



**Studie betreffende de sanering van stedelijke
VOCI grondwaterverontreinigingen met
droogkuisbedrijven in Antwerpen als voorbeeld**

Documentbeschrijving



1. *Titel publicatie*

Studie betreffende de sanering van stedelijke VOCl grondwaterverontreinigingen met droogkuisbedrijven in Antwerpen : voorbeeld

2. *Uitgever*

Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest

6. *Aantal blz.*

166

3. *Publicatienummer*

D/2004/5024/29

7. *Aantal tabellen en figuren*

107

4. *Publicatiereeks*

Achtergronddocumenten bodemsanering

8. *Datum publicatie*

Juni 2004

5. *Trefwoorden*

Bodemsanering, VOCl verontreinigingen, droogkuisbedrijven nvt

9. *Prijs**

10. *Samenvatting*

Het doel van het project is een gemeenschappelijke aanpak van droogkuisbedrijven in stedelijke gebieden te formuleren naar karakterisatie van de locaties als naar de sanering ervan toe. Hierbij wordt specifiek rekening gehouden met de randvoorwaarden eigen aan droogkuisbedrijfjes en hun locatie

11. *Begeleidingsgroep*

Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (Vito) (R. Lookman, T. De Ceuster, D. Van Houtven, J. Gemoets, J. Patyn, R. Smolders, L. Diels)

12. *Contactperso(n)en(en)*

Tim Caers, Patrick Ceulemans en Wendy Van Dijck

13. *Andere titels over dit onderwerp*

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kan u raadplegen op de OVAM-website : <http://www.ovam.be>

Prijswijziging voorbehouden.

Inhoud

1	<u>Managementsamenvatting</u>	9
2	<u>Inleiding</u>	12
<u>2.1</u>	<u>Probleemdefinitie</u>	12
<u>2.2</u>	<u>Projectdoelstelling en relevantie</u>	12
<u>2.3</u>	<u>Opbouw en fasering</u>	13
3	<u>Literatuurstudie</u>	15
<u>3.1</u>	<u>Het gedrag van VOCs in bodems</u>	15
<u>3.2</u>	<u>Ontgraving en pump & treat</u>	18
<u>3.3</u>	<u>Bodemluchtexttractie (BLE) en persluchtinjectie (PLI)</u>	18
<u>3.4</u>	<u>Natuurlijke attenuatie (NA) en gestimuleerde NA</u>	19
<u>3.5</u>	<u>Detergent en co-solvent spoeling</u>	20
<u>3.5.1</u>	<u>Algemene situering van de techniek</u>	20
<u>3.5.2</u>	<u>Surfactanten</u>	20
<u>3.5.3</u>	<u>Co-solventspoeling</u>	22
<u>3.5.4</u>	<u>Cosolvent Flushing Piloottest Rapport – Voormalige Sages Droogkuis in Florida (LFR Levine-Fricke, December 1998; downloadbaar via http://www.clu-in.org/search/)</u>	24
<u>3.6</u>	<u>Chemische oxidatie (ITRC, 2001)</u>	31
<u>3.6.1</u>	<u>Types oxidatiemiddelen en werkingsprincipes</u>	31
<u>3.6.2</u>	<u>Wanneer welk oxidans in te zetten?</u>	33
<u>3.6.3</u>	<u>Essentiële ontwerpfactoren</u>	33
<u>3.6.4</u>	<u>Haalbaarheidsonderzoek en piloottesten</u>	35
<u>3.6.5</u>	<u>Toepassing, nabehandeling en monitoring</u>	36
<u>3.6.6</u>	<u>Monitoring</u>	38
<u>3.6.7</u>	<u>Vaststellen van het einde van de sanering</u>	39
<u>3.7</u>	<u>In-situ thermische behandeling (US EPA, 1998)</u>	39
<u>3.7.1</u>	<u>Principes</u>	39
<u>3.7.2</u>	<u>Verwijderen van gemobiliseerde verontreiniging (“recovery”)</u>	40
<u>3.7.3</u>	<u>Ontwerp</u>	41
<u>3.7.4</u>	<u>Monitoring van de sanering</u>	42
<u>3.7.5</u>	<u>Pyrolyse in waterig midden</u>	44
<u>3.7.6</u>	<u>Stroominjectie (“electro-verwarming”)</u>	45
<u>3.8</u>	<u>Reactieve wanden</u>	49
<u>3.9</u>	<u>Overzicht van ervaring met sanering van droogkuislocaties in de USA</u>	50
<u>3.9.1</u>	<u>Saneringstechnieken ingezet op Amerikaanse droogkuislocaties</u>	50
<u>3.9.2</u>	<u>Statistieken omtrent verontreinigingssituatie</u>	51
<u>3.9.3</u>	<u>Statistieken omtrent kostprijs</u>	52
<u>3.10</u>	<u>Saneringsresultaat, keuze van saneringstechnieken en beleidsoverwegingen</u>	53
4	<u>Inventarisatie bestaande gegevens m.b.t. droogkuislocaties voor de Stad Antwerpen</u>	57
<u>4.1</u>	<u>Inventarisatie bodemonderzoeksrapporten</u>	57
<u>4.2</u>	<u>Milieuvergunningen beschikbaar bij de Stad Antwerpen en enquête bij een steekproef uit de aanwezige droogkuisbedrijven</u>	60
<u>4.3</u>	<u>Geologische en hydrologische gegevens van de regio</u>	60
<u>4.3.1</u>	<u>Grondwaterreservoir : opbouw</u>	61
<u>4.3.2</u>	<u>Grondwaterstroming</u>	63
<u>4.3.3</u>	<u>Hydrodynamische parameters</u>	63
<u>4.3.4</u>	<u>Geochemische karakteristieken</u>	64

4.4	Studie van de verzamelde onderzoeksrapporten	64
4.4.1	Saneringshistoriek	66
5	Laboratoriumtesten met aquifer materiaal afkomstig van twee droogkuislocaties in Antwerpen	69
5.1	Selectie van locaties, staalnames en analyses	69
5.1.1	Stalen Borgerhout	69
5.1.2	Stalen Berchem	72
5.2	Microcosmtesten	75
5.2.1	Resultaten	75
5.2.2	Bespreking	87
5.2.3	Conclusies microcosmtests	89
5.3	Laboratoriumtesten chemische oxidatie	89
5.3.1	Permanganaat	89
5.3.2	Persulfaat	94
5.3.3	Fenton's reagens	97
5.3.4	Algemene conclusies chemische oxidatietesten	104
5.4	Laboratoriumtest ethanolflushing	105
5.5	Laboratoriumtest surfactantflushing	107
5.6	Bijkomende studie bodemkwaliteit op de locatie te Borgerhout	109
5.7	Algemene conclusies – geschikte bodemsaneringsbenadering voor droogkuislocaties in de stad Antwerpen	112
5.7.1	Onverzadigde bodemzone	112
5.7.2	Verzadigde bodemzone	113
6	Voorstel voor gezamenlijke onderzoeks- en saneringswerkwijze voor droogkuislocaties in een stad als Antwerpen	114
6.1	Indeling in “clusters”	114
6.2	Coördinatie en financiering	115
7	Literatuur	116
Appendix 1	120
Appendix 2	123

Figuren

Figuur 1. Schematische weergave van enkele belangrijke begrippen bij de beschrijving en modelvorming van een bodemverontreiniging met VOCI	16
Figuur 2. Schematische weergave van het verband tussen de capillaire druk in de bodemporiën en de graad van water- en NAPL verzadiging	20
Figuur 3. Kritische micel concentratie (CMC)	21
Figuur 4. Illustratie van het effect van isopropylalcohol op de schijnbare oplosbaarheid van perchlooretheen in water	23
Figuur 5. Situatieplan van de locatie waarop de solventflushing pilootproef is uitgevoerd Tracertesten voor en na de proef	26
Figuur 6. Schematische weergave van injectie- en extractiesysteem m.i.v. de zuivering	28
Figuur 7. PCE en ethanolconcentraties in functie van het totaal geëxtraheerd vloeistofvolume	29
Figuur 8. Ethanol injectiedebiet in functie van de tijd	30
Figuur 9. Extractiedebiet in functie van de tijd	30
Figuur 10. Conceptuele voorstelling van een sanering m.b.v. stoominjectie	40
Figuur 11. Raster van injectie- en extractiefilters bij een in-situ thermische behandeling	42
Figuur 12. Voorbeeld van de evolutie van de concentratie (gemeten met PID) in de opgepompte lucht via extractiefilters bij een pilootproef in-situ thermische behandeling	43

Figuur 13. Evolutie van via het vacuümextractiesysteem opgepompte concentratie aan TCE+PCE bij een full-scale in-situ thermische behandeling	44
Figuur 14. Situatieschets met aanduiding verontreinigde zones en locatie stroominjectie-elektrodes	46
Figuur 15. Schema van de werking van de saneringstechniek	48
Figuur 16. Evolutie van de concentraties aan de polluenten in de grootste verontreinigde zone	49
Figuur 17. Overzichtskaart van de Stad Antwerpen en omgeving met aanduiding van alle rubriek 41.4 en 46.3locaties, waar een oriënterend (blauw) of beschrijvend bodemonderzoek is uitgevoerd (en het rapport werd ingediend bij OVAM) (bron: OVAM, december 2001)	57
Figuur 18. Locaties van droogkuisbedrijven waarvoor de onderzoeksrapporten bij OVAM werden bekomen en die in het kader van voorliggende studie nader werden bestudeerd	59
Figuur 19. OW en NZ transecten met vereenvoudigde stratigrafische weergave van de bodemopbouw ter hoogte van de Stad Antwerpen, op basis van 51 boorprofielen tot op de Boomse klei beschikbaar bij de Geologische Dienst van België	62
Figuur 20. Daling grondwaterstand put/filter 1-0536 te Borgerhout (Aminal) (data: DOV.Vlaanderen.be)	68
Figuur 21. Evolutie van het PCE-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 8-9 m-mv.	76
Figuur 22. Evolutie van het TCE-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 8-9 m-mv.	76
Figuur 23. Evolutie van het cis-DCE-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 8-9 m-mv.	77
Figuur 24. Evolutie van het VC-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 8-9 m-mv.	77
Figuur 25. Evolutie van het etheengehalte in de microcosms van Borgerhout – 8-9 m-mv.	78
Figuur 26. Evolutie van het PCE-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 6-7 m-mv.	78
Figuur 27. Evolutie van het TCE-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 6-7 m-mv.	79
Figuur 28. Evolutie van het cis-DCE-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 6-7 m-mv.	79
Figuur 29. Evolutie van het VC-gehalte in de microcosms van Borgerhout – 6-7 m-mv.	80
Figuur 30. Evolutie van het etheengehalte in de microcosms van Borgerhout – 6-7 m-mv.	80
Figuur 31. Evolutie van het PCE-gehalte in de microcosms van Berchem	81
Figuur 32. Evolutie van het TCE-gehalte in de microcosms van Berchem	81
Figuur 33. Evolutie van het cis-DCE-gehalte in de microcosms van Berchem	82
Figuur 34. Evolutie van het VC-gehalte in de microcosms van Berchem	82
Figuur 36. Resultaat van PCR met specifieke D. ethenogenes primer met aquifermateriaal uit een selectie van opgezette micro-cosm flesjes. Een band ter hoogte van de pijl toont de aanwezigheid aan van genoemde PCE-afbrekende bacterie.	86
Figuur 36. Eindresultaat permanganaat chemische oxidatietest op materiaal 'Berchem 4,5-5,0 m-mv.'	91
Figuur 37. Eindresultaat permanganaat chemische oxidatietest op materiaal 'Berchem 5,0-6,0 m-mv.'	92
Figuur 38. Eindresultaat permanganaat chemische oxidatietest op materiaal 'Berchem 9,0-10,0 m-mv.'	92
Figuur 39. Vastgestelde verbanden tussen matrixbehoefte voor permanganaat en het Fe(II) en OS-gehalte van de grondstalen.	93
Figuur 40. Oxidatiereeks met persulfaat op 'Berchem 4,5-5 m-mv.'	96
Figuur 41. Oxidatiereeks met persulfaat op 'Berchem 5,3-6 m-mv.'	96
Figuur 42. Oxidatiereeks met persulfaat op 'Berchem 8-9 m-mv.'	96
Figuur 43. Proefopstelling met gaszak voor opvang van vrijkomende gassen voor het testen van de efficiëntie van Fenton's reagens voor destructie van VOCl's.	101
Figuur 44. Gebruikte proefopstelling voor ethanolflushingtest.	105
Figuur 45. Concentraties aan PCE in het effluent van de kolom tijdens de ethanolflushingsproef.	106
Figuur 46. Verwijderde hoeveelheid PCA tijdens de ethanolflushingtest.	106
Figuur 47. Cumulatief verwijderde hoeveelheid PCA tijdens de ethanolflushingtest in percentage van de oorspronkelijk in het grondstaal aanwezige PCE.	106
Figuur 48. Test set-up voor de surfactant flushing.	107
Figuur 49. Onderzoekslocatie te Borgerhout met aanduiding bijkomend uitgevoerd bodemonderzoek.	110

Figuur 51. Overzicht van de aanpak van de gezamenlijke karakterisatie en sanering van een cluster van (b.v.) 4 droogkuisen	115
--	-----

Tabellen

Tabel 1. Enkele belangrijke stofkarakteristieken voor VOCs	17
Tabel 2. CMC van enkele surfactanten in waterige oplossing (www.clu-in.org/products/AATDF/toc.htm)	22
Tabel 3. Resultaten van de uitgevoerde PITT (partition interwell tracer test)	27
Tabel 4. Wanneer welk oxidans in te zetten?	33
Tabel 5. Overzicht van enkele belangrijke bodemeigenschappen	47
Tabel 6. Vooropgestelde terugsaneerwaarden	48
Tabel 7. Aantal keer dat saneringstechniek werd ingezet op Amerikaanse droogkuislocaties	51
Tabel 8. Statistieken van 32 Amerikaanse (saneringen van) droogkuislocaties	51
Tabel 9. Kostprijsstatistieken van 32 Amerikaanse (saneringen van) droogkuislocaties	52
Tabel 10. Conclusies naar saneringsresultaat van 32 Amerikaanse saneringen van droogkuislocaties	56
Tabel 11. Uitgevoerd veldwerk en opzet microcosm testen	69
Tabel 12. Veldparameters grondwater Borgerhout	69
Tabel 13. Borgerhout grondstaalname B1 (bij P200); beschrijving te velde	70
Tabel 14. Borgerhout grondstaalname B2 (bij P102); beschrijving te velde	70
Tabel 15. Grondstaalname B1 (bij P200); textuur en geologische beschrijving (verzadigde bodemzone) Borgerhout	70
Tabel 16. Methaan, ethaan en etheenanalyses grondwater Borgerhout	71
Tabel 17. VOCl metingen stalen Borgerhout	71
Tabel 18. pH en ORP metingen Borgerhout	71
Tabel 19. Analyseresultaten Borgerhout – droge stof, organische stof en biobeschikbaar ijzer	71
Tabel 20. XRF-analyses metalen, fosfor en arseen (totaalgehalten mg/kg ds)	72
Tabel 21. Veldparameters grondwater Berchem	72
Tabel 22. Berchem grondstaalname; textuur en geologische beschrijving	73
Tabel 23. Grondwater analyseresultaten Berchem (µg/L)	74
Tabel 24. XRF-analyses totaalgehalten mg/kg ds	74
Tabel 25. Analyseresultaten Berchem – droge stof, organische stof en biobeschikbaar ijzer	75
Tabel 26. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Borgerhout – 20/2/03	83
Tabel 27. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Borgerhout – 6/11/03	83
Tabel 28. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Berchem – t=0	83
Tabel 29. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Berchem – t=8 maanden	83
Tabel 30. Microcosm Borgerhout – 6-7 m-mv. bepaling t=0	84
Tabel 31. Microcosm Borgerhout – 6-7 m-mv. bepaling t=8 maanden	84
Tabel 32. Microcosm Borgerhout – 8-9 m-mv. bepaling t=0	84
Tabel 33. Microcosm Borgerhout – 8-9 m-mv. bepaling t=8 maanden	85
Tabel 34. Microcosm Berchem – 6-7 m-mv. bepaling t=0	85
Tabel 35. Microcosm Berchem – 6-7 m-mv. bepaling t=8 maanden	85
Tabel 36. Oxidatietesten permanganaat op grondwaters	90
Tabel 37. Verdunningsreeks voor matrixbehoeftebepaling voor permanganaat	90
Tabel 38. Gescreende grondstalen voor laboratoriumtesten permanganaat	91
Tabel 39. Test VOCl-afbraak permanganaat na toevoeging van permanganaat in een concentratie kleiner dan de matrixbehoefte	94
Tabel 40. Testmatrixchemische oxidatie met persulfaat op grondwaterP200 en P102 (Borgerhout) en pbdiep/pb2 (Berchem)	94
Tabel 41. Testresultaten chemische oxidatie met persulfaat op grondwaterP200 en P102 (Borgerhout) en pbdiep/pb2 (Berchem)	95
Tabel 42. Verdunningsreeks voor matrixbehoeftebepaling voor persulfaat	95
Tabel 43. Matrixbehoefte voor persulfaat voor de geteste Berchem aquiferstalen	97
Tabel 44. Matrixbehoefte voor persulfaat voor de geteste Borgerhout aquiferstalen	97
Tabel 45. Waarnemingen preliminaire testen (Bo=Borgerhout/Be=Berchem)	98
Tabel 46. Tabel voor de bepaling van de matrixbehoefte van het aquifermateriaal voor peroxide	99

Tabel 47. Tabel voor de bepaling van de matrixbehoefte van het aquifermateriaal voor Fenton's reagens.....	99
Tabel 48. Bepaling van de matrixbehoefte voor Fenton's reagens van twee geselecteerde aquiferstalen	100
Tabel 49. Testcondities VOCl-destructietest Fenton's reagens	101
Tabel 50. VOCl-destructietest Fenton's reagens – uitvoering en gasproductie	102
Tabel 51. VOCl-destructietest Fenton's reagens – analyseresultaten VOCs	103
Tabel 52. Waarnemingen en analyseresultaten VOCl-destructietest Fenton's reagens	104
Tabel 53. PCE concentraties in de eluaten van de flushing test	108
Tabel 54. Resultaten bodemluchtmetingen locatie te Borgerhout	111
Tabel 55. Resultaten bijkomende grondwatermetingen locatie te Borgerhout	111
Tabel 56. Resultaten bijkomende grondmetingen locatie te Borgerhout	112

Notaties

BBO	Beschrijvend bodemonderzoek
BLE	Bodempluchtexttractie
BSD	Bodemsaneringsdeskundige
BSP	Bodemsaneringsproject
C.I.	Chloride-index
CIS	Cis-dichlooretheen
CMC	Kritische micelconcentratie
d	Detectielimiet
d.s.	Droge stof
DCE	Dichlooretheen
DNAPL	Dense Non-Aqueous Phase Liquid
DOC	Dissolved organic carbon
EC	Elektrische conductiviteit
Eh	Redoxpotentiaal
Fe⁰	Zero-valent ijzer
Gw	Grondwater
HRC	Hydrogen release compound
IPA	Iso-propyl alcohol
K	Hydraulische conductiviteit (waterdoorlaatbaarheid)
Kd	Distributiecoëfficiënt tussen vaste bodemfase en het grondwater
Koc	Distributiecoëfficiënt gecorrigeerd naar OS-gehalte
MB	Matrixbehoefte (bij chemische oxidatie)
MFE	Multi-fasenextractie (vacuüm-extractie)
NA	Natuurlijke attenuatie
NAPL	Non-Aqueous Phase Liquid
OBO	Oriënterend bodemonderzoek
OS	Organische stof
P&T	Pump&reat
PCE	Tetrachlooretheen
P_D	Verdringsdruk
PER	Tetrachlooretheen
PID	Foto-ionisatie detector
PITT	Partition interwell tracer test
PLI	Persluchtinjectie
RCB	Recirculatiebron
SEAR	Surfactant-enhanced aquifer remediation
SPH	Six-phase heating
TCE	Trichlooretheen
TRI	Trichlooretheen
VC	Vinylchloride
VOCI	Vluchtige organische chloorverbindingen

1 Samenvatting

Voorliggend rapport is het eindverslag van het OVAM onderzoeksproject 011602: *studie naar de mogelijkheden voor een gezamenlijke saneringsaanpak van VOCI verontreiniging, met droogkuis als voorbeeld*. Het doel van het project was een gemeenschappelijke aanpak van droogkuisbedrijven in stedelijke gebieden te formuleren, zowel naar karakterisatie (aard, ruimtelijke omvang, natuurlijke evolutie en risico's) van de locaties als naar de sanering ervan toe, speciaal rekening houdend met de specifieke randvoorwaarden eigen aan droogkuisbedrijfjes en hun locatie (in casu: de Stad Antwerpen).

In eerste instantie werden bestaande en innovatieve saneringstechnologieën geïnterpreteerd. Vooral technieken gebaseerd op onttrekking via de luchtfase (BLE: bodemluchtexttractie, PLI: persluchtinjectie en MFE: multi-fasenextractie) worden veelvuldig gebruikt. P&T (pump&treat) wordt ook regelmatig ingezet, zij het vooral om verdere verspreiding tegen te gaan. Verschillende voorbeelden waarbij bioremediatie of chemische oxidatie werden toegepast waren in beschikbare literatuur terug te vinden. Thermische technieken (stoom/stroominjectie) worden klaarblijkelijk (nog) niet ingezet op droogkuislocaties hetgeen mogelijk te verklaren is door de relatief hoge kosten van dergelijke drastische technieken voor eerder kleine locaties. De gemiddelde in de USA gerapporteerde saneringsduur van droogkuislocaties bedraagt ca. 3 jaar; een gemiddelde sanering kost er ca. 222 Keuro bij een onderzoekskost van 113 Keuro. Genoemde saneringskost lijkt ook voor Vlaanderen realistisch; *de kost voor het bodemonderzoek ligt echter duidelijk lager in Vlaanderen dan in Amerika*. Dit kan liggen aan mogelijk duurdere Amerikaanse onderzoeksbureaus, of aan een meer uitgebreid onderzoek aldaar. Nederlandse informatiebronnen spreken van kostenvorken van 70 – 115 Keuro voor een biologische in-situ sanering van een zone van ca. 10 op 10 m, 10 m diep. Voor een "kernsanering" op een droogkuislocatie wordt een kostenvork genoemd van 90-114 Keuro. De saneringsdoelstelling bij de gescreende locaties is steeds dezelfde: gericht op kernaanpak en zo verregaand mogelijke vuilvrachtvermindering. Voor de aanpak van kleine stedelijke brownfields lijkt deze benadering eveneens logisch. Een algemene formulering van de saneringsdoelstelling kan mogelijk luiden: *Verwijdering van de grootste vuilvracht aan VOCI's uit de bodem, tot een niveau dat de restconcentraties geen risico's opleveren voor de volksgezondheid*.

Resultaten van de screening in Antwerpen. Via de Gouden Gids werd een lijst van > 100 droogkuisbedrijven bekomen. Slechts een 40 daarvan voert de droogkuisactiviteit ook zelf uit. Voor 11 locaties bleek in 2001 een oriënterend bodemonderzoek bij OVAM beschikbaar. Besloten werd dat het grootste deel van de Antwerpse droogkuisbedrijven op dat moment nog geen bodemonderzoek had laten uitvoeren of nog niet aan OVAM had bezorgd. Op 5 van de 11 locaties was een beschrijvend bodemonderzoek lopende en was daarvan minstens één rapport aan OVAM bezorgd. Een algemene conclusie na studie van de rapporten is dat het bodemonderzoek in de meeste gevallen te veel gericht werd op de grondwaterpluim (onderzoek met peilbuizen), en te weinig gericht op het opsporen van de kernzones. Een raming van de vuilvracht is in de meeste gevallen daarom niet mogelijk. De redoxtoestand, het biodegradatiepotentieel noch de bodemlucht werden in de gescreende rapporten onderzocht. Met het oog op de selectie van een optimale saneringsaanpak zijn dit belangrijke vaststellingen.

Geologische en hydrologische gegevens van de regio. Op basis van profielbeschrijvingen beschikbaar bij de Geologische Dienst van België werden 2 verticale snedes van het studiegebied gegenereerd waarin de bodemopbouw (vereenvoudigd naar stratigrafie) wordt weergegeven. Het grondwaterreservoir is ontwikkeld in tertiaire zandformaties die rusten op de ondoorlatende *Boomse klei*. De zandformaties zijn licht tot sterk glauconiethoudend, en bevatten tevens plaatselijk veel schelpennivaus. Het organisch stofgehalte van deze zanden is plaatselijk vrij hoog. Algemene analyseresultaten van geochemische parameters voor de *vaste bodemfase* zijn niet teruggevonden in de literatuur, hoewel deze zeer relevant kunnen zijn. Gehaltes aan ijzer, sulfides, organische stof e.d. per relevante bodemlaag (aquifermateriaal) kunnen immers van groot belang zijn bij de voorspelling van de verspreiding van VOCl in de bodem, maar ook van de haalbaarheid van bepaalde in-situ saneringstechnieken zoals chemische oxidatie. De grondwaterstroming ten oosten van de Schelde is dominant Oost-West, die in het noorden van de agglomeratie eerder NO naar ZW. De stroming is plaatselijk complex, mede door vele versturende factoren die de grondwaterstroming lokaal of op grotere schaal determineren.

Haalbaarheidsonderzoek. Twee droogkuislocaties in de stad, één in Borgerhout en één in Berchem, werden geselecteerd voor staalname en uitvoering van specifieke haalbaarheidstesten voor bioremediatie, chemische oxidatie en co-solvent- en detergentflushing. Uit de *haalbaarheidstesten bioremediatie* blijkt dat autochtone micro-organismen een snelle dechlorering kunnen bewerkstelligen van perchlooretheen naar cis-dichlooretheen. Lactaat lijkt de meest gunstige koolstofbron. Bij overmatige dosering van koolstofbron treedt vooral (ongewenste) stimulatie van methanogenen op. In alle condities treedt in eerste instantie stagnatie op cis-DCE op; pas laat (10 maanden) komt de productie van VC op gang en finaal worden ook sporen etheen gemeten. Er is ook een duidelijke afname vastgesteld in de biotische controles (zonder koolstofbronadditie). Natuurlijke attenuatie treedt dus op op beide locaties, vooral op deze van Borgerhout. Uit de *oxidatietesten met permanganaat, persulfaat en Fenton's Reagens* blijkt dat geen van de drie oxidantia full-scale toepasbaar lijken te zijn. Dit is enerzijds het gevolg van grote hoeveelheden gereduceerd ijzer in de tertiäre aquifer te Antwerpen, alsook van een hoog achtergrondgehalte aan OS. Hierdoor is zeer veel oxidans nodig. Fenton's geeft een bijkomend probleem, omdat deze reactie in zuur midden verloopt. De bodem bevat plaatselijk echter veel calciumcarbonaat, waardoor bij aanzuring sterke gasontwikkeling ontstaat. Dit kan leiden tot risico's bij full-scale toepassing. De *ethanol- en surfactantflushingstesten* werd uitgevoerd in een kolomopstelling waarbij representatief aquifermateriaal eerst werd bijgespiked met PCE. De oplosbaarheid van PCE kon met een factor van ca. 40 worden verhoogd door de toevoeging van ethanol, maar er was een hoge ethanolconcentratie nodig (50vol.%). Analyse van de grond na afloop van de test toonde aan dat alle PCE uit de grond werd verwijderd door de ethanolspoeling. Een gelijkaardige proef werd uitgevoerd met een surfactant. Hiermee werd ruim 40% van de PCE die aanwezig was vóór de start van de test, uit de grond verwijderd. Dit is een minder gunstig resultaat dan de ethanolflushing, maar de benodigde hoeveelheid surfactant tov de hoeveelheid ethanol is vele malen kleiner. Beide technieken worden weerhouden als beloftevol.

Vertaling naar de praktijk. Voorgesteld wordt om de te saneren locaties in te delen in clusters van 4 à 6 bijeengelegen locaties. De bestaande protocols en codes van goede praktijk voor de uitvoering van bodemonderzoek blijven van kracht maar een aantal specifieke richtlijnen werden bijkomend geformuleerd waaraan voor clusters van droogkuislocaties, speciale aandacht dient te worden geschonken. Nadat de verontreiniging goed in beeld is gebracht, kan voor de

sanering ruwweg volgende werkwijze worden gevolgd. (1) verwijder de bron van de verontreiniging door (gedeeltelijke) ontgraving, BLE/hogvacuümextractie en/of (additionele) P&T mét toediening van hulpstoffen (detergenten/cosolventen). (2) behandel de pluimzones door (gestimuleerde) natuurlijke attenuatie.

Of de voorgestelde clusteraanpak in de praktijk werkbaar kan worden zal in hoofdzaak bepaald worden door de inpasbaarheid ervan in de bestaande wetgeving. Dit zal dienen te worden getoetst door de OVAM. Overigens kan ook voor 'individuele' saneringen van droogkuislocaties voorliggende studie van nut zijn.

2 Inleiding

2.1 Probleemdefinitie

Stedelijke gebieden hebben sinds decennia, naast de woonfunctie, een belangrijke economische evolutie gekend, waarbij honderden kleinschalige bedrijfjes ontstonden en weer verdwenen. In alle Vlaamse steden vinden we daarom, verspreid over het gehele stedelijke grondgebied – meestal direct grenzend aan woonhuizen –, tal van voormalige (of nog steeds gebruikte) kleinschalige bedrijfsterreintjes met vaak een historische of gemengde bodemverontreiniging. Voorbeelden van dergelijke bedrijfsterreintjes zijn droogkuis- en garagebedrijven.

Zelfs al is iedere locatie uniek, toch kunnen gemeenschappelijke aspecten worden gedefinieerd indien men de terreintjes niet meer als afzonderlijke, individuele verontreinigingsdossiers beschouwt, maar de locaties – en dus ook het verontreinigingsprobleem in haar geheel – clustert en een geïntegreerde saneringsaanpak uitwerkt.

Naast een puur saneringstechnische benadering (gemeenschappelijke randvoorwaarden zoals bodemtype, fysisch-chemische eigenschappen van de pollutie, de grond en het grondwater, grondwaterstromingsrichting en –snelheid) is het hierbij essentieel een “common vision” te formuleren die ook rekening houdt met stadsspecifieke randvoorwaarden (locale overheid, infrastructurele en socio-economische aspecten). Een dergelijke aanpak wordt in de USA ook wel omschreven als “SMB (Small and Medium size Brownfields) rehabilitation”. In Vlaanderen is er tot dusver nog geen ervaring opgedaan met een dergelijke geclusterde onderzoeks- en saneringsstrategie. De bedoeling van het huidige onderzoek is dan ook de haalbaarheid van een dergelijke aanpak na te gaan voor Vlaanderen, waarbij de droogkuissector, meer bepaald deze in de stad Antwerpen, als voorbeeld wordt genomen. Deze sector kent inderdaad een ernstige verontreinigingsproblematiek (perchloorethen en afgeleiden) die omwille van de aard van de verontreiniging en de kleinschaligheid van de bedrijfjes (ook: economische situatie en geringe financiële draagkracht van de sector), zeer moeilijk saneerbaar is indien elk bedrijfje individueel en afzonderlijk te werk zou dienen te gaan, zoals heden het geval is.

2.2 Projectdoelstelling en relevantie

Het doel van het project was een gemeenschappelijke aanpak voor de karakterisatie (aard, ruimtelijke omvang, natuurlijke evolutie en risico's) en sanering van bodemverontreiniging bij droogkuisbedrijven in stedelijke gebieden te formuleren. Dit moet resulteren in een gemeenschappelijk karakterisatie- en saneringsmethodiek afgestemd op de specifieke randvoorwaarden eigen aan de droogkuisbedrijven en hun locatie (in casu: de Stad Antwerpen). Hiertoe is in eerste instantie een inventarisatie gemaakt van zowel de bestaande (ontgraving, pump & treat, bodemluchtextractie, persluchtinjectie) als innovatieve saneringstechnologieën (bioremediatie, solventflushing, in-situ oxidatie, stoominjectie, reactieve wanden, etc.). Eventueel per deellocatie van de stad zal getracht worden de meest beloftevolle of geschikte technieken te definiëren die in aanmerking komen voor de sanering van de betrokken droogkuislocaties. Een dergelijke clusteraanpak zal op termijn naar verwachting een algemene kostenbesparing opleveren en – misschien belangrijker – een betere controle en kans op succes van de sanering van alle betrokken terreintjes als één geheel.

Tevens zal een geclusterde aanpak een grotere eenduidigheid opleveren op het gebied van risico-evaluatie. Er kan ook een voorstel worden uitgewerkt voor “algemene” terugsaneerwaarden.

Tenslotte kan als mogelijk voordeel worden vermeld dat – indien men overgaat tot clustering – men ook de sanering van individuele terreinen op elkaar kan afstemmen, waardoor belangrijke kostenbesparingen kunnen worden gerealiseerd, denk b.v. aan de mogelijkheid tot gezamenlijke aankoop van een mobiele saneringsinstallatie waarmee dan verschillende locaties tegelijkertijd (discontinue inzet per locatie) worden gesaneerd.

2.3 Opbouw en fasering

Fase 1: literatuurstudie.

Tijdens deze fase zijn de bestaande saneringstechnologie en protocollen voor droogkuislocaties geïnventariseerd en samengevat. Er is getracht ook praktische informatie op te nemen (b.v. pilootproeven of gevalstudies).

Fase 2: inventarisatie

De bestaande informatie (bij OVAM) is opgevraagd, n.l. de bestaande dossiers van droogkuisbedrijfjes in de stad Antwerpen. De locaties van alle droogkuisbedrijven werden verkregen via de Droogkuis Federatie (appendix 1). Per bedrijf is een samenvatting van de belangrijkste gegevens opgemaakt: (1) representatieve analyseresultaten; (2) lokale bodemopbouw en fysico-chemie, grondwaterstanden en -stromingsrichting; (3) eventuele saneringshistoriek.

Fase 3: verwerking van de resultaten: up-scaling van locatie naar stad

Van de bodem binnen de stadsgrenzen worden kaarten opgesteld: algemene bodemopbouw (bron: Geologische Dienst; interne informatie Vito), regionale grondwaterstroming (literatuur en lokale onderzoeksresultaten). De lokale informatie (individuele bodemonderzoeken; bron: OVAM) zal vervolgens worden “ge-upscaled” naar het grotere geheel, de stad. Daartoe wordt nagegaan in hoeverre het mogelijk is kaarten van de stad op te maken, namelijk:

- (1) overzichtskaarten met geochemische info, regionale grondwaterstroming en bodemopbouw;
- (2) overzichtskaarten waarop de (grondwater)verontreinigingstoestand voor de betrokken pollutanten (VOC) is weergegeven. Enkel indien een voldoende groot aantal locaties in de stad en voldoende beschikbare gegevens voorhanden blijken te zijn, zal dit met geostatistische interpolatietechnieken kunnen gebeuren;
- (3) overzichtskaarten waarop de saneringshistoriek van de verschillende locaties binnen de stadsgrenzen kan worden aangegeven;

De output die in eerste instantie werd beoogd is een kaart van de stad met daarop zones aangegeven waar bepaalde saneringstechnieken zoals b.v. persluchtinjectie wel/niet mogelijk is, waar dual phase wel/niet aangewezen is, e.d. In de loop van het project is echter gebleken dat de beschikbare informatie daarvoor niet volstond. In het tweede onderdeel van huidig onderzoeksproject werd daarom gefocuseerd op de uitvoering van haalbaarheidstesten op laboschaal voor representatieve bodem- en grondwaterstalen afkomstig van twee droogkuislocaties in Antwerpen.

Deze testen waren erop gericht om de haalbaarheid na te gaan van een aantal veelbelovende technieken die tot dusver nauwelijks zijn getest op Vlaamse locaties. Deze technieken zijn (gestimuleerde) natuurlijke attenuatie, surfactant- en ethanolflushing en chemische oxidatie.

3 Literatuurstudie

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van saneringstechnieken voor bodemverontreinigingen met gechloreerde solventen (VOCs). In eerste instantie worden de meer “traditionele” technieken samengevat, n.l. ontgraving, pump & treat, BLE/PLI. Vervolgens worden meer innovatieve in-situ technieken besproken, n.l. natuurlijke attenuatie, surfactant- of cosolventflushing, chemische oxidatie en stoom/stroominjectie. Tenslotte wordt kort de mogelijkheid van inzet van reactieve schermen aangehaald. Indien voor bepaalde technieken reeds afzonderlijke OVAM studies werden uitgevoerd, zal naar de betreffende rapporten worden verwezen.

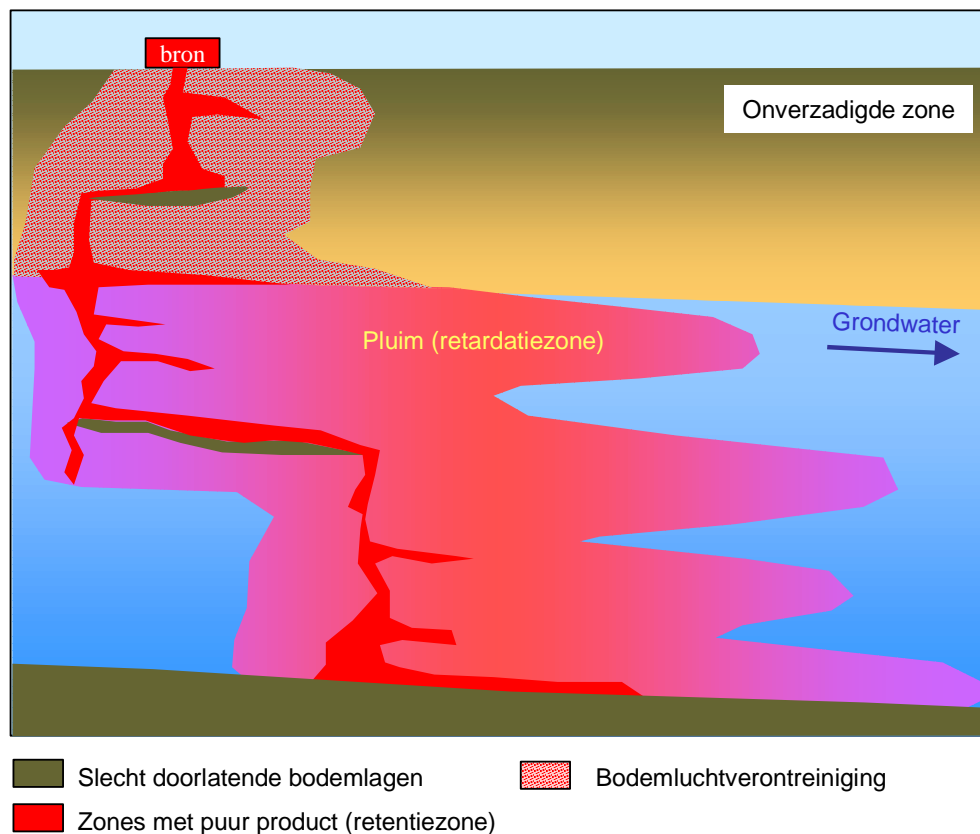
Voordat de saneringstechnieken worden besproken, wordt eerst een korte samenvatting gegeven van het gedrag van VOCs in bodems. Voor een uitgebreid overzicht van de eigenschappen, gedrag en transport van o.m. gechloreerde solventen in bodems, wordt verwezen naar een recent ander Vito rapport (Habtie e.a., 2002).

3.1 Het gedrag van VOCs in bodems

Bij bodemverontreinigingen met gechloreerde solventen is het begrip “residueel verzadiging” van belang. VOCs zijn vloeistoffen met een dichtheid groter dan die van water (DNAPL: Dense Nonaqueous Phase Liquid) en een geringe tot zeer geringe wateroplosbaarheid. In een bodemzone die in contact komt met pure VOC-vloeistof, blijft een zekere restverzadiging aan puur product aanwezig die normaal in de orde van grootte van enkele tienden van procenten tot procenten van het porie-volume ligt. In de meeste gevallen wordt te weinig aandacht besteed aan de studie van de omvang van de bodemzone met dergelijk residueel puur product. Er wordt n.l. in hoofdzaak grondwateronderzoek uitgevoerd, geen grondonderzoek. Hoewel het soms – wegens bodemheterogeniteiten – uitermate moeilijk is om dergelijke kernzones op te sporen, kan men trachten een beeld te vormen van de kernzone via bodemluchtonderzoek en grondmonstername m.b.v. steekbussen (ter voorkomen van verdamping van de VOCs). Indien men de bemonstering via een drie-dimensioneel raster uitvoert kan men een indruk krijgen van de hoeveelheid residueel product in de bodem. Dit zou dan op een meer betrouwbare wijze dan via grondwateronderzoek alléén, kunnen leiden tot onderscheid van de **retentiezone** (zone met residueel VOC-product in de poriën) en **retardatiezone** (zone met enkel in het grondwater opgeloste verontreiniging).[†] Deze conceptuele overwegingen worden in figuur 1 schematisch verduidelijkt.

* **Puur product:** (vloeibare) verontreiniging die voorkomt in de bodem als afzonderlijke fase. Al dan niet mobiel. Met het begrip puur product hangen de termen **retentiecapaciteit** van de bodem, en **residueel product** samen. Het puur product is mobiel (m.a.w. het blijft niet op dezelfde plaats en verspreidt zich o.i.v. de zwaartekracht en/of capillaire krachten) indien de retentiecapaciteit van die bepaalde bodem wordt overschreden. Hetgeen achterblijft in de poriën ten gevolge van capillaire krachten is het residueel product.

[†] Puur product kan ook on-site worden aangetoond door gebruik te maken van “Sudan Rood”, een hydrofobe kleurstof die roodkleurt bij aanwezigheid van pure VOC-vloeistof. Een andere mogelijkheid om een grondmonster afkomstig van de waterverzadigde bodemzones te beoordelen op de aanwezigheid van puur VOC is het monster in een PE zakje te brengen, dit te sluiten met luchtinclusie en na enige tijd schudden een meting van de luchtfase in de zak te doen met PID en/of Dräger.



Figuur 1. Schematische weergave van enkele belangrijke begrippen bij de beschrijving en modelvorming van een bodemverontreiniging met VOCl

In de retardatiezone komt de VOCl opgelost voor in het grondwater, en gedeeltelijk gesorbeerd. Indien er evenwicht bestaat, laat zich dit uitdrukken d.m.v. een distributiecoëfficiënt K_d . Deze is te berekenen uit de K_{oc} (distributiecoëfficiënt gecorrigeerd voor OS gehalte) welke bij benadering recht evenredig is met de K_{ow} (octanol-water partiticoëfficiënt of mate van hydrofobiciteit; ook als P_{ow} genoteerd). Alle relevante fysische stofkarakteristieken voor de meest uiteenlopende organische verbindingen kunnen opgevraagd via de SRC Physprop Database; <http://esc.syrres.com/interkow/physdemo.htm>.

Tabel 1 vermeldt informatie over vier VOCl's die op droogkuislocaties kunnen voorkomen.

Tabel 1. Enkele belangrijke stofkarakteristieken voor VOC's

CAS nr.	Verbinding	S ⁽¹⁾ (mg/L) (25°C)	Log Pow ⁽²⁾	Vp ⁽³⁾ (mmHg) (25°C)	H ⁽⁴⁾ (atm m ³ /mol) (25°C)
25323-30-2	Cis-dichlooretheen	1810	2,12	633,7	0,0319
127-18-4	Tetrachlooretheen	200	3,40	18,5	0,0177
79-01-6	Trichlooretheen	1100	2,42	69	0,00985
75-01-4	Vinylchloride	8800	1,62	2976	0,0278

(1) Oplosbaarheid in water

(2) Pow: octanol-water partiticoëfficiënt (mate van hydrofobiciteit)

(3) Dampdruk (mate waarin stof vanuit eigen vloeistof verdampt)

(4) Henry-constante (mate waarin stof vanuit water verdampt)

Voordat men aan eender welke in-situ saneringstechniek kan denken, is het essentieel een zo betrouwbaar mogelijke raming te maken van de **aanwezige vuilvracht in de bodem** (aantal kg VOCl aanwezig in de bodem). Om deze te bepalen volstaat het niet om enkel de grondwatersituatie (omvang vlek en concentraties) te kennen, maar ook (a) de hoeveelheid residueel product (pure VOCl vloeistof, gevangen in bodemporiën) en eventueel vrij product (zaklaag) en (b) de hoeveelheid aan de bodemdeeltjes geadsorbeerde verontreiniging. Om de hoeveelheid residueel product te kunnen inschatten is het noodzakelijk de kernzone van de verontreiniging voldoende te hebben ingeschat, met een voldoende aantal steekbusmonsters op verschillende plaatsen en diepten om het gemiddeld gehalte in de vaste bodemfase te kennen. De aan de bodemdeeltjes geadsorbeerde verontreiniging kan worden ingeschat door kennis van het OS gehalte (voldoende aantal metingen op verschillende plaatsen en diepten!) in de grondwaterpluim. Via de K_{oc} waarden voor de verschillende polluenten kan dan worden bepaald welk percentage van de vuilvracht in de grondwaterpluim geadsorbeerd voorkomt en welk percentage in oplossing.

Volgend rekenvoorbeeld is een illustratie van een vuilvrachtberekening.

Residueel product (som VOCl) (vuilvracht in kernzone):			
oppervlakte kernzone	150 m ²	bodemvolume:	600 m ³
gemiddelde diepte:	4 m	bodemgewicht:	1020 Ton
bulkdensiteit bodem:	1,7 kg/l		
gemiddelde concentratie VOCl in grond (steekbusmonsters):			65 mg/kg
vuilvracht in kernzone:			66,3 Kg
Vuilvracht in pluimzone:			
<i>(a) opgelost in grondwater</i>			
oppervlakte pluimzone	750 m ²	bodemvolume:	3750 m ³
gemiddelde diepte:	5 m	grondwatervolume:	1312,5 m ³
totale porositeit bodem:	35 %		
gemiddelde concentratie VOCl in grondwater (peilbuizen):			800 µg/L
vuilvracht opgelost in pluimzone:			1,1 Kg
<i>(b) geadsorbeerd aan bodemfase</i>			
organische stof gehalte (% OS)		1	
foc = 0,0058 x % O.S. =		0,0058	
log(Koc) =	2,9		
log(Kd) =		0,66	
Kd =		4,61	
vuilvracht geadsorbeerd in pluimzone			23,5 Kg
TOTALE VUILVRACHT			90,8 Kg

(blauw: invoerparameters; rood: uitvoer)

N.B. noteer de grote fout die men maakt bij de inschatting van de vuilvracht indien men enkel de grondwaterpluim met daarin opgeloste VOCl in rekening brengt. Inderdaad wordt in de meeste bodemonderzoeken van VOCl vooral aandacht besteed aan de afbakening van de grondwaterverontreinigingspluim d.m.v. peilbuizen. Bovenstaand rekenvoorbeeld toont aan dat de afbakening van de verontreinigingskern doorgaans veel belangrijker is vanuit saneringstechnisch oogpunt.

Een veel gebruikte vuistregel is dat puur VOCl product (DNAPL) kan voorkomen indien in peilbuizen concentraties worden vastgesteld die hoger zijn dan 1% van de theoretische oplosbaarheid. Dit betekent echter niet dat men een DNAPL zone (residueel) kan afbakenen m.b.v. peilbuizen. Bovendien kan de oplosbaarheid van VOCl's plaatselijk sterk afwijken van de oplosbaarheid in zuiver water, afhankelijk van de aanwezigheid van andere organische verbindingen in het grondwater (zoals humuszuren).

Een relevante opmerking is verder dat, indien grote hoeveelheden aan VOCl's zijn vrijgekomen en zijn uitgezakt tot op een kleilaag (in casu: de Boomse klei), het puur product volgens de helling van de kleilaag kan zijn gemigreerd (noordoostelijk voor de Boomse Klei ter hoogte van de Stad Antwerpen).

Het transportgedrag van VOCl's is daarom in de meeste gevallen moeilijk voorspelbaar. Standaard grondwaterstromings- en transportmodellen als Modflow/MT3D zijn als code niet geschikt om het gedrag van puur VOCl te berekenen: deze programma's kennen slechts vloeistof met één specifiek gewicht. Ze kunnen wel van pas komen in situaties waarbij enkel VOCl-pluimen voorkomen (geen residueel product of puur product pools), of wanneer men het verspreidingsgedrag van de pluim afzonderlijk wenst te benaderen (invoer continue bron).

3.2 Ontgraving en pump & treat

Indien de bron van verontreiniging (= zone met puur VOCl product) localiseerbaar is, voldoende ondiep voorkomt, voldoende beperkt is in omvang en er geen infrastructurele belemmeringen aanwezig zijn, is het doorgaans aan te bevelen te kiezen voor de meest zekere saneringsingreep: ontgraving. De grondwaterpluim kan vervolgens in-situ aangepakt worden (pump & treat of "innovatieve" technieken zoals -al dan niet gestimuleerde- NA, chemische oxidatie, scherm,...). In dit rapport zal verder niet worden ingegaan op de verschillende civiel-technische uitvoeringswijzen van ontgraving. Voor een bespreking van pump& treat sanering wordt verwezen naar de betreffende code van goede praktijk – Pump & Treat (rapport is downloadbaar via de OVAM website).

3.3 Bodemluchtextractie (BLE) en persluchtinjectie (PLI)

Onlangs werd door OVAM hieromtrent een studie gepubliceerd (Code van goede praktijk – bodemluchtextractie & persluchtinjectie; rapport downloadbaar via de OVAM website). In deze studie worden een aantal case-studies besproken van saneringen van VOCl verontreinigingen in Vlaanderen, met behulp van deze

saneringswerkwijze. Voor een gedetailleerde bespreking wordt verwezen naar dit rapport.

Samenvattend kan worden gesteld dat de techniek BLE-PLI in bepaalde gevallen een efficiënte sanering kan bewerkstelligen van verontreinigingen met VOCl. Kritisch is met name dat de kernzone voldoende intensief behandeld dient te worden. In gevallen waarbij minder doorlatende bodemlagen voorkomen of een sterke gelaagdheid voorkomt, kan PLI leiden tot ongecontroleerde laterale luchtverspreiding. In minder doorlatende bodems wordt algemeen gesteld dat PLI/BLE een minder geschikte techniek is. Er bestaan weliswaar technieken (fracturing) om de doorlaatbaarheid in dergelijke gevallen te verhogen, maar het nut ervan is niet altijd bewezen.

Een “nieuwe” benaderingswijze, die mogelijk interessant kan zijn voor de aanpak van de verontreinigingskernen op droogkuislocaties, is de inzet van *passieve bodemluchtextractie*. Hierbij worden filters aangebracht in de onverzadigde, verontreinigde bodemlaag en vindt een trage vuilvrachtverwijdering plaats doordat door normaal optredende barometrische schommelingen drukverschillen ontstaan die de bodem verluchten. De filters zijn dan voorzien van speciaal ontworpen terugslagklepjes, zodat de vuilvracht aan één zijde van het systeem uittreedt (waarbij een actief koolfilter wordt gepasseerd).

Voordat dergelijke systemen kunnen worden overwogen dient er eerst, met de bevoegde overheid, te worden vastgesteld welke saneringsdoelstellingen dienen worden gesteld (beleidsoverwegingen). Dergelijke passieve saneringssystemen zijn uiteraard uit kostenoverwegingen interessant, maar zullen saneringstechnisch gezien minder presteren dan een intensieve saneringsvariant. Dit zal verderop in dit rapport aan bod komen.

3.4 Natuurlijke attenuatie (NA) en gestimuleerde NA

Het is bekend dat perchlooretheen via een combinatie van anaërobe en aërobe processen microbiëel kan worden afgebroken tot uiteindelijk etheen/ethaan. Omdat vaak omvangrijke grondwaterpluimen voorkomen op moeilijk bereikbare plaatsen, lijkt het onafwendbaar dat natuurlijke afbraak, al dan niet gestimuleerd, een belangrijke saneringsoptie zal zijn voor de droogkuissector, naast b.v. een intensievere kernaanpak van de bronzones.

Voor een algemene bespreking van de achtergronden en principes van NA wordt verwezen naar de OVAM publicatie ‘Code van goede praktijk - Natuurlijke attenuatie’; downloadbaar van de OVAM website.

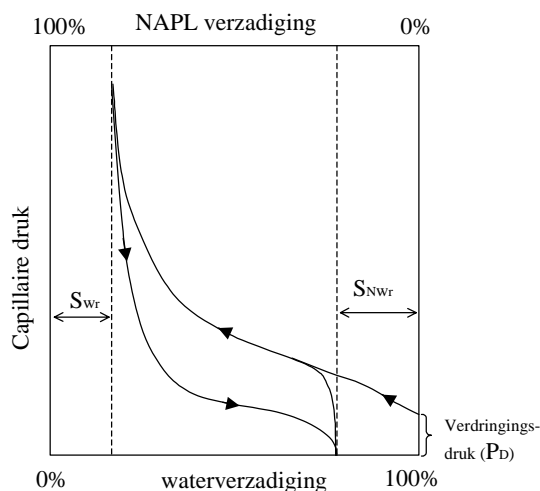
In het kader van voorliggende studie zal Vito de haalbaarheid van natuurlijke attenuatie en *in-situ* bioremediatie van PER voor droogkuislocaties in Antwerpen nagaan. Hierbij zal de afbraak en omzetting in afbraakproducten opgevolgd worden in micro-cosmosproeven met aquifer- en grondwatermonsters van de betreffende locatie. Verschillende redoxomstandigheden en nutriënt/koolstofbrontoevoegingen zullen getest worden om het proces te versnellen. Speciale aandacht zal ook geschonken worden aan de problematiek van de analyse van de afbraakproducten zoals trichlooretheen (TRI), cis-dichlooretheen (cis-DCE) en vinylchloride (VC) in het grondwater.

3.5 Detergent en co-solvent spoeling

Deze paragraaf is een beknopte samenvatting van (naast de vermelde wetenschappelijke artikels) de interessante referentie "AATDF, 2001. Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvents. (www.clu-in.org/PRODUCTS/AATDF/Toc.htm)". Deze referentie wordt best geraadpleegd indien de inzet van surfactanten of cosolventen voor bodemsanering wordt overwogen.

3.5.1 Algemene situering van de techniek

Een innovatieve saneringstechniek voor VOCl, ontwikkeld in de USA, is detergentspoeling of co-solventspoeling. Hierbij wordt een in de bodem geïnjecteerde oplossing doorheen de met NAPL verontreinigde bodem gerecirculeerd via een systeem van horizontale en/of verticale filters of drains. In beide gevallen neemt de schijnbare oplosbaarheid van de pollutant drastisch toe waardoor deze vanuit de immobiele naar de mobiele fase (water) overgaat dat vervolgens kan worden opgepompt.



Figuur 2. Schematische weergave van het verband tussen de capillaire druk in de bodemporiën en de graad van water- en NAPL verzadiging. Bij 100% waterverzadiging moet een zekere druk worden overwonnen voordat NAPL het water in de poriën verdringt (P_D). Deze druk hangt af van de bodemtextuur (stijgt bij fijnere bodemtextuur); deze verdringings- of intrededruk wordt verlaagd door toediening van surfactanten of solventen en hangt tevens af van de temperatuur (P_D daalt bij stijgende temperatuur). S_{Wr} : residuele waterverzadiging; S_{Nwr} : residuele NAPL-verzadiging

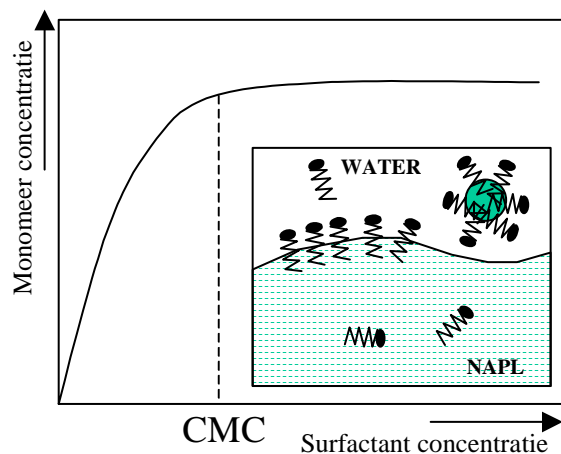
3.5.2 Surfactanten

Het principe van surfactanten berust op het verlagen van de capillaire krachten (verlagen van de oppervlaktespanning) en (afhankelijk van de concentratie) micelvorming; puur productdruppeltjes worden in oplossing gebracht doordat de surfactantmoleculen zich op het contactvlak water-NAPL nestelen (met hun

hydrofobe molecuuldeel naar de NAPL, het hydrofiele deel naar de waterfase) (figuur 3).

Er bestaan *anionische, kationische en niet-ionische surfactanten*. De eerste hebben een negatief geladen hydrofiele kop (vb. zouten van sulfonzuren zoals natrium lauryl sulfaat (SDS), alkoholsulfaten, alkylbenzeensulfaten, fosforzuuresters, zouten van carboxylzuren). Kationische surfactanten hebben een positief geladen hydrofyl deel (vb. polyamines, quaternaire ammoniumzouten,...) maar deze surfactanten zijn doorgaans giftig en sorberen bovendien sterk aan negatief geladen bodemdeeltjes zoals klei. Kationische surfactanten komen daarom niet in aanmerking voor bodemsaneringstoepassingen. De niet-ionische surfactanten hebben een niet-geladen hydrofiele kop (vb. alkanolamides, polyoxygeëthyleneerde alkylfenolen, alcoholethoxylaten,...). Niet-ionische surfactanten zijn doorgaans niet-toxisch en hebben goede NAPL-oplosbaarheidsverhogende eigenschappen.

Een belangrijke parameter bij inzet van surfactanten is de **kritische micelconcentratie (CMC)**. Dit is de drempelconcentratie aan surfactant waarbij zich micellen vormen.



Figuur 3. Kritische micel concentratie (CMC)

De CMC is doorgaans vrij gering (tussen 0,01 en 2 g/L; zie tabel 2), en hangt af van type detergent, waterhardheid en temperatuur. In bodemsaneringstoepassingen dient de toe te dienen hoeveelheid surfactanten zo te worden gekozen dat de toepassingsconcentratie (in labo-onderzoek te bepalen) boven de CMC ligt. Op deze wijze wordt een optimale verhoging van de schijnbare oplosbaarheid van de NAPL bekomen (in de praktijk wordt een verhoging van de oplosbaarheid vermeld met een factor 10 à 100). In het gebied onder de CMC wordt enkel een verlaging van de oppervlaktespanning gerealiseerd, hetgeen kan leiden tot verticale mobilisatie van puur product (verlaging van de verdringsdruk; zie eerder).

Tabel 2. CMC van enkele surfactanten in waterige oplossing (www.clu-in.org/products/AATDF/toc.htm)

Surfactant	CMC (mg/L)
Witconol 2722	13
Triton X-100	130
Triton X-114	110
Triton X-405	620
Brij 35	74
Sodium dodecyl sulfate	2100
Synperonic NP4	23.7
Marlophen 86	32.5
Synperonic NP9	48.9
Marlophen 810	55.4
1:1 blend Rexophos 25/97, Witconol NP-100	2000

Andere belangrijke begrippen die dienen te worden beschouwd bij inzet van surfactanten:

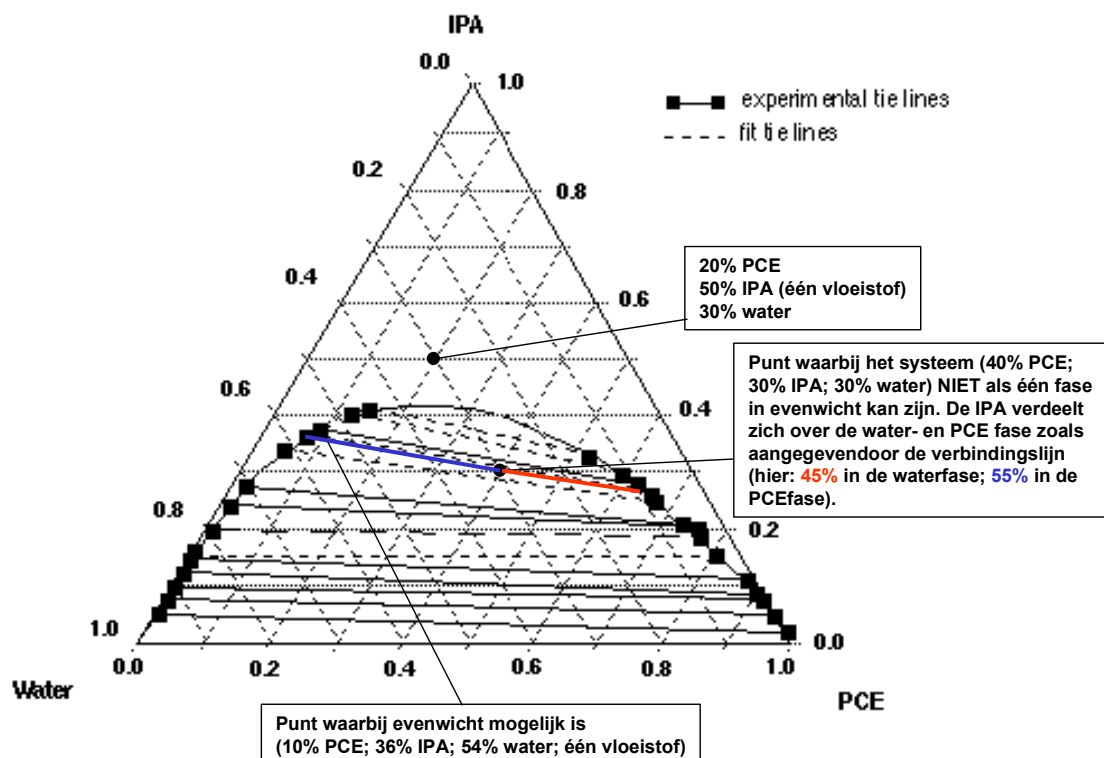
Krafftpunt	Temperatuur waarbij de oplosbaarheid van een ionische surfactant gelijk is aan de CMC. Onder het Krafftpunt kunnen zich nooit micellen vormen, en bijgevolg geen sterke oplosbaarheidsverhoging.
Coacervatie/ wolkvorming	Niet-ionische surfactanten kunnen bij een bepaalde temperatuur en concentratie aggregeren met vorming van een emulsie of suspensie (troebel- of wolkvorming); hetgeen de effectiviteit verlaagt.
Waterhardheid	De effectiviteit van surfactanten daalt bij stijgende waterhardheid
Molaire solubilisatie ratio (MSR)	Aantal mol aan pollutant die per mol aan detergent in oplossing wordt gebracht.
Surfactant sorptie	Met name ionische surfactanten kunnen aan de vaste bodemfasen adsorberen, hetgeen de efficiëntie verlaagt. De pH speelt hierbij een belangrijke rol. Anionische surfactanten kunnen sorberen op positief geladen oppervlakken (humus, ijzer-/aluminiumhydroxiden,...).

3.5.3 Co-solventspoeling

Het principe van de co-solventspoeling berust op een vloeistof-vloeistof extractie. De contaminant heeft een beduidend hogere oplosbaarheid in de alcohol dan in water en gaat op deze wijze over van de puur-productfase naar de waterfase, die vervolgens kan worden verwijderd door "pump&treat". Voorbeelden van geschikte alcoholen zijn ethanol en isopropylalcohol (IPA). Grondwater oppompen zonder toevoeging van alcohol leidt niet tot een sanering omdat in de kernzones de slecht wateroplosbare perchlooretheen als vloeistofdruppeltjes gevangen zit in de bodemmatrix (door capillaire krachten).

Het gedrag van het systeem water-PCE-IPA kan worden weergegeven m.b.v. een driefasen diagram (figuur 4). Boven de binodale curve zijn de drie vloeistoffen volledig mengbaar (één vloeistof); onder de curve is er sprake van een twee-fase systeem (twee vloeistoffen, n.l. een PCE-fase en een waterfase) waartussen het alcohol zich verdeelt. De eindpunten van de verbindingslijnen (tie-lines) geven aan waar het systeem nog als één vloeistof in evenwicht kan bestaan. In beide situaties kan de samenstelling van het systeem (één of twee fasen) uit het diagram worden afgelezen.

Diagrammen waarbij de verbindingslijnen hellen naar de NAPL-kant, geven systemen weer waarbij het alcohol bij voorkeur oplost in water (zoals voor onderstaand diagram). Als de alcoholconcentratie laag wordt gekozen, bevindt men zich onder de binodale curve en verhoogt men de oplosbaarheid van de PCE (wegens oppervlaktenspanningverlaging op het grensvlak water/PCE)



Figuur 4. Illustratie van het effect van isopropylalcohol op de schijnbare oplosbaarheid van perchlooretheen in water.

Bij gebruik van ethanol bekomt men echter nog een aanzienlijk bijkomend voordeel. Verontreinigingen als tetrachlooretheen kunnen anaëroob worden afgebroken mits aanwezigheid van voldoende koolstofbron, waarbij de pollutant als elektronacceptor wordt gebruikt. Ethanol is een goede potentiële koolstofbron voor dergelijke natuurlijke afbraak. Het effect van de ethanolextractie is dus tweërlei: in eerste instantie is er sprake van een fysisch verwijderingsmechanisme (vloeistof-

vloeistof extractie); in tweede instantie vormen de resten ethanol die in de bodem achterblijven de basis van een verdere sanering via (gestimuleerde) natuurlijke attenuatie. Eventueel dienen hiervoor nog andere maatregelen te worden getroffen om de omstandigheden in de bodem te optimaliseren voor de natuurlijke afbraak.

In een latere fase van voorliggend project zullen labotesten worden uitgevoerd (batch en kolommen), om inzicht te verkrijgen in enerzijds het fysico-chemisch effect van de toevoeging van ethanol en/of detergents op met perchlooretheen verontreinigd bodemmateriaal (verhoogde oplosbaarheid) en anderzijds het biologische effect: nagaan van de geschiktheid van ethanol als koolstofbron voor de anaërobe afbraak van perchlooretheen. Dezelfde methodes worden hierbij gehanteerd als eerder beschreven. Ook de zuiveringstechnische aspecten van het op te pompen mengsel dient te worden bestudeerd.

3.5.4 Cosolvent Flushing Piloottest Rapport – Voormalige Sages Droogkuis in Florida (LFR Levine-Fricke, December 1998; downloadbaar via <http://www.clu-in.org/search/>)

In deze paragraaf wordt een interessant rapport samengevat dat is opgesteld door LFR, waarin de resultaten van de uitvoering van een piloottest cosolventflushing op een droogkuislocatie in Florida worden gepresenteerd.

Doel van de test was de potentiële effectiviteit te evalueren van deze technologie voor droogkuislocaties in de USA. De ethanolinjectie werd gestart op 9 augustus 1998 en werd gestaakt op 15 augustus. De extractie liep door tot 25 augustus (op dat moment was de ethanolconcentratie in het influent gedaald tot 10.000 mg/l, het vooropgesteld stakingscriterium). De verdere monitoring werd voortgezet tot 10 september.

Tijdens de test werd met name aandacht geschonken aan

- het nagaan in welke mate de geïnjecteerde ethanol terug kon worden gewonnen via het extractiesysteem;
- de evaluatie van het zuiveringssysteem "Akzo Nobel Coatings Inc. Macro Porous Polymersystem" voor de behandeling van het geëxtraheerde ternaire alcohol/water/PCE mengsel
- het verzamelen van gegevens noodzakelijk voor opschaling naar full-scale (design parameters zoals onderlinge filterafstand, alcohol injectievolume, injectie- en extractiedebieten).

In het kader van de test werd een bijkomend bronlocalisatieonderzoek uitgevoerd tot op een diepte van ruim 10 m-mv. Dit onderzoek toonde aan dat het brongebied aan DNAPL zich hoofdzakelijk tussen ca. 8 en 10 m –mv. bevond. Het grondwater stond op ca. 2,5 m-mv.

De piloottest werd uitgevoerd met 3 injectie- en 6 extractieputten. Het totaal ethanol (95% ethanol – 5% water) injectiedebiet bedroeg ca. 15L/min en het totaal volume aan ethanol dat werd geïnjecteerd was 34 m³. Het totaal extractiedebiet bedroeg 30 L/min. (het extractiedebiet was het dubbele van het injectiedebiet om een goede recuperatie te bewerkstelligen). Zeven MLS (multilevel samplers) en 10 monitoringfilters (1 diepe en 9 ondiepe) werden gebruikt voor de monitoring.

Een situatieschets van de locatie is weergegeven in figuur 5. Er werden eveneens grondstalen genomen tijdens de installatie van de injectie-, onttrekkings- en

monitoringfilters. Deze werden geanalyseerd op VOCl, korrelgrootte en tevens werd de organische sorptiecoëfficiënt bepaald.

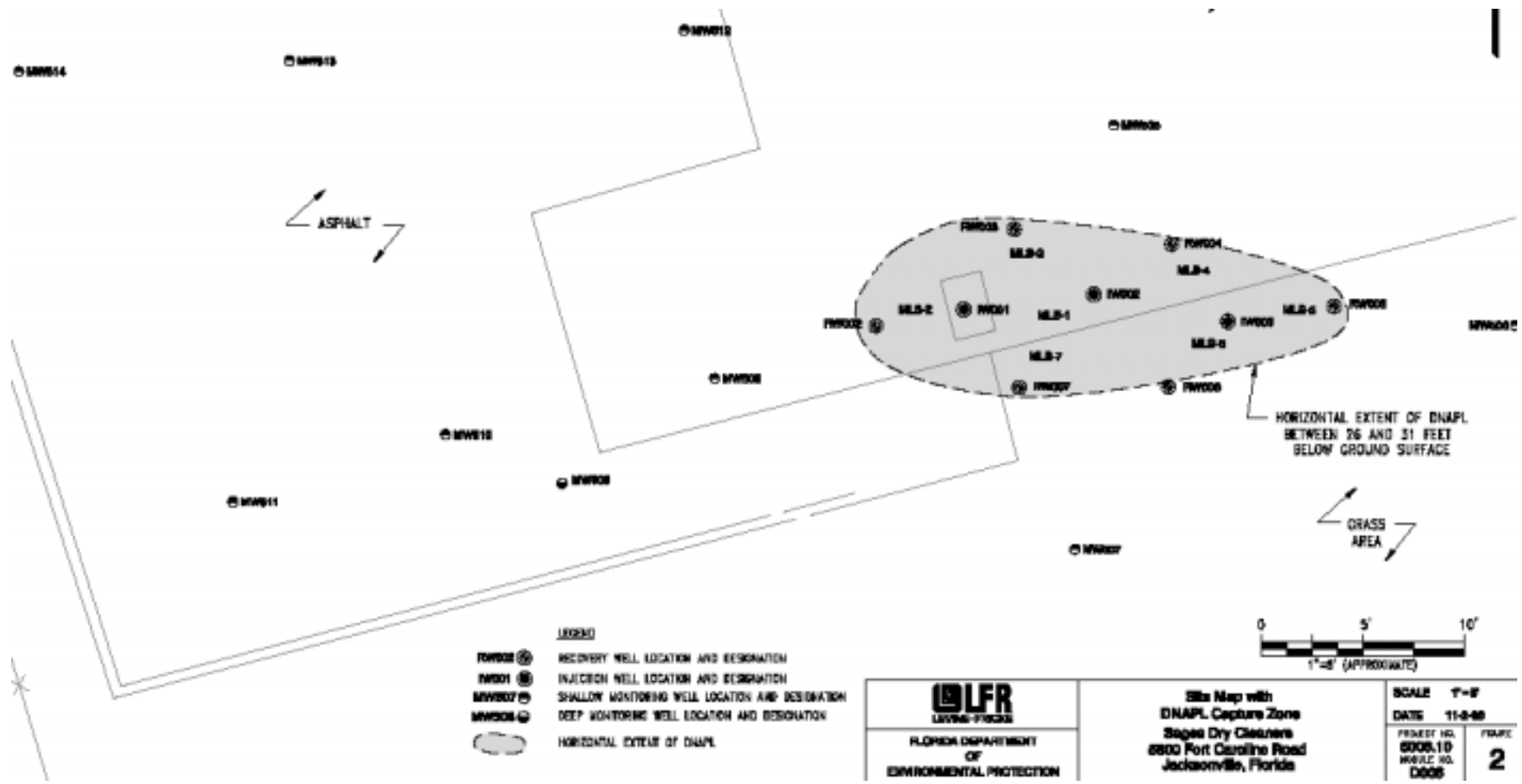
Grondwaterstalen werden genomen via de monitoringfilters, injectie- en extractiefilters, en geanalyseerd op VOCl.

De hydraulische gradiënt bedroeg 0,002 m/m en de doorlaatbaarheid ca. 3 m/d. De hoogste contaminantconcentraties waren puur product aan PCE in één peilbuis op de kleilaag; 34.000 µg/l TCE; 19.000 cis-DCE µg/l; 400 µg/l trans-DCE (VC onbekend).

Er werd vóór uitvoering van de pilootproef, een interwell partitietracertest (PITT; zie tabel 3) en interfase tracer test uitgevoerd. Doel hiervan was de vuilvracht aan PCE-puur product in de invloedzone van het injectie- en extractiegebied bijkomend in te schatten en de verblijftijd van de geïnjecteerde alcohol in de bodem alvorens het terug wordt geëxtraheerd.

De gebruikte tracers in the pretest studie waren kaliumbromide en -iodide, natrium dodecyl benzeen sulfonaat (SDBS), methanol, n-hexanol, 2,4-dimethyl-3-pentanol (DMP), 2-ethyl-1-hexanol, ethanol, n-octanol, 2-methyl-2-propanol (TBA), 2-methyl-2-propanol (IBA), 2-octanol, 2-propanol (IPA), en 2,6-dimethyl-2-heptanol.

De maximale concentratie van de tracer was 2.000 mg/L (geïnjecteerd in de injectiefilters). De pretest tracerstudie duurde 4 dagen waarin de tracerconcentraties daalden met drie orden van grootte. Na afloop van de alcoholinjectie werd een doorspoeltest opgestart. Er werd hierbij onttrokken op de extractiefilters aan een debiet van ca. 30L/min gedurende 8 dagen. Na afloop van de doorspoeltest werd opnieuw een tracertest met SDBS, TBA, DMP, ethylhexanol en hexanol, opnieuw aan max. 2.000 mg/L. De eindconcentraties aan de tracers bedroegen ca. 1 mg/l.



Figuur 5. Situatieplan van de locatie waarop de solventflushing pilootproef is uitgevoerd Tracertesten voor en na de proef

Tabel 3. Resultaten van de uitgevoerde PITT (partition interwell tracer test).

parameter	extractiefilter						
	RW002	RW003	RW004	RW005	RW006	RW007	totaal
Pre-flushingtest PITT							
Conservatieve tracer reistijd (uur)	22,4	14,5	14,1	39,1	33,5	23,0	
OnttrokkenFilter volume (L)	445	951	883	329	1.381	1.062	5.051
NAPL verzadiging (%)	0,19	0,32	0,14	0,33	0,14	0,34	
NAPL volume (L)	3,2	11,6	4,6	4,1	7,2	13,7	44,3
Procent van totaal NAPL	7,1	26,2	10,3	9,3	16,3	30,8	100
Post-flushingtest PITT							
NAPL verzadiging (%)	0,07	0,06	0,08	0,13	0,06	0,08	
NAPL volume (L)	1,5	2,2	2,6	1,9	2,5	3,2	13,9
Procent van totaal NAPL	11,0	15,7	19,0	13,9	17,7	22,7	100
Berekende massarecovery gebaseerd op PCE concentratie-metingen (L)	1,0	10,5	3,7	0,0	12,0	14,3	41,5

De berekende aanwezige vuilvracht bedraagt dus 41,5 L PCE volgens de concentratiemetingen en 44,3 L op basis van de PITT. Na afloop van de flushing test (zie verder) is er volgens de PITT nog 13,9 L NAPL achtergebleven in de behandelde zone. In de praktijk (zie verder) werd 50 L PCE/watermengsel afgescheiden in de zuivering (65 kg PCE).

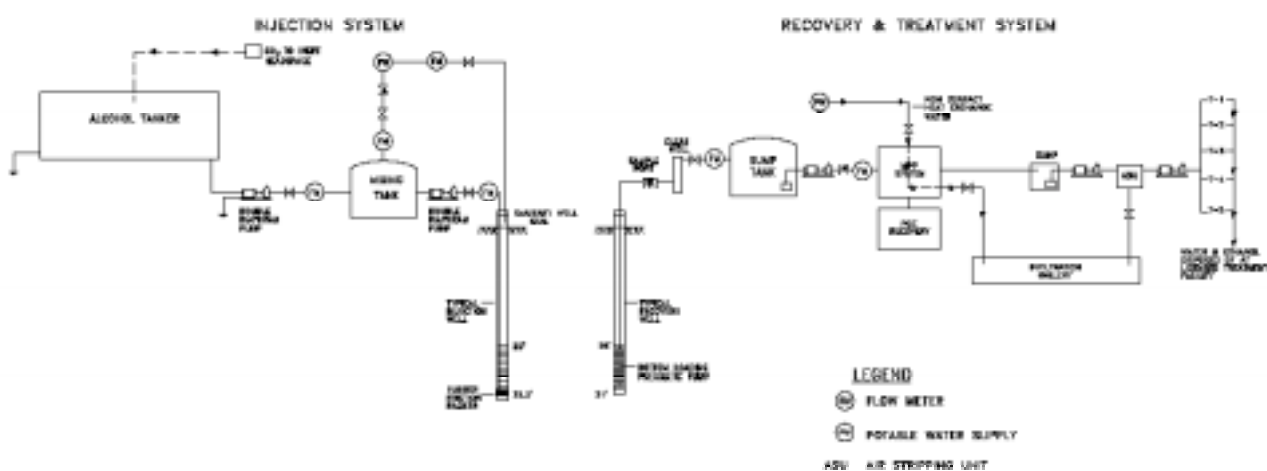
Eigenlijke alcohol flushing test

De injectie- en onttrekkingsdebiëten werden ingesteld op basis van gegevens over de DNAPL vuilvrachtraming en pretest tracertestresultaten (doel: optimaliseren van de PCE vuilvrachtverwijdering). Een schema van het gebruikte injectie- en extractiesysteem is weergegeven in figuur 6.

Injectiesysteem

Gespreid over 4 dagen werden de 34 m³ ethanol geïnjecteerd, aanvankelijk onderaan in de injectiefilters waarbij tegelijkertijd drinkwater werd geïnjecteerd bovenaan in de filters om de alcohol met name in het onderste deel van de aquifer te houden (waar de grootste vuilvracht aan PCE aanwezig bleek). De scheiding tussen alcohol en water werd gerealiseerd d.m.v. een neopreenrubberen packer. De concentratie aan alcohol werd gradueel opgevoerd de vorming van

voorkeursstroming ("viscous fingering") te voorkomen. De packers in de injectiefilters werden naar boven opgetrokken aan ca. 15 cm/h om de alcohol gradueel in contact te brengen met de DNAPL zone. Na ca. 70 uur na de start van de injectie werden de packers terug neergelaten aan dezelfde snelheid, totdat het oorspronkelijk niveau terug werd bereikt.



Figuur 6. Schematische weergave van injectie- en extractiesysteem m.i.v. de zuivering

Behandeling van het opgepompte water/ethanol/PCE mengsel

Een eerste test werd als volgt uitgevoerd: water opgepompt uit de extractiefilters werd door een luchtstripper geleid voor primaire PCE verwijdering. 99,5% van de PCE kon worden verwijderd met een enkele passage. De ingangconcentratie aan PCE bedroeg ca. 70 mg/L terwijl de lozingsnorm 56 µg/L was. Een tweede passage doorheen een stripper bleek dus noodzakelijk. Hierna was het PCE gehalte in het effluent beneden detectielimiet.

Voor de eigenlijke flushing test met ethanol werd de zuiveringstrein als volgt opgezet:

Het Akzo Nobel MPP® effluent systeem werd als primair waterbehandelingssysteem ingezet (scheiding van PCE uit het water/ethanolmengsel), gevolgd door de striptoren (PCE polishing tot detectielimiet). Het effluent werd continu gemonitord tussen 9 en 12 augustus 1998 met een on-line gaschromatograaf.

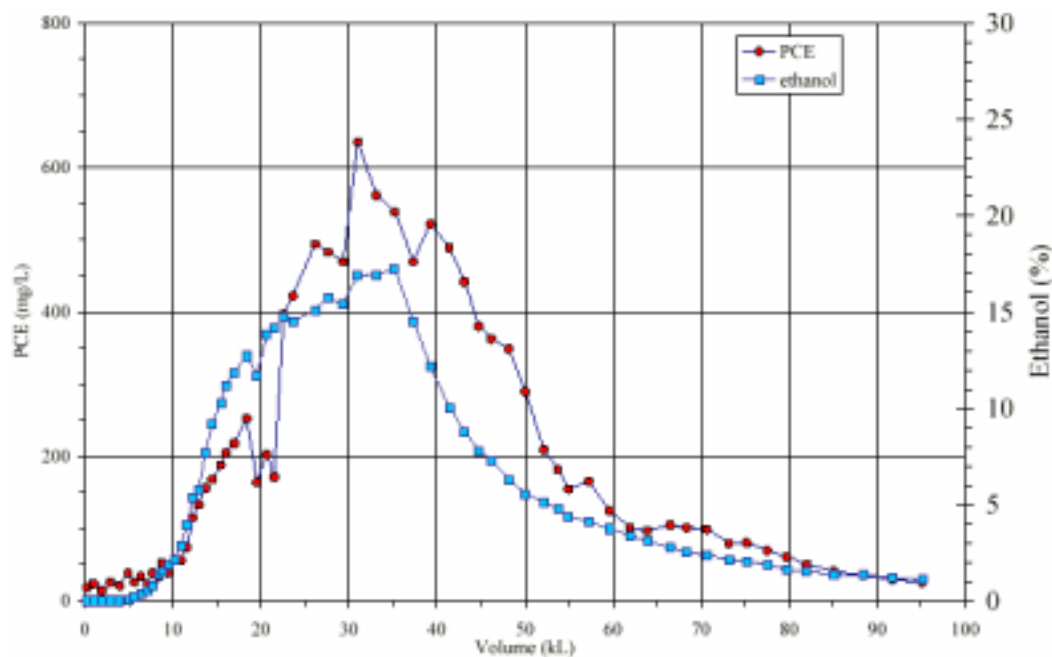
Na de behandeling werd het opgepompte product opgeslagen in 5 tanks van elk 76m³ voor tijdelijke stockage, om later te worden afgevoerd naar een verwerker. In totaal werd zo ruim 600 m³ water/ethanol mengsel afgevoerd en ca. 50 L PCE/water gerecupereerd in de condensaat tank van het Akzosysteem. In een full-scale sanering zou het gezuiverde water/ethanolmengsel worden gecirculeerd (herinjectie) om te voorkomen dat grote hoeveelheden ethanol/water moeten

worden afgevoerd. Eventueel dient on-site een distillatiekolom te worden toegevoegd aan het systeem om het ethanol/watermengsel op te concentreren aan ethanol, alvorens terug te injecteren. Zoals eerder vermeld mag een aanzienlijk deel van de geïnjecteerde ethanol achterblijven in de bodem om daar als koolstofbron te dienen voor de verdere biologische afbraak van de restanten achtergebleven PCE.

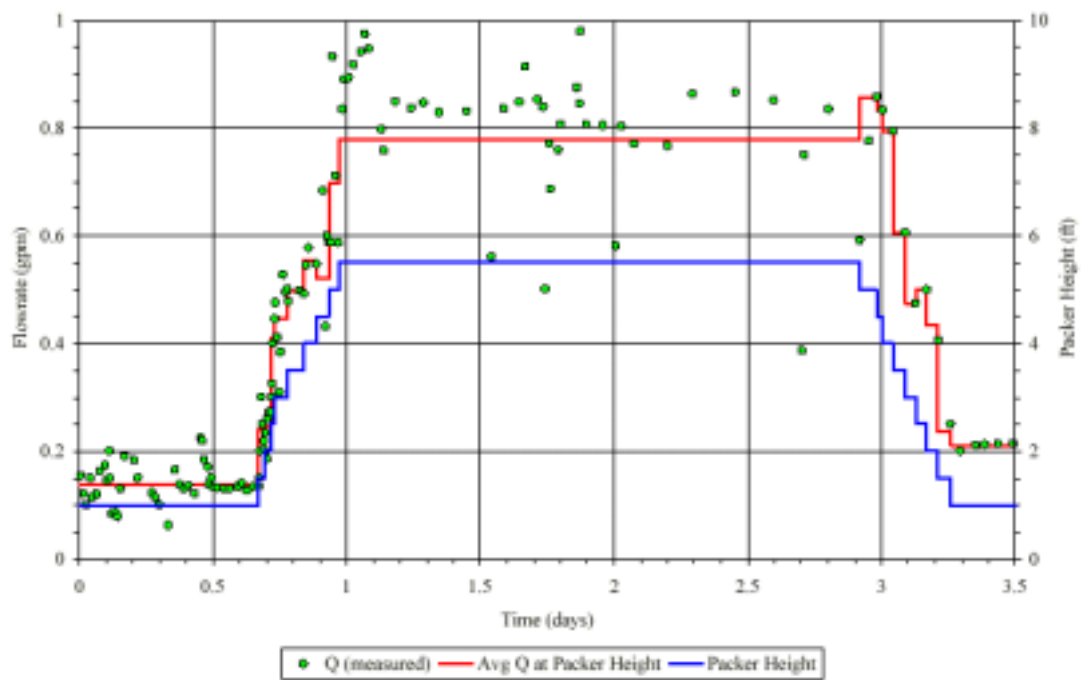
Resultaten van de piloottest

De grondwaterstanden werden vóór en tijdens de test gemeten om de invloedzone van het extractiesysteem te kennen. Er werd eerst gespoeld met water om te controleren of het extractiesysteem voldeed, alvorens met de ethanolinjectie te starten.

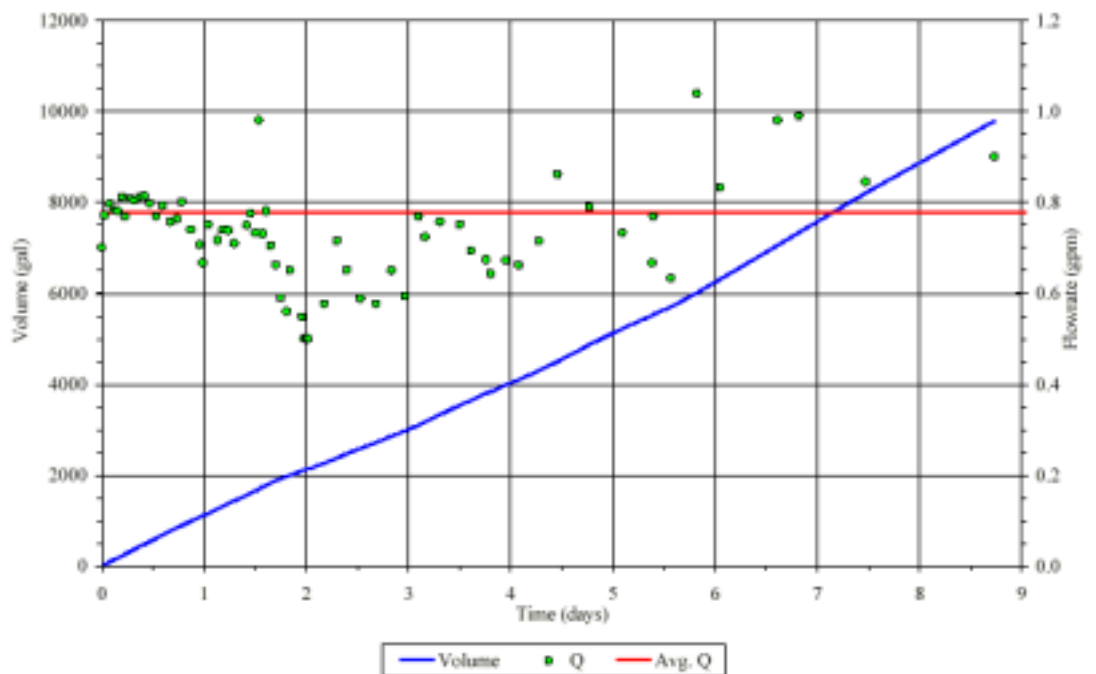
Op basis van de PITT test was afgeleid dat ca. 75% van de vuilvracht binnen de invloedzone van de extractie aanwezig was. De resultaten van de test zijn geïllustreerd in figuren 7 t/m 9.



Figuur 7. PCE en ethanolconcentraties in functie van het totaal geëxtraheerd vloeistofvolume



Figuur 8. Ethanol injectiedebiet in functie van de tijd



Figuur 9. Extractiedebiet in functie van de tijd

Volgende conclusies werden getrokken na afloop van de pilootproef:

- 1) De PCE werd in sterke mate gemobiliseerd naar de vloeistoffase: PCE piekconcentraties na ethanolinjectie waren ca. 30 à 90x hoger dan de oorspronkelijke PCE concentratie in het opgepompte grondwater (na 4 dagen pompen, vóórdát ethanolinjectie werd opgestart). De verwijderde vuilvracht aan PCE werd op meer dan 65 kg geschat, hetgeen zou overeenkomen met een klassieke P&T tijdsduur van ca. 8 jaar.
- 2) Het hydraulisch onttrekkingssysteem had een voldoende grote capaciteit om volledige captatie te garanderen: de grondwatervlucht monitoring toonde een inwaarts verhang aan van de buitenste naar de binnenste monitoringsfilters en de extractiefilters. Er werd geen ongewenste PCE migratie waargenomen.
- 3) Het blijkt, zoals voor alle in-situ saneringssystemen voor PCE, essentieel de bronzone goed in beeld te hebben alvorens een ethanol-flushing kan worden overwogen als saneringstechniek.
- 4) Alvorens de eigenlijke ethanol-injectie aan te vangen dient eerst voldoende beeld te zijn verkregen over het extractiebereik en de dode tijd in het systeem (tracer testen en starten met enkele dagen grondwateronttrekking).
- 5) Het volume aan alcohol dat full-scale moet worden geïnjecteerd moet worden bepaald op basis van het werkelijk doorspoeld volume ("swept volume") van het injectie- en extractiesysteem en niet op het (totaal) porievolumen van de te behandelen zone. In de uitgevoerde pilootproef werd het injectievolumen wél gebaseerd op het porievolumen van de DNAPL-verontreinigde zone, hetgeen een onderschatting met een factor 2 opleverde van de benodigde hoeveelheid ethanol.
- 6) De kosten voor deze pilootproef bedroegen omgerekend in totaal ca. 500 Keuro, waarbij wel gesteld kan worden dat saneringen in de USA globaal gesproken duurder zijn dan in België en dat het hier een demonstratieproject betrof waarin uitzonderlijk intensief is gemeten.

3.6 Chemische oxidatie (ITRC, 2001)

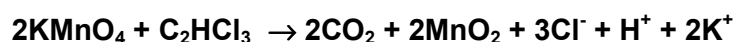
3.6.1 Types oxidatiemiddelen en werkingsprincipes

Kalium- en natriumpermanganaat. Permanganaat is bij voorkeur geschikt voor de oxidatie van organische verbindingen met C=C bindingen (alkenen), aldehyden of alcoholen. Permanganaat kan worden toegevend als KMnO_4 of NaMnO_4 . Hieronder staan een aantal oxidatiereacties vermeld voor gechloreerde ethenen (relevant voor droogkuislocaties):

Perchlooretheen (PCE)



Trichlooretheen (TCE)



Dichlooretheen (DCE)



Vinyl Chloride (VC)



De vermelde reactieproducten zijn de eindproducten; esters en korte organische zuren zijn ook aangetoond als tussenproducten. Het eindproduct mangaandioxide is (zoals ijzer(hydr)oxide) een natuurlijk voorkomend mineraal en kan als dusdanig als onschuldig eindproduct worden beschouwd. Wel kan, indien grote doseringen aan permanganaat werden toegediend, de doorlaatbaarheid van de bodem verlaagd worden doordat het mangaanoxide zich afzet in de bodemporiën. Onder lage pH en/of lage redoxcondities is mangaanoxide wel verhoogd oplosbaar in water. Het tijdens de oxidatiereactie geproduceerde chloride, kan gedeeltelijk door het permanganaat worden geoxideerd tot het giftige chloorgas (Cl_2), maar dit wordt in het grondwater direct omgezet naar hypochloorzuur (HOCl : 'bleekwater of javel'). De oxidatie gebeurt best onder neutrale tot licht basische pH's.

Waterstofperoxide. Waterstofperoxide is een effectief oxidatiemiddel, maar vereist een metaalkatalysator (doorgaans ijzer) om de reactiesnelheid te verhogen. Het peroxide/ijzer systeem is ook bekend als *Fenton's reagents*. De reactie kan geschreven worden als



Vervolgens verzorgt het hydroxy-radicaal ($\text{OH}\bullet$) de eigenlijke oxidatie van de organische verbinding. De eindproducten zijn CO_2 , O_2 , water en chloride (bij oxidatie van VOCl). De gevormde zuurstof is tevens gunstig voor aërobe biodegradatiereacties die de vuilvracht in bv. pluimzones kan helpen verminderen.

In de USA en in Nederland zijn reeds saneringsproeven uitgevoerd met het Fenton proces voor DNAPL verontreinigingen en ook oliecomponenten.

Peroxide kan niet worden toegepast in geval van gronden rijk aan carbonaat, omdat dit de vrije radicalen wegvangt. De techniek is daarom vooral geschikt voor zure zandgronden.

Ozon. Ozon (O_3) is een van de sterkste oxidantia en kan de meeste koolwaterstoffen snel afbreken tot CO_2 en water. Het ozongas moet on-site worden gegenereerd. Net als peroxide doet ozon in de bodem het zuurstofgehalte stijgen, hetgeen aërobe afbraak kan bevorderen. Het ozon zelf echter, is toxisch voor micro-organismen; eventuele gestimuleerde microbiële afbraak treedt daarom met name op in de zone direct stroomafwaarts van het ozon-toepassingsgebied.

3.6.2 Wanneer welk oxidans in te zetten?

In situ chemische oxidatie is vooral geschikt voor de behandeling van kernzones (van –voor onderhavig onderzoek- gechloreerde solventen).

De belangrijkste succesfactoren zijn:

1. juiste keuze van oxidans mbt type pollutant en bodemtype;
2. een juiste toediening ervan aan de bodem zodanig dat het oxidans en de pollutant in voldoende mate met elkaar in contact komen.

In tabel 4 is dit samengevat:

Tabel 4. Wanneer welk oxidans in te zetten?

Behandelbare pollutanten	<i>gechloreerde alkenen, PAKs, oliecomponenten. Niet geschikt voor de oxidatie van gechloreerde alkanen en verzadigde alifatische koolwaterstoffen.</i>		
Organische stof; gereduceerde anorganische verbindingen	<i>Natuurlijke organische stof (OS) en/of gereduceerde anorganische verbindingen zoals Fe^{2+} kan de benodigde hoeveelheid aan oxidans sterk doen toenemen</i>		
Doorlaatbaarheid van de bodem	<i>bij voorkeur hoog. Indien laag, zijn speciale toedieningswijzen noodzakelijk zoals "deep soil mixing" en/of "fracturing" technieken.</i>		
Toepassingsdiepte	<i>doorgaans niet gelimiteerd</i>		
Mogelijke (potentieel nadelige) nevenverschijnselen	<i>gasproductie, sterke opwarming (m.n. bij toepassing peroxide), toxische bijproducten, reductie van alle biomassa ("bleken" van de bodem). Permanganaat kan niet worden toegepast in een NAPL-kern: sterke neerslagvorming met mogelijke "clogging"</i>		
Optimale pH en stabiliteitskarakteristieken per type oxidans:			
	Fenton's Reagens	Permanganaat	Ozon
pH	<i>Optimaal bij pH 2 – 4; toepasbaar tot pH 7</i>	<i>Optimaal bij pH 7-8; toepasbaar binnen bredere range</i>	<i>Optimaal bij neutrale pH</i>
Stabiliteit	<i>Weinig stabiel in bodem/grondwater</i>	<i>Stabiel</i>	<i>Weinig stabiel</i>

3.6.3 Essentiële ontwerpfactoren

Totale vuilvracht. Teneinde de benodigde hoeveelheid oxidans te bepalen is een schatting nodig van de totale vuilvracht, d.w.z. de totale hoeveelheid VOCl aanwezig in de toepassingszone (zie hoger).

Organische stof. In grond en grondwater. Het gehalte in de grond bepaalt zoals hoger vermeld de mate waarin de VOCl adsorberen aan de vaste grondfase. Het gehalte in het grondwater (o.a. humuszuren) beïnvloedt de oplosbaarheid van de VOCl (zie eerder).

Chemische zuurstofvraag (COD). COD is een essentiële parameter omdat het een schatting geeft van het oxidatie potentieel van de gehele te behandelen zone (het sommeert de zuurstofvraag van de pollutant, andere organische stof en anorganische gereduceerde stoffen zoals ijzer (II), mangaan (II), sulfiden e.a.

pH van grond en grondwater. Bepaalt keuze van type oxidans; tevens van belang bij de opvolging van de sanering (daarnaast dient uiteraard ook de EC te worden mee opgevolgd).

Doorlaatbaarheid. Bepaalt invloedsgebied en grondwaterstromingssnelheid en bepaalt als dusdanig de benodigde minimale afstand tussen injectiepunten, de concentratie van het oxidans en toepassingsfrequentie. Evenzo is de grondwatergradiënt en -stromingssnelheid van belang voor het inschatten van de invloedszone van de toepassing.

Bodemtextuur en -opbouw. Een kwalitatieve beschrijving van de bodem, m.i.v. bodemheterogeniteit, bepaalt de al dan niet geschiktheid voor toepassing van in-situ oxidatie. Bv. kleibodems zijn meestal niet geschikt omdat het oxidans in te geringe mate in contact kan worden gebracht met de pollutant. Ook in bodems met voorkeursbanen kan dit het geval zijn.

Redoxtoestand van de bodem en het grondwater (Eh, opgeloste zuurstof). Van belang om het effect te bepalen van in-situ oxidatie op de speciatie van andere stoffen zoals metalen. Tevens dient de redoxtoestand te worden gemonitord om het effect van het oxidans op de algemene redoxtoestand van de bodem op te volgen.

Ijzer(II)gehalte van de grond en/of het grondwater. Van belang voor het inschatten van de dosering van het oxidans; bij toepassing van peroxide is ijzer(II) overigens noodzakelijk als katalysator. Indien van nature weinig ijzer aanwezig is, dient het met de peroxide mee te worden gedoseerd, in het andere geval niet.

Alkaliniteit van bodem en grondwater. Carbonaten en bicarbonaten zijn vrije-radikaalvangers.

Mangaangehalte in grond en grondwater. Kennis van de achtergrondgehalten van mangaan is belangrijk m.n. bij toepassing van permanganaat als oxidans. Mangaan heeft een negatief smaakeffect op drinkwater. Daarnaast kan mangaandioxide de waterdoorlaatbaarheid van bodems verlagen.

Permanganaat onzuiverheden. Commercieel verkrijgbare permanganaat kan zware metalen bevatten zoals chroom.

Vochtgehalte van de wateronverzadigde zone (indien van toepassing): de effectiviteit van ozon in de wateronverzadigde zone neemt af met toenemend vochtgehalte, vooral wegens een verlaging van de invloedsfeer (ozon wordt toegediend als gas en migreert in een bodem doorheen de met lucht gevulde poriën).

3.6.4 Haalbaarheidsonderzoek en piloottesten

Naast kennis van hoger genoemde gegevens, is bijkomend haalbaarheidsonderzoek steeds aangewezen voordat men over kan gaan tot de eigenlijke sanering.

Dit haalbaarheidsonderzoek bestaat uit twee stadia:

- *laboratoriumonderzoek*. Hiertoe wordt representatief bodemmateriaal, bemonsterd op de locatie (grond/aquifer materiaal en grondwater), onderworpen aan laboratoriumtesten (batch en/of kolomtesten) waarbij de geschiktheid van verschillende oxidatiemiddelen wordt getest middels meting van de belangrijkste fysische en chemische parameters.
- *Piloottest in het veld*. Dient met name als basis voor de latere opschaling naar full-scale. Een piloottest dient een voldoende lange duur te hebben teneinde te kunnen dienen als basis van het full-scale ontwerp. De locatie waar de test wordt uitgevoerd moet zo representatief mogelijk zijn voor de verontreiniging als geheel.

Laboratoriumstudie

1. Bepalen van de algemene chemische compatibiliteit van oxidans met het verontreinigd bodemmateriaal, met inbegrip van het effect van de eventuele aanwezigheid van NAPL (mobiel en/of residueel) en eventuele andere bodembestanddelen of polluenten die kunnen reageren met het oxidans.
2. Bepaling van de reactiekinetiek en vorming van tussenproducten, m.i.v. gassen die kunnen worden gevormd en warmte die wordt geproduceerd. Tevens: bepaling van reactiostoichiometrie en benodigde hoeveelheid oxidans per eenheid van bodemvolume of –gewicht.
3. Bepaling van de eventuele effecten van veranderingen in pH en redoxpotentiaal op de mobiliteit/speciatie van eventueel aanwezige (zware) metalen of arseen.
4. Bepaling van de levensduur van vrije radicalen (i.g.v. peroxide en ozon als oxidantia) in relatie tot de aanwezigheid van radicaalvangers als (bi)carbonaat en/of zuren.
5. In geval van het gebruik van permanganaat als oxidans: bepaling van het effect van MnO_2 neerslagvorming op de permeabiliteit van de bodem (kolomopstelling met ongeroerd aquifermonster).

Piloottest

Doel: on-site bepaling van de performantiecriteriën van het gekozen oxidanstype en beoordeling van de korte termijneffecten van de behandeling (invloedsfeer, bereikte vuilvrachtreductie, gevormde tussenproducten, kinetiek).

3.6.5 Toepassing, nabehandeling en monitoring

In deze paragraaf wordt dieper ingegaan op het ontwerp van in-stu oxidatie saneringen, de implementatie ervan in het veld en de vereiste monitoring.

Ontwerp van oxidans injectieconcentratie en volume. De benodigde hoeveelheid (volume) aan oxidans en de concentratie ervan worden bepaald door de aanwezige vuilvracht en overige oxideerbare verbindingen (o.a. in te schatten d.m.v. meting van de COD van een representatief bodemonmonster). Om voldoende contact te verzekeren tussen oxidans en verontreiniging, dient het geïnjecteerde volume een belangrijke fractie te zijn van het totaal porievolume in de te behandelen bodemzone. Een te groot injectievolume of te snelle toediening kan echter ook tot laterale verdringing leiden van verontreinigd grondwater (uitdeining van de verontreinigingsvlek). Hieronder worden deze overwegingen per oxidanstype verder toegelicht:

Fenton's Reagens. Volgens de geraadpleegde bron is de normale concentratietoepassing 5–35% H_2O_2 (gew.). Het verdient aanbeveling uit te gaan van een standaardconcentratie van 5-10%, omdat dit minder warmte-ontwikkeling veroorzaakt bij injectie (gevaar op dampvorming/stripeffecten).

- De hoeveelheid toegevoegde Fe(II) hangt af van de aanwezige vuilvracht en het gehalte aan Fe(II) dat reeds (van nature) aanwezig is in de te behandelen zone. Dit kan worden beoordeeld in de laboratoriumtest.
- Indien de natuurlijke pH in de te behandelen bodemzone te hoog is, kan deze worden verlaagd door toediening van zuur aan de bodem, alvorens het Fenton's reagens te injecteren. Ook dit kan worden beoordeeld in de laboratoriumtesten.

Permanganaat. $KMnO_4$ wordt normaal toegepast in concentraties van 3–4%(gew). $NaMnO_4$ is verkrijgbaar in vloeistofvorm met een concentratie van 40%(gew.). Het kan worden geïnjecteerd in concentraties tot 25% (gew). De uiteindelijke optimale concentratie wordt best bepaald op basis van de resultaten van de labotesten, waarbij de totale benodigde massa aan permanganaat wordt bepaald. Dit bepaalt dan weer het totaal benodigd volume en de concentratie (lagere concentratie=hoger volume en vice versa; het totaal volume dient te worden gekozen in functie van het totaal porievolume in de te behandelen zone).

Ozon. Ozon wordt on-site gegenereerd uit atmosferische lucht of gecompriëerde zuurstof. De generator produceert de ozon bij een vast debiet en concentratie: ca. 5% (gew.) indien gegenereerd uit zuivere zuurstof en ca. 1% gegenereerd uit lucht. De capaciteit van een generator wordt normaal uitgedrukt in gram ozon per uur. In-situ oxidatie m.b.v. ozon is een continu proces, dit in tegenstelling met discontinue injectie van peroxide of permanganaat. De benodigde generatorcapaciteit wordt bepaald door de totale vuilvracht (en overige oxideerbare verbindingen) en het haalbaar injectiedebiet. Stel bv. dat de totale benodigde hoeveelheid aan ozon 1000 kg is om alle pollutant (en eventuele andere oxideerbare verbindingen) om te zetten, en men over een ozongenerator beschikt van 5 kg/dag, dan kan een saneringsduur worden geraamd van 200 dagen.

Oxidans toedieningswijze en ondergronds transport. Voor een efficiënte toediening dienen voldoende injectiepunten te worden voorzien, met een zekere "overlap" tussen de invloedsgebieden per punt. Meestal zijn (voor peroxide en permanganaat) meerdere behandelingen in de tijd noodzakelijk, hetgeen ook een voordeel is omdat zo de uiteindelijke hoeveelheid aan oxidans nogmaals – dit keer op full-scale – via de monitoring kan worden vastgesteld. Op deze wijze kunnen

eventueel plaatselijk in de hot-spots bijkomende doses worden toegediend en wordt een zo optimaal mogelijk resultaat bekomen met zo weinig mogelijk oxidans.

Het ondergronds transport van het oxidans is afhankelijk van de reactiesnelheid (bv. uitgedrukt als halfwaardetijd): omdat het oxidans wegreageert is de invloedssfeer meestal beduidend lager dan de hydraulische (of pneumatische in het geval van ozon) invloedsstraal. Na verloop van tijd neemt de straal (reactiefront) evenwel toe, omdat in de zone direct nabij de injectieplaats alle oxideerbare verbindingen zijn weggereageerd. Daarnaast wordt de invloedsstraal bepaald door hydraulische parameters zoals de doorlaatbaarheid, gelaagdheid (heterogeniteit) en dispersie. In geval van preferentiële stroming wordt het transport van oxidans naar de niet-doorspoelde zones overwegend bepaald door diffusie.

De mogelijkheden voor toediening zijn:

- injectie in bestaande filters (b.v. bodemluchtextractiefilters, persluchtinjectiefilters, grondwateronttrekkingsfilters
- speciaal voor het doel geïnstalleerde filters
- “direct-push” methoden (Geoprobe, penetrometer), al dan niet tijdelijk of permanent geïnstalleerd (afhankelijk van de vooropgestelde noodzakelijkheid van herhaalde toepassing).

De injectiedruk bepaalt mede het ondergronds transport van het oxidans. Bij lage tot gemiddelde injectiesnelheden gebeurt het transport niet-turbulent. Bij hoge injectiedruk of –snelheid kan hydraulische “fracturing” optreden, hetgeen soms een voordeel kan zijn (beter lateraal transport; grotere invloedsstraal). Een te sterke fracturing is echter ook weer niet de bedoeling (mogelijke ongecontroleerde verspreiding van het oxidans). In heterogene bodemtypes kan het aangewezen zijn een oxidans recirculatiesysteem te hanteren, hoewel rekening houdend dient te worden met verstoppingsgevaar (m.n. in geval van permanganaat).

Toedieningswijze Fenton’s Reagens. Er zijn verschillende gepatenteerde en commercieel beschikbare toedieningsystemen voor Fenton’s reagens:

- in een eerste werkwijze wordt, alvorens het Fenton’s reagens toe te dienen, bepaald welk vloeistofinjectiedebiet haalbaar is; vervolgens wordt een oplossing van 35% H_2O_2 en Fe(II) ionen geïnjecteerd op een wijze dat de menging optreedt in de te behandelen zone en niet in de injectielans.
- Een andere werkwijze maakt gebruik van een organisch gecomplexeerde (meer mobiele) vorm van Fe(II) die éérs wordt geïnjecteerd in de te behandelen zone. Na evenwichtinstelling en controle van optimale condities (pH, ijzerconcentratie,...) wordt vervolgens een 50% H_2O_2 oplossing onder druk geïnjecteerd om de menging te bewerkstelligen in de te behandelen zone
- Een derde gepatenteerde aanpak bestaat in het in één stap injecteren van een mengsel van 5% waterstofperoxide, ijzer en enkele toeslagstoffen m.b.v. een direct-push probe. Het mengsel wordt gradueel geïnjecteerd terwijl de probe wordt ingebracht.

Toedieningswijze permanganaat. Dit oxidans is stabielere dan Fenton’s reagens en kan daardoor gemakkelijker worden toegediend. Naast toediening in vloeistofvorm via allerlei types filters, kan het oxidans ook in vaste vorm worden aangebracht als reactieve barrière. Permanganaat komt door zijn grote stabiliteit ook in aanmerking voor minder doorlaatbare gronden: diffusief transport van permanganaat werd vastgesteld over een afstand van ca. 0,4 m in 10 maanden. Een hogere permanganaatconcentratie leidt tot sneller diffusief transport maar ook

tot een groter verbruik. Het optimale debiet en de concentratie worden best bepaald op basis van eerder genoemde haalbaarheidstesten.

Toedieningswijze ozon. Ozon wordt op geheel andere wijze toegediend dan de vloeibare oxidantia. Het ozon/lucht of ozon/zuurstofgas kan worden geïnjecteerd in de wateronverzadigde of –verzadigde zone volgens dezelfde principes als persluchtinjectie.

3.6.6 Monitoring

Ook vanuit vergunningstechnisch oogpunt is een goed monitoringprogramma essentieel bij toepassing van in-situ oxidatietechnieken. De monitoring is gericht op:

- Toetsing van toepasbaarheid van de techniek
- Opvolgen van veiligheids- en gezondheidsaspecten
- Opvolging van de doeltreffendheid van de sanering

De monitoring van het saneringsproces omvat:

- Opvolging van injectieconcentraties, volumes en debieten van het oxidans
- Opvolging van de concentratie van het oxidans in het grondwater en (eventueel) bodemlucht
- Opvolging van de halfwaardetijd van het oxidans

De monitoring van de effectiviteit van de sanering gebeurt door:

- Opvolging van de pollutentconcentraties in grond (!) en grondwater. Omdat het natuurlijk aanwezige organisch materiaal in de bodem gewoonlijk sneller wordt geoxideerd dan (de eraan geadsorbeerde) VOCI's, kan een initiële stijging van de contaminantconcentratie in het grondwater optreden.
- Opvolging van opgeloste redox-gevoelige (zware) metalen omdat de geoxideerde vorm doorgaans meer oplosbaar is (chromium, uranium, vanadium, selenium, lood, molybdeen, arseen) (dit wordt ook getest in het voorafgaandelijke laboratorium- of pilootonderzoek). In de meeste gevallen zullen deze metalen overigens weer worden omgezet naar hun oorspronkelijke, slecht oplosbare vorm, nadat de bodem na behandeling terug in evenwicht is gekomen.

Volgende parameters dienen te worden opgevolgd tijdens de monitoring van een in-situ oxidatie sanering:

- Contaminanten
- Oxidans (evt. via veld-test kit)
- Metalen
- De belangrijkste anorganische ionen (Na, K, Ca, Mg, Fe)
- Nitraat, sulfaat en chloride
- Alkaliniteit
- Redoxpotentiaal, pH, EC, temperatuur

Indien in de nabijheid van de sanering gebouwen voorkomen dient op regelmatige basis de binnenlucht te worden gemonitord op de verontreinigingsparameters (met name voor VOCI's!); in geval van ozon dient ook het ozongehalte *op continue wijze* te worden opgevolgd (gezien de gezondheidsrisico's van ozongas voor de mens).

3.6.7 Vaststellen van het einde van de sanering

De sanering kan als voltooid worden beschouwd als de oxidatieprocessen zijn gestopt en de contaminantconcentraties in grond en grondwater de vooropgestelde terugsaneerwaarden hebben bereikt. Indien onbehandelde zones onder grondwaterniveau aanwezig zijn gebleven, kunnen de grondwaterconcentraties, enige tijd na afloop van de toediening van oxidans, terug oplopen door nalevering vanuit deze zones. Er dient daarom nog geruime tijd (minimaal een jaar) te worden gemonitord na realisatie van de vooropgestelde terugsaneringswaarden.

3.7 In-situ thermische behandeling (US EPA, 1998)

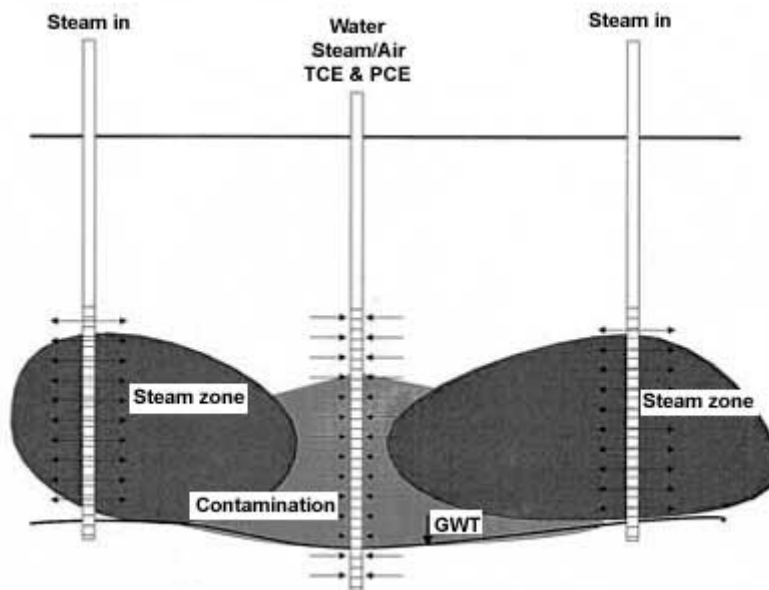
3.7.1 Principes

Stoominjectie kan zowel in de wateronverzadigde als verzadigde zone gebeuren. Het werkingsmechanisme is gelijk: geïnjecteerde stoom condenseert in de formatie rondom het injectiepunt, waarbij een grote hoeveelheid *latente warmte* vrijkomt die de formatie verwarmt. Het warme water verspreidt zich radiaal (*warmwaterfront*), daarbij het koude water verdringend (*koudwaterfront*). Zodra de temperatuur bij het injectiepunt voldoende is opgelopen, verspreidt zich de stoom zelf in de formatie. Het grensvlak tussen stoom en water noemt men het *stoomfront* (figuur 10).

In geval een verontreiniging voorkomt in een concentratie groter dan het residueel gehalte, wordt de pollutie mee verdrongen met de stromende vloeistof (eerst koud, dan warm water). Bij het opwarmen daalt de viscositeit van de pollutievloeistof en tevens de capillaire krachten waarmee de pollutie in de poriën wordt vastgehouden. De residuele verzadigingsgraad daalt daardoor. Tijdens het stijgen van de temperatuur neemt tevens de vervluchtiging toe; voor laagkokende pollutiemengsels zal op een zeker moment een distillatieproces optreden (koken van het pollutiemengsel). Het opwarmen leidt tevens tot een stijging van de oplosbaarheid van de pollutie in water en tot desorptie van aan vaste bodemdelen geadsorbeerde verontreiniging.

Het gebied binnen het stoomfront wordt het sterkst opgewarmd, waarbij ook de minder vluchtige verbindingen (kookpunten tot 300°C indien de stoominjectie voldoende lang wordt aangehouden) worden vervluchtigd (strip-effect); de invloedzone van de stoomfase is echter kleiner dan de invloedzone van het warm-waterfront. De hoeveelheid aan residueel product dat achterblijft in de zone die enkel wordt doorspoeld met koud en/of warm water hangt af van de capillaire eigenschappen van de bodem (bodemtextuur!), de oppervlaktetenspannings-eigenschappen van de pollutie en de drukgradiënten die de verdringing veroorzaken. In de wateronverzadigde bodemlaag wordt in plaats van het koude grondwater, bodemlucht verdrongen uit de injectiezone.

Voor meer visceuse pollutievloeistoffen (b.v. bepaalde oliën) kan overigens verwacht worden dat de migratie niet als golf gebeurt maar dat voorkeursbanen worden gevolgd ("product fingering").



Figuur 10. Conceptuele voorstelling van een sanering m.b.v. stoominjectie. N.B. de injectie gebeurt niet in maar aan de buitenkant van de verontreiniging; in de kern wordt met hoog debiet onttrokken om alle vrijkomende polluenten op te vangen.

3.7.2 Verwijderen van gemobiliseerde verontreiniging (“recovery”)

Door de hoger genoemde mechanismen wordt tijdens stoominjectie, een puur product “golf” veroorzaakt die met het warmwaterfront (juist vóór het stoomfront) van de injectieplaats af beweegt. In eerste instantie worden de meest vluchtige stoffen aangerijkt in deze golf; later volgen de minder vluchtige.

De in hoge concentraties vrijkomende polluenten moeten worden gerecupereerd door *vacuümextractie*. Inderdaad, de verontreiniging komt vrij als drie productfasen: als puur product, opgelost in water en in de dampfase. Deze drie fasen moeten daarom alle worden gerecupereerd.

In de jaren '90 zijn in de USA een reeks laboratoriumexperimenten uitgevoerd waarbij de factoren werden nagegaan die de effectiviteit van stoom-gemedieerde sanering bepalen. Naast de fysisch-chemische eigenschappen van de polluent blijkt het bodemtype een grote rol te spelen:

- Grofkorrelige bodems zijn sneller te saneren dan fijnkorrelige
- Slecht gesorteerde bodems (grote variatie in korrelgrootte) zijn moeilijker saneerbaar dan goed gesorteerde
- Bodemheterogeniteit (gelaagde bodems) werkt sterk efficiëntie-verlagend: het veroorzaakt “vinger-vorming”, vooral bij hogere injectiedebieten. Kleilenzen van beperkte omvang, ingebed in eerder homogeen zand vormt minder een probleem, omdat de kleilens in haar geheel kan worden verwarmd en daarbij de polluenten vrijkomen in de homogene zandlaag, vanwaaruit ze kunnen worden gerecupereerd.

Stoominjectie is vooral interessant voor de sanering van dieper voorkomende verontreiniging (diepten van meer dan 30 m kunnen worden bereikt). Voor ondiep voorkomende verontreiniging, mits relatief beperkt in omvang en geen bebouwing aanwezig is, blijft ontgraving doorgaans goedkoper dan stoominjectie/vacuümextractie. Een ander belangrijk aandachtspunt is dat stoominjectie een "vloeistofgolf" veroorzaakt aan puur pollutant. Indien deze vloeistof een densiteit heeft groter dan 1, kan neerwaartse migratie optreden, ook omdat de viscositeit de de capillaire krachten afnemen door de toenemende temperatuur. Indien een kleilaag voorkomt onder de verontreiniging, speelt dit probleem niet. Een ander begrip is de *stoomkwaliteit*. Deze is gedefiniëerd als de hoeveelheid vloeibaar water aanwezig in de dampfase. Bij 100% stoomkwaliteit bevindt zich geen vloeibaar water in de dampfase. De saneringsefficiëntie zou toenemen bij hogere stoomkwaliteit.

3.7.3 Ontwerp

Injectiedruk en debiet. Injectiedebiet en injectiedruk zijn gerelateerd via de doorlaatbaarheid van de bodem: hoe hoger de doorlaatbaarheid hoe hoger het injectiedebiet bij een gegeven (maximaal toelaatbare) injectiedruk. Hoe hoger het injectiedebiet, hoe sneller de opwarming van de saneringszone en hoe groter de stoomfrontzone (gewenst voor effectieve sanering). Als vuistregel geldt dat de injectiedruk niet hoger mag zijn dan 0,11 bar per m injectiediepte (gevaar voor fracturing en ontsnappen stoom naar maaiveld). Theoretisch verloopt de sanering optimaal bij een verticaal stoomfront (horizontale migratie). Stoominjectie kan echter leiden tot dichtheidsverschillen waarbij de lichtere vloeistoffen de neiging hebben schuin richting maaiveld te migreren en dichtere vloeistoffen schuin naar de diepte toe, hetgeen de saneringsefficiëntie nadelig beïnvloedt. Dit gebeurt met name bij lage injectiedebieten. Het moment waarop stoom de vacuümextractiefilter bereikt, noemt men "doorslag". Eens doorslag optreedt dient het injectiedebiet te worden verkleind. Het optimale injectiedebiet wordt best bepaald via een piloottest in het veld. Uit pilootproeven in de USA blijkt dat een *continue stoominjectie gekoppeld aan continue vacuümextractie* (combi-filters; onder hoge onderdruk) de beste resultaten geeft.

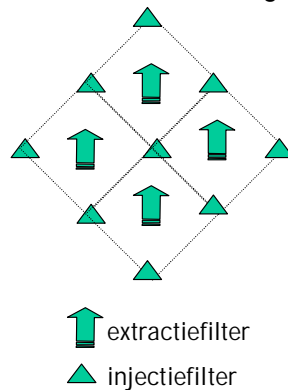
Benodigde saneringshardware:

- stoomgenerator
- stoomdistributiesysteem (naar de injectiefilters)
- extractiefilters met leidingen
- vacuümpomp(en) (water en puur-productverwijdering) en blowers (stoom-, damp- en gasfasen verwijdering).
- koel/condensorsysteem (de vrijkomende warmte wordt benut voor de voorverwarming van het voedingswater voor de stoomgenerator)
- zuiveringsinstallatie

De injectie- en extractiefilters moeten de hoge drukken en temperaturen kunnen verdragen. Doorgaans worden stalen filters ingezet. Nadeel hieraan is de grote uitzettingscoëfficiënt, waardoor met name op de koppelingen lekken kunnen ontstaan (bij herhaald afkoelen en opwarmen).

Keuze van plaats en aantal filters. Alvorens de locatie en filterdiepte te kunnen bepalen, is een grondige kennis vereist van de 3-dimensionale omvang van de verontreiniging (kernzone!) en tevens een nauwkeurig inzicht in de bodemopbouw (doorlaatbaarheid en gelaagdheid!).

Voor kleinere verontreinigingskernen kunnen centraal in de kern 1 of meerdere extractiefilters worden geplaatst, met aan de buitenzijde van de verontreiniging de stoominjectielansen (b.v. voor droogkuisen!). Voor grotere zones gesatureerd met pollutanten (b.v. smeerzones van oliecomponenten) kan een patroon van injectie- en extractiefilters over de zone worden gelegd (figuur 11).



Figuur 11. Raster van injectie- en extractiefilters bij een in-situ thermische behandeling

De afstanden tussen de injectiefilters die tijdens veldtesten in de USA bleken te werken, bedroegen 5 à 6 m; tijdens pilootproeven werden ook geringere afstanden gebruikt, n.l. 1,5 m terwijl er ook full-scale uitvoeringen werden uitgevoerd met afstanden van ca. 18 m tussen filters.

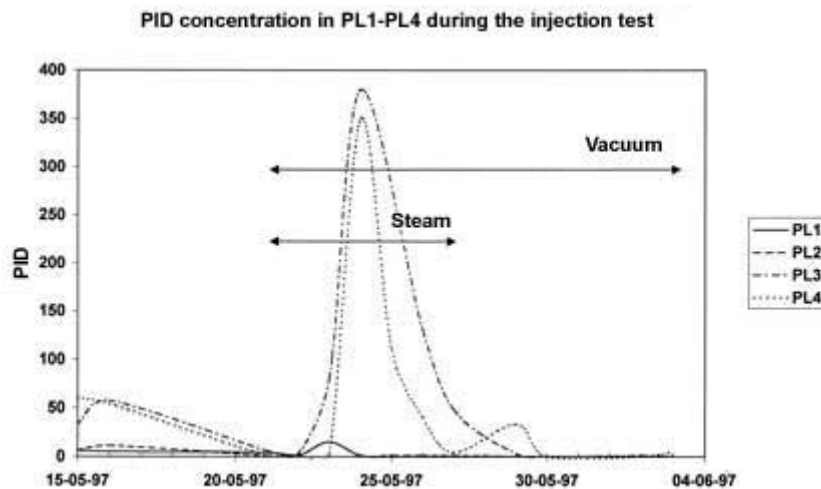
Bij heterogene bodems kan het nodig zijn injectie- en onttrekkingsfilters te voorzien op meerdere diepten. Ook kan het nuttig zijn, ingeval van voorkomen van minder goed doorspoelde zones, de extractiefilters in reeds gezuiverde gebieden af te zetten, om zo de stoom middels de overige extractiefilters in een richting te bewegen die nog niet voldoende werd gezuiverd.

3.7.4 Monitoring van de sanering

Influentconcentraties. De voortgang van de sanering wordt gecontroleerd door de concentraties te volgen van de pollutent(en) in de opgepompte water- en dampfase. Naast de totaalstroom, dient tevens op regelmatige basis (eventueel deels semi-kwantitatief m.b.v. dräger, PID of veldkit) de vracht per extractiefilter te worden gemonitord. Gezien de snelheid waarmee de processen optreden dient de meetfrequentie beduidend groter te zijn dan bij saneringen met b.v. pump&treat.

Aanvankelijk kan worden gestart met meetfrequenties van enkele uren, oplopend tot om de dag. Na ca. een week kan, afhankelijk van de resultaten, de frequentie worden verlaagd.

Omdat bij stoominjectie de vuilvrachtverwijdering per tijdseenheid sterk kan variëren, kan het ook nuttig zijn de totale vuilvracht in de gasfase continu te meten m.b.v. PID en/of FID.



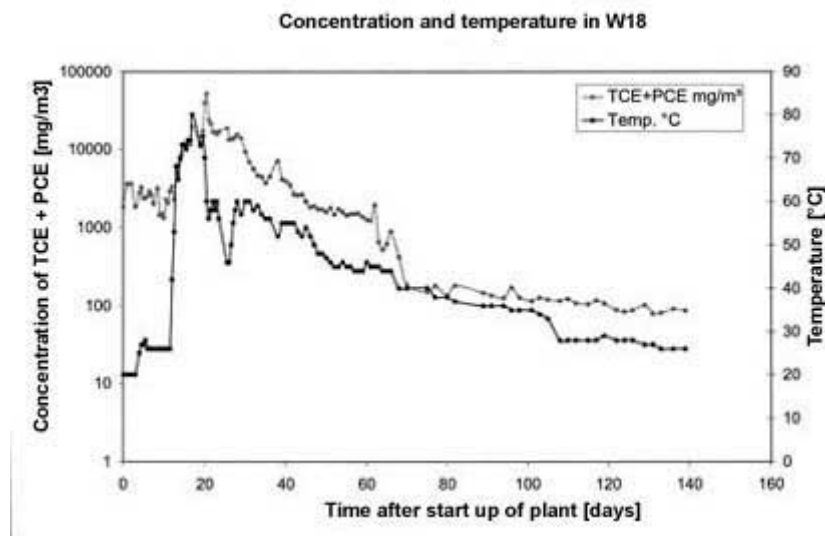
Figuur 12. Voorbeeld van de evolutie van de concentratie (gemeten met PID) in de opgepompte lucht via extractiefilters bij een pilootproef in-situ thermische behandeling

Verder dient te worden vermeld dat het enige tijd duurt alvorens – na de start van de stoominjectie – de concentraties in de extractiefilters sterk oplopen (figuur 12).

Stoomfrontmonitoring. Dit kan gebeuren middels temperatuurmetingen in de extractiefilters en tussenliggende monitoringsfilters.

Monitoring van bodemkwaliteit. Aangezien stoominjectie per definitie een kernbehandelingsprocedure is, staat het monitoren van de grondwaterpluim in principe min of meer los van de kernbehandeling. Het verdient wel aanbeveling stroomafwaartse peilbuizen op verschillende diepten te monitoren aangezien de stoominjectie mogelijk zou kunnen leiden tot (tijdelijke) concentratiestijging in de pluimzone. De monitoringsintensiteit hoeft hier echter niet hoger te zijn dan in b.v. een sanering mbv persluchtinjectie/bodemluchtexttractie (b.v. 1x per maand bij aanvang; vervolgens minder afhankelijk van de resultaten). Dit hangt ook af van de grondwaterstromingssnelheid op de locatie; bij hoge stroomsnelheden is een frequentere monitoring vereist.

In figuur 13 wordt een voorbeeld gegeven van het verloop van de concentraties en de bodemtemperatuur i.f.v. de tijd, tijdens een full-scale sanering van een PCE/TCE verontreiniging m.b.v. stoominjectie.



Figuur 13. Evolutie van via het vacuümextractiesysteem opgepompte concentratie aan TCE+PCE bij een full-scale in-situ thermische behandeling

3.7.5 Pyrolyse in waterig midden

Newmark & Aines (1998) bespreken een methodiek die het midden houdt tussen in-situ oxidatie en sanering via stoominjectie: “waterige pyrolyse/oxidatie”. In deze techniek wordt stoom geïnjecteerd onder grondwaterniveau, zoals eerder in dit rapport besproken, maar wordt daarnaast eveneens – middels parallelle injectiemiddelen – zuurstof en lucht ingebracht. In het hete, zuurstofrijke grondwater wordt de verontreiniging via een pyrolyse-proces omgezet naar kleinere verbindingen, waarbij een gedeelte uiteindelijk in CO₂ en water worden omgezet. Een ander deel van de geproduceerde kleinere verbindingen kunnen worden afgevangen middels een water/lucht onttrekkingsstelsel en bovengronds gereinigd.

Het proces maakt gebruik van discontinue stoominjectie, hetgeen in deze situatie een belangrijk voordeel schept: zodra de injectie gestopt wordt, condenseert alle stoom en verontreinigt grondwater/puur product stroom terug naar de verwarmde, zuurstofrijke zone (waar de verontreiniging deels wordt omgezet). Ten opzichte van andere oxidatietechnieken heeft dit als voordeel dat een beter ondergrondse menging optreedt (bij injectie van oxidatiemiddelen kan een verdringing optreden van de pollutant zonder dat een goede menging wordt bekomen met het oxidatiemiddel).

In 1997 is in de USA een geslaagde full-scale sanering uitgevoerd op een locatie verontreinigd met creosoot en pentachlorofenol (Visalia industriële locatie).

Schmidt *et al.* (2001) beschrijven hun onderzoek naar het voorkomen van neerwaartse of laterale migratie van NAPL bij stoominjectie. Het blijkt dat door een mengsel van lucht en stoom te injecteren, er beduidend minder risico is op ongecontroleerde verspreiding, hetgeen een tweede groot voordeel is naast de gedeeltelijke afbraak van de vuilvrucht door het pyrolyse-effect. Injectie van een stoom-luchtmengsel levert minder neerwaartse migratie dankzij volgende mechanismen:

- a. De niet-condenseerbare lucht zal een gedeelte van de contaminanten verwijderen (strippen; vervluchten) zodat minder NAPL kan accumuleren;
- b. De temperatuursgradiënt over het warmtefront is minder steil wat inhoudt dat het gebied waarbinnen de NAPL condenseert groter is. Dat gebied kan dan meer NAPL “opvangen” alvorens de retentiecapaciteit wordt overschreden en er neerwaartse migratie optreedt;
- c. De snelheid van het verdampingsfront is lager dan de snelheid van het warmtefront.

De mate waarin hoger genoemde fenomenen een rol spelen hangt af van de stoom:lucht verhouding. Optimale verhoudingen zijn lastig op voorhand te voorspellen.

3.7.6 Stroominjectie (“electro-verwarming”)

Naast stroominjectie, bestaan er andere manieren om de bodem te verwarmen om de pollutanten te mobiliseren uit de bodem. Eén daarvan is door gebruik te maken van de elektrische weerstand van de bodem: door stroom te sturen doorheen de bodem, warmt deze op. De stroom (3 of 6 fasen wisselstroom) wordt via verticale, schuine of horizontale elektrodes (aangebracht met gewone boormethoden) in de bodem gebracht; de warmte-energie die daarbij wordt ontwikkeld is gelijk aan $R \times I^2$ (thermisch vermogen ontwikkeld in een weerstand R ; I is de stroomsterkte in ampère).

Omdat de elektrodes onderling uit fase zijn, stroomt de elektrische stroom van de ene elektrode naar alle omliggende elektrodes en vice versa. Het resultaat is een opwarming van de bodem, die zowel in de verzadigde als de onverzadigde zone kan worden gegenereerd. Omdat de stroom de weg kiest van de minste weerstand, zullen de bodemlagen die daarmee overeenstemmen, sterker verwarmd worden. Daar zal in-situ stoom worden gegenereerd, waarbij de contaminanten worden gemobiliseerd zoals hoger beschreven. Het grote voordeel van deze werkwijze is dat ook (en vooral) de slecht doorlaatbare bodemzones worden gereinigd.

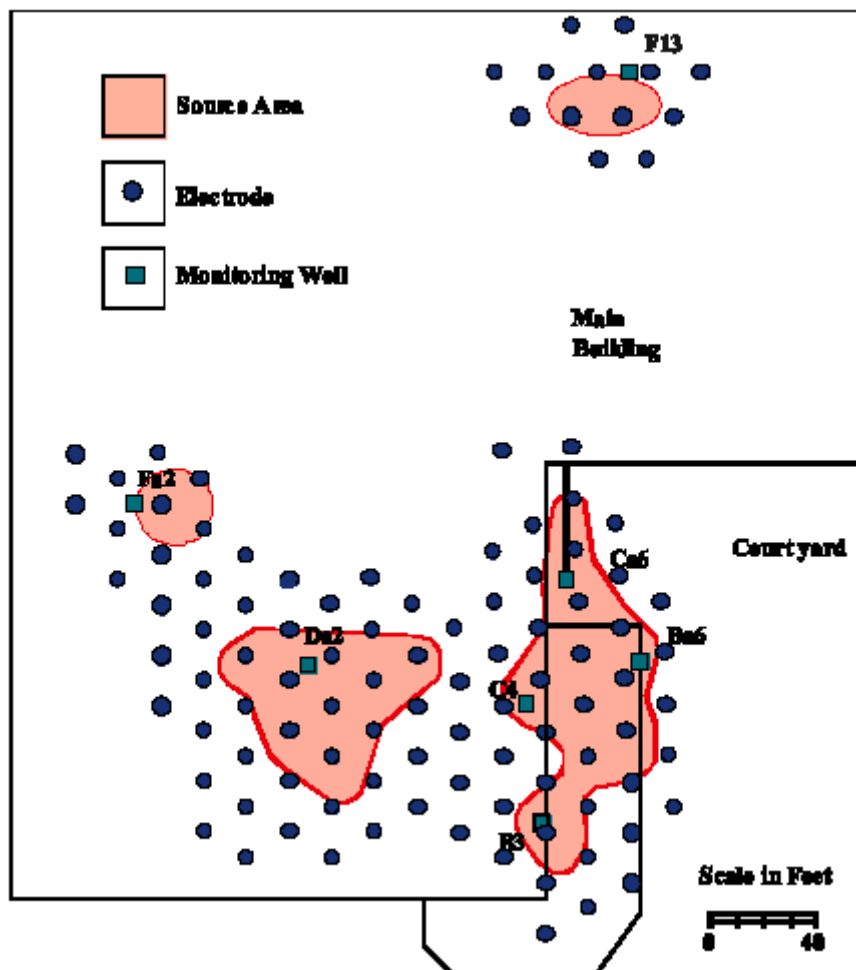
Zoals bij stroominjectie, dient ook bij toepassing van stroominjectie een dicht netwerk van (multi-fase) extractiefilters te worden voorzien om de vrijkomende pollutanten op te vangen en ongewenste verspreiding (zowel verticaal, lateraal als naar de atmosfeer) te beperken.

Voorbeeld van een sanering met stroominjectie in de U.S.A: “Six Phase Heating at the Skokie, Illinois Site”. Volgend voorbeeld is ontleend aan een rapport van de U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, oktober 1999. Het is downloadbaar op <http://bigisland.ttclients.com/frtr/pdf/skokie.pdf>.

De sanering betreft een voormalige elektronica-producent; de verontreiniging betreft gechlloreerde oplosmiddelen (TCE en TCA). De sanering was aanvankelijk gestart in 1991, waarbij stroominjectie werd ingezet gecombineerd met grondwater- en bodemluchtexttractie.

Na 7 jaar saneren was de verontreinigde oppervlakte gedaald van ca. 10.000 m² tot ca. 2.000 m². Begin 1998 bestond de resterende verontreiniging uit 4 kernen,

die door de aanwezigheid van ondergrondse objecten niet met het stroominjectiesysteem konden worden bereikt. Om de sanering te vervolledigen werd daarom het Six-Phase Heating™ (SPH) system geïnstalleerd (figuur 14).



Figuur 14. Situatieschets met aanduiding verontreinigde zones en locatie stroominjectie-elektrodes

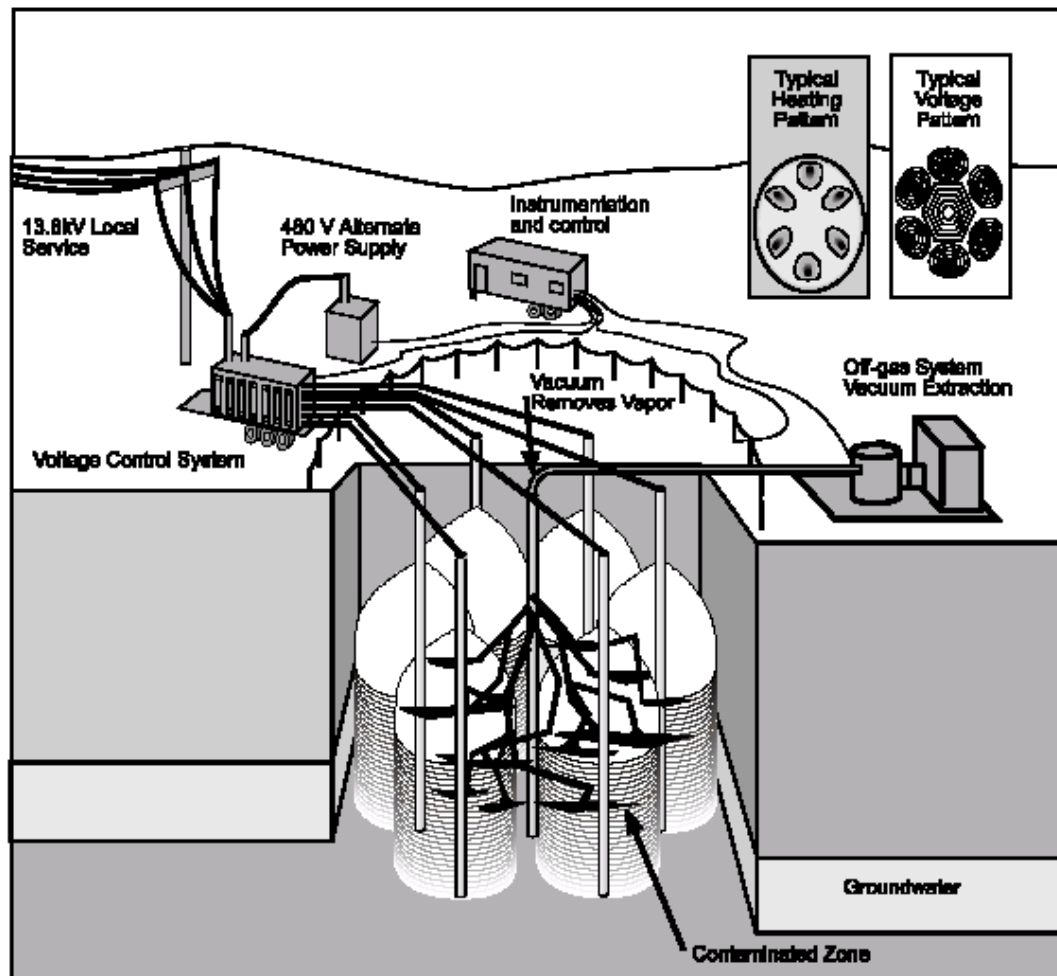
Bij de bodemonderzoeken was gebleken dat de DNAPL aanwezig was in kleilagen op diepten tussen 1,5 en 2,5 m-mv. en als residueel product tussen grondwaterniveau (ca. 2,1 m-mv.) en een diepte van ca. 6 m-mv. De initiële grondwaterconcentraties waren max. 160 mg/L voor cis-1,2-dichlooretheen (DCE); max. 130 mg/L voor TCE en max. 150 mg/L voor TCA. In tabel 5 zijn enkele relevante bodemeigenschappen vermeld.

Tabel 5. Overzicht van enkele belangrijke bodemeigenschappen

Bodemklassificatie	Heterogene zandige en lemige klei
Textuur	Twee kleilagen: 1) lemige klei van ca. 1,5 tot 5,5 m-mv. en 2) dichtere klei beneden 5,5 m-mv.
Grondwater	Ca. 2,1 m-mv.
Waterdoorlaatbaarheid	10^{-6} tot 10^{-7} m/s; $<10^{-10}$ m/s in de dense klei
Luchtdoorlaatbaarheid	Niet gekend
Porositeit	Niet gekend
Totaal koolstofgehalte	0,12%
Elektrische weerstand	3 Ohm

Het initiële elektrodenetwerk bestond uit 107 stuks, waarvan 85 onder de vloer van een loods. Later werden er 78 elektrodes bijgeplaatst tot een totaal van 185 stuks. De elektrodes leverden stroom in een diepte-interval van 3,3 tot 6,4 m-mv., waarbij de temperatuur werd verhoogd tot 100°C in de bodemzone van 1,5 tot 7,3 m-mv. De stroominvoer bedroeg 13,8 kV met een vermogen van 1250 kW; er werd 1775 MWh verbruikt van 4 juni tot 20 november 1998. Er werden 37 bodemluchtextractiefilters geplaatst met filter tot 1,5 m-mv., die op ca. 300 mbar onderdruk de ontsnappende gassen opvingen. Deze werden behandeld in een condenser en daarna via een luchtstripper geloosd in de atmosfeer.

Van juni tot november 1998, werd een bodemvolume van ca. 20.000 m³ behandeld. Van december 1998 tot april 1999 werd een bijkomende kernzone van ca. 10.000 m³ behandeld door installatie van bijkomende elektrodes (figuur 15).

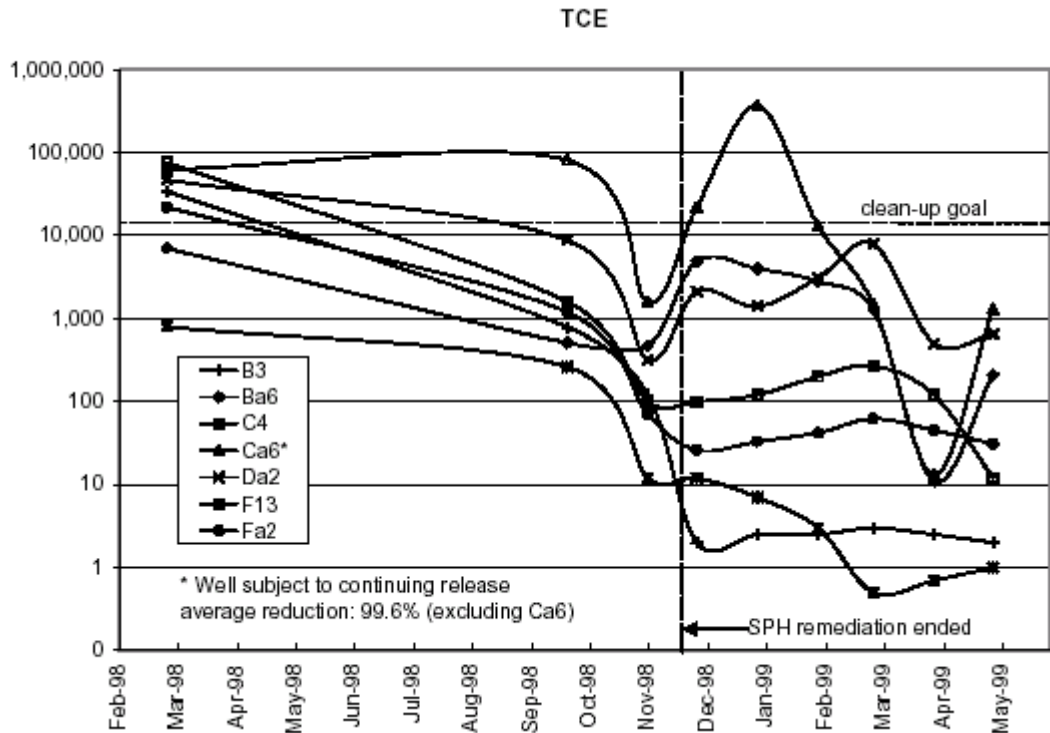


Figuur 15. Schema van de werking van de saneringstechniek

Tabel 6. Vooropgestelde terugsaneerwaarden

	Max. initiële concentratie (µg/l)	Terugsaneerwaarde (µg/l)
cis 1,2-dichloroethen (DCE)	35.500	200
1,1,1-trichloroethaan (TCA)	8.850	1.000
trichloroethen (TCE)	17.500	25

Er werden thermokoppels in de bodem aangebracht om de opwarming van de bodem te monitoren om eventueel de energiedistributie over de bodemzone aan te passen tijdens de sanering. Het grondwater uit de monitoringspeilbuizen werd maandelijks bemonsterd en geanalyseerd op TCE, TCA, cis en trans 1,2-DCE en 1,1 DCE. Tevens werd het condensaat regelmatig geanalyseerd op de contaminanten. De geloosde afgassen die de condenser verlieten werden met FID gemonitord. Het verloop van de concentraties in de monitoringspeilbuizen in de grootste van de verontreinigingskernen is weergegeven in figuur 16.



Figuur 16. Evolutie van de concentraties aan de pollutanten in de grootste verontreinigde zone.

De elektriciteitskosten bedroegen ca. \$7 per m³; dit vertegenwoordigt ca. 20% van de totale saneringskosten. De uiteindelijke kost per m³ gereinigde bodem bedroeg ca. \$35. Hierbij dient te worden vermeld dat de kostprijs van electriciteit in Vlaanderen beduidend hoger is dan in de USA.

3.8 Reactieve wanden

Gechloroerde koolwaterstoffen kunnen door micro-organismen via het mechanisme van reductieve dechlorering worden omgezet in uiteindelijk etheen/ethaan; bioremediatie kan worden uitgevoerd door een geschikte koolstofbron in de bodem te brengen, zoals HRC, melasse, ethanol, etc. (paragraaf 2.4).

Wanneer een dergelijke aanpak niet in de verontreinigingskern zelf wordt uitgevoerd, maar in een "scherm" stroomafwaarts of rondom de kern, kan men spreken van een reactieve wand of -zone. Een dergelijke maatregel is niet in eerste instantie gericht op vuilvrachtverwijdering, maar beoogt het verhinderen van verdere stroomafwaartse verspreiding van de pollutentpluim.

In deze context kan ook de potentiële inzet worden vermeld van een reactieve wand die een *chemische* dechlorering bewerkstelligt i.p.v. een micro-biologische:

de Fe⁰-wand. Fijnkorrelig ijzer-metaal zal, in contact met water en daarin opgeloste VOCl, oxideren tot Fe(II) en Fe(III) en daarbij de VOCl reduceren tot uiteindelijk etheen en ethaan. Vito heeft in dit verband reeds uitgebreid onderzoek verricht (o.a.: Dries, 2001).

Wanden kunnen op uiteenlopende wijzen worden aangebracht, hetzij als continu scherm of als scherm in een z.g. "funnel&gate" opstelling.

Op droogkuislocaties in een stedelijk gebied zijn er echter 2 redenen aan te halen waarom een dergelijk reactieve wand-concept als saneringstechniek minder in aanmerking komt:

- Doorgaans ontbreekt de ruimte om de wand te installeren;
- In een woonomgeving kan er voor gepleit worden dat de saneringstechniek eerder op vrachtverwijdering moet gericht worden (wegnemen humane risico's) i.p.v. enkel op een beheersing van de grondwaterpluim.

Inderdaad vindt men geen toepassingen terug van Fe⁰-wanden bij de gescreende Amerikaanse saneringen van droogkuislocaties (zie volgende paragraaf).

Naast het gebruik van Fe⁰ in een reactieve wand, kan echter ook het potentieel gebruik worden vermeld van micro-fijn ijzer dat in de bodem kan worden *geinjecteerd* (Lien and Zhang, 2001). Dit kan b.v. met direct-push technologie. Een dergelijke aanpak kan wél worden uitgevoerd in de kern van de verontreiniging. Onderzoek naar deze mogelijkheid is momenteel lopende.

3.9 Overzicht van ervaring met sanering van droogkuislocaties in de USA

Op de site <http://www.drycleancoalition.org/profiles/> is een verslag downloadbaar van 36 saneringen (zowel piloot- als full-scale) van droogkuislocaties. Gezien de relevantie in onderhavig project, zijn de meeste hiervan (32; enkele werden als niet relevant gezien wegens zeer lage verontreinigingsgraad) vertaald (met omzetting van de gehanteerde Amerikaanse eenheden naar hier gebruikelijke eenheden) en samengevat tot max. 1 A4-blad. Deze samenvattingen zijn integraal opgenomen in appendix 2.

Op basis van deze samenvattingen worden volgende algemene conclusies geformuleerd.

3.9.1 Saneringstechnieken ingezet op Amerikaanse droogkuislocaties

Onderstaand overzicht geeft aan hoe vaak bepaalde technieken werden ingezet (meerdere technieken kunnen op 1 locatie zijn gebruikt):

Tabel 7. Aantal keer dat saneringstechniek werd ingezet op Amerikaanse droogkuislocaties

BLE	BLE+PLI	MFE	HRC	P&T	melasse	CS/SF	Ox-MnO ₄	Ox-H ₂ O ₂	Ox-O ₃	Ontgr	RCB
12	5	4	5	6	2	3	3	2	1	3	1

BLE: bodemluchtexttractie
 PLI: persluchtinjectie
 MFE: multi-fasenextractie
 HRC: bioremediatie d.m.v. hydrogen release compounds
 P&T: pump & treat
 Melasse: bioremediatie d.m.v. melasse-injectie
 CS/SF: cosolvent/surfactant flushing
 Ox-MnO₄, H₂O₂, O₃: chemische oxidatie met resp. permanganaat, peroxide en ozon
 Ontgr: ontgraving
 RCB: recirculatiebron

Uit tabel 7 blijkt dat vooral technieken gebaseerd op onttrekking via de luchtfase (BLE, BLE+PLI en MFE) veelvuldig worden gebruikt. P&T wordt ook regelmatig ingezet, zij het vooral om verdere verspreiding tegen te gaan. Bioremediatie met HRC of melasse is reeds op 7 droogkuislocaties uitgevoerd; chemische oxidatie op een 6-tal locaties. Drastische saneringstechnieken waarbij de ondergrond sterk wordt verwarmd (stoom/stroominjectie) zijn niet vermeld onder de gescreende 36 locaties.

3.9.2 Statistieken omtrent verontreinigingssituatie

Tabel 8. Statistieken van 32 Amerikaanse (saneringen van) droogkuislocaties

	PCE gw	TCE gw	CIS gw	VC gw	PCE grond	Ondergrens	opp.pluim	vuilvr. verw.	duur
	µg/L				mg/kg	m-mv.	m ²	kg	jaar
gemiddelde	21936	5215	12452	3959	856	17,0	29952	82	2,4
mediaan	5200	2000	3363	551	10	15,0	5671	39	1,3
Std.afwijking	37944	7958	34269	13761	2717	12,3	58354	115	2,4
min	3	0	3	3	0	3,3	770	1	0,3
max	170000	34000	170000	59000	12100	61,0	271350	400	10,0

- PCE,TCE,CIS,VC-gw: maximaal vastgestelde PCE, TCE, CIS, VC-concentraties in het grondwater
- PCEgrond: maximaal vastgesteld PCE-gehalte in de grond
- Ondergrens: maximaal vastgestelde diepte van de verontreiniging
- Opp.pluim: totale oppervlakte waarbinnen verontreiniging voorkomt
- Vuilvr.verw.: verwijderde vuilvracht aan VOCl bij de sanering. N.B. dit wordt slechts voor een beperkt aantal saneringen vermeld
- Duur: duur van de sanering (N.B. vele saneringen zijn nog niet definitief afgesloten)

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de verontreinigingsgraad op de locaties zeer sterk varieert. De mediaanwaarde voor de oppervlakte van de verontreinigde zone (kern+pluim) is ongeveer 0,6 hectare. De hoeveelheid verwijderde vuilvracht is slechts in een beperkt aantal saneringen bekend (n.l. deze waarbij wordt onttrokken en het debiet en de onttrokken concentraties goed zijn opgevolgd); gemiddeld wordt een tiental tot hondertal kg VOCl-product verwijderd per sanering, bij een gemiddelde duur van 2,4 jaar.

Het bovenstaande betreft echter alle opgenomen 32 saneringen, d.w.z. ook de pilotsaneringen. Wanneer men enkel de full-scale saneringen beschouwt, bedraagt de gemiddelde saneringsduur 3 jaar.

3.9.3 Statistieken omtrent kostprijs

Onderstaande tabel vat de gerapporteerde kosten samen van het bodemonderzoek (BO) en de sanering van de 32 beschouwde Amerikaanse droogkuislocaties. Wegens enkele uitschieters in kostprijs is de mediaanwaarde meest representatief; een gemiddelde sanering kost dan ongeveer 222 Keuro bij een onderzoekskost van 113 Keuro.

Tabel 9. *Kostprijsstatistieken van 32 Amerikaanse (saneringen van) droogkuislocaties*

	kost BO Keuro	kost sanering Keuro
gemiddelde	177	301
mediaan	113	222
Std.afwijking	228	253
min	24	52
max	1125	1350

Genoemde mediaanwaarde van de saneringskost lijkt ook voor Vlaanderen realistisch (misschien aan de iets hoge kant); **de kost voor het bodemonderzoek ligt echter met zekerheid beduidend lager in Vlaanderen dan in Amerika.**

De reden hiervoor kan liggen in een hogere kostprijs van Amerikaanse onderzoeksbureaus, of in een *meer uitgebreid onderzoek*. Dit komt later in dit rapport (bij het onderzoek van de uitgevoerde bodemonderzoeken in de Stad Antwerpen) nader aan bod.

N.B. in hoger genoemde kostprijsstatistieken zijn alle 32 saneringen vervat (ook de pilotschaalsaneringen). Indien enkel de full-scale saneringen worden gerekend, bekomt men iets hogere bedragen voor de sanering, n.l. ca. 250 Keuro. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de "pilotsaneringen" waarvan sprake, doorgaans bijna de schaal hadden van een full-scale sanering.

Op de Nederlandse site van Bodembreed (www.bodembreed.nl/nobis) zijn eveneens een aantal referenties opgenomen naar sanering van droogkuislocaties, waarbij ook kostenvorken voor de sanering worden vermeld. Voorbeelden hiervan zijn 70 – 115 Keuro voor een biologische in-situ sanering van een zone van ca. 10 op 10 m, 10 m diep. Voor een "kernsanering" wordt een kostenvork genoemd van

90-114 Keuro. Deze bedragen zijn inderdaad lager dan de eerder genoemde Amerikaanse.

Ecolas stelt in een recente studie (bron: OVAM) dat in maart 2001 er in Vlaanderen 6 droogkuisbedrijven een conform verklaard bodemsaneringsproject bezaten, met een gemiddelde geraamde saneringskost van 106,6 Keuro. Dit werd door Ecolas als "moeilijk representatief" beschouwd. Toch sluit dit bedrag aan bij hoger vermelde Nederlandse referentie.

Aan de hand van het door Ecolas ontwikkelde model ter bepaling van de saneringskost werd de kostprijs bepaald voor de sanering van een locatie met een VOCl-verontreiniging in de grond van 550 m³ en in het grondwater van 2100 m³. De berekende saneringskost bedraagt ca. 163 Keuro. Omdat de meeste bedrijven in woongebied gelegen zijn, werden door Ecolas "extra voorzieningen" ingecalculeerd. De gemiddelde saneringskost werd daarom opgetrokken tot 200 Keuro. Ecolas stelt daaropvolgend echter: "Na bespreking binnen het VEB (Vereniging van Erkende Bodemsaneringsdeskundigen) maar ook gevoelsmatig is deze geraamde saneringskost onderschat".

Op basis van de door Vito in het kader van voorliggende studie verzamelde informatie, lijkt ons de genoemde gemiddelde saneringskost van 200 Keuro echter een goede raming. Dit hangt uiteraard af van de door de bevoegde instantie opgelegde terugsaneer-eis (zie ook par. 2.10).

De gemiddelde onderzoekskosten werden in de Ecolas-studie gesitueerd tussen de 12,5 en 25 Keuro.

3.10 Saneringsresultaat, keuze van saneringstechnieken en beleidsoverwegingen

Het resultaat van de sanering van de 32 Amerikaanse droogkuislocaties is, ongeacht de gehanteerde werkwijze, nooit éénduidig positief of negatief: op enkele uitzonderingen na (op locaties met doorgaans een eerder geringe aanvankelijke verontreinigingsgraad) slaagde geen enkele saneringsaanpak er in om, zonder tussentijdse bijsturing, binnen relatief beperkte tijd de vooropgestelde saneringsdoelstelling te behalen.

In tabel 10 zijn de conclusies samengevat voor de gescreende saneringen.

Volgende eindconclusies kunnen worden getrokken per saneringstechniek:

BLE en BLE+PLI, ook MFE: geschikte en relatief goedkope techniek voor vuilvrachtverwijdering in de kernzones van de verontreiniging. Voordeel is dat de verwijderde vuilvracht goed opvolgbaar is. Indien met voldoende dichtheid en intensiteit wordt onttrokken kan ook ongewenste verspreiding van VOCl's (ook dochterproducten als VC!) naar de buiten- of binnenlucht, worden voorkomen.

HRC, melasse (of andere koolstofbron): relatieve goedkope, vrij eenvoudig uit te voeren saneringsoptie, waarvoor is bewezen dat in de meeste gevallen PCE en TCE voldoende worden afgebroken. Het grootste probleem is dat in alle gerapporteerde gevallen, *een sterke stijging optrad van de concentraties van de schadelijke dochterproducten Cis en VC*. Het is niet altijd zeker of deze dochterproducten uiteindelijk ook worden afgebroken, dan wel dat afbraak

stagneert op half-gedechloreerde producten. Dergelijke bioremediatietechnieken worden daarom best op voorhand uitgetest op labo- of pilotschaal. De kosten verbonden aan monitoring zijn relatief hoog. Om eventueel gevormde dochterproducten uit de bodem te verwijderen en problemen van uitdamping naar binnenlucht te vermijden, zou men kunnen opteren voor een combinatie met BLE.

P&T: de techniek van Pump&Treat is, als saneringstechniek op zich, niet geschikt voor de sanering van VOCl-verontreiniging, omdat residuele puur-productzones zeer lang naleveren naar het grondwater toe, wegens de geringe oplosbaarheid van VOCl in grondwater. Er dienen enorme hoeveelheden water te worden opgepompt alvorens een significante vuilvrachtreductie kan worden gerealiseerd, hetgeen leidt tot lange saneringsduur en hoge kosten voor zuivering/lozing. De techniek is wel geschikt om *in combinatie met andere technieken* te worden ingezet (b.v. om de onverzadigde zone groter te maken zodat BLE meer rendement haalt; ter voorkoming van verdere verspreiding; in combinatie met middelen die de schijnbare oplosbaarheid van de VOCl verhogen, e.d.).

Cosolvent/Surfactant flushing: met deze technieken is kennelijk nog weinig ervaring opgedaan op droogkuislocaties in Amerika; de resultaten van de test op de locaties 3 en 18 zijn evenwel zeer beloftevol. Om de techniek zonder risico's op ongecontroleerde verspreiding toe te passen moet echter voorzien worden in een degelijke grondwateronttrekkingsinstallatie. Ook de zuivering van het opgepompte mengsel dient op voorhand goed te worden uitgewerkt.

In-situ oxidatie: de uitgevoerde saneringen met in-situ oxidatie tonen wel aan dat PCE kan worden verwijderd met behulp van de besproken oxidatiemiddelen. In geval men het oxidans toevoegt als vloeistof (permanganaat; Fenton's reagens,...) is echter steeds rebound vastgesteld nadat al het oxidans is weggereageerd. Dit wijst op een onvoldoende contact tussen de bodemzones waarin zich het residueel product bevindt, en het oxidans. Door het oxidans gasvormig toe te dienen (ozon) zou mogelijk een betere verdeling in de bodem mogelijk zijn. Er is echter weinig ervaring mee op de gescreende locaties. Zaak blijft dat kennelijk de dekkingsgraad van injectieplaatsen in de kernzone, voldoende hoog moet zijn. Ook is een uitgebreide voorafgaandelijke karakterisatie noodzakelijk van de geschiktheid van een bepaald oxidans voor behandeling van de bodem van de specifieke locatie (bevinden er zich niet te veel oxideerbare verbindingen van nature in de bodem). Tenslotte moet worden nagegaan of ook de gevormde dochterproducten Cis en VC voldoende snel wegageren en tussentijds geen additionele risico's veroorzaken.

Ontgraving: dit blijft de meest zekere techniek voor de verwijdering van VOCl-kernzones en dient steeds te worden meegenomen in de saneringsafweging. Ook een gedeeltelijke ontgraving kan nuttig zijn. Op droogkuislocaties in stedelijk gebied kan normaal nooit volledig worden gegraven, tenzij het gebouw (of de gebouwen) eerst wordt (worden) afgebroken. Een gerichte ontgraving van b.v. de grond direct onder de droogkuismachine, is echter soms wel mogelijk en kan dan nuttig zijn als onderdeel van de sanering, om direct een groot deel van de vuilvracht te verwijderen.

Recirculatiebronnen: de genoemde techniek op één van de Amerikaanse locaties, n.l. deze van in-well air stripping (recirculatiebron), kan geschikt zijn voor droogkuislocaties. Het blijft echter, net als P&T, een techniek waarbij de VOCl's verwijderd worden *nadat ze eerst opgelost moeten zijn in het grondwater*. In die zin zal de techniek eveneens langdurig zijn. Het geïnduceerde verticale stromingspatroon zou wel leiden tot een versneld oplossen van residueel product, en zo een snellere sanering tot stand brengen dan een normale P&T zou kunnen.

Thermische technieken: hoewel pilootonderzoek en full-scale toepassingen in het buitenland hebben aangetoond dat deze technieken op zich zeer goed in staat kunnen zijn om VOCLs uit bodems te verwijderen, zijn er toch een aantal bottlenecks die een toepassing ervan op een droogkuislocatie in de weg staan. Een belangrijke daarvan is de relatief hoge kostprijs; een andere de vereiste veiligheidsmaatregelen (kans op vrijkomen schadelijke gassen,...) in vaak dicht bevolkt stedelijk gebied. Vooralsnog lijken deze technieken daarom voor de onderzochte case, in eerste instantie niet de beste keuze.

Beleidsoverwegingen

De saneringsdoelstelling bij de gescreende locaties is steeds dezelfde: gericht op kernaanpak en zo verregaand mogelijke vuilvrachtvermindering.

Voor de aanpak van kleine stedelijke brownfields lijkt deze benadering eveneens juist; gezien de verzamelde kennis m.b.t. sanering van droogkuislocaties, wordt echter aanbevolen bij de formulering van de saneringsdoelstelling geen welgespecificeerde terugsaneerwaarden op te leggen.

Voor onderhavige studie, n.l. onderzoek naar de gezamenlijke aanpak van droogkuislocaties in de Stad Antwerpen, lijkt een terugsaneerwaarde tot beneden de bodemsaneringsnormen (PCE: 40 µg/L; TCE: 70 µg/L; som DCE: 50 µg/L en VC: 5 µg/L) niet relevant vanuit het oogpunt dat het grondwater moet kunnen worden gedronken: het grondwater onder de gehele stad is om verschillende redenen, in ieder geval, niet drinkbaar, ongeacht het VOCl-gehalte.

Een algemene formulering van de saneringsdoelstelling kan mogelijk luiden:

Verwijdering van de grootste vuilvracht aan VOCl's uit de bodem, tot een niveau dat de restconcentraties geen risico's opleveren voor de volksgezondheid.

Tabel 10. Conclusies naar saneringsresultaat van 32 Amerikaanse saneringen van droogkuislocaties

site Nr.	type	FS/P ^(S)	Resultaat
20	BLE/ontgr+peroxide	FS/P	Na 90d goede verwijdering van PCE/TCE; VC daalde echter niet!
11	BLE/P&T/NA	FS	Grondwaterconcentraties in 2 pb nog boven norm
10	BLE/P&T/ontgraving	FS	Nog niet beoordeelbaar voor grondwater
2	BLE/PLI	FS	Toename CIS/VC; onvoldoende verwijdering uit grondwater
12	BLE/PLI	FS	Ondiepe pb proper; in diepe: toename CIS
14	BLE/PLI	FS	Grondwater concentraties gedaald tot <19µg/L
15	BLE/PLI	FS (deel)	Enkel bovenste grondwater behandeld; later dient diep grondwater nog te worden aangepakt (voorzien met chemische oxidatie)
25	BLE/PLI+NA	FS	Concentraties gedaald met factor 100; CIS nog boven norm
30	BLE+chemox peroxide	FS	Eerst rebound; dan daling grondwaterconcentraties met 70-98%
6	BLE+melasse	FS	Nog niet beoordeelbaar voor grondwater
26	BLE+NA	FS	Grondwater terugsaneerwaarde gehaald
17	BLE+NaMnO4	FS	Afname grondwaterconcentraties tot 530µg/L; rebound
29	BLE+ontgraving	FS	Grondwater eindconcentratie niet bekend
1	BLE+P&T	FS	Grondwaterconcentraties in kern dalen niet
18	ethanolflush	P	63% van vuilvracht verwijderd
7	HRC	FS	Goede afname PCE/TCE; voor CIS/VC beduidend minder
8	HRC	FS	Geen echte afname (conc was al laag)
9	HRC	FS	PCE/TCE onder norm; CIS/VC niet!
21	HRC	FS	PCE goed verwijderd; toename cis!
28	HRC	P	PCE daalt; VC stijgt
16	in-well str. (recircbr)	P	Geslaagde piloot; wel rebound
3	IP/surfactant flush	P	Minder doorlaatbare zones worden niet voldoende doorspoeld
4	KMnO4	P/FS	Rebound zodra oxidans weggereageerd
32	melasse+P&T+ontgr.	FS	PCE <d; Cis+VC stegen; verdere afbraak wordt wel verwacht
19	multifasenextr	FS	Sanering nog niet beëindigd
22	multifasenextr	FS	Nog geen resultaten
23	multifasenextr	FS	Daling grondwaterconcentraties met factor 100
31	ontgr.+ex-s BLE+P&T	FS	Weinig effect op grondwaterconcentraties
13	ontgraving+NA	FS	Grondwaterconcentraties gedaald tot <200µg/L
24	P&T (beheers)	FS	Beheersing
27	PLI+ozon/BLE	P	Piloot te kort voor detecteerbaar effect op grondwaterconcentraties
5	TBAfl.+KMnO4+BLE	P	Onbekend

FS: full scale

P: pilot

4 Inventarisatie bestaande gegevens m.b.t. droogkuislocaties voor de Stad Antwerpen

4.1 Inventarisatie bodemonderzoeksrapporten

In december 2001 werd door OVAM, via het register van verontreinigde gronden, een overzicht gegenereerd van de locaties waarop de Vlarebo-rubrieken 41.4 (inrichtingen voor het chemisch reinigen van textiel, alsmede textielveredeling) en 46.3 (wasserijen) van toepassing zijn/waren in de stad Antwerpen en randgemeenten. In figuur 17 zijn deze locaties aangeduid.



Figuur 17. Overzichtskaart van de Stad Antwerpen en omgeving met aanduiding van alle rubriek 41.4 en 46.3locaties, waar een oriënterend (blauw) of beschrijvend bodemonderzoek is uitgevoerd (en het rapport werd ingediend bij OVAM) (bron: OVAM, december 2001).

Het betreft in totaal 15 locaties waar een oriënterend bodemonderzoek is uitgevoerd en 5 locaties waar tevens een beschrijvend bodemonderzoek beschikbaar is. Elf locaties bleken droogkuisbedrijven te betreffen.

De betreffende rapporten zijn bij OVAM opgevraagd en volgens onderstaande checklist bestudeerd:

Locatie	
Naam bedrijf:	
Adres:	
Kadasterpercelen	Afdeling: Sectie: nr(s):
Datum onderzoek	
Plan	Kopieer situatietekening met aanduiding boringen en peilbuizen
Historiek	(Beknopte weergave noteren van historiek: activiteiten met start/stopdatum)
Bodemopbouw	Kopiëer alle boorprofielen Noteer de door de BSD opgemaakte geologische beschrijving
Grondonderzoek	Aantal boringen: Aantal grondanalyses VOCl+ datum bemonstering: Analyseresultaten noteren met nr. en diepte (vb. B10: 0,5-1,0 m-mv.: 120 mg/kg PER, 15 mg/kg TRI; <d CIS; <d VC) Analyses bodemtextuur (zand, leem, kleigehalte; noteer boornrs., diepte en resultaten) Analyses organische stof (%; noteer boornrs., diepte en resultaten)
Grondwateronderzoek	Aantal peilbuizen: Noteer nrs., lambertcoördinaten, filterdiepten, waterstanden, datum opmeting/bemonstering Aantal grondwateranalyses VOCl: Analyseresultaten noteren met nr. (vb. pb10: 600 µg/L PER, 500µg/L TRI; 120 µg/L CIS; 40 µg/L VC) Noteer EC (µS/cm), pH Redoxpotentiaal (Eh in mV) noteren indien gemeten DOC meten indien gemeten Metingen elektronacceptors (nitraat, sulfaat, ijzer,...) noteren indien gemeten Meting chloridegehalten noteren indien gemeten Noteer grondwaterstromingsrichting (aanduiden met pijl op tekening; controleer of ook NZ-pijl hierop staat!) Noteer resultaten van evt. doorlaatbaarheidsmetingen (K-waarde in m/d of m/s; noteer hoe bepaald en evt. op welke peilbuis) Noteer resultaten van grondwaterverhang en eventuele beoordeling grondwaterstromingssnelheid
Bodemluchtonderzoek	Uitgevoerd? Indien ja: aantal metingen, diepte, hoe uitgevoerd; resultaten?

De locaties van de bestudeerde droogkuisbedrijven is in onderstaande figuur weergegeven. In paragraaf 3.4 worden de resultaten van de studie van de rapporten van de bodemonderzoeken gegeven en besproken.



Figuur 18. Locaties van droogkuisbedrijven waarvoor de onderzoeksrapporten bij OVAM werden bekomen en die in het kader van voorliggende studie nader werden bestudeerd

4.2 Milieuvergunningen beschikbaar bij de Stad Antwerpen en enquête bij een steekproef uit de aanwezige droogkuisbedrijven

Naast hoger genoemde inventarisatie via een query van het register van verontreinigde gronden, is eveneens een lijst van droogkuisen opgesteld via de Gouden Gids en via het opvragen van de beschikbare vergunningen bij de Stad Antwerpen. De lijst van bedrijven die bekomen wordt via de Gouden Gids is aanzienlijk langer (> 100 bedrijven). Een belangrijk deel van deze bedrijven voeren echter de droogkuisactiviteit zelf, niet op hun terrein uit (maar besteden dit uit). De lijst van locaties waar bij de Stad Antwerpen een vergunning werd verleend voor het gebruik van tetrachlooretheen is beduidend kleiner dan de Gouden Gids lijst, maar ca. 3x langer dan de 11 locaties waarvoor reeds een bodemonderzoek bij OVAM beschikbaar was in 2001, zodat kon worden besloten dat het grootste deel van de Antwerpse droogkuisbedrijven op dat moment nog geen bodemonderzoek had laten uitvoeren (of de resultaten ervan nog niet aan OVAM had meegedeeld). Na telefonisch contact met alle droogkuisbedrijven die via de query werden opgespoord, werd volgend overzicht gegenereerd:

Aantal droogkuisen	Omschrijving
40	Droogkuis met gebruik van PCE ("warme" droogkuis)
49	Droogkuiswinkel zonder gebruik PCE (uitbesteding droogkuisactiviteit: "koude" droogkuis)
15	Voormalige droogkuis
104	totaal

Van de 40 "warme" droogkuisen waren er op het moment van de studie 25 aangesloten bij de Antwerpse Textiel Federatie (ATF).

Nieuwe query door OVAM. Bij het opmaken van het eindrapport van deze studie is door OVAM nog een update van de gegevens opgemaakt (begin 2004). Hieruit blijkt dat in de periode 2001-2004 veel onderzoeken van droogkuisbedrijven aan OVAM werden overgemaakt.

De query van 2001 was gedaan op rubriek 41.4 (textiel) en 46.3 (wasserij). Inmiddels is echter een nieuwe rubriek 59.8 (chemisch reinigen) beschikbaar die nog niet bestond in 2001. Met deze drie rubrieken werd de nieuwe lijst gegenereerd. Het totale aantal dossiers van oriënterende bodemonderzoeken beschikbaar bij OVAM **begin 2004** komt dan op 39, waarvan 6 dossiers tevens met een conform verklaard BBO. Het is momenteel niet te achterhalen hoeveel BBO's reeds lopen maar nog niet conform zijn verklaard door OVAM.

4.3 Geologische en hydrologische gegevens van de regio

Bij de Geologische Dienst van België (Brussel) werden alle boorgegevens opgevraagd die bij de Dienst bekend zijn voor het betrokken onderzoeksgebied; dit blijken er relatief veel te zijn. Veel boringen zijn echter ondiep of betreffen

geotechnische boringen. 51 boringen bleken uiteindelijk beschikbaar met een profielbeschrijving tot op de Boomse klei. Deze boringen werden gebruikt in de verdere studie. Bij Vito (J. Patyn) bleken tevens een aantal ongepubliceerde resultaten beschikbaar, zoals een isohypsenkaart van de bovenzijde van de Boomse klei. Deze kaart is gedigitaliseerd en is in opgenomen in appendix 1B. Op basis van de 51 profielbeschrijvingen van de Geologische Dienst, werden 2 verticale snedes van het studiegebied gegenereerd waarin de bodemopbouw (vereenvoudigd naar stratigrafie) wordt weergegeven. Op de kaart in appendix 1B staan de locaties waarvoor de snedes van toepassing zijn weergegeven (1 OW en 1 NZ snede). In figuur 19 zijn de stratigrafische snedes zelf weergegeven.

4.3.1 Grondwaterreservoir : opbouw

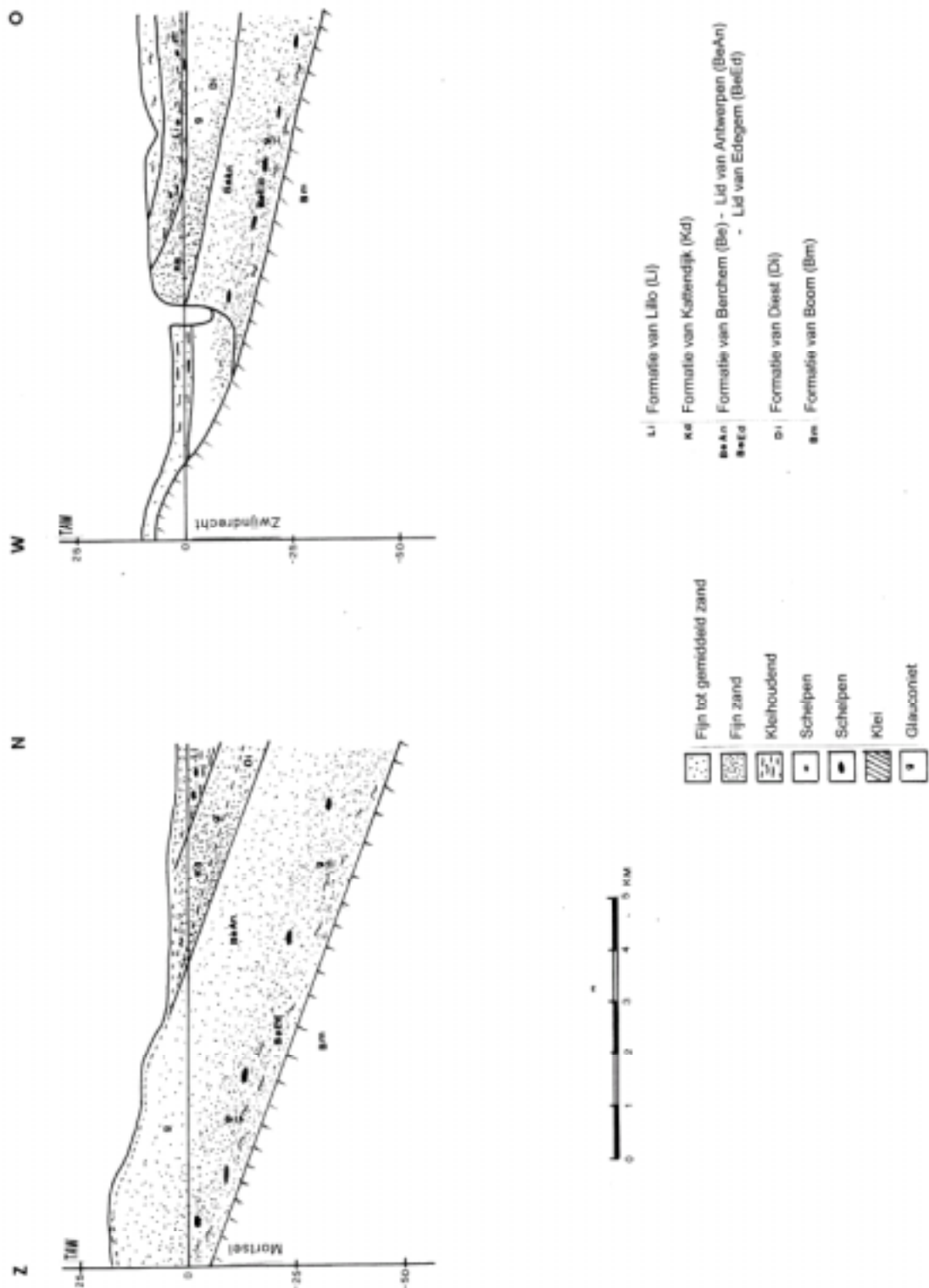
Het freatische (lokaal ook half-afgesloten) grondwaterreservoir is ontwikkeld in de miocene en pliocene zandformaties die rusten op de *Boomse klei (Formatie van Boom)*. De stijve klei van Boom vormt de basis van het freatische systeem, en kan als volledig ondoorlatend worden omschreven.

De *formatie van Berchem (Be)* bestaat uit fijn tot gemiddeld, zeer glauconietrijk zand, met talrijke schelpennivaus, vooral grote oesterschelpen. Het *lid van Edegem* bestaat uit fijn zand, met een hoger slibgehalte dan het *Lid van Antwerpen (BeAn)*. De formatie van Berchem is watervoerend.

De *formatie van Kattendijk (Kd)* is een bleekgroen tot bruin kleihoudend fijn, glauconiethoudend zand.

De *formatie van Diest* is een groen, fijn tot gemiddeld heterogeen glauconietrijk zand. Tesaamen met de formatie van Berchem vormen de zanden van Diest het belangrijkste ondiep grondwaterreservoir.

De *zanden van Lillo*, zijn een groen-bruin fijn zand, die licht glauconiethoudend zijn. Het kleigehalte is wisselend, maar kan lokaal met zich brengen dat het freatisch reservoir wordt gecompartmenteerd. De kleirijke zones zijn evenwel niet continu te vervolgen. Aan de basis van de Formatie van Lillo, komt een schelpenrijke zone voor.



Figuur 19. OW en NZ transecten met vereenvoudigde stratigrafische weergave van de bodemopbouw ter hoogte van de Stad Antwerpen, op basis van 51 boorprofielen tot op de Boomse klei beschikbaar bij de Geologische Dienst van België

4.3.2 Grondwaterstroming

Ten oosten van de Schelde is de grondwaterstroming dominant Oost-West, die in het noorden van de agglomeratie eerder NO naar ZW is gericht.

Hoewel de grondwaterstromingsrichting als vanzelfsprekend belangrijk is voor de pluimvorming van verontreinigingskernen, zijn er in de agglomeratie van Antwerpen bijzonder weinig gegevens over beschikbaar. Daarenboven zijn er veel versturende factoren (infrastructuurwerken, ..) die tijdelijk of permanent de grondwaterstroming lokaal of op grotere schaal determineren, zoals de pompingen voor de aanleg van het Centraal Station (zie verder). De continue bemaling ter hoogte van de Ring rond Antwerpen zorgt dan weer voor een lokale grondwaterstroming richting deze ring.

Hoe de grondwaterstroming binnen de agglomeratie verloopt, is dan – mede bij gebrek aan gegevens – moeilijk uit te maken. Door de vele artefacten en ingrepen is deze in elk geval zeer complex, en momentane, d.w.z. toevallige opnames zullen slechts in weinig gevallen een goed beeld geven van een *permanent* patroon. Dat geldt des te meer voor opnames op perceelsschaal.

Op de linkeroever is de grondwaterstroming west-oost georiënteerd. Nochtans zijn er ook hier een aantal complexerende factoren, die een eenduidig beeld vrijwel onmogelijk maken: de opgespoten terreinen op linkeroever zijn nog niet geconsolideerd, en vertonen in de meeste gevallen nog een eigen regime, met een zgn. stijghoogte die enkele meter hoger kan zijn dan het eerder natuurlijke peil. Vooral de opgespoten zanden tussen de dokken (Waaslandhaven, Verrebroekdok, Doeldok,..) vertonen een verhoogde grondwaterspiegel. Deze opgespoten zanden zijn echter nog aan het ontwateren, zodat een evenwichtstoestand nog zeker niet bereikt is.

Een bijkomende complexerende factor is de eventuele getijdenwerking van de Schelde die zich in de watervoerende lagen voortplant; bij de interpretatie van peilgegevens in de onmiddellijke omgeving van de Schelde of de dokken, moet terdege rekening gehouden worden met de waterhoogte in de Schelde.

4.3.3 Hydrodynamische parameters

Lithologische kenmerken (korrelgrootte, slib- en kleigehalte) kunnen van plaats tot plaats sterk wisselen; op geringere dieptes kunnen de grondkenmerken zelfs volledig afwijken van het zgn. type kader. Dat is in dicht bebouwde regio's te wijten aan opeenvolgende vergravingen en verstoringen van de ondiepe ondergrond.

De hydrodynamische karakteristieken (doorlatendheid) kan dus, ngl. de plaatselijke omstandigheden, even wisselend zijn. Voor de natuurlijke bodemlagen kan een vork met meest waarschijnlijke waarden worden aangegeven (zie onderstaande tabel). Voor allochtoon materiaal kan geen algemeen geldende richtwaarde worden gegeven.

Formatie	Doorlaatbaarheid (m/d)
Zanden van Lillo	4 à 6
Zanden van Kattendijk en Diest	6 à 15
Zanden van Antwerpen	4 à 8

4.3.4 Geochemische karakteristieken

Over de geochemische karakteristieken van het grondwater in Antwerpen is algemene informatie beschikbaar (Grondwaterkwaliteit provincie Antwerpen; Aminaal, 1995). In onderstaande tabel zijn richtinggevende waarden opgesomd voor parameters die van belang kunnen zijn bij de beoordeling van saneringsmogelijkheden m.b.t. VOCl's. Deze waarden zijn richtinggevend omdat de chemische samenstelling van de grondwaters plaatselijk sterk kan afwijken in functie van de lokale omstandigheden (pH, Eh, EC) en eventueel aanwezige verontreiniging.

Parameter	waarde	eenheid
geleidbaarheid	>600	µS/cm
Na	50-100+	mg/l
Ca	>50	
Fe	10-20	
Cl	150-400	
SO4	50 - 250	

Algemene analyseresultaten van geochemische parameters voor de vaste bodemfase zijn niet beschikbaar, hoewel deze zeer relevant kunnen zijn. Gehaltes aan ijzer, sulfides, organische stof e.d. per relevante bodemlaag (aquifermateriaal) kunnen immers van groot belang zijn bij de voorspelling van de verspreiding van VOCl in de bodem, maar ook van de haalbaarheid van bepaalde in-situ saneringstechnieken zoals chemische oxidatie. In de tweede projectfase zal hieraan nader aandacht worden geschonken.

M.b.t. de haalbaarheid van bepaalde saneringsvarianten, zoals bioremediatie, zal overigens steeds ook een locatie-specifieke (per Droogkuiscluster, zie verder) analyse noodzakelijk blijven.

4.4 Studie van de verzamelde onderzoeksrapporten

In onderstaande tabel worden de locaties vermeld waarvoor rapporten beschikbaar waren bij de OVAM (december 2001). De nummers verwijzen naar de nummers aangeduid in figuur 18.

Nr.	Stand onderzoek/opmerkingen
1	Beschrijvend; nog niet voltooid
2	Beschrijvend; geen VOCl-verontreiniging
3	Beschrijvend; nog niet voltooid
4	Oriënterend; geen VOCl-verontreiniging
5	Beschrijvend; nog niet voltooid
6	Beschrijvend; nog niet voltooid
7	Oriënterend
8	Oriënterend (uitgebreid)
9	Oriënterend
10	Oriënterend
11	Oriënterend

Volgende voorlopige conclusies kunnen op basis van de gegevens worden geformuleerd*:

1. Op 5 van de 11 locaties is een beschrijvend bodemonderzoek lopende en is hiervan minstens één rapport aan OVAM bezorgd;
2. In geen van de beschrijvende bodemonderzoeken worden innovatieve onderzoekstechnieken gehanteerd ter afperking van zones met residueel of vrij DNAPL; meestal is het onderzoek erop gericht de grondwaterpluim af te perken middels peilbuizen. In 2 gevallen werd ook de grond vrij intensief bemonsterd en geanalyseerd op VOCl (bepaling vrij/residueel DNAPL+aan bodemfase geadsorbeerde VOCl);
3. Nergens werd bodemluchtonderzoek uitgevoerd als hulp bij de inschatting van de locatie van de kern van de verontreiniging en ter indicatie van mogelijke uitdampingsrisico's;
4. In geen enkel rapport werd getracht een vuilvrachtraming op te stellen op basis van de gemeten concentraties. Voor drie locaties kon op basis van de beschikbare gegevens een raming worden opgemaakt; deze waren 46, 20 en 170 kg VOCl. Dit zijn waarden vergelijkbaar met vuilvrachtramingen op Amerikaanse droogkuislocaties.
5. In geen enkel geval werd aandacht besteed aan de redoxtoestand/elektronacceptoren in de bodem; in geen enkel dossier kon daarom enige overweging gemaakt worden omtrent de optredende biologische afbraakprocessen en de mogelijkheden voor (gestimuleerde) natuurlijke attenuatie; in een aantal dossiers (4 van de 11) kwamen naast VOCl ook oliecomponenten voor in het grondwater. In die gevallen werd steeds een duidelijke afbraak vastgesteld van de moederproducten PCE/TCE naar cis-DCE en VC, hetgeen erop wijst dat –mits voldoende koolstofbron voorhanden- in de bodem gunstige omstandigheden heersen voor microbiële omzetting van hooggechloreerde naar laaggechloreerde componenten. Dit kan worden geïllustreerd m.b.v. de *chloride-index* (zie tekstkader onder). Er zijn onvoldoende gegevens voorhanden om te beoordelen of de gevormde Cis/VC al dan niet verder worden omgezet naar de onschadelijke eindproducten etheen/ethaan.

Een indicatie van de potentiële afbraakomstandigheden op de locatie kan worden verkregen via de chloride index (conc. dienen te zijn uitgedrukt in mol/L):

$$\text{Chloride-index (C.I.)} = \frac{\sum (n_i \text{ Cl} \times \text{conc. VOCl}_i)}{\sum (\text{totale VOCl conc.})}$$

C.I. = 4: geen afbraak

C.I. = 3-4: weinig afbraak

C.I. = 2-3: afbraak

C.I. = <2: goede afbraak

Toegepast op enkele analyseresultaten van locaties uit deze studie:

* NB veel van de bestudeerde onderzoeken zijn nog niet afgerond en in die zin is het uiteraard logisch dat deze nog niet alle informatie bevatten die noodzakelijk is voor een correct later saneringsontwerp. De conclusies zijn echter ook gebaseerd op algemene vaststellingen mbt bodemonderzoeken van VOCl-verontreinigingen op andere dan de gescreende locaties in Antwerpen.

locatie	per (µg/l)	tri (µg/l)	cis (µg/l)	vc (µg/l)	C.I.	olie
Lamornièrestraat	14000	240	15		4,0	ja
	20	120	340		2,3	
Mellaertstraat	9,8	304	778	929	1,5	nee
Lage Weg	7900	620	950		3,6	ja, veel
	7,8	1100	16000		2,0	
Heistraat	19	160	6700	2200	1,7	ja, veel
bredabaan	0	21	2900	1500	1,6	ja
	14	26	610	7,1	2,0	

In de Lamornièrestraat is de C.I. in de kern ongunstig; in de pluim evenwel duidt ze op potentiële afbraak. Voor de locaties waar ook een aanzienlijke oliecomponentenverontreiniging aanwezig is (Lage Weg, Heistraat, Bredabaan) worden waarden voor de C.I. bekomen die een afbraakpotentie laten uitschijnen. Mits nader onderzocht, kan op dergelijke locaties de mogelijkheid van een bioremediatie (al dan niet in combinatie met een kernbehandelingstechniek), worden overwogen.

- In één geval werd het chloridegehalte (komt vrij bij dechloreringsreacties) bepaald in het grondwater; deze gehalten werden echter niet verder besproken in het betreffende rapport;
- Bij een aantal oriënterende bodemonderzoeken werden licht verhoogde gehalten vastgesteld aan VOCI; in die gevallen werd geen rekening gehouden met het feit dat de betrokken peilbuis mogelijk de verontreiniging "gemist" had;
- Slechts in één rapport werd een verticaal doorlaatbaarheidsprofiel opgesteld, waarbij werd vastgesteld dat de doorlaatbaarheid van de bodem sterk varieert, ook in het tertiair zandpakket. Hoewel dit relevant was geweest, werden de genomen stalen niet op organisch stofgehalte onderzocht om tevens een verticaal profiel te kennen voor deze parameter;
- Zelfs standaardparameters als pH en EC werden niet in alle onderzoeken gemeten. De gerapporteerde pH-waarden geven aan dat het grondwater in de regio normale pH-waarden vertoont met relatief weinig spreiding (pH 6,5-8). De EC varieert gemiddeld van 900- 2000µS/cm, waarbij de locaties die het dichtst bij de Schelde liggen, de hoogste EC-waarden vertonen.
- In één geval kwam naast PCE/TCE ook 111TCA/11DCA in aanzienlijke mate voor.

Een algemene conclusie is dat het bodemonderzoek in de meeste gevallen te veel gericht is op afperking van de grondwaterpluim m.b.v. peilbuizen, en te weinig gericht is op afperking van de kernzone. Een raming van de vuilvracht is in de meeste gevallen daarom niet mogelijk. De redoxtoestand (en overige parameters bedoeld om het biodegradatiepotentieel na te gaan) noch de bodemlucht werden in de gescreende rapporten onderzocht. Met het oog op de selectie van een optimale saneringsaanpak zijn dit o.i. belangrijke vaststellingen.

4.4.1 Saneringshistoriek

Op één locatie, n.l. deze op de voorbeeldlocatie te Berchem, loopt sinds enkele jaren een sanering m.b.v. bodemluchtextractie. Deze sanering werd opgevolgd door de PIH te Kortrijk, in het kader van het HOBUIWT-project 000201: "studie van bodemonderzoeken en saneringstechnieken van VOCI's". In het verslag van

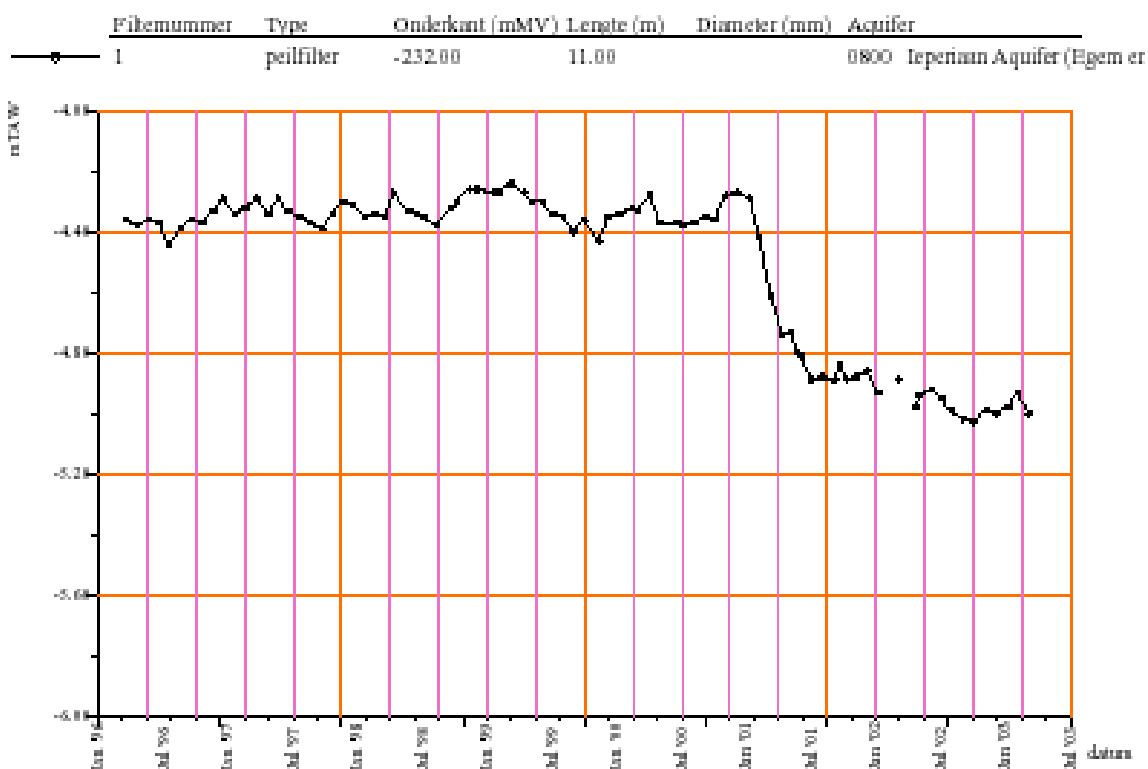
de vierde vergadering van de gebruikerscommissie (oktober 2001) werd de voortgang van deze sanering besproken. De BLE-eenheid was op dat moment 70 bedrijfdagen in werking geweest, waarbij volgens de auteurs reeds ca. 325 kg PCE uit de bodem werd verwijderd, en verwacht werd dat nog een beduidende hoeveelheid niet werd verwijderd. Genoemde vracht is veel hoger dan de geraamde vuilvracht op basis van de analyseresultaten (ca. 50 kg). Hiervoor kunnen verschillende mogelijke redenen worden aangehaald: (1) de vuilvracht aanwezig in de luchtfase werd niet meegerekend (geen bodemluchtmetingen uitgevoerd); (2) de gehalten aan PCE in de grondstalen werd onderschat door vervluchtiging tijdens monsternamen (indien geen steekbusmonsters) of voorbehandeling bij de analyse; (3) de grondstaalname gebeurde niet in de sterkst verontreinigde bodemlaag. Dit toont wel aan dat de in de bodem aanwezige vuilvracht aan VOCI's moeilijk kan worden ingeschat op basis van "standaard" bodemonderzoek (boringen en peilbuizen).

Op 18 maart 2002 werd het grondwater uit 2 peilbuizen in de kern opnieuw bemonsterd. Dit grondwater bleek beduidend minder verontreinigd met PCE dan vroeger (zie hoofdstuk 4). Ook de concentraties aan andere VOCI (inclusief 111TCA) waren lager. Dit zou erop kunnen wijzen dat de sanering positief verloopt. Bijkomend bodemonderzoek om dit verder na te gaan is evenwel nog nodig.

Een mogelijk gunstig effect voor de sanering was mogelijk de recente algemene daling van de grondwaterstanden ter hoogte van deze locatie, wellicht ten gevolge van infrastructuurwerken in de Stad. Dit is geïllustreerd met figuur 20.

Pu(t)filter(s)

Puikode: 1-0536 Aantal filters: 1
X (mLambert): 135600.0 (methode onbekend) Datum plantsting: 08/09/1994
Y (mLambert): 212100.0 (methode onbekend) Status: Actief
Z (mTAW): 0.00 (methode onbekend) Diameter boorgat (mm):
Gemeente: ANTWERPEN (BORGERHOUT)



Figuur 20. Daling grondwaterstand put/filter 1-0536 te Borgerhout (Aminal) (data: DOV.Vlaanderen.be)

5 Laboratoriumtesten met aquifermateriaal afkomstig van twee droogkuislocaties in Antwerpen

5.1 Selectie van locaties, staalnames en analyses

Twee droogkuislocaties in de stad werden geselecteerd voor staalname en uitvoering van specifieke haalbaarheidstesten voor bioremediatie, chemische oxidatie en co-solvent-/detergentflushing. Tabel 11 geeft uitleg m.b.t. de bemonsterde locaties.

Tabel 11. Uitgevoerd veldwerk en opzet microcosm testen

Datum	Uitgevoerde werkzaamheden
10/02/03	Staalname proeflocatie te Borgerhout 2 machinale grondboringen: anaërobe grondbemonstering via steekhulzen van 1 meter tot 9 m.-mv.. Grondwaterbemonstering twee peilbuizen.
18/02/03	Vorbereiden en opzetten van de microcosmtesten (anaërobe bioremediatie) op stalen 6-7m en 8-9m.-mv.
11/03/03	Staalname proeflocatie te Berchem 1 machinale grondboring met steekstalen in 1meter hulzen tot een diepte van 10 m.-mv.; 4 bestaande peilbuizen in de kern opmeten en bemonsteren
17/03/03	Vorbereiding grondstalen voor in microcosmtest op huls 6-7m.-mv.
18/03/03	Opzetten microcosmtest op grondstaal 6-7 m.-mv.

5.1.1 Stalen Borgerhout

Tabel 12 geeft de veldparameters weer van de bemonsterde peilbuizen op de locatie. Nummering is deze gehanteerd door de EBSD die de peilbuizen plaatste (bestaande peilbuizen; BBO). Tabellen 13 en 14 vatten de beschrijvingen van de opgeboorde materialen samen. Tijdens de boringen werden tevens PID-metingen uitgevoerd en werd een Sudan-rood DNAPL-detectietest uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn eveneens in de tabel opgenomen. Slechts in één geval werd een verhoogde PID-uitlezing waargenomen; de Sudan-rood test was in alle gevallen negatief.

Tabel 12. Veldparameters grondwater Borgerhout

Parameter	P200	P102
Temperatuur (°C)	11,5	10,8
pH	7,14	7,43
Conduct. (mS)	2,32	1,443
ORP (mV)	-81	89
D.O. (mg/l)	0,74	2,13
Grondwaterstand(m)	6,08	6,08
Diepte peilbuis (m)	10,18	7,18

Tabel 13. Borgerhout grondstaalname B1 (bij P200); beschrijving te velde.

Diepte	Beschrijving	Reactie sudanrood
5m	Onverzadigde zone : roestkleurig zand	-
6m	Bruin-grijsachtig zand; kleeft – PID 7,1 ppm	-
6,5m	Licht groen zand	-
7m	Licht groen kleverig zand	-
7,40m	Schelpfragmenten in groene matrix	-
7,5m	Beige tot donkergroen	-
8m	Groen-donker grijs	-
8,10m	Groen naar donkerder	-
9m	Donker groen met zwart korrelig materiaal	-

Tabel 14. Borgerhout grondstaalname B2 (bij P102); beschrijving te velde

Diepte	Beschrijving	Reactie sudanrood
5m	Onverzadigde zone: roestbruin tot groenig zand; plakkerig	-
6m	grijs-groenig zand	-
7m	Groen zand	-
7,10	schelpstukken in beige-groene matrix	-
7,80m	Donkergroen met zwarte puntjes	-
8m	Grijze matrix met zwart korrelig materiaal	-
8,5m	Overgang grijs-groen	-
9m	Donker groen met zwart korrelig materiaal	-

Volgende stalen werden genomen:

- B1 : 6-7m + 7-8m + 8-9m
- B2 : 5-6m + 6-7m + 7-8m + 8-9m

De stalen werden opgeslagen in anaërobe kast, en hierin overgebracht naar glazen potten. Substalen werden geohydrologisch beschreven (tabel 15).

Tabel 15. Grondstaalname B1 (bij P200); textuur en geologische beschrijving (verzadigde bodemzone) Borgerhout

Diepte	Beschrijving
6m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ leemrijk glauconiethoudend fijn zand met schelpfragmenten ▪ formatie van Lillo
6,5m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ kleihoudend fijn zand met mica's ▪ bruine organische resten zichtbaar ▪ schelpresten
7m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ fijn glauconietzand met schelpen en oesters ▪ formatie van Berchem
8-9m	idem

De genomen grond- en grondwaterstalen werden geanalyseerd op een reeks relevante parameters; resultaten van deze analyses zijn opgenomen in tabellen 16 tot 20.

Tabel 16. Methaan, ethaan en etheenanalyses grondwater Borgerhout

(µg/L)	PB 102	PB 200
CH4	1	3
C2H4	0,02	0,8
C2H6	0,1	0,3

Tabel 17. VOCl metingen stalen Borgerhout

parameter	grondstaal	grondstaal	Grondwater	Grondwater
	B1:6-7	B1:8-9	pb 102	pb 200
	mg/kg d.s.		µg/L	
PCE	26,6	7,3	810	32 700
TCE	0,093	<d	100	4 650
Cis	<d	<d	13	670
Trans	<d	<d	6	7
VC	<d	<d	<d	11
Benzeen	0,13	<d	6	3
Tolueen	0,13	<d	12	5
Ethylbenzeen	<d	<d	36	5
M+p xyleen	0,25	<d	41	<d
O xyleen	0,21	<d	70	12

d: detectielimiet

Tabel 18. pH en ORP metingen Borgerhout

Borgerhout			
	Bodemstaal 1 (8-9 m)	Bodemstaal 2 (6-7 m)	grondwater
pH	6,95	n.b.	6,74
ORP (mV)	+75	n.b.	+50
ds (%)	82,6	83,2	
os (%)	2,64	2,07	

n.b.: niet bepaald

Tabel 19. Analyseresultaten Borgerhout – droge stof, organische stof en biobeschikbaar ijzer.

Bodem	DS (%)	OS(%)	Biobeschikbaar ijzer	
			Fe (tot)	Fe (II)
			mg/kg ds	
Borgerhout 7 - 7,4 m	83,52	2,31	6320	2109
Borgerhout 8-9m	82,92	2,37	4593	5641
Borgerhout 6-7m	84,12	1,56	3345	1076
Borgerhout 7 - 8 m	86,84	2,05	4820	3219
Borgerhout 5 - 6 m	84,77	1,14	2335	807
Borgerhout 7,42 - 8 m	83,72	2,08	6795	7194

Tabel 20. XRF-analyses metalen, fosfor en arseen (totaalgehalten mg/kg ds)

	Borgerhout 5-6 m	Borgerhout 7-8 m
d.s.	84	84,4
Al	25700	16100
Ba	200	<280
Cr	85	230
K	13600	11900
P-tot	440	4760
As	25	35
Ca	23200	193000
Fe-tot	33100	60200
Cu	29	38
Mn	120	110
Ni	19	<40
Ti	1630	911
S-tot	190	2310
Mg	5180	3610
Na	3100	1600
Sr	116	814
Zn	29	34
Zr	305	67

5.1.2 Stalen Berchem

Tabel 21 geeft de veldparameters weer van de bemonsterde peilbuizen op de locatie. Nummering is deze gehanteerd door de EBSD die de peilbuizen plaatste (bestaande peilbuizen; BBO). In tabel 22 zijn de beschrijvingen van de opgeboorde materialen weergegeven. Tijdens de boringen werden tevens PID-metingen uitgevoerd en werd een Sudan-rood DNAPL-detectietest uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn eveneens in de tabel opgenomen. Er werden geen verhoogde PID-uitlezingen waargenomen; de Sudan-rood test was eveneens in alle gevallen negatief.

Tabel 21. Veldparameters grondwater Berchem

Parameter	PB5 ^(*)	PB2	PB6	Pbdiep
Temperatuur (°C)	-	14,9	-	14,8
pH	-	7,18	-	7,50
Conduct. (µS/cm)	-	899	-	1413
ORP (mV)	-	-16	-	-149
D.O. (mg/l)	-	0,3	-	0,2
Grondwaterstand(m-mv)	4,89	4,83	-	4,85
Diepte peilbuis (m-mv)	4,90	5,85	4,78	14,85

(*) PB5 en PB6 stonden droog

Tabel 22. Berchem grondstaalname; textuur en geologische beschrijving

Diepte	Beschrijving te velde	Beschrijving geohydrologisch
4,5m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ droge bruine zandgrond ▪ roestbruine harde brokken ▪ vanaf 4,6m-mv.: groen met veel beige kalkstukjes; vanaf 4,8m-mv.: minder kalkstukjes ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ fijn glauconiet houdend zand met weinig schelpfragmenten ▪ brokken limoniet (geoxideerd ▪ glauconiet) met roestkleur ▪ formatie van Lillo
5m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ groen zand met veel schelpfragmenten; vanaf 5,3m-mv. overgang van roestkleurig naar groen zand. ▪ Vanaf 5,8m-mv. donkergroen materiaal ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ fijn zand, siltig en glauconiet houdend met schelpresten ▪ formatie van Lillo
6m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bruin groenig zand ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ zeer fijn glauconiethoudend zand ▪ begin formatie Berchem
7m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Groenzwart materiaal ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ zeer fijn, kleihoudend zand, sterk glauconiethoudend. ▪ formatie van Berchem
8m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ donkergroen plakkerig zand ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ fijn glauconiethoudend zand, licht kwartshoudend; plakkerig door aanwezigheid organisch materiaal ▪ formatie van Berchem
9m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Zwartegroen zand ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ fijn zeer glauconiethoudend zand met grotere kwartsen ▪ formatie van Berchem.
10m	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Groenzwart zand met vanaf 9,9 m-mv. grote broze schelpstukken ▪ <u>negatieve sudanroodtest</u> 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kleihoudend glauconiet houdend zand met schelpenresten ▪ formatie van Berchem

Staalnamen werden uitgevoerd op 4,5-5m; 5-6m; 6-7m; 7-8m; 8-9m; 9-10m.

De genomen grond- en grondwaterstalen werden geanalyseerd op een reeks relevante parameters; resultaten van deze analyses zijn opgenomen in tabellen 23 tot 25.

Tabel 23. Grondwater analyseresultaten Berchem (µg/L)

Origineel grondwaterstaal						
	VC	1,1-DCE	cis-DCE	1,1,1-TCA	TCE	PCE
P2	0	53	0	117	153	1006
Pdiep	61	0	39	0	0	0

	P2 grondwater	Pdiep grondwater
CH4	2,2	133
C2H4	0,08	3,9
C2H6	0,09	4,3

Tabel 24. XRF-analyses totaalgehalten mg/kg ds

	Berchem 5-5,3 m	Berchem 5,3-6m	Berchem 7-8m	Berchem 9-10m
d.s.	80,6	79,4	81	80
Al	37700	34300	35200	19300
Ba	110	<200	130	100
Cr	170	180	200	200
K	34700	39800	40500	34200
P-tot	780	720	610	430
As	<160	36	<150	<210
Ca	36900	8710	4650	6530
Fe-tot	86300	88900	89600	108300
Cu	37	26	31	30
Mn	39	35	33	48
Ni	32	<30	26	23
Ti	1130	690	772	627
S-tot	990	460	680	2430
Mg	8960	10200	10300	5210
Na	720	420	590	240
Sr	173	65	56	55
Zn	47	40	46	42
Zr	105	86	87	52

Tabel 25. Analyseresultaten Berchem – droge stof, organische stof en biobeschikbaar ijzer

	Biobeschikbaar ijzer			
	DS (%)	OS (%)	Fe (tot)	Fe (II)
Bodem	(mg/kg ds)			
Berchem 7 - 8 m	80,32	1,93	9349	9166
Berchem 4,5 - 5 m	90,63	1,84	2977	168
Berchem 9 - 10 m	80,31	2	9278	8901
Berchem 8 - 9 m	80,25	1,82	8697	9256
Berchem 5 - 5,3 m	81,39	2,32	2989	1325
Berchem 5,3 - 6 m	80,62	2,32	3794	2849

5.2 Microcosmtesten

Voor de proeflocatie te Borgerhout werden twee microcosmtesten opgezet: een met aquifermateriaal van B1: 6-7 m (formatie van Lillo); de tweede met materiaal van B1 : 8-9 m (formatie van Berchem). Voor de bereiding van de microcosms werd grondwater bemonsterd uit PB 200 (ref. BBO) gebruikt.

Voor de andere locatie te Berchem werd één microcosmtest opgezet met aquifermateriaal van diepte 6-7 m (formatie van Berchem). Voor de bereiding van de microcosms werd grondwater bemonsterd uit PB 2 gebruikt. Dit grondwater bleek echter beduidend minder verontreinigd met PCE (ca. 1000 µg/L) dan het grondwater van Borgerhout (32 000 µg/L). Om de testen beter te kunnen vergelijken, werd het grondwater uit pb2 (Berchem) daarom bijgespiked tot een startconcentratie van ca. 5000 µg/L. Dit bijgespikte water werd voor de test gebruikt.

De volgende condities werden onderzocht :

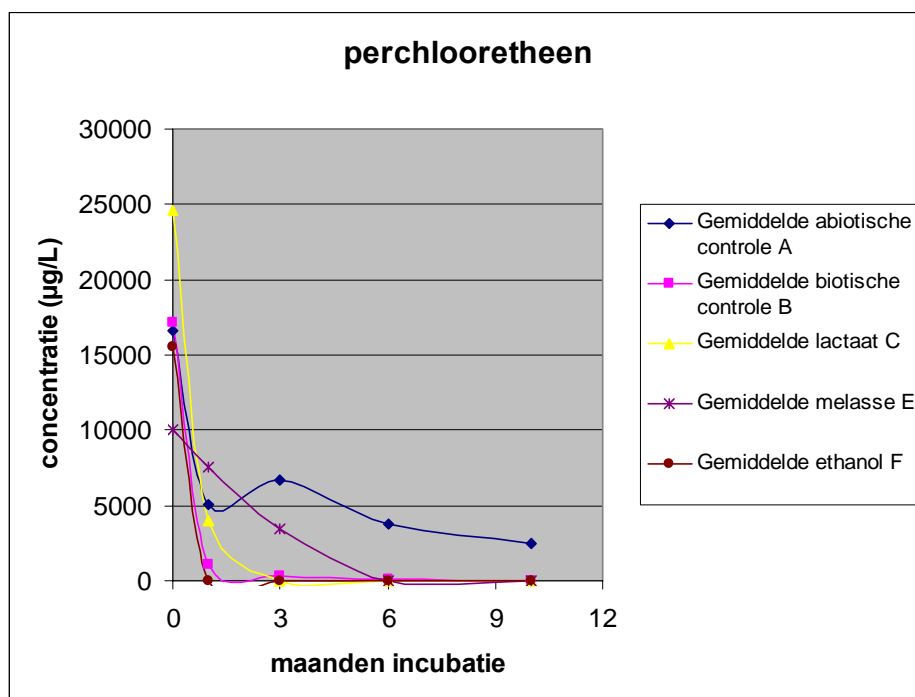
- A. **Abiotische controle:** 30 gds aquifermateriaal + 50 ml grondwater + kwikchloride (3 g/kg aquifermateriaal)
- B. **Biotische controle** (zonder additieven; d.i. equivalent van natuurlijke attenuatie): 30 gds aquifermateriaal + 50 ml grondwater
- C. **Lactaat:** 30 gds aquifermateriaal + 50 ml grondwater + lactaat
- D. **Melasse:** 30 gds aquifermateriaal + 50 ml grondwater + 0,25% melasse
- E. **Ethanol:** 30 gds aquifermateriaal + 50 ml grondwater + ethanol

De flesjes werden anaëroob geïncubeerd op kamertemperatuur. Volgende parameters werden opgevolgd:

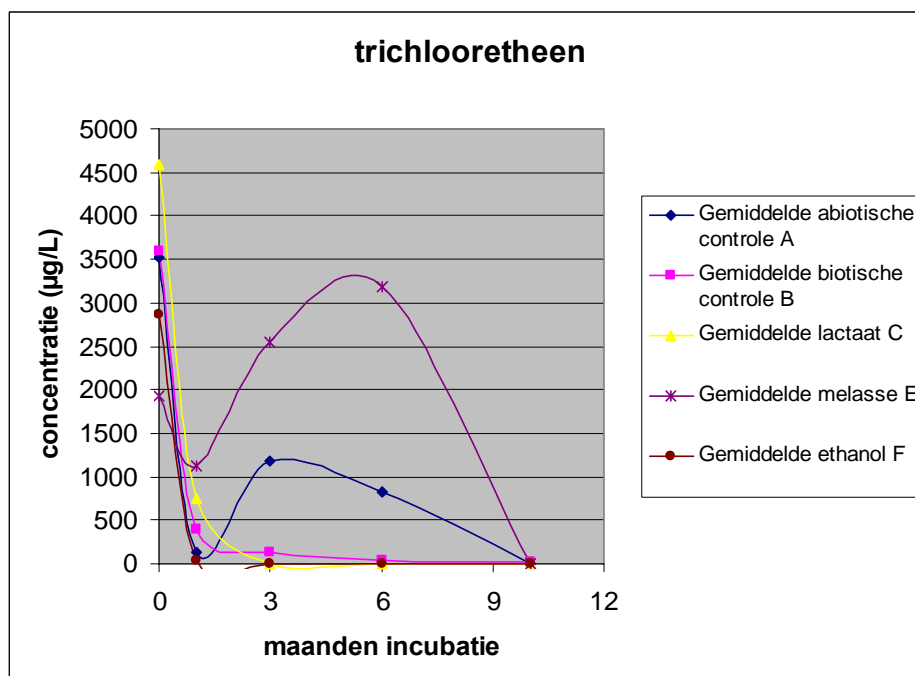
1. VOCL (PCE, TCE, cis, VC, en andere) op 0; 1; 3; 6 en 10 maanden;
2. Eh, pH, DOC, chloride, NO₃⁻, NO₂⁻, SO₄²⁻, methaan, ethaan, etheen, Fe en Mn op begin t = 0 en t = 8 maanden;
3. PCR op *Dehalococcoides* sp.

5.2.1 Resultaten

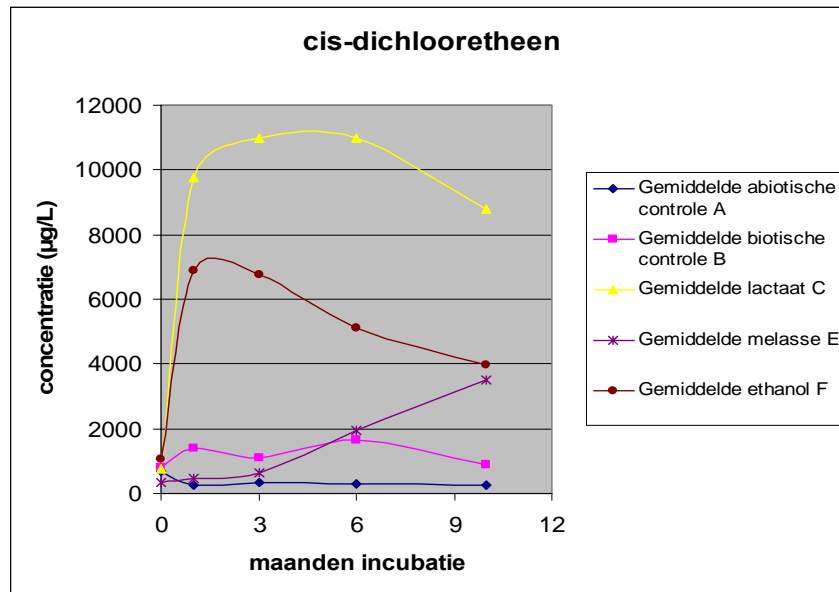
Alle meetresultaten zijn weergegeven in onderstaande figuren 23 t/m 35 en tabellen 26 t/m 35.



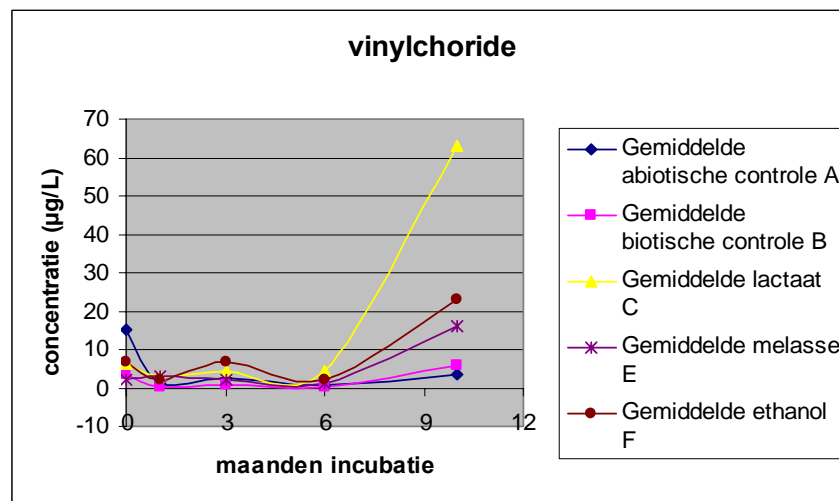
Figuur 21. Evolutie van het PCE-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 8-9 m-mv.**



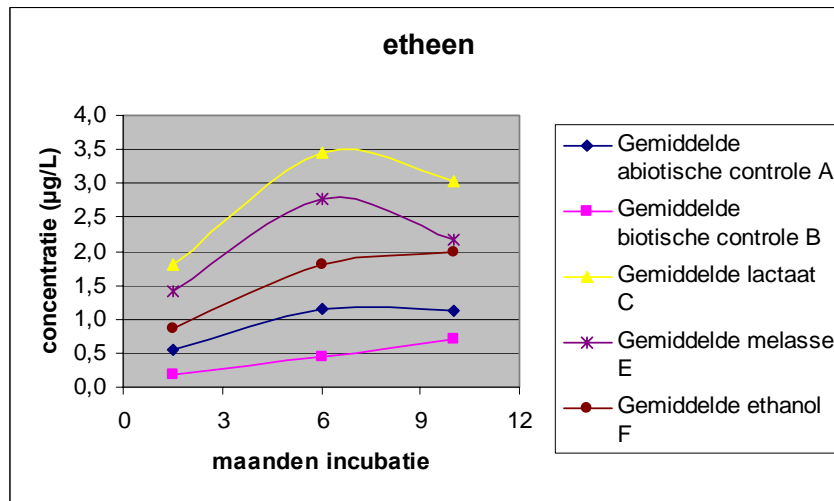
Figuur 22. Evolutie van het TCE-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 8-9 m-mv.**



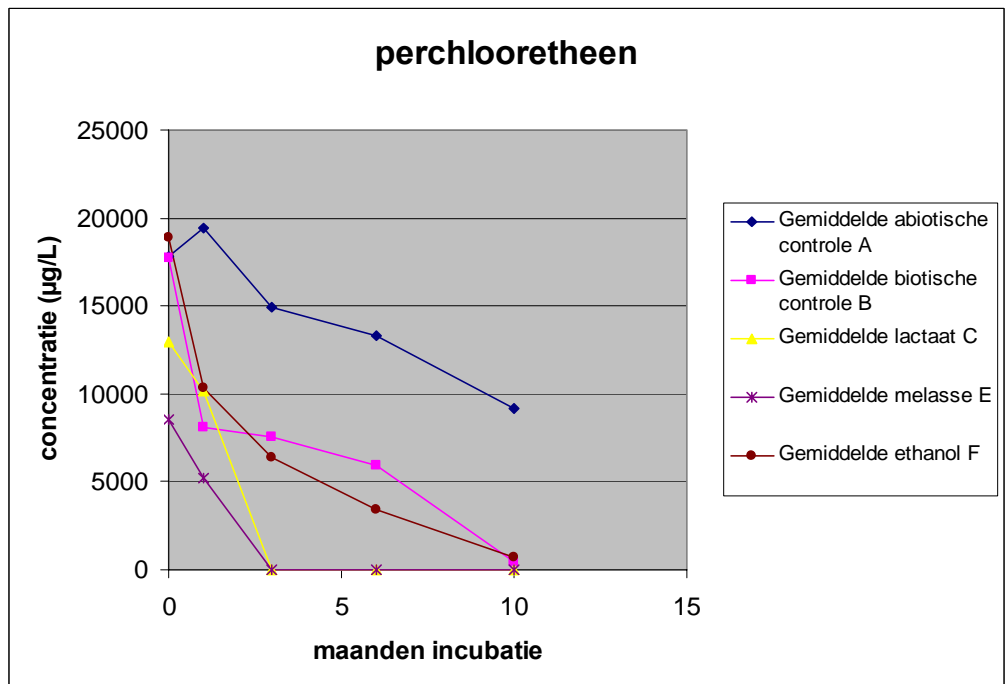
Figuur 23. Evolutie van het cis-DCE-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 8-9 m-mv.**



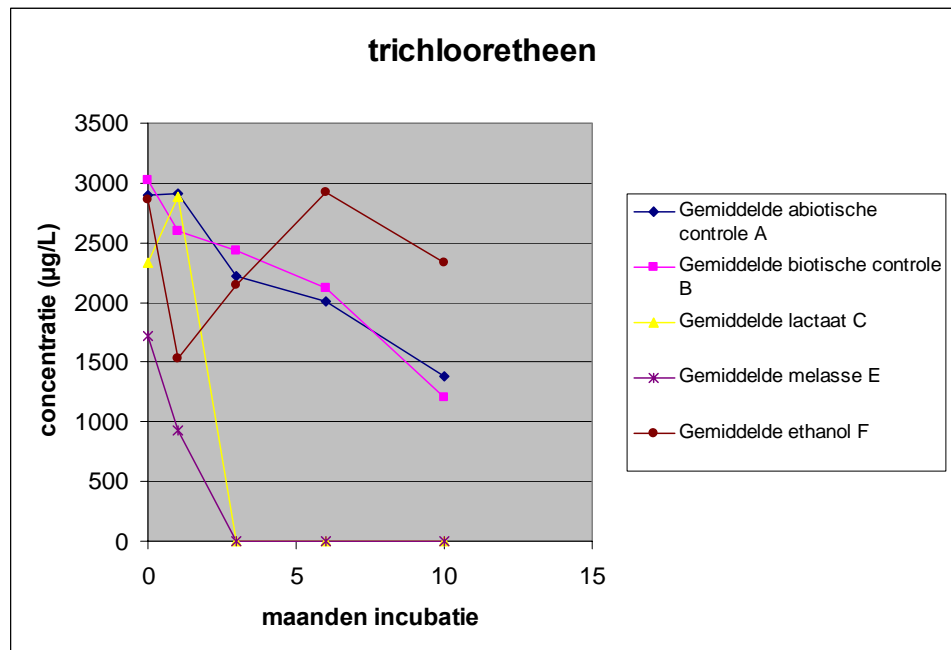
Figuur 24. Evolutie van het VC-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 8-9 m-mv.**



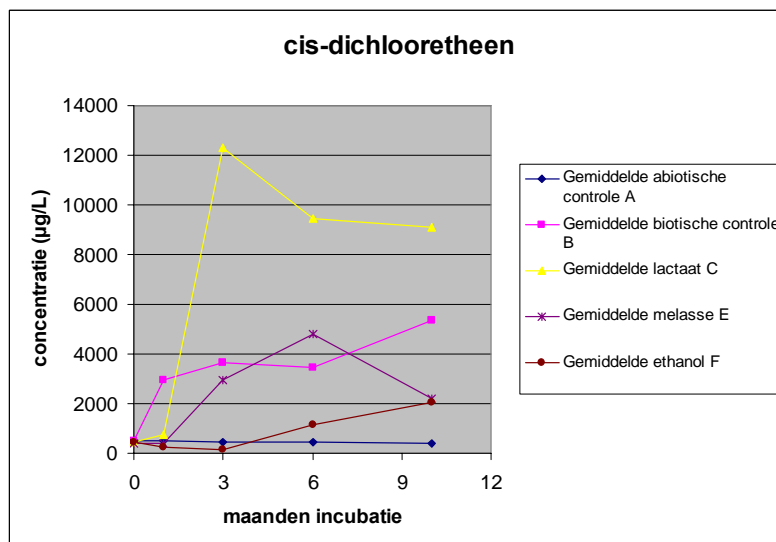
Figuur 25. Evolutie van het etheengehalte in de microcosms van **Borgerhout – 8-9 m-mv.**



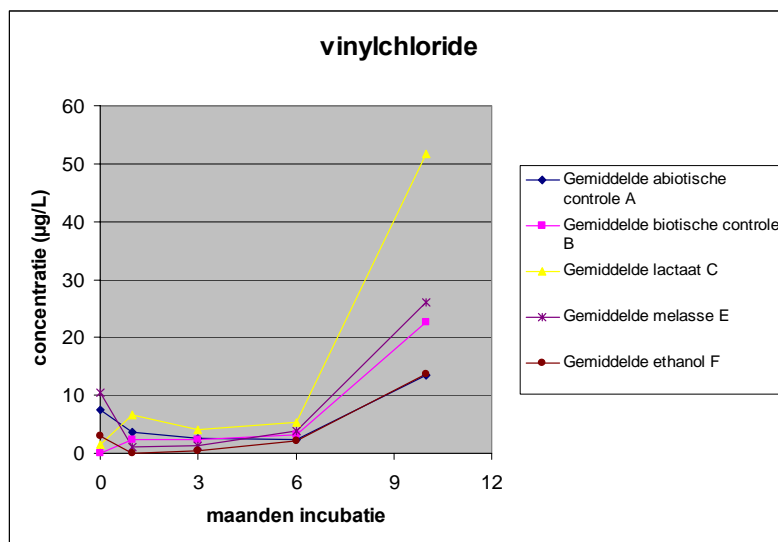
Figuur 26. Evolutie van het PCE-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 6-7 m-mv.**



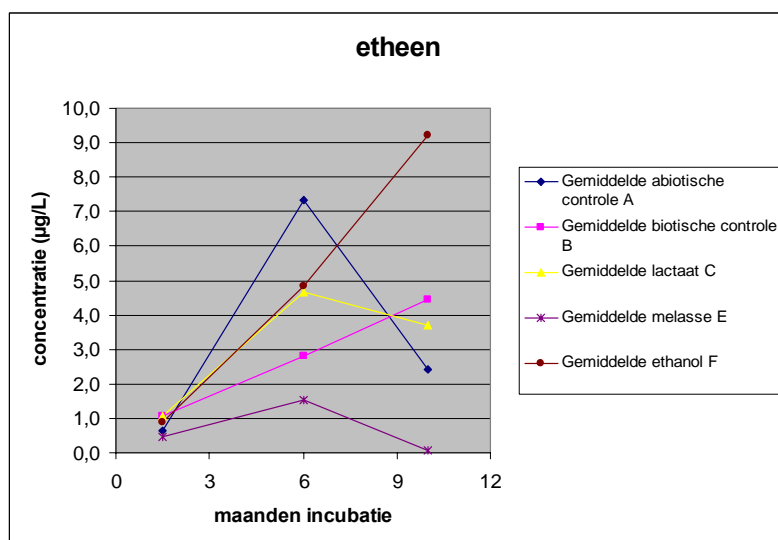
Figuur 27. Evolutie van het TCE-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 6-7 m-mv.**



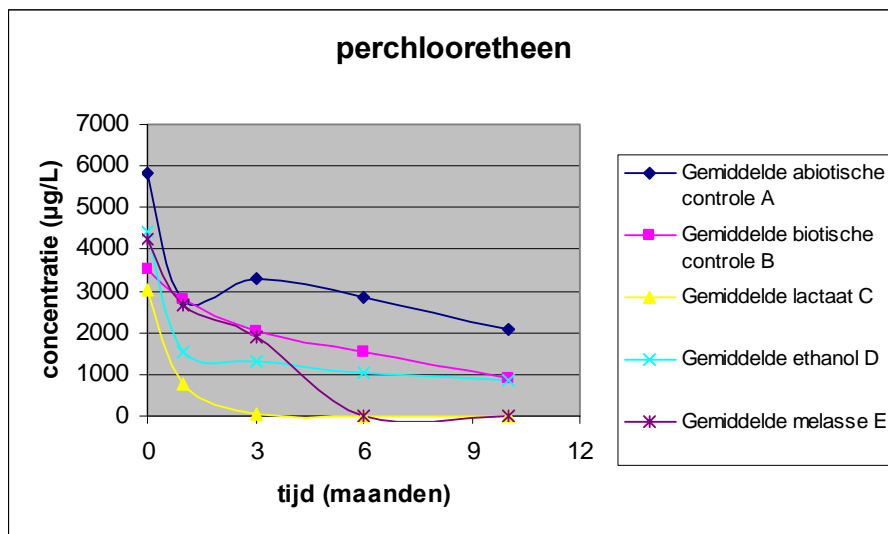
Figuur 28. Evolutie van het cis-DCE-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 6-7 m-mv.**



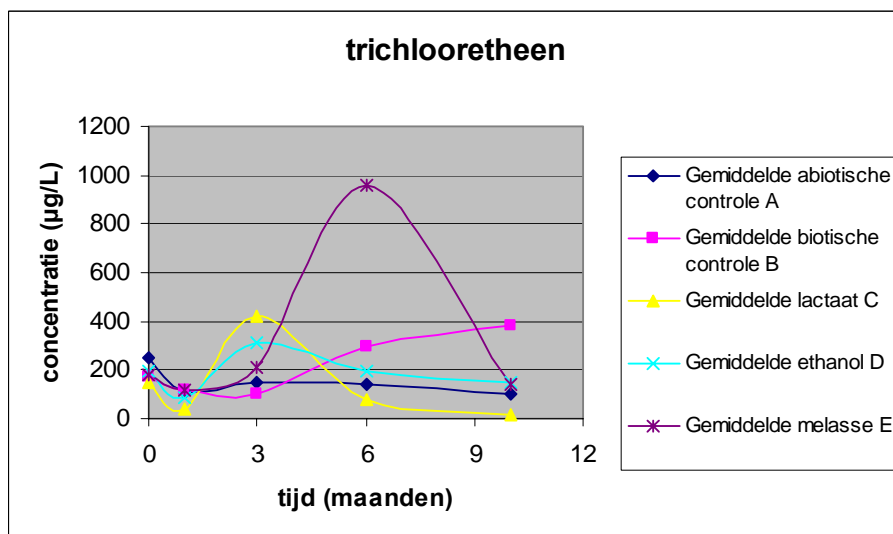
Figuur 29. Evolutie van het VC-gehalte in de microcosms van **Borgerhout – 6-7 m-mv.**



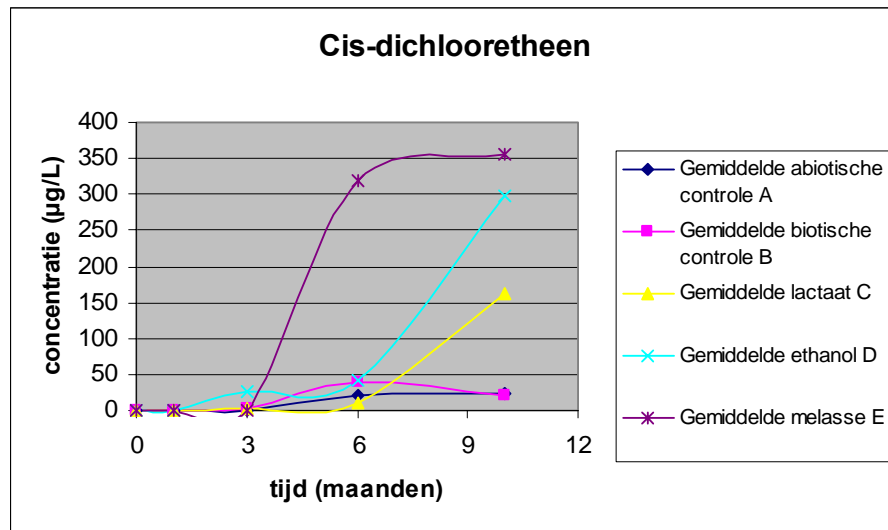
Figuur 30. Evolutie van het etheengehalte in de microcosms van **Borgerhout – 6-7 m-mv.**



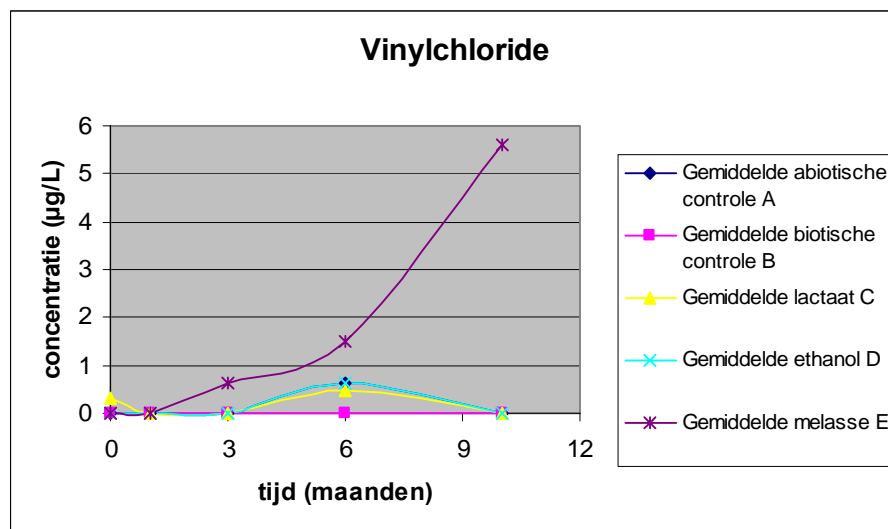
Figuur 31. Evolutie van het PCE-gehalte in de microcosms van **Berchem**.



Figuur 32. Evolutie van het TCE-gehalte in de microcosms van **Berchem**.



Figuur 33. Evolutie van het cis-DCE-gehalte in de microcosms van **Berchem**.



Figuur 34. Evolutie van het VC-gehalte in de microcosms van **Berchem**

pH en redoxpotentiaal. Tabellen 26 t/m 29 geven de resultaten weer van de pH en redoxpotentiaal zoals die is wijzigde tussen aanvang en einde van de test. Uit deze informatie kan worden opgemaakt dat voor de microcosm van Borgerhout met aquifermateriaal van 6-7 m-mv. de pH niet of nauwelijks wijzigde (rond neutrale waarden) en de redoxpotentiaal sterk daalde van ca. +200 mV tot -180. Voor de microcosm van Borgerhout met aquifermateriaal van 8-9 m-mv. is een lichte pH-daling waarneembaar voor de melasse- en ethanolcondities. De redoxpotentiaal was bij aanvang van de test reeds relatief laag. Na 8 maanden was deze verder gedaald tot warden rond -200 mV. Voor de microcosm 'Berchem' zijn de resultaten vergelijkbaar; hier daalde de pH in de malasseconditie wel duidelijker dan in de 'Borgerhout' microcosms.

Tabel 26. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Borgerhout – 20/2/03

Microcosms (20/2/03)			8-9 m		
Conditie	pH	6-7 m ORP (mV)	conditie	pH	ORP (mV)
Dode controle	6,83	277	Dode controle	6,75	51
Levende controle	6,91	241	Levende controle	6,92	14
Lactaatadditie	6,87	232	Lactaatadditie	6,93	-35
Melasseadditie	6,89	187	Melasseadditie	6,83	-27
Ethanoladditie	6,89	143	Ethanoladditie	6,93	86

Tabel 27. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Borgerhout – 6/11/03

Microcosms (20/2/03)			8-9 m		
Conditie	pH	6-7 m ORP (mV)	conditie	pH	ORP (mV)
Dode controle	6,72	-101	Dode controle	7,01	-125
Levende controle	7,63	-184	Levende controle	7,78	-200
Lactaatadditie	6,92	-179	Lactaatadditie	6,97	-159
Melasseadditie	6,87	-183	Melasseadditie	6,51	-190
Ethanoladditie	6,95	-166	Ethanoladditie	6,44	-214

Tabel 28. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Berchem – t=0

Microcosms	pH	6-7m Eh (mV)
Dode controle		271
Levende controle	6,56	208
Lactaatadditie	6,71	185
Melasseadditie	6,74	173
Ethanoladditie	6,7	130

Tabel 29. Analyseresultaten pH en ORP - microcosms Berchem – t=8 maanden

Microcosms	pH	6-7m Eh (mV)
Dode controle		-160
Levende controle	6,73	-184
Lactaatadditie	6,97	-188
Melasseadditie	7,14	-116
Ethanoladditie	5,64	-151

Overige parameters. Tabellen 30 t/m 34 geven de resultaten weer van de metingen op andere relevante parameters (electronacceptors, DOC/DIC en chloride). Deze resultaten worden verder in de paragraaf besproken.

Tabel 30. *Microcosm Borgerhout – 6-7 m-mv. bepaling t=0*

Parameter	Eenheid	Dode contr.	Lev. contr.	Lactaat	Melasse	Ethanol
Chloride	mg/L	224	176	176	203	196
Sulfaat	mg/L	645	641	637	658	665
Nitraat	mg/L	<0.443	<0.443	<0.443	<0.443	<0,1
Nitriet	mg/L	<0.066	<0.066	<0.066	1.76	<0,02
Mangaan	µg/L	517	490	503	643	443
Ijzer	µg/L	<50	<50	<50	<50	<50
DIC	mg/L C	89	91	100	128	85
DC	mg/L C	108	111	250	866	4190
DOC	mg/L C	19	20	150	738	4100

Tabel 31. *Microcosm Borgerhout – 6-7 m-mv. bepaling t=8 maanden*

Parameter	Eenheid	Dode contr.	Lev. contr.	Lactaat	Melasse	Ethanol
Chloride	mg/L	255	192	194	201	209
Sulfaat	mg/L	623	652	577	<1	<1
Nitraat	mg/L	nb	nb	nb	nb	nb
Nitriet	mg/L	nb	nb	nb	nb	nb
Mangaan	µg/L	533	200	2370	582	7270
Ijzer	µg/L	<50	<50	16900	2640	41900
DIC	mg/L C	88	41	153	266	<25
DC	mg/L C	105	52	215	326	3970
DOC	mg/L C	17	9	62	60	3970

Tabel 32. *Microcosm Borgerhout – 8-9 m-mv. bepaling t=0*

Parameter	Eenheid	Dode contr.	Lev. contr.	Lactaat	Melasse	Ethanol
Chloride	mg/L	230	175	176	181	175
Sulfaat	mg/L	593	599	569	581	482
Nitraat	mg/L	<0.443	<0.443	<0.443	12.0	<0,1
Nitriet	mg/L	<0.066	<0.066	<0.066	0.354	<0,02
Mangaan	µg/L	403	458	399	525	473
Ijzer	µg/L	437	1900	697	3190	6040
DIC	mg/L C	81	86	106	145	87
DC	mg/L C	98	125	344	961	4400
DOC	mg/L C	17	39	238	816	4310

Tabel 33. *Microcosm Borgerhout – 8-9 m-mv. bepaling t=8 maanden*

Parameter	Eenheid	Dode contr.	Lev. contr.	Lactaat	Melasse	Ethanol
Chloride	mg/L	251	195	192	201	208
Sulfaat	mg/L	592	663	460	<1	<1
Nitraat	mg/L	nb	nb	nb	nb	nb
Nitriet	mg/L	nb	nb	nb	nb	nb
Mangaan	µg/L	402	124	380	523	1460
Ijzer	µg/L	4020	50	4210	5880	11600
DIC	mg/L C	85	6	142	134	32
DC	mg/L C	111	16	150	714	3530
DOC	mg/L C	26	10	8	580	3500

Tabel 34. *Microcosm Berchem – 6-7 m-mv. bepaling t=0*

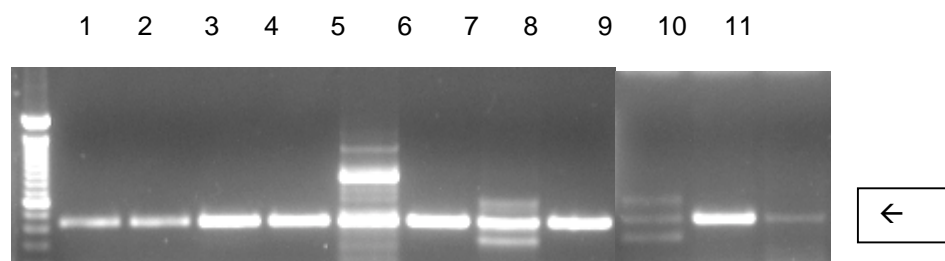
t = 0 maanden	Dode controle	Levende controle	Lactaat-additie	Melasse-additie	Ethanol-additie
Chloride (mg/L)	151	82,9	84,5	83,4	89,2
DC (mg/L)	102	141	191	4230	942
DIC (mg/L)	69	80	82	71	79
DOC (mg/L)	33	61	109	4160	863
Fe (µg/L)	<50	2140	1970	1540	2150
Mn (µg/L)	49	98	94	87	115
Nitraat-N (mg/L)	1,26	1,17	1,17	1,18	4,18
Nitriet-N (mg/L)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Sulfaat (mg/L)	167	168	169	168	181

Tabel 35. *Microcosm Berchem – 6-7 m-mv. bepaling t=8 maanden*

t = 8 maanden	Dode controle	Levende controle	Lactaat-additie	Melasse-additie	Ethanol-additie
Chloride (mg/L)	207	85,5	84,9	81,3	93,4
DC (mg/L)	87	95	167	3630	286
DIC (mg/L)	76	86	140	<10	236
DOC (mg/L)	11	9	27	3630	50
Fe (µg/L)	905	1900	8190	174000	20000
Mn (µg/L)	134	136	200	2660	416
Nitraat-N (mg/L)	nb	nb	nb	nb	nb
Nitriet-N (mg/L)	nb	nb	nb	nb	nb
Sulfaat (mg/L)	172	159	<1	<1	<1

PCR resultaten. Figuur 36 toont de resultaten van een uitgevoerde PCR met specifieke primer voor *Dehalococcoides ethenogenes*. De DNA extractie werd uitgevoerd op volgende condities uit de micro-cosm tests:

1. Borgerhout, 6-7m-mv., levende controle
2. Borgerhout, 8-9m-mv., levende controle
3. Borgerhout, 6-7m-mv. lactaat 1
4. Borgerhout, 8-9m-mv. lactaat 1
5. Borgerhout, 6-7m-mv. lactaat 2
6. Borgerhout, 8-9m-mv. lactaat 2
7. Berchem, lactaat&nutriënten 1
8. Berchem, levende controle
9. Borgerhout, 6-7m lactaat 3
10. Borgerhout, 8-9m lactaat 3
11. Berchem; lactaat met nutriënten 2



Figuur 35. Resultaat van PCR met specifieke *D. ethenogenes* primer met aquifermateriaal uit een selectie van opgezette micro-cosm flesjes. Een band ter hoogte van de pijl toont de aanwezigheid aan van genoemde PCE-afbrekende bacterie.

Deze resultaten tonen in alle stalen de aanwezigheid aan van *Dehalococcoides ethenogenes*.

5.2.2 Bespreking

(a) Micocosms Borgerhout 8-9 m-mv.

- Er is een zeer snelle afname van de PCE-gehalten voor alle levende condities, behalve deze met melasse, waar klaarblijkelijk de afbraak trager verloopt.
- Adsorptiefenomenen (VOCl-organische stof) spelen waarschijnlijk een belangrijke rol in deze microcosms: vermoedelijk verklaart dit de schijnbare aanvankelijke snelle afname van de PCE-concentratie in de abiotische controle (OS gehalte van deze grond is het hoogste van de drie microcosms).
- PCE wordt vlot en volledig omgezet tot cis-DCE in de condities lactaat en ethanol; in de conditie melasse komt dit pas aanzienlijk later op gang.
- Er is een enorme methaanproductie vastgesteld in de condities melasse en ethanol.
- Er is sprake van een aanvankelijke stagnatie op cis-DCE gedurende lange tijd (maand 1-6). Pas na 10 maanden is er een duidelijke toename in de productie van VC waarneembaar en een afname van cis-DCE. De resultaten tonen ook sporen etheen aan (meer in de conditie lactaat dan in de andere condities) zodat wordt besloten dat er wel een volledige omzetting mogelijk is tot etheen maar dat deze omzetting toch moeizaam verloopt. Er was tevens een herhaalde toediening nodig van lactaat (na 6 maand was alle lactaat uitgeput en moest deze bijkomend worden gedoseerd). Dit is mede een gevolg van het grote verbruik aan koolstofbron om de sulfaat en het beschikbaar Fe(III) te reduceren (cfr. metingen DOC/DIC-electronacceptoren).
- In alle condities is een hoog ijzergehalte aanwezig in oplossing op het einde van de test. Dit is een gevolg van de reductie van de grote hoeveelheden biobeschikbaar ijzer (glauconiet is een sterk ijzerhoudend mineraal).
- DIC: er is vooral een toename in de lactaatconditie (productie CO₂) maar ook in de melasseconditie. In de dode controle bleef DIC constant; in de levende controle trad een daling op; ook in de ethanolconditie gebeurde dit (methanoge condities!).
- De sulfaatgehalten na 8 maanden bedroegen 592/663 ppm voor de controles; 460 ppm voor de lactaatconditie en <1 ppm voor de ethanol en melassecondities.
- Gemiddeld steeg het chloridegehalte van 176 tot 198 ppm tijdens de test (levende condities) als gevolg van de optredende dechloreringsreacties.

(b) Micocosms Borgerhout 6-7 m-mv.

- Er is een zeer snelle afname van de PCE-gehalten voor de condities lactaat en melasse, de condities ethanol en de levende controle vertonen een tragere afbraak terwijl de abiotische controle ook wel een dalende trend vertoont maar veel minder uitgesproken dan de levende condities.
- De conditie ethanol vertoont een tragere vorming van trichlooretheen en cis-DCE dan de levende controle.
- Er is een enorme methaanproductie, vooral in de ethanolconditie. Mogelijk treedt er competitie op tussen chlooretheenreducerders en methanogenen die kan verklaren waarom de ethanolconditie in deze microcosms minder gunstige afbraakomstandigheden vertoont. Een lagere dosering (cfr. Berchem) zou mogelijk betere resultaten hebben opgeleverd.

- Pas na 10 maanden is er sprake van een duidelijk waarneembare vorming van VC; die gaat gepaard met een zeer lichte productie van etheen. Verwonderlijk is wel dat de etheenproductie na 10 maand schijnbaar het hoogste was voor de ethanolconditie.
- In alle condities met koolstofbrondosering, vooral de ethanolconditie, is een hoog ijzergehalte aanwezig in oplossing op het einde van de test; in de controles is geen ijzer aanwezig in oplossing op het einde van de test.
- DIC: er was vooral een stijging in de lactaatconditie maar ook in de melasseconditie. In de controles bleef DIC onveranderd (dode controle) of daalde (levende controle); in de melasseconditie daalde de DIC tot onder detectiemiliet.
- De sulfaatgehalten na 8 maanden incubatie bedroegen 623/652 ppm voor de controles; 577 ppm voor de lactaatconditie en <1 ppm voor de ethanol- en melasse condities.
- Gemiddeld steeg het chloridegehalte van 185 tot 198 ppm tijdens de test (levende condities) als gevolg van de optredende dechloreringsreacties.
- In de Borgerhout microcosms was ethanol de hoogst gedoseerde koolstofbron; in de Berchem microcosms was dit melasse en was de ethanolconcentratie beduidend lager.

(c) Berchem 6-7 m-mv.

- Er is een zeer snelle afname van de PCE-gehalten voor de conditie lactaat; een minder snelle voor de andere koolstofbronnen. De natuurlijke attenuatie conditie (biotische controle) vertoont echter een minder snelle afbraak dan alle andere koolstofbronnen.
- Er was een sterke methaanproductie voor de condities melasse en ethanol; ook voor de lactaatconditie na de herhaalde dosering (tussen 6 en 10 maand).
- Cis-DCE werd minder snel gevormd dan in de Borgerhout microcosms; in de melasseconditie verscheen de cis-DCE-piek het eerste (op 6 maand); in de ethanol- en lactaatconditie pas op 10 maand. Ook de VC productie kwam het eerste op gang in de melasseconditie (10 maand) maar is nog niet waarneembaar in de andere condities op 10 maand. Etheen werd na 10 maand nog nergens gedetecteerd.
- In alle condities met koolstofbrondosering, vooral de melasseconditie, is een hoog ijzergehalte aanwezig in oplossing op het einde van de test.
- DIC: vooral productie in de lactaat- en ethanolconditie, minder in de melasseconditie.
- De sulfaatgehalten op 8 maanden incubatie bedroegen 172/159 ppm voor de controles; <1 ppm voor de lactaat-, ethanol- en melasse condities.
- Gemiddeld steeg het chloridegehalte tijdens de test minder spectaculair dan voor de Borgerhout microcosms (wegens lager VOCl-startgehalte).

5.2.3 Conclusies microcosmtests

- Lactaat is schijnbaar de meest geschikte koolstofbron voor Borgerhout; melasse gaf gunstige resultaten te Berchem. Ethanol werkte niet steeds even goed maar dit kan ook een gevolg zijn van verschillen in dosering;
- bij overmatige dosering van koolstofbron treedt vooral stimulatie van methanogenen op; bij geringere koolstofaddities treedt klaarblijkelijk stimulering op van andere micro-organismen. In die condities lijkt de dechlorering gunstiger te verlopen.
- Er gebeurt een snelle initiële dechlorering van PCE tot cis-DCE, waarschijnlijk gebeurt dit door ijzer- en/of sulfaat-reducerende bacteriën.
- De afbraak stagneert in eerste instantie op cis-DCE; pas laat (10 maanden) komt de productie van VC op gang en finaal worden ook sporen etheen gemeten;
- Er is ook een duidelijke afname vastgesteld in de biotische controle (zonder koolstofbronadditie). Natuurlijke attenuatie treedt dus op op beide locaties, vooral op deze van Borgerhout. De dechloreringssnelheid kan echter worden verhoogd door dosering van een koolstofbron.

5.3 Laboratoriumtesten chemische oxidatie

5.3.1 Permanganaat

De bodemmatrix bevat op zich een bepaald gehalte aan oxideerbare verbindingen (ijzerII, organisch materiaal, sulfides,...). In de meeste gevallen is het verbruik aan oxidans om deze verbindingen te oxideren (de 'matrixbehoefte') beduidend groter dan het verbruik om de pollutie in het grondwater te oxideren.

Testbeschrijving oxidatie-efficiëntiebepalingen op grondwaters. Aan grondwater afkomstig uit beilbuizen P2 en PBdiep voor Berchem en P102 en P200 van Borgerhout werd permanganaat toegevoegd en het VOCl-gehalte vóór en na afloop van de test bepaald.

Uit deze test blijkt dat (zoals bekend uit de literatuur) chloorethenen in grondwater vrij gemakkelijk kunnen volledig kunnen worden geoxideerd. Chloorethanen reageren echter niet.

Tabel 36 . Oxidatietesten permanganaat op grondwaters

VOCs (µg/L)	Berchem		Borgerhout	
	pbdiep	P2	P102	P200
Initiele gehalten				
111TCA	<d	70	<d	<d
11DCA	<d	70	<d	<d
VC	36	<d	<d	3
TCE	<d	141	55	2900
PCE	4,5	720	550	12500
Cis-DCE	28	<d	7	500
11DCE	<d	25	<d	5
Gehalten na oxidatie (0,5% kaliumpermanganaat)				
111TCA	<d	69	<d	<d
11DCA	<d	67	<d	<d
VC	<d	<d	<d	<d
TCE	<d	<d	<d	<d
PCE	<d	<d	<d	<d
Cis-DCE	<d	<d	<d	<d
11DCE	<d	<d	<d	<d

Testbeschrijving bepaling matrixbehoefte. Het aquifer materiaal werd in kunststof flesjes gebracht met Spa-water in een 1:1 vast-vloeibaar verhouding. Aan de flesjes werden stijgende hoeveelheden KMnO_4 toegevoegd (zie tabel 37). De stalen werden vervolgens afgesloten en gedurende 2 weken, op kamertemperatuur, in het donker roterend geschud.

Tabel 37 . Verdunningsreeks voor matrixbehoeftebepaling voor permanganaat

kg ox/m ³	g ox/kg of	mg ox per	ml ox per	ml water per
0,05	0,030	0,606	0,030	19,970
0,1	0,061	1,212	0,061	19,939
0,2	0,121	2,424	0,121	19,879
0,4	0,242	4,848	0,242	19,758
0,8	0,485	9,697	0,485	19,515
1,6	0,970	19,394	0,970	19,030
3	1,818	36,364	1,818	18,182
6	3,636	72,727	3,636	16,364
10	6,061	121,212	6,061	13,939
20	12,121	242,424	12,121	7,879

Testresultaten. De resultaten van de testen, samen met de waarnemingen, zijn samengevat in onderstaande tabellen en figuren.

Tabel 38. Gescreende grondstalen voor laboratoriumtesten permanganaat.

Berchem/ Staaldiepte m-mv.	OS (%)	Fe-II (mg/kg ds)	MB (g ox/kg)
4,5-5	1,84	168	0,34
5-6	2,32	2090	8,5
7-8	1,93	9166	8
8-9	1,82	9256	7
9-10	2	8901	7

Borgerhout/ Staaldiepte m-mv.	OS	Fe-II (mg/kg ds)	MB (g ox/kg)
B1-7-8	2,2	4652	8,5
B2-5-6	1,14	807	1
B2-6-7	1,56	1076	2,5
B2-7-8	2,05	3219	8,5
B2-8-9	2,37	5641	8,5

MB: matrixbehoefte



Figuur 36. Eindresultaat permanganaat chemische oxidatietest op materiaal 'Berchem 4,5-5,0 m-mv'.

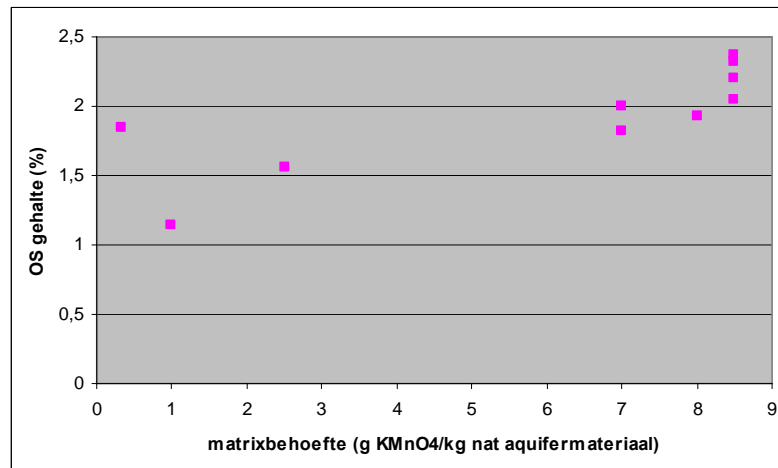
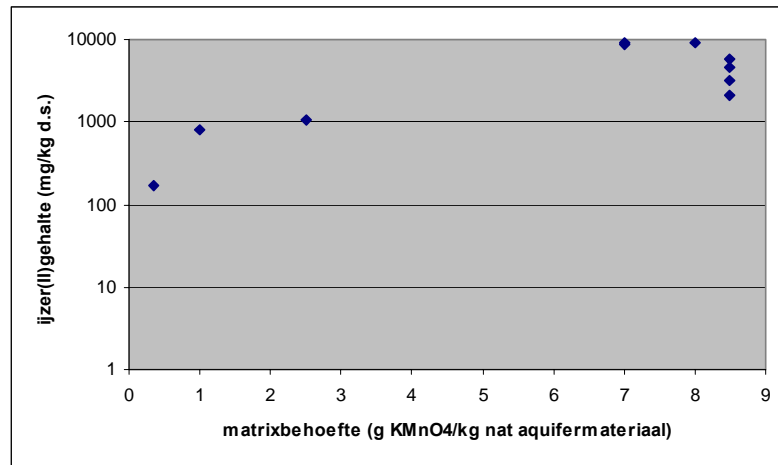


Figuur 37. Eindresultaat permanganaat chemische oxidatietest op materiaal 'Berchem 5,0-6,0 m-mv.'



Figuur 38. Eindresultaat permanganaat chemische oxidatietest op materiaal 'Berchem 9,0-10,0 m-mv.'

Tussen de experimenteel bepaalde matrixbehoeften en de gehalten aan gereduceerd ijzer en organische stof bestaan verbanden. Deze zijn weergegeven in figuur 40. De hoogste matrixbehoeften werden waargenomen voor de aquiferstalen met de hoogste gehalten aan gereduceerd ijzer en organische stof.



Figuur 39. Vastgestelde verbanden tussen matrixbehoefte voor permanganaat en het Fe(II) en OS-gehalte van de grondstalen.

Test VOCl-oxidatie in systeem met aquifermateriaal. Deze test werd uitgevoerd om na te gaan of inderdaad ten minste een additie gelijk aan de matrixbehoefte van de bodem noodzakelijk is voor voldoende destructie van VOCl's. Deze test werd uitgevoerd op materiaal van Borgerhout (7-8 m-mv.). Aan 50 g aquifermateriaal werd 50 mL met per-gespiked water toegevoegd. Vervolgens werd permanganaat toegevoegd: 15 mL 2% KMnO₄. Dit is 6g/kg natte aquifer (>50% van de matrixbehoefte). De resultaten van deze test zijn weergegeven in tabel 39.

Tabel 39. Test VOCl-afbraak permanganaat na toevoeging van permanganaat in een concentratie kleiner dan de matrixbehoefte.

	µg/L	SD
Initiële concentratie (zonder aquifer)	1246	84
Concentratie na toevoegen aquifer (24 u equil)	679	74
Conc na toevoegen oxidans – 5min (paars)	667	41
Conc na toevoegen oxidans – 30min (paars kleur reeds verdwenen)	732	
Conc na 60 min	730	
Conc na 24 u	689	

De conclusie van deze test is dat het permanganaat snel reageert met de matrix en de PCE hierbij niet voldoende wordt afgebroken. Er moet dus wel degelijk voorzien worden in een hoeveelheid oxidans die ten minste gelijk is aan de matrixbehoefte. Tijdens de reactie werd ook vastgesteld dat in geval van onvoldoende additie van oxidans, partiële oxidatie optreedt tot VC (sporen waren aanwezig na afloop van de test, terwijl initieel geen VC aanwezig was in het testsysteem).

5.3.2 Persulfaat

Efficiëntiebepaling van chemische oxidatie met persulfaat op grondwaters. De volgende testmatrix (tabel 40) werd opgesteld voor de 4 eerder vermelde grondwaterstalen van Berchem en Borgerhout. De testen werden uitgevoerd in afgesloten 60ml vials die na toevoeging van het oxidans 2 weken werden geschud afgeschermd van licht. Vervolgens werden de stalen geanalyseerd op VOCl's. De resultaten zijn weergegeven in tabel 41.

Tabel 40. Testmatrixchemische oxidatie met persulfaat op grondwaterP200 en P102 (Borgerhout) en pbdiep/pb2 (Berchem).

Conditie	Na ₂ S ₂ SO ₈ (mg)	Fe(II)SO ₄ .7H ₂ O (mg)	Grondwater (mL)	Temperatuur (°C)
C1	598	-	52	20
C2 (dubbel)	598	-	52	20
C3	598	547	52	20
C4	-	-	52	20
C5 (dubbel)	-	-	52	20

Tabel 41. Testresultaten chemische oxidatie met persulfaat op grondwater P200 en P102 (Bergerhout) en pbdiep/pb2 (Berchem).

VOCs (µg/L)	P200			102			pbdiep			pb2		
	C1	C3	C4	C1	C3	C4	C1	C3	C4	C1	C3	C4
111-TCA	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	33	37	39
11-DCA	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	20	54
11-DCE	<d	<d	2,5	<d	<d	<d	<d	<d	<d	4	<d	12
12-DCA	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	5	5
12-cis DCE	<d	<d	465	<d	<d	6	<d	<d	23	<d	<d	<d
PCE	44 8	<d	1290 0	11	<d	50 5	<d	<d	3	1, 6	<d	50 6
TCE	<d	<d	3040	<d	<d	59	<d	<d	<d	<d	<d	12 8
Trichloormethaan	<d	<d	<d	<d	7	<d	<d	20	<d	<d	16	<d
vinylchloride	<d	<d	1	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d	<d

Uit deze resultaten blijkt dat niet alle VOCs volledig zijn weggereageerd indien enkel persulfaat werd toegevoegd. Enkel indien tevens Fe(II) werd bijgedoseerd verliep de reactie meer volledig (condities C3). Zoals met permanganaat reageerde 111TCA klaarblijkelijk niet met de persulfaat.

Matrixbehoeftebepaling voor persulfaat. Voor deze testen werd zoals voor permanganaat een verdunningsreeks opgezet waar telkens 15 g aquifermateriaal in contact werd gebracht met $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ in verschillende concentraties, waarna het vloeistofvolume naar 15 ml werd aangelengd. De tubes werden van het licht afgeschermd en roterend geschud (schudtafel) gedurende 3 weken. Na deze periode werd aan de tubes H_2SO_4 , $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ en KSCN toegevoegd. Bij aanwezigheid van persulfaat ontstaat nu een kleurreactie (oranje) die een visuele beoordeling toelaat van het al dan niet volledig weggereageerd zijn van de persulfaat.

Tabel 42. Verdunningsreeks voor matrixbehoeftebepaling voor persulfaat

Nr.	g ox/kg	mg ox per tube	ml water per tube*	mg ox/kg aquifer	kg ox/m ³ nat aquifermateriaal
3	0,353	5,295	14,912	353	0,59
4	0,706	10,59	14,824	706	1,18
5	1,413	21,195	14,647	1413	2,36
6	2,825	42,375	14,294	2825	4,72
7	5,650	84,75	13,588	5650	9,44
8	11,300	169,5	12,175	11300	18,87
9	22,600	339,0	9,350	22600	37,74

De matrixbehoefte wordt vervolgens bepaald als het aantal mg $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ per kg aquifermateriaal dat verbruikt werd door de gehele matrix. Figuren 40 t/m 42 zijn foto's van de testresultaten van 3 stalen van Berchem. Duidelijk is te zien dat de matrixbehoefte stijgt bij toenemende diepte (deze bodemlagen zijn sterker gereduceerd en bevatten meer OS).



Figuur 40. Oxidatiereeks met persulfaat op 'Berchem 4,5-5 m-mv.'



Figuur 41. Oxidatiereeks met persulfaat op 'Berchem 5,3-6 m-mv.'



Figuur 42. Oxidatiereeks met persulfaat op 'Berchem 8-9 m-mv.'

De overeenkomstige waarden voor de matrixbehoeften zijn weergegeven in tabel 43.

Tabel 43. Matrixbehoeften voor persulfaat voor de geteste Berchem aquiferstalen.

Staal	Interval kleuromslag	Matrixbehoefte (mg ox/kg nat aquifermateriaal)
4,5-5m	<code 3	Kleiner dan 200
5-6m	code 6-code7	2800 à 5650
8-9m	code 7-code8	Ca. 11300

Op dezelfde wijze werd de matrixbehoefte bepaald voor de stalen van Borgerhout (tabel 44).

Tabel 44. Matrixbehoeften voor persulfaat voor de geteste Borgerhout aquiferstalen.

Staal	Interval kleuromslag	Matrixbehoefte (mg ox/kg nat aquifermateriaal)
5-6m	<code 3	Kleiner dan 200
6-7m	<code 3	Kleiner dan 300
7-8m	code 7-code8	Tussen 5650 en 11300

5.3.3 Fenton's reagens

Preliminare testen. In eerste instantie werd de reactie van het aquifermateriaal op toediening van zuur (zwavelzuur 5M) en peroxide (30%) getest. Een samenvatting van de waarnemingen is in onderstaande tabel gegeven.

Tabel 45. Waarnemingen preliminaire testen (Bo=Borgerhout/Be=Berchem).

Staal	Beschrijving na toevoeging van 5M H ₂ SO ₄	Beschrijving na toevoeging van 30% H ₂ O ₂
Bo(5-6)	Hevig bruisend	Lichte vorming fijne gasbelletjes
Bo(6-7)	Hevig bruisend Schelpen blijven intact	Vorming fijne gasbelletjes; blijft lang reageren Vloeistof krijgt een lichte roestkleur
Bo(7-8)	Hevig bruisend met grote bellen Schelpenbrokken blijven intact	Vorming fijne gasbelletjes; blijft lang reageren Vloeistof krijgt een lichte roestkleur Schelpenbrokjes worden niet aangetast
Be(4-5)	Licht bruisende reactie	Fijne belvorming; plaatselijk worden roestvlekken gevormd. Langdurige reactie.
Be(8-9)	Geen reactie	Onmiddellijke reactie met vorming van zeer fijne belletjes
Be(5-6)	-Hevige schuimvorming -reageert ook met schelpresten die hier schijnbaar zachter zijn dan deze van Borgerhout	Aanvankelijk weinig reactie; iets later toch fijne belletjesvorming; langdurige reactie.

Bepaling van zuurverbruik. De Fentons reactie gaat het best door bij een pH van circa 4,5. De benodigde hoeveelheid zuur die hiertoe moet worden toegediend aan het aquifermateriaal hangt af van de zuurbufferende waarde van dat aquifermateriaal. Deze dient dus eveneens tijdens het haalbaarheidsonderzoek te worden bepaald. Hiertoe wordt het materiaal in slurry getitreerd met H₂SO₄. Hiervoor werd 15 g aquifermateriaal genomen waaraan 15 ml spawater werd toegevoegd. Na een half uur wordt de eind-pH gemeten. Voor de pH-correctie bleek voor de stalen van Berchem veel minder zuur noodzakelijk (ca. 0,05 mL 5M H₂SO₄) dan voor Borgerhout waar ca. 0,5 à 0,6 mL nodig was. Klaarblijkelijk varieert het kalkgehalte in de bodem dus van plaats tot plaats binnen Antwerpen, ondanks dat het identieke geologische lagen betreft.

Testen met Fentons. Fentons reagens bestaat uit peroxide, ijzer(II) (1 mol H₂O₂ per 0,1 mol Fe(II)) en zwavelzuur (pH 4,5). De testen werden aanvankelijk uitgevoerd in 15 ml centrifugebuisjes. Van het aquifermateriaal wordt 15 g afgewogen en in de centrifugebuis gebracht. De peroxide wordt met een pipet toegevoegd vanuit een 3,0%-stockoplossing. Het totaal vloeistofvolume per tube bedraagt 15ml. Voor de testen voor de bepaling van de matrixbehoefte voor peroxide wordt tabel 46 gehanteerd. Inderdaad kan reeds van nature genoeg ijzerII in de aquifer aanwezig zijn om een Fenton-achtige reactie te verkrijgen. Dit werd dus afzonderlijk getest.

Tabel 46. Tabel voor de bepaling van de matrixbehoefte van het aquifermateriaal voor *peroxide*.

Code	kg ox/m ³	g ox/kg of mgox/g	mg ox per tube	ml ox per tube	ml water per tube*	mg ox/kg aquifer
1	0,15	0,088	1,320	0,044	14,956	88
2	0,30	0,177	2,655	0,089	14,912	177
3	0,59	0,353	5,295	0,177	14,824	353
4	1,18	0,706	10,590	0,353	14,647	706
5	2,36	1,413	21,195	0,707	14,294	1413
6	4,72	2,825	42,375	1,413	13,588	2825
7	9,44	5,650	84,750	2,825	12,175	5650
8	18,87	11,300	169,500	5,650	9,350	11300
9	37,74	22,600	339,000	11,300	3,700	22600

Om de matrixbehoefte te bepalen voor Fenton's (met toevoeging van ijzer(II)sulfaat) wordt tabel 47 gehanteerd. In dit geval wordt eveneens gewerkt met centrifugeerbuisjes met 15 g aquifer maar wordt bijkomend Fe(II) toegevoegd vanuit een 7,5%-FeSO₄·7H₂SO₄-oplossing en het peroxide uit een 3,0% oplossing. Het vloeistofvolume wordt vervolgens naar 15mL gebracht.

Tabel 47. Tabel voor de bepaling van de matrixbehoefte van het aquifermateriaal voor *Fenton's reagens*.

Code	kg ox/m ³	g ox/kg of mgox/g	mg ox per tube	ml ox per tube	ml water per tube*	mg ijzer-sulfaat per tube*	ml ijzer-oplossing	mg ox/kg aquifer
1	0,15	0,088	1,320	0,044	14,942	1,08	0,01	88
2	0,30	0,177	2,655	0,089	14,883	2,17	0,03	177
3	0,59	0,353	5,295	0,177	14,766	4,33	0,06	353
4	1,18	0,706	10,590	0,353	14,532	8,66	0,12	706
5	2,36	1,413	21,195	0,707	14,062	17,33	0,23	1413
6	4,72	2,825	42,375	1,413	13,125	34,65	0,46	2825
7	9,44	5,650	84,750	2,825	11,251	69,30	0,92	5650
8	18,87	11,300	169,500	5,650	7,502	138,60	1,85	11300
9	37,74	22,600	339,000	11,300	0,004	277,20	3,70	22600

Voor beide types oxidatietesten worden de centrifugebuisjes na toevoeging van de reagentia gedurende een week op een schudtafel gemengd. Daarna worden ze gecentrifugeerd en wordt de bovenstaande vloeistof met H₂O₂-strips getest op de aanwezigheid van peroxide.

Bepaling matrixbehoefte op 2 verschillende stalen. Op volgende stalen werd volgens tabel 47 de matrixbehoefte voor Fenton's reagens bepaald: Borgerhout (6-7) en Berchem (8-9). Het eerste staal had een lage matrixbehoefte voor permanganaat en persulfaat, het laatste een zeer hoge. De resultaten zijn samengevat in tabel 48.

Tabel 48. Bepaling van de matrixbehoefte voor Fenton's reagens van twee geselecteerde aquiferstalen

Staal	Verdunnings-code	Reactie	Rest H ₂ O ₂ (mg/l)	MB voor Fentons (g ox/kg aquifer)
Bo (6-7)	5	-	300	< 1,4
Be (8-9)	10	Heftige reactie ; fijne belletjes ; blijft lang duren.	0	≥ 45,2

Deze resultaten zijn in overeenstemming met de testresultaten voor de eerder geteste oxidatiemiddelen.

Destructietesten VOCs en meting van geproduceerde gasvolumes. T.o.v. andere oxidatiemiddelen zijn proeven met Fenton's reagens lastiger omdat er vaak sprake is van sterke gasproductie. Wanneer de testen in afgesloten recipiënten zouden worden uitgevoerd, kan dit een grote overdruk veroorzaken die een correcte staalname (analyse VOCLs) verhindert. Bij een open recipiënt kunnen echter de VOCs vervluchtigen zodat eveneens foutieve resultaten ontstaan.

Daarom werd de gebruikte proefopstelling gewijzigd als volgt:

- 50 gram aquifermateriaal wordt in 160 mL glazen vials gebracht;
- grondwater bemonsterd ter hoogte van de herkomst van het aquifermateriaal wordt toegevoegd aan het systeem, alsook de Fenton's reagentia in vooraf bepaalde hoeveelheden (cfr. bepaling MB).
- Na toediening van de reagentia wordt de vial gecapt en doorprikt met een injectienaald verbonden aan een gaszak van 1 liter (figuur 43).
- Gassen die ontsnappen worden opgevangen in de gaszak. Die gassen kunnen worden geanalyseerd en het volume ervan bepaald.



Figuur 43. Proefopstelling met gaszak voor opvang van vrijkomende gassen voor het testen van de efficiëntie van Fenton's reagens voor destructie van VOC's.

Voor de uitgevoerde VOCl-destructietesten werd een spike-oplossing gebruikt ipv grondwater van de locatie. Dit water werd toegevoegd aan de stalen Bergerhout(6-7) en Berchem(8-9). De testcondities zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 49. Testcondities VOCl-destructietest Fenton's reagens

	Massa Aquifer- materiaal (g)	PCE- opl. (g)	5M H ₂ SO ₄ (ml)	30%-H ₂ O ₂ - opl (ml)	20%- Fe(II)-opl (ml)	g ox/kg aquifer
Be(8-9)0,5MB	50,19	50,01	0,167	3,8	4,6	22,6
Be(8-9)1,0MB	50,26	50,18	0,167	7,5	9,2	45,2
Be(8-9)1,5MB	50,11	50,09	0,167	11,3	13,9	67,8
Bo(6-7)0,5MB	50,73	50,02	2,0	0,12	0,14	0,7
Bo(6-7)1,0MB	50,15	50,26	2,0	0,24	0,29	1,4
Bo(6-7)1,5MB	50,78	50,05	2,0	0,47	0,58	2,8

MB=matrixbehoefte

Op 3 tijdstippen werden de VOC's gemeten: (1) op t0 (na 2 uur schudden van aquifer materiaal en PCE-oplossing, maar vóór oxidanstoediening), (2) op het einde van de reactie (= visueel na schudden) en (3) na 24h. Tevens werd het volume aan geproduceerd gas in de zak bepaald mbv een volumetrische spuit. In tabel 50 zijn uitvoeringsdetails en de hoeveelheid gasproductie samengevat.

Tabel 50. VOCI-destructietest Fenton's reagens – uitvoering en gasproductie

Aquiferstaal	Gasstaalname	Reactietijd (*) (minuten)	gasproductie (ml)
Be(8-9) 0,5MB	Headspace	0	-
Be(8-9) 1,0MB	Headspace	0	-
Be(8-9) 1,5MB	Headspace	0	-
Be(8-9) 0,5MB	Tedlarzak	15	348
Be(8-9) 1,0MB	Tedlarzak	18	900
Be(8-9) 1,5MB	Tedlarzak	2+24 (**)	1574
Be(8-9) 0,5MB	Headspace	24u donker	-
Be(8-9) 1,0MB	Headspace	24u donker	-
Be(8-9) 1,5MB	Headspace	24u donker	-
BO(6-7)0,5MB	Headspace	0	-
BO(6-7)1,0MB	Headspace	0	-
BO(6-7)1,5MB	Headspace	0	-
BO(6-7)0,5MB	Tedlarzak	3	216
BO(6-7)1,0MB	Tedlarzak	5	216
BO(6-7)1,5MB	Tedlarzak	6	280
BO(6-7)0,5MB	Headspace	24u donker	-
BO(6-7)1,0MB	Headspace	24u donker	-
BO(6-7)1,5MB	Headspace	24u donker	-

(*) de gaszakken werden verwijderd nadat er geen zichtbare reactie meer in de flesjes waarneembaar was.

(**) de gaszak was na 2 minuten reeds vol en werd verwisseld voor een nieuwe.

Tabel 51. VOCl-destructietest Fenton's reagens – analyseresultaten VOCl's

Aquiferstaal	Reactie-tijd	VC	cis-1,2-DCE	1,1,1-TCA	TCE	PCE	PCE
		µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	%
Be (8-9) 0,5MB	0 min	<1	<10	<10	<10	11853	100
Be (8-9) 1MB	0 min	<1	<10	<10	<10	16050	100
Be (8-9) 1,5MB	0 min	<1	<10	<10	<10	13378	100
Be (8-9) 0,5MB	15 min	<1	<10	<10	<10	2372	17
Be (8-9) 1MB	18 min	<1	<10	<10	<10	1174	9
Be (8-9) 1,5MB	26 min	<1	<10	<10	<10	682	5
Be (8-9) 0,5MB	24u	<1	<10	<10	<10	522	4
Be (8-9) 1MB	24u	<1	<10	<10	<10	383	3
Be (8-9) 1,5MB	24u	<1	<10	<10	<10	36	0
Bo (6-7) 0,5MB	0 min	<1	<10	<10	<10	11481	100
Bo (6-7) 1MB	0 min	<1	<10	<10	<10	12542	100
Bo (6-7) 1,5MB	0 min	<1	<10	<10	<10	12464	100
Bo (6-7) 0,5MB	3 min	<1	<10	<10	<10	6128	50
Bo (6-7) 1MB	5 min	<1	<10	<10	<10	5947	49
Bo (6-7) 1,5MB	6 min	<1	<10	<10	<10	4904	40
Bo (6-7) 0,5MB	24u	<1	<10	<10	<10	3074	25
Bo (6-7) 1MB	24u	<1	<10	<10	<10	1860	15
Bo (6-7) 1,5MB	24u	<1	<10	<10	<10	997	8

Uit de resultaten van tabel 51 blijkt dat voor het hier geteste Berchem-staal (met grote MB voor Fenton's) na een korte reactietijd reeds een sterke afname van de PCE-concentraties optrad: bij toediening van 1 en 1,5x de matrixbehoefte resteerde nog slechts 9 resp. 5% van de oorspronkelijke hoeveelheid PCE. Het staal waaraan slechts 0,5x de matrixbehoefte werd toegevoegd vertoonde ook een PCE-afname, maar een minder verregaande (17% restgehalte na 15 min. reactietijd). Na 24 uur is het PCE volledig weggereageerd in het staal met 1,5x MB Fenton's en blijven nog sporen achter in de stalen met 0,5 en 1x MB aan Fenton's.

Voor Borgerhout verliep de reactie, wellicht gezien de veel geringere hoeveelheid Fenton's reagens, trager dan voor het geteste staal van Berchem. Na 24 uur bleef nog 8% van de oorspronkelijke hoeveelheid aan PCE achter in de conditie 1,5x MB toegediende hoeveelheid Fenton's. Voor 0,5x MB Fenton's reagens bleef nog 25% PCE achter.

In geen van de stalen werden detecteerbare hoeveelheden dochterproducten gemeten (tri, cis, vc); een tijdelijke vorming van sporen half-gedechlorerde producten kan echter niet worden uitgesloten.

Na 4 dagen reactietijd werd het resterend H₂O₂ in het supernatans gemeten met peroxide strips. De resultaten hiervan zijn opgenomen in tabel 52.

Tabel 52. Waarnemingen en analyseresultaten VOCl-destructietest Fenton's reagens

	H ₂ O ₂ rest (mg/l)
Be(8-9)0,5MB	0
Be(8-9)1,0MB	1-2
Be(8-9)1,5MB	>25
BO(6-7)0,5MB	0
BO(6-7)1,0MB	1-2
BO(6-7)1,5MB	>25

Deze resultaten zijn in overeenstemming met de voorafgaandelijke MB-bepalingen.

5.3.4 Algemene conclusies chemische oxidatietesten

Uit de oxidatietesten met permanganaat, persulfaat en Fenton's blijkt dat geen van de drie oxidantia full-scale toepasbaar lijken te zijn. Dit is enerzijds het gevolg van grote hoeveelheden gereduceerd ijzer in de tertiare aquifer te Antwerpen, alsook van een hoog achtergrondgehalte aan OS. Hierdoor is zeer veel oxidans nodig*. Fenton's slaagde er het beste in om PCE volledig af te breken maar gaf een probleem van andere aard. De Fenton's reactie verloopt namelijk in zuur midden terwijl de bodem plaatselijk† echter veel calciumcarbonaat bevat. Bij aanzuring ontstaat dan sterke gasontwikkeling. Ook tijdens de reactie zelf (met gereduceerd ijzer en organische stof) ontstaat gas. In één staal werd meer dan 1,5 liter gas geproduceerd door 50 g aquifermateriaal. Dit stemt overeen met ca. 50 Nm³ gas per m³ aquifermateriaal! Dergelijke gasontwikkeling kan leiden tot risico's op ongecontroleerde vervluchtiging van polluenten bij full-scale toepassing van het oxidans.

* Hoewel werd vastgesteld dat er sprake is van een grote variabiliteit in de diepte: sommige bodemlagen vertoonden een veel geringer matrixverbruik voor de oxidantia dan andere.

† Borgerhout vertoonde een veel sterkere zuurreactie dan Berchem ondanks dat er sprake is van eenzelfde geologische gelaagdheid.

5.4 Laboratoriumtest ethanolflushing

De **ethanolflushing** werd uitgevoerd in een kolomopstelling (figuur 44) waarbij de grond eerst werd bijgespiked met PCE. Hiertoe werd de grond eerst aan de lucht gedroogd, vervolgens gespiked en nadien terug op het oorspronkelijk vochtgehalte gebracht (20%). Het uiteindelijk gehalte aan PCE in de grond werd daarna analytisch bepaald. Dit bedroeg 7944 mg/kg. Van de gespikete grond werd 561 gram in de kolom aangebracht (de uiteindelijke vracht aan PCE die zo in de grond in de kolom aanwezig was bedroeg 4457 mg).

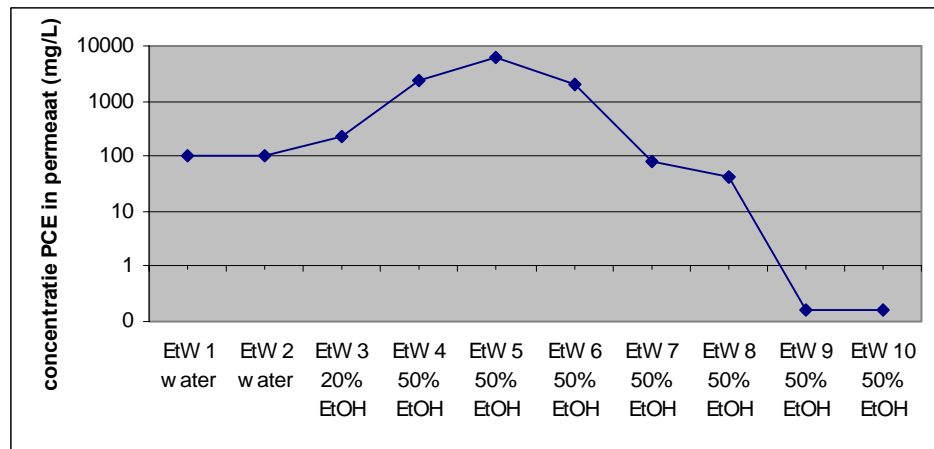
De kolom werd vervolgens doorspoeld met kraanwater, ethanol 20vol.% en ethanol 50vol.% (verduningen aangemaakt in kraanwater). Er werden per keer ca. 500 mL doorspoeld (d.i. het equivalent van ca. 5 porievolumes).

De doorgespoelde vloeistof werd opgevangen in een teflonzak. Het systeem was volledig luchtdicht om verdampingsverliezen van VOCs te vermijden. Na ieder doorgespoeld volume werden stalen van de vloeistof genomen uit de teflonzak, die meteen werden geanalyseerd op VOCs (headspace GC-FID). Er werd gewerkt met externe standaarden waarbij in de standaarden eenzelfde hoeveelheid ethanol werd toegevoegd als aanwezig in de te meten eluaten. Dit is inderdaad essentieel omdat ethanol de Henry-coëfficiënt beïnvloedt: hoe meer ethanol in het PCE/water systeem, hoe lager de Henry-coëfficiënt (wat, indien ervoor niet wordt gecorrigeerd, leidt tot een te laag ingeschatte PCE-concentratie in de waterfase).

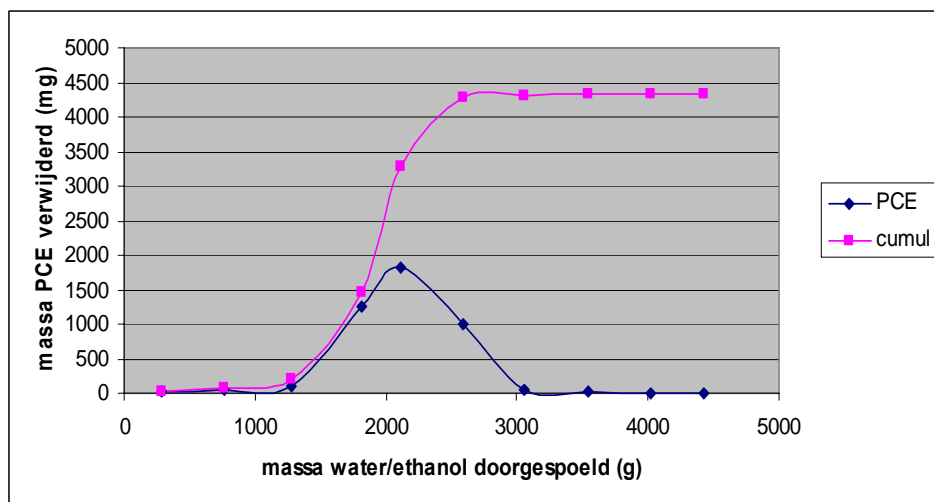


Figuur 44. Gebruikte proefopstelling voor ethanolflushingtest.

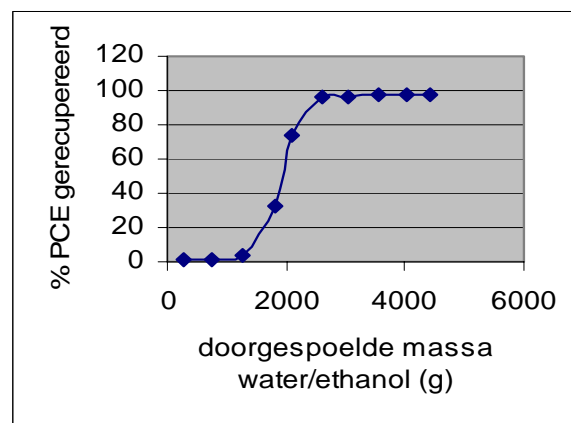
De resultaten van de test zijn weergegeven in onderstaande figuren.



Figuur 45. Concentraties aan PCE in het effluent van de kolom tijdens de ethanolflushingsproef.



Figuur 46. Verwijderde hoeveelheid PCA tijdens de ethanolflushingtest.



Figuur 47. Cumulatief verwijderde hoeveelheid PCA tijdens de ethanolflushingtest in percentage van de oorspronkelijk in het grondstaal aanwezige PCE.

Op basis van deze figuren kan worden besloten dat de oplosbaarheid van PCE met een factor van ca. 40 kan worden verhoogd door de toevoeging van ethanol, maar dat er wel een hoge ethanolconcentratie nodig is (20% volstaat niet; 50% gaf het gewenste effect, zie figuren).

Na afloop van de test werd het PCE-gehalte in de grond opnieuw bepaald. De resterende PCE-massa in deze grond bedroeg nog slechts 2 mg, hetgeen aantoont dat vrijwel alle PCE uit de grond werd verwijderd met de ethanol.

5.5 Laboratoriumtest surfactantflushing

Deze proef werd uitgevoerd met behulp van dezelfde kolomopstelling als voor de ethanolflushingtest. Als detergent werd 'Faliten' gebruikt, dit is een biosurfactant van Duitse makelij (gesulfoneerde plantaardige olie). Het surfactant werd verkregen via In-situ-systems GmbH (P. Adolphi/Ulrich Roth), die dit surfactant reeds in de praktijk toepassen in Duitsland en ook reeds op ten minste één met TCE-verontreinigde Vlaamse industriële locatie verontreinigd met TCE op pilotschaal heeft uitgetest.

Experiment. Hetzelfde gedroogde grondstaal als voor de ethanolflushingtest werd gespiked met PCE tot een gehalte van 4860 mg/kg, gehomogeniseerd en vervolgens herbevochtigd tot het origineel watergehalte (20%). Het staal werd opgeslagen op kamertemperatuur in een gasdichte glazen bokaal gedurende ruim 1 maand. Voor gebruik werd het staal opnieuw gehomogeniseerd en een substaal geanalyseerd. Het PCE-gehalte bedroeg 3584 mg/kg.

Ca. 500 g grond werd in de kolom aangebracht zoals getoond in fig.49, gebruik makend van filterzand op glaswol als support.



Figuur 48. Test set-up voor de surfactant flushing.

Het porievolume (Vp) van het gecontamineerd grondstaal bedroeg opnieuw ca. 100 mL. 0,1 en 0,2% Faliten oplossingen in kraanwater werden aangemaakt*. Vervolgens werd achtereenvolgens 2x500 mL kraanwater, 2x500 mL 0,1% Faliten en 2x500 mL 0,2% Faliten doorheen de kolom gespoeld aan een debiet van ca. 500 mL/h. De permeaten werden opgevangen in een luchtdichte Teflon zak. Stalen daarvan werden geanalyseerd door headspace GC-FID na 1/10 en 1/100 verdunning in water.

Resultaten. De doorspoelfactor was 10xVp met kraanwater, 10xVp met Faliten 0,1% en 10xVp met Faliten 0,2%. De PCE concentraties in elk van de doorgespoelde waterstalen worden gegeven in tabel 53. Na afloop van de test werd het grondstaal gerecupereerd en opnieuw geanalyseerd op PCE. Het gehalte bedroeg nu 2013 mg/kg. De surfactant flushing had dus max. 44% van de PCE die aanwezig was vóór de start van de test verwijderd. Wanneer men echter de cumulatieve massa berekent van de PCE gemeten in de waterfasen, komt men op ca. 635 mg. Dit is slechts 18% van de oorspronkelijk aanwezige PCE massa. Het verschil 44-18=26% van de PCE zou dus kunnen zijn verwijderd als pure PCE-fase (PCE druppels in suspensie) die niet worden gekwantificeerd door een GC-FID headspace meting op de waterfase.

Tabel 53. PCE concentraties in de eluaten van de flushing test

Faliten%	mL	conc.(mg/L)	PCE massa (mg)
0	500	187	93,5
0	500	187	93,5
0,1	500	255	127,5
0,1	500	201	100,5
0,2	500	197	98,5
0,2	500	243	121,5

Matrix effect van Faliten op PCE-headspace GC bepaling. Een afzonderlijke analytische test werd uitgevoerd om na te gaan of Faliten 0,1% - 0,4% een matrixeffect veroorzaakt bij de GC-FID headspace bepaling van PCE in waterige fasen. Dergelijke matrixeffecten bleken echter minimaal: de concentratie in een waterige standaard van 175 mg/L PCE in water 'daalde' tot 167 mg/L na toevoeging van Faliten tot een concentratie van 0,4%.

Conclusies. Faliten 0,1 – 0,4% heeft geen matrix effect op de bepaling van PCE zoals b.v. ethanol dit wel heeft, op voorwaarde dat de PCE 100% opgelost voorkomt in de waterfase. De Faliten heeft een PCE-puur product-mobiliserend effect (verlaging oppervlaktenspanning) maar slechts een gering wateroplosbaarheidsverhogend effect. De massaverwijdering vanuit de kolom kan dus niet correct berekend worden op basis van met GC-FID gemeten PCE concentraties (headspace) in de eluaten.

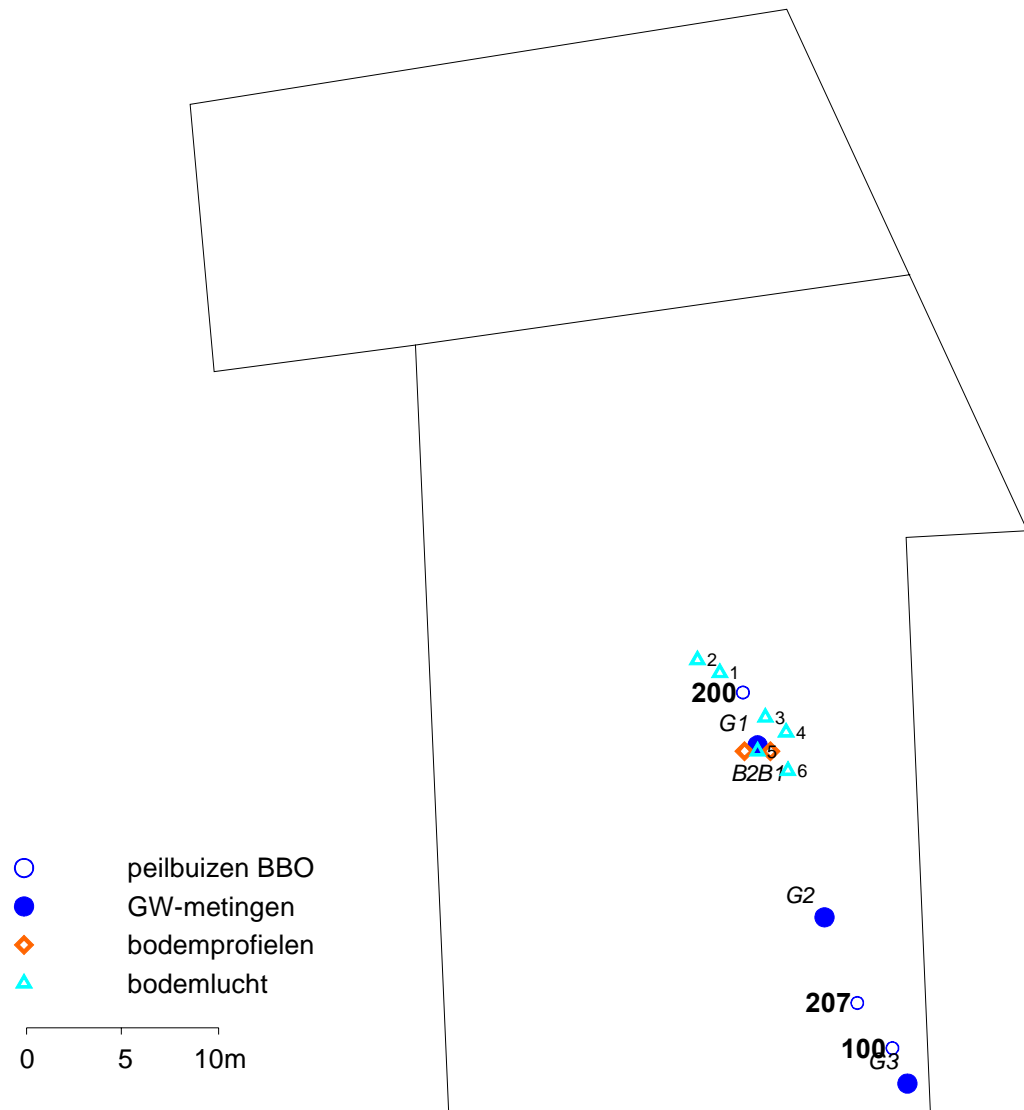
* Een 10% Faliten stockoplossing werd op verzoek aan Vito bezorgd door Dr. Ulrich Roth, In-Situ-Systems GmbH, Duitsland.

5.6 Bijkomende studie bodemkwaliteit op de locatie te Borgerhout

In het kader van een andere Vito-studie (Seuntjens, P., I. Joris, J. Patyn, C. Cornelis, en J. Bronders. 2003. Opstellen van een methodiek voor bepaling van risico's door uitloging en beschrijving van de evolutie van de bodemkwaliteit. Draft tussentijds rapport. Studie i.o.v. OVAM) werd op de proeflocatie te Borgerhout een bijkomend bodemonderzoek uitgevoerd om de verontreinigingstoestand in de onverzadigde bodem nader te onderzoeken, en werd tevens een nader grondwateronderzoek uitgevoerd.

Omwille van de relevantie voor het huidig onderzoek zijn de resultaten van dat project, voor zover beschikbaar in januari 2004, eveneens opgenomen in de huidige paragraaf van voorliggend rapport.

Uitgevoerd bijkomend veldwerk. Er werden bodemluchtmetingen uitgevoerd met PID (verloren punt methode) op verschillende dieptes. Op geselecteerde locaties werden grondstalen gestoken voor nadere analyse en ten slotte werden grondwaterstalen genomen.



Figuur 49. Onderzoeklocatie te Borgerhout met aanduiding bijkomend uitgevoerd bodemonderzoek.

De resultaten van de bodemluchtmetingen zijn opgenomen in tabel 54.

Tabel 54. Resultaten bodemluchtmetingen locatie te Borgerhout

Locatie	Diepte	PID (ppm)	Opmerking
L1	-110	3,5	stabiel
	-200	0,6	stabiel
	-300	1	stabiel
	-500	0,9	stabiel
L2	-100	<0,1	stabiel
	-300	<0,1	stabiel
	-500	0,5	stabiel
L3	-100	0,6	stabiel
	-300	25	na 3 min
	-500	66	na 3 min
L4	-100	14,3	stabiel
	-300	54	na 3 min
	-500	108	na 3 min
L5	-100	40	na 3 min
	-300	1000	na 3 sec!!!
	-500	170	na 3 min
L6	-100	33,6	stabiel
	-300	320	na 3 min
	-500	170	na 3 min

Op basis van deze screening ligt de bronzone in de buurt van L5, en daar zijn de twee bodemprofielen B1 en B2 en de eerste grondwatermeting G1 uitgevoerd.

Tabel 55. Resultaten bijkomende grondwatermetingen locatie te Borgerhout

Nr		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Locatie		G1	G1	G1	G1	G2	G2	G2	G3	G3	G3
Diepte	m-mv	6-7	7-8	8-9	9-10	5,8-7	7-8,2	8,2-9,4	5,8-7	7-8,2	8,2-9,4
pH		7,5	7,5			6,3	7,1	6,8	6,8	7,5	6,8
Cl	mg/L	42,6	45,5	83,4	150	48,8	68,4	90,6	34,9	62	93,1
DIC	mg										
	C/L	72	70	60	67	83	65	57	82	68	70
DOC	mg										
	C/L	26	21	21	15	15	49	32	7	8	9
Mn	µg/L	414	380	563	891	317		415	323		249
Fe2+	µg/L	<5	176			<5			70		3650
Fe3+	µg/L	131	178			47			55		348
NH4+	mg										
	N/L	0,413	1,1	2,62	2,32	<0,1	2,01	1,06	0,122	1	0,548
NO3-	mg										
	N/L	3,88	10,1	0,397	<0,226	3,12	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226	<0,226
NO2-	mg										
	N/L	0,088	0,058	<0,015	<0,015	0,152	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
SO42-	mg/L	1062	945	938	719	696	905	1051	239	488	400
cis	µg/L	65	105	90	410	190	70	120	1400	2450	11500
TCE	µg/L	50	80	450	1700	130	370	810	80	7	1200
PER	µg/L	28000	28000	11000	8200	5100	8300	6300	510	60	1200
VC	µg/L				6						

De grondwatergegevens uit tabel 55 geven aan dat met name in staal 10 sterk verhoogde cis-DCE gehalten worden waargenomen die gepaard gaan met lagere DOC gehalten, hoge Fe(II)-gehalten en lagere sulfaatgehalten. Deze resultaten zijn verder in overeenstemming met de resultaten verkregen tijdens de uitvoering van de microcosmtesten.

Tabel 56. Resultaten bijkomende grondmetingen locatie te Borgerhout

Nr		1A	1B	1C	1D	1 ^E	1F	1G	1H	1I	1J
Locatie		B1	B1	B1	B1	B1	B1	B1	B1	B1	B1
Diepte	m-mv	0-1,2	1,2-1,6	2,0-3,3	3,3-3,6	3,6-3,9	3,9-4,3	4,3-4,8	5,0-5,3	5,3-5,6	5,6-5,9
ds	%	85,8	90,7	87,3	82,1	80,4	72	88,2	86,8	82,9	79,3
TIC	%C ds	0,6	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,49	0,63	0,78	0,95
TC	%C ds	2,53	0,76	0,06	0,15	0,32	1,23	0,82	0,87	1,21	1,74
TOC	%C ds	1,93	0,66	0,06	0,15	0,32	1,2	0,33	0,24	0,43	0,79
TCE	mg/kg ds	0,16									
PER	mg/kg ds	6,3	0,55		1,5	7,1	250	4,4	0,76	15	26

Uit tabel 56 blijkt dat plaatselijk nog grote hoeveelheden PCE voorkomen in de bodemmatrix, met name in boring 1F waar op een diepte van 3,9 tot 4,3 m-mv. een PCE-gehalte van 250 mg/kg ds werd aangetroffen. Dit is in overeenstemming met de resultaten van de bodemluchtmetingen en tonen de aanwezigheid van een PCE-kernzone aan in de onverzadigde bodemlaag.

5.7 Algemene conclusies – geschikte bodemsaneringsbenadering voor droogkuislocaties in de stad Antwerpen

5.7.1 Onverzadigde bodemzone

De in het haalbaarheidsonderzoek gescreende saneringsmethoden zijn toepasbaar voor de sanering van de bodem onder grondwaterniveau. De bodem boven grondwaterniveau kan echter ook aanzienlijke hoeveelheden 'per' bevatten. Op beide onderzochte locaties in Antwerpen bleek dit inderdaad het geval. Het grondwater in Antwerpen staat relatief diep onder het maaiveld, de laatste jaren zelfs dieper dan normaal door de grootschalige oppompingen voor infrastructuurwerken. Op de onderzochte locaties stond het grondwater op ca. 5 m onder maaiveld (de z.g. 'onverzadigde' bodemzone, d.i. de bodemzone boven grondwaterniveau, is hier dus 5 m dik). Op de locatie te Borgerhout bleek bij een aanvullend onderzoek van de bodemlucht (zie par. 4.6) een grote hoeveelheid verontreiniging nog aanwezig te zijn op een diepte van ca. 4 m onder maaiveld (het 'oude' grondwaterniveau! Inderdaad kan PCE zich als puur product ophopen bovenop de capillaire zone, zonder overal onder grondwaterniveau door te dringen). Plaatselijk bleek er daar tot een halve kg 'per' aanwezig te zijn per m³ bodem. In 'normale' bodemonderzoeken wordt dit meestal niet nagegaan en wordt enkel aandacht besteed aan de grondwaterverontreiniging. Indien echter bij de

sanering niet ook de verontreiniging in de onverzadigde bodemlaag wordt verwijderd, kan ook de grondwatersanering niet slagen (er 'lekt' continu 'per' in het grondwater, waardoor er steeds nieuwe grondwaterverontreiniging ontstaat).

Om de verontreiniging in de onverzadigde zone te verwijderen blijkt *bodemluchtexttractie* in de praktijk een goede en relatief betaalbare oplossing (dit is de techniek die met succes werd toegepast op de onderzoekslocatie te Berchem). Hierbij worden verticale buizen in de bodem geïnstalleerd met filter op de plaatsen waar hoge gehalten in de bodemlucht werden gedetecteerd. Via leidingen worden deze aangesloten op een luchtpomp die de verontreiniging via de luchtfase oppompt. De lucht wordt vervolgens gezuiverd via een actief-koolfilter. Een nog betere werkwijze, zij het duurder, is de inzet van hoogvacuümfilters. Deze worden verfilterd in het geval van Borgerhout, op een diepte van ca. 4-6 m-mv. Via de filters wordt zowel lucht als water opgepompt (zie hoofdstuk 2).

5.7.2 Verzadigde bodemzone

Nadat via bodemluchtexttractie of hoogvacuümextractie de grootste vuilvracht is verwijderd uit de onverzadigde bodemzone, dat is normaal binnen ca. 6 maanden realiseerbaar, kan de verzadigde bodemlaag worden gesaneerd. Zoals uit het haalbaarheidsonderzoek is gebleken, kan dit op een aantal verschillende manieren, waarbij voor natuurlijke attenuatie kan worden geopteerd voor relatief weinig intense grondwaterverontreinigingen (zoals deze op de voorbeeldlocatie te Berchem) en een bioremediatie voor meer intense grondwaterverontreinigingen (zoals deze te Borgerhout). Indien onder grondwaterniveau nog een kern aanwezig is met (residuele) DNAPL, kan worden geopteerd voor een ethanol- of biosurfactantflushing waarbij eventueel in een later stadium wordt overgeschakeld op bioremediatie. Indien geen grote vuilvracht meer wordt verwacht kan rechtstreeks worden geopteerd voor een koolstofbroninjectie. Uit het haalbaarheidsonderzoek is hierbij gebleken dat te grote doseringen ineens moeten worden vermeden omdat dit resulteert in een grote methaanproductie. Beter lijkt een herhaalde koolstofbrondosering met een goedkope koolstofbron in lage concentraties.

Uit het haalbaarheidsonderzoek blijkt wel dat een aanvankelijke accumulatie van cis-DCE kan worden verwacht en dat geduld nodig zal zijn, alsook een herhaaldelijke koolstofbrondosering, om uiteindelijk een volledige omzetting tot etheen/ethaan te realiseren. Nader pilotschaalonderzoek kan in een vervolgonderzoek worden voorzien.

Een nog niet geteste optie hierbij is, in geval van stagnatie op cis-DCE, over te schakelen op een aërobe bioremediatie (bv. ORC of ISOC). Dit ligt echter niet voor de hand, gezien de grote hoeveelheid aan gereduceerde verbindingen in de aquifer (vooral ijzerII) die een groot aandeel van de ingebrachte zuurstof zal consumeren.

Zoals uit het voorgaande blijkt, bestaan er geen 'wondermiddelen' voor sanering van droogkuislocaties te Antwerpen. Een goed ontworpen sanering die kans op slagen heeft, is een sanering die in verschillende fasen moet worden uitgevoerd en meerdere technieken omvat. Er is tevens een goed vooronderzoek nodig om de verontreinigingssituatie goed op voorhand in kaart te brengen. Men kan immers niet saneren als men niet weet wáár. Een goede (in-situ) sanering kan daarom helaas ook niet 'goedkoop' zijn noch op korte termijn worden gerealiseerd. Wél kunnen door een efficiënte en zo mogelijk gecombineerde aanpak (meerdere locaties geïntegreerd saneren) de beschikbare middelen zo nuttig mogelijk worden aangewend en dus een zo hoog mogelijke kosten/baten ratio worden bereikt.

6 Voorstel voor gezamenlijke onderzoeks- en saneringswerkwijze voor droogkuislocaties in een stad als Antwerpen

6.1 Indeling in “clusters”

De droogkuislocaties in de stad worden verdeeld in groepen van dicht bijeen gelegen locaties en na vaststelling dat de individuele locaties inderdaad vergelijkbaar zijn (bodemopbouw, verontreinigingsparameters,...). Bij voorkeur liggen de locaties binnen elke groep, binnen een gebied dat in de orde van grootte van 1 km² ligt. Voor de Stad Antwerpen, zou dit voor de locaties weergegeven in appendix 1, neerkomen op een tiental clusters van elk 3 à 6 locaties.

Per cluster dient een gezamenlijk bodemonderzoeksprogramma opgesteld te worden door één bodemsaneringsdeskundige (BSD) (of consortium), die tevens voor deze groep van locaties het gezamenlijk bodemsaneringsproject (BSP) uitwerkt. De sanering zelf wordt uitgevoerd door één aannemer (of consortium), onder begeleiding van de BSD die het BSP opstelde.

De aanpak per cluster gebeurt op een uniforme wijze, die vastligt in een globaal plan van aanpak. Dit verzekert een meer eenduidige aanpak, ook al is er per cluster mogelijk een andere BSD/aannemer (consortium) betrokken.

Deze werkwijze levert vele voordelen t.o.v. de “oude” (individuele) aanpak:

1. per cluster dient slechts 1 keer de algemene informatie m.b.t. bodemopbouw en (geo)hydrologie te worden verzameld en beschreven (cfr. de info opgenomen in voorliggend rapport);
2. het bodemonderzoek op de verschillende locaties kan gelijktijdig gebeuren (d.i. beduidend kostenefficiënter; b.v. gelijktijdige grondwaterbemonstering op verschillende locaties; grotere aantallen analyses aan lagere eenheidstarieven; slechts één rapportage per cluster e.d.);
3. er zijn meer garanties voor een meer eenduidige werkwijze, w.b. vooropgestelde saneringsdoelstelling, risico-evaluatie, e.d.
4. mogelijke interacties/overlappende verontreinigingen tussen de verschillende locaties worden direct vastgesteld;
5. per cluster hoeft slechts één rapport (BSP) te worden opgesteld waarin één keer de afweging gebeurt van geschikte saneringstechnieken voor alle locaties binnen de cluster. De sanering van de locaties binnen iedere cluster kan beduidend efficiënter verlopen en op elkaar worden afgestemd. Op dit vlak kunnen daarom belangrijke kostenbesparingen worden verwacht (b.v. algemeen lagere eenheidstarieven van de saneringsaannemer indien grotere hoeveelheden kunnen worden geleverd). Daarnaast bestaat de mogelijkheid, indien per cluster een saneringstijdsschema wordt gevolgd, om saneringssystemen die op de ene locatie kunnen worden verwijderd, op een andere locatie binnen de cluster opnieuw te gebruiken.

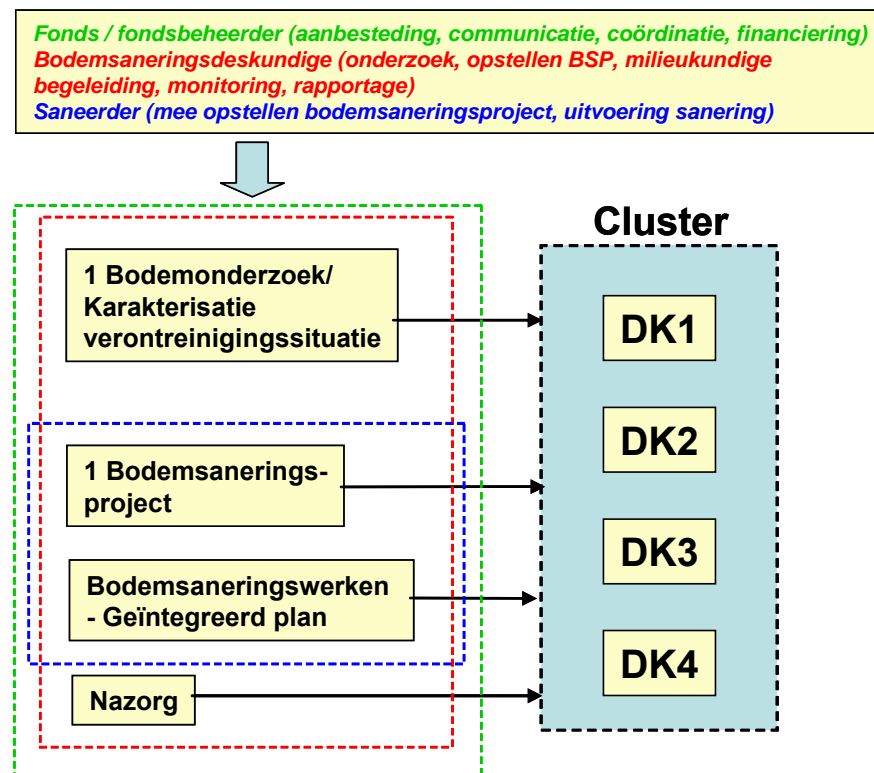
Anderzijds moet rekening worden gehouden met mogelijke administratieve nadelen b.v. bij overdracht van locaties binnen één cluster.

6.2 Coördinatie en financiering

Momenteel wordt, in samenspraak met de sector, gewerkt aan een financieringsmechanisme. Zonder hierop in detail in te gaan, kan worden gesteld dat de financiering van de bodemsanering op droogkuislocaties via fondsvorming zal gebeuren, waarbij de saneringsplicht wordt overgedragen aan het fonds, geleid door een fondsbeheerder. Deze fondsbeheerder zorgt voor de aanbesteding (selectie BSD en saneerder) en coördineert de werken (inclusief communicatie met OVAM en omwonenden); de financiering gebeurt door het fonds.

Dit levert het bijkomend voordeel dat de mogelijkheid tot een meer dynamisch onderzoeks- en saneringsconcept wordt gecreëerd (het laten ineenvloeien van onderzoeks- en saneringswerkzaamheden; *principe van cyclisch ontwerp*), omdat de tijdsdruk wordt weggenomen eens de saneringsplicht is overgedragen naar de fondsbeheerder.

Voor het geval van de geclusterde aanpak van droogkuislocaties kan dit in volgend schema worden samengevat:



Figuur 50. Overzicht van de aanpak van de gezamenlijke karakterisatie en sanering van een cluster van (b.v.) 4 droogkuisen

Of de voorgestelde aanpak in de praktijk werkbaar kan worden zal in hoofdzaak bepaald worden door de inpasbaarheid ervan in de bestaande wetgeving. Dit zal nog dienen te worden getoetst door de OVAM.

7 Literatuur

Journals

- Bass DH, Hastings NA, Brown RA, 2000. Performance of air sparging systems: a review of case studies. *Journal of Hazardous Materials* 72: 101-119.
- Boving TB, Brusseau ML, 2000. Solubilization and removal of residual trichloroethene from porous media: comparison of several solubilisation agents. *Journal of Contaminant Hydrology* 42: 51-67.
- Dwarakanath V, Kostarelos K, Pope GA, Shotts D, Wade WH, 1999. Anionic surfactant remediation of soil columns contaminated by nonaqueous phase liquids. *Journal of Contaminant Hydrology* 38: 465-488.
- Ferguson JF, Pietari JMH, 2000. Anaerobic transformations and bioremediation of chlorinated solvents. *Environmentam Pollution* 107: 209-215.
- Field JA, Sawyer TE, Schroth MH, Humphrey MD, Istk JD, 2000. Effect of cation exchange on surfactant-enhanced solubilization of trichloroethene. *Journal of Contaminant Hydrology* 46: 131-149.
- Fortin J, Jury WA, Anderson MA, 1997. Enhanced removal of trapped non-aqueous phase liquids from saturated soil using surfactant solutions. *Journal of Contaminant Hydrology* 24: 247-267.
- Gavaskar AR, 1999. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials* 68: 41-71.
- Hellawell EE, Kemp AC, Nancarrow DJ, 2001. A GIS raster technique to optimise contaminated soil removal. *Engineering Geology* 60: 107-116.
- Hood ED, Thomson NR, Grossi D, Farquhar GJ, 2000. Experimental determination of the kinetic rate law for the oxidation of perchloroethylene by potassium permanganate. *Chemosphere* 40: 1383-1388.
- Johnson WP, John WW, 1999. PCE solubilization and mobilization by commercial humic acid. *Journal of Contaminant Hydrology* 35: 343-362.
- Kao CM, Lei SE, 2000. Using a peat biobarrier to remediate PCE/TCE contaminated aquifers. *Water Resources* 34: 835-845.
- Lien H-L, Zhang W-X, 2001. Nanoscale iron particles for complete reduction of chlorinated ethenes. *Colloids and Surfaces A* 191: 97-105.
- Mackay DM, Wilson RD, Brown MJ, Ball WP, Xia G, Durfee DP, 2000. A controlled field evaluation of continuous vs. pulsed pump-and-treat remediation of a VOC-contaminated aquifer: site characterisation, experimental setup, and overview of results. *Contaminant Hydrology* 41: 81-131.
- Mihopoulos PG, Sayles GD, Suidan MT, Shah J, Bishop DF, 2000. Vapor phase treatment of PCE in a soil column by lab-scale anaerobic bioventing. *Water Resources* 34: 3231-3237
- Morkin M, Devlin JF, Barker JF, Butler BJ, 2000. In situ treatment of a mixed contaminant plume. *Journal of Contaminant Hydrology* 45: 283-302.
- Oostrom M, Hofstee C, Walker RC, Dane JH, 1999. Movement and remediation of trichloroethylene in a saturated, heterogeneous porous medium 2. Pump-

- and-treat and surfactant flushing. *Journal of Contaminant Hydrology* 37: 179-197.
- Padgett PK, Hayden NJ, 1999. Mobilization of residual tetrachloroethylene during alcohol flushing of clay-containing porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 40: 285-296.
- Reitsma S, Kueper BH, 1998. Non-equilibrium alcohol flooding model for immiscible phase remediation: 2. Model development and application. *Adv. in Water Resources* 21: 663-678.
- Rivett MO, Feenstra S, Cherry JA, 2001. A controlled field experiment on groundwater contamination by a multicomponent DNAPL: creation of the emplaced-source and overview of dissolved plume development. *Journal of Contaminant Hydrology* 49: 111-149.
- Ruiz N, Seal S, Reinhart D, 2000. Surface chemical reactivity in selected zero-valent iron samples used in groundwater remediation. *Journal of Hazardous Materials* B80: 107-117.
- Sabatini DA, Knox RC, Harwell JH, Wu B, 2000. Integrated design of surfactant enhanced DNAPL remediation: efficient supersolubilization and gradient systems. *Journal of Contaminant Hydrology* 45: 99-121.
- Schaerlaekens J, Vanderborght J, Merckx R, Feyen J, 2000. Surfactant enhanced solubilization of residual trichloroethene: an experimental and numerical analysis. *Journal of Contaminant Hydrology* 46: 1-16.
- Schnarr M, Truax C, Farquhar G, Hood, Gonullu T, Stickney B, 1998. Laboratory and controlled field experiments using potassium permanganate to remediate trichloroethylene and perchloroethylene DNAPLs in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 29: 205-224.
- Schroth MH, Oostrom M, Wietsma TW, Istok JD, 2001. In-situ oxidation of trichloroethene by permanganate: effects on porous medium hydraulic properties. *Journal of Contaminant Hydrology* 24: 247-267.
- Seol Y, Schwartz FW, 2000. Phase-transfer catalysis applied to the oxidation of nonaqueous phase trichloroethylene by potassium permanganate. *Journal of Contaminant Hydrology* 44: 185-201
- Schmidt R, Gudbjerg J, Sonnenborg TO, Jensen JH, 2001. Removal of NAPLs from the unsaturated zone using steam: prevention of downward migration by injecting mixtures of steam and air, *Journal of Contaminant Hydrology*, In Press.
- Vogan JL, Focht RM, Clark DK, Graham SL, 1999. Performance evaluation of a permeable reactive barrier for remediation of dissolved chlorinated solvents in groundwater. *Journal of Hazardous Materials* 68: 97-108.

Rapporten/Boeken/Internet

- AATDF, 2001. Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvents. (www.clu-in.org/PRODUCTS/AATDF/Toc.htm)
- Bodembreed, 2002. www.bodembreed.nl/nobis
- Consoil, 2000. Proceedings of the Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, CCL Leipzig, Germany, 18-22 Sept. 2000
- Dawson, H.E. and Illangasekare, T.H. 1999. Influence of geologic heterogeneity and chemical complexity on the transport and distribution of non-aqueous phase liquid wastes. (http://www.epa.gov/unix0008/land_waste/rcra/napl.pdf)
- Dries, J. 2001. Ontwikkeling, optimalisatie en karakterisatie van een multi-functionele permeabele wandtechnologie voor de verwijdering van gemengde polluties uit grondwater. Vito-rapport 2001/MIT/R/xxx.
- ERM, 2001. Bodemluchtexttractie en persluchtinjectie: haalbaarheid, opvolging en stopzetting. Studie in opdracht van OVAM. Drafrapport versie mei 2001.
- Gemoets J, Bastiaens L, Lookman R, Vos J, 2001. Natuurlijke attenuatie: theoretische achtergronden en methoden voor opvolging. Vito studie in opdracht van OVAM.
- Habtie A., Bronders J. en Van Keer, I. 2002. Eigenschappen, gedrag en transport van niet-waterige organische vloeistoffen (NAPL's) in grondwater. Rapport fase 1: Inventarisatie en karakterisatie. Vito rapport 2000/IMS/R-februari 2002.
- Handboek Bodemsaneringstechnieken, 1998. Sdu Uitgeverij Koninginnegracht, Ed. 1, Deel B (In-situ Reinigen); H.2 (Onttrekken van grondwater).
- ITRC, 2001. Technical and regulatory guidance for in-situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater. (www.itrcweb.org/ISCO-1.pdf).
- ITRC, 2000. Dense Non-Aqueous Phase Liquids (DNAPLs): Review of Emerging Characterization and Remediation Technologies. (www.clu-in.org/download/misc/dnapl.pdf)
- LFR Levine-Fricke, 1998. Cosolvent Flushing Pilot Test Report - Former Sages Dry Cleaner in Florida (downloadbaar via <http://www.clu-in.org/search/>).
- Lookman R, Gemoets J, Patyn J. , 2001. Pump & treat. Deel 1: grondwateronttrekkingsaspecten. Vito studie in opdracht van OVAM.
- Maes G, Acke S en Dedeurwaarder S. 2001. Verslag van de vierde vergadering van de gebruikerscommissie PIH te Kortrijk, in het kader van het HOBUIWT-project 000201: "studie van bodemonderzoeken en saneringstechnieken van VOCl's"(oktober 2001).
- Newmark RL, Aines RD, 1998. They all like it hot: faster cleanup of contaminated soil and groundwater. Science & Technology Review May 1998.
- Surfer for Windows, version 6, Users Guide. Golden Software, Inc., 1997.

US EPA, 1994. Manual - Alternative Methods for Fluid Delivery and Recovery. EPA/625/R-94/003; 87 pp. (<http://www.epa.gov/ORD/WebPubs/fluid.pdf>)

US EPA, 1995. Abstracts of remediation case studies.

(www.epa.gov/swertio1/download/frtr/frtr-abs.pdf)

US EPA, 1998. Steam Injection For Soil And Aquifer Remediation EPA/540/S-97/505 (www.epa.gov/swertio1/tsp/download/steaminj.pdf)

US EPA, 1998. Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. EPA/600/R-98/128. (<http://www.clu-in.org/pub1.htm>)

US EPA, 1999. Groundwater cleanup: overview of operating experience at 28 sites. EPA 542-R-99-006.

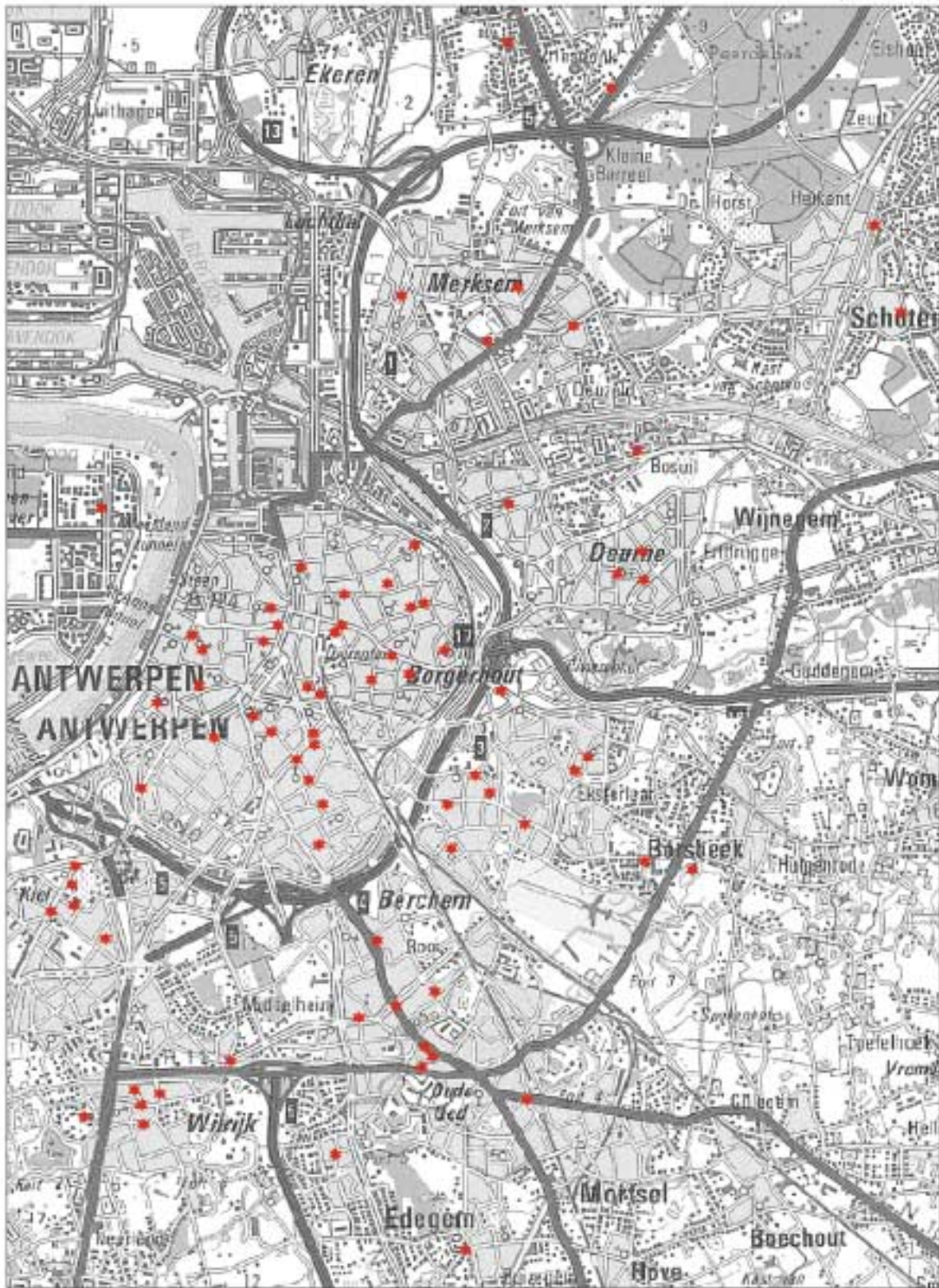
Appendix 1

A. Overzichtskaart van de Stad Antwerpen en omgeving met aanduiding van alle locaties waar droogkuisactiviteiten plaatsvinden of –vonden

(bron: Droogkuis Federatie).

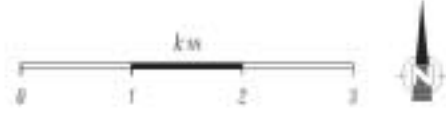
B. Isohypsenaart van de Boomse klei ter hoogte van de Stad Antwerpen en omgeving met aanduiding van OW en NZ transecten (cfr. fig. 20)

(bron: Vito en Geologische Dienst van België).

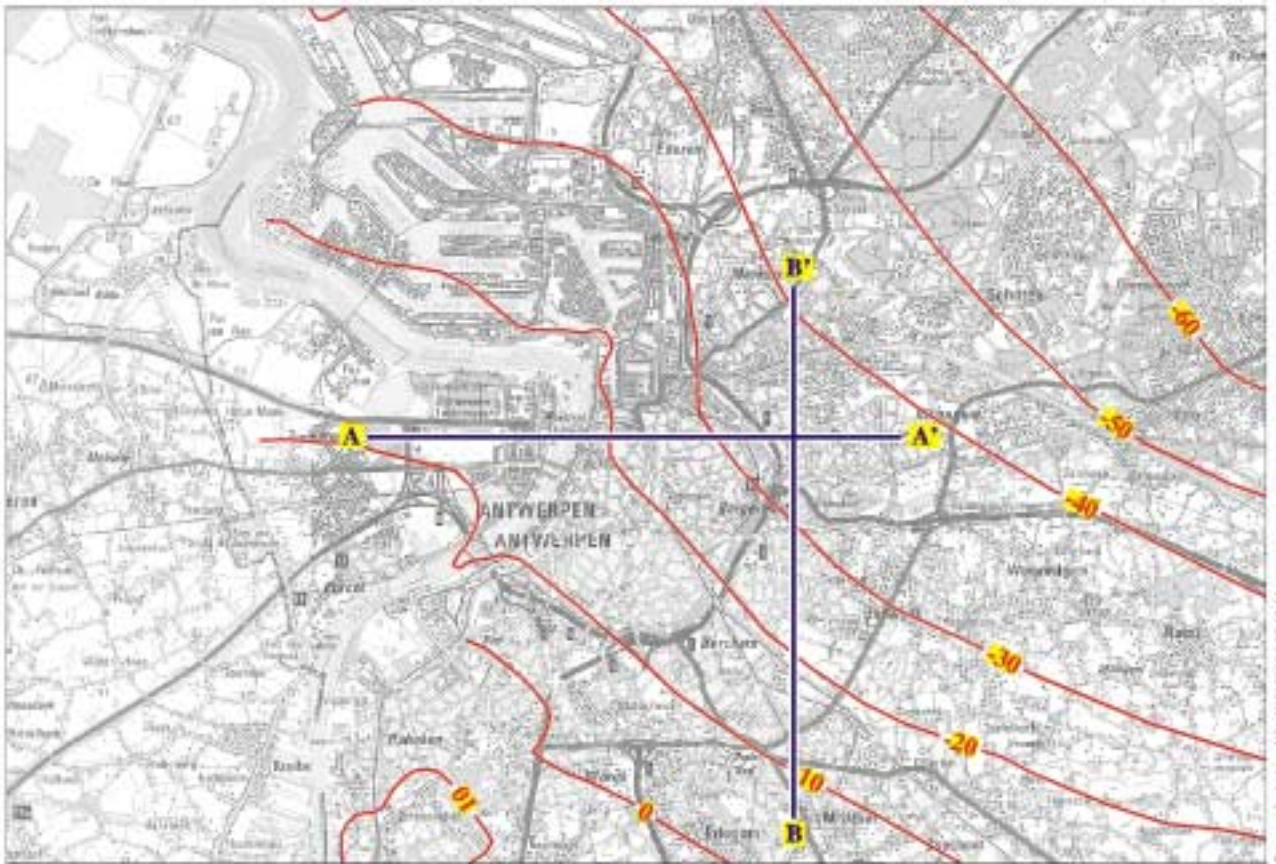


(150800;284000)

Locaties droogkuis regio Antwerpen



© topografische kaart NGI 1:100000 7-14



(141392,294900)

- isohypsen top Boomse Klei (m TAW)
- lokalisatie geologische profielen



Appendix 2

Overzicht van ervaring met sanering van droogkuislocaties in de USA (Drycleaner Site Profiles – <http://www.drycleancoalition.org/profiles/>)

1. Abe's Main Street Cleaners Portland
2. Alpine Cleaners
3. MWR Dry Cleaners, Camp Lejeune Marine Corps Base, NC
4. Butler Cleaners (#1) Jacksonville, FL
5. Butler Cleaners (#2) Jacksonville, FL
6. Cedarburg Drycleaners Cedarburg, WI
7. Contemporary Cleaners Orlando, FL
8. Decorah Shopping Center Drycleaners Decorah, WI
9. Dixie Cleaners Jacksonville, FL
10. Donaldson's Drycleaners --, WI
11. Dry Clean USA Orlando, FL
12. Dry Clean USA #11401 Boca Raton, FL
13. Fashion Drycleaners --, OR
14. Former American Uniform Hutchinson, KS
15. Former Big B Cleaners Warrington, FL
16. Former Nu Look One Hour Cleaners Coral Springs, FL
17. Former Quick-N-Easy Wash-O-Mat and Former Artistic Cleaners Wichita, KS
18. Former Sages Drycleaners Jacksonville, FL
19. Former Sta-Brite Cleaners Sarasota, FL
20. Hanner's Cleaners Pompano Beach, FL
21. Hayden Island Cleaners Portland, OR
22. Johannsen Cleaners Lebanon, OR
23. Koretizing Cleaners Jacksonville, FL
24. NuWay II Cleaners --, OR
25. One Hour Dry Cleaners Coral Springs, FL
26. One Price Drycleaners Sunrise, FL
27. Paul's Classic Drycleaners --, WI
28. Springdale Cleaners --, OR
29. Stuart Cleaners & Tailors Stuart, FL
30. Swift Cleaners Jacksonville, FL
31. Varsity Cleaners Temple Terrace, FL
32. Washington Square Mall Dry Cleaners --, WI

1. Abe's Main Street Cleaners, Portland, OR

Locatiebeschrijving. Operationeel, in commerciële omgeving, exploitatie sinds jaren '40. Oorzaak verontreiniging: afvalwaterlozing uit de drooginstallatie rechtstreeks in ondergrond van het gebouw.

Grondwaterstand: 4,6 à 6,1 m-mv.

Bodemopbouw:

0-4,6 m-mv.: kleiige leem en fijn zand.

4,6-13,7 m-mv.: zandig grind.

13,7 m-mv.: basalt. De boorprofielen wijzen op een mogelijke komvormige depressie in het basalt onder het gebouw; hierin kan zich DNAPL bevinden.

Doorlaatbaarheid: 6,7 à 150 m/dag

Grondwatergradiënt: ca. 0,003 m/m (horizontaal); 0,001-0,71 m/m (verticaal)

Grondwaterverontreiniging:

Hoogste concentraties: 2.600 µg/L (PCE), 530 µg/L (TCE), 3.000 µg/L (cis-DCE), 390 µg/L (trans-DCE), 33 µg/L (VC). Ondergrens: niet gerapporteerd. Pluimlengte: verschillende 10-tallen meters

Aanwezigheid DNAPLs: geen daadwerkelijke detectie. In grondwater PCE conc. > 7% S(PCE).

Grondverontreiniging:

Contaminanten: PCE

Hoogste concentraties: > 1000 mg/kg d.s.

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE, Pump and Treat
- Saneringsdoelstelling: vuilvrachtverwijdering tot humane en verspreidingsrisico's weggenomen zijn. Locatiespecifieke terugsaneerwaarden.
- Start sanering: 1998
- Finaal saneringsontwerp: BLE-systeem met 4 extractieputten. P&T-systeem: 2 extractieputten met deeltjesfilters om gesuspendeerd materiaal te verwijderen. Zuivering met stripper, luchtzijdige kooladsorptie. Lozing op riolering.
- Resultaten: PCE en dochterproductconcentraties in grond daalden sterk mbv het BLE-systeem (2700 ppm tot 69 ppm binnen 5 maanden). Vuilvrachtverwijdering 103 kg VOCl (totale saneringssysteem). Grondwaterconcentraties fluctueerden van 1,1-716 µg/L (PCE); 1,4-115 µg/L (TCE); 1,15-277 µg/L (Cis), 2,4 µg/L (Trans), 1,4-23,1 µg/L (VC). Een dalende trend van het totaal VOCl-gehalte in de pluim kon worden aangetoond. Cis en VC vertoonden een stijgende trend (afbraak); in de kernzone blijven de PCE concentraties echter eerder constant.
- Het BLE-systeem is inmiddels gestaakt; de P&T wordt voortgezet. Monitoring vindt per kwartaal plaats. Testen met staking van de P&T om de rebound-effecten na te gaan. Additionele in-situ chemische oxidatie wordt overwogen in het brongebied.

Kosten

Bodemonderzoek: \$300000

Saneringsontwerp en implementatie: \$30000 (BLE); \$125000 (P&T)

Onderhoudskost: \$15000 (per jaar)

Lessons Learned

- UV screening van grond en grondwaterstalen hielpen het brongebied afbakenen.
- Wegens onvoldoende geochemisch onderzoek werd het risico op ijzerclogging van de filters door ijzerreducerende bacteriën over het hoofd gezien. Dit veroorzaakt hogere onderhoudskosten.
- Wegens een overlappende olieverontreiniging trad ook NA van de VOCl op in de pluim (e.g. monitored natural attenuation).

2. Alpine Cleaners, --, OR

Locatiebeschrijving: locatie in gemengd woongebied/commerciële zone; oorzaak van verontreiniging onbekend.

Grondwaterstand: 2,4 à 5,2 m-mv. (seizoensfluctuaties)

Bodemopbouw: hoofdzakelijk klei en leem met fijn-zandige laagjes (op grote onderlinge diepteintervallen) tot op de maximale boordiepte 6,6 à 9,6 m-mv.).

Doorlaatbaarheid: 0,9 à 1,2 m/dag

Grondwatergradiënt: ca. 0.027 m/m

Grondwaterverontreiniging: (hoogste concentraties): 5900 µg/L (PCE), 350 µg/L (TCE), 170 µg/L (cis-1,2-DCE), 11 µg/L (trans-1,2-DCE) ; tot op ten minste 8 m-mv. Pluimgrootte: ca. 70 x 37 m

Aanwezigheid DNAPLs: geen daadwerkelijke detectie. In grondwater PCE conc. > 1% oplosbaarheid PCE.

Grondverontreiniging: (hoogste concentraties): 12,4 mg/kg (PCE); 15 µg/kg (TCE); 33 µg/kg (cis-1,2-DCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: PLI en BLE
- Saneringsdoelstelling: vuilvrachtverwijdering tot humane en verspreidingsrisico's weggenomen zijn.
- Finaal saneringsontwerp: 6 sparginglansen, verfilterd van 7,6 tot 9,1 m-mv.; 1 compressor. Horizontale BLE drain in vermoedelijke kern (diepte 1,2-2,1 m-mv.) en een 2e drain (met 4 takken) die in de sleuf werd gelegd die werd gegraven voor de installatie van de PLI-lansen. BLE-systeem via blower met onderdruk van ca. 0,01 bar.
- Resultaten: PCE grondwaterpluim verspreidt zich traag verder. Het systeem heeft ca. 175 kg VOCl uit de bodem verwijderd tijdens 5 jaar uitvoering. Na 2 jaar daalde het verwijderingsrendement sterk. Er was een dalende trend in de VOCl grondwaterconcentraties (gem. 1200 µg/L tot 542 µg/L PCE na 1 jaar). De concentraties aan dochterproducten stegen tot TCE: 179 µg/L, cis-1,2-DCE: 314 µg/L, trans-1,2-DCE: 22,8 µg/L. VC werd niet gemeten.
- Monitoring vindt per kwartaal plaats.

Kosten

Bodemonderzoek: niet beschikbaar

Saneringsontwerp en implementatie: \$28135

Onderhoudskost: \$6167/jaar; electriciteit: \$2500/jaar; monitoring: \$10234/jaar

Lessons Learned

- het systeem werkte globaal gesproken, maar was mogelijk niet goed geplaatst, n.l. benedenstrooms van de kern. De ondergrond was vrij slecht doorlaatbaar, hetgeen de aanzuiging van VOCl vanuit de kern bemoeilijkte. Het spargingssysteem had schijnbaar weinig effect op de vuilvrachtverwijdering uit het grondwater.

3. MWR Dry Cleaners, Camp Lejeune Marine Corps Base, Camp Lejeune, NC

Locatiebeschrijving: operationele droogkuis sinds de jaren '40; eerst met gebruik van een petroleum solvent (Varsol™); vanaf de jaren '70 met PCE.

Grondwaterstand: 3-5 m-mv.

Bodemopbouw: zeer fijn kwartzand met kleilenzen en discontinue klei-, leem en veenlagen in de bovenste aquifer (6 – 18 m dikte); klei 0-4 m dikte; fijn kwartzand met variabel leemgehalte met een dikte van 0 tot 10 m (onderste aquifer). Daaronder komt een aquifer voor bestaande uit fijn kwartzand met schelpfragmenten (dikte > 15 m; "Castle Hayne aquifer").

Doorlaatbaarheid: 0,43 m/d (bovenste oppervlakkige aquifer); 20 m/d (onderste oppervlakkige aquifer); 1,6 m/d (Castle Hayne aquifer)

Grondwatergradiënt: 0,02 m/m (bovenste oppervlakkige aquifer); 0,003 m/m (onderste oppervlakkige aquifer); 0,0005 m/m (Castle Hayne aquifer)

Grondwaterverontreiniging: (hoogste concentraties): 170.000 µg/L (PCE), 3.030 µg/L (TCE), 3.725 µg/L (cis 1,2-DCE), 38 µg/L (trans 1,2-DCE), 4 µg/L (VC); 7.100 µg/L Varsol™; ondergrens: 26 m-mv. Pluimomvang: 460 x150 m

Aanwezigheid DNAPLs: DNAPL puur product is aanwezig (hoe gedetecteerd: niet vermeld)

Grondverontreiniging: niet gerapporteerd

Sanering:

- Gebruikte technologie: Surfactant-Enhanced Aquifer Remediation (SEAR) en Cosolvent/Surfactant Flushing met surfactant recycling en Partitioning Interwell Tracer Test (PITT) voor technologie-evaluatie en nadere locatiekarakterisering
- Saneringsdoelstelling: niet vermeld.
- Finaal saneringsontwerp: een gebied van 6 x 10 m werd tot op ca. 6 m diepte behandeld door injectie van ca. 4800 kg van een mengsel van commercieel verkrijgbare surfactant (Alfoterra 145-4-PO sulfate™), ca. 19000 kg isopropanol en ca 200 kg calciumchloride. 19% van het totale mengsel werd gerecycleerd.
- Voor de tracertest werd op voorhand ca. 18000 L water met de partitietracer geïnjecteerd; na de SEAR werd dit herhaald met ca. 16000 L water met de tracer. De eigenlijke tracertests duurden elk 40 dagen.
- Resultaten: een vuilvrachtverwijdering van 72% aan VOCI (DNAPL) werd gerealiseerd (280 à 330 L puur VOCI). Er zou nog ca. 90 à 110 L aan DNAPL achtergebleven zijn in het testgebied.

Kosten: geen informatie beschikbaar. De test werd uitgevoerd van 15 maart tot 15 augustus, 1999. De surfactants waren duur, alsook de monitoring (deze technologie vereist een intensieve monitoring).

Lessons Learned

- de pre-SEAR PITT bereikte de slecht-doorlaatbare zone niet; de hierboven vermelde verwijderingspercentages zijn dus enkel van toepassing op de doorlaatbare zones in het testgebied. De post-SEAR PITT bleek niet effectief, vermoedelijk omdat degradatieproducten sorbeerden aan het sediment, en dan reageerden met de tracer

- SEAR en PITT technologieën zijn niet bruikbaar in bodems met een permeabiliteit kleiner dan 0,4 m/d. De aard en impact van geologische contact- of transitiezones moet op voorhand worden onderzocht.
- De aquifer bleek niet verstopt te raken door de surfactant injectie.
- Er trad schijnbaar biologische afbraak op van de surfactant tijdens de SEAR (sulfaatreducerende omstandigheden). Dit dient eveneens op voorhand te worden onderzocht.
- De SEAR verwijderde de Varsol™ verontreiniging niet.

4. Butler Cleaners (#1), Jacksonville, FL

Locatiebeschrijving: operationele PCE droogkuis sinds 1972. Naburig voormalig tankstation ('20-'50). Residentieel/commercieel gebied.

Grondwaterstand: 1,8 m-mv.

Bodemopbouw: 0-9,4 m-mv.: zeer fijn tot fijn (lemig) zand; 9,4-11,6 m-mv.: kleiig fijn zand tot zandige klei;
11,6-12,2 m-mv. kleiig fijn zand

Doorlaatbaarheid: 2,7 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,0036 m/m

Grondwaterverontreiniging: (hoogste concentraties: 17.000 µg/L (PCE), 830 µg/L (TCE), 120 µg/L (cis 1,2-DCE), 1.170 µg/L (VC). Tevens BTEX. Ondergrens verontreiniging: 8,2 m-mv. Totale omvang pluim: nog niet volledig bepaald.

Aanwezigheid DNAPLs: nog niet bepaald

Grondverontreiniging: geen gerapporteerd

Sanering:

- Gebruikte technologie: chemische oxidatie
- Saneringsdoelstelling: niet gespecificeerd.
- Finaal saneringsontwerp: behandelde zone ca. 3. x 12m. x 9 m diepte. Drie injecties van 19000 L van een oplossing van 7,7 g/L KMnO_4 (Carus Free Flowing grade) per injectie. Negen meervoudige monitorings/injectiefilters (2,5 cm diameter) met filters op 1,5-3,0; 3,0-4,6; 4,6-6,1; 6,1-7,6 en 7,6-9,1 m-mv. Twee clusters van deze filters werden initieel als injectiefilter gebruikt. Periodiek worden de injecties herhaald.
- Resultaten: na iedere injectie daalden de VOCI-concentraties in de injectiezone. Er trad daarna echter rebound op (vanuit DNAPL-zones die buiten het bereik van de injectie lagen)

Kosten

- Ontwerp en implementatie: ca. \$230000 (piloottest systeem) en ca. \$30000 per injectie incl. de monitoring.

Lessons Learned

1. KMnO_4 is effectief als oxidatiemiddel van opgeloste PCE
2. DNAPL buiten het bereik van het oxidans zorgt voor rebound, hetgeen het success van de sanering kan beperken.

5. Butler Cleaners (#2), Jacksonville, FL

Locatiebeschrijving: zie (#1)

Grondwaterstand: zie (#1)

Bodemopbouw: zie (#1)

Doorlaatbaarheid: zie (#1)

Grondwatergradiënt: zie (#1)

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties (geactualiseerd): PCE-18.000 µg/L, TCE-830 µg/L, cis 1,2-DCE-6.800 µg/L, trans 1,2-DCE-6,0 µg/L, vinylchloride-1.170 µg/L, toluen-21.000 µg/L, ethylbenzeen-21.000 µg/L, xylenen-40.000 µg/L. Ondergrens grondwaterverontreiniging: ca. 9 m-mv. Pluimgrootte: ca. 200 x 60 m.

Aanwezigheid DNAPLs: gehalten bedragen lokaal 12% van de wateroplosbaarheid van PCE. Er zou een PCE-verlies zijn geweest van 114 liter; er is dus een sterk vermoeden van de aanwezigheid van puur product.

Grondverontreiniging: PCE met max. vastgesteld gehalte van 410 µg/kg

Sanering:

- Gebruikte technologie: co-solventflushing met tertiair butylalcohol (TBA) gecombineerd met oxidatie met KMnO₄. In de kern: BLE.
- Saneringsdoelstelling: PCE 3,0 µg /L, TCE= 3,0 µg /L, cis 1,2-DCE= 70 µg/L, trans 1,2-DCE= 100 µg /L, vinyl chloride= 1,0 µg/L; voor de grond wordt een terugsaneerwaarde gehanteerd voor PCE: 30 µg/kg.
- Start sanering: oktober 1999
- Finaal saneringsontwerp: het co-solvent wordt gebruikt om meer PCE in de vloeistoffase te brengen, zodat oxidatie met permanganaat beter verloopt. De oplossing werd in 1 filter geïnjecteerd aan een debiet van ca. 4 L per minuut. Verwarmd water met en zonder KMnO₄ voor naspoeling werd geïnjecteerd in 2 filters. De compatibiliteit van TBA met KMnO₄ werd bepaald onder piloottest condities. Het oxidans werd geïnjecteerd aan ca. 2 L/min, aan een conc. van ca. 120 g/l. In totaal werden ca. 2100 L TBA en 1700 L water geïnjecteerd. In de eind-oplossing werd zo een KMnO₄ gehalte bekomen van ca. 54 g/l; in totaal werd ca. 200 kg KMnO₄ toegediend waarvan gesteld wordt dat het theoretisch ca. 106 kg PCE kan afbreken.
- De extractie werd ca. 1 week na injectie opgestart aan een debiet van ca. 4 L/min.; er werd ca. 30 m³ vloeistof opgepompt in de periode na de injectie.
- Tijdens de oxidatietest was tevens een BLE-systeem geplaatst (3 BLE-filters; blower; actiefkoolfilter 2x100kg).
- Resultaten: de BLE liep van oktober 1999 tot februari 2000. Overige details (vrachtverwijdering) niet gegeven.

Kosten:

Onderzoek: \$145.000

Design en implementatie: \$156.000 (Co-oxidatie pilootproef)

Onderhoud en monitoring: \$25.000

Lessons Learned

1. de afperking van de bronzone (DNAPL) is essentieel voor toepassing van co-oxidatie injectie/extractie; een goed contact tussen injectievloeistof en DNAPL is noodzakelijk.

2. NaMnO_4 in vloeistofvorm kan veel interessanter zijn dan vast KMnO_4 .

6. Cedarburg Drycleaners, Cedarburg, WI

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis in gemengd commerciële/residentiële zone sinds ca. 1968. Bron verontreiniging: illegale on-site lozing van solvent.

Grondwaterstand: 0,9 à 1,5 m-mv.

Bodemopbouw: 0,3-4,8 m-mv.: slecht gedraineerde lemige klei/kleiige leem met plaatselijk zand en grind; 4,6- 11,9 m-mv.: lemige klei met zand en grindresten en enkele discontinue lagen; daaronder lemig fijn zand aan de westzijde van het terrein.

Doorlaatbaarheid: 8,5 m/d (lemig zand) à 0,01 m/d (leem of lemige klei)

Grondwatergradiënt: 0,03-0,06 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 6.800 µg/L (PCE); 810 µg/L (TCE); 1.000 µg/L (1,1-DCE); 1.000 µg/L (1,2-DCE). Ondergrens: ca. 10 m-mv. Pluimgrootte: ca. 50 x 21m

Aanwezigheid DNAPLs: onbekend

Grondverontreiniging: max. 21 mg/kg (PCE), 300 µg/kg (TCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE + Bioremediatie (Reductieve Dechlorinatie).
- Saneringsdoelstelling: vuilvrachtverwijdering tot humane en verspreidingsrisico's weggenomen zijn.
- Finaal saneringsontwerp: ca. 2.300 m³ verontreinigde bodem, met 2 bronzones, werd behandeld d.m.v. een kettingsleufmachine, waarbij tegelijkertijd hete lucht (tot 370 °C) in de sleuf werd ingeblazen. De gecombineerde werking van de bodemagitatie en opwarming zorgt voor het vrijkomen van de solventen die door het BLE-systeem worden afgezogen. Voor de grondwaterbioremediatie werd een verdunde melasse-oplossing geïnjecteerd, via (1) Geoprobe injectiesonde en (2) infiltratiegracht.
- Resultaten: het grondgehalte aan PCE in de kernzones werd teruggebracht tot onder het voor de locatie bepaalde risico-niveau van 390 µg/kg. Voor het grondwater zijn nog geen resultaten beschikbaar (sanering/monitoring is bezig)

Kosten

Bodemonderzoek: \$14.806 (grond)+ \$54.251 (grondwater)

Saneringsontwerp en implementatie: \$47.709 (grondsanering); \$43.980 (grondwatersanering)

Onderhoudskost: niet vermeld

Lessons Learned

1. De mobiele sleufmachine was te groot voor de locatie en kon niet diep genoeg doordringen voor een optimale behandeling van de locatie. Binnen het werkdomein werkte de techniek echter goed.

7. Contemporary Cleaners, Orlando, FL

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis sinds 1974 in shoppingcenter.

Grondwaterstand: 1,8 à 2,4 m-mv.

Bodemopbouw: 0 - 7,6 à 9,1 m-mv.: fijn kwartszand (bovenste aquifer); kleilaag 0,3 – 4 m dikte; daaronder een 2^e aquifer met fijn lemig zand en zandige klei, dikte 6 – 8 m.

Doorlaatbaarheid: 0,4 m/d (bovenste aquifer); 20 m/d (2e aquifer)

Grondwatergradiënt: 0,01 m/m (bovenste aquifer); 0,003 m/m (2e aquifer)

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 3.300 µg/L (PCE), 4.980 µg/L (TCE), 4.000 µg/L (cis 1,2-DCE), 130 µg/L (trans 1,2-DCE), 2.900 µg/L (VC).
Ondergrens: 16,5 m-mv. Pluimgrootte: 1,3 ha

Aanwezigheid DNAPLs: niet bekend

Grondverontreiniging: niet bekend

Sanering:

- Gebruikte technologie: bioremediatie met Hydrogen Release Compounds ® (HRC)
- Saneringsdoelstelling: niet gespecificeerd
- Finaal saneringsontwerp: behandelde oppervlakte 1356 m² (oppervlakte binnen 1 mg/L PCE contourlijn). HRC-injectie gebeurde in de eerste aquifer, met Geoprobe sonde, op 144 plaatsen met onderlinge afstand van ca. 3 m (24 x 55 m grid), op een diepte van 1,5 – 9 m-mv. Een volume van 9,3 L HRC-vloeistof (=10 kg of ca. 1,3 kg per verticale meter) werd per punt geïnjecteerd (totale hoeveelheid HRC: ruim 3000 kg).
- Resultaten: na 152 dagen werd de volgende vuilvrachtvermindering vastgesteld: PCE - 96% ; cis 1,2-DCE - 36%; TCE - 51% en VC - 58%

Kosten

Totale kosten: \$ 127.000 (de HRC-kost hierin was \$ 27.197)

Lessons Learned

1. alle ondergrondse obstakels dienen goed in beeld te zijn alvorens de injectie wordt uitgevoerd.
2. een gedetailleerde kennis van de grondwatersamenstelling is nodig om het effect van de HRC te voorspellen. De gevormde zuren bij de afbraak van de HRC verlagen de pH van het groundwater initieel mogelijk naar waarden die ongunstig zijn voor de reductieve dechlorinatie van de VOCs.
3. De HRC vloeistof werd, vooraleer injectie plaatsvond, verwarmd om de viscositeit te doen afnemen en zo de injectie te vergemakkelijken.

8. Decorah Shopping Center Drycleaners, Decorah, WI

Locatiebeschrijving: Aktief in commerciële zone sinds 1965. Tussen '65 en '69 Bron van PCE verontreiniging wellicht lozing via afvoergoten en rioolsysteem, verontreiniging hoofdzakelijk > 15 jaar oud.

Grondwaterstand: 1,8-3,0 m-mv.

Bodemopbouw: 0 – 1,5 m-mv.: zandige leem en lemig zand met variable kleigehalte; 1,5 – 3,4 m –mv. fijn tot medium zand; 3,4 – 7,3 m –mv.: fijn lemig zand en zandige leem met een weinig lemige klei; 7,3 – 8,5 m –mv.: lemige klei.

Doorlaatbaarheid: ca. 1,1 m/d.

Grondwatergradiënt: gemiddeld 0,028 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 25 µg/L (PCE); 0,39 µg/L (TCE), <1,0 µg/L (1,2-DCE). Ondergrens: 3,3 m-mv. Pluimgrootte: ca. 70 m x 11 m.

Aanwezigheid DNAPLs: geen

Grondverontreiniging: hoogste contaminantconcentratie: 1,5 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: Bioremediatie/natuurlijke attenuatie/Hydrogen Release Compound® (HRC)/aanbrengen bovenafdichting
- Saneringsdoelstelling: PCE in grondwater 5 µg/L.
- Finaal saneringsontwerp: 1350 kg HRC wordt geïnjecteerd op 20 locaties.
- Resultaten: 6 monitoringsrondes (per kwartaal) tonen aan dat de PCE-concentraties stabiel zijn, en fluctueren van 2,5 tot 18 µg/L. De grondgehalten bedroegen <0,025-1,4 mg/kg.

Kosten

niet vermeld

9. Dixie Cleaners, Jacksonville, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE-droogkuis (actief van 1956 – 1995) in commerciële/residentiële zone.

Grondwaterstand: 0,6 m-mv.

Bodemopbouw: 0 – 5,5 m –mv.: lemig, fijn zand; 5,5 – 9,1 m-mv. kleilig fijn zand; 9,1 – 9,8 m-mv.: kalksteen; daaronder stijve klei.

Doorlaatbaarheid: ondiepe zanden: 0,1 m/d; kleilige zanden: 0.07 m/d

Grondwatergradiënt: 0,009 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 5.200 µg/L (PCE); 4.100 µg/L (TCE); 7.500 µg/L (cis 1,2-DCE); 160 µg/L (trans 1,2-DCE); 1.100 µg/L (VC). Ondergrens: 10 m-mv. Pluimgrootte: 53 m x 107 m.

Aanwezigheid DNAPLs: DNAPLs worden verondersteld aanwezig te zijn (concentratie aan PER is 3,5% van de oplosbaarheid).

Grondverontreiniging: hoogste vastgestelde concentraties: 0,480 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: Bioremediatie met Hydrogen Release Compound ® (HRC) en NA
- Terugsaneerwaarden PCE: 3,0 µg /L, TCE: 3,0 µg/L; cis 1,2-DCE: 70 µg/L, trans 1,2-DCE: 100 µg/L, vinyl chloride: 1,0 µg/L
- Start sanering: juni 2000
- Finaal saneringsontwerp: (1) in situ bioremediation binnen de contourlijn 300 µg/L PCE en NA voor de rest van de pluim. Er werd geen piloottest uitgevoerd; de injectie gebeurde meteen full-scale. Ca. 10.000 kg HRC werd geïnjecteerd op 175 locaties met onderlinge afstand van ca. 3 m dwars op de pluim en ca. 5 m in de lengte-richting van de pluim. De totale behandelde oppervlakte was ruim 1700 m², injectie gebeurde vanaf grondwaterniveau tot 7,6 of 9,1 m-mv. Per injectiepunt werd ca. 2 kg per verticale meter geïnjecteerd onder een druk van ca. 10,8 bar, waarbij 159 injecties tot 7,6 m werden uitgevoerd en 16 tot op 9,1 m-mv. Dit duurde in totaal 25 werkdagen. Monitoring van het effect van de injectie gebeurt via 16 microfilters en 14 bestaande peilbuizen, na 1, 4, 6 en 12 maanden enz.
- Resultaten: ca. 1 jaar na de injectie waren de grondwaterconcentraties significant gedaald tot 38 à 42 µg/L. TCE afnames van 33-99% werden vastgesteld. De TCE, DCE en VC concentraties in het bronangebied liggen nog boven de normen. DCE en VC-concentraties stijgen nog. Mogelijk zal op termijn overgeschakeld dienen te worden naar een aërobe bioremediatie om Cis en VC te verwijderen.

Kosten

Bodemonderzoek: \$55.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$32.000 (installeren peilbuizen en nulsituatieonderzoek); HRC \$150.000; Injectie: \$80.000

Monitoring en rapportering: \$38.000

Lessons Learned

Zie eerder (HRC-toepassing)

10. Donaldson's Drycleaners, --, WI

Locatiebeschrijving: Actieve PCE droogkuis in commercieel gebied.

Grondwaterstand: 2,4 à 3,0 m-mv.

Bodemopbouw: Toplaag asfalt en grind op klei (tot 2,4 m-mv.); daaronder gescheurd dolomiet gesteente.

Doorlaatbaarheid: 1,1 m/d (gesteente); 0,06 m/d (klei)

Grondwatergradiënt: 0,001 m/m.

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 55.000 µg/L (PCE); 6.400 µg/L (TCE); 19.000 µg/L (cis-1,2-DCE); 130 µg/L (trans-1,2-DCE); 1.600 µg/L (VC); 7.500 µg/L (benzeen); 22.000 µg/L (tolueen). Ondergrens: ca. 13,7 m-mv. Pluimgrootte: nog niet volledig in beeld.

Aanwezigheid DNAPLs: nog niet bepaald

Grondverontreiniging: hoogste concentraties: 660 mg/kg (PCE); 1,2 mg/kg (TCE); 0,73 mg/kg (cis-1,2,-DCE); 0,041 mg/kg (trans-1,2-DCE); 0,39 mg/kg (VC)

Sanering:

- Gebruikte technologie: ontgraving, BLE, P&T (eigenlijk: dual phase extractie), bovenafdichting
- Saneringsdoelstelling: zo groot mogelijke vuilvrachtverwijdering. Wegnemen risico's (humane, verspreiding).
- Finaal saneringsontwerp: 55 ton grond werd ontgraven en afgevoerd; de bronzone werd afgedekt met asfalt. Een BLE-installatie die reeds op een vroegere installatie was gebruikt voor de sanering werd hergebruikt op een ontrekkingsfilter via PVC leidingwerk. Opgepompt water wordt eerst over een stripper geleid; BLE en striplucht worden geloosd in de atmosfeer; het gezuiverde water in een riool.
- Resultaten: het dual phase systeem werkte initieel aan een verwijderingsrendement van ca. 11 kg product per dag. Het opgepompte water wordt geloosd aan 3 à 10 µg/L PCE en 0,53 µg/L cis.
- De verdere verticale en horizontale verspreiding wordt nu verder in beeld gebracht terwijl de sanering loopt. Monitoring gebeurt per kwartaal.

Kosten

Bodemonderzoek: \$32.331 (grond); \$57.609 (grondwater). Resterend onderzoek wordt geschat op \$5.000.

Saneringsontwerp en implementatie: \$54.859 (grond); \$36.460 (grondwater), inclusief BLE

Onderhoudskost ca. \$40.000 voor 2 jaar

Lessons Learned

1. Het hergebruik van een reeds bestaande BLE-unit bespaarde aanzienlijk op de kosten.
2. VOCl aanwezig in klei is zeer moeilijk te saneren; ondanks de lage doorlaatbaarheid bleek een dual-phase opstelling echter goed te werken

11. Dry Clean USA, Orlando, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PER droogkuis (1988 – 1998) in een shoppingcenter. In het zelfde centrum bevindt zich een tweede voormalige droogkuis (1957 – 1988).

Grondwaterstand: 2,4 – 3,0 m-mv.

Bodemopbouw: 0-14,3 m-mv.: licht lemig fijn tot medium-fijn kwartszand; 14,3 – 16,1 m-mv.: licht zandige klei; 16,1-25,3: fijn tot medium-fijn zand afgewisseld met kleiig zand; 25,3 - 27,1 m-mv.: zandige en kleiige leem; 27,1-28,3 m-mv.: fijn tot grof zand met schelpen; daaronder harde fosfaatkalksteen.

Doorlaatbaarheid: 2,4 – 14,3 m-mv.: 0,42 à 0,73 m/d. Van 14,3 tot 28,3 m-mv.: 0,12 m/d.

Grondwatergradiënt: 0,002 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 2.380 µg/L (PCE); 700 µg/L (1,1-DCE); 67 µg/L (1,1-DCA); 98 µg/L (VC). Ondergrens: 21 m-mv. Pluimgrootte: 244 x 91 m

Aanwezigheid DNAPLs: niet effectief vastgesteld

Grondverontreiniging: hoogste concentratie: 3,9 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: NA, P&T; BLE, infiltratie
- Saneringsdoelstelling: terugsaneerwaarden grondwater PCE: 3,0 µg /L, TCE: 3,0 µg /L, cis 1,2-DCE: 70 µg/L, trans 1,2-DCE: 100 µg/L, vinylchloride: 1,0 µg/L. Voor de grond: PCE: 30 µg/kg
- Opstart april 1999
- Finaal saneringsontwerp: P&T van april 1999 tot januari 2001; 1 onttrekkingsfilter op 8 m-mv, met debiet 26,5 à 45 L/minuut. Zuivering via stripper; lozing op riool. BLE: april 1999 tot december 2000; Onttrekking van lucht via 2 horizontale drains van elk ca. 30 m lengte, op een diepte van 1,5 m-mv. Debiet aan de blower: 11,3 m³/min bij een onderdruk van ca. 0,06 bar. Debiet in de onttrekkingsdrains: ca. 6 m³/min bij een onderdruk van ca. 0,05 bar. Grondwaterstalen werden genomen bij de start en vervolgens per kwartaal; Stripper influentstalen werden maandelijks geanalyseerd tijdens het eerste half jaar; daarna eens per kwartaal. Effluentstalen werden dagelijks verzameld gedurende de eerste drie weken, vervolgens maandelijks en dan per kwartaal. Resultaten: in 2 peilbuizen zijn de concentraties nog hoger dan de doelstelling (PCE: 5.400 µg/L en 3.800 µg/L). Het saneringssysteem is stilgelegd; de grondwaterconcentraties worden verder gemonitord.

Kosten

Bodemonderzoek: \$ 97.724

Saneringsontwerp en implementatie: piloottest-\$ 33.189; installatie: \$142.998 (incl. \$ 29.500 voor horizontale BLE drains); materiaal-\$ 38.369

Onderhoudskost: \$108.976 (inclusief staalname)

Lessons Learned

1. Numerieke grondwatermodellering was nuttig voor de keuze van de plaats van de onttrekkingsbronnen.

2. De horizontale BLE-drains kunnen zeer nuttig zijn voor BLE onder gebouwen.
3. Pump & treat was effectief voor een locatie met een beperkte residuele DNAPL verontreiniging.

12. Dry Clean USA #11401, Boca Raton, FL

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis sinds 1982. Bronzones: bodem onder droogkuismachine en waterafvoerdrain.

Grondwaterstand: ca. 2,1 m-mv.

Bodemopbouw: 0 – 1,2 m-mv.: fijn zand en zandige klei; 1,2 – 21 m-mv.: fijn tot medium zand; 21-23 m-mv.: zachte lemige kalksteen; daaronder kalksteen afgewisseld met zand/leem lagen.

Doorlaatbaarheid: 6,4 tot 75 m/d.

Grondwatergradiënt: 0,0002 m/m

Grondwaterverontreiniging: Hoogste concentraties: 27.600 µg/L (PCE), 8.120 µg/L (TCE), 2.177 µg/L (cis 1,2-DCE), 103 µg/L (trans 1,2-DCE), 60 µg/L (1,1-DCE). Ondergrens: 18 µg/L (PCE) op 26 m-mv. Pluimgrootte: ca. 195 x 46 m.

Aanwezigheid DNAPLs: PCE concentraties >18% van de oplosbaarheid duiden op aanwezigheid DNAPL

Grondverontreiniging: hoogste concentraties in grond: 3,2 mg/kg (PCE); in sediment in waterdrain: 86 mg/kg

Sanering:

- Gebruikte technologie: PLI en BLE
- Saneringsdoelstelling: grondwater PCE: 3,0 µg /L, TCE: 3,0 µg /L, cis 1,2-DCE: 70 µg/L, trans 1,2-DCE: 100 µg/L, vinylchloride: 1,0 µg/L. Voor de grond: PCE: 30 µg/kg
- Opstart oktober 2000
- Finaal saneringsontwerp: in eerste instantie werd het verontreinigde sediment verwijderd uit de afwateringsdrain. Vervolgens werden 2 horizontale BLE-drains geplaatst in de onverzadigde zone met een gepland onttrekkingsdebiet van ca. 270 m³/u (gemiddeld werd effectief 365 m³/u gehaald). De geplande onderdruk was 0,021 bar, gerealiseerd met een blower van 5,5 KW. De invloedsstraal van de BLE werd geraamd op ca. 10 m. De PLI gebeurde op 15 m-mv. (11 punten) en 26 m-mv. (1 punt); de invloedsstraal hiervan werd geraamd op 7 à 7,6 m. De injectiedruk was 3,65 bar (compressor 7,5 KW)
Resultaten: in september 2001, werd ca. 11 kg product verwijderd; de concentraties in de ondiepe peilbuizen daalden met een factor 100-1000; de concentratie aan Cis in de diepe peilbuizen steeg echter met een factor van ca. 100.

Kosten

Bodemonderzoek: \$122.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$22.675 (verwijdering sediment); BLE/PLI systeem: \$236.834

Onderhoudskost: \$200.453 (totale raming)

Lessons Learned

1. In periodes van neerslag werd veel water meegepompt via de BLE, waardoor de BLE in die periodes tijdelijk moest worden gestaakt.

13. Fashion Drycleaners, --, OR

Locatiebeschrijving: Voormalige PCE droogkuis in commercieel gebied; vroeger werden solventen geloosd op riolering. PCE heeft zich verspreid naar binnenlucht van 2 naburige gebouwen (via kelders).

Grondwaterstand: 2,1 à 3,0 m-mv.

Bodemopbouw: 0-6,4 m-mv.: ???; 6,4-15,5 m-mv.: weinig doorlaatbare siltsteen (weerstandig tegen Geoprobe); 15,5-18,6 m-mv.: zandsteen

Doorlaatbaarheid: 1,5 à 3,4 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,02 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 13.400 µg/L (PCE), 2.000 µg/L (TCE), 3 µg/L (VC), 12.000 µg/L (cis-1,2-DCE), 170 µg/L (trans-1,2-DCE), 12 µg/L (1,1-DCE). Ondergrens niet gekend; lengte pluim: ca. 100 m.

Aanwezigheid DNAPLs: indicaties voor aanwezigheid DNAPL: 1% saturatie voor puur PCE; ook toename PCE-concentratie in het grondwater met toenemende diepte. Hoge grondconcentratie (zie onder).

Grondverontreiniging: 12.100 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: ontgraving en off-site verwerking
- Saneringsdoelstelling: vuilvrachtverwijdering uit kern; vooropgestelde terugsaneerwaarde voor grond: 0,3 mg/kg
- Datum: juni 1995
- Finaal saneringsontwerp: ontgraving, met afvoer van grond. Grond met een PCE-gehalte hoger dan 5,6 mg/kg werd als gevaarlijk afval off-site verbrand. Grond met een gehalte van 0,3-5,6 mg/kg werd afgevoerd naar een stort.
- Resultaten: ca. 2000 ton grond werd verwijderd. Sinds de jaren 1980 daalden de piek PCE-gehalten in het grondwater van ca. 13.400 µg/L tot minder dan 200 µg/L (1998). Een aantal monitoringpeilbuizen vertoonden echter geen significante daling. De natuurlijke attenuatie wordt verder gemonitord.

Kosten

Bodemonderzoek: vóór de sanering: \$350.000; tijdens/na sanering: \$650.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$1,2 miljoen (ontgraving, afvoer en verwerking/storten)

Onderhoudskost: ~\$5.000/jaar

Lessons Learned

1. Ontgraving bleek een effectieve saneringsmethode; maar kosten voor reiniging (verbranding als gevaarlijk afval) was duur. Indien de grond als niet-gevaarlijk had kunnen worden gereinigd waren de kosten beperkt gebleven tot naar schatting \$100.000-300.000 i.p.v. de genoemde 1,2 miljoen.
2. BLE wordt als goed alternatief genoemd.

14. Former American Uniform, Hutchinson, KS

Locatiebeschrijving: voormalige droogkuis in commerciële zone (1960-1974).

Grondwaterstand: 4,6 m-mv. in bronzone; tot 7,6 m-mv. in de pluim

Bodemopbouw: 0-1,5 m-mv.: leem/klei; 1,5-21 m-mv.: fijn lemig zand, naar onderen toe groffer. Tussen 12 en 18 m-mv.: klei/leemlenzen op wisselende diepten.

Doorlaatbaarheid: 160-235m/dag (gebaseerd op regionale pomp-test gegevens)

Grondwatergradiënt: 0,001 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 80,4 µg/L (PCE); ondergrens 20 m (dieptste meetpunt); de pluim heeft een lengte van enkele kilometers (cfr. hoge doorlaatbaarheid: lange pluim met relatief geringe concentraties)

Aanwezigheid DNAPLs: niet verwacht

Grondverontreiniging: max. 239 µg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE/PLI
- Saneringsdoelstelling: 5 µg/L in het grondwater en 200 µg/kg in de grond
- Finaal saneringsontwerp: 9 BLE filters en 4 monitoringspeilbuizen op de locatie (kern). BLE m.b.v. 2 blowers (3,7 KW; 230 V 3-fasen motor) met maximale onttrekkingscapaciteit van 7,5 m³/min bij een onderdruk van ca. 150 mbar. De BLE-filters hebben een diepte van 3,8 à 4,6 m-mv., verfilterd over ca. 1,5 m. Benedenstreams van de bronzone werd een PLI-barrière aangelegd (C-Sparger® technologie) bestaande uit 6 PLI lansen met onderlinge afstand van 20 meter.
- Resultaten: met het BLE-systeem werd de vooropgestelde saneringsdoelstelling behaald; tevens werd de natuurlijke attenuatie gestimuleerd. Het systeem werkte van mei 1999 tot oktober 2000; in die periode werd een sterke daling van de grondwaterconcentraties vastgesteld; op sommige plaatsen werd wel rebound vastgesteld. Eind 2001 lagen de PCE-concentraties op 19 µg/L of minder. Er werd in totaal ca. 100 kg PCE uit de bodem verwijderd.

Kosten

Bodemonderzoek: \$21,263

Saneringsontwerp en implementatie: \$212,433

Onderhoudskost: \$30,790 (2+ jaar)

Lessons Learned

1. Het BLE system was effectief, maar de plaatselijk aanwezige klei gaf aanleiding tot geringe invloed van sommige filters.
2. De C-Sparger® lansen stonden te ver uiteen.
4. De lansen zijn ontworpen om ook ozon mee te injecteren; mogelijk had dit geleid tot een beter sanerend effect in de pluim.
5. Het C-Sparger® material was onderhoudsgevoelig en kon niet gedurende langere periodes ononderbroken werken.

15. Former Big B Cleaners, Warrington, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE droogkuis (1972 – 1978) in een gemengde commerciële/residentiële zone. In 1977 zou ca. 1000 L PCE uit een tank in de bodem zijn gelekt. In 1983 werd PCE vastgesteld in een drinkwaterbron op ca. 120 m benedenstrooms van de locatie. Een P&T-systeem (3 onttrekkingsfilters) werd geïnstalleerd en van 1993 tot 1995 werd ca. 30.000 m³ grondwater werd opgepompt en gezuiverd.

Grondwaterstand: 2,4 m-mv.

Bodemopbouw: 0-23,5 m-mv.: zeer fijn tot medium zand; 23,5-59 m-mv.: weinig doorlatend (zeer) fijn zand met kleiige intercallaties; daaronder een waterwinningsaquifer (fijn tot grof zand met kleilenzen).

Doorlaatbaarheid: 10 m/dag; 1 m/d en 21m/d voor resp. bovenste laag, middelste minder doorlaatbare laag en de winningsaquifer.

Grondwatergradiënt: resp. 0,0035 m/m; 0,001 m/m en 0,007 m/m voor bovenste laag, middelste minder doorlaatbare laag en de winningsaquifer.

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 76.000 µg/L (PCE); ondergrens >61 m-mv.; pluimgrootte 810 x 335 m.

Aanwezigheid DNAPLs: gezien grote PCE-verlies, hoge concentraties (> 50% oplosbaarheid in water) en diepte van voorkomen (>60m) is met zekerheid DNAPL aanwezig

Grondverontreiniging: max. 5.600 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: Dual-phase extractie
- Saneringsdoelstelling: Grondwater PCE = 3 µg/L; grond PCE = 30 µg/kg
- Startdatum sanering: maart 2000
- Finaal saneringsontwerp: 2 horizontale BLE-drains (lengte 3 m; onderdruk 180 mbar, luchtdebiet 173 m³/h; invloedsgebied 18 m), geïnstalleerd in sleuven van ca. 50 cm diep, en 1 grondwateronttrekkingsput (filter 1 tot 11,6 m-mv.; 2,27 m³/h onttrekkingsontwerpdebiet; verwachte invloedsstraal: 18 m). De grondwaterzuivering bestaat uit een gepakte striptoren; nazuivering water met waterzijdige actieve kool.
- Resultaten: het systeem draaide 8,25 maanden (mart-augustus 2000 en november-januari 2001), waarbij ca. 97 kg PCE werd verwijderd uit de onverzadigde zone. Het BLE influentgehalte aan PCE daalde daarbij van 3.100 mg/m³ bij de start tot 2,8 mg/m³ bij de stop. Via de grondwateronttrekking werd ca. 3370 m³ water opgepompt met een totale vuilvracht van 0,52 kg PCE. De influentconcentraties daalden sterk met de tijd, zodat werd aangenomen dat er geen sprake is van een naleverende bron. Het systeem werd stilgelegd in januari 2001. Voor de diepe grondwaterverontreiniging (12-35 m-mv.) wordt een sanering voorzien met in-situ chemische oxidatie met peroxide. De grondwaterwinningsput wordt daarbij gebruikt om de pluim te capteren

Kosten

Bodemonderzoek: \$ 47.389

Saneringsontwerp en implementatie: \$ 61.000; oplevering na staken sanering: \$ 19,300

Onderhoudskost: \$ 54.400

16. Former Nu Look One Hour Cleaners, Coral Springs, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE droogkuis(1991 – 1999) in gemengd commercieel/residentieel gebied.

Grondwaterstand: 1,2 m-mv.

Bodemopbouw: 0 – 2,1 m-mv: fijn zand en veen; 2,1 – 5,8 m-mv.: kalksteen met schelpen en fijn zand; 5,8 – 9,1 m-mv.: lemig fijn zand met een weinig klei; 9,1-16,8 m-mv.: fijn zand; daaronder dichte zandsteen.

Doorlaatbaarheid: 3,8 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,00095 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 1.990 µg/L (PCE); 11.700 µg/L (TCE); 10.200 µg/L (cis 1,2-DCE); 5,5 µg/L (trans 1,2-DCE); 1.000 µg/L (VC). Ondergrens: 17 m-mv. Pluimgrootte: 5000 m².

Aanwezigheid DNAPLs: onbekend

Grondverontreiniging: onbekend

Sanering:

- Gebruikte technologie: recirculatiebronnen met in-well stripping
- Saneringsdoelstelling: piloottest
- Finaal saneringsontwerp: 1 recirculatiebron met een 3,7 m stripkolom werd gedurende 30 dagen getest. Lucht werd ingebracht via een diffuser bij een debiet van 60 m³/u en een overdruk van 35 KPa. Het overeenstemmende theoretische grondwaterstromingsdebiet is dan ca. 1,14 m³/h. De striplucht werd via een gesloten systeem gezuiverd via een actiefkoolfilter en terug gebruikt voor injectie om de hoeveelheid ingebrachte zuurstof te beperken en dus de reeds optredende NA niet te verstoren.
- Resultaten: de gemiddelde invloedsstraal was 19 m in de oppervlakkige aquifer (gebied waarbinnen het totaal VOCl-gehalte in de monitoringpeilbuizen met 75% daalde). Tracertests gaven aan dat de reistijd van een waterdeeltje stoomafwaarts ca. 6 m bedroeg in 2 uur; 6 m in 3 uur stroomopwaarts en ca. 10 m dwars op de stroomrichting, in 5 uur. De invloedssfeer bepaald via de tracertest bedroeg ca. 8 m. In het brongebied werd een vuilvrachtreductie gerealiseerd van 99% binnen 30 dagen. Zes maanden na de test werd echter enige rebound vastgesteld voor PCE, Cis en VC.

Kosten

Totaal \$ 193.000 met inbegrip van \$16.000 voor de plaatsing van de recirculatiebron

Lessons Learned

1. er was geen onttrekkingsvergunning nodig.
2. de verticale stromingsgradienten die worden gecreëerd versterken klaarblijkelijk de fysische verwijdering van de contaminanten van minder doorlaatbare zones.
3. ijzerreducerende bacteriën veroorzaakten biofouling van het filter; dit gaf aanleiding tot operationele en onderhoudsproblemen.

17. Former Quick-N-Easy Wash-O-Mat and Former Artistic Cleaners, Wichita, KS

Locatiebeschrijving: 2 voormalige droogkuisen binnen een groter verontreinigd gebied (meerdere bronnen). Commercieel gebied met rondom woonzone.

Grondwaterstand: 4,6 m-mv.

Bodemopbouw: 0,3 – 3,7 m-mv.: klei en leem; 3,7 – 12,2 m-mv.: lemig zand overgaand in zand/grind. Daaronder: moedergesteente.

Doorlaatbaarheid: 0,5 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,002 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 1000 µg/L (PCE), 190 µg/L (TCE), 40 µg/L (cis 1,2-DCE); ondergrens 7,6 m-mv.; pluimgrootte 120 m breed en 610 m lang, totaal een rivier.

Aanwezigheid DNAPLs: verondersteld residueel product

Grondverontreiniging: 9,93 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE en chemische oxidatie (BLE is normaal niet geschikt voor slecht doorlatende gronden, maar was de enige mogelijke toepassing ter hoogte van de gebouwen. Een piloottoef met permanganaatinjectie werd uitgevoerd)
- Saneringsdoelstelling: grondwater PCE = 14 µg/L, TCE = 21 µg/L, cis 1,2-DCE = 70 µg/L. In grond: PCE & TCE = 200 µg/kg, cis 1,2-DCE = 800 mg/kg.
- Start sanering: bezig sinds 1999 en lopende
- Finaal saneringsontwerp: BLE systeem in drie geïdentificeerde "hot spots". Een commercieel verkrijgbare 40% oplossing van natriumpermanganaat ("Liquox") werd in fase I met water verdund tot 4%, en geïnjecteerd met direct push technologie. Ca. 2,9 m³ van deze oplossing werd geïnjecteerd op drie diepteintervallen (33 locaties; 95 L per locatie). Per injectie duurde dit 20–50 min., afhankelijk van de lokale doorlaatbaarheid. PCE-concentraties daalden, maar vertoonden vervolgens een rebound. De concentraties van de degradatieproducten namen toe. In fase II werd een meer geconcentreerde oplossing (15%) geïnjecteerd; in totaal 5,6 m³ op 6 dieptetrajecten op 64 plaatsen (90 L per locatie).
- Resultaten: ook na fase II bleken de PCE-concentraties uiteindelijk een rebound te vertonen tot het oorspronkelijk gehalte. Dit werd geweten aan nalevering vanuit DNAPL-zones. De aard van de bodem kan ook een rol spelen (verbruik van het permanganaat door andere bodem-eigen verbindingen).
- De BLE bleek nuttig, maar had een geringe invloedzone (kleiige bodem). De huidige vastgestelde grondwaterconcentraties zijn PCE: tot 530 µg/L, TCE: tot 85 µg/L, cis-1,2-DCE: tot 30 µg/L.

Kosten

Bodemonderzoek: \$23.033

Saneringsontwerp en implementatie: \$105.718

Onderhoudskost: \$61.928

Lessons Learned

1. Permanganaat kan PCE oxideren, maar is enkel effectief indien de bronzones eerst worden verwijderd. Indien teveel oxidans moet worden geïnjecteerd, kunnen de kosten hoog oplopen. Ook de kosten voor monitoring lopen bij deze saneringsmethodiek snel op.
2. Het injecteren met standaard injectieprobe leverde het probleem op van uittreden van de injectievloeistof naar boven toe (betere afdichting nodig tijdens injectie).

18. Former Sages Drycleaners, Jacksonville, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE droogkuis (1968 – 1989) in gemengd commerciële/residentiële zone. Van 1953 tot eind '60: benzinstation.

Grondwaterstand: 2,4 m-mv.

Bodemopbouw: 0-18,3 m-mv.: lemig fijn tot zeer fijn kwartszand (10,7 m-mv.: dun discontinu kleilaagje). 10,7-36,3 m-mv.: klei en zandige, lemige klei. Daaronder: kleiige leem.

Doorlaatbaarheid: 3,2 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,002 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 34.000 µg/L (TCE), 19.000 µg/L (cis 1,2-DCE), 400 µg/L (trans 1,2-DCE); ondergrens 28 m-mv.; oppervlakte pluim: 1420 m².

Aanwezigheid DNAPLs: vrij product werd opgepompt

Grondverontreiniging: niet gerapporteerd

Sanering:

- Gebruikte technologie: Ethanol Cosolvent Flushing
- Saneringsdoelstelling: piloottest
- Finaal saneringsontwerp: in het 7,3 x 2,7 m DNAPL-brongebied (diepte 7,9 – 9,4 m-mv.) werd in totaal 34 m³ 95% ethanol/5% water geïnjecteerd via 3 injectiefilters omgeven door 6 extractiefilters met daartussen 7 multi-level staalnamefilters. Het cosolvent werd geïnjecteerd aan een debiet van 15L/minuut; de extractie gebeurde aan 30 L per minuut gedurende 4 dagen. Het ternair mengsel PCE/ethanol/water werd behandeld via het Akzo Nobel Macro Porous Polymer (MPP) systeem om de PCE te verwijderen; het overblijvende mengsel (ethanol/water: 600 m³) werd off-site verwerkt.
- Resultaten: ca. 42 liter PCE (ca. 63% van de geschatte vracht in de kernzone) werd verwijderd.

Kosten

Saneringsontwerp en implementatie: \$440.000

Lessons Learned

1. Efficiëntie van de cosolventflushing werd geoptimaliseerd na een tracertestevaluatie
2. Hergebruik van de alcohol kan de kosten helpen drukken.
3. Het deel ethanol dat achterblijft in de bodem vormt een goede C-bron voor natuurlijke afbraak van de VOCl.

19. Former Sta-Brite Cleaners, Sarasota, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE droogkuis (1987 – 1995) in commercieel/industrieel gebied. Een andere droogkuis is gelegen op 200 m afstand.

Grondwaterstand: 1,2 m-mv.

Bodemopbouw: 0 – 5,8 m-mv.; daaronder dense klei.

Doorlaatbaarheid: 3 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,0014 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 33.700 µg/L (PCE), 1.180 µg/L (TCE), 1.920 µg/L (cis 1,2-DCE), 30,6 µg/L (trans 1,2-DCE), 3,3 µg/L (1,1-DCE); 2,8 µg/L (vinyl chloride). Ondergrens (PCE en TCE): 5,8 m-mv. Pluimgrootte: 43 x 104 m.

Aanwezigheid DNAPLs: waarschijnlijk; PCE-concentratie bedraagt 22% van oplosbaarheid.

Grondverontreiniging: max. 36,6 mg/kg (PCE), 72 µg/kg (TCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: multi-fasen extractie met hoog-vacuümpomp (vloeistofringpomp). Het diepere grondwater wordt later behandeld via biosparging en P&T.
- Saneringsdoelstelling: grondwater PCE= 3,0 µg/L, TCE= 3,0 µg/L, cis 1,2-DCE= 70 µg/L, trans 1,2-DCE= 100 µg/L, VC= 1,0 µg/L; grond: PCE= 30 µg/kg, TCE= 30 µg/kg
- Startdatum: juni 2001
- Finaal saneringsontwerp: de locatie is onderverdeeld in 2 sublocaties. In totaal werden 8 onttrekkingsfilters geplaatst (diepte: 5 à 6 m-mv.; 0,6 m filter). Vacuüm aan pomp: ca. 320 mbar (aan filter: 130 mbar); verwachte invloedsstraal: ca. 10 m; verwacht luchtdebiet: 120 m³/u. Verwachte duur van de sanering: 6 à 12 maanden.
- Resultaten: tijdens de eerste drie maanden van de sanering werd ca. 70 kg VOCl's uit de bodem verwijderd.

Kosten

Bodemonderzoek: \$122.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$130.000 (\$8.339 voor monitoring)

Onderhoudskost: \$48.160 (12 maand)

20. Hanner's Cleaners, Pompano Beach, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE droogkuis (1960 – 1989). Tevens stookolieverontreiniging aanwezig.

Grondwaterstand: 1,8 m-mv.

Bodemopbouw: 0-14 m-mv.: fijn tot gemiddeld kwartszand met plaatselijk kalksteen; 14-19 m-mv.: fijn/medium zand; 19-21: schelpen; 21-26 m-mv.: fijn zand/zandsteen met plaatselijk kalksteen.

Doorlaatbaarheid: 28 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,0007 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: PCE: 42.000 µg/L; TCE: 12.000 µg/L; cis 1,2-DCE: 170.000 µg/L; trans 1,2-DCE: 260 µg/L; 1,1-DCE: 89 µg/L, vinyl chloride: 59.000 µg/L; ondergrens (cis 1,2-DCE (39,5 µg/L), VC (13,6 µg/L) op 23 m-mv. Pluim 400 x 300 m.

Aanwezigheid DNAPLs: waarschijnlijk, gezien concentraties (PCE: 28% van max. oplosbaarheid)

Grondverontreiniging: PCE: 37,2 mg/kg, TCE: 3,32 mg/kg; cis-1,2-DCE: 1,22 mg/kg; minerale olie: 4667 mg/kg

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE/ontgraving voor bodem en chemische oxidatie met peroxide (piloottest)
- Saneringsdoelstelling: Grondwater PCE = 3,0 mg/L, TCE = 3,0 mg/L, cis-1,2-DCE = 70 mg/L, trans-1,2-DCE = 100 mg/L, VC = 1,0 mg/L. Bodem: PCE = 30 mg/kg; TCE = 30 mg/kg, cis-1,2-DCE = 400 mg/kg, minerale olie = 340 mg/kg.
- Start sanering: 2000
- Finaal saneringsontwerp: te behandelen oppervlakte 195 m² (volume: 1500 m³). 6 injectiefilters werden geplaatst met 10 cm diameter; onderlinge afstand: 4,6 m. Meervoudige verfiltering (1,8-3,6; 4,3-6,1 en 6,7-9,1 m-mv.: injectie kan zo met packer-injector op verschillende diepten gebeuren). De invloedsstraal per filter werd geraamd op ca. 3 m. Er werden 2 injecties uitgevoerd (1 op 8/1/2000 en de 2^e op 9/12/2000); Injectie 1: 21 L/min katalysator en 15 L oxidans (12% waterstofperoxide); in totaal werd ca. 10 m³ katalysator en 20m³ oxidans geïnjecteerd. Injectie 2: in totaal 11,4 m³ katalysator en 29 m³ oxidans. Voor de eerste injectie werd een nulsituatiebemonstering uitgevoerd; na de injectie werden drie monitoringsrondes uitgevoerd.
- Resultaten: na 90 dagen werd de volgende vuilvrachtreductie gerealiseerd: PCE:95%, TCE:97%, cis 1,2-DCE:62%, trans 1,2-DCE:78%, 1,1-DCE:50%, VC:16%. PCE en TCE werden dus goed verwijderd; VC echter niet. Een mogelijke verklaring hiervoor is een tragere oxidatiesnelheid of onvolledige oxidatie van PCE, TCE en/of Cis. Onderstaande tabel vat de resultaten samen van de monitoring (gehalten in µg/L):

Datum	6/19/00	8/1/00	9/12/00
PCE	19397	4498	1090
TCE	9025	4002	339
Cis 1,2-DCE	212089	117900	71760

Trans 1,2-DCE	2234	734	626
VC	14244	33382	14771
Andere VOCIs	108	256	84
Totaal VOCl	257097	160772	88670

Kosten

Bodemonderzoek: \$199.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$17.000 (ontwerp); \$150.415 (voll.piloottest)

Onderhoudskost: nvt

21. Hayden Island Cleaners, Portland, OR

Locatiebeschrijving: operationele PCE droogkuis (sinds 1975) in commerciële regio naast rivier.

Grondwaterstand: 1,8 à 2,4 m-mv.

Bodemopbouw: lemig zand met dikte 6 à 12m.

Doorlaatbaarheid: onbekend

Grondwatergradiënt: 0,001 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 1230 mg/L (PCE), 1 mg/L (TCE), 3,4 mg/L (cis 1,2-DCE); ondergrens en omvang pluim: niet gerapporteerd.

Aanwezigheid DNAPLs: onbekend

Grondverontreiniging: onbekend

Sanering:

- Gebruikte technologie: Hydrogen Release Compound ® (HRC) / Bioremediatie
- Saneringsdoelstelling: niet gespecificeerd
- Finaal saneringsontwerp: 20 m² (2 reactieve zones) in bovengrond werden behandeld. Ca. 1000 kg HRC™ warden geïnjecteerd mbv Geoprobe, op 42 locaties met onderlinge afstand van ca. 3 m. Injectiediepte: 7,6 – 12 m-mv. Per injectiepunt werd ca. 5 kg HRC™ per verticale meter ingebracht.
- Resultaten: na 1,25 jaar werd een PCE-massareductie van 87% gerealiseerd maar een sterke toename van TCE en cis-1,2-DCE.

Kosten

Bodemonderzoek: onbekend

Saneringsontwerp en implementatie: HRC™ product: \$ 14.000 (\$13/kg); HRC™

Injectie \$45.000; monitoring \$20.000

22. Johannsen Cleaners, Lebanon, OR

Locatiebeschrijving: PCE droogkuis sinds 1955; eind 1998 werden hoge PCE gehalten (tot 68 mg/kg) in de grond naast de riolering vastgesteld. In Juni 1999 werd ca. 37 ton verontreinigde grond uitgegraven (tot ca. 1 m-mv.; dieper kon niet wegens aanwezige bebouwing) en afgevoerd. Restgehalten aan PCE zijn 35 mg/kg in het centrum van de ontgraving.

Grondwaterstand: 3,0 à 4,6 m-mv.

Bodemopbouw: alluvium met grind en zand met variable leem/kleigehalte (lemig zand, 6 à 12 m dikte)

Doorlaatbaarheid: onbekend

Grondwatergradiënt: 0,001m/m (verticaal); horizontaal: 20x kleiner

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 3.400 µg/L (PCE), 42 µg/L (TCE), 41 µg/L (cis 1,2-DCE), 2,7 µg/L (VC); ondergrens 37 m-mv. (nog niet volledig afgeperkt).

Aanwezigheid DNAPLs: onbekend

Grondverontreiniging: niet gerapporteerd

Sanering:

- Gebruikte technologie: multi-fase extractie
- Saneringsdoelstelling: niet gespecificeerd
- Finaal saneringsontwerp: 2 horizontale strengen met verticale filters tot aan grondwaterafel. Het systeem onttrekt bodemlucht en grondwater van onder het gebouw; het grondwater wordt gestript en met onttrokken bodemlucht direct geloosd in atmosfeer.
- Resultaten: de VOCl-gehalten in de onttrokken bodemlucht bedragen 14.000-180.000 µg/m³; in het opgepompte water ca. 1.000 µg/L. Geen verdere details.

Kosten

Bodemonderzoek: onbekend

Saneringsontwerp en implementatie: design - \$ 15-25.000; installatie: \$45-60.000

Onderhoudskost: onbekend;

Totale kosten: \$ 230.000

23. Koretizing Cleaners, Jacksonville, FL

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis sinds 1981 in commercieel/residentieel gebied.

Grondwaterstand: 1,5 m-mv.

Bodemopbouw: 0-2,1 m-mv.: fijn zand; 1,5-4,6 m-mv.: kleilig fijn zand overgaand in zandige klei; daaronder stijve klei.

Doorlaatbaarheid: 3 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,02 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 23.000 µg/L (PCE); 9080 µg/L (TCE), 9123 µg/L (cis 1,2-DCE); 7,0 µg/L (trans 1,2-DCE); 941 µg/L (vinylchloride). Vermelde ondergrens verontreiniging: 3,7 m-mv.; pluimgrootte: 30 x 85 m.

Aanwezigheid DNAPLs: verwacht gezien PCE-concentratie ca. 15% van wateroplosbaarheid. In een septische tank werd puur PCE vastgesteld.

Grondverontreiniging: 56,3 mg/kg (PCE); 2,05 mg/kg (TCE); 3,9 mg/kg (cis 1,2-DCE); 0,041 mg/kg (trans 1,2-DCE); 1,4 mg/kg (vinyl chloride)

Sanering:

- Gebruikte technologie: multi-fase extractie
- Saneringsdoelstelling: grondwater: PCE= 3,0 µg/l, TCE=3,0 µg/l, cis 1,2-DCE=70µg/l; trans 1,2-DCE=100 µg/l, VC=1,0 µg/l; grond: PCE=30 µg/kg, TCE=30 µg/kg, cis 1,2-DCE=400 µg/kg, trans 1,2-DCE=700 µg/kg, VC=7 µg/kg
- Start sanering: maart 2001
- Finaal saneringsontwerp: 7 extractiefilters in bronzone en pluimzone direct stroomafwaarts; 5 monitoringsfilters. Afgasreiniging met AK-filter; waterzuivering met stripinstallatie. Grondwaterdebiet: 450 L/u; luchtdebiet: 300 m³/u. Na 1 maand werd 400 m³ water opgepompt. De geraamde invloedssfeer bedraagt ca. 7,6 m.
- Resultaten: tegen eind oktober 2001, waren de VOCl-gehalten met een factor 100 gedaald t.o.v. startgehalten. In totaal werd ca. 11 kg product uit de bodem verwijderd. De gehalten in de onttrokken bodemlucht daalden met een factor 30 à 100 tijdens eerste maand van sanering.

Kosten

Bodemonderzoek: \$96.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$30.000 (ontwerp); \$150.000 (installatie); \$35.000 (opstart en rapportering); \$30.000 (bronverwijdering, n.l. septische tank reiniging)

Onderhoudskost: \$100.000 (monitoring & rapportering)

24. NuWay II Cleaners, --, OR

Locatiebeschrijving: voormalige droogkuis in commercieel/residentieel gebied (1953 – 1976). Verontreiniging met VOCl en minerale olie (Stoddard solvent).

Grondwaterstand: 2,3 à 2,8 m-mv.

Bodemopbouw: 0-2,1 m-mv.: lemige klei; daaronder een 4 à 5 m dikke lemige grindlaag; daaronder terug lemige klei met dikte van ca. 10 m.

Doorlaatbaarheid: 0,1 – 0,001 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,01 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 3;610 µg/L (PCE); 5.610 µg/L (TCE); 160 µg/L (VC); 468 µg/L (Stoddard Solvent); ondergrens niet gerapporteerd. Pluimgrootte: de droogkuis is één van vele PCE bronnen in een totaal pluimgebied van meerdere km².

Aanwezigheid DNAPLs: niet gedetecteerd maar wel verwacht (conc. >1% van PCE oplosbaarheid); vrij Stoddart solvent (LNAPL) komt voor in de bodem.

Grondverontreiniging: niet gerapporteerd

Sanering:

- Gebruikte technologie: voorlopig P&T ter voorkoming verdere verspreiding terwijl nader onderzoek plaatsvindt
- Saneringsdoelstelling: wegnemen humaan/verspreidingsrisico.
- Finaal saneringsontwerp: één LNAPL-extractiefilter en één grondwateronttrekkingsfilter met debiet van 38 à 57 L./min. Zuivering: olie/waterafscheider, stripper en AKfilter.
- Resultaten: ca. 18 kg VOCl en ca. 190 L olie (LNAPL) werden uit de bodem verwijderd.

Kosten

Bodemonderzoek: \$300.000

Saneringsontwerp en implementatie: niet gespecificeerd

Onderhoudskost: \$10.000/j

Lessons Learned

1. een eenvoudige LNAPL skimmerpomp kon het Stoddard Solvent goed verwijderen, en slaagde er in deze slecht-doorlaatbare bodem in voldoende "capture" te genereren bij minimale onderhoudskost.

25. One Hour Dry Cleaners, Coral Springs, FL

Locatiebeschrijving: voormalige PCE droogkuis (1985-2000) in gemengd commercieel/residentieel gebied.

Grondwaterstand: 2,1 à 2,4 m-mv.

Bodemopbouw: 0-4,3 m-mv.: lemig fijn tot medium zand met schelpen; 4,3-5,5 m-mv.: medium tot grof zand met schelpen; 5,5-15 m-mv.: zeer fijn tot fijn zand.

Doorlaatbaarheid: 4,3 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,0003 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 1.252 µg/L (PCE); 24.300 µg/L (TCE); 25.100 µg/L (cis 1,2-DCE); 1.425 µg/L (trans 1,2-DCE); 98,6 µg/L (1,1-DCE); ondergrens (PCE:0,74 µg/L, cis: 8,8 µg/L) op 15 m-mv. Pluimgrootte: 43 x 61 m.

Aanwezigheid DNAPLs: niet vastgesteld

Grondverontreiniging: max. 10,8 µg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: Voor kern: BLE/PLI; NA voor pluim (<300 µg/L PCE)
- Saneringsdoelstelling: Grondwater PCE = 3,0 µg/L, TCE = 3,0 µg/L, cis-1,2-DCE = 70 µg/L, trans-1,2-DCE = 100 µg/L, 1,1-DCE = 7,0 µg/L; grond: PCE = 30 µg/kg
- Start sanering: augustus 2000
- Finaal saneringsontwerp: 2 BLE-filters met ontwerpdebiet 207 m³/u (gerealiseerd: 316 m³/u); ontwerponderdruk: ca. 300 mbar (blower 5,6 KW). Invloedsstraal: 15 m. Vier PLI-filters tot 12 m-mv. (invloedsstraal 9 m; druk 184 KPa met compressor 3,75 KW; gerealiseerd luchtinjectiedebiet 24,5 m³/u)
- Resultaten: tot augustus 2001, werden ca. 1,7 kg VOCl uit de bodem verwijderd. De grondwaterconcentraties in de bronzone daalden met factor 100. Cis 1,2-DCE concentraties liggen nog boven vooropgestelde terugsaneerwaarde.

Kosten

Bodemonderzoek: \$103.366

Saneringsontwerp en implementatie: \$201.504

Onderhoudskost: \$167.377 (tot eind 2001)

26. One Price Drycleaners, Sunrise, FL

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis sinds 1988 in commercieel/residentieel gebied.

Grondwaterstand: 1,8 à 2,1 m-mv.

Bodemopbouw: 0-1,1 m-mv.: fijn tot medium zand; 1,1-3,0 m-mv.: kalksteen met medium-zandlagen; 3,0-6,4 m-mv.: fijn tot grof zand met schelpen; 6,4-8,8 m-mv.: lemig fijn tot medium zand met wat lemige klei; 8,8-29 m-mv.: kalksteen met afwisselende medium-zandlagen.

Doorlaatbaarheid: 23 m/dag

Grondwatergradiënt:

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 2,8 µg/l PCE, 0,47 µg/l TCE, 97 µg/l cis 1,2-DCE, 1,98 µg/l 1,1-DCE, 41 µg/l vinylchloride; ondergrens verontreiniging: 26 m-mv. Pluimgrootte: 60 x 300 m.

Aanwezigheid DNAPLs: niet verondersteld

Grondverontreiniging: 5,3 mg/kg PCE

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE en natuurlijke attenuatie
- Saneringsdoelstelling: Grondwater PCE = 3,0 µg/l; TCE = 3,0 µg/l; cis 1,2-DCE = 70 µg/l; 1,1-DCE = 7,0 µg/l; vinylchloride = 1,0 µg/l. Grond: PCE = 30 µg/kg
- Start sanering: februari 2000
- Finaal saneringsontwerp: 2 BLE-filters en 2 luchtinlaatfilters werden geïnstalleerd onder de vloer van het gebouw. De leidingen werden omhooggeleid via het plafond, vervolgens naar buiten naar de onttrekkings/zuiveringseenheid. BLE-filter 1 had een filter 0,15-1,8 m-mv.; BLE-filter 2 een filter van 0,15-2,4 m-mv. De luchtinlaatfilters hadden een filter van 0,15-1,1 m-mv. BLE via een 3,75 KW Rotron blower aan 170 m³/h bij een ontwerp-onderdruk van ca. 175 mbar. In de lucht-inlaatfilters werd lucht geblazen via een 1,9 KW Rotron blower bij een ontwerpdebiet van 100 m³/h en overdruk van 80 mbar. De verwachte invloedsstraal was 24 m. De opgepompte lucht werd gereinigd over een 90-kg AK filter. Gedurende de eerste maand werden de luchtinlaatfilters aangesloten op de BLE-eenheid. Vervolgens werkten de luchtinlaatfilters passief (tot augustus, 2000) om vanaf dan te worden aangesloten op de 1,9 KW blowers in een poging de "dode zones" beter te doorspoelen met lucht.
- Resultaten: ca. 3 kg PCE werd uit de bodem verwijderd. De gehalten in het grondwater lagen na afloop van de sanering beneden de vooropgestelde waarden.

Kosten

Bodemonderzoek: \$144.500

Saneringsontwerp en implementatie: \$45.500

Onderhoudskost: \$66.500

Totale kost: \$ 263.000

Lessons Learned

1. de luchtinlaatfilters in de onverzadigde zone verhoogde de drukgradiënt en verlaagde de dode ruimte tussen de BLE-filters, waardoor een meer efficiënte VOCI-verwijdering optrad.

27. Paul's Classic Drycleaners, --, WI

Locatiebeschrijving: actieve droogkuis in commercieel gebied sinds jaren '80. Verontreiniging t.g.v. lozing van solventafval in riool.

Grondwaterstand: 2,6 à 3,2 m-mv.

Bodemopbouw: 0-0,6 m-mv.: ophoogmateriaal; 0,6-3,0 m-mv.: afwisselende laagjes klei, leem en zand; 3,0-10,7 m-mv.: zand; daaronder moedergesteente.

Doorlaatbaarheid: 0,1 tot 2,6 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,002 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 27.000 µg/L (PCE); 2.300 µg/L (TCE); 5.400 µg/L (cis-1,2-DCE), 74 µg/L (trans-1,2-DCE), 120 µg/L (VC); ondergrens ca. 23 m-mv.; lengte pluim: ca. 30 m.

Aanwezigheid DNAPLs: niet gedetecteerd

Grondverontreiniging: max. 5,6 mg/kg (PCE), 0,134 mg/kg (TCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: bioremediatie mbv ozon en (piloottest) BLE (grond); PLI+ozon (piloottest) en multi-fasenextractie (grondwater)
- Saneringsdoelstelling: bronverwijdering, verhinderen verdere verspreiding en wegnemen humane risico's (PCE 5 µg/L terugsaneerwaarde grondwater)
- Finaal saneringsontwerp: ozon-injectietest m.b.v. C-Sparge techniek. Dit systeem komt neer op een sequentiële sparging/grondwaterrecirculatie in de sparge-filter. De C-Sparger eenheid werd geprogrammeerd om een lucht/ozon mengsel in het onderste spargepunt te injecteren (2,9-3,7 m³/u), vervolgens in het spargepunt in het filter, en vervolgens een grondwateronttrekking. Dit schema werd cyclisch herhaald voor 16-18 u/dag.
- Daarnaast wordt (later) nog voorzien in een multifase extractiesysteem voor gelijktijdige onttrekking van lucht, water en NAPL.
- Resultaten: Ozon/lucht sparging: het ozon-injectiesysteem bleek effectief ozon in de aquifer in te brengen binnen een straal van ca. 15 m rond het injectiefilter. De VOCl-concentraties daalden niet binnen de korte tijdsduur van de test.

Kosten

Bodemonderzoek: \$16.507 (grond); \$66.029 (grondwater)

Saneringsontwerp en implementatie: \$2.373 (grond); \$43.882, incl. ozon sparge pilootproef (grondwater)

Onderhoudskost: bij verwachte 5 jaar saneringsduur en nog 1 bijkomend jaar monitoring: \$356.500

Lessons Learned

1. De ozon-spargetechnologie is geschikt voor de behandeling van VOCl, maar wegens DNAPL-aanwezigheid moest het systeem aangepast worden, en werd een langere saneringsduur bekomen. Dit leidde tot hoge kosten

2. met het multi-fasen extractiesysteem is het onzeker of een voldoende grondwaterstandsverlaging kan worden bekomen om ook de VOCI op grotere diepten te kunnen behandelen

28. Springdale Cleaners, --, OR

Locatiebeschrijving: actieve droogkuis in winkelcentrum; gemengd commercieel/residentieel. Oorzaak PCE-verontreiniging bodem: lekke riolering (afvalwater afloop via vloerdrain).

Grondwaterstand: ca. 6 m-mv.

Bodemopbouw: 0-3,7 m-mv.: zandige, lemige klei; daaronder tot max. 7 m-mv.: lemige klei

Doorlaatbaarheid: zeer gering

Grondwatergradiënt: 0,0001 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 120.000 µg/L (PCE); 8.300 µg/L (TCE), 740 µg/L (cis-1,2-DCE), 390 µg/L (trans-1,2-DCE); 1.920 µg/L (VC). Ondergrens: nog niet bepaald; pluimgrootte: ca. 100x50 m.

Aanwezigheid DNAPLs: niet vastgesteld (wél is grondwaterconcentratie PCE > 1% wateroplosbaarheid PCE)

Grondverontreiniging: niet gerapporteerd

Sanering:

- Gebruikte technologie: Bioremediatie met Hydrogen Release Compound ® (HRC)
- Saneringsdoelstelling: zo verregaand mogelijke vuilvrachtverwijdering in de bron en verwijdering verspreidings- en humaan risico.
- Finaal saneringsontwerp: in een piloottest werden 2 verschillende types HRC geïnjecteerd (Geoprobe) in verschillende zones van de verontreiniging: een standaard formule en 1 "slow-release" HRC. In totaal werd ca. 1000 kg van de klassieke formulering geïnjecteerd verspreid over 22 punten, elk met ongeveer 6 kg per verticale meter. De "slow-release" variant werd geïnjecteerd op 5 punten, aan een vracht van 15 kg per verticale meter. Het grondwater wordt gemonitord per kwartaal om de evolutie van de verontreiniging te volgen; binnenluchtmetingen worden eveneens uitgevoerd om na te gaan of de gehalten aan PCE, TCE en degradatieproducten (m.n. VC), geen schadelijke concentratieniveaus bereiken.

Kosten

Bodemonderzoek: \$54.900

Saneringsontwerp, implementatie en monitoring: \$43.700 (jaar 1); \$75.000 (jaar 2).

Lessons Learned

1. HRC lijkt een kosteneffectieve en saneringstechnisch geschikte aanpak van residueel DNAPL te zijn.
2. PCE-concentraties in het grondwater daalden duidelijk binnen 6 maand na de HRC-injecties
3. HRC is vooral interessant indien toediening mogelijk is via "direct push" technologie (Geoprobe)
4. HRC is geschikter dan BLE en/of ontgraving indien er infrastructurele beperkingen bestaan op de locatie.
5. Een mogelijk probleem is dat een risico-verschuiving optreedt van PCE/TCE naar de dochterproducten Cis en VC. Op deze locatie schijnt dit binnen de perken

- te blijven. Binnenluchtmonitoring heeft geen VC aangetoond hoewel de concentratie in het grondwater plaatselijk oploopt tot 2.870 µg/L.
6. PCE concentraties zijn gedurende de 1,5 jarige test, nog niet terug gestegen (rebound).
 7. de totale saneringsduur is onzeker in dit soort bioremediatie-saneringen.

29. Stuart Cleaners & Tailors, Stuart, FL

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis sinds 1978, in commercieel/residentieel gebied. 30 m stroomafwaarts stroomt een beek.

Grondwaterstand: 1,5 m-mv.

Bodemopbouw: 0 -1,2 m-mv.: fijn zand met kleilenzen; 1,2-4,0 m-mv.: fijn zand met kleilenzen en veen; 4,0-11 m-mv.: fijn zand; 11-13 m-mv.: fijn zand met schelpen.

Doorlaatbaarheid: 6 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,0069 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 1.600 µg/L (PCE); ondergrens 6 m-mv.; pluimgrootte: 37 x 40 m.

Aanwezigheid DNAPLs: onbekend

Grondverontreiniging: max. 3,3 mg/kg (PCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: BLE
- Saneringsdoelstelling: PCE = 3 µg/l; TCE = 3 µg/l; cis 1,2-DCE = 70 µg/l; vinyl chloride = 1 µg/l; voor grond: PCE: 30 µg/kg
- Start sanering: januari, 2000
- Finaal saneringsontwerp: 14 horizontale BLE-drains met 1 horizontale en 4 verticale luchtinlaatfilters. De BLE-drains en de inlaatdrain werden aangebracht op ca. 1 m beneden maaiveld; de lucht-inlaatfilters waren verfiletrd op 4,6-11 m-mv. De invloedsstraal werd gesteld op >2,5 m. Een blower van 7,5 KW werd ingezet met een debiet van 510 m³/u bij een onderdruk van ca. 175 mbar. De opgepompte lucht werd gezuiverd over 2 in serie geschakelde AK-filters van elk ca. 175 kg. Het systeem draaide 5,5 maand (tot eind juli 2000).
- Resultaten: Het systeem verwijderde ca. 0,74 kg VOCIs; bij de installatie van het systeem werd daarnaast ca. 236 ton grond ontgraven met een vuilvracht aan VOCIs van ca. 250 g VOCl.

Kosten

Bodemonderzoek: \$62,622

Saneringsontwerp en implementatie: \$159,717

Onderhoudskost en afsluiting: \$25,564 + \$15,939

Totaal: \$266,163

30. Swift Cleaners, Jacksonville, FL

Locatiebeschrijving: actieve PCE droogkuis sinds 1971, in commercieel/residentieel gebied.

Grondwaterstand: 0,9 à 4,3 m-mv.

Bodemopbouw: 0,0-13,7 m-mv.: lemig zeer fijn tot fijn zand; 13,7-20 m-mv.: kleilig fijn zand met kleiige lenzen; 20-24 m-mv.: kalksteen met klei

Doorlaatbaarheid: 4 à 4,5 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,0043 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: PCE: 10.000 µg/L, TCE: 24 µg/L; ondergrens 15 m-mv. (PCE). Pluimgrootte: ca 100 x 300 m.

Aanwezigheid DNAPLs: PCE concentratie bedraagt 6.7% van wateroplosbaarheid: indicatie van residueel DNAPL

Grondverontreiniging: Max. PCE: 40 mg/kg

Sanering:

- Gebruikte technologie: in-situ chemische oxidatie met waterstofperoxide in kern; BLE; NA in pluim
- Saneringsdoelstelling: Grondwater - PCE= 3,0 µg /L, TCE= 3,0 µg /L; voor de grond: PCE= 30 µg/kg.
- Start sanering: 1999 (pilot); 2000
- Finaal saneringsontwerp: piloottest:
Behandelde oppervlakte: 230 m²
Injectie gebeurde in 6 clusters van elk 2 filters met filterdiepte 9,1-13,7 m-mv. Per injectie werd 750-1500 L katalysator en 1100-3000 L oxidans geïnjecteerd aan een concentratie van 25% waterstofperoxide (gereduceerd tot 12,5% in de ondiepe filters tijdens de 2^e en 3^e injectie). De invloedssfeer werd gesteld op 2,3 m. Het gemiddelde injectiedebiet was 26,5 L/min tijdens de eerste injectie en 13,2 L/min bij de volgende injecties.
- Full-scale: 1) in-situ chemische oxidatie in de bronzone (PCE>300 µg /L en 2) gemonitorde natuurlijke attenuatie voor de pluim. De sanering is voorzien in 4 fasen. Fase I omhelst de injecties in 2 bronzones. Twee van de drie geplande injecties zijn uitgevoerd (de eerste in december, 2000): Injecties in het piloottestgebied: Eén aan 1,5 m³ katalysator+2,3 m³ oxidans; tweede idem en een derde (geplande) aan gelijkaardige hoeveelheid. De gebruikte concentratie is 15% peroxide; injectie via 7 nieuwe filters met filterdiepte 11-14 m-mv. De voorziene invloedstraal is 2,3 m. Het injectiedebiet bedroeg 23 L/min tijdens injectie 1 en 15 L/min tijdens de 2^e injectie. In de andere bronzone (186 m², benedenstrooms van eerste zone) werden gelijkaardige injecties uitgevoerd.
- Daarnaast werd een BLE systeem voorzien bestaande uit 5 drains van elk 3,7m lengte. De verwachte invloedssfeer is 4,6 m en het debiet 46 m³/u. Dit systeem werd gestart in december 2000.
- Resultaten: in eerste instantie waren de resultaten weinig hoopvol (toename concentratie op sommige plaatsen). Rebound trad vooral op in de bodemlaag 11-14 m-mv., zodat daar de grootste vuilvracht werd verwacht. Na de full-scale sanering werd de vooropgestelde teruganeerwaarde behaald. De concentraties daalden in de monitoringsfilters met gemiddeld 70-98 percent.

Kosten

Bodemonderzoek: \$ 164.000

Saneringsontwerp en implementatie: \$110.000 (piloottest); \$118.000 (full-scale/grond); \$207.000 (full-scale/grondwater)

Onderhoudskost: \$12.000 (grond) en \$23.000 (grondwater)

31. Varsity Cleaners, Temple Terrace, FL

Locatiebeschrijving: PCE droogkuis van midden '60 tot 1998. Daarvoor bevond er zich een garagebedrijf met aanpalend een benzinstation. Gelegen in gemengd commercieel/residentieel gebied.

Grondwaterstand: 6 m-mv.

Bodemopbouw: 0-6,7 m-mv.: fijn zand; 6,7-8,5 m-mv.: klei; 8,5-15 m-mv.: zandige klei, klei en verweerde kalksteen.

Doorlaatbaarheid: 0,9 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,008 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 4940 µg/L PCE; ook oliecomponenten. Ondergrens PCE-verontreiniging 14 m-mv. Pluimgrootte: 128 x 91 m.

Aanwezigheid DNAPLs: PCE concentratie bedraagt 3% van oplosbaarheid; dus mogelijk DNAPLs aanwezig

Grondverontreiniging: max. 2,26 mg/kg PCE

Sanering:

- Gebruikte technologie: ontgraving met ex-situ on-site BLE, P&T
- Saneringsdoelstelling: grondwater PCE = 3,0 µg/L; TCE : 3,0 µg/L; cis 1,2-DCE = 70 µg/L. Grond: PCE = 30 µg/kg, TCE = 30 µg/kg, cis 1,2-DCE = 40 µg/kg
- Ontgraving startte 14/9/98. Pump & treat startte 29/11/99.
- Finaal saneringsontwerp: een stalen damwand werd ingebracht 8 à 10 m-mv. Aan de noordelijke terreingrens als stabiliteitsmaatregel bij de ontgraving. In total werd ca. 2500 m³ grond werd ontgraven (9 x 9 m x 6,1 m diep bij een 1:1 helling). Controlemonsters werden on-site beoordeeld met een draagbare GC. De ontgraven verontreinigde grond werd on-site in hopen opgeslagen, waarin 2 parallele horizontale drains (diam. 10 cm) werden geïnstalleerd, op ca. 0,3 m en 1,5 m gerekend van de onderzijde van de grondhoop (on-site ex-situ BLE). De BLE kon hierdoor zowel passief als actief (extractie/injectie van lucht) gebeuren in de grondhopen. Elke hoop bevatte ca. 1000 m³ grond (33 x 12 x 2,4 m) en was afgedekt met folie.
- Het grondwateronttrekkingssysteem bestond uit drie horizontale PVC-drains (15 cm diam) van elk 6 m lengte, geïnstalleerd in een filterzandkoffer op een diepte van 10,4; 7,3 en 5,5 m-mv. De ontgraving werd terug aangevuld met on-site gereinigde grond. Het P&T systeem bestond uit een Grunfos 5E5 dompelpomp met ontwerpdebiet 15-19 L/min. Het systeem is enkel operationeel tijdens het natte seizoen. Zuivering: waterzijdige AK.
- Resultaten: het gerealiseerd pompdebiet van het P&T-systeem is 5,7 L/min. Initiële influentconcentraties waren 660 µg/L PCE. Tot december 2001 werd ca. 1500 m³ grondwater opgepompt en behandeld. De influentconcentraties bedroegen toen nog 440 µg/L PCE. Verwijderde vuilvracht via P&T: ca. 7,5 kg.
-

Kosten

Bodemonderzoek: \$ 148.300

Saneringsontwerp en implementatie: ontgraving en behandeling grond: \$ 387.300;
P&T systeem: \$ 111.400
Onderhoudskost: \$ 43.600

Lessons Learned

1. De klei en verweerde kalksteen bevatten residueel gesorbeerd PCE, dat moeilijk verwijderbaar is via het P&T systeem.

32. Washington Square Mall Dry Cleaners, --, WI

Locatiebeschrijving: Voormalige PCE droogkuis in commercieel/residentieel gebied (jaren '70 tot 1998). Verontreiniging ontstond via drains in de vloer.

Grondwaterstand: 3,5 à 4 m-mv.

Bodemopbouw: 0,0- max. 0,6 m-mv.: opgebrachte grond met grind of beton op grind; daaronder zandige klei tot klei met weinig grind

Doorlaatbaarheid: 0,9 m/dag

Grondwatergradiënt: 0,015 m/m

Grondwaterverontreiniging: hoogste concentraties: 2.000 µg/L (PCE), 94,9 µg/L (TCE); ondergrens 6,1 m-mv. Pluimgrootte: ca. 30 x 60 m.

Aanwezigheid DNAPLs: niet verwacht

Grondverontreiniging: max. 80 mg/kg (PCE), 0,11 mg/kg (TCE), 0,87 mg/kg (1,2-DCE)

Sanering:

- Gebruikte technologie: gestimuleerde NA (melasseinjectie); P&T; ontgraving met afvoer naar stort (grond)
- Saneringsdoelstelling: zo volledig mogelijke bronverwijdering met grondterugsaneerwaarde 25 mg/kg (PCE).
- Finaal saneringsontwerp: ontgraving tot 4,3 m-mv. Een verdunde melasseoplossing werd geïnjecteerd om de reductieve dechlorering van PCE te versnellen. Dit gebeurde via 182 Geoprobe injectiepunten (grid). 56-95L melasse of water/melasse werden geïnjecteerd tijdens eerste ronde; later volgden nog 5 injecties van gelijke omvang uitgevoerd.
- Resultaten: in totaal werd 3125 ton grond ontgraven en afgevoerd. De PCE-restconcentraties in de grond waren na de ontgraving lager dan 25 mg/kg. Monitoring van het grondwater gedurende 20 maanden na de ontgraving toont aan dat de PCE-concentraties gedaald zijn tot onder de detectielimiet. Cis-1,2-DCE en VC-concentraties stegen zoals verwacht: VC concentraties varieerden van 0,37 tot 88 µg/L; cis-1,2-DCE-gehalten lagen op 300 µg/L. Verwacht wordt dat deze gehalten in de toekomst zullen dalen, omdat ook de eindproducten (etheen/ethaan) stijgen in concentratie (factor 100). De sanering is inmiddels gestaakt.

Kosten

Niet gerapporteerd.