

NOBIS 98-1-30
ONDERZOEK NAAR HET SANERINGSREN-
DEMENT EN MEERWAARDE VAN DIFFUSIE-
SPARGEN™ TEN OPZICHTE VAN MICRO-
SPARGEN OP IN SITU BIODEGRADATIE VAN
KEROSINE OP VliegBASIS SOESTERBERG

ing. A.J.W. Smits (Geo & Hydro Milieu)
drs. B.A. Keet (Geo & Hydro Milieu)
ing. J.E. Dijkhuis (Bioclear B.V.)
ir. M.J.C. Henssen (Bioclear B.V.)

februari 2001

Gouda, CUR/NOBIS

Auteursrechten

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

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"Onderzoek naar het saneringsrendement en meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen op in situ biodegradatie van kerosine op vliegbasis Soesterberg", februari 2001, CUR/NOBIS, Gouda."

Aansprakelijkheid

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

Copyrights

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

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©"Investigation for the remediation efficiency and surplus value of diffusion sparging with respect to micro-sparging on biodegradation of jet fuel on Air Force Base Soesterberg", February 2001, CUR/NOBIS, Gouda, The Netherlands."

Liability

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

Titel rapport

Onderzoek naar het saneringsrendement en meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen op in situ biodegradatie van kerosine op vliegbasis Soesterberg

CUR/NOBIS rapportnummer

98-1-30

Project rapportnummer

98-1-30

Auteur(s)

ing. A.J.W. Smits
drs. B.A. Keet
ing. J.E. Dijkhuis
ir. M.J.C. Henssen

Aantal bladzijden

Rapport: 28
Bijlagen: 11

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Geo & Hydro Milieu (drs. B.A. Keet, 0313-450111)
Ministerie van Defensie, Koninklijke Luchtmacht, DGW&T (dr. W. Bovenberg, 071-5169136)
Bioclear B.V. (ir. M.J.C. Henssen, 050-5718455)
Provincie Utrecht (drs. L. Böhmer, 030-2522564)

Uitgever

CUR/NOBIS, Gouda

Samenvatting

Op een met kerosine verontreinigde locatie van de vliegbasis Soesterberg is een diffusie-spargesysteem en een micro-spargesysteem aangelegd. Naast het hoofddoel van de installatie, de sanering van de met brandstoffen verontreinigde bodem, is het doel om in NOBIS-verband het verschil te onderzoeken tussen micro- en diffusie-spargen™. Diffusie-spargen™ is een techniek waarbij, in tegenstelling tot micro-spargen, geen gasbellen ontstaan maar gebruik wordt gemaakt van opgelost zuurstof als gevolg van diffusie van pure zuurstof in het grondwater. De veronderstelling is dat hierdoor hoge opgeloste zuurstofgehalten worden bereikt van circa 40 mg O₂/L en stripeffecten nagenoeg afwezig zijn. Door monitoring met behulp van dataloggers alsmede periodieke monitoring en batchproeven is onderzocht hoe effectief diffusie-spargen™ is ten opzichte van micro-spargen, gemeten aan de hand van het saneringsrendement en afbraaksnelheden van de aanwezige koolwaterstoffen. Het bedrijven van micro- en diffusie-spargen™, gedurende zes maanden na de aanvang van de pilot, heeft als gevolg van de in de bodem achtergebleven Bio-Bore nog niet geleid tot het ontstaan van hogere, meetbare geoxideerde omstandigheden in het grondwater.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**

biologische afbraak, bodemverontreiniging, kerosine, mineralisatie, zuurstof

Vrije trefwoorden:

Bio-Bore, diffusie-spargen, horizontale boring, micro-spargen, saneringsrendement

Titel project

Onderzoek naar het saneringsrendement en meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen op in situ biodegradatie van kerosine op vliegbasis Soesterberg

Projectleiding

Geo & Hydro Milieu
(drs. B.A. Keet, 0313-450111)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

CUR/NOBIS, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title

Investigation for the remediation efficiency and surplus value of diffusion sparging with respect to micro-sparging on biodegradation of jet fuel on Air Force Base Soesterberg

CUR/NOBIS report number

98-1-30

Project report number

98-1-30

Author(s)

ing. A.J.W. Smits
drs. B.A. Keet
ing. J.E. Dijkhuis
ir. M.J.C. Henssen

Number of pages

Report: 28

Appendices: 11

Executive organisation(s) (Consortium)

Geo & Hydro Milieu (drs. B.A. Keet, 0313-450111)
Ministry of Defence, Royal Air Force, DGW&T (dr. W. Bovenberg, 071-5169136)
Bioclear Environmental Biotechnology B.V. (ir. M.J.C. Henssen, 050-5718455)
Province of Utrecht (drs. L. Böhmer, 030-2522564)

Publisher

CUR/NOBIS, Gouda

Abstract

A diffusion sparge system and a micro sparge system have been installed at a jet fuel contaminated location located on Air Force Base Soesterberg. Besides the main purpose of the installation, the remediation of the contaminated site, the objective of this NOBIS supported study has been to investigate the difference between micro-sparging and diffusion sparging. Diffusion sparging is a technique where, in contrary to micro-sparging, no gasbubbles are developed but where dissolved oxygen is used as result of diffusion of pure oxygen into the groundwater. It is assumed that this causes higher dissolved oxygen concentrations of approximately 40 mg O₂/L and practically no stripping effects. The effectivity of diffusion sparging with respect to micro-sparging, in terms of remediation efficiency and degradation rates have been investigated by carrying out monitoring in the field using dataloggers and analysis as well as batchtests in the laboratory. The operation of micro-sparging and diffusion sparging, six months after the beginning of the pilot, as result of the remained Bio-Bore has not succeeded into more measurable oxidized circumstances in the groundwater.

Keywords**Controlled terms:**

bioremediation, kerosine, mineralization, oxygen, soil pollution

Uncontrolled terms:

Bio-Bore, diffusion sparging, horizontal drilling, micro-sparging, remediation efficiency

Project title

Investigation for the remediation efficiency and surplus value of diffusion sparging with respect to micro-sparging on biodegradation of jet fuel on Air Force Base Soesterberg

Projectmanagement

Geo & Hydro Milieu
(drs. B.A. Keet, 0313-450111)

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

VOORWOORD

Een groot deel van de biologische in situ saneringen in Nederland wordt uitgevoerd bij verontreinigingen met minerale olie en olieproducten. Minerale olie is onder aërobe omstandigheden goed biologisch afbreekbaar. Door het toevoegen van zuurstof aan de bodem kan de biologische afbraak goed worden gestimuleerd. Een nieuwe techniek voor het toedienen van zuurstof is diffusie-spargen™.

Door een samenwerkingsverband van het Ministerie van Defensie (gecoördineerd door DGW&T te Leiden), de Provincie Utrecht, Bioclear B.V. en Geo & Hydro Milieu is onderzoek verricht naar het saneringsrendement en meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen op in situ biodegradatie van kerosine op de vliegbasis Soesterberg.

In tegenstelling tot micro-spargen is diffusie-spargen™ een techniek waarbij gebruik wordt gemaakt van diffusie van pure zuurstof in het grondwater. De veronderstelling is dat deze techniek leidt tot hoge opgeloste zuurstofgehalten in het grondwater van circa 40 mg O₂/L. Hierdoor zijn stripeffecten nagenoeg afwezig.

Door periodieke monitoring is onderzocht hoe effectief diffusie-spargen™ is ten opzichte van traditionele spargingprocessen, gemeten aan de hand van het saneringsrendement en de afbraaksnelheden van de aanwezige koolwaterstoffen.

Ter ondersteuning van de veldtests zijn door Bioclear een drietal slurry batchproeven (twee aërobe en één gesteriliseerde batch) uitgevoerd. Biologische afbraak van kerosine is onderzocht bij 21 % zuurstof (lucht) en 100 % zuurstof in de gasfase van de batchproeven.

In dit rapport worden de resultaten van de batchproeven en de veldmonitoring gepresenteerd. Het doel van de studie is om aan de hand van resultaten een uitspraak te doen over de effectiviteit van diffusie-spargen™ ten opzichte van het traditionele micro-spargen.

februari 2001

INHOUD

		SAMENVATTING	vi
		SUMMARY	vii
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Knelpunten en probleemdefinitie	2
	1.2	Doel van het onderzoek	3
	1.3	Leeswijzer	4
Hoofdstuk	2	UITVOERING	5
	2.1	Systeemontwerp	5
	2.2	Systeemp parameters	6
	2.3	Uitvoering van de batchproeven	6
	2.4	Biodegradatietest in batchincubatie	6
	2.5	Beginanalyses	7
	2.6	Uitvoering van de veldmonitoring	8
	2.7	Grondwaterbemonstering	8
	2.8	Uitvoering van de analyses op het grondwater	9
	2.9	Interpretatie van de resultaten met betrekking tot de aanwezigheid van Bio-Bore	10
	2.10	Bodemluchtbemonsteringen	10
	2.11	Uitvoering van de analyses op de bodemlucht	11
	2.12	Automatische datalogging van de redoxpotentiaal	11
Hoofdstuk	3	RESULTATEN	12
	3.1	Algemeen	12
	3.2	Batchproeven	13
	3.3	Resultaten van het afbreekbaarheidsonderzoek bij 21 % en 100 % zuurstof	13
	3.4	Resumé	16
	3.5	Grondwaterbemonstering	16
	3.6	Redoxcondities	16
	3.7	Verontreiniging, Bio-Bore en afbraakproducten	17
	3.8	Aërobe bacteriepopulatie	18
	3.9	Algemene procesparameters	18
	3.10	Bodemluchtbemonstering	18
	3.11	Automatische datalogging van de redoxpotentiaal	21
Hoofdstuk	4	DISCUSSIE	25
	4.1	Aanbevelingen voor toepassing	25
	4.2	Financieel vergelijk van diffusie-spargen™ met micro-spargen	26
	4.3	Technisch vergelijk van diffusie-spargen™ met micro-spargen	26
Hoofdstuk	5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	27

Bijlage	A	OVERZICHTSKAART MET LOCATIE VAN DE HORIZONTALE STRENGEN A EN B EN DE MONSTERPUNTEN
Bijlage	B	OVERZICHTSKAART MET SCHEMATISCHE DWARSDOORSNEDE VAN DE ONDERGRONDSE SITUATIE
Bijlage	C	UITVOERINGSDATA VAN DE INSTALLATIE EN MONITORING
Bijlage	D	ANALYSERESULTATEN

SAMENVATTING

Onderzoek naar het saneringsrendement en meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen op in situ biodegradatie van kerosine op vliegbasis Soesterberg

Een samenwerkingsverband tussen het Ministerie van Defensie (gecoördineerd door DGW&T te Leiden), de Provincie Utrecht, Bioclear B.V. en Geo & Hydro Milieu heeft nabij hangaar 9 op vliegbasis Soesterberg een spargesysteem aangelegd. Naast het hoofddoel van de installatie, de sanering van de onder de hangaar tot 15 meter met brandstoffen verontreinigde bodem, is in NOBIS-verband het verschil onderzocht tussen micro- en diffusie-spargen™.

Diffusie-spargen™ is een saneringstechniek waarbij pure zuurstof diffundeert in het grondwater zonder verlies van gassen in de onverzadigde zone. Conventionele air-spargingtechnieken, zoals micro-sparging, hebben veelal aanzienlijke verliezen in deze zone waarbij een significante hoeveelheid van de vluchtige verbindingen abiotisch wordt gestript en in de onverzadigde zone geraakt. Ter voorkoming van gevolgen voor gezondheid en veiligheid worden veelal aanvullende technieken, zoals bodemluchtexttractie, ingezet. Dit wordt voorkomen bij diffusie-spargen™.

Voor de uitvoering van de diffusie- en air-sparging zijn twee strengen van elk circa 180 meter lengte met behulp van een horizontale boring op de verontreinigde locatie op een diepte van circa 15 m-mv aangebracht. Beide strengen zijn zowel met diffusieslangen als met traditionele micro-spargers uitgerust. Bij het boren is gebruik gemaakt van Bio-Bore, een door Baroid ontwikkelde afbreekbare boorvloeistof. Volgens opgave door Baroid, de leverancier van het product, zou deze vloeistof in een periode van vier weken afbreken.

Ter ondersteuning van het project zijn door Bioclear laboratoriumtests uitgevoerd. De biologische afbraak van kerosine is onderzocht bij 20 % zuurstof (lucht) en 100 % zuurstof in de gasfase van de batchproeven. In beide batches blijkt een snelle afname van de verontreiniging, gecorreleerd aan de mineralisatieactiviteit, op te treden. Hierbij wordt geen extra positief of negatief effect door het verhoogde zuurstofgehalte gevonden.

Het bedrijven van micro- en diffusie-spargen™, gedurende zes maanden na de aanvang van de pilot, heeft als gevolg van de in de bodem achtergebleven Bio-Bore nog niet geleid tot het ontstaan van meer geoxideerde omstandigheden in het grondwater. Op het moment van het verschijnen van dit rapport is er daarom geen eenduidige uitspraak mogelijk over het saneringsrendement en de meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen. Aanbevolen wordt de werking van het systeem voort te zetten, totdat verhoogde waarden voor de redox-potentiaal worden gemeten. Op dat moment zal door middel van een uitgebreide aanvullende monitoringsronde worden getracht de nog niet bereikte doelen van dit project te verwezenlijken.

SUMMARY

Investigation for the remediation efficiency and surplus value of diffusion sparging with respect to micro-sparging on biodegradation of jet fuel on Air Force Base Soesterberg

This project (diffusion sparging on Air Force Base Soesterberg) has been executed by the Ministry of Defence (coordinated by the Leiden office of DGW&T), the Province of Utrecht, Bioclear Environmental Biotechnology B.V. and Geo & Hydro Milieu. The main objective has been the in situ remediation of the fuel contaminated soil up to 15 metres below the hangar. The secondary objective and subject of this NOBIS supported report has been to compare the environmental and economic efficiency of micro-sparging and diffusion sparging.

Diffusion sparging is a remediation technology by which pure oxygen is dissolved into the groundwater without gaseous losses to the unsaturated zone. Conventional airsparging systems like micro-sparging do have considerable losses to this zone as a significant amount of the volatile compounds is abiotically stripped and moved upward. Resulting health and safety issues often lead to deployment of supplementary techniques like soil vapour extraction which can be avoided when using diffusion sparging.

Both systems, diffusion sparging and micro-sparging have been installed in two horizontal boreholes of 180 metres length each. The active remediation zone is situated at 15 metres below the hangar floor. For the placement of the systems the biodegradable drilling fluid Bio-Bore has been used. According to Baroid, the supply company, this product would degrade in four weeks.

Laboratory testing has been carried out by Bioclear in support of the full-scale project. Biological degradation of kerosine has been run at 20 % oxygen (air) and 100 % oxygen in the gaseous phase of the batch reactors. Reduction of kerosine concentration coupled to mineralization activity developed rapidly under both conditions. Thus proving that the higher oxygen levels have no adverse effect on the biological degradation.

Eventhough micro-sparging and diffusion sparging have been operational for 6 month, the high BOD of Bio-Bore and unexpected slow biological breakdown of this material have led to ever increasing anaerobic conditions in the groundwater. Therefore we can draw no conclusions as yet about the effectiveness or increased efficiency of diffusion sparging over micro-sparging. Recommended is continuation of the remediation system to breakdown the Bio-Bore which will be indicated by an increase in dissolved oxygen levels and a positive redox. At the time these results are obtained (i.e. when the redox turns positive), the unachieved goals can still be realized by implementing an additional monitoring event.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

Voor de sanering van de met kerosine verontreinigde bodem deels onder hangaar 9 op vlieg-basis Soesterberg is een spargesysteem aangelegd. Naast het hoofddoel van de installatie, de sanering van de met brandstoffen verontreinigde bodem, is het doel in NOBIS-verband het verschil te onderzoeken tussen micro- en diffusie-spargen™.

De aangetroffen kerosineverontreiniging op vliegbasis Soesterberg is aanwezig in een matig grof zandpakket ($k = 13$ m/dag), waarbij de verontreiniging zich voornamelijk tussen 12 m-mv (grondwaterstand) en 15 m-mv bevindt. De concentraties minerale olie en BTEX bedragen enkele duizenden $\mu\text{g/L}$. De grondwaterstromingssnelheid bedraagt ongeveer 30 m/jaar.

Voor de sanering van deze verontreiniging is naast micro-spargen voorgesteld de biologische activiteit door middel van diffusie-spargen™ te stimuleren. Diffusie-spargen™ is een techniek waarbij, in tegenstelling tot conventionele air-spargingtechnieken, geen gasbellen ontstaan (met de daarbij resulterende geringe zuurstofoverdracht en hoge abiotische stripping van verontreiniging) maar gebruik wordt gemaakt van opgelost zuurstof als gevolg van diffusie van pure zuurstof in het grondwater. Hiertoe worden voor zuurstof diffuse kunststofslangen gebruikt die, eenmaal aangebracht in de bodem en in contact met het grondwater, worden aangesloten op zuurstofcilinders. Door een overdruk in de kunststofleidingen diffundeert zuurstof door de kunststof in het grondwater. De veronderstelling is dat door het gebruik van pure zuurstof hoge opgeloste zuurstofgehalten worden bereikt van circa $40 \text{ mg O}_2/\text{L}$ en stripeffecten nagenoeg afwezig zijn. Deze soort sparging is tot op heden in Nederland nog niet toegepast, maar lijkt interessant voor de aërobe behandeling van olieverontreiniging en aëroob afbreekbare vluchtige verbindingen. Naast het diffusie-spargen™ zal op de locatie te Soesterberg tevens een traditionele sparging door middel van fijne bellenbeluchting worden toegepast. Voor de uitvoering van de diffusie- en micro-sparging zijn door Rijnberg bv onder directie van De Toevoer en Begeleiding van Geo & Hydro Milieu twee strengen van elk circa 180 meter lengte met behulp van een horizontale boring op de verontreinigde locatie op een diepte van circa 15 m-mv aangebracht. Bij het boren van de strengen is gebruik gemaakt van Bio-Bore, een door Baroid ontwikkelde afbreekbare boorvloeistof. Beide strengen zijn zowel met diffusieslangen als met traditionele micro-spargers uitgerust.

Na een inregelperiode van drie dagen zijn op 10 juni 1999 de sparginginstallaties opgestart. Omdat beide strengen als twee separate delen aan te sturen zijn, is besloten het gedeelte van streng A nabij de monitoringspunten 1 en 2 als micro-sparger op te starten en het gedeelte nabij de monitoringspunten 3 en 4 als diffusie-sparger. Streng B zal op een later tijdstip worden ingeschakeld om alle vormen van beïnvloeding op de meetresultaten uit te sluiten.

Op basis van de beschrijving van de beide spargesystemen worden de volgende mechanismen verwacht:

Bij de traditionele air-sparging met luchtinblazing zal voornamelijk een verticale verspreiding van de lucht optreden (vanaf spargepunt omhoog naar onverzadigde zone). Tijdens dit transport wordt een (klein) deel van de in de gasbellen aanwezige zuurstof overgedragen aan het water. Het invloedsgebied (region of influence, ROI) is globaal - een en ander afhankelijk van het bodempakket - ongeveer tweemaal de diepte van het spargefilter onder het grondwater niveau. De maximale zuurstofverzadiging wordt waarschijnlijk alleen dichtbij de spargepunten bereikt,

terwijl de maximale zuurstofconcentratie in het water (bij gebruik van lucht) 10 mg/L bedraagt. Daarnaast zal, bij het spargen van een met vluchtige verbindingen verontreinigde locatie, verfluchtiging van de verontreiniging optreden, die uiteindelijk in de onverzadigde zone terecht komt.

In het diffusie-spargingproces diffundeert zuurstof in de waterfase als opgelost zuurstof. Er zijn fysiek geen gasbellen aanwezig, die normaal verticaal zouden opstijgen. Verwacht wordt derhalve dat in het diffusie-spargingproces het opgeloste zuurstof zich horizontaal zal bewegen vanaf de spargepunten, waarbij de richting voornamelijk wordt gereguleerd door de stromingsrichting van het grondwater. Ook de transportsnelheid van zuurstof zal ongeveer gelijk zijn aan de stromingssnelheid van het grondwater minus het verbruik. De verbruiksinvloed is echter klein vanwege de hoge concentratie aanwezige zuurstof.

Verwacht wordt dat verfluchtiging van de verontreiniging naar de onverzadigde zone niet of nauwelijks optreedt. Als gevolg van gebruik van pure zuurstof worden veel hogere maximale concentraties aan zuurstof in de waterfase verwacht (maximaal circa 40 mg/L).

Het hoge zuurstofgehalte kan een positief effect hebben op de ROI bij diffusie-spargen™ wanneer de ROI wordt bepaald door de diffusiesnelheid van zuurstof in water (concentratie-gereguleerd) en de grondwaterstroming groot genoeg is.

De gelijke verdeling van de ingebrachte zuurstof over het horizontale gedeelte van de te behandelen bodem, met een lengte van 60 meter, wordt bij het diffusie-spargen™ verkregen door diffusie uit twee in lijn geplaatste diffusie-spargers van elk 30 meter. De micro-spargers zijn in het te behandelen gedeelte van de bodem om de 4 meter aangebracht en hebben een verwachte straal van invloed (ROI) van ten minste 2 meter. Omdat de micro-spargers per drie stuks zijn aangesloten en niet alle 15 ineens, kan per sectie de druk en het debiet worden ingeregeld waardoor een homogene verdeling van zuurstof kan worden gegarandeerd.

1.1 Knelpunten en probleemdefinitie

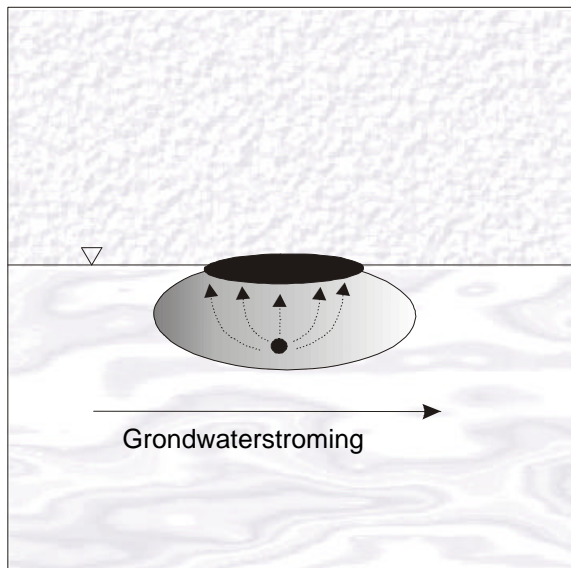
De nadelen van bio-sparging door injectie van lucht via een filter zijn:

1. ten minste 80 % (de stikstofcomponent) van de gecomprimeerde lucht verlaat de verzadigde zone zonder aan de aëratie te hebben bijgedragen;
2. de in deze 80 % opgenomen vluchtige componenten kunnen in kruipruimten en kelders voor problemen zorgen waardoor er bodemluchtexttractie moet plaatsvinden plus reiniging;
3. door het lage gehalte aan zuurstof in de gecomprimeerde lucht wordt het opgelost zuurstofgehalte slechts verhoogd tot circa 10 mg/L.

Gedeeltelijk kunnen deze nadelen worden ondervangen door de luchtbelgrootte sterk te verkleinen, zoals dat gebeurt bij micro-sparging (filtergrootte variërend tussen 0,5 en 30 µm).

In de praktijk blijken de 3 bovengenoemde nadelen hierdoor slechts gedeeltelijk te worden ondervangen. Door bij sparging gebruik te maken van een diffusie-sparger ontstaan er, in tegenstelling tot de conventionele en micro-air-spargingtechnieken, geen gasbellen en worden de genoemde nadelen dus voorkomen. Daarnaast zal de verspreiding bij diffusie-spargen™ een horizontale omwentelingsparaboloïde als verspreidingsfiguratie met verhoogde zuurstofconcentratie opleveren die vaak beter samenvalt met de verontreinigingspluim dan de verticale omwentelingsparaboloïde die het gevolg is van klassieke spargemethoden, doordat de gasbellen gravitatief opstijgen (zie fig. 1).

Micro-spargen



- Brongebied
- Pluimgebied

Diffusie-spargen™

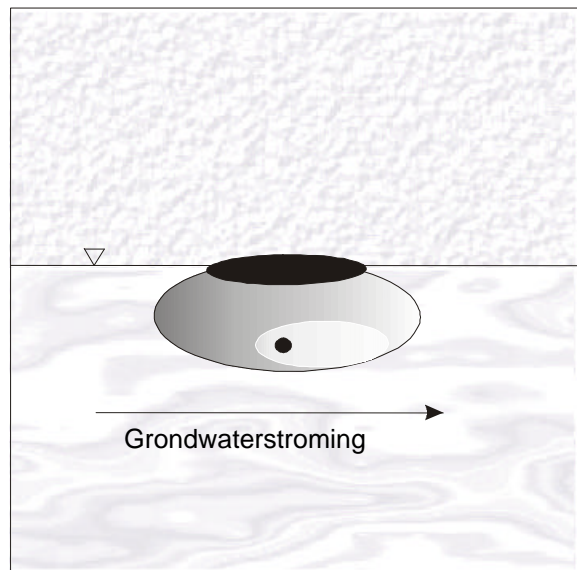


Fig. 1. Grafische weergave van micro-spargen versus diffusie-spargen™.

1.2 Doel van het onderzoek

Het doel van dit project is het saneringsrendement en meerwaarde van diffusie-spargen™ ten opzichte van micro-spargen op in situ biodegradatie van kerosine te onderzoeken. De hoofddoelen van het onderzoek zijn:

1. bepaling van het verschil in de bereikte afbraaksnelheid bij de aanvang en na een paar maanden als gevolg van het hogere opgeloste zuurstofgehalte (DO = 40 in plaats van circa 10 mg/L);
2. door de veel hogere beginconcentratie wordt verwacht dat de zone van invloed bij diffusie-spargen™ groter is: dit zal in de praktijk worden getoetst;
3. doordat beide systemen op praktijkschaal enige maanden naast elkaar op dezelfde (redelijk homogene) locatie zullen functioneren, wordt het mogelijk een kostenvergelijking van beide systemen uit te voeren.

Om vast te stellen of verhoogde zuurstofspanningen een effect (positief, dan wel negatief) hebben op de biologische afbraak van kerosineverontreinigingen en te bepalen welke afbraaksnelheid maximaal kan worden bereikt onder geoptimaliseerde condities zijn een drietal batchproeven uitgevoerd.

De uitgevoerde aërobe batchproeven hebben als doel:

- het vaststellen van het effect van een verhoogd zuurstofgehalte op de biodegradatie in verontreinigde grond van de locatie;
- het vaststellen van de aanwezigheid en ontwikkeling van specifiek kerosine-afbrekende micro-organismen in de grond bij een normaal (21 %) en verhoogd zuurstofgehalte (100 %) in de gasfase;

- het aantonen van de biologische verwijdering van de minerale olieverontreiniging onder voor biodegradatie geoptimaliseerde condities, met nutriëntentoevoeding, bij een normaal en verhoogd zuurstofgehalte;
- het vaststellen van de onder deze condities haalbare restconcentraties en afbraaksnelheden.

Voor uitvoering van het monitoringsprogramma zijn een zevental peilbuizen aangebracht op de locatie waarvan 4 stuks in de nabijheid van de twee horizontale spargingdrains. De doelstelling van de veldmonitoring in peilbuizen is om de effecten van de traditionele sparging en diffusie-spargenTM in situ vast te stellen. Bij conventionele sparging treedt zuurstoftransport in de vorm van opstijgende luchtbelletjes voornamelijk verticaal op vanaf het spargepunt. De peilbuizen zijn evenwijdig aan de grondwaterstroming geplaatst om de horizontale verspreiding van zuurstof te kunnen volgen. Langs de peilbuizen zijn in het verzadigde deel van de bodem om de 0,75 meter elektroden aangebracht. Door de verandering in de redoxpotentiaal te meten kan de verspreiding van zuurstof worden gevolgd. De redoxverandering wordt tijdens de bemonsteringsronden vergeleken met het gemeten opgelost zuurstofgehalte om zo de gemeten veranderingen te kunnen kalibreren.

Om de veranderingen, met name per niveau, in de tijd van doorbraak van zuurstof te kunnen bepalen, zijn de redoxpotentiaalmetingen met behulp van een datalogger uitgevoerd.

Voor het bepalen van het optreden van vervluchtiging bij beide systemen zijn filters met een filterstelling geplaatst boven het grondwaterniveau. Door bodemluchtbemonstering van deze filters kan een inschatting worden gemaakt van de mate van vervluchtiging van de verontreiniging bij beide spargesystemen.

Op de locatie zijn peilbuizen aanwezig in een niet vervuild gebied en in een met kerosine verontreinigd gebied dat niet door middel van sparging zal worden behandeld. Beide gebieden doen dienst als referenties voor de te meten parameters in de sparginggebieden (achtergrondwaarden van chemische en biologische parameters in niet verontreinigde zones en referentiewaarden in niet behandelde gebieden ter correctie op natuurlijke schommelingen in chemische en biologische parameters).

1.3 Leeswijzer

Dit rapport is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de werkzaamheden die achtereenvolgens zijn uitgevoerd tijdens het ontwerp, de dimensionering en de aanleg van het systeem alsmede op de batchproeven en de monitoringsronden. Hoofdstuk 3 geeft de resultaten weer van de nulsituatiekarakterisering, de batchproeven en de periodieke monitoringsronden. Vervolgens worden in hoofdstuk 4 de resultaten bediscussieerd, waarna in hoofdstuk 5 conclusies en aanbevelingen worden gegeven.

HOOFDSTUK 2

UITVOERING

Tijdens de uitvoering van dit project zijn een vijftal fasen doorlopen. Na een voorbereidende fase waarin het ontwerp, de dimensionering en de aanschaf van materialen aan de orde zijn gekomen, is in de eerste helft van 1999 het systeem geïnstalleerd (zie bijlage C). De aanvankelijk verwachte problemen bij de installatie van de twee 180 meter lange strengen in een matig grof zandpakket met gebruikmaking van Bio-Bore bleek niet uit te komen. Na de installatie is het systeem opgestart en heeft op vaste tijdstippen monitoring plaatsgevonden (zie bijlage C). Dit hoofdstuk gaat in op de ten behoeve van dit project uitgevoerde werkzaamheden.

2.1 **Systeemontwerp**

In bijlage A is een overzicht gegeven van de locatie met de peervormige verontreinigingsvlek die deels gepositioneerd is onder de helikopterhangaar. Aan de boven- en onderzijde van de verontreiniging zijn de spargestrengen in horizontale boringen geplaatst. De strengen zijn aangebracht op een diepte van circa 15 meter minus het maaiveld over de lengte van de verontreiniging. Dit is circa 3 meter beneden het grondwaterniveau.

Spargestremg B, die vrijwel gelijk is aan spargestremg A, is aangelegd zuiver voor saneringsdoel-einden en wordt in dit rapport niet nader besproken. Spargestremg A bestaat uit de volgende componenten:

- *Diffusie-spargers*
In het horizontale stuk van circa 60 meter zijn twee diffusie-spargers aangebracht van elk 30 meter. Elke sparger bestaat uit 500 meter 4 mm O.D./2 mm I.D. zuurstofpermeabele slang. Deze slang is door middel van PE-slang verbonden aan de diffusie-sparge-unit.
- *Micro-spargers*
De micro-spargers zijn van RVS en hebben een poriegrootte van 30 µm. Deze spargers zijn om de 4 meter aangebracht in het horizontale stuk en per 3 stuks aangesloten op de 16 mm PE-slang die de spargers met de unit verbindt.
- *Grove PVC-filters*
Deze filters kunnen voor monstername, watercirculatie, nutriëntdosering en als back-up sparger dienst doen. De filters zijn per twee aangesloten op 16 mm PE-slangen en liggen 5 meter uit elkaar binnen het horizontale gedeelte van de streng.
- *Nutriëntdosering*
Voor de dosering van vloeibare nutriënten zijn over het horizontale gedeelte van 60 meter twee stukken van 30 meter drukgecompenseerde druppelbevoeiingslang aangebracht.
- *Monstername*
Op 4 posities in het horizontale gedeelte van de streng zijn monsternamepunten aangebracht die met een 20 mm PE-slang aan de unit verbonden zijn. De monsterpompen zijn van het type 'positieve gas displacement' en kunnen zowel op lucht, stikstof of helium opereren.
- *Redoxelektroden*
Aan beide zijden van de verticale monitoringspunten zijn twee redoxelektroden in de streng ingebouwd (4 totaal). Deze zijn met meeraderig 'Artic-grade' PVC-kabel verlengd tot in de unit waar ze aan een redoxdata logger aangesloten zijn.
- *Communicatiekabel*
Om de streng te kunnen onderhouden zijn de spargeslangen doorgetrokken tot aan de andere zijde van de boring waar ze samenkomen in een meetkast. Hierin bevinden zich de kranen waarmee de spargestrengen kunnen worden ontsilt indien dit door dichtslibben nood-

zakelijk zou zijn. Om dit efficiënt te kunnen uitvoeren is er tussen de unit en de meetkast een telefoonverbinding die gebruik maakt van de kabel. Doordat er anders over zijn zou dit proces eventueel kunnen worden geautomatiseerd als mocht blijken dat het versilten van de spargers snel optreedt.

In bijlage B is een schematische dwarsdoorsnede van de ondergrondse situatie weergegeven.

2.2 Systeemparameters

Na een inregelperiode van drie dagen is het micro-spargesysteem ingeregeld op een injectiedruk van 0,9 bar met een debiet van 1,3 L/sec. Bij het diffusie-spargesysteem is de uitgangsdruk van 200 bar gereduceerd tot een werkdruk van 1,4 bar.

2.3 Uitvoering van de batchproeven

Grond van de locatie Soesterberg, voor de uitvoering van de batchproeven, is door Geo & Hydro Milieu op de locatie bemonsterd en vervolgens op 4 februari 1999, tijdens een bezoek aan de locatie, door Bioclear meegenomen en tot aan het gebruik gekoeld bij 10 °C bewaard. De voor de batchproeven benodigde grondwatermonsters zijn op 16 februari 1999 door Bioclear, tijdens de uitvoering van de nul karakterisatie, op de locatie genomen. Een overzicht van de gebruikte grond- en grondwatermonsters is weergegeven in tabel 1.

Tabel 1. Overzicht van de gebruikte grond- en grondwatermonsters.

monsteromschrijving	soort monster	diepte (m-mv)
018H4	grond	12,0
018H4	grond	12,5
018H4	grond	9,0
018H4	grond	13,0
018H4	grond	12,0
018H4	grond	12,0
pb 4	grondwater	15,0 - 15,5

2.4 Biodegradatietest in batchincubatie

Om het effect (positief, dan wel negatief) van verhoogde zuurstofgehalten op de biologische afbraak van kerosine te bepalen zijn een tweetal aërobe slurry batchproeven uitgevoerd. Biologische afbraak van kerosine is onderzocht bij 21 % zuurstof (lucht) en 100 % zuurstof (pure zuurstof) in de gasfase van de batchproeven.

Naast deze twee biotische batchproeven is tevens een gesteriliseerde referentiebatch uitgevoerd om te kunnen corrigeren voor abiotische verliezen van de verontreiniging tijdens de incubatieperiode. In tabel 2 is een overzicht gegeven van de experimenten die zijn uitgevoerd.

Tabel 2. Uitvoering van de batchproeven.

omschrijving	zuurstof in de gasfase (%)
biotische aërobe batchproef met lucht	21
biotische aërobe batchproef met pure zuurstof	100
abiotische steriele controle met lucht	21

Van de grondmonsters is een mengmonster bereid dat vervolgens is gebruikt voor de uitvoering van beginanalyses en aërobe batchproeven.

2.5 Beginanalyses

Het mengmonster is bij aanvang van de batchproeven geanalyseerd op:

- het niet-vluchtige minerale oliegehalte (C_{10} - C_{40}) door middel van GC-analyse;
- het vluchtige minerale oliegehalte (C_6 - C_{12}) door middel van GC-analyse;
- het gehalte aan vluchtige aromatische koolwaterstoffen (VAK) door middel van GC-analyse;
- het droge stofgehalte;
- het organisch stofgehalte;
- het aantal specifiek kerosine-afbrekende bacteriën en het totale aantal aërobe bacteriën met behulp van de MPN (Most Probable Number) methode.

Van het mengmonster zijn door toevoeging van grondwater grondslurries (circa 40 % droge stof) bereid, die gedurende 6 weken geïncubeerd zijn in afgesloten batches bij 20 °C op een schudplaat. Voor het bereiken van een optimale afbraak zijn voldoende anorganische nutriënten - in de vorm van NaNO_3 als stikstofbron (N) en een mengsel van KH_2PO_4 en Na_2HPO_4 als fosfaatbron (P) - aan de biotische batchproeven toegevoegd. Het fosfaatmengsel heeft bovendien een pH-bufferende werking. Bij de berekening is een verhouding C:N:P van 250:10:5 (w/w) gebruikt. De benodigde hoeveelheid nutriënten is gebaseerd op een geschatte beginconcentratie van 1.000 mg/kg ds aan minerale olie.

De referentiebatch is direct na het inzetten chemisch gesteriliseerd door kwikchloride en natriumazide aan de batch toe te voegen. Om de steriliteit te controleren zijn periodiek deelmonsters genomen, uitgeplaat op een rijk groeimedium en vervolgens gedurende 48 uur geïncubeerd bij 30 °C. Als na 48 uur incubatie visueel geen bacteriegroei is opgetreden, zijn de referentiebatches nog steriel en daardoor kan er geen biologische afbraak van de verontreiniging optreden.

Bij volledige biologische afbraak (mineralisatie) wordt de verontreiniging omgezet in koolstofdioxide (CO_2), water en biomassa. Tijdens de incubatie is de cumulatief geproduceerde hoeveelheid koolstofdioxide gemeten. Tevens is periodiek de zuurstof- en koolstofdioxideconcentratie in de gasfase gemeten (hiervoor zijn aparte flessen gebruikt).

Op basis van deze analyses is besloten om na 2, 4 en 5 weken incubatie de gasfase van de batches te verversen om zuurstoflimitatie te voorkomen. Om onderlinge vergelijking mogelijk te maken zijn daarbij de gasfasen in alle biotische en abiotische flessen gedurende 3 minuten met een constant debiet (1 liter per minuut) gespoeld.

Na respectievelijk 2, 4 en 6 weken incubatie zijn analyses uitgevoerd op VAK, vluchtige en niet-vluchtige minerale olie en is het totale aantal aërobe heterotrofe bacteriën en het aantal specifiek kerosine-afbrekende bacteriën bepaald.

De analyses op VAK, vluchtige en niet-vluchtige minerale olie zijn uitgevoerd door het IWACO Milieulaboratorium. Hierbij is in afwijking van de gangbare methode (extractie van het deelmonster) de gehele batchfles in behandeling genomen, aangezien het niet mogelijk is om van grondslurries representatieve deelmonsters te nemen.

2.6 Uitvoering van de veldmonitoring

Voor het vaststellen van de effectiviteit van de beide spargingtechnieken en de verschillen tussen beide technieken is het volgende monitoringsprogramma, bestaande uit chemische en biologische analyses, uitgevoerd:

- a. nulkarakterisering: februari 1999;
- b. eerste monitoring tijdens de uitvoering van beide spargesystemen: juli 1999;
- c. aanvullende monitoring tijdens de uitvoering van beide spargesystemen: september 1999;
- d. tweede (eind) monitoring tijdens de uitvoering van beide spargesystemen: oktober 1999.

Bodemgasfase (monitoring van het stripeffect)

Om de achtergrondwaarden van de vluchtige verbindingen in de onverzadigde zone in kaart te brengen is de gasfase in 12 filters in de onverzadigde zone bemonsterd en geanalyseerd op vluchtige verontreinigingen. Monitoring van deze filters tijdens de spargingprocessen geeft inzicht in de mate van vervluchtiging van de verontreiniging als gevolg van het betreffende spargingproces. Daarnaast worden de gasfasemonsters geanalyseerd op O₂ en CO₂, om de biologische afbraak van de verontreiniging in de onverzadigde zone te monitoren.

Vervolgmonitoring

Om het effect van de twee verschillende spargingvarianten vast te stellen is de monitoring eind juli en eind oktober herhaald. Tijdens deze monitoring zijn de parameters geanalyseerd die tijdens de nulkarakterisatie meetbare en interpreteerbare waarden gaven.

2.7 Grondwaterbemonstering

Door Bioclear zijn op de in tabel 3 weergegeven data grondwaterbemonsteringen uitgevoerd op de proeflocatie te Soesterberg.

Tabel 3. Bemonsteringsdata van het grondwater.

datum	reden van de bemonstering
16 februari 1999	nulkarakterisatie
6 en 29 juli 1999	eerste monitoringsronde
22 september 1999	aanvullende monitoring
28 oktober 1999	tweede monitoringsronde (eind)

Een overzicht van de bemonsterde peilbuizen is weergegeven in tabel 4. De peilbuizen zijn daarbij verdeeld in twee groepen. Een groep peilbuizen is geplaatst op de proeflocatie en twee referentiepeilbuizen (schoon en verontreinigd) zijn elders geplaatst op de vliegbasis Soesterberg. Op basis van de resultaten uit de nulkarakterisatie zijn als vervanging van deze referentiepeilbuizen twee nieuwe peilbuizen geplaatst op de proeflocatie en aansluitend bemonsterd tijdens de eerste monitoringsronde.

Tijdens de aanvullende en tweede monitoringsronde zijn tevens een drietal monsterpunten langs de streng bemonsterd. Een vierde monsterpunt bleek bij de uitvoering van de veldwerkzaamheden niet bemonsterbaar.

Naast de peilbuizen 1 t/m 4, die worden bemonsterd om de effecten van het traditionele microspargen en het diffusie-spargen™ in situ vast te stellen, zijn tijdens de grondwaterbemonsteringen tevens monsters genomen uit twee schone en een verontreinigde referentiepeilbuis. Deze referentiepeilbuizen zijn geplaatst buiten het gebied dat door middel van sparging zal worden behandeld. Analyses op grondwatermonsters uit deze referentiepeilbuizen geven een beeld

van de achtergrondwaarden van de geanalyseerde parameters in zowel een verontreinigde als een niet verontreinigde zone en dienen voor de correctie van de natuurlijke schommelingen in biologische en chemische parameters.

Tabel 4. Overzicht van de bemonsterde peilbuizen.

monsterpunt	filterstelling (m-mv)	positie
<i>proeflocatie:</i>		
peilbuis 1	15,0 - 15,5	nabij voormalige peilbuis 128-12
peilbuis 2	15,0 - 15,5	nabij voormalige peilbuis 128-12
peilbuis 3	15,0 - 15,5	nabij voormalige peilbuis 128A-2
peilbuis 4	15,0 - 15,5	nabij voormalige peilbuis 128A-2
peilbuis 5	15,0 - 15,5	verontreinigde referentie (bijgeplaatst ter vervanging van Z1)
peilbuis 7	15,0 - 15,5	schone referentie (bijgeplaatst ter vervanging van B6/4)
monsterpunt 2	15,1	in streng nabij diffusie-spargers
monsterpunt 3	15,1	in streng nabij diffusie-spargers
monsterpunt 4	15,1	in streng nabij diffusie-spargers
<i>buiten proeflocatie:</i>		
B6/4	5,5 - 6,0	schone referentie
Z1	4,6 - 6,6	verontreinigde referentie

2.8 Uitvoering van de analyses op het grondwater

Tijdens de monsternamen is met behulp van een doorstroomcel on line de pH, temperatuur, geleidbaarheid, redoxpotentiaal en het zuurstofgehalte (DO) in het grondwater gemeten. Verder is het bemonsterde grondwater visueel beoordeeld op kleur en troebeling. De on line analyses zijn alleen uitgevoerd op de peilbuizen. Op de monsterpunten in de streng is dit vanwege het beperkte volumina namelijk niet mogelijk.

Tijdens de grondwaterbemonstering zijn monsters genomen voor de analyse op CZV (chemisch zuurstofverbruik), nitraat, ijzer(II/totaal), sulfaat, sulfide, ammonium en orthofosfaat. De watermonsters zijn, met uitzondering van de watermonsters voor de uitvoering van de CZV-analyse, in het veld gefilterd over een 0,45 µm filter. De monsters voor de analyse op ijzer, sulfide en CZV zijn in het veld geconserveerd om oxidatie van ijzer en sulfide en biologische afbraak van CZV gedurende het transport te voorkomen.

De analyses op nitraat, ammonium en orthofosfaat zijn direct na de monsternamen op de locatie spectrofotometrisch bepaald. Hierbij is gebruik gemaakt van de kuvettentests van Dr. Lange. De overige monsters zijn getransporteerd naar Bioclear en daar de volgende dag in bewerking genomen. De analyses op sulfaat en sulfide zijn daarbij respectievelijk turbidimetrisch en spectrofotometrisch bepaald. De alkaliniteit van de grondwatermonsters is bepaald door titratie met 0,01 M zoutzuur tot een pH van 4,3.

Het totale aantal aërobe bacteriën en het aantal aërobe specifiek kerosine-afbrekende bacteriën is bepaald door middel van de Most Probable Number (MPN) methode.

De analyses op ijzer(II/totaal) en mangaan(II/totaal) zijn uitgevoerd door het milieulaboratorium van IWACO te Rotterdam. Door Geo & Hydro Milieu zijn monsters genomen voor de analyse op BTEX en vluchtige (C₆ - C₁₂) en niet-vluchtige (C₁₀ - C₄₀) minerale olie. Deze analyses zijn uitgevoerd door het Alcontrol Biochem laboratorium te Zoetermeer. Een overzicht van de gemonitorde parameters is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. Gemonitoorde parameters.

veldmetingen (on line)	overige analyses
redoxpotentiaal	nitraat
zuurstofgehalte	ijzer(II) en ijzer(totaal)
pH	mangaan(II) en mangaan(totaal)
geleidbaarheid	sulfaat en sulfide
temperatuur	nutriënten (ammonium en orthofosfaat)
	CZV
	BTEX
	minerale olie (C ₆ - C ₁₂ en C ₁₀ - C ₄₀)
	alkaliniteit
	totale aantal aërobe heterotrofe bacteriën
	aantal aërobe specifiek kerosine-afbrekende bacteriën

2.9 Interpretatie van de resultaten met betrekking tot de aanwezigheid van Bio-Bore

Bij de interpretatie van de resultaten van de monitoringsronden zijn tevens de door Baroid technical services verstrekte gegevens alsmede de door het Hygiene-Instituut te Gelsenkirchen uitgevoerde milieuhygiënische beoordeling met betrekking tot Bio-Bore gebruikt. Hierbij is met name gekeken naar informatie betreffende de samenstelling, de afbreekbaarheid en de giftigheid van Bio-Bore.

De gemeten CZV-gehalten zijn omgerekend naar mg/L Bio-Bore. Hiertoe zijn de gemeten CZV-gehalten gecorrigeerd voor het gehalte kerosineverontreiniging, zoals dat bij de grondwaterbemonsteringen op de locatie is aangetroffen. Hierbij is aangenomen dat 1 mg/L kerosine overeenkomt met 2 mg/L TCZV (theoretisch chemisch zuurstofverbruik) en dat 1 mg/L Bio-Bore gelijk is aan 0,97 mg/L CZV.

2.10 Bodemluchtbemonsteringen

Op 16 februari 1999 (nulkarakterisatie), op 6 en 29 juli 1999 (eerste monitoringsronde) en op 22 september (aanvullende bemonstering) zijn door Geo & Hydro Milieu bodemluchtbemonsteringen uitgevoerd op de proeflocatie te Soesterberg (zie bijlage C). Een overzicht van de bemonsterde filters is weergegeven in tabel 6.

Tabel 6. Overzicht van de bemonsterde bodemluchtfilters.

monsterpunt	filterstelling (m-mv)
pb 1.1	6,55
pb 1.2	8,40
pb 1.3	11,45
pb 2.1	7,15
pb 2.2	10,05
pb 2.3	11,75
pb 3.1	6,10
pb 3.2	9,30
pb 3.3	11,05
pb 4.1	6,30
pb 4.2	8,80
pb 4.3	10,80

De monsterpunten 1 t/m 4, zoals weergegeven in bijlage A, zijn stroomafwaarts op een drietal niveaus in de onverzadigde zone uitgerust met een monsterpunt voor bodemlucht. Pb 1.1 correspondeert met het minst diepe bodemluchtfilter ter plaatse van monsterpunt 1 met een filterstelling op 6,55 m-mv.

2.11 Uitvoering van de analyses op de bodemlucht

Bemonstering van de bodemlucht vindt plaats met een continu laag debiet luchtpomp. Zuurstof wordt gemeten met een zuurstofsensoren met een werkzaam concentratiegebied van 0 - 100 % zuurstof in de lucht. Koolstofdioxide wordt gemeten met een sensor die gebruik maakt van infrarood absorptietechnologie. Het concentratiebereik van de kooldioxydesensor is 0 - 10 % met een laagste gevoeligheid van 0,01 %. Vluchtige koolwaterstoffen worden bepaald door gebruikmaking van Kitagawa-gasdetectiebuisjes. Een overzicht van de gemonitorde parameters is weergegeven in tabel 7.

Tabel 7. Gemonitorde parameters.

veldmetingen (on line)
zuurstof
koolstofdioxide
vluchtige koolwaterstoffen

2.12 Automatische datalogging van de redoxpotentiaal

In het verzadigde deel van de bodem zijn ter plaatse van de nabij de streng gelegen peilbuizen om de 0,75 meter elektroden aangebracht voor de continue monitoring van de redoxpotentiaal. Daarnaast zijn 4 redoxelektroden in de meest zuidelijke streng ingebouwd. De elektroden nabij de peilbuizen 2, 3 en 4 alsmede de elektroden in de streng zijn met meeraderig 'Artic-grade' PVC-kabel verlengd tot in de monitoringsunit waar ze aan een redoxdatalogger zijn aangesloten. De redoxmetingen van de elektroden nabij peilbuis 1 worden 'zwevend' uitgevoerd met behulp van een voltmeter met een hoge ingangsimpedantie.

De meetpunten M1 t/m M4 corresponderen met de posities 1 t/m 4, zoals weergegeven in bijlage A. Op elk van de posities zijn in de verzadigde zone op een vijftal diepten redoxelektroden aangebracht. De meetpunten R1 t/m R4 zijn een viertal redoxelektroden die in de meest zuidelijke streng op een diepte van 15,1 m-mv zijn ingebouwd (zie tabel 8). Voor een dwarsdoorsnede van de ondergrondse situatie wordt verwezen naar bijlage B.

Tabel 8. Overzicht van de in situ redoxelektroden.

meetpunt	diepten (m-mv)					
M1	12,50	13,25	14,00	14,75	15,50	handmatige meting
M2	12,50	13,25	14,00	14,75	15,50	automatische meting
M3	12,50	13,25	14,00	14,75	15,50	automatische meting
M4	12,50	13,25	14,00	14,75	15,50	automatische meting
R1	15,10					automatische meting
R2	15,10					automatische meting
R3	15,10					automatische meting
R4	15,10					automatische meting

HOOFDSTUK 3

RESULTATEN

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de resultaten zoals die verkregen zijn uit de batchproeven, de periodieke grondwater- en bodemluchtbemonsteringen en de automatische datalogging van de redoxpotentiaal. Om de leesbaarheid van dit rapport te verhogen zijn de tabellen met de analyseresultaten opgenomen in bijlage D.

3.1 Algemeen

In de bodem vinden biologische afbraakprocessen plaats. Deze processen hebben invloed op de fysische/chemische samenstelling van het grondwater. Door het meten van bepaalde parameters in het grondwater op de locatie kan worden vastgesteld welke biologische processen op de locatie overheersen.

Voor biologische omzettingsprocessen is een elektronendonor en een elektronenacceptor nodig. De elektronendonor kan worden gezien als het substraat of de energiebron. Micro-organismen kunnen als substraat de van nature aanwezige organische verbindingen, zoals humuszuren, gebruiken. Ook organische verontreinigingen als BTEX en minerale olie kunnen, onder bepaalde condities, als substraat worden gebruikt. Bij de afbraak van de elektronendonor komen elektronen vrij die worden overgedragen op de elektronenacceptor. Micro-organismen halen energie uit de overdracht van elektronen van de elektronendonor naar de elektronenacceptor. Als elektronenacceptor kan zuurstof, nitraat, ijzer, sulfaat en CO₂ worden gebruikt. Deze processen worden respectievelijk aërobe afbraak, denitrificatie, ijzerreductie, sulfaatreductie of methanogenese genoemd. De afbraakprocessen zijn schematisch weergegeven in tabel 9.

Tabel 9. Afbraakprocessen in de bodem.

	proces	elektronenacceptor	product
aëroob	aërobe afbraak	O ₂ (zuurstof)	H ₂ O (water)
anaëroob	denitrificatie	NO ₃ ⁻ (nitraat)	N ₂ (stikstof)
	ijzerreductie	Fe(III) (driewaardig ijzer)	Fe(II) (tweewaardig ijzer)
	sulfaatreductie	SO ₄ ²⁻ (sulfaat)	S ²⁻ (sulfide)
	methanogenese	CO ₂ (koolstofdioxide)	CH ₄ (methaan)

Afbraak van BTEX en minerale olie

De kans op natuurlijke afbraak van BTEX, waarbij de verontreiniging als elektronendonor wordt gebruikt, is sterk afhankelijk van het type component (zie tabel 10). Tabel 10 is opgesteld op basis van de huidige kennis en ervaringen. De afbraak van benzeen verloopt met name goed onder aërobe omstandigheden. Het optreden van anaërobe biologische afbraak is veel lastiger en vaak sterk locatieafhankelijk. Toluëen, ethylbenzeen en xylenen zijn in principe afbreekbaar onder alle redoxomstandigheden.

Minerale olie is een verzamelnaam voor olieproducten, zoals ruwe olie, kerosine, benzine, diesel, huisbrandolie en petroleum. Minerale olie bestaat uit een groot aantal verbindingen die kunnen worden onderverdeeld in een aantal groepen. De belangrijkste hiervan zijn aromatische koolwaterstoffen (waaronder BTEX) en alkanen (lineair, vertakt en cyclisch). De afbraak van alkanen verloopt met name goed onder aërobe omstandigheden. Hoewel onder anaërobe om-

standigheden recentelijk (gedeeltelijke) afbraak is aangetoond, is de anaërobe afbraak van minerale olie echter een zeer langzaam proces.

Tabel 10. Samenvatting van de afbreekbaarheid van BTEX en minerale olie.

component	elektronenacceptor				
	zuurstof	nitraat	ijzer(III)	sulfaat	koolstofdioxide
benzeen	++	±/-	+	+	+
ethylbenzeen	++	++	-	+	+
tolueen	++	+	+	++	+
xylenen	++	+	+	+	+
minerale olie	++	±	-	±	-

- ++ t ½ = afbraak in uren/dagen
- + t ½ = afbraak in weken/maanden
- ± gedeeltelijke afbraak aangetoond
- geen significante afbraak aangetoond

3.2 Batchproeven

Een overzicht van de resultaten van de beginanalyses is weergegeven in bijlage D.

De verontreiniging in het mengmonster bestaat uit circa 900 mg/kg ds aan minerale olie, voor 85 % bestaande uit de fractie C₈ - C₁₄. Vluchtige aromatische koolwaterstoffen (voornamelijk xylenen) zijn slechts in zeer lage concentraties aanwezig.

Het aantal specifiek kerosine-afbrekende bacteriën bedraagt in het mengmonster $1,4 \cdot 10^6$ bacteriën per gram droge stof. Dit aantal specifiek verontreiniging-afbrekende bacteriën duidt op een aan de verontreiniging geadapteerde bacteriepopulatie. Dit is mogelijk veroorzaakt door de relatief lange (aërobe) bewaarperiode tussen de monsternamen en het tijdstip van analyse. Ook het totale aantal aërobe heterotrofe bacteriën is met een aantal van $2,6 \cdot 10^7$ bacteriën per gram droge stof van een normaal niveau.

3.3 Resultaten van het afbreekbaarheidsonderzoek bij 21 % en 100 % zuurstof

Afname van de verontreiniging

De concentraties minerale olie ((BTE)X, vluchtige en niet-vluchtige minerale olie) in de biotische batches met 21 % en 100 % zuurstof nemen gedurende de eerste 15 dagen van de incubatieperiode met 95 % af van 880 tot respectievelijk 46 en 51 mg minerale olie/kg ds. De verwijderingssnelheid bedraagt over deze periode circa 55 mg minerale olie per kg ds per dag. Tijdens de tweede helft van de incubatieperiode (dag 14 tot 46) treedt geen verdere verwijdering op.

In de abiotische batches bedraagt de verwijderingssnelheid gedurende de eerste twee weken circa 52 mg minerale olie per kg ds per dag (verwijderingsrendement 87 %) en is daarmee vergelijkbaar met de snelheid zoals gemeten in de biotische batches. Aan het eind van de incubatieperiode, na 46 dagen, is het minerale oliegehalte met 68 mg/kg ds tevens vergelijkbaar met de biotische batches.

De abiotische referentiebatch is gedurende de eerste 14 dagen incubatie niet open geweest en niet geflushed met perslucht, zodat vervluchtiging van minerale olie uitgesloten is. Bovendien vindt in de referentiebatch gedurende de incubatieperiode geen zuurstofconsumptie plaats (zie fig. 2) en er is geen levensvatbare bacteriepopulatie aanwezig (steriliteitstest), zodat verwijdering door biodegradatie van minerale olie niet optreedt.

Organoleptisch is, na 6 weken incubatie, in de steriele referentiebatches nog een duidelijke oliegeur waarneembaar. Dit in tegenstelling tot de biotische batches waarin, na 6 weken incubatie, geen oliegeur meer is waar te nemen.

Mineralisatieactiviteit

De mineralisatieactiviteit in de batch is weergegeven als in CO₂ omgezette organische koolstof, aangeduid als CO₂-C. De hoeveelheid in de tijd gevormde CO₂-C (cumulatieve CO₂-C-productie) in de batches met 21 % en 100 % zuurstof en het verloop van de minerale olieconcentraties in deze batches zijn weergegeven in figuur 2. De mineralisatieactiviteit, in mg CO₂-C per kg ds per dag, en het zuurstofverbruik, in mg O₂ per kg ds per dag, zijn weergegeven in figuur 3.

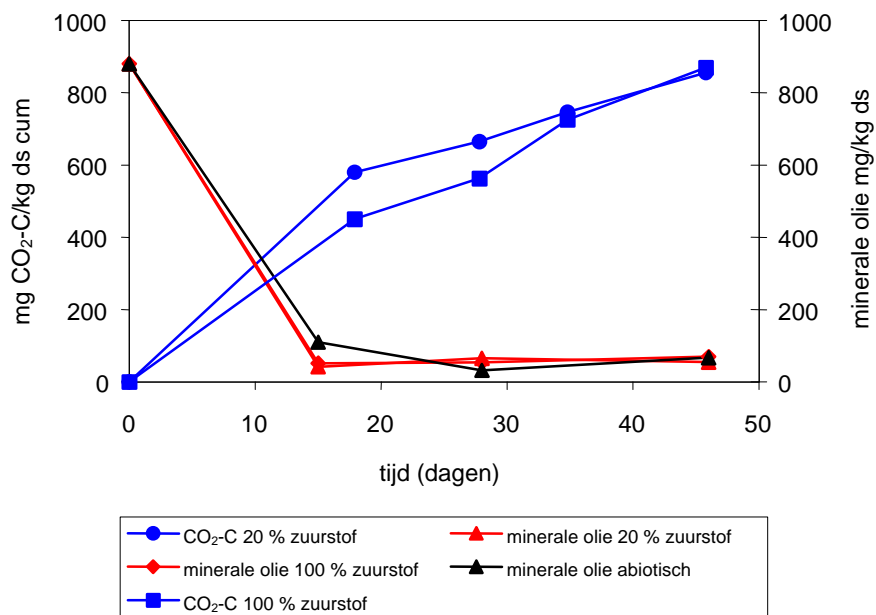


Fig. 2. Cumulatieve CO₂-C-productie en concentratie aan niet-vluchtige minerale olie tijdens de batchincubaties bij 21 % en 100 % zuurstof.

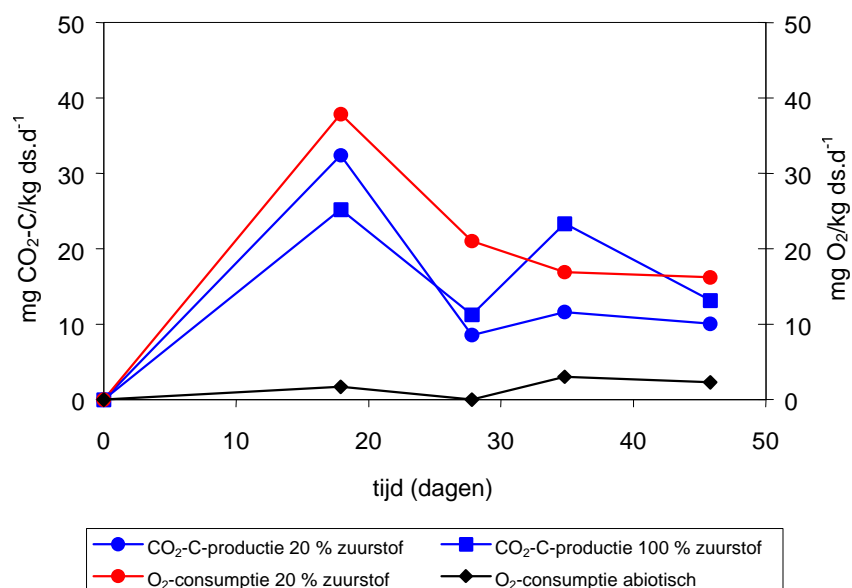


Fig. 3. Mineralisatieactiviteit tijdens de batchincubaties bij 21 % en 100 % zuurstof.

De gemeten cumulatieve CO₂-C-productie na 46 dagen incubatie bedraagt in de batchincubaties met 21 % en 100 % zuurstof respectievelijk 860 en 870 mg CO₂-C/kg ds (zie fig. 2). De gevonden CO₂-C-productie komt goed overeen met wat op basis van de hoeveelheid gemineraliseerde verontreiniging (circa 800 mg/kg ds) kan worden verwacht. De mineralisatieactiviteit bij 21 % en 100 % zuurstof is onderling vergelijkbaar en duidt erop dat een verhoogd zuurstofgehalte geen aantoonbaar effect heeft op de mineralisatie.

De mineralisatieactiviteit is, in zowel de batchincubatie met 21 % als 100 % zuurstof, het hoogst aan het begin van de incubatieperiode (zie fig. 3). Na 15 dagen incubatie neemt de mineralisatieactiviteit in beide batches af tot circa 15 mg CO₂-C en 17 mg O₂ per kg ds per dag, hetgeen laag is. Dit duidt waarschijnlijk op een vergaande mineralisatie van de verontreiniging. De mineralisatieactiviteit in de abiotische referentiebatch bedraagt gedurende de incubatieperiode gemiddeld 0 tot 2 mg O₂ per kg ds per dag. Deze zeer lage activiteit duidt erop dat in de referentiebatch gedurende de incubatieperiode geen zuurstofconsumptie en dus geen afbraak van de verontreiniging is opgetreden.

De zuurstofconsumptie is alleen voor batches met 21 % zuurstof te berekenen, omdat de gebruikte analyse-apparatuur tot maximaal 28 % zuurstof kan meten. De batches met 100 % zuurstof zijn derhalve niet gemeten.

Bacteriepopulatie

Het aantal specifiek kerosine-afbrekende bacteriën in de batchincubatie met 21 % zuurstof blijft gedurende de incubatieperiode van 46 dagen, met een aantal van circa 10⁶ bacteriën per gram droge stof, gelijk. In de batchincubatie met 100 % zuurstof neemt het aantal gedurende de incubatieperiode met een factor 10 toe tot een aantal van 10⁷ bacteriën per gram droge stof, hetgeen duidt op een stimulatie van de verontreiniging-afbrekende bacteriepopulatie door het verhoogde zuurstofgehalte.

Het totale aantal heterotrofe aërobe bacteriën neemt gedurende de eerste twee weken van de incubatieperiode, door de geoptimaliseerde omstandigheden (menging, aërobe condities en toevoeging van nutriënten), sterk toe. Na 14 dagen incubatie is het totale aantal heterotrofe bacteriën in de batchincubaties met 21 % en 100 % zuurstof toegenomen van $2,6 \cdot 10^7$ bacteriën per gram droge stof tot respectievelijk $7,8 \cdot 10^9$ en $6,1 \cdot 10^{11}$ bacteriën per gram droge stof. De sterkste toename wordt gemeten in de batchincubatie met een verhoogd zuurstofgehalte. Dit duidt erop dat bij 21 % zuurstof in de gasfase de hoeveelheid zuurstof in de waterfase (circa 9 mg/L) waarschijnlijk limiterend is voor bacteriële groei. In de tweede helft van de incubatieperiode (dag 14 tot 46) neemt het totale aantal heterotrofe bacteriën af tot een normaal aantal van 10⁸ bacteriën per gram droge stof.

Om de steriliteit van de abiotische referentiebatches te controleren zijn na 2, 4 en 6 weken incubatie deelmonsters uit de abiotische batches genomen, uitgeplaat op een rijk groeimedium en vervolgens gedurende 48 uur geïncubeerd bij 30 °C. Op de platen is na 48 uur incubatie visueel geen bacteriegroei waargenomen, hetgeen erop duidt dat de referentiebatches gedurende de incubatieperiode steriel zijn gebleven en dat geen biologische afbraak van de verontreiniging kan zijn opgetreden.

pH

De pH van de batches (zowel bij 21 % als bij 100 % zuurstof) neemt gedurende de incubatieperiode langzaam toe van 6,5 tot waarden van circa 8,3 en is tussentijds, na respectievelijk 2 en 4 weken incubatie, met 1 M HCl bijgesteld tot een waarde van circa 7,0.

3.4 **Resumé**

Op basis van de verontreinigingsconcentraties blijkt in zowel de batch met 21 % als met 100 % zuurstof een snelle afname van de verontreiniging op te treden. Hierbij wordt geen extra positief of negatief effect door het verhoogde zuurstofgehalte gevonden.

De biologische afbraak van de verontreiniging bij 21% en 100% zuurstof wordt tevens bevestigd door de (sterke) groei van het aantal verontreiniging-afbrekende bacteriën en van het aantal aërobe bacteriën. Daarnaast vindt onder beide condities een duidelijke koolstofdioxideproductie en zuurstofconsumptie plaats, die kwantitatief goed overeenkomt met de waargenomen afname in verontreiniging.

In de steriele abiotische batch wordt weliswaar een afname van de verontreiniging waargenomen, maar deze afname correleert niet met de andere gemeten parameters. In de abiotische batch is geen bacteriële activiteit (zuurstofconsumptie en groei) waargenomen. Getwijfeld wordt derhalve aan de juistheid van de analyseresultaten (minerale olie) op de abiotische batch.

3.5 **Grondwaterbemonstering**

Op vastgestelde data heeft bemonstering van het grondwater plaatsgevonden. De analyseresultaten van de bemonsterde peilbuizen en monsterpunten zijn weergegeven in bijlage D.

3.6 **Redoxcondities**

Voorafgaand aan het spargen is nagegaan welke redoxcondities er op de proeflocatie heersen (uitgangssituatie). Na de aanleg van het spargesysteem is vervolgens tijdens de eerste en tweede monitoringsronde nagegaan wat de invloed van diffusie-spargenTM en micro-spargen is op deze redoxcondities.

De aanwezigheid van zuurstof (4,7 mg/L) en nitraat (67 mg/L) en de met 461 mV hoge redoxpotentiaal in de als schone referentie bemonsterde peilbuis 7 duidt samen met de zeer lage gehalten ijzer(II) op het overheersen van aërobe condities in de niet verontreinigde zone. Deze redoxcondities worden ook aangetroffen rond de als verontreinigde referentie bemonsterde peilbuis 5. Beide peilbuizen bevatten circa 100 µg/L aan minerale olie en zijn dus licht verontreinigd. Gedurende de proefperiode blijven de redoxcondities in peilbuis 7 gelijk.

Voorafgaand aan het spargen heersen binnen het proefgebied matig gereduceerde condities. Het lage zuurstofgehalte (0,2 mg/L of lager) en de afwezigheid van nitraat duidt samen met de lagere redoxpotentiaal (circa 300 mV) en de verhoogde gehalten ijzer(II) en mangaan(II) op het overheersen van ijzer- en mangaanreducerende omstandigheden. Deze, ten opzichte van de referenties, lagere redoxpotentiaal duidt op het optreden van natuurlijke afbraak van kerosine in de verontreinigingsvlek, waarbij zuurstof en nitraat worden verbruikt bij de biologische afbraak van kerosine.

Na respectievelijk twee en zes maanden na de aanleg van het spargesysteem zijn binnen het proefgebied sterker gereduceerde condities ontstaan, dit ondanks de actieve zuurstofvoorziening door middel van micro- of diffusie-spargers gedurende deze periode. De aanwezigheid van sulfide en de afname in de redoxpotentiaal van +300 mV tot circa +100 mV duidt op het ontstaan van actieve sulfaatreducerende omstandigheden tot op minimaal 3 meter afstand van het aangelegde systeem. Ter plekke van peilbuis 1 en 2 (micro-spargen) neemt het sulfaatgehalte af van circa 20 mg/L tot < 8 mg/L (detectielimiet). In de peilbuizen 3 en 4 (diffusie-spargenTM) zijn de sulfaatgehalten, vergelijkbaar met de trend in peilbuis 1 en 2, gedurende de eerste twee

maanden afgenomen van 25 - 30 mg/L tot circa 10 mg/L. Bij de eindmonitoring zijn de sulfaatgehalten weer vergelijkbaar met de uitgangssituatie.

Het ontstaan van meer gereduceerde condities duidt waarschijnlijk op de introductie van (makkelijk) afbreekbare organische componenten in het grondwater. Deze componenten verbruiken niet alleen de geïntroduceerde zuurstof, maar zorgen ook voor een daling in de redoxcondities.

Bij de aanleg van het micro-spargesysteem en diffusie-spargesysteem, door middel van horizontale boring, is gebruik gemaakt van Bio-Bore. Dit is een biologisch afbreekbaar organisch polymeer dat voor een deel in de bodem achterblijft. Het is daarom zeer waarschijnlijk dat de in het bodempakket achtergebleven Bio-Bore biologisch wordt afgebroken en zorgt voor de geconstateerde redoxdaling. Als gevolg van de aërobe biologische afbraak van Bio-Bore is de zuurstofinbreng (zowel bij micro- als diffusie-spargenTM), tot 6 maanden na de aanleg van het systeem, onvoldoende om een stijging in het zuurstofgehalte (en daarmee in de redoxcondities) te bewerkstelligen.

3.7 Verontreiniging, Bio-Bore en afbraakproducten

In het gemonitoorde verontreinigde grondwater is, voorafgaand aan het spargen, 1.800 - 2.500 µg/L aan minerale olie (voornamelijk de fractie C₁₀ - C₂₂) en 230 - 1.300 µg/L aan BTEXN (> 60 % xylenen) aangetroffen. Na de aanleg van het spargesysteem is tijdens de eerste monitoringsronde een daling in de BTEX-concentraties waarneembaar tot concentraties van circa 200 µg/L (nabij micro-spargen) en kleiner dan de detectielimiet van 1 µg/L (nabij diffusie-spargenTM). Bij de tweede monitoringsronde liggen de BTEX-concentraties echter weer op het niveau van de uitgangssituatie. Ook in het verloop van de minerale olieconcentraties is geen eenduidige trend waarneembaar. Onduidelijk is waardoor de schommelingen in de geanalyseerde BTEXN- en minerale oliegehalten worden veroorzaakt.

De alkaliniteit van het grondwater is een maat voor de hoeveelheid carbonaat in het grondwater. Vanwege het koolstofdioxide-carbonaatevenwicht in het grondwater leidt de vorming van koolstofdioxide uit biologische afbraak van koolwaterstoffen tot een toename van de alkaliniteit van het grondwater. De alkaliniteit in de verontreinigde peilbuizen 1, 2, 3 en 4 is, voorafgaand aan het spargen, met 110 - 210 mg CaCO₃/L sterk verhoogd ten opzichte van de referentiepeilbuizen (5 tot 19 mg CaCO₃/L). De verhoogde alkaliniteit is een sterke aanwijzing voor het optreden van natuurlijke afbraak van kerosine.

Twee maanden na de aanleg van het spargesysteem is de alkaliniteit in de verontreinigingsvlek verder toegenomen tot circa 170 mg CaCO₃/L (diffusie-spargenTM) en 290 mg CaCO₃/L (micro-spargen), hetgeen duidt op het optreden van actieve biologische afbraak van organische verbindingen (voornamelijk Bio-Bore en BTEXN in de kerosineverontreiniging) in de tussenliggende periode. Bij de eindmonitoring, zes maanden na de aanleg van het systeem, is de alkaliniteit ter plekke van de micro-spargers met 240 - 340 mg CaCO₃/L nog steeds duidelijk verhoogd. Ter plekke van de diffusie-spargers is de alkaliniteit van het grondwater daarentegen weer vergelijkbaar met de uitgangssituatie.

Het CZV-gehalte in peilbuis 1 t/m 4 is met 40 tot 140 mg/L sterk verhoogd ten opzichte van de als referentie bemonsterde peilbuis 7 (< 15 mg/L). De CZV-gehalten in peilbuis 1 en 3 blijven daarbij gelijk in de periode tussen de aanvullende en eindbemonstering. De verhoogde CZV-gehalten duiden mogelijk op de aanwezigheid van Bio-Bore in het grondwater rondom de micro- en diffusie-spargers. Omdat er niet eerder CZV-metingen binnen de verontreinigingsvlek zijn uitgevoerd kan dit niet met 100 % zekerheid worden gesteld. De CZV-gehalten in de bemonsterings-

punten 2, 3 en 4 (langs de drains) zijn een factor 10 tot 100 hoger dan de CZV-gehalten in de 1,5 meter verderop geplaatste peilbuizen 1 en 3.

De concentraties nemen in de periode tussen de aanvullende en eindbemonstering toe, hetgeen erop duidt dat meer Bio-Bore in de waterfase terechtkomt. De sterkste toename is gemeten in monsterpunt 2 (micro-spargen). Hier neemt de CZV-concentratie toe van 420 tot 16.000 mg/L, hetgeen duidt op de aanwezigheid van nog steeds hoge concentraties aan Bio-Bore. Het bedienen van micro- en diffusie-spargen™ heeft in de gemonitoorde periode niet geleid tot een meetbare verlaging van het CZV en daarmee tot een afname van Bio-Bore.

3.8 Aërobe bacteriepopulatie

Het totale aantal aërobe heterotrofe en het aantal aëroob specifiek kerosine-afbrekende bacteriën is in de met kerosine verontreinigde grondwatermonsters hoger dan in het 'schone' grondwatermonster, hetgeen duidt op een aan de verontreiniging geadapteerde bacteriepopulatie. Zes maanden na de aanleg van het spargesysteem is het aantal aërobe specifiek kerosine-afbrekende bacteriën nagenoeg gelijk gebleven, dit ondanks de actieve zuurstofvoorziening gedurende deze periode. Dit is een tweede aanwijzing dat de zuurstofinbreng (zowel bij micro- als diffusie-spargen™), tot op dit moment, het grondwater rondom de spargepunten niet bereikt.

3.9 Algemene procesparameters

Het gevormde koolstofdioxide zorgt tevens voor een pH-stijging (carbonaatbuffer) van circa 5 (buiten de vlek) tot een pH van circa 6,5 binnen de verontreinigingsvlek, hetgeen gunstig is voor biologische afbraakprocessen. Voor het optimaal laten verlopen van biologische afbraakprocessen moet de pH van het grondwater bij voorkeur 6 - 8 bedragen. Bij een zuurgraad die hoger is dan 8 of lager dan 6 kunnen biologische afbraakprocessen worden geremd. Voor het optimaal laten verlopen van biologische afbraakprocessen is het belangrijk dat er voldoende nutriënten (stikstof en fosfaat) in het verontreinigde grondwater aanwezig zijn. Het gemonitoorde grondwater op de locatie te Soesterberg bevat zeer lage gehalten aan ammonium en orthofosfaat. Waarschijnlijk is de nutriëntenvoorraad in de bodem en het grondwater limiterend voor een optimale biologische afbraak van de aanwezige kerosineverontreiniging en de in de bodem achtergebleven Bio-Bore. Bio-Bore is een in water oplosbaar organisch polymeer waaraan waarschijnlijk geen stikstof en fosfaten zijn toegevoegd. Circa drie weken, voorafgaand aan de eindbemonstering, zijn daarom door Geo & Hydro Milieu door middel van de aanwezige drukgecompenseerde druppelbevloeiingsslang nutriënten, in de vorm van ammoniumchloride als stikstofbron en natriumtripolyfosfaat als fosfaatbron, gedoseerd. Bij de eindmonitoring zijn de geanalyseerde concentraties aan ammonium en fosfaat vergelijkbaar met de uitgangssituatie. Dit duidt erop dat de toegediende nutriënten de peilbuizen nog niet hebben bereikt.

3.10 Bodemluchtbemonstering

Bij de bepaling van de hoeveelheden aan zuurstof in de bodemlucht worden concentraties waargenomen van 1,9 - 19,4 % (zie fig. 4 t/m 7). Hierbij is het beeld dat de concentratie over het algemeen afneemt met de diepte van het filter. Bij de bepaling van de hoeveelheden aan koolstofdioxide in de bodemlucht worden concentraties aangetroffen van 0,88 - 9,56 %. De concentratie aan koolstofdioxide neemt toe met de diepte van het filter. Na het opstarten van de spargesystemen vindt een geleidelijke toename plaats van de concentratie zuurstof in de bodemlucht, gekoppeld aan een geleidelijke afname van de concentratie aan koolstofdioxide bij de monsterpunten nabij de micro-spargers. De veranderingen in concentraties gemeten in de monsterpunten nabij de diffusie-spargers blijven zoals verwacht hierbij achter. Tijdens de 7 bemonsteringsronden wordt in geen van de onderzochte bodemluchtfilters een gehalte aan vluchtige koolwaterstoffen aangetroffen welke de detectiegrens overschrijdt.

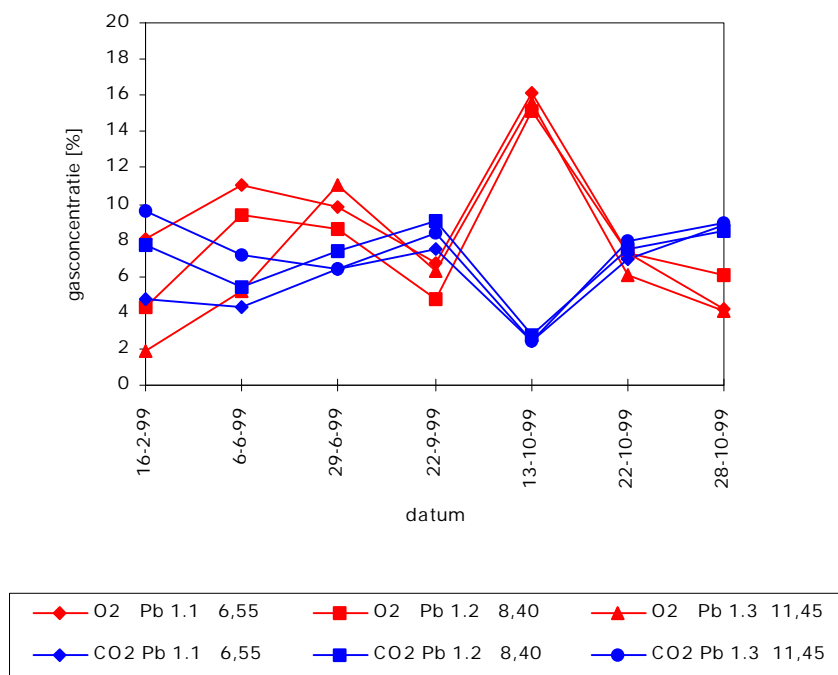


Fig. 4. Grafische weergave van concentraties zuurstof (rood) en koolstofdioxide (blauw) in de bodemlucht voor monsterpunt 1.1, 1.2 en 1.3.

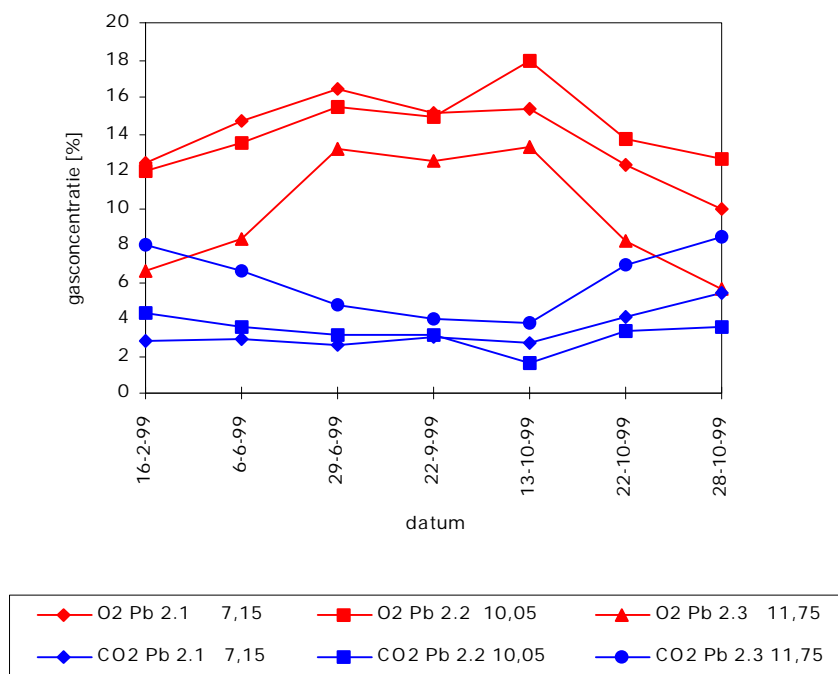


Fig. 5. Grafische weergave van concentraties zuurstof (rood) en koolstofdioxide (blauw) in de bodemlucht voor monsterpunt 2.1, 2.2 en 2.3.

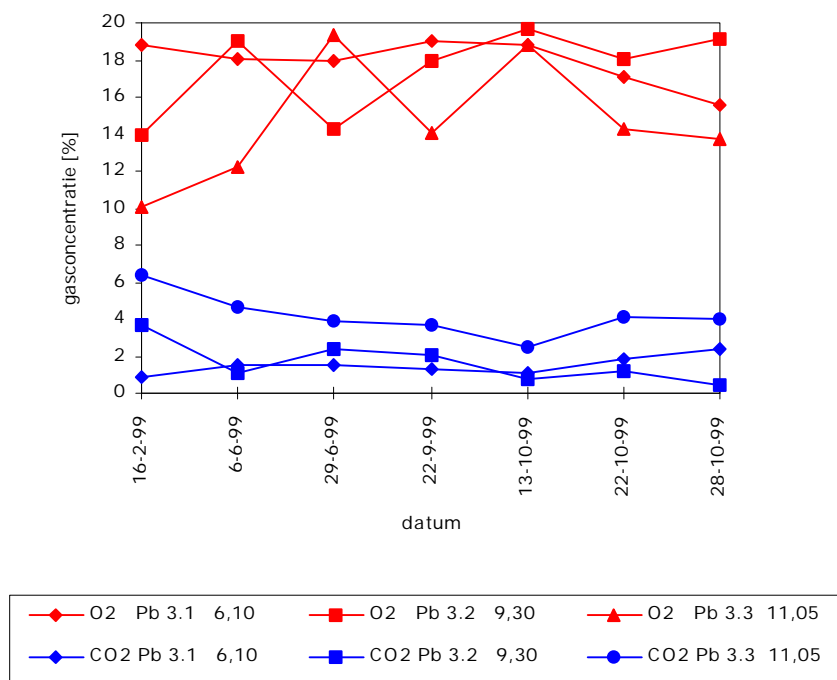


Fig. 6. Grafische weergave van concentraties zuurstof (rood) en koolstofdioxide (blauw) in de bodemlucht voor monsterpunt 3.1, 3.2 en 3.3.

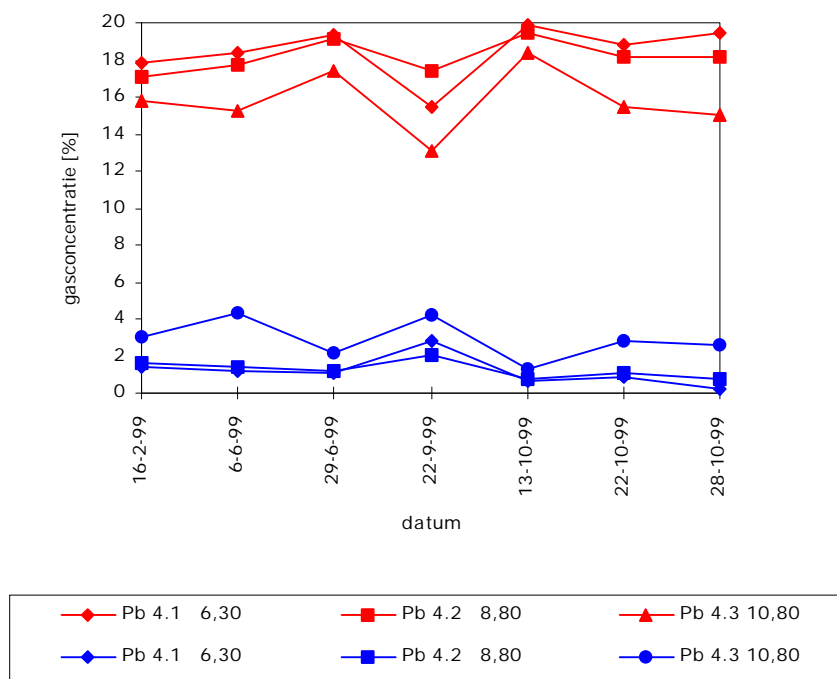


Fig. 7. Grafische weergave van concentraties zuurstof (rood) en koolstofdioxide (blauw) in de bodemlucht voor monsterpunt 4.1, 4.2 en 4.3.

3.11 Automatische datalogging van de redoxpotentiaal

Vanaf 11 juni 1999 heeft in situ datalogging plaatsgevonden van de redoxpotentiaal van 15 elektroden op een vijftal diepten nabij de monsterfilters 1, 2, 3 en 4 alsmede van een viertal elektroden in de streng. In de figuren 8 t/m 12 worden deze resultaten grafisch gepresenteerd.

Na het opstarten van de sanering wordt voor de vier redoxelektroden in de streng een instantane verhoging van de redoxpotentiaal waargenomen voor alle meetputen. Dit is mogelijk het gevolg van de aangebrachte Bio-Bore, die als een soort koker om de streng aanwezig kan zijn. Na een stabilisatieperiode van circa 3 weken vindt een afname van de redoxpotentialen plaats. Dit is waarschijnlijk toe te schrijven aan de beschikbaarheid van afbreekbare componenten in het grondwater nabij de elektroden.

Na een periode van circa 3 maanden na het opstarten heeft de redoxpotentiaal de uitgangswaarden weer bereikt, met name voor de elektroden 102 en 104 die gepositioneerd zijn in het gedeelte van de streng waar micro-sparging plaatsvindt. De redoxpotentiaal voor de elektroden 128 en 130 nemen na een korte toename weer af. Mogelijk is dit het gevolg van resten Bio-Bore, die nabij de diffusie-spargers nog aanwezig zijn.

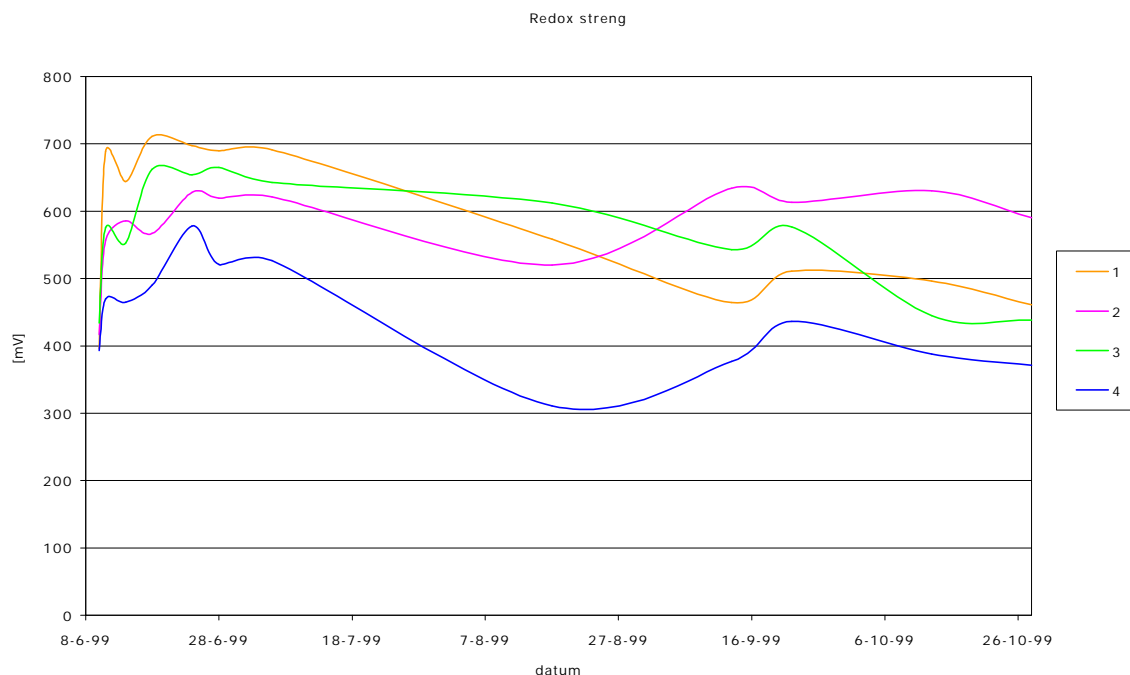


Fig. 8. Redoxpotentiaal gemeten op 4 elektroden verdeeld over de aangebrachte streng.

Ter plaatse van de vier monitoringspunten, gepositioneerd stroomafwaarts van de spargestring, worden voor het opstarten van de sparge-installatie redoxpotentialen gemeten van circa 300 mV.

De redoxpotentialen nemen na verloop van tijd af, wat duidt op meer anaërobe condities nabij de monitoringspunten. Mogelijk is dit mede het gevolg van de aanwezigheid van Bio-Bore nabij de redoxelektroden

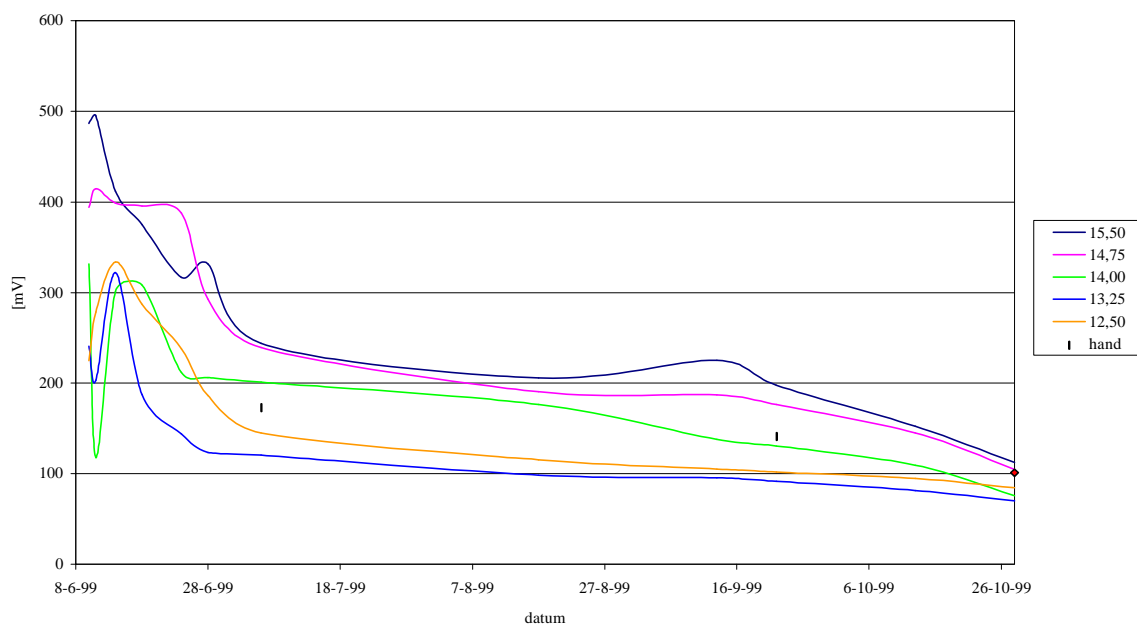


Fig. 9. Redoxpotentiaal in de tijd voor 5 sensoren op verschillende diepten nabij peilbuis 1 vergeleken met periodieke handmatige metingen.

Uit figuur 9 volgt dat de in situ meting van de redoxpotentiaal met behulp van de datalogger een periode van enkele dagen nodig heeft om een stabiele waarde te bereiken. Na de stabilisatie neemt de redoxpotentiaal in de tijd af tot circa 100 mV. Een vergelijking van de resultaten van de in situ redoxelektroden in de tijd met periodieke handmatige metingen op drie tijdstippen geeft eenzelfde beeld te zien. Op grond hiervan wordt het mogelijk geacht de doorbraak van zuurstof vast te stellen door uitlezing van de automatische datalogger.

In het onderzochte meettraject van 12,50 - 15,00 m-mv is voor de redoxsensoren nabij peilbuis 1 (met uitzondering van de minst diepe sensor) de trend waarneembaar dat naarmate de diepte van de redoxsensor afneemt een lagere waarde voor de redoxpotentiaal wordt gemeten. Dit is een indicatie dat de kern van de verontreinigingen zich daar ook bevindt.

De gemeten redoxcondities nabij peilbuis 1 geven na de stabilisatieperiode voor alle sensoren een sterk gereduceerd milieu te zien. Het bedrijven van micro-sparging op een horizontale afstand van 3,0 meter ten opzichte van de 5 redoxsensoren heeft in de meetperiode na de stabilisatie niet geleid tot het ontstaan van meer geoxideerde omstandigheden in het grondwater.

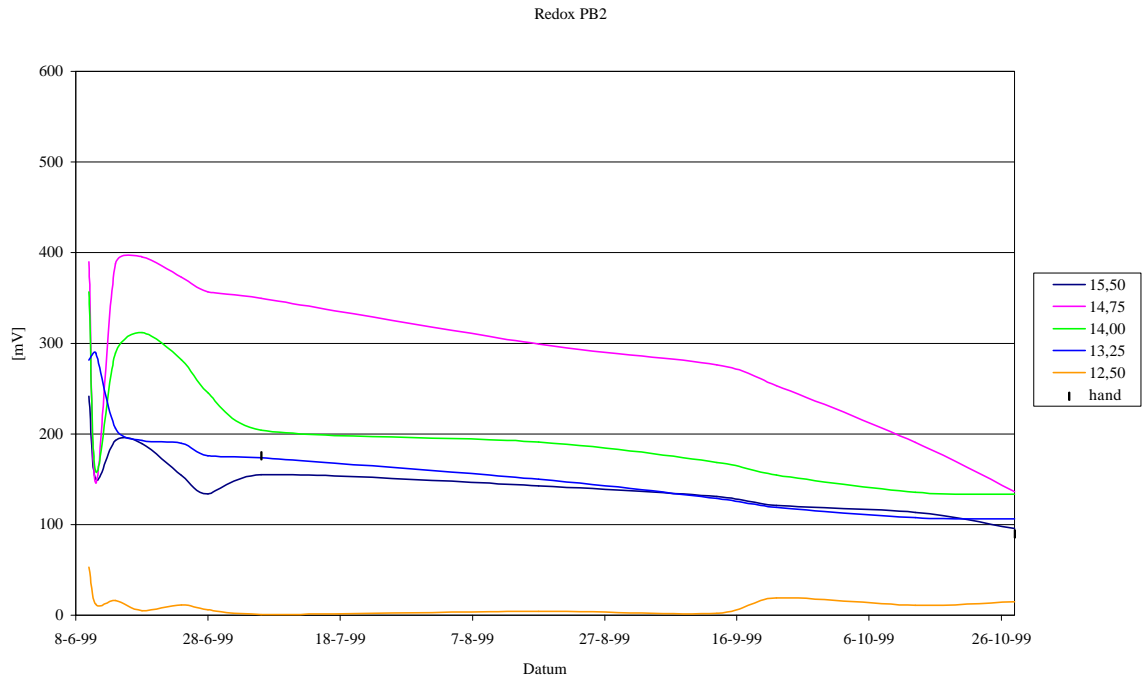


Fig. 10. Redoxpotentiaal in de tijd voor 5 sensoren op verschillende diepten nabij peilbuis 2 vergeleken met periodieke handmatige metingen.

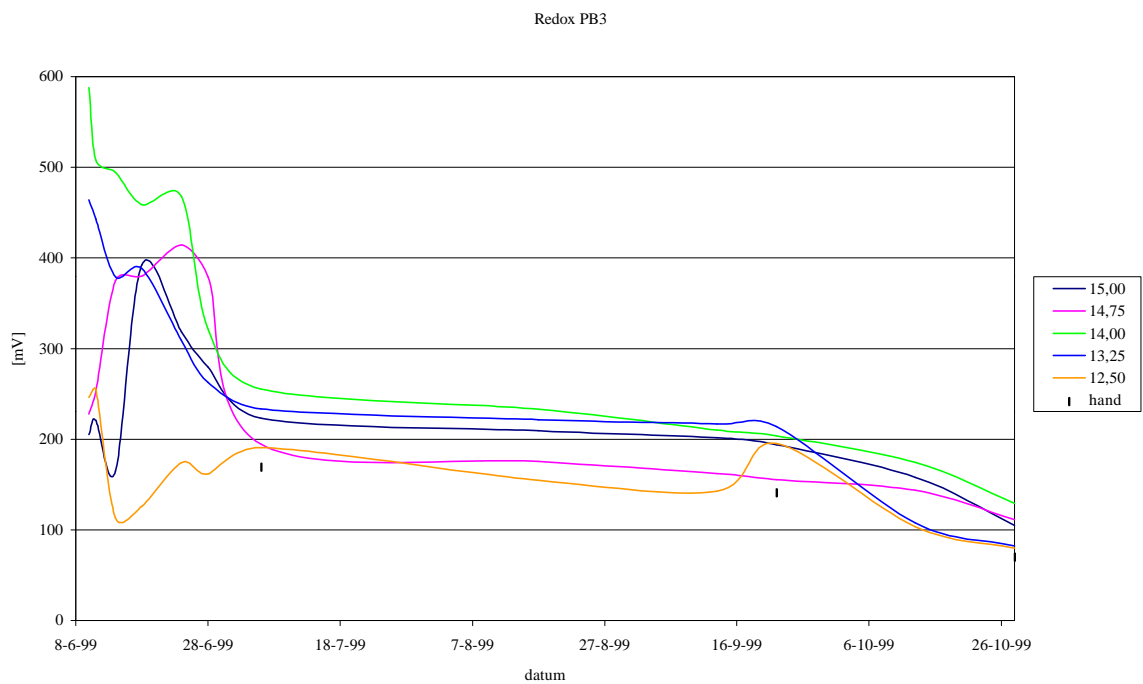


Fig. 11. Redoxpotentiaal in de tijd voor 5 sensoren op verschillende diepten nabij peilbuis 3 vergeleken met periodieke handmatige metingen.

Redox PB4

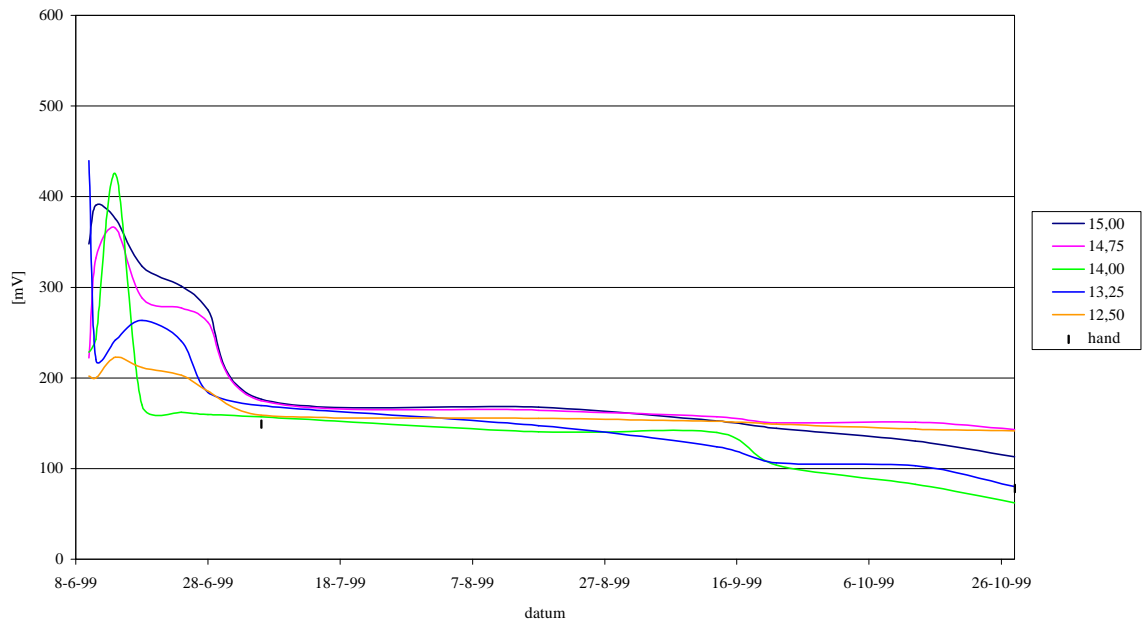


Fig. 12. Redoxpotentiaal in de tijd voor 5 sensoren op verschillende diepten nabij peilbuis 4 vergeleken met periodieke handmatige metingen.

HOOFDSTUK 4

DISCUSSIE

Hoewel de doelstelling van dit onderzoek niet is bereikt, zijn er toch een aantal zaken die relevante informatie hebben opgeleverd. De doelstelling is niet gehaald omdat de gestelde tijd, door de afbraak van Bio-Bore, onvoldoende is geweest om dit te onderzoeken. Wel belangrijk is het leertraject voor NOBIS geweest. Bij veel in situ saneringen wordt momenteel gebruik gemaakt van Bio-Bore, dit vanwege de 'Bio'-term waardoor het een onschadelijk gebruiksmateriaal lijkt. Ook bij andere partijen zijn minder goede ervaringen opgedaan met Bio-Bore. Dit omdat er in eerste instantie een verstopping van het bodemmateriaal rondom de drain optreedt. Wij hebben door middel van een intensieve monitoring veel informatie verzameld over het effect van Bio-Bore op de redoxcondities in het veld. Hier kunnen andere partijen, die zich bezighouden met in situ saneringen, hun voordeel mee doen. Bio-Bore is dus niet in alle gevallen het meest ideale middel om te gebruiken, maar was voor de horizontale installatie van de strengen voor dit project de best beschikbare oplossing. Het gebruik van bentoniet was immers uitgesloten doordat een blijvende kleilaag langs het boorgat achtergebleven zou zijn, waardoor de zuurstof ook niet na een beginfase in het verontreinigde pakket zou kunnen doordringen.

Hypothesen

Opvallend is het verloop van de verontreinigingsgehalten. Tussentijds neemt wel het BTEX-gehalte af maar niet de vluchtige minerale olie. Bij de eindmonitoring liggen de BTEX-gehalten weer op het oude niveau. Tussen de eerste en laatste monitoring neemt het sulfaatgehalte toe in peilbuis 3 en 4 en daalt gelijktijdig de alkaliniteit in peilbuis 2, 3 en 4. Mogelijk dat Bio-Bore zorgt voor een tijdelijke verstopping in het goed doorlatende bodempakket (hierdoor heeft Bio-Bore zich kunnen verspreiden), waardoor de grondwaterstroming nabij de drain wordt afgeremd. Doordat er geen grondwater meer kan instromen, ontstaan sterk gereduceerde omstandigheden stroomafwaarts van de drains waarbij preferent BTEX wordt afgebroken. De Bio-Bore valt vervolgens langzaam uit elkaar (toename van CZV in monsterpunten) en het bodempakket wordt beter doorlatend, waardoor het grondwater weer door het pakket kan stromen. Dit heeft tot gevolg dat de sulfaatgehalten stijgen, de alkaliniteit daalt (verdunning) en de BTEX-concentraties weer toenemen. De afname van BTEX kan ook veroorzaakt zijn door anaërobe omzetting. Typisch voor anaërobe omzettingsprocessen van minerale olieproducten is dat de BTEX-verbindingen als eerste worden omgezet.

4.1 **Aanbevelingen voor toepassing**

In tegenstelling tot bij een horizontale installatie van een diffusie-spargesysteem, waarbij een biologisch afbreekbare boorvloeistof moet worden gebruikt, kunnen diffusie-spargelansen op andere locaties dan de testlocatie mogelijk verticaal worden geïnstalleerd. De tijd die nodig is voor de afbraak van de boorvloeistof wordt dan geëlimineerd. De verspreiding van de zuurstof zal afhankelijk zijn van de grondwaterstroming en (in beperkte mate) de diffusie. Ervaringen met het vergelijkbare ORC (Oxygen Release Compounds) hebben aangetoond dat voor een goede verspreiding een intensief netwerk aan injectiepunten noodzakelijk is. Mogelijk kan door het rondpompen van water, waardoor een grotere en beter gestuurde verplaatsing van aëroob grondwater kan worden bewerkstelligd, de sanering worden geoptimaliseerd.

Bij horizontale installaties moet worden afgewogen of de tijd, die nodig is voor de afbraak van Bio-Bore, binnen de grenzen van de gestelde saneringsduur valt.

4.2 Financieel vergelijk van diffusie-spargen™ met micro-spargen

Op basis van een aantal aannamen en een aantal uit dit project verkregen grootheden is een concept kostenvergelijk opgesteld voor het in werking hebben van een saneringssysteem op basis van diffusie-spargen™ alsmede op basis van micro-spargen. Hiertoe is gerekend met een kerosinevlek met een omvang van 5.600 m³ grondwater (80 x 35 x 2 meter) met een gemiddelde verontreinigingsconcentratie van 400 µg/L en daarbinnen een verontreinigd volume van 840 m³ grond (80 x 35 x 0,3 meter) met een gemiddelde verontreinigingsconcentratie van 300 mg/kg. Hieruit volgt een massa aan kerosine van 404 kg koolwaterstoffen (resp. 0,7 kg opgeloste koolwaterstoffen en 403,3 kg geadsorbeerde koolwaterstoffen).

Aannamen:

- Bij micro-spargen vindt 10 % overdracht van zuurstof plaats.
- Bij diffusie-spargen™ komt 95 % van het opgelost zuurstof ter beschikking aan de afbraak van kerosine.
- Voor de afbraak van 404 kg koolwaterstoffen door middel van micro-spargen (met een effectiviteit van 10 %) is 65.400 kg olievrije perslucht nodig. De kosten voor 3 jaar persluchtverbruik à f 0,25 per kg perslucht bedragen f 16.350,--.
- Voor de afbraak van 404 kg koolwaterstoffen door middel van diffusie-spargen™ (met een effectiviteit van 95 %) is 1.450 kg zuurstof nodig. De kosten voor 3 jaar zuurstofverbruik à f 3,-- per kg bedragen f 4.350,--.

Met behulp van bovenstaande aannamen is onderstaand kostenvergelijk opgesteld:

	Micro-spargen	Diffusie-spargen™
Design	15.000	15.000
Materialen	47.500	34.250
Aanleg/boorwerkzaamheden	147.500	147.500
Bovengrondse infrastructuur	47.500	13.200
Systeemoperatie 3 jaar	16.350	4.350
Uitgebreide NOBIS-monitoring	182.500	182.500
Totaal	f 456.350	f 396.800

4.3 Technisch vergelijk van diffusie-spargen™ met micro-spargen

Hoewel het binnen het tijdsbestek van dit onderzoek niet is aangetoond, wordt verwacht dat door het gebruik van diffusie-spargen™ een vrijwel striploze sparging wordt gecreëerd, waardoor voor het eerst een duidelijk onderscheid tussen air-sparging (in situ strippen) en bio-sparging (verhogen van aërobe afbraak in verzadigde zone) kan worden gemaakt. Hierdoor vervallen bij bio-sparging de negatieve effecten (het strippen) van air-sparging, waardoor er geen extra voorzieningen (bodempluextractie, kruipruimte bewaking, enz.) noodzakelijk zijn.

Gekoppeld aan de geringere kosten en ruimte voor de bovengrondse installatie kan de techniek mogelijk een stevige positie in de markt veroveren. Zeker bij zeer langdurige extensieve in situ saneringen is het een groot voordeel dat de geluid- en warmteproducerende en energievergende compressorunits, die om de zoveel jaar vervangen moeten worden, achterwege kunnen worden gelaten.

HOOFDSTUK 5

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het is mogelijk gebleken diffusie-spargestangen en air-spargestangen met een lengte van circa 180 meter met behulp van een horizontale boring (en gebruikmaking van Bio-Bore als biologisch afbreekbare boorvloeistof) in een matig grof zandpakket op een diepte van circa 15 meter minus het maaiveld te installeren.

Tijdens de dimensionering van het diffusie-spargesysteem is in een batchtest aangetoond dat door middel van diffusie-spargen™ een opgeloste hoeveelheid zuurstof van 39,2 mg/L kan worden verkregen.

Bij een verhoogd zuurstofgehalte (zoals bij diffusie-spargen™) wordt ten opzichte van een normaal zuurstofgehalte tijdens batchproeven geen extra positief of negatief effect op de biologische afbraak van kerosine gevonden. Het verhoogde zuurstofgehalte heeft een positief effect op de groei van het aantal aërobe bacteriën, maar niet op de afbraaksnelheid of op de haalbare restconcentraties.

Ten gevolge van het verbruik van zuurstof, met een debiet van gemiddeld 35 mL/min, tijdens de eerste 6 maanden van het in werking hebben van het diffusie-spargesysteem, kan worden geconcludeerd dat zuurstofoverdracht vanuit de diffusie-spargestang plaatsvindt. In dezelfde periode wordt bij een werkdruk van 0,9 bar en een debiet van 1,3 L/sec lucht geïnjecteed met behulp van het micro-spargesysteem.

Met behulp van de in situ geïnstalleerde redoxelektroden is het mogelijk gebleken de redoxepotentiaal door middel van een redoxdatalogger in de tijd te meten. De in situ redoxelektroden geven, na een eerste periode van sterke fluctuaties, in de tijd eenzelfde beeld te zien als de periodiek uitgevoerde handmatige metingen. Indien een vervolg wordt gegeven aan dit project kan door uitlezing van de datalogger het moment van doorbraak van zuurstof (meer geoxideerde omstandigheden) worden vastgesteld. Hierop kan vervolgens een veldmonitoringsronde worden ingepland. Onnodige kosten voor niet-relevante monstername kan hierdoor worden voorkomen.

Monstername uit het horizontale gedeelte van de streng op een diepte van 15 m-mv is mogelijk gebleken door middel van monsterpompen die werken volgens het 'positive gas displacement'. Opgemerkt moet worden dat het monstervolume hierbij beperkt is tot enkele milliliters.

Het bedrijven van micro- en diffusie-spargen™, gedurende zes maanden na de aanvang van de pilot, heeft als gevolg van de in de bodem achtergebleven Bio-Bore nog niet geleid tot het ontstaan van meer geoxideerde omstandigheden in het grondwater. Hierdoor is het niet mogelijk geweest de straal van invloed te bepalen. Op basis van het verloop in CZV-gehalten (als maat voor de afbraak van Bio-Bore) kan tot op heden niet worden vastgesteld hoe effectief diffusie-spargen™ is ten opzichte van traditionele spargingprocessen.

Op basis van productgegevens van de leverancier alsmede op basis van berekening is het niet eenvoudig om aan te geven welke tijd nog nodig is voor de afbraak van de aanwezige Bio-Bore. Uitgaande van een homogene laag Bio-Bore en een effectieve zuurstofoverdracht van 3 % nabij de micro-sparger is een mogelijke doorbraak te verwachten in het eerste kwartaal van 2000.

Aanbevolen wordt het project voort te zetten totdat een relevante verandering wordt waargenomen in de on line gemeten redoxomstandigheden van het grondwater. Op dat moment zal een uitgebreide monitoringsronde plaatsvinden met als uitgangspunt een antwoord te verkrijgen op de bij dit project beoogde te bereiken doelen.

BIJLAGE A

**OVERZICHTSKAART MET LOCATIE VAN DE HORIZONTALE STRENGEN A EN B
EN DE MONSTERPUNTEN**

BIJLAGE B

**OVERZICHTSKAART MET SCHEMATISCHE DWARSDOORSNEDE VAN DE
ONDERGRONDSE SITUATIE**

BIJLAGE C

UITVOERINGSDATA VAN DE INSTALLATIE EN MONITORING

Inmeten van de locatie	8 januari 1999
Betonboring put 1 t/m 4	8 en 12 januari 1999
Gereedmaken van 4 verticale meetstrengen	13, 14 en 15 januari 1999
Installatie van 4 monitoringputten poreuse cups en redoxensoren door Gruntec	18 en 19 januari 1999
Nulsituatie door Bioclear en Geo & Hydro Milieu	16 februari 1999
Boring zuidzijde hangaar (GroenHolland)	4 mei 1999
Vorbereiden horizontale strengen op locatie	12 t/m 16, 19 t/m 23 + 26 april, 4 en 10 mei 1999
Intrekken van de streng in mantelbuis streng A Intrekken van de streng in mantelbuis streng B	4 mei 1999 28 juni 1999
Horizontale boring streng A door de Toevoer (door problemen met toegang locatie gestopt op 27 april en verder geboord op 3 mei)	26 en 27 april, 3, 4, 6 en 7 mei 1999
Horizontale boring streng B door de Toevoer	21 t/m 25 juni 1999
Installatie en testen unit micro-sparging Installatie en testen unit diffusie-sparging	22, 25, 26 en 27 april en 17 mei 1999 20 mei, 8 en 9 juni 1999
Inregelen	8, 9 en 10 juni 1999
Opstarten van de sparging	10 juni 1999 om 15.00 uur
Redoxlogging, redoxkarakterisatie en bodempluchtanalyses	10 juni, 6 en 29 juli, 22 september en 28 oktober 1999

BIJLAGE D

ANALYSERESULTATEN

Tabel D1. Resultaten van de beginanalyses van de batchproeven.

		mengmonster	duplo
droge stofpercentage (%)		92,2	
organische stofpercentage (%) ¹⁾		0,4	
MPN kerosine (aantal/g ds)		$1,4 \cdot 10^6$	
MPN totaal (aantal/g ds)		$2,6 \cdot 10^7$	
minerale olie C ₆ - C ₁₂ (mg/kg ds)		140	140
fractie C ₆ - C ₈ (%)		< 5	5
fractie C ₈ - C ₁₀ (%)		30	30
fractie C ₁₀ - C ₁₂ (%)		65	65
minerale olie C ₁₀ - C ₄₀ (mg/kg ds)		720	960
fractie C ₁₀ - C ₁₄ (%)		85	80
fractie C ₁₄ - C ₂₀ (%)		15	15
fractie C ₂₀ - C ₂₆ (%)		< 5	< 5
fractie C ₂₆ - C ₃₄ (%)		< 5	< 5
fractie C ₃₄ - C ₄₀ (%)		< 5	< 5
VAK (mg/kg ds)		3,3	1,7
benzeen (mg/kg ds)		< 0,05	< 0,05
tolueen (mg/kg ds)		0,07	< 0,05
ethylbenzeen (mg/kg ds)		0,41	0,19
xylenen (mg/kg ds)		2,8	1,5

¹⁾ percentage van het droge stofgehalte bepaald met de gloeiverliesmethode

Tabel D2. Verontreinigingsconcentraties en bacterieaantallen in de batchincubaties voor, tijdens en na de incubatie.

	beginanalyse (t = 0)	tussenanalyse (t = 14)			tussenanalyse (t = 28)			eindanalyse (t = 46)		
		21 % O ₂	100 % O ₂	abiotisch	21 % O ₂	100 % O ₂	abiotisch	21 % O ₂	100 % O ₂	abiotisch
MPN kerosine (aantal/g ds)	1,4 · 10 ⁶	2,0 · 10 ⁶	5,9 · 10 ⁶	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3,4 · 10 ⁶	1,3 · 10 ⁷	n.b.
MPN totaal (aantal/g ds)	2,6 · 10 ⁷	7,8 · 10 ⁹	6,1 · 10 ¹¹	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6,0 · 10 ⁸	8,7 · 10 ⁸	n.b.
steriliteit	-	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	-	n.b.	n.b.	-
minerale olie C ₆ - C ₁₂ (mg/kg ds)	140	10	< 10	17	< 10	< 10	< 10	16	29	19
fractie C ₆ - C ₈ (%)	< 5	15	< 5	20	< 5	< 5	< 5	30	70	30
fractie C ₈ - C ₁₀ (%)	30	25	< 5	35	< 5	< 5	< 5	45	30	45
fractie C ₁₀ - C ₁₂ (%)	65	55	< 5	45	< 5	< 5	< 5	30	< 5	30
minerale olie C ₁₀ - C ₄₀ (mg/kg ds)	840	42	51	110	65	54	32	44	40	54
fractie C ₁₀ - C ₁₄ (%)	85	25	25	30	< 5	< 5	10	30	35	35
fractie C ₁₄ - C ₂₀ (%)	15	35	35	20	40	25	45	30	30	40
fractie C ₂₀ - C ₂₆ (%)	< 5	25	25	20	30	25	25	20	15	15
fractie C ₂₆ - C ₃₄ (%)	< 5	15	15	20	25	35	20	15	10	< 5
fractie C ₃₄ - C ₄₀ (%)	< 5	< 5	< 5	10	< 5	15	< 5	< 5	10	< 5
VAK (mg/kg ds)	2,5	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
benzeen (mg/kg ds)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
tolueen (mg/kg ds)	0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
ethylbenzeen (mg/kg ds)	0,30	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
xylenen (mg/kg ds)	2,2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
pH	6,5	8,3 → 7,0	8,1 → 6,8	n.b.	8,3 → 6,5	8,6 → 6,9	n.b.	7,9	8,1	n.b.

n.b. niet bepaald

- geen groei op rijk medium na 48 uur incubatie bij 30 °C

Tabel D3. Analyseresultaten van de pilotproef met micro-spargen.

parameter	peilbuis (m-mv)	1 15,0 - 15,5				2 15,0 - 15,5			
		16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999	16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999
datum van de bemonstering		16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999	16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999
pH		6,5	6,1	6,2	6,2	6,6	6,1		6,1
temperatuur	°C	12,6	15,5	13,8	13,7	12,8	19,3		13,7
geleidbaarheid	µS/cm	575	1173	535	588	374	545		461
zuurstof	mg/L	0,2	< 0,1	0,1	0,1	0,1	< 0,1		0,2
redox	mV	235	173	141	101	282	176		90
nitraat	mg/L	< 1,0	< 1,0		< 1,0	< 1,0	1,4		< 1,0
ijzer(II)	mg/L	38	62		70	15	1,0		47
ijzer(totaal)	mg/L	41	60		69	15	52		43
mangaan(II)	mg/L	2,1	1,7		1,6	1,7	4,0		2,3
mangaan(totaal)	mg/L	2,0	3,2		4,6	1,6	5,0		2,5
sulfaat	mg/L	18	< 8,0		< 8,0	19	< 8,0		< 8,0
sulfide	mg/L	< 0,1	0,1		< 0,1	< 0,1	0,2		0,3
alkaliniteit	mg CaCO ₃ /L	210	283		340	140	295		240
ammonium	mg N/L	1,1	2,4		2,3	< 1,0	2,0		2,3
orthofosfaat	mg P/L	< 0,05	< 0,05		< 0,05	0,08	0,06		0,07
MPN totaal	aantal/ml	3,6 · 10 ⁵	1,6 · 10 ⁵		1,6 · 10 ⁵	3,6 · 10 ⁵	6,2 · 10 ⁵		2,4 · 10 ⁴
MPN kerosine	aantal/ml	3,6 · 10 ⁵	5,5 · 10 ³		1,1 · 10 ⁴	1,1 · 10 ⁴	6,2 · 10 ³		1,1 · 10 ⁴
CZV	mg/L			130	140				140
BTEX(totaal)	µg/L	490	175		1.750	1.300	200		1.550
benzeen	µg/L	57	22		500	67	75		180
tolueen	µg/L	58	< 8,0		33	230	76		400
ethylbenzeen	µg/L	72	< 8,0		420	210	0,7		210
xylenen	µg/L	310	153		820	800	51		770
naftaleen	µg/L	24	21		330	105	7,3		69
minerale olie(totaal)	µg/L	1.850	2.200		5.900	2.400	4.500		5.000
fractie C ₆ - C ₁₀	µg/L	n.b.	640		2.500	n.b.	330		1.900
fractie C ₁₀ - C ₁₂	µg/L	910	660		1.600	1.250	1.150		1.200
fractie C ₁₂ - C ₂₂	µg/L	840	850		1.700	1.100	2.300		1.700
fractie C ₂₂ - C ₃₀	µg/L	71	51		67	56	420		150
fractie C ₃₀ - C ₄₀	µg/L	43	< 20		< 20	< 20	320		51

Tabel D4. Analyseresultaten van de pilotproef met diffusie-spargen™

parameter	peilbuis (m-mv)	3 15,0 - 15,5				4 15,0 - 15,5			
		16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999	16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999
datum van de bemonstering		16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999	16-02-1999	06-07-1999	22-09-1999	28-10-1999
pH		6,3	6,4	6,2	6,2	6,2	6,2		5,8
temperatuur	°C	12,1	14,3	13,6	13,3	12,5	14,4		13,2
geleidbaarheid	µS/cm	372	432	342	375	346	407		281
zuurstof	mg/L	0,1	< 0,1	0,1	0,1	0,1	< 0,1		0,1
redox	mV	285	169	141	70	320	149		78
nitraat	mg/L	< 1,0	3,8		< 1,0	< 1,0	< 1,0		< 0,1
ijzer(II)	mg/L	36	0,58		41	8,5	21		0,35
ijzer(totaal)	mg/L	34	49		42	9,1	24		18
mangaan(II)	mg/L	3,3	5,9		4,1	0,9	1,8		1,0
mangaan(totaal)	mg/L	3,2	6,7		4,2	1,1	2,4		1,0
sulfaat	mg/L	31	12		20	25	< 8,0		37
sulfide	mg/L	< 0,1	0,2		< 0,1	< 0,1	< 0,1		0,5
alkaliniteit	mg CaCO ₃ /L	130	172		160	110	174		92
ammonium	mg N/L	2,2	2,5		2,4	< 1,0	< 1,0		< 1,0
orthofosfaat	mg P/L	< 0,05	0,06		< 0,05	< 0,05	0,07		< 0,05
MPN totaal	aantal/ml	3,6 · 10 ⁵	9,4 · 10 ⁴		2,7 · 10 ⁵	6,2 · 10 ⁴	6,2 · 10 ⁴		1,1 · 10 ⁵
MPN kerosine	aantal/ml	1,1 · 10 ⁵	1,6 · 10 ⁵		6,2 · 10 ³	3,6 · 10 ³	1,1 · 10 ⁴		9,4 · 10 ²
CZV	mg/L			84	92				40
BTEX(totaal)	µg/L	460	< 1,0		360	230	< 1,0		89
benzeen	µg/L	8,2	< 0,2		16,5	4,3	< 0,2		1,9
tolueen	µg/L	22	< 0,2		64	20	< 0,2		2,2
ethylbenzeen	µg/L	17,5	< 0,2		68	81	< 0,2		4,9
xylenen	µg/L	420	< 0,2		210	125	< 0,2		80
naftaleen	µg/L	10	< 0,2		24	93	< 0,2		25
minerale olie (totaal)	µg/L	1.850	1.200		3.000	2.500	640		2.440
fractie C ₆ - C ₁₀	µg/L	n.b.	< 50		1.050	n.b.	< 50		640
fractie C ₁₀ - C ₁₂	µg/L	950	290		890	1.350	170		980
fractie C ₁₂ - C ₂₂	µg/L	920	770		1.000	1.100	360		790
fractie C ₂₂ - C ₃₀	µg/L	38	85		59	34	81		32
fractie C ₃₀ - C ₄₀	µg/L	< 20	53		25	< 20	24		< 20

Tabel D5. Analyseresultaten van de referentiepeilbuizen.

parameter	peilbuis (m-mv)	Z1 4,6 - 6,6	5 15,0 - 15,5	B6/4 5,5 - 6,0	7 15,0 - 15,5		
omschrijving		verontreinigd	verontreinigd		schoon		
datum van de bemonstering		16-02-1999	29-07-1999	16-02-1999	29-07-1999	22-09-1999	28-10-1999
pH		5,5	5,2	4,8	4,7	4,7	4,7
temperatuur	°C	10,0	15,4	9,6	15,9	12,2	12,1
geleidbaarheid	µS/cm	162	191	201	261	252	253
zuurstof	mg/L	1,4	2,2	7,6	4,7	5,4	5,6
redox	mV	270	255	249	461	477	409
nitraat	mg/L	< 1,0	25	< 1,0	67		55
ijzer(II)	mg/L	0,41	0,08	< 0,05	0,10		< 0,05
ijzer(totaal)	mg/L	21	< 0,03	0,26	0,13		0,43
mangaan(II)	mg/L	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50		< 0,50
mangaan(totaal)	mg/L	0,14	0,06	0,21	0,06		0,04
sulfaat	mg/L	12	33	43	56		57
sulfide	mg/L	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1		< 0,1
alkaliniteit	mg CaCO ₃ /L	54	19	7,4	5,0		9,0
ammonium	mg N/L	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0		< 1,0
orthofosfaat	mg P/L	0,1	< 0,05	< 0,05	0,1		< 0,05
MPN totaal	aantal/ml	$2,3 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^4$	$6,2 \cdot 10^3$	$6,2 \cdot 10^3$		$1,1 \cdot 10^4$
MPN kerosine	aantal/ml	$1,6 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^3$	$3,6 \cdot 10^2$	$3,6 \cdot 10^3$		$1,6 \cdot 10^3$
CZV	mg/L					< 15	< 15
BTEX(totaal)	µg/L		< 1,0		< 1,0		< 1,0
benzeen	µg/L		< 0,2		< 0,2		< 0,2
tolueen	µg/L		< 0,2		< 0,2		< 0,2
ethylbenzeen	µg/L		< 0,2		< 0,2		< 0,2
xylenen	µg/L		< 0,2		< 0,2		< 0,2
naftaleen	µg/L		< 0,2		< 0,2		< 0,2
minerale olie(totaal)	µg/L		130		105		< 50
fractie C ₆ - C ₁₀	µg/L		< 50		< 50		< 50
fractie C ₁₀ - C ₁₂	µg/L		< 20		< 20		< 20
fractie C ₁₂ - C ₂₂	µg/L		66		58		< 20
fractie C ₂₂ - C ₃₀	µg/L		66		45		< 20
fractie C ₃₀ - C ₄₀	µg/L		< 20		< 20		< 20

blanco: niet geanalyseerd of niet bepaald

Tabel D6. Analyseresultaten van de monsterpunten langs het sparge-systeem.

parameter	monsterpunt m-mv	2 15,1		3 15,1		4 15,1	
datum van de bemonstering		22-09-1999	28-10-1999	22-09-1999	28-10-1999	22-09-1999	28-10-1999
CZV	mg/L	420	16.000	1.100	2.600	1.000	1.900
Bio-Bore ¹⁾	mg/L	430	16.500	1.100	2.700	1.000	2.000

¹⁾ concentratie Bio-Bore berekend met de aanname dat het gehalte kerosine verwaarloosbaar is ten opzichte van de gemeten CZV

Tabel D7. Analyseresultaten van de bodemluchtbemonstering.

monsterpunt	filterstelling (m-mv)	16-02-1999			06-06-1999			29-06-1999			22-09-1999			15-10-1999			22-10-1999			28-10-1999		
		O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)	O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)	O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)	O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)	O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)	O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)	O ₂ (%)	CO ₂ (%)	vkw (%)
pb 1.1	6,55	8,1	4,77	< 0,05	11,1	4,36	< 0,05	9,8	6,43	< 0,05	6,7	7,55	< 0,05	16,1	2,39	< 0,05	7,3	7,01	< 0,05	4,2	8,82	< 0,05
pb 1.2	8,40	4,3	7,76	< 0,05	9,4	5,39	< 0,05	8,6	7,44	< 0,05	4,7	9,08	< 0,05	15,1	2,71	< 0,05	7,3	7,48	< 0,05	6,1	8,49	< 0,05
pb 1.3	11,45	1,9	9,56	< 0,05	15,2	7,23	< 0,05	11,0	6,39	< 0,05	6,3	8,40	< 0,05	15,6	2,45	< 0,05	6,1	7,90	< 0,05	4,1	9,01	< 0,05
pb 2.1	7,15	12,4	2,83	< 0,05	14,7	2,92	< 0,05	16,4	2,56	< 0,05	15,1	3,06	< 0,05	15,4	2,72	< 0,05	12,4	4,06	< 0,05	9,9	5,35	< 0,05
pb 2.2	10,05	12,0	4,37	< 0,05	13,5	3,59	< 0,05	15,5	3,16	< 0,05	14,9	3,09	< 0,05	17,9	1,64	< 0,05	13,7	3,42	< 0,05	12,6	3,55	< 0,05
pb 2.3	11,75	6,6	8,02	< 0,05	8,3	6,61	< 0,05	13,2	4,73	< 0,05	12,5	3,97	< 0,05	13,3	3,81	< 0,05	8,2	6,87	< 0,05	5,6	8,44	< 0,05
pb 3.1	6,10	18,8	0,88	< 0,05	18,1	1,56	< 0,05	18,6	1,49	< 0,05	19,0	1,25	< 0,05	18,8	1,09	< 0,05	17,1	1,76	< 0,05	15,6	2,40	< 0,05
pb 3.2	9,30	13,9	3,69	< 0,05	19,0	1,11	< 0,05	18,0	2,41	< 0,05	18,0	2,01	< 0,05	19,7	0,74	< 0,05	18,0	1,22	< 0,05	19,1	0,38	< 0,05
pb 3.3	11,05	10,1	6,36	< 0,05	12,2	4,66	< 0,05	14,3	3,94	< 0,05	14,1	3,71	< 0,05	18,8	2,54	< 0,05	14,3	4,13	< 0,05	13,7	4,03	< 0,05
pb 4.1	6,30	17,8	1,43	< 0,05	18,4	1,16	< 0,05	19,4	1,12	< 0,05	15,5	2,84	< 0,05	19,9	0,62	< 0,05	18,9	0,83	< 0,05	19,5	0,24	< 0,05
pb 4.2	8,80	17,1	1,60	< 0,05	17,7	1,41	< 0,05	19,1	1,24	< 0,05	17,4	2,01	< 0,05	19,5	0,78	< 0,05	18,2	1,07	< 0,05	18,2	0,79	< 0,05
pb 4.3	10,80	15,8	2,99	< 0,05	15,2	4,34	< 0,05	17,4	2,16	< 0,05	13,1	4,20	< 0,05	18,4	1,26	< 0,05	15,5	2,82	< 0,05	15,0	2,61	< 0,05

vkw vluchtige koolwaterstoffen bepaald met Kitagawa-gasdetectiebuisjes