook nog toe te nemen. In feite is de voor anaërobe dehalogenering noodzakelijke denitrificatie in dit scherm het belangrijkste proces. Samen met ijzer- en sulfaatreductie is het de belangrijkste verbruikspaarparameter voor de gedoseerde elektrondonor. De afbraak van koolwaterstoffen verbruikt slechts een relatief klein deel van de gedoseerde elektrondonor.

Voor de positionering van het scherm t.o.v. de pluim is o.a. peilbuis 301/175 gebruikt, die in het plantsoen op de hoek Walstraat/Nudestraat is gelegen. Het grondwater liet hier alleen nog lage concentraties aan PER zien en er is toen besloten, dat het niet nodig was het scherm nog verder naar het zuiden door te zetten. Stroomopwaarts van deze peilbuis werd het grondwater onttrokken, dat is gebruikt bij het doseren van de elektrondonor (DW1). Hierdoor is zeer waarschijnlijk ook een enigszins zijdelingse stroming vanuit het scherm in deze richting ontstaan, hetgeen de significante toename van waterstof in het grondwater ter plekke zou kunnen verklaren (zie bijlage A).

Aanstroom Walstraat

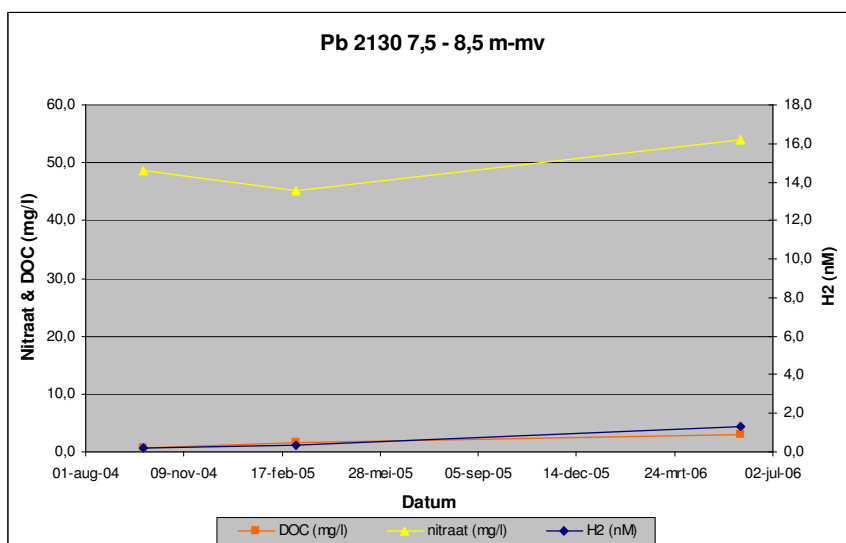
De resultaten van de analyses van het toestromende grondwater naar het scherm aan de Walstraat laten in de afgelopen 2 jaar een kleine afname van de verontreiniging zien. Daarentegen neemt het gehalte aan nitraat toe. Opvallend is de lichte verhoging aan methaan en waterstof in de peilbuizen 302/402 en 34/409 die op een afstand van respectievelijk ca 40 en 20 m stroomopwaarts van het scherm liggen. Ondanks de toename

van waterstof, hetgeen enige beïnvloeding door het scherm zou kunnen inhouden, maar ook een natuurlijke oorzaak kan hebben, is *Dehalococcoides ethanogenes* zowel bij de start als aan het eind van de monitoringperiode in peilbuis 34/409 niet aangetroffen in aantallen boven de detectiegrens van de bepaling.

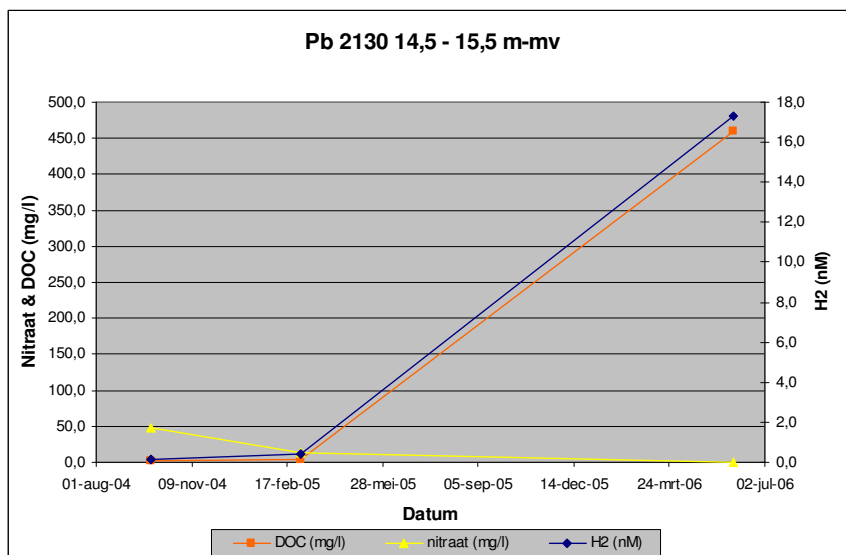
In het scherm Walstraat

De monitoringpeilbuizen van de 2130-serie staan op meerdere dieptes op korte afstand van het bioscherm en worden hierdoor beïnvloed (figuren 1 t/m 3). De indruk bestaat, dat op een diepte van 14,5 – 15,5 m-mv een beter doorlatende laag in de bodem aanwezig is, waardoor het monitoringfilter van de 2130-serie in de directe invloedssfeer van het bioscherm staat. Nitraat is daardoor ter plaatse van deze peilbuis volledig verdwenen en het DOC en de waterstofconcentratie zijn significant toegenomen (figuur 2). In het diepste filter werd een vergelijkbaar verloop gevonden, hoewel daar het nitraat niet volledig werd verwijderd. Hierbij moet worden opgemerkt dat het hier een dynamisch systeem betreft in die zin, dat er voortdurend vers grondwater binnenstroomt en dus ook de voorziening met elektrondonor gewaarborgd moet zijn om de gunstige condities te handhaven. Wanneer wordt uitgegaan van een directe invloedssfeer van een injectiefilter van ten hoogste enkele meters, is ook binnen enkele weken na beëindiging van de injecties de uitgangssituatie weer hersteld. Een monitoringpeilbuis, die niet direct in de invloedssfeer van een injectie ligt, ontvangt dus ook inkomend onbehandeld grondwater en de gehalten van de aanwezige verontreiniging zullen in een dergelijke peilbuis niet naar nul gaan, maar er zal zich een dynamisch evenwicht instellen tussen aanvoer en afbraak. Pas op enige afstand van het scherm, wanneer er voldoende dispersie van de elektrondonor heeft plaatsgevonden zouden nitraat en de verontreiniging volledig moeten zijn verwijderd.

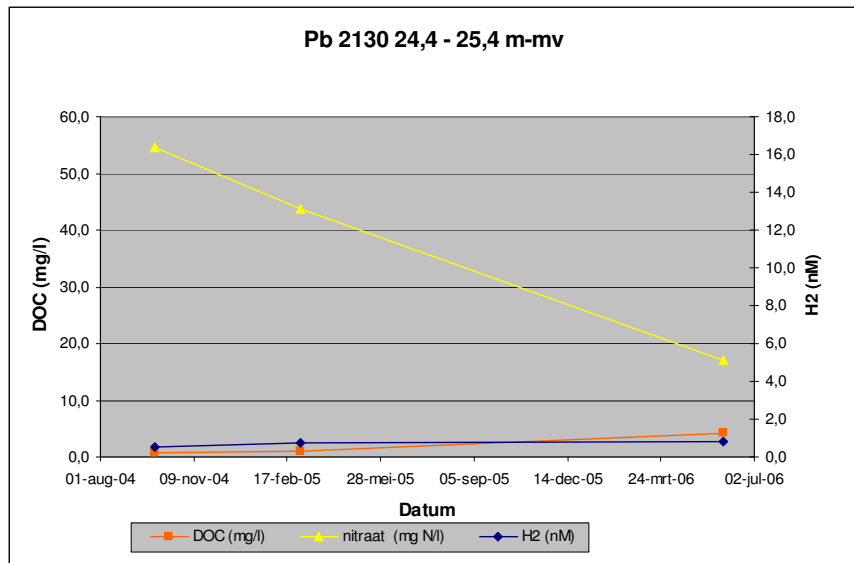
Figuur 14:
Verloop van de gehalten van nitraat, DOC en waterstof in het scherm.



Figuur 15: Verloop van de gehalten van nitraat, DOC en waterstof in het scherm (NB afwijkende linker Y-as)



Figuur 16:
Verloop van de
gehalten van nitraat,
DOC en waterstof in
het scherm.



Op een diepte van 14,5 tot 15,5 m-mv werden bij de nulmeting (voordat de injectie van elektrondonor werd gestart) al dehalogenerende micro-organismen aangetroffen. De aantallen ervan zijn in de loop van het onderzoek sterk toegenomen. Op grotere diepte was deze toename in feite nog veel groter, omdat hier bij de start van het onderzoek geen dehalogeneerders werden aangetroffen. Op een diepte van 8 m-mv, waar sowieso weinig effect werd waargenomen van het bioscherm, werd ook de aanwezigheid van dehalogeneerders niet aangetoond.

10m achter scherm Walstraat

In het licht van het voorgaande zou de invloed van het scherm aan de Walstraat vooral zichtbaar moeten worden in de monitoringpeilbuizen 10 m achter het scherm aan de rand van de gracht (peilbuizen 800.1 t/m 800.5). Bij een lineaire grondwaterstromingssnelheid van 75 m per jaar kan de invloed in principe zichtbaar zijn na ca 1,5 maand. Hierbij moet worden opgemerkt dat de retardatiefactor voor een specifieke component, wel van invloed is op het moment waarop een maatregel, die in het scherm wordt genomen, waarneembaar wordt in de monitoringpeilbuizen. Voor nitraat en waterstof kan worden uitgegaan van een retardatiefactor 1 en voor de gebruikte elektrondonor van een factor 2. Voor PER, TRI en DCE is deze weer hoger (in deze bodem 3 - 4). Mede om deze reden is in eerste instantie vooral naar het verdwijnen van nitraat gekeken, ook omdat nitraat vergaand moet worden gereduceerd voordat anaërobe dehalogenering van chloorkoolwaterstoffen kan optreden. De waterstofconcentraties en de DOC namen alleen in het diepste pakket enigszins toe. Dit houdt in, dat de elektrondonor in het traject van het scherm tot de monitoringpeilbuizen vergaand is verbruikt.

Gedurende de looptijd van het project is de elektrondonordosering enkele keren verhoogd, omdat nitraat aanwezig bleef. De gehalten namen op alle dieptes af, maar de denitrificatie was op het eind van dit project op 20 tot 22 m-mv nog niet volledig. Aangenomen wordt, dat de afname zich wel verder zal voortzetten. Dit heeft uiteindelijk geleid tot een juiste dosering van de elektrondonor op basis van de dynamiek van het systeem (zie tabel 6). Wanneer rekening werd gehouden met de aanwezigheid van zowel nitraat, sulfaat als ijzer en met enig verlies door methaanproductie, zou de elektrondonorbehoefte op een niveau van circa 4,5 m³/jaar liggen. In de periode oktober 2004 t/m december 2005 is 4,5 m³ geïnjecteerd, hetgeen overeenkomt met een dosis van 3,6 m³/jaar. Aangezien dit ook inderdaad tot een onvolledige verwijdering van nitraat leidde, is de dosering in februari/maart 2006 sterk

verhoogd tot circa 8 m³/jaar. In die periode zijn de geochemische condities dan ook sterk verbeterd, hetgeen zich uitte in vergaande nitraatreductie en de afname van VOCl-gehalten. Bij de infiltratie van de elektrondonor is ook rekening gehouden met de verticale verdeling van de verontreiniging. Om die reden is de meeste donor in de middelste bodemlagen in het scherm geïnfilteerd.

Op alle dieptes waar de verontreiniging met chloorkoolwaterstoffen aanwezig is, zijn ook dehalogeneerders aangetroffen. In de loop van het project zijn de aantallen zodanig toegenomen, dat deze ook gevonden zijn op de dieptes, waar ze eerst niet werden gevonden. Dit lijkt in tegenspraak met de aanwezigheid van nog enig nitraat en de relatief hoge redoxwaarden. Kennelijk zijn er toch voldoende niches, waar groei mogelijk is. Op alle dieptes werd ook methaan gevonden. De toename van de gehalten van methaan na de start van de injectie van elektrondonor laten ook zien dat, in aanwezigheid van extra organisch materiaal, groei van methaanvormende micro-organismen optreedt. Het is dus kennelijk mogelijk, dat in de bodem methaanvorming en dehalogenering naast denitrificatie kunnen optreden.

Tabel 6: Overzicht parameters van belang bij de berekening elektrondonorvraag

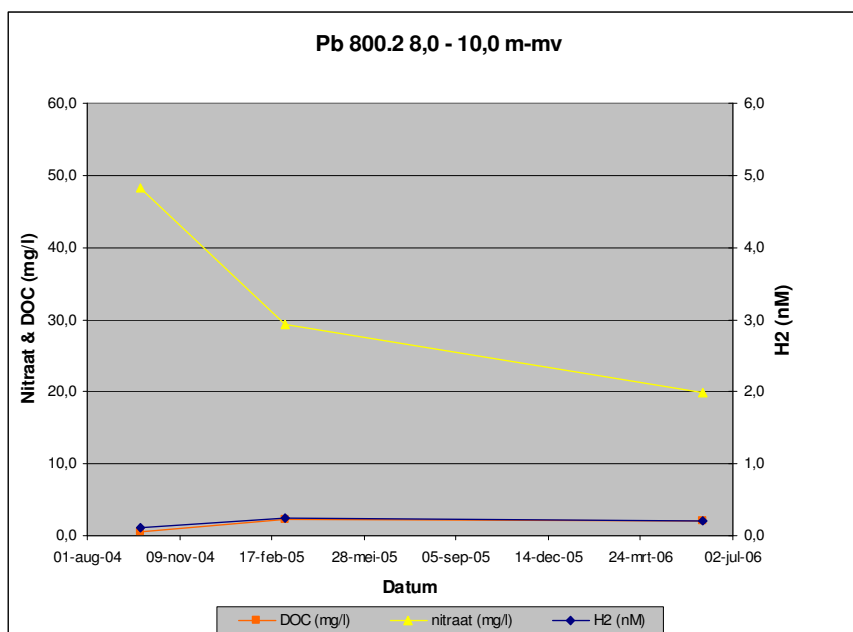
parameter	waarde	eenheid
grondwaterstroming (lineair)	75	m/jaar
natte doorsnede scherm	1250	m ²
debiet grondwater	28125	m ³ /jaar
nitraat in het instromend grondwater	1125	kg/jaar
nitraat in het grondwater voor de elektrondonordosering	600	kg/jaar
vracht VOCl	5,6	kg/jaar
e-donorvraag nitraat en VOCl (uitgedrukt als CZV*)	1800	kg/jaar
verbruik e-donor andere processen (als CZV)	900	kg/jaar
Totaal e-donorvraag (als CZV)	2700	kg/jaar

* CZV = chemisch zuurstofverbruik (Er wordt ook organisch koolstof als maat gebruikt, maar er moet dan wel rekening worden gehouden met verminderde effectiviteit door aanwezigheid van zuurstof zoals in suikers).

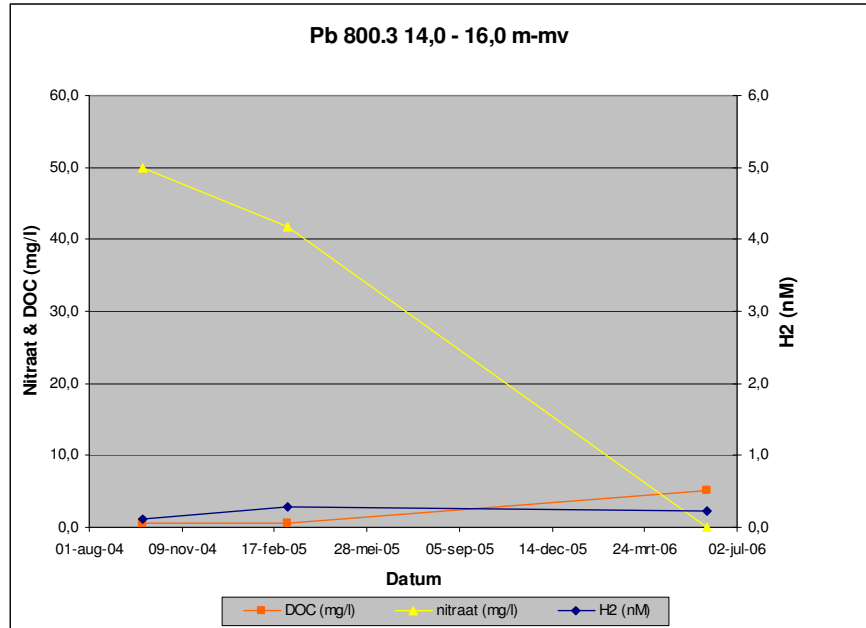
In de figuren zijn de resultaten van de metingen opgenomen die door en samen met TNO zijn uitgevoerd. Om het tijdstip voor een zinvolle eindanalyse in het kader van dit project vast te stellen, zijn ook tussentijdse metingen uitgevoerd door BioSoil R&D. De resultaten van de diverse metingen bevestigen elkaar. Een volledig overzicht van de resultaten is opgenomen in bijlage B.

Een figuur voor peilbuis 800.1 is niet opgenomen, omdat zo ondiep er geen nitraat werd gevonden. Wel was hier gedurende het project enige waterstof aanwezig en aan het eind van het project bevonden zich er ook dehalogeneerders.

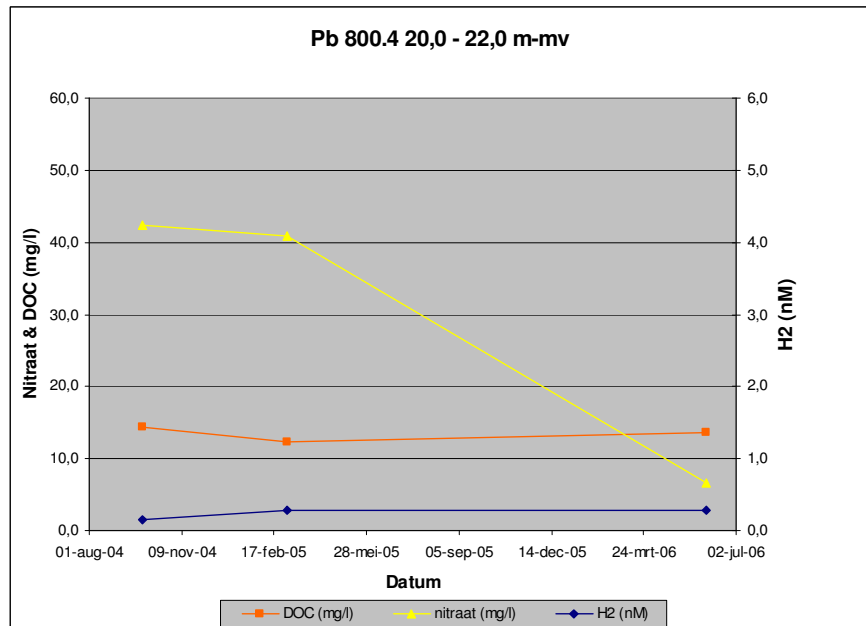
Figuur 17
Verloop van de gehalten van nitraat, DOC en waterstof op ca 10 m van het scherm.



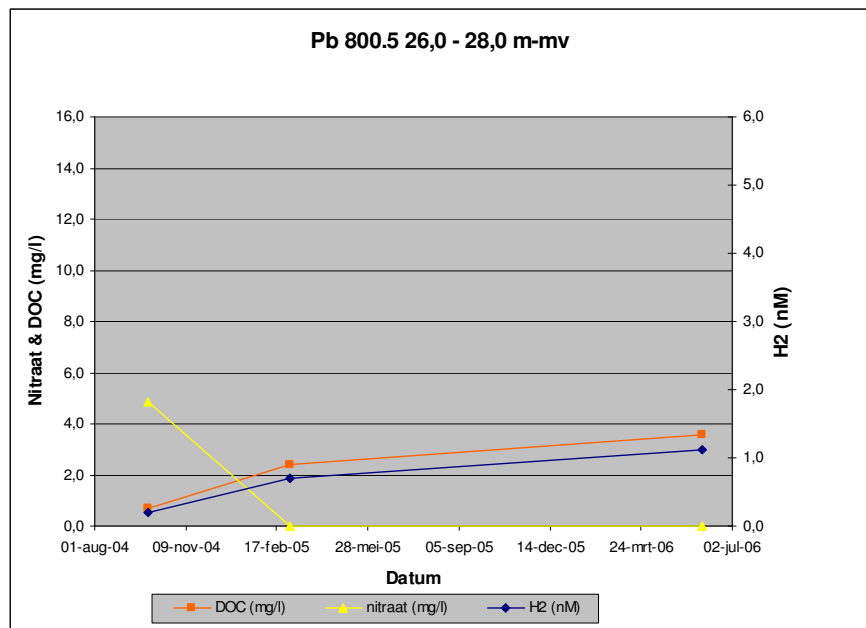
Figuur 18
Verloop van de
gehalten van
nitraat, DOC en
waterstof op ca 10
m van het scherm.



Figuur 19
Verloop van de
gehalten van
nitraat, DOC en
waterstof op ca 10
m van het scherm



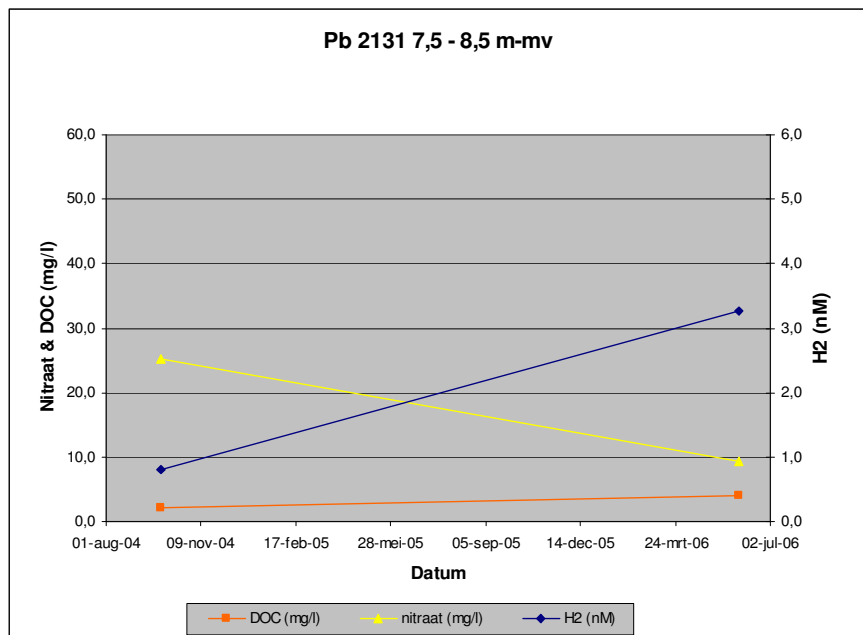
Figuur 20
Verloop van de
gehalten van
nitraat, DOC en
waterstof op ca 10
m van het scherm



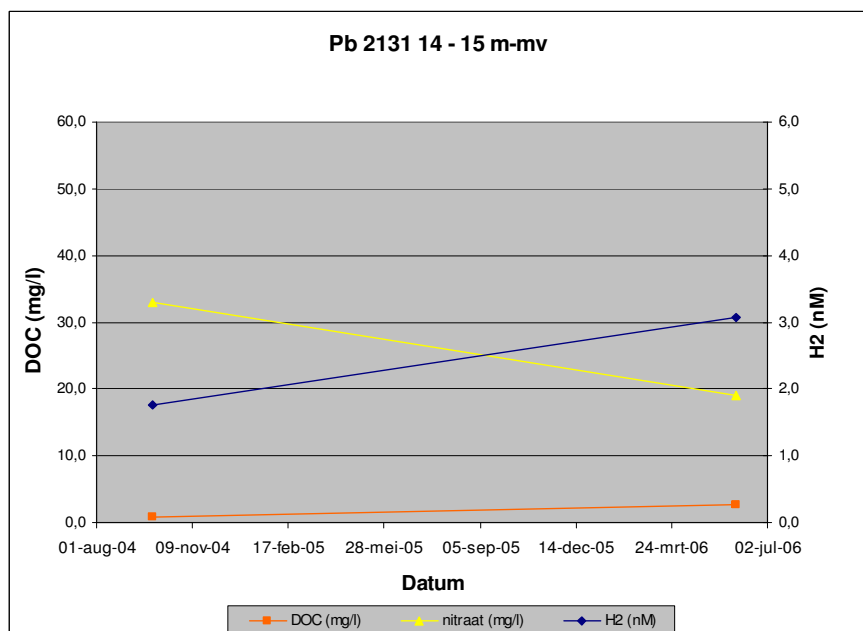
80m achter scherm Walstraat

Op ongeveer 80 m achter het scherm ligt peilbuisserie 2131. Deze is meegenomen om de werking op afstand van het scherm te kunnen inschatten. Bij de beoordeling van de gegevens moet er rekening mee worden gehouden, dat de geschatte verblijftijd van het grondwater in het traject van het scherm tot deze peilbuis al ruim een jaar zou zijn. Dit betekent bijvoorbeeld, dat de maatregelen die in 2006 zijn genomen in het scherm om de verwijdering van nitraat te verbeteren, hier nog niet zichtbaar kunnen zijn. Desondanks is een afname van de gehalten aan nitraat zichtbaar en zijn ook die van waterstof op twee van de drie dieptes duidelijk toegenomen. Dit heeft zich ook vertaald in een toename van het aantal dehalogeneerders op een diepte van 7,5 tot 8,5 m-mv. Op de andere dieptes is geen analyse uitgevoerd, omdat er eigenlijk nog weinig activiteit werd verwacht en op deze diepte wel veranderingen in de samenstelling van de chloorkoolwaterstoffen werd waargenomen. Op alle dieptes namen ook de gehalten aan methaan in het grondwater enigszins toe. Ook dit is een aanwijzing voor het verbeteren van de geochemische condities voor anaërobe dehalogenering.

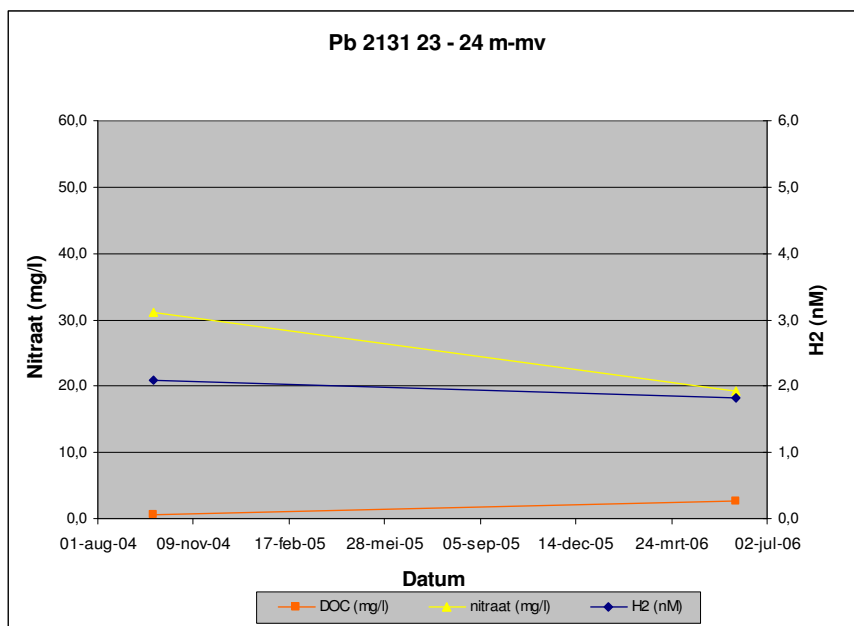
Figuur 21
Verloop van de gehalten van nitraat, DOC en waterstof op ca 80 m van het scherm.



Figuur 22
Verloop van de gehalten van nitraat, DOC en waterstof op ca 80 m van het scherm.



Figuur 23:
Verloop van de
gehalten van nitraat,
DOC en waterstof op
ca 80 m van het
scherm.



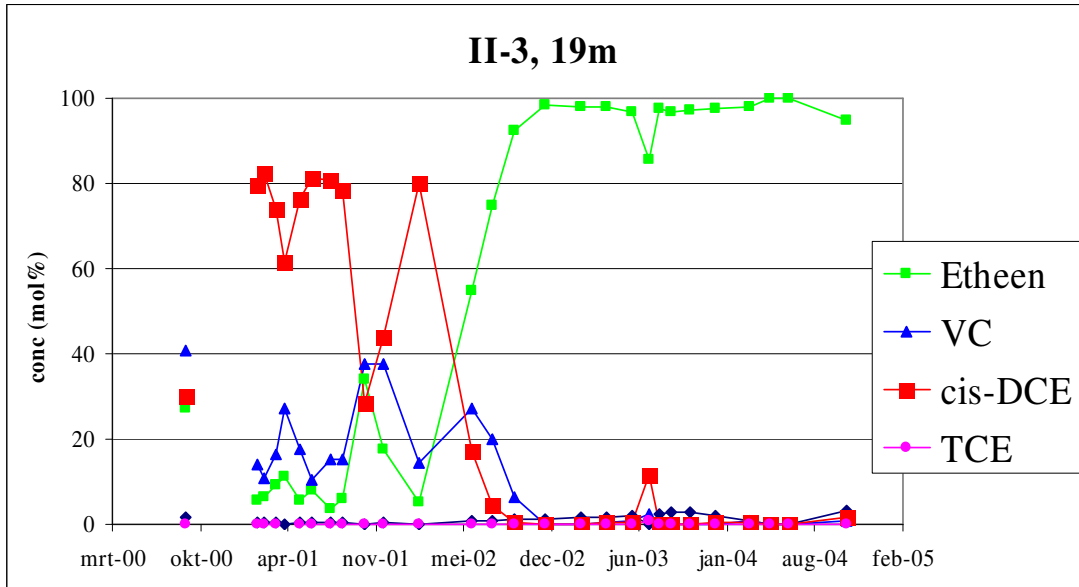
Achter Costerweg

Het scherm aan de Costerweg is al vanaf 2000 in gebruik. Er zijn enkele metingen uitgevoerd, omdat hiermee kon worden vastgelegd hoe de geochemische condities zich op de langere duur hebben ontwikkeld. De dehalogenering verloopt in dit scherm vrijwel volledig. Er zijn alleen nog sporen van de chloorkoolwaterstoffen aanwezig. Nitraat wordt volledig weggenomen en er is methaan aanwezig. Bij een tussentijdse controle zijn ook dehalogeneerders in een voldoende aantal aangetroffen. De waterstofconcentraties zijn relatief laag. Hierbij moet worden opgemerkt, dat de dosering van elektrondonor wordt afgestemd op de behoefte. Overdosering leidt op termijn tot verstopping van de infiltratiesystemen. Aangenomen wordt, dat in de reistijd van het scherm tot aan de monitoringpeilbuis in een periode van circa 8 weken, de waterstof wordt verbruikt.

5.2 Eindhoven

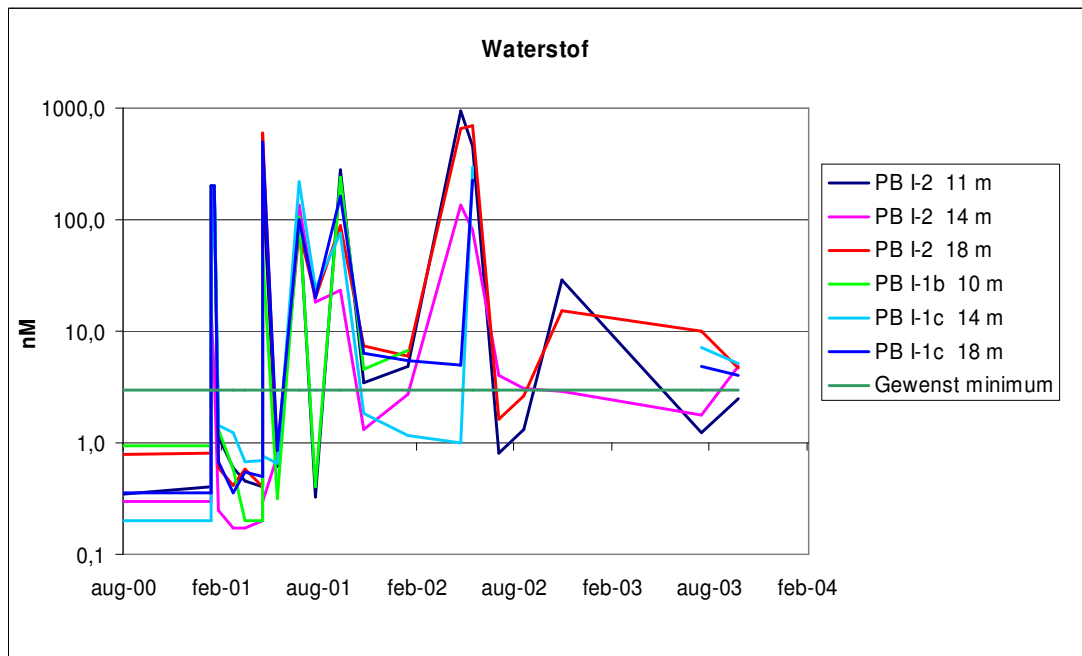
In beide systemen van het bioscherm zijn uitstekende resultaten geboekt. Al in het begin van de proef in 2001 nam de mate van afbraak van chloorkoolwaterstoffen in beide systemen toe (zie figuren 24). Halverwege 2002 was TRI verdwenen en was DCE gedeeltelijk omgezet in VC en etheen.

In het bioscherm volgens systeem 3 zette de afbraak zich daarna naar wens voort. De concentraties DCE daalden van 10 à 20 mg/l aan de stroomopwaartse zijde van het scherm tot 5 µg/l aan de stroomafwaartse kant. De VC-concentraties stegen als gevolg van de omzetting aanvankelijk tot 1500 à 3300 µg/l en daalden daarna tot minder dan 1 µg/l. Volledige afbraak van deze componenten werd gerealiseerd aan het einde van 2002 en bleef gedurende 2 jaar stabiel, zoals blijkt uit figuur 24. Een geringe reductie in de dechlorering halverwege deze stabiele periode (in 2003) is te wijten aan een technische storing. Direct na beëindiging van de actieve injecties (herfst 2004) valt de dechlorering terug.



Figuur 24: Concentratieverloop chloorethenen in stroomafwaarts filter systeem 3. De concentraties zijn weergegeven in molen, die een directe relatie hebben met het omzettingproces (1 mol TRI wordt omgezet in 1 mol DCE enzovoorts), als percentage van het totaal aan (in het monster aanwezige) (chlor)ethenen, om te compenseren voor concentratiefluctuaties in de tijd.

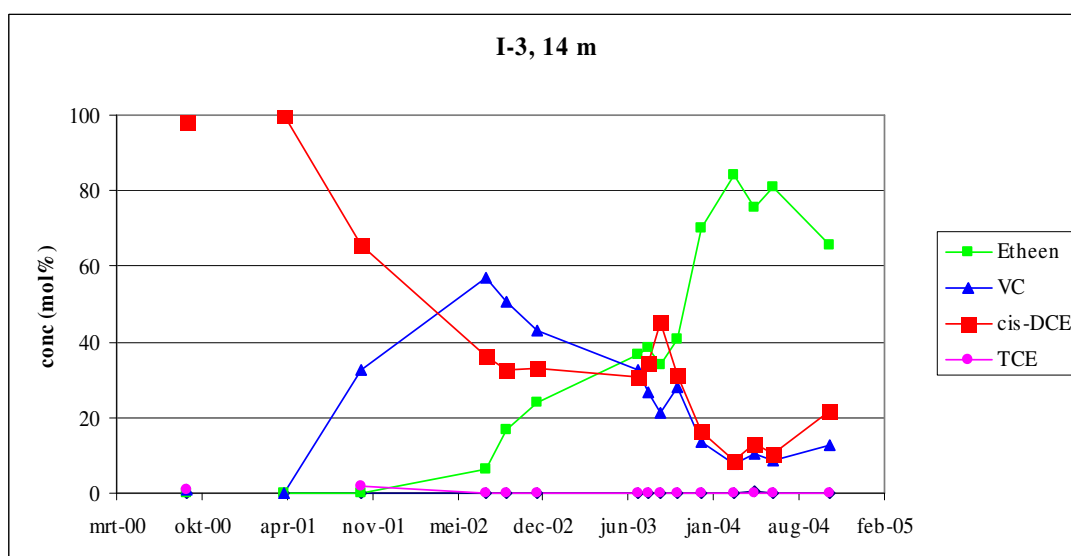
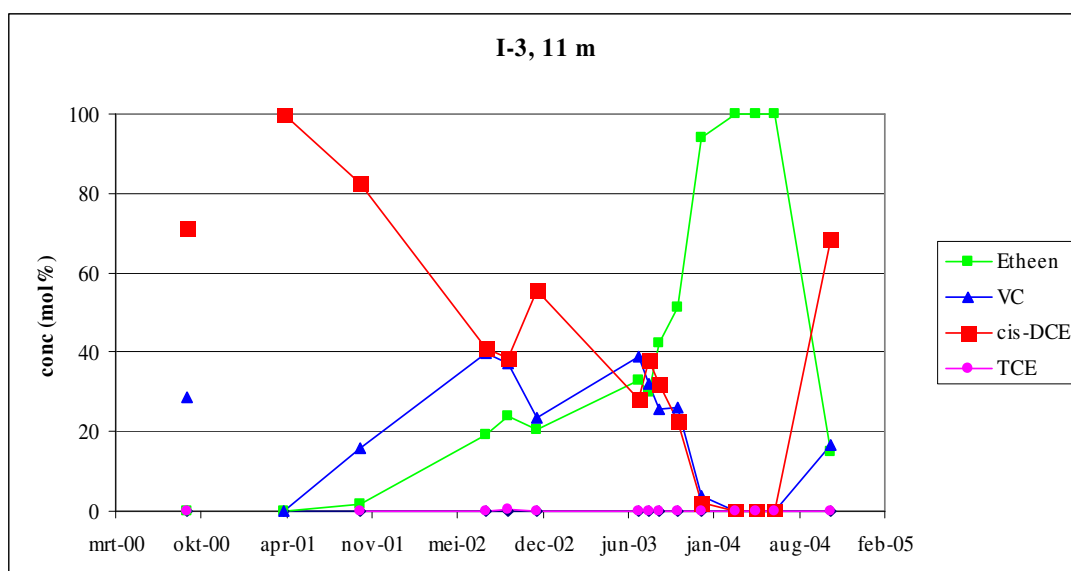
In bioscherm 1 stagneerde de afbraak in 2002, als gevolg van een verslechtering van de condities in de bodem die van belang zijn voor reductieve dechlorering. Uit de procesmonitoring bleek dat de injecties niet leiden tot voldoende hoge en stabiele concentraties van de uiteindelijke elektrondonor, waterstof (zie figuur 25).

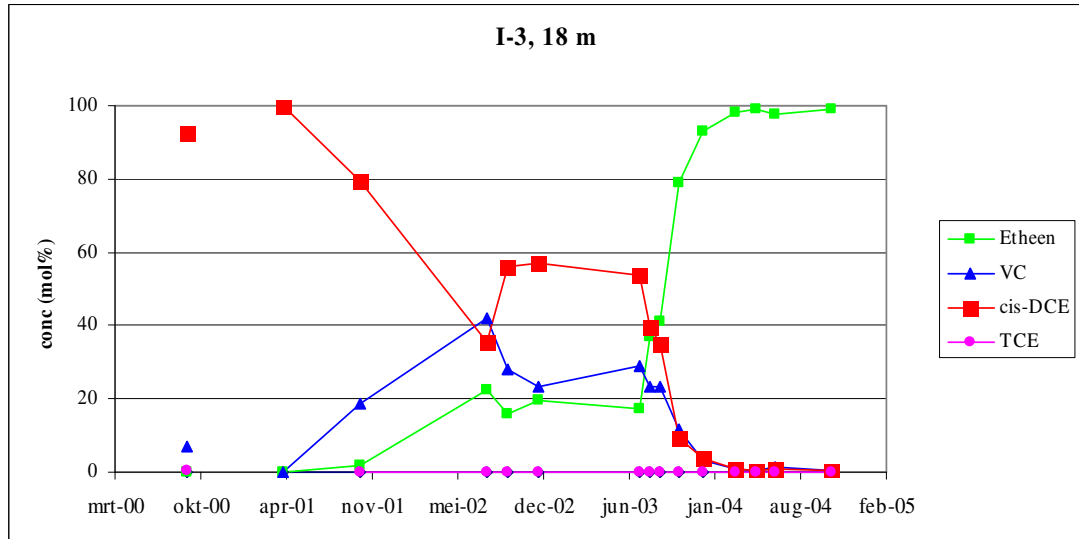


Figuur 25: Concentratieverloop waterstof in diverse filters in systeem 1 (de pieken zijn het gevolg van elektrondonorinjecties, die in het begin niet leiden tot stabiele waterstofconcentraties hoog genoeg voor voortgaande reductieve dechlorering).

Verhoogde filterdruk wees op verstoppingen in systeem 1. Microscopisch en chemisch onderzoek toonde aan dat deze verstoppingen werden veroorzaakt door ijzersulfideneerslag die zich in het onttrokken grondwater had gevormd door eerdere stimulering. In mei 2002 werd de eerste testperiode afgesloten met een zodanige wijziging van het systeem dat het meer functioneerde als een verdringingssysteem (zoals systeem 3): onttrekking uit het meeste rechtse filter (zie figuur 11), infiltratie in de beide filters daarnaast. Hierna bereikten de waterstofconcentraties direct het juiste niveau (zie figuur 25). Na verloop van tijd kwam de biologische afbraak goed op gang (zie figuur 26), in 2004 resulterend in vrijwel volledige omzetting in de bovenste en onderste laag en 80 à 90 % dechlorering in de middelste laag, die beduidend minder watervoerend is. Met de aanwezige voorlopige installatie was het niet mogelijk deze laag apart te behandelen. Opmerkelijk is het verschil in reactie op het beëindigen van de infiltraties: in de bovenste watervoerende laag valt de dechlorering duidelijk sneller terug.

Ook voor de andere chloorkoolwaterstoffen (zoals chloorethanen) werden goede resultaten bereikt. Omdat de proefscheren in de hoofdstroom van verontreinigd grondwater zijn geplaatst, is in deze periode een significante reductie in de verspreiding van de chloorkoolwaterstoffenverontreiniging gerealiseerd.

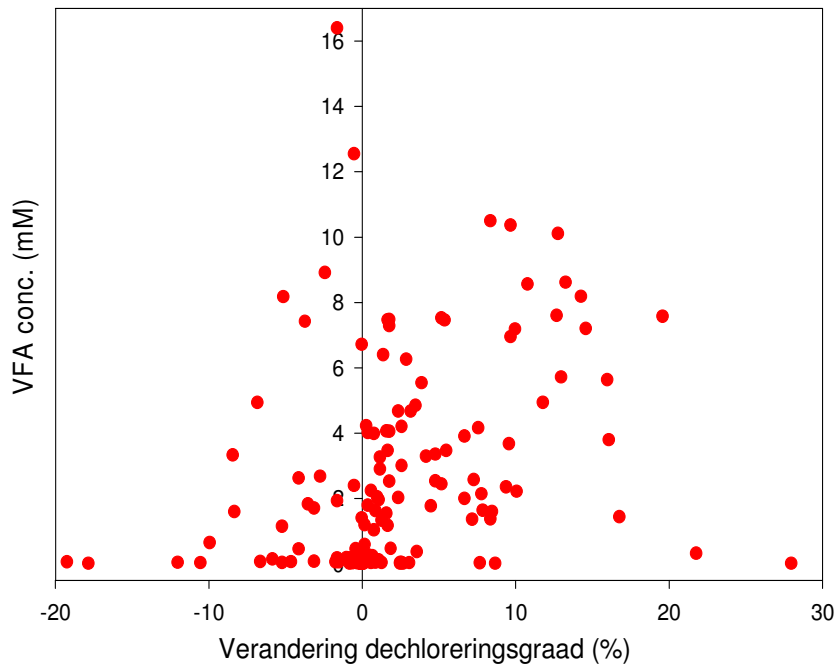




Figuur 26: Concentratieverloop chloorethenen in stroomafwaartse filter systeem 1. De concentraties zijn weergegeven in molen, die een direct relatie hebben met het omzettingsproces (1 mol TRI wordt omgezet in 1 mol DCE enzovoorts), als percentage van het totaal aan (in het monster aanwezig) (chloor)ethenen, om te compenseren voor concentratiefluctuaties in de tijd.

Door een uitgebreid procesparameterpakket te hanteren konden de condities die relevant zijn voor natuurlijke afbraak goed in kaart worden gebracht en waren snelle wijzigingen in injectieregime mogelijk, hetgeen een efficiënt werkend bioscherm opleverde. Wel bleken sommige parameters relevanter dan andere. Hieronder is per parameter een nadere beschouwing opgenomen die bij soortgelijke sanerings- dan wel isolatiemaatregelen van belang is voor de exacte keuze van het analysepakket.

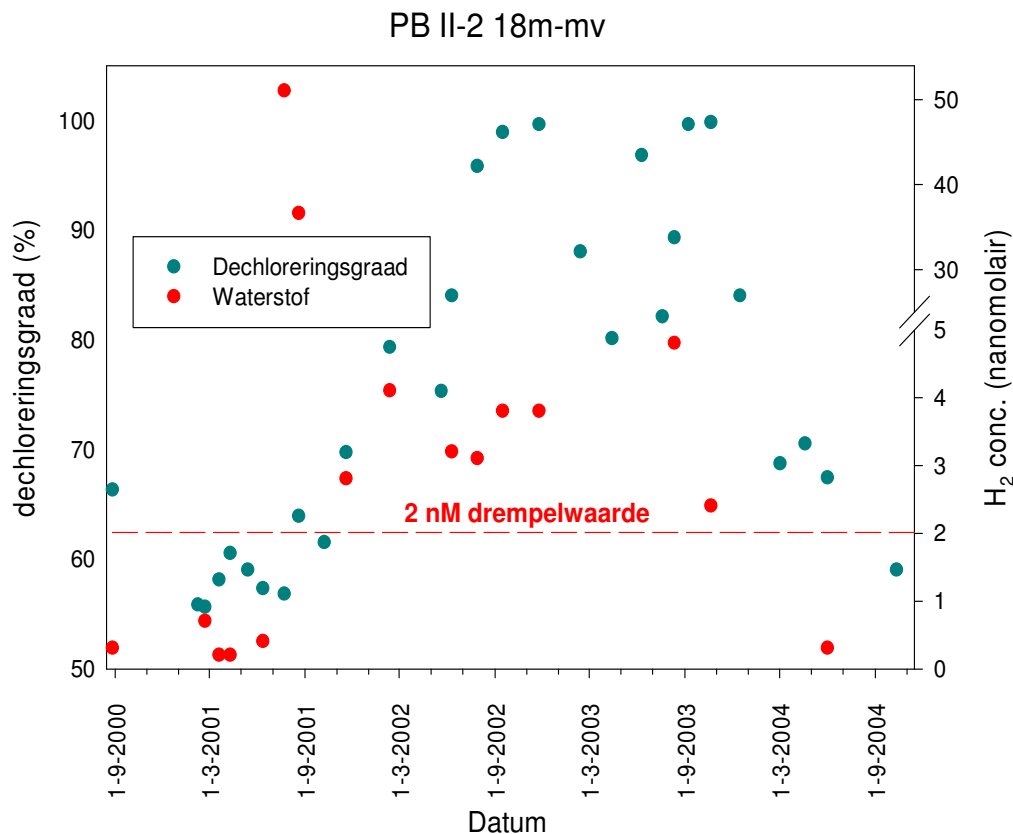
In figuur 18 is de concentratie van vluchtige vetzuren (VFA) uitgezet tegen de verandering van de dechloreringsgraad ten opzichte van de voorgaande meting.



Figuur 27: Concentratie vluchtige vetzuren (VFA) versus verandering van dechloreringsgraad (t.o.v. vorige meting) in alle gemonitorde peilbuizen in Eindhoven

Uit figuur 27 blijkt dat hoge VFA-concentraties over het algemeen een toename van de dechloreringsgraad opleveren. De aanwezigheid van VFA is echter geen harde garantie voor een toename van de dechloreringsgraad.

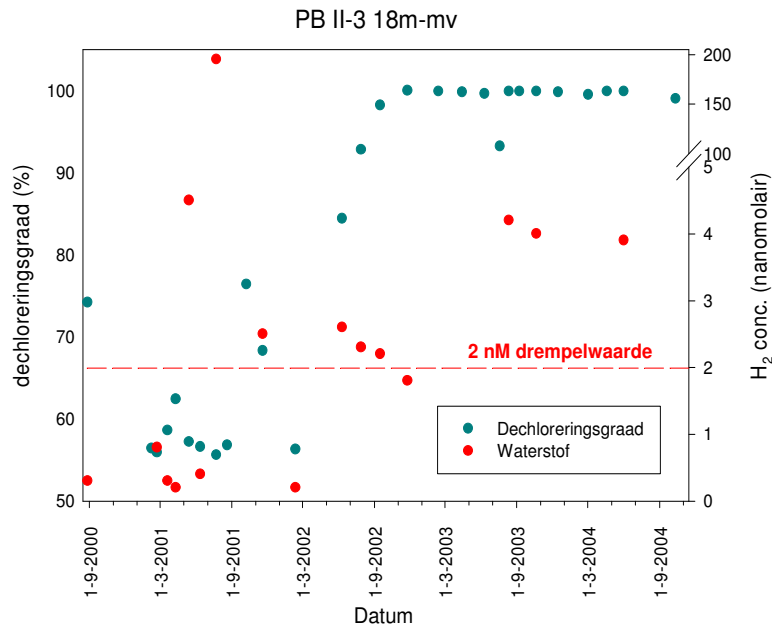
In figuur 28 zijn de waterstofconcentraties en de dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in de monitoringspeilbuis in systeem 3 uitgezet in één grafiek.



Figuur 28: Waterstofconcentraties en dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in peilbuis in systeem 3

Uit figuur 28 blijkt dat in het begin van de proefsanering, als nog relatief weinig elektron-donor wordt geïnfilteerd, de waterstofconcentraties laag blijven en de dechloreringsgraad niet toeneemt. Wanneer meer elektron-donor wordt toegevoegd stijgen de waterstofwaarden boven de drempelwaarde van 2 nM, waarboven wel dechlorering optreedt. Tegen het einde van de proefsanering bereikt de elektron-donor deze peilbuis in afnemende mate en zakt de waterstofconcentratie tot beneden de drempelwaarde en neemt ook de dechloreringsgraad af.

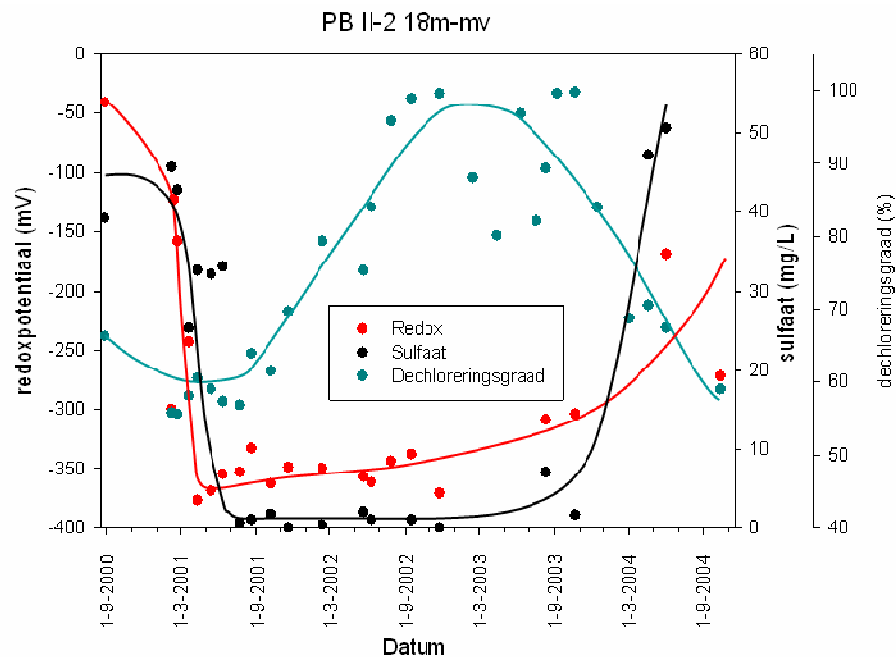
In figuur 29 zijn de waterstofconcentraties en de dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in de monitoringspeilbuis stroomafwaarts van systeem 3 uitgezet in één grafiek.



Figuur 29: Waterstofconcentraties en dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in peilbuis circa 5 meter stroomafwaarts van systeem 3

Uit vergelijking van figuur 29 met figuur 28 blijkt dat waterstofconcentraties en dechloreringsgraad juist stroomafwaarts van systeem 3 aanvankelijk eenzelfde verloop kennen als in het scherm. Pas wanneer meer elektrondonor wordt toegevoegd, stijgen de waterstofwaarden boven de drempelwaarde van 2 nM, waarboven wel dechlorering optreedt. Maar uit figuur 29 blijkt dat juist stroomafwaarts van het scherm de voor afbraak van chloorkoolwaterstoffen gunstige omstandigheden tot het einde van de proefperiode gehandhaafd blijven en de dechloreringsgraad hoog blijft.

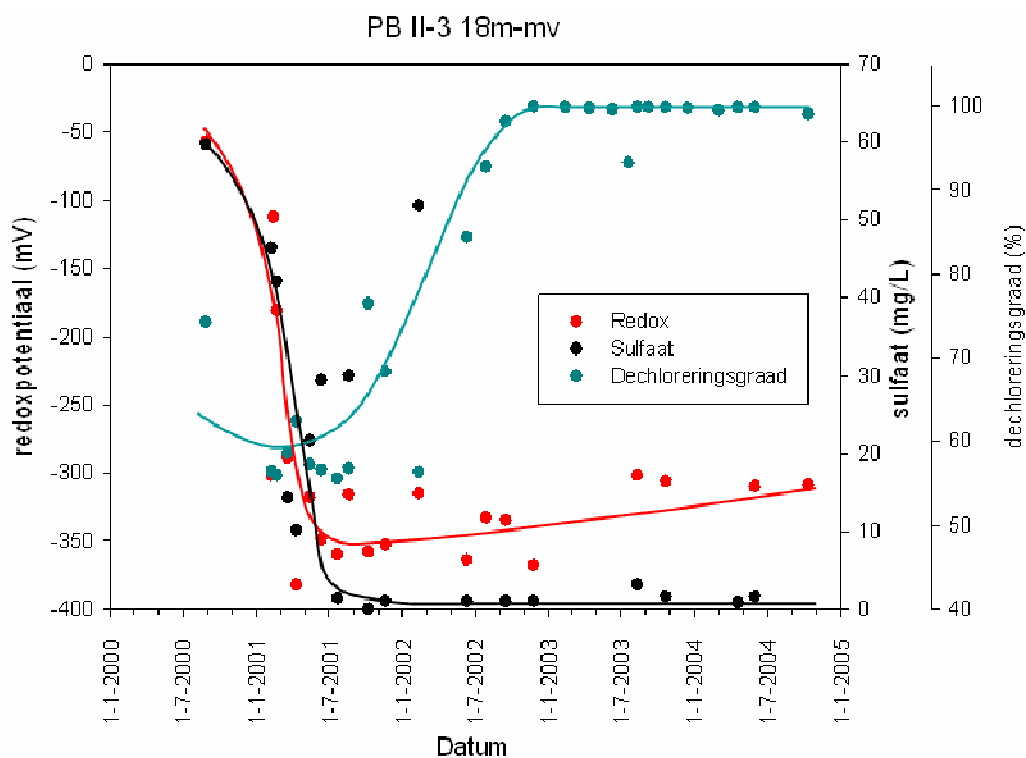
Figuur 30 geeft een vergelijking van redoxpotentiaal, sulfaatconcentratie en dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in de monitoringspeilbuis in systeem 3.



Figuur 30: Redoxpotentiaal, sulfaatconcentratie en dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in peilbuis in systeem 3

Uit figuur 30 blijkt dat redoxpotentiaal en sulfaatconcentratie in het scherm snel afnemen. De dechloreringsgraad stijgt nadat de redoxpotentiaal en sulfaatconcentratie voldoende laag zijn geworden. In het laatste jaar bereikt het substraat deze peilbuis in steeds mindere mate, dat zich uit in een sterke toename van de sulfaatconcentratie en de redoxpotentiaal en een stagnerende dechlorering.

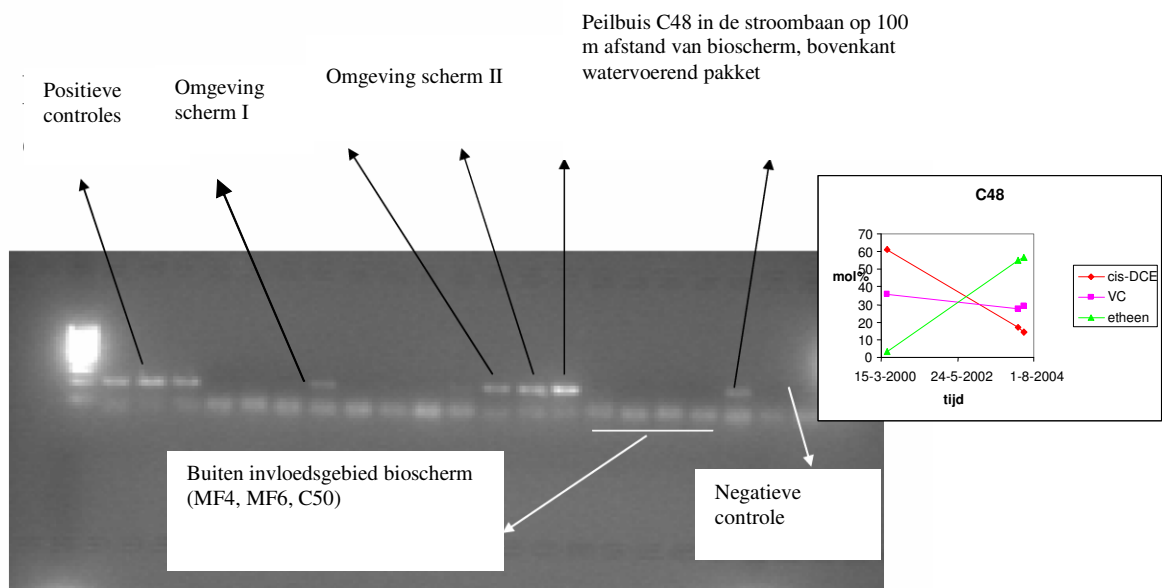
Figuur 31 geeft een vergelijking van redoxpotentiaal, sulfaatconcentratie en dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in de monitoringspeilbuis stroomafwaarts van systeem 3.



Figuur 31: Redoxpotentiaal, sulfaatconcentratie en dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in peilbuis circa 5 meter stroomafwaarts van systeem 3

Redoxpotentiaal, sulfaatconcentratie en dechloreringsgraad vertonen in figuur 31 aanvankelijk een zelfde verloop als in figuur 30. Maar uit figuur 31 blijkt (net als uit figuur 29) dat juist stroomafwaarts van het scherm de voor afbraak van chloorkoolwaterstoffen gunstige omstandigheden tot het einde van de proefperiode gehandhaafd blijven en de dechloreringsgraad hoog blijft.

In figuur 32 is ter illustratie een deel van de resultaten van de DNA-analyses weergegeven.



Figuur 32: PCR-detectie van *Dehalococcoides ethenogenes* in grondwater binnen en buiten het bioscherm en in peilbuis C48 op 100 m stroomafwaarts van het scherm. Inzet: sterke toename dechlorering in peilbuis C48 na ingebruikname bioscherm.

Uit figuur 32 blijkt dat de aanwezigheid in significante aantallen van het micro-organisme *Dehalococcoides ethenogenes*, dat in staat is volledige reductieve dechlorering uit te voeren, vrijwel samenvalt met het beïnvloedsgebied van het bioscherm. Opmerkelijk is dat tevens blijkt dat ook op 100 m afstand van het scherm, op de plaats waar het verontreinigde grondwater het watervoerend pakket instroomt, ook *Dehalococcoides ethenogenes* zijn aangetroffen. Dat het hier inderdaad grondwater betreft dat door het scherm is gekomen blijkt uit een stroombaananalyse en wordt bevestigd door de sterke toename van de dechloreringsgraad gedurende de proefsanering in deze stroomafwaartse peilbuis. *Dehalococcoides ethenogenes* is in geen van de 48 andere monsters, genomen in een dwarsdoorsnede van de pluim verdeeld over de gehele diepte van het watervoerende pakket, aangetroffen (resultaten niet weergegeven). Het is daarom aannemelijk dat micro-organismen worden meegenomen door de grondwaterstroming en ook in de verontreinigingspluim de afbraak stimuleren. Door de beëindiging van de proef kon dit niet verder worden onderzocht. Een dergelijke stroomafwaartse werking ligt ten grondslag aan het ontwerp van het Wageningse bioscherm.

5.3 Vergelijking onderzochte bioschermen

Een opvallend verschil tussen de bioschermen te Wageningen en Eindhoven was de aanwezigheid van nitraat in het grondwater te Wageningen en sulfaat te Eindhoven. Om anaërobe dehalogenering van chloorkoolwaterstoffen te verkrijgen is het een absolute voorwaarde, dat de gehalten aan nitraat vergaand worden verwijderd m.b.v. denitrificatie. Voor sulfaat geldt dit in mindere mate, omdat sulfaatreductie en dehalogenering parallel kunnen verlopen. Dit geldt met name voor dehalogenering van PER en TRI tot DCE. Voor volledige dechlorering tot etheen is in principe volledige sulfaatverwijdering nodig, zoals werd waargenomen bij de sanering in Eindhoven. Bij aanwezigheid van overmaat elektrondonor kan sulfaatreductie en reductieve dechlorering wel gelijktijdig optreden.

Verder kan de heterogeniteit een rol spelen, waardoor bijvoorbeeld dechlorering in kleinere, sterker anaërobe poriën plaatsvindt dan sulfaatreductie.

Een tweede belangrijk verschil is, dat in Eindhoven al sprake was van een significante natuurlijke afbraak, die in Wageningen niet of nauwelijks optrad. In Eindhoven werden in het scherm voornamelijk de afbraakproducten van PER en TRI gevonden (DCE en VC), terwijl in Wageningen hoofdzakelijk PER in het toestromende grondwater werd aangetroffen. Dit betekent, dat in Wageningen de afbraakcapaciteit voor chloorkoolwaterstoffen nog moest worden opgebouwd, terwijl in Eindhoven deze alleen hoefde te worden gestimuleerd om anaërobe dehalogenering te verkrijgen. Dit verklaart ook het verschil in aanpak. Op beide locaties is gekozen voor het creëren van een kunstmatige dwarse stroming op de natuurlijke grondwaterstroming, maar in Eindhoven is ook grondwater, dat bovenstrooms werd onttrokken in het scherm geïnfiltreerd. Wanneer niet al een zekere natuurlijke afbraak in de bodem plaatsvindt, is dat een minder goede aanpak, omdat dan in het scherm steeds grondwater wordt geïnjecteerd, dat niet de juiste condities voor afbraak met zich meebrengt.

Gezien de relatief hoge lineaire grondwaterstromingsnelheid van circa 75 m/jaar is in Wageningen door BioSoil R&D bij de uitbreiding van het scherm aan de Walstraat gekozen voor natuurlijke dispersie. Dit lijkt op de meest succesvolle door TNO geteste systeemvariant, waarbij in het scherm ook alleen is geïnfiltreerd. De snelheid van de grondwaterstroming in Eindhoven bedroeg echter slechts 3 - 5 m/jaar, waardoor hier waarschijnlijk de verspreiding meer op basis van diffusie heeft plaatsgevonden dan door dispersie. Door de lage grondwaterstromingsnelheid zijn ook de verblijftijden in de geactiveerde zone lang. Processen als sulfaatreductie en methaanvorming krijgen dan bij een periodieke injectie meer kans, omdat er regelmatig hoge gehalten aan elektrondonor aanwezig zijn.

Zowel in het scherm aan de Costerweg te Wageningen als in de schermen te Eindhoven zijn slechte ervaringen opgedaan met mengen van water uit verschillende lagen; in Eindhoven bovendien ook met het opnieuw stimuleren van al eerder behandeld water. In Wageningen viel de dechlorering terug, in Eindhoven ontstonden verstoppingen door het gevormde ijzersulfide. Dat dit laatste niet in Wageningen gebeurde, wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de veel lagere gehalten aan sulfaat en de geringere sulfaatreductie.

Bij het beëindigen van de elektrondonorinjectie in het scherm in Eindhoven valt de dehalogenering in relatief korte tijd terug, hetgeen wijst op een hoog elektrondonorverbruik. In Wageningen werd indirect een vergelijkbare waarneming gedaan. Door het geleidelijk toenemen van het gehalte aan nitraat in het instromende grondwater, zijn er enkele keren situaties ontstaan, waarbij de elektrondonordosering niet meer voldoende was voor het volledig wegnemen van het nitraat. Gezien de concurrentie door nitraatreduceerders voor de elektrondonor liep op die momenten ook de dehalogenering terug, mede doordat ook de redoxpotentiaal opliep. Verhoging van de dosering leverde dan herstel van de afbraak van chloorkoolwaterstoffen op. Hieruit blijkt, dat een bioscherm gevoelig is voor verandering in de samenstelling van het toestromende grondwater en voor continuïteit van de elektrondonordosering.

In Wageningen werd de elektrondonor weliswaar periodiek gedoseerd, maar de perioden tussen de doseringen was kort (minder dan 24 uur). Rekeninghoudende met de grondwaterstromingsnelheid en de invloedssfeer van een injectiefilter komt dit stroomafwaarts van een injectiefilter in feite neer op een continue dosering. In Eindhoven is periodiek geïnfiltreerd met veel grotere tussenpozen. Dit was daar mogelijk, omdat het grondwater maar langzaam stroomde. Omdat het grondwater bovendien al relatief anaëroob was, bleven de omstandigheden geschikt voor afbraak, ook bij tijdelijke afwezigheid van elektrondonor. Wanneer in Wageningen een lagere doseerfrequentie zou worden gehanteerd, zouden voortdurend wisselende omstandigheden optreden in het bioscherm, hetgeen negatief is voor de werking ervan.

5.4 Randvoorwaarden voor het toepassen van een bioscherm

In tabel 3 in Hoofdstuk 3 zijn de optimale waarden gegeven voor de diverse procesparameters, die van belang zijn voor het verlopen van anaërobe dehalogenering van chloorkoolwaterstoffen in de bodem. Deze zijn afgeleid uit diverse onderzoeken, waaronder de D-NA methodiek voor het vaststellen van de mogelijkheden voor en de stabiliteit van natuurlijke afbraak (SKB-rapport SV-513).

In onderstaande tabel worden de parameters, die van belang zijn voor het beoordelen van de haalbaarheid van een bioscherm samengevat. De genoemde optimale waarden hoeven in de uitgangssituatie nog niet aanwezig te zijn, maar moeten wel in het aan te leggen bioscherm kunnen worden gerealiseerd. De haalbaarheid hiervan kan worden nagegaan door laboratoriumonderzoek of een pilot in het veld.

Tabel 7: Procesparameters

Parameter	Randvoorwaarden	Toelichting
Bodemmilieu		
Temperatuur	12 - 20 °C	Niet werkelijk beïnvloedbaar.
zuurgraad (pH)	5,5 - 8	Zonodig instellen door aanpassing elektrondonor
Redoxpotentiaal(mV)	< - 250	Controleren
Nitraat, nitriet	< 1 mg/l	Bij hogere concentraties is het stimuleren van denitrificatie een absolute voorwaarde voor het verkrijgen van een werkend scherm om remming van dechlorering te voorkomen.
Sulfaat	< 1 - 20 mg/l	Ook verwijdering van sulfaat is belangrijk voor volledige dechlorering. Ruim concentratietraject omdat in bodem verschillende condities naast elkaar kunnen bestaan.
Sulfide	> 0,1 mg/l	De aanwezigheid van sulfide verraadt een reeds redelijk lage redoxpotentiaal
Ijzer (Fe)	> 1 mg/l	De aanwezigheid van ijzer verraadt een reeds lage redoxpotentiaal
DO ₂	< 0,5 mg/l	Bij hogere concentraties moet worden nagegaan of er dehalogeneerders aanwezig zijn.
Methaan	> 1 mg/l	De aanwezigheid van methaan verraadt een voldoende lage redoxpotentiaal
Elektrondonor (evenwichtsconcentraties)		
DOC	> 20 mg/l	Elektrondonor
Azijnzuur, propionzuur, boterzuur	> 1 mM	Vluchtige vetzuren ontstaan bij omzetting van een organische elektrondonor
Waterstof	> circa 2 à 5 nM	Uiteindelijk elektrondonor; relatief hoge concentraties nodig voor volledige dechlorering
Verontreiniging		
Afbraakproducten	aanwezig	Dit betreft vooral VC en etheen, omdat dat aangeeft dat de dehalogenering volledig is.
Microbiologie		
Dehalococcoïdes Ethenogenes	detecteerbaar	Bij twijfel over de haalbaarheid levert deze bepaling belangrijke aanvullende informatie.

Het bodemmilieu levert de belangrijkste uitgangspunten voor het beoordelen van de haalbaarheid van de toepassing van een bioscherm. Hierbij moet steeds als uitgangspunt worden genomen dat, afwijkend van de beoordeling van natuurlijke afbraak, de maatregelen in het bioscherm de omstandigheden actief beïnvloeden. Wel valt het aan te raden om die parameters, die sterk afwijken van de ideale omstandigheden en derhalve ook ferme

maatregelen vragen, te onderzoeken in het laboratorium of bij een proefsanering (pilot). Op deze wijze wordt aangetoond, dat de voorgestelde maatregelen ook effectief zijn. De mate van de mogelijke beïnvloeding wordt hierna expliciet aangegeven.

Temperatuur

In-situ saneringen en dus ook bioschermen worden bij voorkeur uitgevoerd bij omgevingstemperatuur. Bij actieve en effectieve aërobe in-situ saneringen kan een significante temperatuurverhoging optreden. Bij anaërobe processen is dit door BioSoil R&D niet waargenomen. De bodem zou kunnen worden verwarmd, omdat biologische processen sneller verlopen bij hogere temperaturen. Maar er zijn bijvoorbeeld in Wageningen geen seizoensafhankelijke variaties gevonden van de effectiviteit van de schermen. Verder is de verblijftijd in de schermen zodanig, dat ook bij lagere afbraaksnelheden een voldoende afbraak kan worden bereikt.

Zuurgraad

Wanneer de pH te sterk afwijkt moet deze worden gecorrigeerd.

Nitraat

Bij het beoordelen van de haalbaarheid van een bioscherm spelen de vrachten aan elektronacceptoren, die het scherm passeren, een belangrijke rol. Immers, de dosering aan elektrondonor moet hier tenminste gelijke tred mee houden. Nitraat, zoals in het scherm te Wageningen, dient in ieder geval te worden weggenomen. In dat geval wordt ook voldaan aan de eis voor zuurstof (zie hieronder). Wanneer hoge gehalten aan nitraat aanwezig zijn, is het zeer wel mogelijk, dat dehalogenerende micro-organismen afwezig zijn. Een controle hierop is dan zinvol, omdat de dehalogenering anders bij cis-DCE kan stokken. De haalbaarheid van de denitrificatie in combinatie met dehalogenering kan nagegaan worden in laboratoriumonderzoek. Voor nitraat spelen verder globaal dezelfde processen een rol als voor sulfaat (zie hieronder).

Sulfaat / sulfide

In het scherm te Eindhoven is gebleken, dat daar ook sulfaat weggenomen diende te worden om een volledige dehalogenering mogelijk te maken. In dit verband kunnen verschillende processen een rol spelen:

- directe remming van de werking van enzymen betrokken bij de dechlorering
- competitie om elektrondonor met niet-dechlorerende bacteria die de betreffende alternatieve elektronacceptor kunnen gebruiken
- voorkeur van sommige dechlorerende micro-organismen voor de betreffende alternatieve elektronacceptor

Dit betekende, dat hier een gehalte aan sulfaat in het grondwater van < 1 mg/l nodig was. In het rapport SV-513 wordt een grens van 20 mg/l genoemd. Omdat in de bodem, door de grote variatie in poriëngrootte, heel verschillende omstandigheden naast elkaar kunnen bestaan, is dechlorering in aanwezigheid van enig sulfaat soms wel mogelijk. Sulfaatreductie en reductieve dechlorering kunnen ook gelijktijdig optreden in aanwezigheid van overmaat elektrondonor.

Bij sulfaatreductie komt sulfide vrij. Door beide parameters te bepalen wordt een voldoende inzicht in het proces verkregen.

IJzer

IJzer wordt gereduceerd, voordat dehalogenering kan optreden. Ook in sterk ijzerhoudende gronden is niet al het ijzer beschikbaar. Er moet echter wel rekening worden gehouden met ijzerreductie bij het schatten van de elektrondonorvraag.

Zuurstof

Dit dient afwezig te zijn. Bij de gewenste, lage redox-waarden is dit ook het geval. Wanneer zuurstof aanwezig is bij een in werking zijnd scherm, moet worden nagegaan, waaraan dit ligt, omdat dit dan het einde van de dehalogenering zou betekenen.

Methaan

Bij een voldoende dosering van de elektrondonor wordt methaan gevormd. In feite betekent dit verlies aan donor, maar dit valt niet te vermijden. Wanneer op voorhand al methaan aanwezig is in het te behandelen pakket, zijn de condities geschikt voor dehalogenering.

Elektrondonor

De in tabel 7 aangegeven waarden komen globaal overeen met een niveau bij evenwicht tussen afbraak en dosering van elektrondonor. Aangezien dit evenwicht dynamisch is zijn de gemeten concentraties sterk afhankelijk van de situering van de monitoringpeilbuizen ten opzichte van het scherm. De vermelde waarden zijn indicatief, het is met name van belang om bij de monitoring van de processen in een scherm inzicht verkrijgen in de ontwikkeling ervan.

Verontreiniging

Wanneer afbraakproducten als DCE, VC en etheen aanwezig zijn, is dit ook een sterke aanwijzing voor het verloop van de volledige dehalogenering. Het is geen bewijs, omdat de vorming ervan ook historisch kan zijn en de werkelijke afbraakcapaciteit inmiddels verloren is gegaan door veranderde geochemische omstandigheden. Ook kan de bron van deze componenten (te) ver weg zijn gelegen en is de aanwezigheid van afbraakproducten op een bepaalde plaats uitsluitend veroorzaakt door stoftransport, bijvoorbeeld als gevolg van bronneringsmaatregelen waarmee verontreinigd grondwater is aangetrokken.

Bij veldwaarnemingen bij de uitvoering van in-situ saneringen is vastgesteld dat, ook bij hoge gehalten aan PER en TRI (500.000 µg/l), de afbraak nog steeds op gang komt. In een bioscherm kunnen dergelijke gehalten echter niet voorkomen, omdat dit de aanwezigheid van DNAPL zou inhouden en dan wordt een scherm daar niet geplaatst. In dit kader mag er dus van worden uitgegaan, dat in een scherm de afbraak niet kan uitblijven t.g.v. toxiciteit van de verontreiniging.

Microbiologie

Uit de aanwezigheid van *Dehalococcoides ethenogenes* blijkt de geschiktheid van de locatie voor het installeren van een bioscherm. Wanneer dit organisme in de uitgangssituatie niet worden gevonden zal het relatief lang kunnen duren voor reductieve dechlorering in een bioscherm op gang komt. Het, naast het toedienen van elektrondonor, in de bodem inbrengen van *Dehalococcoides ethenogenes* kan de realisatie van een werkend scherm bespoedigen. Het volgen van de populatieontwikkeling van dechlorerders verschaft dan waardevol inzicht in de mate van succes van de maatregel.

5.5 Economische overwegingen voor toepassing

Voor beide schermen is een vergelijking gemaakt tussen de kosten, die met de installatie en het beheer van het bioscherm en met een 'pump en treat' maatregel zijn gemoeid (tabel 8). Een ijzerscherm is in deze gevallen niet meegenomen, omdat de kosten voor een dergelijk diep scherm (30 m-mv) sowieso erg hoog zouden uitvallen.

Een bioscherm in Wageningen valt goedkoper uit, omdat er geen kosten voor de zuivering van te lozen grondwater hoeven te worden gemaakt, zoals wel het geval is bij 'pump en treat'. Voor het scherm te Eindhoven ontlopen de kosten elkaar niet sterk. Voor de 'pump and treat' maatregel is daar echter uitgegaan van de gunstige aanname dat selectieve grondwateronttrekking op een zodanige manier mogelijk is dat zowel grote volumes vrijkomend water uit het watervoerend pakket als ijzernerslagen door de ongunstige geochemie in de deklaag kunnen worden vermeden terwijl toch de zich verspreidende verontreinigingen volledig worden onderschept. Het faalrisico is in dit geval voor een 'pump and treat' sanering daarom groter dan voor een bioscherm. Om de vergelijking van de kosten tussen beide situaties mogelijk te maken, zijn infrastructurele werkzaamheden buiten beschouwing gelaten. Er moet verder rekening mee worden gehouden, dat de kosten voor het bioscherm aan de Walstraat zijn afgeleid uit de uitvoering van het project, maar dus ook alleen betrekking hebben op dit scherm. De kosten voor de maatregelen in Eindhoven zijn afgeleid uit het pilotproject en bestaan dus wat het bioscherm betreft uit extrapolaties.

Tabel 8: Vergelijking van de kosten voor de schermen en een vergelijkbare 'pump en treat' maatregel

	investering/aanleg €	onderhoud €/jaar	kosten over 10 jaar €
Wageningen - scherm Walstraat: breedte 80 m, diepte 28 m-mv			
bioscherm	60.000	30.000	360.000
'pump en treat'	90.000	70.000	790.000
Eindhoven - scherm DAF: breedte 80 m, diepte 20 m-mv			
bioscherm	140.000	70.000	840.000
'pump en treat'	160.000	80.000	960.000

6. CONCLUSIES

Uit het onderzoek kunnen de volgende conclusies worden getrokken :

Voor Wageningen:

In Wageningen zijn meerdere schermen geplaatst en wel een scherm langs de Costerweg bestaande uit vier secties en een scherm langs de Walstraat. Aangezien het laatste in de onderzoeksperiode werd opgestart is hoofdzakelijk dit scherm onderzocht, zodat de veranderingen goed konden worden gevolgd. Het scherm aan de Walstraat bestreek t.o.v. de secties aan de Costerweg een grotere lengte en diepte.

Het scherm aan de Costerweg functioneert al sinds 2000. Er wordt een vergaande denitrificatie en dehalogenering bereikt. Dehalogeneerders zijn aanwezig. In de loop der tijd is de nitraatbelasting van de schermen gestaag toegenomen en is de belasting met VOCL gedaald. Plaatselijk zijn in het grondwater ook relatief hoge sulfaatgehalten gevonden. In de onderzoeksperiode bleek de verwijdering van nitraat het grootste probleem. De dosering aan elektrondonor is daar volledig op afgestemd, omdat de aanwezigheid van nitraat de dehalogenering verhindert. Een regelmatige monitoring is dan zeker in de opstartfase van groot belang om de processen te kunnen bijsturen. De monitoringfrequentie kan worden afgestemd op de verblijftijd van het grondwater tussen het scherm en de monitoringpeilbuizen. De benodigde hoeveelheden elektrondonor voor de dehalogenering vielen overigens volledig in het niet bij die voor de denitrificatie. Er werd een vrijwel volledige denitrificatie bereikt en waar de omstandigheden het verst waren geoptimaliseerd (lage redox en afwezigheid van nitraat) trad ook de meeste dehalogenering op.

De evenwichtconcentraties aan waterstof en DOC waren lager dan verwacht gezien de ervaringen in Eindhoven. De grondwaterstromingsnelheid in Wageningen is echter ca 25 keer hoger dan in Eindhoven, waardoor zowel de aanvoer van elektronacceptoren als de afvoer van een elektrondonor als waterstof ook hoger was. Ook de plaatsing van de monitoringpeilbuizen op ca 10 m achter het scherm bepaalt de aard van de waarneming. De afname van de gehalten aan chloorkoolwaterstoffen is daar goed zichtbaar, maar voor het volgen van procesparameters zou op kortere afstand van het scherm moeten worden gemeten.

Voor Eindhoven:

Volledige dechlorering van chloorethenen tot niet gechloreerde eindproducten bleek mogelijk. Een concentratieverval over het bioscherm van zeer sterk verhoogde concentraties van DCE en VC aan de stroomopwaartse zijde tot concentraties dicht bij de streefwaarde aan de stroomafwaartse zijde werd duurzaam gerealiseerd. Bovendien werd ook de biologische afbraak stroomafwaarts gestimuleerd, waardoor de verontreinigingspluim eerder zal uitdoven dan bij andere afschermingsmaatregelen.

Uit het verloop van de uitgebreide proef in Eindhoven blijkt de waarde van procesmonitoring. Procesmonitoring bleek van groot belang voor een efficiënte sturing van injecties van elektrondonor in het bioscherm. De kosten van het uitgebreide monitoringsprogramma werden in de pilotfase al gecompenseerd door minder intensieve en meer doelgerichte saneringsmaatregelen..

Algemeen:

De resultaten van het uitgevoerde onderzoek zijn direct vertaalbaar naar de uitvoering van biologische in-situ saneringen voor verontreinigingen met VOCl in het algemeen; het bioscherm is daar een bijzondere uitvoeringsvorm van. Zo kan op basis van het uitgevoerde onderzoek worden aangegeven welke parameters relevant zijn voor de toepassing van een scherm en hoe deze kunnen worden beïnvloed door het nemen van gerichte maatregelen (zie 5.4). Een interessante bevinding op beide locaties is, dat de afbraakcapaciteit van een bioscherm binnen korte tijd sterk terugloopt, wanneer de dosering van elektrondonor wordt onderbroken of gestopt. Voor wat betreft de uitvoeringswijze is gebleken, dat het mengen van grondwater uit verschillende lagen van het bodempakket negatieve effecten heeft op de dehalogenering. Hiervoor is geen duidelijke verklaring voor handen, maar de mate van verontreiniging en de macrochemie per laag zijn meestal verschillend en door water uit deze lagen te mengen zouden de condities overal suboptimaal kunnen worden.

In ieder geval kunnen verstoppingen ontstaan door het opnieuw stimuleren van al eerder behandeld grondwater.

De directe injectie van de elektrondonor in de grondwaterstroom (systeem 2) heeft na vergelijking van de drie toegepaste systemen tot de beste resultaten geleid zowel voor de verwijdering van de verontreiniging als voor de technische stabiliteit van de in-situ systemen (voorkomen verstoppingen e.d.).

De positieve ervaringen rechtvaardigen een brede toepassing van bioschermen.

7. AANBEVELINGEN

Veel van de monitoring van de voortgang van in-situ saneringen gebeurt op basis van het volgen van de gehalten aan chloorkoolwaterstoffen (uitgangs- en afbraakproducten). Bij het onderzoek is gebleken, dat voor een goed begrip van de afbraakprocessen metingen van de procesparameters van belang zijn.

Eenvoudig kunnen in het veld pH, temperatuur en redoxpotentiaal worden gevolgd. Daarnaast zijn veranderingen van de gehalten aan nitraat, sulfaat en ijzer t.g.v. de dosering van de elektrondonor van groot belang.

Door periodieke bepaling van de aantallen dehalogeneerders wordt een duidelijk beeld verkregen over het verloop van het proces. Door meting van waterstofconcentraties in het grondwater kan de sanering zodanig snel en doelmatig worden bijgestuurd.

Door procesmonitoring kan de sturing van de voor een bioscherm benodigde saneringsmaatregelen sterk worden verbeterd. Investerings in een gedegen monitoringsprogramma verdienen zich terug doordat minder intensieve en meer doelgerichte saneringsmaatregelen kunnen worden toegepast. Daarom wordt aanbevolen procesmonitoring onder de aandacht te brengen van uitvoerenden van in-situ saneringen.

De ervaringen met de invloed van sulfaat op de anaërobe dehalogenering lopen sterk uiteen. Dit zou een punt van aandacht kunnen zijn voor ervaringsuitwisseling of onderzoek. Hierbij zou met name een vergelijking gemaakt kunnen worden met het onderzoek, dat in het mariene milieu wordt uitgevoerd aan de dehalogenering van PCB's en andere chloorkoolwaterstoffen.

LITERATUUR

Banninkhof, H. J., and J. D. Klein (1994) Retourbemaling van bouwputten. Land + water(12):45-47.

Bradley Paul M., Francis H. Chapelle, and Derek R. Lovley (1998) Humic Acids as Electron Acceptors for Anaerobic Microbial Oxidation of Vinyl Chloride and Dichloroethene Appl. Environm. Microbiol., 64(8), 3102–3105

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

DiStefano, T. D., J. M. Gossett, and S. H. Zinder. (1991). Reductive dechlorination of high concentrations of tetrachloroethene to ethene by an anaerobic enrichment culture in the absence of methanogenesis. Appl. Environ. Microbiol. 57(8):2287-2292.

Eekert, M. H. A. van, A. J. M. Stams, J. A. Field, and G. Schraa. (1999). Gratuitous dechlorination of chloroethanes by methanogenic granular sludge. Appl. Microbiol. Biotechnol. 51:46-52.

Gälli, R., and P. L. McCarty. (1989). Biotransformation of 1,1,1-trichloroethane, trichloromethane, and tetrachloromethane by a Clostridium sp. Appl. Environ. Microbiol. 55:837-844.

Holliger, C., G. Schraa, A. J. M. Stams, and A. J. B. Zehnder. (1990). Reductive dechlorination of 1,2-dichloroethane and chloroethane by cell suspensions of methanogenic bacteria. Biodegradation. 1:253-261.

Langenhoff, A., B. Hafkamp, A. Borger, H. van Buysen, J. Gerritse. (2000). Alternatieve elektrondonoren voor de dechlorering van PCE en cis-DCE. TNO-MEP rapport R 2000/411.

Lu, X-X., S. Tao, T. Bosma and J. Gerritse. (2001). Characteristic hydrogen concentration for various redox processes in batch study. J. environ. sci. Health A 36 (9), 1725-1734.

Maymó-Gatell Xavier, Timothy Anguish, and Stephen H. Zinder (1999) Reductive Dechlorination of Chlorinated Ethenes and 1,2-Dichloroethane by "*Dehalococcoides ethenogenes*" 195, Appl. Environm. Microbiol. 65(7), 3108–3113

Middeldorp, P., M.A. van Aalst, H.H.M. Rijnaarts, F.J.M. Stams, J.F. de Kreuk, G. Schraa, and T.N.P. Bosma. (1998). Stimulation of reductive dechlorination for in situ bioremediation of a soil contaminated with chlorinated ethenes. Water Sci. Technol. 37(8):105-110.

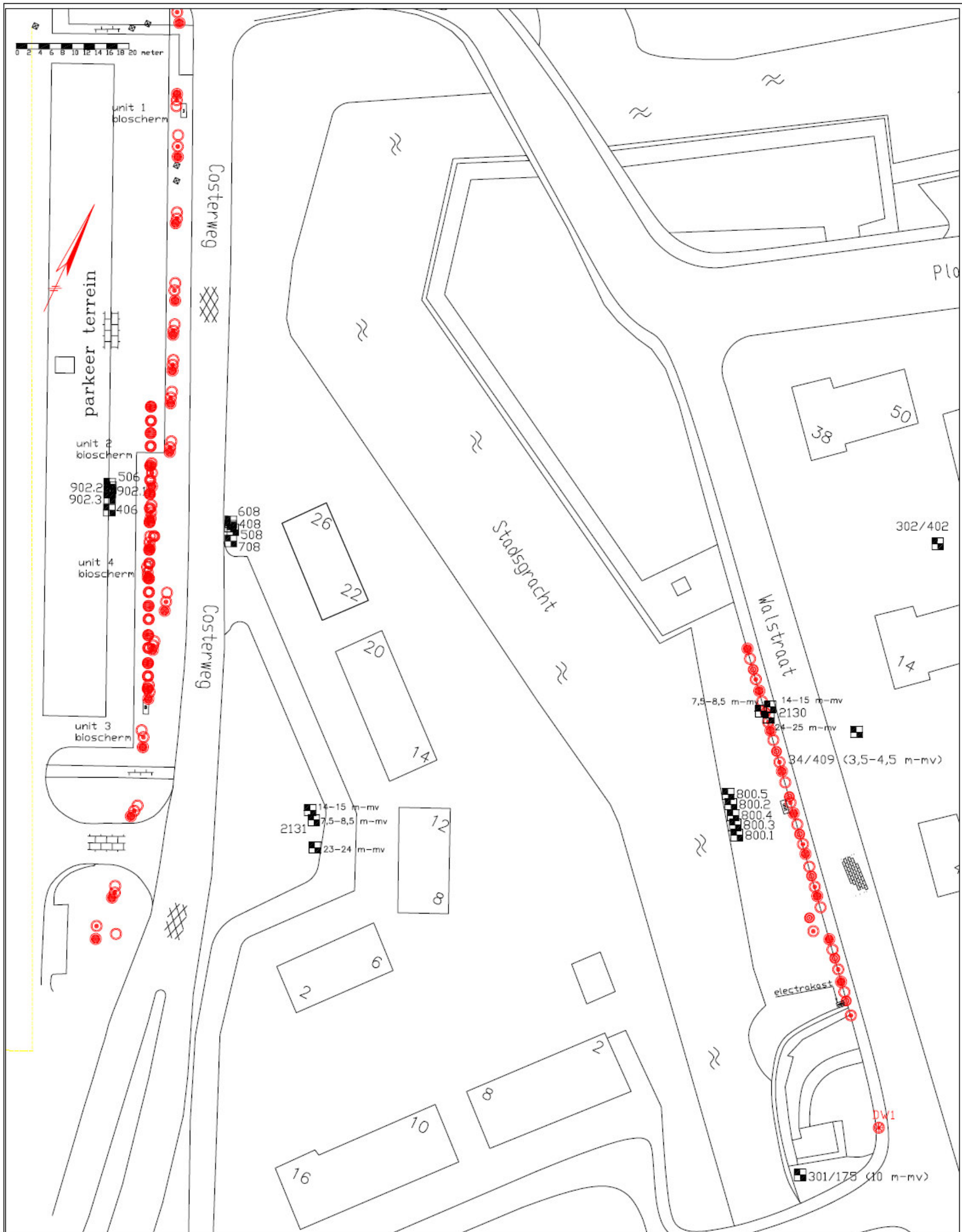
Ras, N. van, T. Grotenhuis, H. Slenders, A. Langenhoff, J. ter Meer en P. Verhaagen. (1999). Intrinsieke biorestauratie binnen een omvangrijke CKW verontreiniging. Fase 1: veldkarakterisatie en laboratoriumonderzoek NOBIS 95-2-09. CUR/NOBIS.

Rijnaarts, H. H. M., J. H. de Best, H. C. van Liere, and T. N. P. Bosma. (1998). Intrinsic biodegradation of chlorinated solvents: from thermodynamics to field. TNO-MEP-R 98/130. TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation.

Ter Meer, J., J. Gerritse, C. diMauro, M.P. Harkes en H.H.M. Rijnaarts, (1999). Hydrogen as indicator for in situ redox condition and dechlorination - Phase 1. CUR/NOBIS-rapport 96.024, CUR/NOBIS, Gouda

Vogel, T. M., and P. L. McCarty. (1985). Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinylchloride, and carbondioxide under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol. 49:1080-1083.

BIJLAGE A



LEGENDA

- filter 8 m-mv
- ⊙ filter 14 m-mv
- filter 15-20 m-mv
- ⦿ filter 20 m-mv
- ⦿ filter 20-30 m-mv
- ⦿ filter 26 m-mv
- ⊗ deepwell
- peilbuis

naam	Bioscherm WagenIngen				
bestand	WS 00009, BloSoil B.V. 17-12-2004 13:46 5999. 2004. WagenIngen.dwg				
 Nijverheidsweg 27 3341LJ HI Ambacht tel. 078-6820140 e-mail info@biosoil.com	ontwerper	tekenaar	software	datum	
	CMK	RB	ACL2000	18-08-06	
	tekeningnummer		sheet	schaal	
	-		A3	1:600	
	projectnaam	projectnummer			
	Kosteneffectiviteit Bioschermen	PT04.111			
	opdrachtgever	bijlage			
	SKB	A			

BIJLAGE B

Tabel 9: Overzicht bodemparameters Bioscherm Wageningen

Peilbuis	diepte (m)	datum	Temp (°C)	H2 (nM)	pH	Eh (mV)	EC µS/cm	O2 mg/l	Fe (totaal) (µg/l)	Fe II (mg/l)	Mn-tot (µg/l)	nitraat (mg/l)	nitriet (mg/l)	sulfaat (mg/l)	sulfide (mg/l)
Pb 2130	7,5 - 8,5	28-sep-04	14,2	0,24	6,6	18	725	0,07		<0,1	64	49	<0,1	71	<<
		3-mrt-05	12,6	0,38	6,6	68	771	0,2	<100	<0,1	85	45	<<	<<	<<
		30-mei-06	12,80	1,3	6,5	-226	633	0	<100	<0,1	88	54	<<	54	<<
Pb 2130	14,5 - 15,5	28-sep-04	13,7	0,17	6,7	25	617	1,73		<0,1	24	47	<0,1	56	<<
		3-mrt-05	12,5	0,41	6,6	74	792	0,20	480	<0,1	160	13	<<	<<	<<
		30-mei-06	13,30	17,3	6,2	-268	1150	0	14000	9	690	<<	<<	2	305
Pb 2130	24,4 - 25,4	28-sep-04	13,7	0,54	6,7	15	653	0,08		<0,1	230	55	<0,1	57	<<
		3-mrt-05	12,3	0,73	6,7	62	716	0,30	<100	<0,1	210	44	<<	<<	<<
		30-mei-06	13,10	0,8	6,7	-216	448	0	5000	<0,1	780	17	<<	43	<<
Pb 2131	7,5 - 8,5	28-sep-04	13,8	0,80	6,9	79	848	0,13		<0,1	570	25	<0,1	70	<<
		30-mei-06	12,40	3,3	6,7	16	415	0	<100	<0,1	590	9	<<	60	<<
Pb 2131	14,0 - 15,0	28-sep-04	13,6	1,76	7,0	63	661	0,09		<0,1	160	33	<0,1	56	<<
		30-mei-06	12,60	3,1	6,7	-19	371	0	<100	<0,1	230	19	<<	54	<<
Pb 2131	23,0 - 24,0	28-sep-04	13,3	2,09	7,0	-22	552	0,07		<0,1	180	31	<0,1	42	0,055
		30-mei-06	12,60	1,8	6,7	-24	365	0	<100	<0,1	250	19	<<	47	<<
Pb 301/175	9,0 - 10,0	28-sep-04	14,6	1,03	6,5	55	874	0,10		<0,1	360	35	<0,1	63	<<
		30-mei-06	13,70	7,8	6,4	-209	439	0	<100	<0,1	210	38	<<	50	<<

Peilbuis	diepte (m)	datum	Temp (°C)	H2 (nM)	pH	Eh (mV)	EC μS/cm	O2 mg/l	Fe (totaal) (μg/l)	Fe II (mg/l)	Mn-tot (μg/l)	nitraat (mg/l)	nitriet (mg/l)	sulfaat (mg/l)	sulfide (mg/l)
Pb 302/402	7,0 - 8,0	28-sep-04	14,2	0,94	6,7	81	855	0,12		<0,1	170	57	<0,1	68	<<
		30-mei-06	13,00	1,9	6,6	-109	451	0,05	<100	<0,1	210	50	<<	60	<<
Pb 34 / 409	3,5 - 4,5	28-sep-04	15,3	1,03	6,9	55	857	0,11		<0,1	45	7	<0,1	47	<<
		30-mei-06	12,80	3,8	6,7	-232	453	0	<100	<0,1	91	28	<<	21	<<
406	15	3-mrt-05	12,2	0,21	7,0	-64	836	0,10				<<	<<	<<	<<
Pb 408	13 - 15	28-sep-04	13,7	1,17	6,9	38	835	0,09		<0,1	420	43	<0,1	74	<<
		30-mei-06	13,20	2,0	6,9	5	425	0	<100	<0,1	460	47	<<	55	<<
Pb 506	19	3-mrt-05	12,0	0,23	7,0	-85	1090	0,10	5600	3,2	1300	<<	<<	35	<<
Pb 508	17,0 - 19,0	28-sep-04	13,7	0,87	6,9	32	760	0,08		<0,1	270	45	<0,1	68	<<
		30-mei-06	13,10	2,9	6,7	7	409	0	<100	<0,1	360	40	<<	59	<<
Pb 608	21,0 - 23,0	28-sep-04	13,6	0,96	6,8	39	702	0,10		<0,1	100	41	<0,1	51	<<
		30-mei-06	12,90	2,8	6,7	10	385	0	<100	<0,1	230	40	<<	54	<<
Pb 708	25,0 - 27,0	28-sep-04	13,3	0,84	7,2	30	640	0,07		0,11	270	35	<0,1	50	<<
		30-mei-06	12,80	3,3	6,8	-1	354	0	<100	<0,1	320	44	<<	48	<<
Pb 800.1	2,0 - 4,0	28-sep-04	17,2	0,19	6,6	-47	751	0,08		2,4	910	<<	<0,1	2	0,077
		3-mrt-05	8,9	0,23	6,5	49	792	0,20	5600	2,4	1200	<<	<<	26	<<
		30-mei-06	13,60	0,2	6,5	-92	513	0	8700	2,7	1300	<<	<<	12	2,80

Peilbuis	diepte (m)	datum	Temp (°C)	H2 (nM)	pH	Eh (mV)	EC μS/cm	O2 mg/l	Fe (totaal) (μg/l)	Fe II (mg/l)	Mn-tot (μg/l)	nitraat (mg/l)	nitriet (mg/l)	sulfaat (mg/l)	sulfide (mg/l)
Pb 800.2	8,0 - 10,0	28-sep-04	14,3	0,12	6,7	2	584	0,09		<0,1	110	48	<0,1	51	<<
		3-mrt-05	12,5	0,25	6,5	122	658	0,30	<100	<0,1	110	29	<<	<<	<<
		30-mei-06	13,60	0,2	6,4	34	417	0	<100	<0,1	110	20	<<	59	<<
Pb 800.3	14,0 - 16,0	28-sep-04	14,0	0,11	6,7	15	570	0,08		<0,1	140	50	<0,1	54	<<
		3-mrt-05	12,5	0,28	6,6	132	579	0,20	<100	<0,1	120	42	<<	<<	<<
		30-mei-06	13,70	0,2	6,3	7	451	0	390	0,16	210	<<	<<	48	<<
Pb 800.4	20,0 - 22,0	28-sep-04	14,3	0,16	6,7	28	715	0,08		<0,1	87	42	<0,1	64	<<
		3-mrt-05	12,3	0,29	6,5	123	576	0,20	<100	<0,1	140	41	<<	<<	<<
		30-mei-06	13,70	0,3	6,5	27	469	0	<100	<0,1	400	7	<<	26	<<
Pb 800.5	26,0- 28,0	28-sep-04	13,8	0,21	7,8	-69	375	0,10		0,2	67	5	<0,1	8	<<
		3-mrt-05	12,2	0,71	7,2	66	446	0,50	590	<0,1	180	<<	<<	16	<<
		30-mei-06	13,40	1,1	7,2	-134	310	0	1100	0,17	220	<<	<<	4	<<
902.1	4	3-mrt-05	9,5	0,17	6,9	-115	910	0,20	16000	11	590	<<	<<	4	<<
902.2	7	3-mrt-05	11,0	0,26	6,9	-111	970	0,10	14000	11	510	<<	<<	38	<<
Blanco << Detectie limieten:											15	0,5	0,5	0,5	0,05

Tabel 10: Overzicht elektrondonor/vetzuren Bioscherm Wageningen

Peilbuis	diepte (m)	datum	DOC (mg/l)	Azijazuur (mmol/l)	Propionzuur (mmol/l)	Iso-boterzuur (mmol/l)	Boterzuur (mmol/l)	Iso-valeriaanzuur (mmol/l)	Valeriaanzuur (mmol/l)	Capronzuur (mmol/l)
Pb 2130	7,5 - 8,5	28-sep-04	0,8	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	1,7							
		30-mei-06	2,9	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 2130	14,5 - 15,5	28-sep-04	1,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	4,3							
		30-mei-06	460	4,760	1,775	0,049	0,286	0,024	0,014	<<
Pb 2130	24,4 - 25,4	28-sep-04	0,7	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	1,0	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	4,3							
Pb 2131	7,5 - 8,5	28-sep-04	2,1	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	4,0	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 2131	14,0 - 15,0	28-sep-04	0,9	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	2,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 2131	23,0 - 24,0	28-sep-04	0,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	2,7	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 301/175	9,0 - 10,0	28-sep-04	1,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	2,2	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 302/402	7,0 - 8,0	28-sep-04	34,0	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	2,5	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<

Peilbuis	diepte (m)	datum	DOC (mg/l)	Azijzuur (mmol/l)	Propionzuur (mmol/l)	Iso-boterzuur (mmol/l)	Boterzuur (mmol/l)	Iso-valeriaanzuur (mmol/l)	Valeriaanzuur (mmol/l)	Capronzuur (mmol/l)
Pb 34 / 409	3,5 - 4,5	28-sep-04	2,9	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	3,4	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 408	13 - 15	28-sep-04	1,8	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	2,6							
Pb 506	19	3-mrt-05	17,0	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 508	17,0 - 19,0	28-sep-04	1,0	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	2,1	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 608	21,0 - 23,0	28-sep-04	1,2	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	1,7	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 708	25,0 - 27,0	28-sep-04	0,8	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	1,8	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 800.1	2,0 - 4,0	28-sep-04	4,9	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	4,4							
		30-mei-06	5,1	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 800.2	8,0 - 10,0	28-sep-04	0,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	2,2							
		30-mei-06	2,1	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 800.3	14,0 - 16,0	28-sep-04	0,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	0,6							
		30-mei-06	5,2	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<

Peilbuis	diepte (m)	datum	DOC (mg/l)	Azijazuur (mmol/l)	Propionzuur (mmol/l)	Iso-boterzuur (mmol/l)	Boterzuur (mmol/l)	Iso-valeriaanzuur (mmol/l)	Valeriaanzuur (mmol/l)	Capronzuur (mmol/l)
Pb 800.4	20,0 - 22,0	28-sep-04	1,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	0,8							
		30-mei-06	12,0	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 800.5	26,0- 28,0	28-sep-04	0,7	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	2,4							
		30-mei-06	3,6	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<
Blanco << Detectielimieten:			0,2	0,01	0,01		0,01			

Tabel 11: Overzicht VOCl Bioscherm Wageningen

Peilbuis	diepte (m)	datum	Methaan (µg/l)	Etheen (µg/l)	VC (µg/l)	cis-DCE (µg/l)	TRI (µg/l)	PER (µg/l)
Pb 2130	7,5 - 8,5	28-sep-04	<<	<<	<<	17	19	107
		3-mrt-05	19	<<	<<	14	15	91
		18-apr-06	9	<<	<<	8	10	86
		30-mei-06	471	<<	<<	8	9	83
Pb 2130	14,5 - 15,5	28-sep-04	<<	<<	<<	<<	<<	19
		3-mrt-05	12	<<	<<	6	5	19
		18-apr-06	13032	<<	<<	10	7	<<
		30-mei-06	16986	<<	<<	12	10	<<
Pb 2130	24,4 - 25,4	28-sep-04	<<	<<	<<	<<	<<	5
		3-mrt-05	14	<<	<<	<<	<<	5
		18-apr-06	1294	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	1329	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 2131	7,5 - 8,5	28-sep-04	<<	<<	<<	19	17	112
		18-apr-06	26	<<	<<	22	13	77
		30-mei-06	270	<<	<<	22	11	60
Pb 2131	14,0 - 15,0	28-sep-04	<<	<<	<<	5	<<	35
		18-apr-06	49	555	<<	8	<<	36
		30-mei-06	51	555	<<	5	<<	32
Pb 2131	23,0 - 24,0	28-sep-04	<<	<<	<<	<<	<<	6
		18-apr-06	160	<<	<<	<<	<<	5
		30-mei-06	113	<<	<<	<<	<<	5
Pb 301/175	9,0 - 10,0	28-sep-04	<<	<<	<<	<<	<<	18
		30-mei-06	13	<<	<<	<<	<<	12
Pb 302/402	7,0 - 8,0	28-sep-04	<<	<<	<<	28	14	59
		18-apr-06	10	<<	<<	21	9	40
		30-mei-06	12	<<	<<	24	9	40
Pb 34 / 409	3,5 - 4,5	28-sep-04	<<	<<	<<	33	35	131
		18-apr-06	14	<<	<<	29	17	74
		30-mei-06	15	<<	<<	26	12	51
Pb 406	15	3-mrt-05	430	<<	<<	8	<<	<<
Pb 408	13 - 15	28-sep-04	<<	<<	<<	16	17	229
		18-apr-06	11	<<	<<	14	13	132
		30-mei-06	13	<<	<<	12	11	132
Pb 506	19	3-mrt-05	7807	<<	<<	<<	<<	<<

Peilbuis	diepte (m)	datum	Methaan (µg/l)	Etheen (µg/l)	VC (µg/l)	cis-DCE (µg/l)	TRI (µg/l)	PER (µg/l)
Pb 508	17,0 - 19,0	28-sep-04	<<	<<	<<	10	11	192
		18-apr-06	11	<<	<<	9	8	141
		30-mei-06	12	<<	<<	9	8	140
Pb 608	21,0 - 23,0	28-sep-04	<<	<<	<<	11	11	168
		18-apr-06	9	<<	<<	<<	<<	97
		30-mei-06	12	<<	<<	<<	<<	97
Pb 708	25,0 - 27,0	28-sep-04	19	<<	<<	9	6	59
		18-apr-06	14	<<	<<	<<	<<	37
		30-mei-06	12	<<	<<	<<	<<	36
Pb 800.1	2,0 - 4,0	28-sep-04	863	<<	<<	8	<<	<<
		3-mrt-05	553	<<	<<	<<	<<	<<
		18-apr-06	683	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	586	<<	<<	<<	<<	<<
Pb 800.2	8,0 - 10,0	28-sep-04	<<	<<	<<	<<	<<	13
		3-mrt-05	15	<<	<<	14	8	80
		18-apr-06	2064	<<	<<	8	6	89
		30-mei-06	1064	<<	<<	16	9	89
Pb 800.3	14,0 - 16,0	28-sep-04	<<	<<	<<	<<	<<	7
		3-mrt-05	15	<<	<<	<<	<<	12
		18-apr-06	408	<<	<<	13	<<	9
		30-mei-06	358	<<	<<	17	6	12
Pb 800.4	20,0 - 22,0	28-sep-04	<<	<<	<<	17	11	65
		3-mrt-05	25	<<	<<	<<	<<	7
		18-apr-06	4631	<<	<<	23	<<	6
		30-mei-06	6118	<<	<<	18	<<	6
Pb 800.5	26,0 - 28,0	28-sep-04	11	<<	<<	<<	<<	<<
		3-mrt-05	25	<<	<<	<<	<<	<<
		18-apr-06	127	<<	<<	<<	<<	<<
		30-mei-06	814	<<	<<	<<	<<	<<
902.1	4	3-mrt-05	3297	<<	<<	<<	<<	<<
902.2	7	3-mrt-05	3804	<<	<<	5	<<	<<
Blanco << Detectielimiet en:			8	14	2,5	5	5	5

Tabel 12: Overzicht D. Ethenogenes Bioscherm Wageningen

Peilbuis	diepte (m)	datum datum	D. ethenogenes (cells/ml)*
Pb 2130	7,5 - 8,5	28-sep-04 30-mei-06	n.d. n.d.
Pb 2130	14,5 - 15,5	28-sep-04 30-mei-06	1,6E+03 9,6E+05
Pb 2130	24,4 - 25,4	28-sep-04 30-mei-06	n.d. 1,1E+04
Pb 2131	7,5 - 8,5	28-sep-04 30-mei-06	n.d. 1,1E+04
Pb 34 / 409	3,5 - 4,5	28-sep-04 30-mei-06	n.d. n.d.
Pb 800.1	2,0 - 4,0	30-mei-06	5,3E+03
Pb 800.2	8,0 - 10,0	28-sep-04 30-mei-06	n.d. 5,7E+02
Pb 800.3	14,0 - 16,0	28-sep-04 30-mei-06	1,5E+03 1,7E+03
Pb 800.4	20,0 - 22,0	28-sep-04 30-mei-06	n.d. 1,3E+03
Pb 800.5	26,0- 28,0	28-sep-04 30-mei-06	n.d. n.d.
902.3	7-10 m-mv	3-mrt-05	1,3E+03

* aanname: 1 gene kopie per cel genome - gevonden in sequenced genom Dehalococcoides ethenogenes stam 195 (NC_002936)

begin monster gefilt.: 29 september 2004

eind monster gefilt.: 30 mei 2006

n.d.

Alle analyses zijn in duplo uitgevoerd.

Gerapporteerd zijn de monsters met de hoogste kwaliteit van isolatie dan wel hoogste aantal organismen