



Reactieve ijzerwanden

Code Van Goede Praktijk

Documentbeschrijving



1. *Titel publicatie*

Reactieve wanden Code Van Goede Praktijk

2. *Uitgever*

Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest

6. *Aantal blz.*

3. *Publicatienummer*

7. *Aantal tabellen en figuren*

4. *Publicatiereeks*

Achtergronddocumenten bodemsanering

8. *Datum publicatie*

5. *Trefwoorden*

Bodemsaneringswerken, in-situ, ijzer, reactieve wanden,

9. *Prijs**

n.v.t.

10. *Samenvatting*

Dit rapport behandelt de sanering van verontreinigde bodem door het plaatsen van een reactieve ijzerwand. Er werd een algemene beschrijving van de techniek opgenomen (literatuurstudie) en er werden algemene richtlijnen voor het ontwerp en het opvolgen van reactieve ijzerwanden uitgeschreven.

11. *Begeleidingsgroep*

Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (OVAM), Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO)

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

Filip De Naeyer – Patrick Ceulemans – Ellen Pelgrims

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.

**Gebruik van reactieve ijzerwanden
voor in-situ sanering van grondwater
vervuild met gechloreerde
verbindingen: code van goede praktijk**

Inhoudsopgave

1	Inleiding	4
2	Reactieve ijzerwanden.....	5
2.1	Achtergrond	5
2.2	Gechloreerde verbindingen	7
2.3	Algemeen werkingsprincipe van zerovalent ijzer	8
2.4	Kinetische aspecten.....	11
2.5	Gebruik van zerovalent ijzer in permeabele wanden technologie.....	13
3	Algemene aanpak.....	19
3.1	Voorstudie (fase 1)	19
3.2	Bepaling afbraaksnelheden en nodige verblijftijden via haalbaarheidstests op laboschaal (fase 2)	19
3.3	Uitwerking reactieve wand (fase 3)	19
3.4	Inplanting wand (fase 4)	20
3.5	Evaluatie wandwerking (fase 5)	21
3.6	Einde sanering (fase 6).....	21
4	Randvoorwaarden voor toepassen van reactieve ijzerwanden (fase 1A).....	22
5	Preliminare haalbaarheidstests op laboschaal (fase 1B).....	24
5.1	Evaluatie van de reactiviteit van ijzersoorten.....	24
5.1.1	<i>Resultaten referentie ijzer4 (FeA4).....</i>	<i>25</i>
5.1.2	<i>Resultaten overige ijzersoorten.....</i>	<i>30</i>
5.2	Milieuhygiënische evaluatie van reactieve ijzersoorten	31
5.2.1	<i>Samenstelling ijzer.....</i>	<i>31</i>
5.2.2	<i>Uitloogtest.....</i>	<i>33</i>
5.2.3	<i>Besluiten</i>	<i>35</i>
6	Haalbaarheidstests ter bepaling van afbraaksnelheden en nodige verblijftijden (fase 2)	36
6.1	Staalname grondwater	36
6.2	Testopzet	36
6.3	Evolutie VOCs, pH en redoxpotentiaal.....	37
6.4	Anorganische analyses	40
6.5	Bepaling nodige verblijftijd van grondwater in de wand.....	41
7	Monitoring van reactieve wanden (fase 5)	44
7.1	Constructie monitoringspunten	44
7.1.1	<i>Aquifer peilbuizen.....</i>	<i>44</i>
7.1.2	<i>PRB peilbuizen</i>	<i>44</i>
7.2	Positionering monitoringspunten.....	45
7.2.1	<i>Continue wand.....</i>	<i>45</i>
7.2.2	<i>'Funnel-and-gate'-configuratie.....</i>	<i>47</i>
7.2.3	<i>Vessel.....</i>	<i>49</i>
7.3	Analyses	50
7.4	Frequentie.....	51
8	Rapportage en stopzetting.....	54
8.1	Rapportage.....	54
8.2	Stopzetten van de sanering	55
8.2.1	<i>Uitgangspunt</i>	<i>55</i>
8.2.2	<i>Eindevaluatieonderzoek</i>	<i>55</i>

9	Referenties	56
10	Bijlagen	59
	Formulier Karakterisering van het te saneren terrein.....	59

Afkortingen

111TCA	1,1,1-trichloorethaan
11DCE	1,1-dichlooretheen
BET-analyses	Brunauer-Emmett-Teller adsorptie isotherm vergelijking
cDCE	Cis-1,2-dichlooretheen
DCM	Dichloormethaan, methyleenchloride
DC	Dissolved Carbon
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon
MCM	Monochloormethaan
PCM	Tetrachloormethaan
PER	Tetrachlooretheen
TCM	Trichloormethaan (= chloroform)
tDCE	Trans- 1,2-dichlooretheen
PRB	'Permeable Reactive barrier'
TRI	Trichlooretheen
VC	Vinylchloride
VOCl _s	Vluchtige gechloreerde organische verbindingen
ZVI	Zerivalent ijzer
BSP	Bodemsaneringsproject

1 Inleiding

In opdracht van OVAM werd een onderzoeksproject uitgevoerd met als einddoel het introduceren van de reactieve ijzerwanden technologie in Vlaanderen. Het onderzoek startte begin 2000 en omvatte de volgende 2 fasen:

Fase 1:

- Beknopte inleiding tot reactieve ijzerwanden technologie
- Vastleggen van randvoorwaarden voor toepassen van de reactieve ijzerwanden technologie
- Evaluatie van de bruikbaarheid van reactieve materialen.

Fase 2:

- Opstellen van een protocol voor haalbaarheidstests voor de sanering van een specifiek terrein.
- Opstellen van opleveringsvoorwaarden voor saneringswerken waarbij een reactieve ijzerwand geïnstalleerd werd.

Het voorliggend document omvat de bevindingen van deze studie en dient beschouwd te worden als code van goede praktijk. Het beschrijft achtergrondinformatie en richtlijnen die de industrie en de overheid kunnen helpen bij het efficiënt inzetten van zerovalente ijzerwanden voor de sanering van grondwater dat gecontamineerd is met gechloreerde koolwaterstoffen.

Deze code van goede praktijk is samengesteld uit de volgende hoofdstukken:

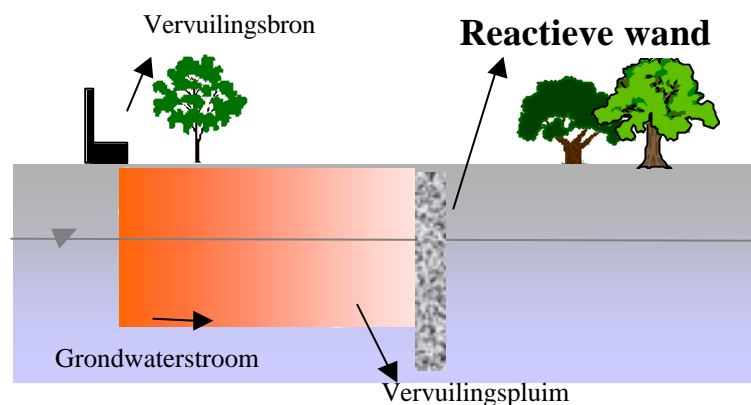
- Hoofdstuk 2 omvat een algemene situering rond de achtergrond, werkingsprincipes en toepassing van reactieve ijzerwanden.
- In hoofdstuk 3 wordt een algemene aanpak geformuleerd voor gebruik van deze wanden, waarvan bepaalde aspecten worden uitgediept in hoofdstuk 4 tot en met hoofdstuk 7.
- Belangrijke randvoorwaarden voor het toepassen van reactieve wanden werden in hoofdstuk 4 geformuleerd.
- Preliminare haalbaarheidstests op laboschaal zijn het onderwerp van hoofdstuk 5. Hier werd de focus gelegd op de evaluatie van de bruikbaarheid van een bepaalde ijzersoort voor de toepassing in een reactieve ijzerwand.
- In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op haalbaarheidstests voor de bepaling van afbraaksnelheden en nodige verblijftijden van het grondwater in de wand die nodig zijn voor het ontwerpen van een reactieve ijzerwand.
- Hoofdstuk 7 is gewijd aan de monitoring van een reactieve wand. Er werden voorstellen gedaan in verband met de plaatsing van peilbuizen, het soort analyses dat dient te gebeuren en de monitoringsfrequentie. Het is belangrijk op te merken dat het om een eerste voorstel gaat dat zeker getoetst dient te worden met praktijkervaring.
- Het laatste hoofdstuk heeft betrekking op de rapportage en geeft aan welke gegevens in een tussentijds rapport/eindrapport dienen te worden opgenomen.

De tekst is toegespitst op zerovalent ijzer voor de verwijdering van gechloreerde verbindingen. De richtlijnen gelden echter ook in grote lijnen voor wanden opgebouwd met andere zerovalente metallische en bimetallische materialen.

2 Reactieve ijzerwanden

2.1 Achtergrond

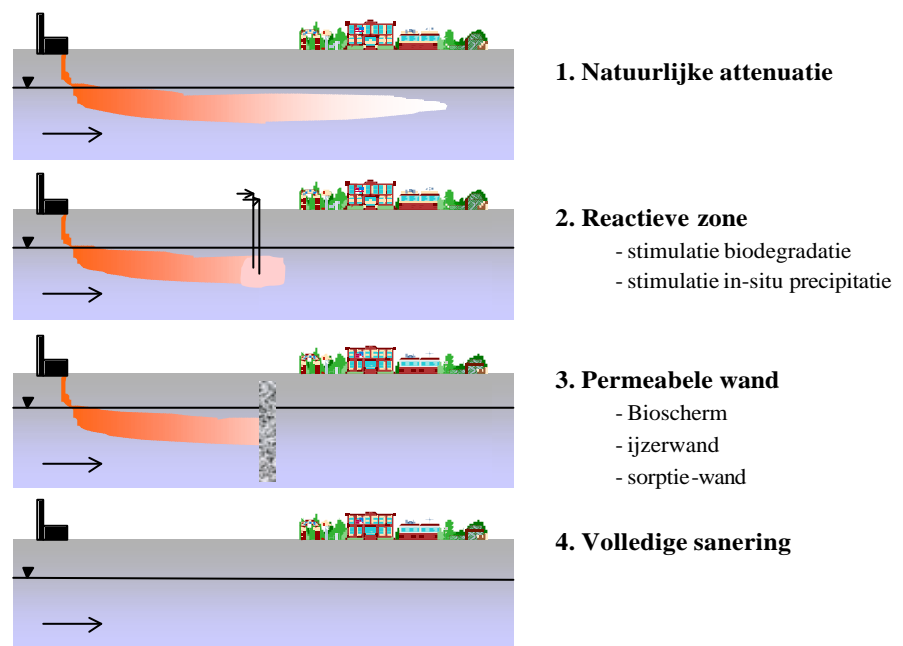
Het gebruik van zerovalente metalen voor milieutoepassingen werd voor het eerst beschreven in de literatuur in 1972 (Sweeny & Fischer, 1972). Jaren later was de vastgestelde verdwijning van TCE in metalen peilbuizen de aanleiding voor een meer gedetailleerde studie rond de inzet van zerovalente metalen (voornamelijk Fe^0) voor de remediatie van met gechloreerde koolwaterstoffen verontreinigd grondwater. (Gillham & O'Hannesin, 1994; Gillham et al., 1998; Tratnyek et al., 2003). Eén van de concrete toepassingen die hieruit voortvloeide zijn reactieve ijzerwanden voor passieve *in-situ* sanering van grondwater. Reactieve ijzerwanden zijn permeabele wanden die 'reactief' zijn dankzij de aanwezigheid van ijzergranules of verwante materialen. Deze 'ijzerwanden' worden *in-situ* ingeplant stroomafwaarts van een vervuilingpluim, en bij voorkeur dwars op de stromingsrichting van het grondwater (zie figuur 1). IJzerwanden zorgen voor de degradatie van de gechloreerde organische stoffen die aanwezig zijn in het doorstromende grondwater, zodat het grondwater stroomafwaarts van de wand 'proper' is. Voor de constructie van reactieve ijzerwanden worden naast zerovalent ijzer ook andere materialen gebruikt zoals bimetallicke materialen, o.a. Fe^0/Ni^0 (Appleton, 1997) en Fe^0/Pd^0 (Wan et al., 1999).



Figuur 1. Grondwatersanering met reactieve wanden

De reactieve ijzerwanden technologie sluit aan bij de meer passieve *in-situ* grondwatersaneringstechnieken die de laatste jaren aan interesse winnen en waarbij in eerste instantie reductie van het verspreidingsrisico van de pollutant beoogd wordt. Bijkomend wordt een deel van de vuilvracht verwijderd in het wandstelsel. Immers wanneer pollutanten vrijkomen uit een vervuilingbron, zullen deze vroeg of laat doordringen tot aan de grondwatertafel, waar vervolgens een vervuilingpluim gecreëerd wordt in de richting van de grondwaterstroming (Figuur 2). In een aantal gevallen volstaat de passieve 'remediatie' methode natuurlijke attenuatie, al dan niet gestimuleerd, voor de aanpak van dergelijke pluimzones. Men laat de natuur zijn gang gaan en de 'sanering' blijft beperkt tot monitoring. Natuurlijke attenuatie is aantrekkelijk, maar enkel toepasbaar indien de natuurlijke processen in de ondergrond leiden tot een concentratievermindering van de aanwezige pollutanten tot een aanvaardbaar niveau. Veelal zal echter natuurlijke attenuatie niet volstaan om een voldoende grote risicoreductie te realiseren.

De vraag is vervolgens of processen die aan de basis liggen van de pollutieverwijdering versneld of geïnduceerd kunnen worden door introductie van bepaalde stoffen in de bodem. Deze stimulatie kan in eerste instantie lokaal gebeuren in reactieve zones en permeabele wanden (Figuur 2). Het gebruik van reactieve zones en permeabele wanden voor *in-situ* remediatie van vervuild grondwater is veelbelovend. Permeabele wanden/zones worden stroomafwaarts van een verontreiniging geplaatst/gecreëerd en vormen gebieden waarin processen voor pollutieverwijdering geactiveerd worden. Zodoende worden in de wand/zone de pollutanten uit het doorstromend grondwater verwijderd zodat het water stroomafwaarts van de wand/zone zuiver is. Het principe van reactieve zones en permeabele wanden is vrij gelijkaardig, maar de manier van installeren is verschillend. Bij permeabele wanden wordt een deel van het aquifer verwijderd en vervangen door een ander materiaal, waardoor een fysisch goed afgebakende wand ontstaat. Bij reactieve zones wordt er geen aanzienlijke hoeveelheden aquifer verwijderd. In ijzerwanden wordt aquifer materiaal vervangen door zerovalente metaalgranules of aanverwante materialen, die de wand reactief maken.



Figuur 2. In-situ grondwatersanering

Een aantal voordelen van deze semi-passieve technieken die vaak geformuleerd worden zijn:

- de relatief lage werkings- en onderhoudskosten. Er wordt immers gebruik gemaakt van de natuurlijke hydraulische gradiënt voor het mobiliseren van het verontreinigd grondwater door de wand.
- een snellere risicoreductie in vergelijking met natuurlijke attenuatie.
- economisch gunstiger zijn dan volledige sanering (zie Figuur 2).
- weinig hinder na plaatsing omwille van de ondergrondse constructie.

- het volume aan bodem en grondwater dat fysisch moet verplaatst worden is zeer beperkt.

Een aantal nadelen zijn:

- duurzaamheid van de reactieve ijzerwanden is tot op heden niet volledig gekend. Vervanging van het reactief materiaal op termijn kan nodig zijn.
- een uitgebreide karakterisatie van het terrein is noodzakelijk.
- monitoring gedurende vele jaren is noodzakelijk.
- diepere verontreinigingen zijn moeilijker en daarom duurder om te behandelen.

2.2 Gechloreerde verbindingen

Vluchtige gechloreerde organische verbindingen (VOCl's) werden en worden nog steeds veelvuldig gebruikt, o.a. voor ontvetting en onderhoud van materialen in tal van sectoren (metaalbewerking, veractiviteiten, ...) en in de droogkuissector. Door lekken, accidentele spills en door (historisch) ondoordachte depositie van afval, zijn aanzienlijke hoeveelheden gechloreerde verbindingen in de bodem en het grondwater terecht gekomen. Aangezien vele VOCl's giftig zijn voor het watermilieu, mogelijk ophopen in de voedselketen en in een aantal gevallen als kankerverwekkend beschouwd worden voor de mens, vormen deze pollutanten een bedreiging in het milieu.

De meeste VOCl's zijn voldoende goed oplosbaar in water (zie Tabel 1) om ernstige water en voornamelijk grondwaterproblemen te veroorzaken. Wanneer VOCl's in voldoende grote hoeveelheden vrijkomen, zullen vrije fasen gevormd worden die, gezien de hoge dichtheid van de componenten (zie Tabel 1), zinklagen gaan vormen. Deze zinklagen lossen slechts langzaam op in het grondwater, en vormen aldus 'continue' bronnen voor vervuiling van het grondwater. Verder zijn VOCl's ook vrij vluchtig, waardoor ze ook aanleiding kunnen geven tot luchtproblemen.

Tabel 1. Fysische eigenschappen van een aantal VOCl-componenten

<i>Component</i>	<i>Water Oplosbaarheid (mg/L)^a</i>	<i>Soortelijk gewicht (g/cm³)^b</i>	<i>Dampdruk (Pa bij 25°C)^a</i>	<i>Sanerings-Norm (Vlaanderen) (µg/L)^c</i>
<i>PER</i>	150	1.63	2483	40
<i>TRI</i>	1400	1.46	8000	70
<i>cDCE</i>	3500 ^b	1.28	20990	Som
<i>tDCE</i>	6300 ^b	1.26	34438	50
<i>VC</i>	1100	0.91	354600	5
<i>12DCA</i>	8623	1.26	10830	30
<i>111TCA</i>	1250 ^b	1.34	14346	500
<i>PCM</i>	800	1.59	12000	2
<i>TCM</i>	8000	1.5	21400	200
<i>DCM</i>	19890	1.33	46518	20

^a OVAM-rapport: basisinformatie voor risico-evaluatie (DEEL 4-SN- stofsata normering) ^b Gavaskar et al., 1998; ^c Vlarebo, 1995

Alhoewel vele VOCl's biologisch afbreekbaar zijn, blijkt de natuurlijke afbraak op vele verontreinigde terreinen traag te verlopen zodat uitgestrekte verontreinigings-

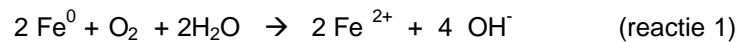
pluimen ontstaan in het grondwater. De meest logische aanpak van het probleem zou in eerste instantie de verwijdering van de zinklagen zijn. Maar zinklagen zijn zeer moeilijk te lokaliseren en verwijderen van alle vrije fase VOCs is bijna onmogelijk.

De volgende technieken worden o.a. aangewend voor het saneren van met VOCs vervuild grondwater (EPA/540/R-98/501):

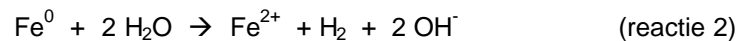
- pump-and-treat: oppompen en bovengronds behandelen, o.a. via sorptie op actieve kool.
- in-situ biostimulatie.
- stripping met lucht of stoom.
- chemische oxidatie (met O₃, H₂O₂, permanganaat, persulfaat,...).
- reactieve ijzerwanden.

2.3 Algemeen werkingsprincipe van zerovalent ijzer

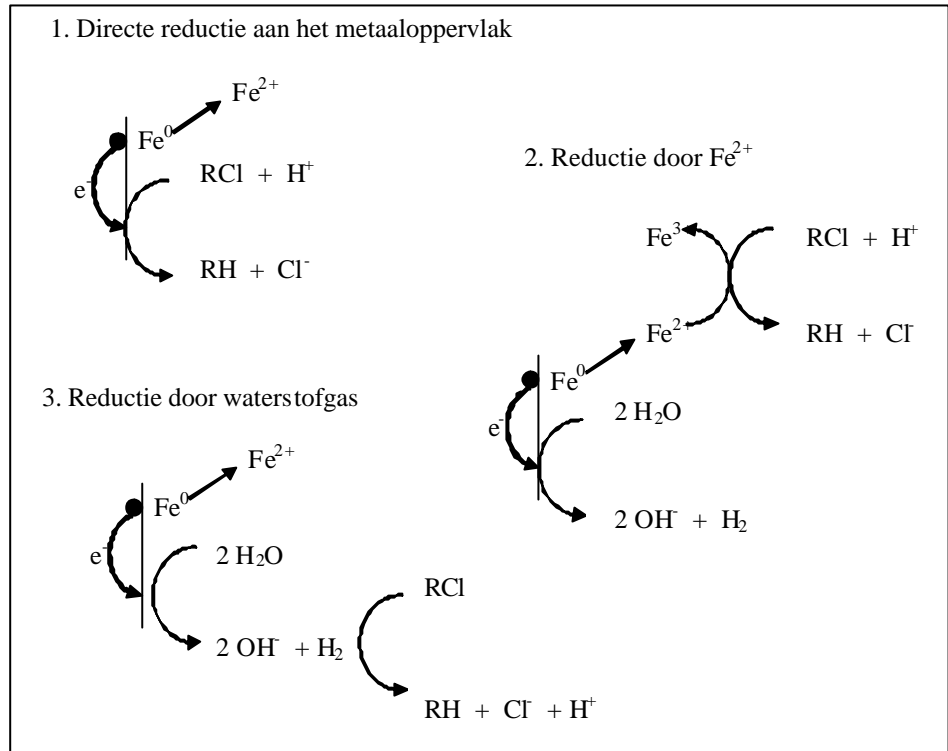
Alhoewel er nog heel wat vragen zijn omtrent het exacte werkingsmechanisme van reductieve dechlorinatie in aanwezigheid van zerovalent ijzer, is het al wel duidelijk dat een heel aantal redoxreacties bij het proces betrokken zijn. De bekendste reactie is ongetwijfeld deze wanneer ijzer in contact komt met water en zuurstof (zie reactie 1). Opgeloste zuurstof reageert zeer snel met ijzer waarbij roest, i.e. ijzerhydroxide, gevormd wordt.



Onder anaërobe omstandigheden kan water optreden als oxidant en het ijzer corroderen via volgende reactie, waarbij waterstofgas gevormd wordt:



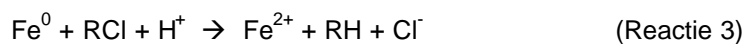
In zowel reactie 1 als reactie 2 worden hydroxylionen geproduceerd, die leiden tot een pH-stijging. Onder aërobe omstandigheden is dit pH-effect en aldus de corrosie het meest uitgesproken (Sutharsan, 1997).



Figuur 3. Mogelijke reactiewegen voor reductieve dechlorinatie van VOCIs door zerovalent ijzer (naar Matherson & Tratnyek, 1994)

In aanwezigheid van zerovalent ijzer kunnen gechloreerde koolwaterstoffen onder bepaalde voorwaarden abiotisch gedechloriseerd worden. Hiervoor zijn 3 verschillende basismechanismen beschreven (zie Figuur 3.; Sutharsan, 1997).

Ten **eerste** kunnen gechloreerde verbindingen direct aan het metaaloppervlak gereduceerd worden in de aanwezigheid van een protondonor. Hierbij wordt verondersteld dat elektronen rechtstreeks worden overgedragen van het Fe^0 metaaloppervlak naar gesorbeerd VOCl -componenten. Dit kan via de volgende vergelijking worden samengevat:



Een **tweede** mogelijke afbraakweg is via verdere oxidatie van Fe^{2+} dat een corrosieproduct is van de reactie 1 en reactie 2. Fe^{2+} wordt hierbij verder geoxideerd tot Fe^{3+} .



Ten **derde** kan waterstofgas dat geproduceerd wordt bij de corrosiereactie van water met het zerovalent ijzer (reactie 2), betrokken zijn bij de dechlorinatie van VOCIs.



Omtrent de relatieve belangrijkheid van deze drie processen werd tot op heden veel gediscussieerd. Over het algemeen wordt de reactie preferentieel verklaard door de rechtstreekse reductie van de VOCs aan het metaaloppervlak (Matherson & Tratnyek, 1994).

De dehalogenatie heeft plaats aan de ijzer-waterinterfase en naar het algemeen model voor oppervlakte reacties, zijn de volgende stappen te onderscheiden in het transport en reactie mechanisme (vermeld door Matherson & Tratnyek, 1994):

- transport van VOCs van de bulk oplossing naar het ijzeroppervlak.
- adsorptie van de VOCs aan het ijzeroppervlak.
- chemische reacties aan het ijzeroppervlak (zie Figuur 3).
- desorptie van de reactieproducten van het ijzeroppervlak.
- transport van de reactieproducten naar de bulk oplossing.

In Tabel 2 wordt een overzicht gegeven van een aantal gehalogeneerde componenten die reeds getest werden voor afbraak in aanwezigheid van zerovalent ijzer. Voor de meeste van deze componenten werd afbraak vastgesteld. Anderzijds moet er rekening gehouden worden met het feit dat een beperkt aantal componenten slechts zeer traag tot niet gedehalogeneerd worden onder invloed van het ijzer.

Tabel 2. Overzicht van organische componenten die getest werden voor afbraak onder invloed van zerovalent ijzer (Bron: O'Hannesin)

Component	Afbraak van component	
	Ja	Nee
<i>Tetrachloorkoolstof</i>	X	
<i>Trichloormethaan (TCM)</i>	X	
<i>Dichloormethaan (DCM)</i>		X
<i>Chloormethaan (MCM)</i>		X
<i>Tribromomethaan</i>	X	
<i>Hexachloorethaan</i>	X	
<i>1,1,2,2-Tetrachloorethaan</i>	X	
<i>1,1,1,2-Tetrachloorethaan</i>	X	
<i>1,1,1-Trichloorethaan (111TCA)</i>	X	
<i>1,1,2-Trichloorethaan</i>	X	
<i>1,1-Dichloorethaan (11DCA)</i>	X	
<i>1,2-Dichloorethaan (12DCA)</i>		X
<i>Chloorethaan (MCA)</i>		X
<i>1,2-Dibromoethaan</i>	X	
<i>Freon 113 (Trichloortrifluoroethaan)</i>	X	
<i>Freon 11 (Trichloorfluoroethaan)</i>		
<i>Tetrachlooretheen (PCE = PER)</i>	X	
<i>Trichlooretheen (TCE = TRI)</i>	X	
<i>Cis-1,2-Dichlooretheen (cDCE)</i>	X	
<i>Trans-1,2,-Dichlooretheen (tDCE)</i>	X	
<i>1,1-Dichlooretheen (11DCE)</i>	X	
<i>Vinylchloride (VC)</i>	X	
<i>1,2,3-Trichloorpropaan</i>	X	
<i>1,2-Dichloorpropaan</i>	X	
<i>1,3-Dichloorpropaan</i>	X	
<i>Hexachloorbutadien</i>	X	

2.4 Kinetische aspecten

Vele labo-experimenten met betrekking tot reductieve dehalogenatie van VOC's met zerovalent ijzer, hebben aangetoond dat de dehalogenatie reacties benaderd kunnen worden met een eerste orde afbraak kinetiek (Gillham & O'Hannesin, 1994; Powell et al., 1998). Dit kan beschreven worden met de volgende differentiaal vergelijking:

$$dC/dt = -k C \quad (\text{eq. 1})$$

Met C = pollutantconcentratie
 t = tijd
 k = eerste orde afbraaksnelheidsconstante (h^{-1})

Oplossing van deze differentiaal vergelijking geeft het volgende:

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (\text{eq. 2})$$

$$\ln(C/C_0) = -kt \quad (\text{eq. 3})$$

Met C_0 = pollutantconcentratie bij start ($t = t_0$)
 C = pollutantconcentratie op tijdstip t
 k = eerste orde afbraaksnelheidsconstante (h^{-1})

Bij een eerste orde afbraak kinetiek is de **k-waarde** een constante, die onafhankelijk is van de pollutantconcentratie C . Wanneer $\ln(C/C_0)$ grafisch wordt uitgezet ten opzicht van de tijd t , dan wordt een rechte bekomen met als richtingscoëfficiënt de k -waarde. De correlatiecoëfficiënt (r^2) van deze rechte die voor experimentele data bekomen wordt, geeft aan in welke mate de afbraak met een pseudo-eerste orde kinetiek kan worden benaderd. De k -waarde geeft informatie betreffende de afbraaksnelheid van de component C , nl. hoe hoger de k -waarde, des te sneller de afbraak.

Vaak worden echter eerder **halfwaardetijden** gebruikt om de snelheid van de reactie te beschrijven. Een halfwaardetijd wordt gedefinieerd als de tijd die nodig is om een bepaalde beginconcentratie aan pollutanten (C_0) te reduceren tot de helft van deze concentratie ($C = C_0/2$). De halfwaardetijd is dan als volgt met de k -waarde gecorreleerd:

$$\ln(C/C_0) = \ln(C_0/2C_0) = \ln(1/2) = -kt_{1/2} \quad \text{of}$$

$$t_{1/2} = \ln(2)/k = 0.693/k \quad (\text{eq. 4})$$

met C_0 = pollutantconcentratie bij start ($t = t_0$)
 C = pollutantconcentratie op tijdstip t
 $t_{1/2}$ = halfwaardetijd

Een hogere halfwaardetijd komt dus overeen met een lagere k -waarde en een minder snelle afbraak.

Experimentele halfwaardetijden en k-waarden die bekomen worden voor bepaalde VOCl-componenten kunnen sterk variëren (zie tabel 3). De volgende factoren hebben een invloed op de afbraaksnelheid van VOCl's in aanwezigheid van zerovalent ijzer:

Tabel 3. Overzicht van een aantal VOCl-halfwaardetijden genormaliseerd naar 1 m² ijzeroppervlak per ml (Gillham, 1996).

<i>Component</i>	<i>Halfwaardetijd bekomen met commercieel ijzer t_{1/2} (h)</i>
<u>Methanen:</u>	
<i>Tetrachloorkoolstof (PCM)</i>	0.31 – 0.85 ^(a)
<i>Trichloormethaan (TCM)</i>	4.8 ^(a)
<u>Ethanen:</u>	
<i>1,1,1-Trichloorethaan (111TCA)</i>	1.7 – 4.1 ^(a)
<u>Ethenen:</u>	
<i>tetrachlooretheen</i>	2.1 – 10.8 ^(a) ; 3.2 ^(c) ; 1.9 ^l
<i>Trichlooretheen</i>	1.1 – 4.6 ^(a) ; 2.4 ^(c) ; 2.8 ^(d) ; 2.0 – 4.1 ^l ; 6.8 – 11.6 ^(f)
<i>1,1-dichlooretheen</i>	3.74 ^l ; 15.2 ^(d)
<i>trans 1,2-dichlooretheen</i>	4.9 ^(a) ; 6.9 ^(c) ; 7.6 ^(d)
<i>cis 1,2-dichlooretheen</i>	10.8 – 33.9 ^(a) ; 47.6 ^(c) ; 54 ^l
<i>vinylchloride</i>	10.8 – 12.3 ^(a) ; 4.7 ^(c)
<u>Andere:</u>	
<i>1,2,3-Trichloorpropaan</i>	24.0 ^(b)
<i>1,2 dichloorpropaan</i>	4.5 ^(b)
<i>1,3-dichloorpropaan</i>	2.2 ^(b)

^{a)} Niet gepubliceerde data Univ. Waterloo (Canada); ^{b)} Focht (1994); ^{c)} Sivavec and Horney (1995); ^{d)} Mackenzie et al. (1995); ^l Vito, 20°C; ^{f)} Vito, 12°C

- Een pH-stijging heeft een daling van de k-waarden tot gevolg (Matherson & Tratnyek, 1994).
- Stijging van de aanwezige ijzermassa, i.e. van het specifiek ijzeroppervlak, heeft een stijging van de k-waarden tot gevolg (Matherson & Tratnyek, 1994).
- Matherson & Tratnyek (1994) hebben experimenteel aangetoond dat een betere menging van het water-ijzermengsel een hogere k-waarde tot gevolg heeft. Dit toont aan dat de reactie transport-gelimiteerd is.
- Matherson & Tratnyek (1994) stelde in hun experimenten geen effect van de temperatuur op de reactiesnelheid vast. Andere wetenschappers constateerde daarentegen een duidelijk positieve correlatie tussen de temperatuur waarbij de reactie bestudeerd wordt en de bekomen k-waarden (e.a. ETI, Bastiaens et al., niet gepubliceerde resultaten).
- De samenstelling van het grondwater kan ook een invloed hebben op de reactiviteit van zerovalent ijzer. Damke et al (1998) stelde vast dat Cl⁻ en Ca(HCO₃)₂ een positieve invloed hadden op de reactiviteit van een bepaald Duits ijzer. Daarentegen bleek dat de aanwezigheid PO₄³⁻, SO₄²⁻ en NH₄⁺ een negatief effect had op de afbraaksnelheid. Andere ijzersoorten blijken echter veel minder invloed te ondervinden van de grondwaterconstituenten

- (ETI). Wel wordt algemeen gesteld dat NO_3^- , CrO_4^{2-} en SO_4^{2-} , net zoals zuurstof en water, mogelijk als competitor kunnen optreden en het afbraakproces kunnen vertragen (Damke et al., 1998; Schlicker et al., 2000).
- Het soort ijzer dat gebruikt wordt (o.a. ETI, Vito).

Volgens Johnson et al (1996) is het aanwezige specifieke ijzeroppervlak de factor die de afbraaksnelheid het sterkst beïnvloedt. In een overzicht gegeven van een aantal genormaliseerde experimentele halfwaardetijden die bekomen werden voor verschillende VOCl-componenten (Gillham 1996). De waarden in deze tabel werden genormaliseerd naar 1 m^2 ijzeroppervlak per ml oplossing.

$$T_{1/2\text{-N}} = t_{1/2} * (m_{\text{Fe}} * a_{\text{sFe}}) / V \quad (\text{eq. 5})$$

Met $t_{1/2\text{-N}}$ = de specifiek oppervlak genormaliseerde halfwaardetijd ($\text{h m}^2/\text{ml}$)
 $t_{1/2}$ = halfwaardetijd (h)
 m_{Fe} = hoeveelheid toegevoegd ijzer (g)
 a_{sFe} = specifiek oppervlak van het ijzer (m^2/g)
 V = Aanwezige volume vloeistof (ml)

De gegevens tonen aan dat zelfs genormaliseerde halfwaardetijden, en dus genormaliseerde k-waarden, nog aanzienlijk kunnen variëren per component. Dit geeft aan dat het specifiek oppervlak niet de enige parameter is die de afbraaksnelheid beïnvloedt. Het type ijzer dat gebruikt wordt is o.a. ook van belang (zie Hoofdstuk 5).

2.5 Gebruik van zerovalent ijzer in permeabele wanden technologie

De zerovalente metaal(ijzer)-wanden technologie werd in 1993 gepatenteerd door onderzoekers van de universiteit van Waterloo, Canada (US Patent No 5.266.213, November 1993). EnviroMetal Technologies Inc. (ETI), een spin-off van de universiteit van Waterloo, heeft een exclusieve licentie bekomen voor het toepassen en commercialiseren van de uitvindingen beschreven in dit patent en in verwante patenten. Voor België gelden o.a. de volgende patenten: EP 0 506 684 en EP 0 639 157 B1.

Ook het gebruik van het funnel-and-gate saneringsconcept werd gepatenteerd (WO 93/22241).

De eerste ijzerwand werd geïnstalleerd in 1991. In februari 2000 waren een 48-tal ijzerwanden geïnstalleerd, waarvan een 17-tal pilootwanden en een 31-tal full-scale wanden. Momenteel zijn reeds op meer dan 90 terreinen reactieve ijzerwanden geïnstalleerd met granulair zerometallisch ijzer. Het merendeel van deze wanden bevindt zich in de USA (>58). In Europa stijgt de interesse voor ijzerwanden de laatste jaren duidelijk. Tot hiertoe werden minstens een 18-tal 'wanden' geïmplementeerd in Europa (België: 3; Denemarken: 3; Duitsland: 7; Nederland: 1; Verenigd koninkrijk: 2; Zweden: 1; Zwitserland: 1). Een heel aantal ijzerwanden zijn echter in aanbouw of worden momenteel verder uitgewerkt. Het ontbreken van data in verband met de werking van wanden op lange termijn zorgt over het algemeen wel voor enige terughoudendheid. Hierdoor stijgt het aantal geïmplementeerde wanden minder sterk dan initieel verwacht.

In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de eigenschappen van een aantal geïnstalleerde reactieve ijzerwanden. Andere nuttige referenties zijn:

- R.Vidic. 2001. Permeable reactive barriers: Case study review. GWRTAC Technology Evaluation Report TE-01-01.
- Gavaskar et al (2000)
- S. Morrison. 1998. In situ remediation Technology status report: research and application of permeable barriers (www.gwrtac.org/html/tech_status.html)
- EPA 600/R-98/125
- R.Vidic and F.G. Pohland. 1996. Treatment walls. GWRTAC Technology Evaluation Report TE-96-01.
- EPA 542/K-94/004
- www.rtdf.org/public/permbarr/PRBSUMMS

Voor informatie over Europese reactieve metallische wanden wordt verwezen naar Birke et al (2003), Geeraert et al (2003), Weytingh et al (2003), Smith et al. (2003), Bastiaens et al. (2002).

Tabel 4. Overzicht van een aantal geïmplementeerde reactieve ijzerwanden

Terrein	Canacian FB Bordon Canada	Industrieterrein (Intersil) Sunnyvale, Californie, USA	Industrieterrein Upstate New York USA	Industrieterrein Mountain view, Californie USA	Electronica bedrijf Belfast Noord-Ierland
Type wand	Piloot Continue wand	Grote schaal 2 Funnels & 1 gate	Piloot 2 Funnels & 1 gate	Grote schaal Continue wand	Grote schaal 6 funnel & 1 Vessel
Datum installatie	6/91	12/94-1/95	5/95	9/95	12/95
Samenstelling wandvulling	IJzer (22 gew%)+ zand (78 gew%)	220 ton ijzer	IJzer	90 ton ijzer	15 ton ijzer
Afmetingen wand (L: lengte; B: breedte; D: diepte; H: hoogte)	D: 10 m L: 5.5 m B: 1.6 m	D: 6 m (3.4-6.1 m-mv) H: 3.4 m L funnels: 67 m + 76 m L gate: 11 m B: 1.2 m	D: 4.6 m L funnels: 4.6 m + 4.6 m	D: 4.6-3.1m-mv H: 1.5 m L: 13.4 m B: 1.4 m	D: 12.2 m L funnels: 30 m + 30 m H in vessel: 5 m B: 5 m in vessel
Polluenten	TRI: 250 mg/l PCE 43 mg/l	TRI: 200 µg/l CDCE: 1400 µg/l 500 µg/l VC freon-113	TRI: 30-380 µg/l VC: 4.9-7.1 µg/l CDCE: 98-550 µg/l 111TCA: 3.2-13 µg/l	TRI: tot 1 mg/l CDCE: 5-10 mg/l VC: 5-50 µg/l	TRI: 300 mg/l 112TCA: 200 µg/l cDCE: 2 mg/l sporen andere VOCs
Installatietechniek	'Clamshell excavated trench'	Gate: trench box Funnel: bodem-bentoniet slurry	Gate: trench box Funnel: 'sealable sheet pile'	Uitgraven en hervullen met Backhoe	Cilindervormige' vessel' Funnels: slurry wanden
Locatie monitoringsputten	2 peilbuizen stroomopwaarts 6 peilbuizen in de wand 3 peilbuizen stroomafwaarts	In laatste 10 cm van ijzerwand	Stroomafwaarts van ijzerwand in grindzone	In laatste sectie vd ijzerwand	Op verschillende plaatsen in de 'vessel'
Kosten wandvulling	NB	170 000 US\$ (650 US\$/ton)	30 000 US\$ (650 US\$/ton)	60 000 US\$ (650 US\$/ton)	20 000 US\$ (450 US\$/ton)
Installatiekost	NB	600 000 US\$	200 000 US\$		315 000 US\$
Totale kost	NB	770 000 US\$	NB	100 000 US\$	375 000 US\$

Bronnen: Gavaskar, 1998; Powell et al., 1998; NB: Niet beschikbaar.

Tabel 4. Overzicht van een aantal geïmplementeerde reactieve ijzerwanden (vervolg 1)

Terrein	Industrieterrein Coffeyville, Kansas USA	Lowry AFB Denver, Colorado USA	Moffett Federal Airfield, Californie USA	USCG Elizabeth City, N-Carolina USA	Denver Federal Center Lakewood, Colorado USA
Type wand	Grote schaal 2 funnels & 1 gate	Piloot 1 Funnel & 1 gate	Piloot 1 Funnel & 1 gate	Grote schaal Continue wand	Grote schaal 1 funnel & 4 gates
Datum installatie	1/96	11-12/95	4/96	6/96	10/96
Samenstelling wandvulling	70 ton ijzer	IJzer	IJzer	450 ton ijzer	ijzer
Afmetingen wand (L: lengte; B: breedte; D: diepte; H: hoogte)	D: 5.2-8.5 m-mv H: 3.3 m L funnels: 149 m + 149 m L gate: 6.1 m B: 1 m	D: 5.5 m	D: 7.6 m L gate: 3.4 m B gate: 1.8 m	D: 7.6 m (0.9 – 7.9 m-mv) H: +/- 7 m L: 45.6 m B: 0.6 m	D: 6.1 m (3.4 - 4.6 tot 6.1-7.6 m-mv) H: 3.4 – 4.6 m L funnels totaal: 316 m L gates: 4 x 12.2 m B: 0.6 – 1.8 m
Polluenten	TRI: 400 µg/l	TRI: 1000 µg/l VC: 251 µg/l CDCE: 250 µg/l	TRI: > 20 mg/l PER: 500 µg/l	TRI: tot 16 mg/l Cr: 6-10 mg/l	TRI: 700 µg/l DCE: 700 µg/l VC: 15 µg/l
Installatietechniek	Funnel: soil bentoniet slurry	Gate: treched Funnels: 'sealable-joint sheet pile'	Gate: treched Funnels: 'sealable-joint sheet pile'	Continuous trencher	Funnel: 'sealable joint sheet pilings'
Locatie monitoringsputten	Op verschillende plaatsen in ijzerwand	Op verschillende plaatsen in de ijzerwand	Op verschillende plaatsen in de ijzerwand	Stroomopwaarts en stroomafwaarts van wand	NB
Kosten wandvulling	50 000 US\$ (650 US\$/ton)	32 500 US\$ (650 US\$/ton)	NB	171 000 US\$ (380 US\$/ton)	NB
Installatiekost	350 000 US\$	NB	NB	NB	
Totale kost	400 000 US\$	137 500 US\$	380 000 US\$	500 000 US\$	1000 000 US\$

Bronnen: Gavaskar, 1998; Powell et al., 1998; NB: Niet beschikbaar.

Tabel 4. Overzicht van een aantal geïmplementeerde reactieve ijzerwanden (vervolg 2)

Terrein	Somersworth sanitary Landfill, New Hampshire USA	Alameda Naval Air Station, California USA	Edenkoben Duitsland	Rheine Duitsland	Tübingen Duitsland
Type wand	Piloot Funnel & 1 gate	Piloot 1 Funnel & 1 seriële gate	Piloot: Funnel + 1 gate grote schaal: funnel + 6 gates	Piloot: continue wand	Grote schaal: funnel & 3 gates
Datum installatie	10-11/96	11-12/96	1/98 2/01	6/98	10/98
Samenstelling wandvulling	Ijzer	Ijzer + aërobe zone met O ₂ - sparging	Granulair ijzer	Granulair and 'sponge' ijzer	ijzer
Afmetingen wand (L: lengte; B: breedte; D: diepte; H: hoogte)	D: 12.2-13.7 m L funnels totaal: 3.4 m Gate: 2.4 m diam.	D: 4.6 m	Piloot: L 30m; D: 15 m L 440 m, D: 15 m	L: 22.5 m; D: 6 m	L: 200 m; D: 10 m
Polluenten	TRI: 310 µg/l PER: 3.7 µg/l VC: 387 µg/l CDCE: 565 µg/l	cDCE VC BTEX 1-5 mg/l	cDCE; 111TCA, TCE, PCE	PER, TCE, cDCE	TRI, cDCE, VC
Installatietechniek	Gate: Caisson Funnels: 'slurry wand	Gate: trench box Funnels: 'sheet pile'	Gate: 2 verticale doorstroomkamers	Overlappende boringen	NB
Locatie monitoringsputten	Op verschillende plaatsen in de ijzerwand	Op verschillende plaatsen in de ijzerwand	NB	NB	NB
Kosten wandvulling	100 000 US\$	375 US\$/ton	NB	NB	NB
Installatiekost	175 000 US\$	NB	NB	NB	NB
Totale kost	275 000 US\$	NB	350 000 euro/ 1 750 000 euro	170 000 euro	350 000 euro

Bronnen: Gavaskar, 1998; Powell et al., 1998; Birke et al, 2003

Tabel 4. Overzicht van een aantal geïmplementeerde reactieve ijzerwanden (vervolg 3)

Terrein	Berbau Duitsland	Oberursel Duitsland	Amersfoort Nederland	West-Vlaanderen België	Antwerpen België
Type wand	Piloot Funnel & 3 gates	Grote schaal Funnel & 1 gate	Grote schaal Funnel en losgekoppelde gate (270 m stroomafwaarts van wand)	Grote schaal Funnel & 3 gate	Grote schaal Funnel & 2 gates
Datum installatie	9/01	1/02	5/02	9/02	10/03
Samenstelling wandvulling	IJzer	ijzer	Granulair ijzer	Bimetallisch ijzer Pd/Fe ⁰	ijzer
Afmetingen wand (L: lengte; B: breedte; D: diepte; H: hoogte)	NB	L:175 m; D: 4-17 m	L: 170 m D: 13-15 m Gate: 200 m ²	L: 345 m D: 13 m	Funnel: L: 95m+8m+35 m D: 5 m Gate: L: 25m +25 m D: 5 m
Polluenten	TRI (hoge concentraties)	VOCs	PER: 953 µg/l TRI: 1262 µg/l cDCE: 928 µg/l	PER: 198 µg/l TRI: 99 mg/l 111TCA: 164 µg/l cDCE: 1623 µg/l tDCE: 65 µg/l	TRI: 250 µg/l cDCE: 6000 µg/l VC: 180 µg/l
Installatietechniek	Deels actieve verplaatsing van water	NB	Gate: In situ reactor met verschillende compartimenten	Gate: in situ reactoren	Gate: Continuous trenching Funnel: slurrywand
Locatie monitoringsputten	NB	NB	NB	NB	NB
Kosten wandvulling	NB	NB	NB	NB	NB
Installatiekost	NB	NB	NB	NB	NB
Totale kost	120 000 euro	NB	NB	NB	NB

Bronnen: Birke et al. (2003), Bastiaens et al.(2002), Geeraert et al. (2003), persoonlijke communicatie; NB: Niet beschikbaar.

3 Algemene aanpak

Hieronder wordt de algemene aanpak geschetst met betrekking tot de implementatie van een reactieve permeabele wand. De benadering is gebaseerd op ervaringen in het buitenland en omvat over het algemeen de volgende stappen:

3.1 Voorstudie (fase 1)

De installatie van een reactieve ijzerwand dient steeds voorafgegaan te worden door een grondige voorstudie die dient opgenomen te worden in het BSP.

A. Inventarisatie problematiek & controle randvoorwaarden

Het terrein dient chemisch en hydrogeologisch gekarakteriseerd te worden op basis van bestaande en eventueel bijkomende gegevens (zie bijlage). Een terreinbezoek is in dit stadium noodzakelijk om praktisch mogelijke inplantingsplaatsen voor de wand te lokaliseren. Voor toepassing van reactieve ijzerwanden dient het terrein te voldoen aan de randvoorwaarden die geformuleerd zijn in hoofdstuk 4.

B. Preliminare haalbaarheidstests

Verder dient tijdens de voorstudie een eerste (reeks) haalbaarheidstest(s) uitgevoerd worden op grondwater afkomstig van het studieterrein om een idee te krijgen van de afbraaksnelheid en de gevormde afbraakproducten. Indien een nieuw reactief materiaal overwogen wordt dient ook de uitloogbaarheid nagegaan te worden. Hoofdstuk 5 gaat meer in detail in op deze preliminaire tests.

De voorstudie wordt afgesloten met een 'Go-No Go'-beslissing.

3.2 Bepaling afbraaksnelheden en nodige verblijftijden via haalbaarheidstests op laboschaal (fase 2)

Indien de voorstudie heeft uitgewezen dat het gebruik van een reactieve wand mogelijk haalbaar is, dient de afbraakkinetiek verder bestudeerd te worden via een kolomexperiment. Hiervoor dient representatief grondwater van het terrein in kwestie gebruikt te worden, i.e. grondwater met een samenstelling die later in de wand verwacht wordt. Op basis van de kolomtest worden afbraaksnelheden berekend voor de verschillende polluenten en hun afbraakproducten, en kan de nodige verblijftijd van het grondwater in de wand bepaald worden (zie hoofdstuk 6). Er wordt dus een beeld bekomen van de haalbaarheid van de techniek op het terrein en een eerste 'ruwe' dimensionering van de wand kan afgeleid worden.

De fase wordt opnieuw afgesloten met een 'Go-No Go'-beslissing.

3.3 Uitwerking reactieve wand (fase 3)

Uitgaande van de hydrogeologie van het terrein (bepaald in fase 1), de te verwachte pollutieconcentraties in de wandzone (bepaald in fase 1), de nodige verblijftijd (bepaald in fase 2) en de wensen van de terrein eigenaar en de

overheid, kan gestart worden met de ontwikkeling en dimensionering van een wandconcept.

Reeds in deze fase dient nagedacht te worden over (I) de nodige duur van de sanering, (II) de noodzaak om de wand na bepaalde tijd te reactiveren of te vervangen om reactiviteit te behouden, en (III) het eventueel verwijderen van de reactieve wand na afsluiting van de sanering. Deze aspecten dienen mee opgenomen te worden in het BSP.

Verskillende saneringsconcepten kunnen onderscheiden worden voor de in-situ reiniging van met gechloreerde solventen vervuild grondwater via de reactieve ijzerwanden technologie: o.a.

- **‘Continuous wall’**: Hierbij wordt de permeabele ijzerwand ingepland over de hele breedte van de verontreinigingspluim. De hydraulische conductiviteit van de ijzerwand is over het algemeen groter dan deze van het omliggende aquifer, zodat er slechts een minimale verstoring is van de grondwaterstroming.
- **‘Funnel & gate’**: De wand is hier opgebouwd uit enerzijds ondoorlatende wanddelen (funnels) die het grondwater leiden naar een aantal permeabele wanddelen (gates) die opgebouwd zijn met reactief ijzer. Deze configuratie heeft een veel grotere impact op de hydrogeologie van het terrein dan een continue wand, maar biedt voordelen o.a. bij lage pollutentconcentraties en lage grondwaterstromingssnelheden. Funnel/gate verhoudingen van minstens 5/1 worden aangeraden.
- **‘Vessels’**. Kunnen gezien worden als een speciaal soort van funnel-and-gate systeem. Het water wordt door middel van ondoorlaatbare wanden naar een gate geleid die eigenlijk een in-situ (of on-site) reactor is gevuld met reactief materiaal. In de reactor kan het grondwater vertikaal stromen.

Voor elk terrein moet nagegaan worden welk saneringsconcept de beste oplossing biedt.

3.4 Inplanting wand (fase 4)

De ontworpen reactieve wand wordt op het terrein gerealiseerd. In bepaalde gevallen kan de installatie voorafgegaan worden door een piloottest, maar veelal wordt deze stap overgeslagen. Een piloottest kan nuttig zijn (1) als er onzekerheden zijn met betrekking tot hydraulica en speciale pollutent(mengsels) of (2) als het om een heel groot project gaat.

Voor de constructie van in-situ reactieve ijzerwanden zijn verschillende methodes beschikbaar, onder andere:

- Uitgraven en nadien hervullen:
 - o Zonder stutting van de sleuf
 - o Gebruikmakend van geprefabriceerde ‘trench boxes’ of hydraulische stutten.
 - o Gebruikmakend van een biodegradeerbare slurry om de sleuven te stutten tijdens de uitgraving en het aanbrengen van het reactief materiaal.
- Gelijktijdig uitgraven en inbrengen van het reactief materiaal met behulp van een ‘continuous trencher’.

- Installatie van damwanden gevolgd door uitgraving en hervulling (Cofferdam, Sheet piling).
- Verticale 'hydrofracturing' waarbij fijn ijzer onder de vorm van een biodegradeerbare slurry onder lage druk in de gevormde breuken gebracht wordt.
- Bij 'Jetting' wordt fijn ijzer onder hoge druk in de bodem gebracht als een biodegradeerbare slurry.
- Gebruik maken van 'caissons' die uitgegraven en hervuld worden. Een wand kan gecreëerd worden via overlappende 'caissons'.
- Het reactief ijzer kan via speciale apparatuur ook onmiddellijk met het aquifer gemengd worden (soil mixing).
- Met een Mandrel of H-beam kan een dunne continue wand geconstrueerd worden.
- Gebruik makend van een 'vibrated I-beam'.

Voor meer informatie omtrent de installatietechnieken wordt verwezen naar Gavaskar et al., 2002

3.5 Evaluatie wandwerking (fase 5)

Via een monitoringsprogramma dient nagegaan te worden of de geïnstalleerde wand voldoet aan de verwachtingen en de beoogde grondwaterkwaliteit gerealiseerd wordt. Dit wordt in detail besproken in hoofdstuk 7.

3.6 Einde sanering (fase 6)

Het monitoringsprogramma dient verder gezet te worden totdat de grondwaterkwaliteit stroomopwaarts van de wand aan de normen voldoet. In overleg met de overheid kunnen meer specifieke afspraken gemaakt worden met betrekking tot het percentage van de vuilvracht dat zeker behandeld dient te worden. Smith et al. (2003) raden aan om eens de doelstellingen van de sanering bekomen werden, een extra monitoringscampagne door te voeren om de resultaten te bevestigen.

Het verwijderen van een reactieve wand na afsluiting van de sanering dient overwogen te worden indien (Smith et al., 2003):

- vrijstelling van geïmmobiliseerde pollutanten uit de wand op termijn verwacht wordt of mogelijk is,
- een daling van de permeabiliteit in de wand door clogging tot onaanvaardbare stijgingen van het grondwater leiden, en
- als het reactief materiaal zelf op termijn mogelijk schadelijke stoffen vrijzet.

Zoals beschreven dient de verwijdering van een wand reeds in de ontwerpfase (fase 3) mee ingecalculiseerd te worden. Een funnel-and-gate configuratie is in dit opzicht gemakkelijker dan een continue wand.

4 Randvoorwaarden voor toepassen van reactieve ijzerwanden (fase 1A)

Bij het gebruik van reactieve wanden op een bepaald terrein, moet o.a. met de volgende punten rekening gehouden worden:

- De aanwezige polluenten moeten via de reactieve ijzertechnologie afbreekbaar zijn. Voor een aantal polluenten (zie Tabel 2) is dit reeds geweten. Wanneer het om 'nieuwe' polluenten gaat, waarvan nog niets geweten is omtrent de reactiviteit met ijzer, dienen een aantal bijkomende labotests uitgevoerd te worden om dit te verifiëren (zie hoofdstuk 5).
- De toepasbaarheid van de techniek voor een concrete situatie dient voor elk terrein geëvalueerd worden aan de hand van niet enkel de organische samenstelling maar ook de anorganische samenstelling van het grondwater. De aanwezigheid van bv. een hoge concentratie aan carbonaten kan leiden tot neerslagvorming, wat op zijn beurt leidt tot een verkorting van de levensduur van de ijzerwand. In het formulier in bijlage wordt aangegeven welke parameters van belang zijn voor een goede evaluatie. Via geochemische modellering (bv PHREEQC) kan nagegaan worden in welke mate en welke neerslagen mogelijk gevormd worden in de ijzerwand (Gavaskar et al., 2000). Grenswaarden voor deze parameters werden niet teruggevonden en tot op heden zijn er nog geen data ter beschikking die een link legt tussen gevormde hoeveelheden precipitaten en de levensduur van een permeabele wand. De evaluatie van de geochemische data gebeurt momenteel meestal op basis van ervaringen in het veld.
- Het terrein moet voldoen aan bepaalde hydrogeologische voorwaarden.
 - o De diepte waarop de verontreiniging zich bevindt is van groot belang. Algemeen wordt gesteld dat de plaatsing van ijzerwanden tot op een diepte van +/- 10 meter onder het maaiveld geen problemen stelt. Voor diepere wanden worden momenteel andere installatietechnieken uitgewerkt. Hoe dieper de vervuiling zich echter bevindt, hoe duurder de wandtechnologie wordt en hoe moeilijker de controle is op lekken in het wandstelsel.
 - o Om de wand goed te positioneren ten opzicht van de vervuiling, is een goede kennis van de richting van de grondwaterstroming op het terrein noodzakelijk. Meermaals opmeten van de grondwaterstroming in verschillende seizoenen is daarom noodzakelijk.
 - o De aanwezigheid van een ondoorlatende grondlaag op een relatief beperkte diepte is een voordeel voor de reactieve ijzerwand technologie. De ijzerwand wordt dan meestal ingeplant op deze laag, waardoor de kans dat vervuild grondwater onder de wand stroomt bijna onbestaande is. Bij hangende wanden (i.e. een permeabele wand die niet ingeplant is op een ondoorlatende laag) is deze kans veel groter.
 - o De stromingssnelheid van het grondwater is van zeer groot belang voor de dimensionering van een wand. Bij een snelle grondwaterstroming zal een dikkere wand noodzakelijk zijn in vergelijking met een trage grondwaterstromingssnelheid. Dit heeft invloed op het financiële kostprijsplaatje van de sanering.
- De locatie moet toegankelijk zijn voor het construeren van de wand, aangezien hier heel wat machinerie bij komt kijken. Na constructie is bovengronds van de wand echter weinig zichtbaar. Enkel een aantal toegangen tot peilbuizen voor grondwater bemonstering dienen voorzien te worden. Vaak worden ijzerwanden daarom ingeplant onder wegen, bermen of parkeerterreinen. Er moet wel rekening gehouden worden met het feit dat mogelijk, op termijn, een deel van het ijzer dient vervangen te worden. De duurzaamheid van de technologie is sterk afhankelijk van (1) de samenstelling van het grondwater en (2) de stroomsnelheid van het grondwater in het aquifer en (3) het gebruikte reactieve materiaal. In de

beginperiode werd voor granulaire ijzerwanden aangeraden om rekening te houden met een vernieuwing van het ijzer elke 5 tot 10 jaar. Gebaseerd op ervaring in het veld wordt momenteel eerder gerekend op een vernieuwing elke 15 tot 20 jaar (O'Hannesin, 2003).

- Het plaatsen van een reactieve wand kan een grote impact hebben op de grondwaterstromingsrichting. Zeker indien men voor het concept 'funnel and gate' opteert. De invloed van de wand op de grondwaterstroming dient dan ook duidelijk en zorgvuldig in kaart te worden gebracht. Hiervoor kan men gebruik maken van de voorhanden zijnde grondwatermodelleringen (vb. Groundwater Vistas ®)

In bijlage wordt een formulier gegeven waarop alle te evalueren parameters worden samengevat.

5 Preliminare haalbaarheidstests op laboschaal (fase 1B)

Preliminare haalbaarheidstests onder de vorm van eenvoudige batchtest worden uitgevoerd om een idee te krijgen van de afbraaksnelheid en de gevormde afbraakproducten.

De testprocedure voor de verschillende batchtests zijn vrij gelijkaardig. In dit hoofdstuk worden de resultaten van een studie beschreven die als doel had de bruikbaarheid van een aantal Europese ijzers te evalueren. Niet alle ijzersoorten zijn geschikt voor de constructie van reactieve wanden. Zowel de reactiviteit van het ijzer als een aantal milieuhygiënische parameters spelen een belangrijke rol. De testprocedures om de afbraakbaarheid van bepaalde polluenten na te gaan of om een eerste idee te bekomen van afbraaksnelheden is gelijkaardig.

5.1 Evaluatie van de reactiviteit van ijzersoorten

In Tabel 5 wordt een overzicht gegeven van een aantal Europese ijzerstalen die getest werden betreffende hun reactiviteit om gechloreerde verbindingen te degraderen. De ijzers verschillen qua leverancier, korrelgrootte en specifiek oppervlak. De specifieke oppervlakken werden in het kader van dit project bepaald via BET-analyse (N_2 adsorptie/desorptie isothermen).

Tabel 5. Overzicht van verschillende ijzersoorten

<i>Ijzersoort</i>	<i>Herkomst</i>	<i>Leverancier</i>	<i>Korrelgrootte (mm)</i>	<i>Specifiek oppervlak (m^2/g)</i>
<i>IJzer1</i>	<i>Europa</i>	<i>L1</i>	<i>1-4 mm</i>	1.2464 1.24
<i>IJzer2</i>	<i>Europa</i>	<i>L1</i>	<i>0.3-1.8 mm</i>	0.6442 0.69
<i>IJzer3</i>	<i>Europa</i>	<i>L1</i>	<i>1-3 mm</i>	0.75
<i>IJzer4*</i>	<i>Europa</i>	<i>L1</i>	<i>0.3-2 mm</i>	0.765
<i>IJzer5</i>	<i>Europa</i>	<i>L2</i>	<i>poeder</i>	0.1984
<i>IJzer6</i>	<i>Europa</i>	<i>L3</i>	<i>Poeder</i>	0.7347
<i>IJzer7</i>	<i>Europa</i>	<i>L4</i>	<i>2.8-2.0 mm</i>	0.10
<i>IJzer8</i>	<i>Europa</i>	<i>L4</i>	<i>2.0-1.6 mm</i>	0.10
<i>IJzer9</i>	<i>Europa</i>	<i>L4</i>	<i>1.0-0.6 mm</i>	0.07
<i>IJzer10</i>	<i>Europa</i>	<i>L4</i>	<i>0.5-0.3 mm</i>	0.09
<i>IJzer11</i>	<i>Europa</i>	<i>L4</i>	<i>poeder</i>	0.54

*FeA4, in deze studie als referentie gebruikt.

Via eenvoudige batchtests werd voor de verschillende ijzersoorten een screening uitgevoerd om een eerste idee te bekomen van de reactiviteit van de ijzersoorten met betrekking tot reductieve dehalogenatie van gechloreerde verbindingen. TRI werd in deze tests als model-component gebruikt. Voor elke batchtest werden 2 verschillende reeksen flesjes opgestart: een testreeks met ijzer en een controle reeks zonder ijzer. Elke reeks bestond uit identiek opgestarte flesjes (of gesloten zodat anaërobe omstandigheden bekomen werden) die in functie van de tijd

werden opgeofferd voor analyses. Om een goed contact te bekomen tussen het water en de ijzergranules, werden de flesjes langzaam geroteerd (+/- 5 rpm). De test werd uitgevoerd bij 12°C, i.e. een typische grondwatertemperatuur. Bij elke staalname werd de TRI-concentratie als ook de concentraties aan mogelijk gevormde afbraakproducten bepaald. Telkens werden ook pH-, redox (ORP)- en chloridemetingen uitgevoerd. Als artificieel vervuild grondwater werd een CaCO₃-oplossing (40 mg/l) gebruikt waaraan TRI werd toegevoegd (+/- 25 mg/l).

Een overzicht van de resultaten is gegeven in Tabel 6. De resultaten voor ijzer 4 werden als voorbeeld in detail besproken in 5.1.1. Een korte bespreking van de overige ijzersoorten is terug te vinden in paragraaf 5.1.2.

5.1.1 Resultaten referentie ijzer4 (FeA4)

De evoluties van de VOCl-concentraties gedurende de screeningstest met FeA4 zijn grafisch weergegeven in Figuur 4. In aanwezigheid van ijzer daalde de TRI-concentratie binnen de 15 dagen van ongeveer 28000 µg/l tot ongeveer 260 µg/l, terwijl de concentratie in de controle eerder constant bleef (Figuur 4A). Tegelijk werden minimale hoeveelheden aan afbraakproducten gedetecteerd. 1,2-cDCE werd in de hoogste concentraties teruggevonden (zie Figuur 4B), i.e. tot ongeveer 3000-tal µg/l wat ongeveer 15 mol % van de initieel aanwezige TRI-concentratie. De afbraakproducten 1,1-DCE (Figuur 4C) en VC (Figuur 4D) werden in veel lagere gehalten gedetecteerd, i.e. ongeveer 160 en 28 µg/l, respectievelijk, wat overeenkomt met 0.5 en 0.2 mol % van de initieel aanwezige TRI-concentratie. De duur van de screeningstest was onvoldoende lang om een daling in de afbraakproductconcentraties te kunnen detecteren. In afwezigheid van ijzer werden geen afbraakproducten teruggevonden.

De lagere **redoxpotentialen** die opgemeten werden in de teststalen in vergelijking met de controles waar geen ijzer werd toegevoegd (Figuur 5), duiden aan dat de aanwezigheid van ijzer reducerende omstandigheden creëerde. Deze reducerende omstandigheden, hier tot - 150 mV, zijn noodzakelijk voor de reductieve dechlorinatie van TRI.

Tijdens het screeningsexperiment werd ook de evolutie van de pH opgevolgd in functie van de tijd (Figuur 5). De pH in de testreeks ligt steeds hoger dan deze in de controlereeks. Dit is te verklaren door de corrosiereactie van water (en zuurstof) met het ijzer, waarbij hydroxyl-ionen gevormd worden (zie 2.3, reactie 1 en reactie 2).

Uitgaande van de bekomen TRI-afbraakcurve, kan een Pseudo eerste orde afbraakconstante en halfwaardetijd afgeleid worden zoals vermeld in 2.4. In Figuur 6 wordt de berekening van de afbraakconstante k grafisch voorgesteld. De k -waarde kan afgeleid worden uit de helling van de curve en bedroeg voor FeA4 0.0117, wat overeenkomt met een halfwaardetijd van 59.2 uren. Er moet hierbij wel opgemerkt worden dat k -waarden en halfwaardetijden berekend via batchexperimenten, niet geëxtrapoleerd mogen worden om dimensioneringen van wanden uit te voeren. Aangezien een verschillende vloeistof/ijzer-verhouding gebruikt wordt en niet volledig in steady state gewerkt wordt, kan dit leiden tot fouten. Voor dimensioneringen worden best k -waarden en halfwaardetijden gebruikt die bekomen worden aan de hand van een uitgebreider kolomexperiment. De batchtests werden hier enkel gebruikt om een eerste screening door te voeren van verschillende ijzersoorten.

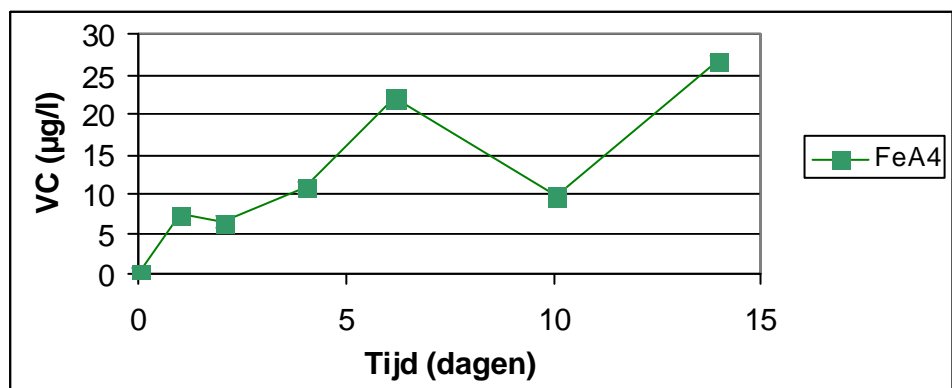
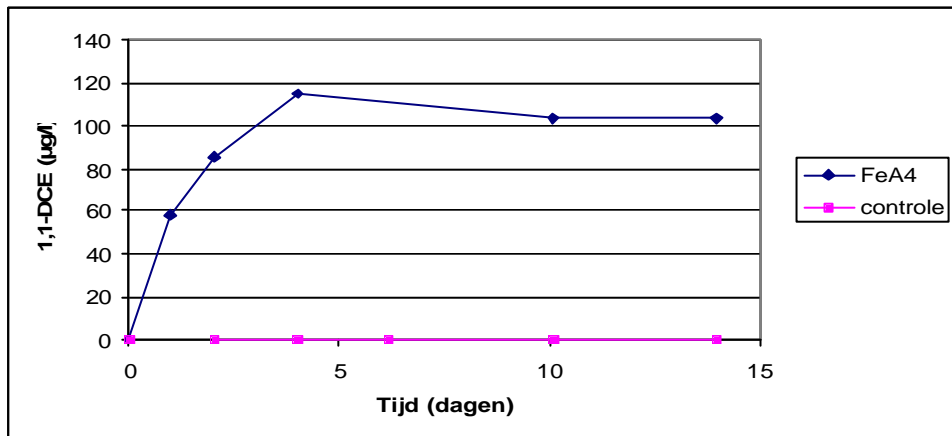
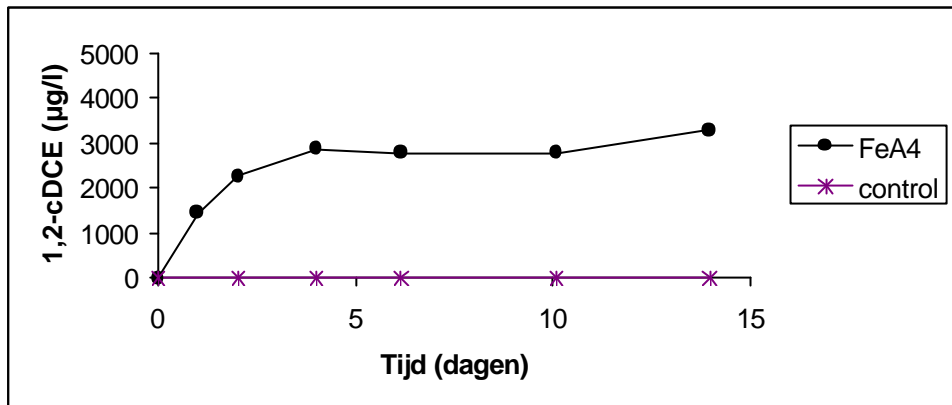
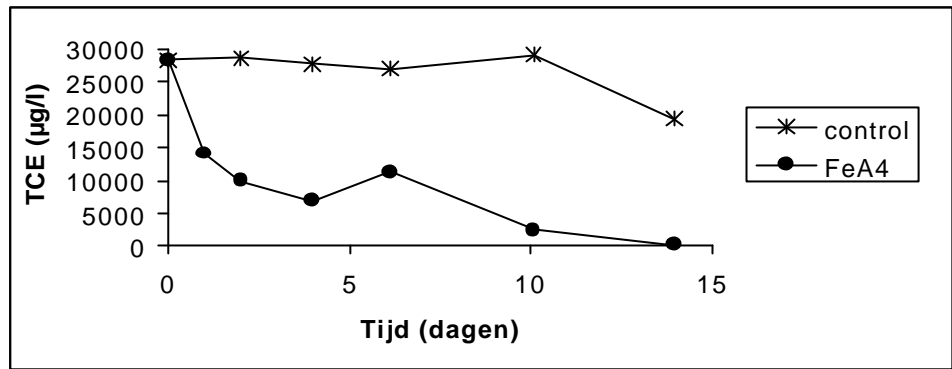
Om VOCl-balansen te kunnen opstellen werden in Tabel 7 concentraties omgerekend naar μM .

Uitgaande van de mol%, welke berekend werden ten opzicht van de initieel aanwezige TRI-concentratie, kan gesteld worden dat na 14 dagen slechts 0.9 mol% als TRI werd teruggevonden, anderzijds werden eveneens slechts lage mol% voor de afbraakproducten 1,2-cDCE, 1,1-DCE en VC opgemeten. De som van alle VOCl's daalde van 215 μM tot 37.4 μM , i.e. van 100 mol% naar 17.4 mol%.

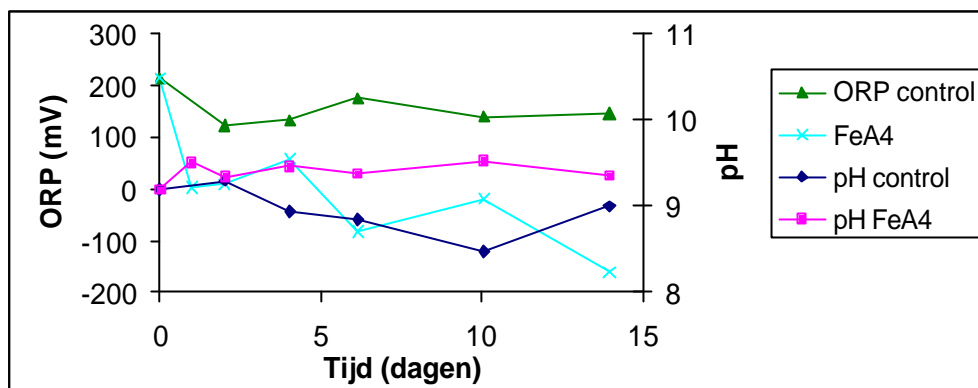
Tabel 6: Overzicht resultaten screeningstest voor verschillende ijzersoorten

Ijzersoort	Molaire % aanwezig na 14 tot 16 dagen t.o.v. initiële TRI-concentratie		Molaire % na 14 tot 16 dagen t.o.v. initieel aanwezige Cl-concentratie			Snelheidsconstante	Halfwaardetijd voor TRI
	TRI	VOCl-afbraakproducten	Organische Cf	Anorganische Cf	Totale Cf *	k	(uren)
Ijzer 1	0.8	6.0	4.8	82.5	87.3	0.0121	57.3
Ijzer 2	1.1	9.8	7.6	95.1	102.7	0.0127	54.6
Ijzer 3	0.7	8.9	6.5	82.5	89.0	0.0143	48.7
Ijzer 4	0.9	16.4	11.8	101.5	113.3	0.0117	59.2
Ijzer 5	0.35	0.4	0.5	136.4	136.9	0.0247	28.1
Ijzer 6	0.01	0.7	0.3	104.3	104.6	0.0194	35.7
Ijzer 7	76.0	0.76	76.5	49.2	125.8	0.0014	495
Ijzer 8	52.8	0.89	53.4	82.1	135.5	0.0019	364.8
Ijzer 9	32.9	1.38	33.8	114.9	148.8	0.0036	192.5
Ijzer 10	10.8	1.07	11.5	131.4	142.9	0.0055	126.0
Ijzer 11	0.01	0.77	0.51	139.6	140.1	0.0246	28.1

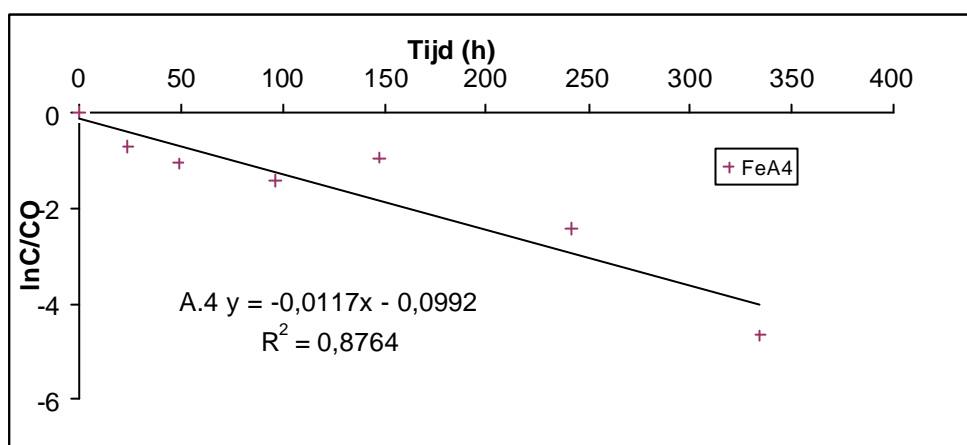
*Waardes > 100% zijn te verklaren door een overschatting van de anorganische chloride.



Figuur 4. Evolutie TRI (A), cDCE (B), 11DCE (C) en VC (D) gedurende screeningsexperiment met referentie-ijzer FeA4



Figuur 5. ORP en pH-verloop gedurende screeningstest met FeA4



Figuur 6. Berekening van pseudo eerste orde TCE-afbraakconstante voor FeA4

Het feit dat TRI-afbraakproducten zoals DCE en VC gedetecteerd worden, geeft een indicatie dat TRI tenminste gedeeltelijk afgebroken werd via reductieve dechlorinatie. Om echter degradatie van VOCs via reductieve dechlorinatie verder te kunnen onderscheiden van sorptie van VOCs op het zerovalent ijzer, werden chloridebalansen opgesteld (Tabel 8). Hier werd een onderscheid gemaakt tussen organische en anorganische chloriden. De organische chloride namen af in functie van de tijd omdat TRI verdween en slechts een minimale hoeveelheid afbraakproducten gevormd werd. Het anorganische chloridgehalte nam geleidelijk aan toe in functie van de tijd van 0 mol% tot 101.5 mol%, wat duidelijk wijst op TRI-afbraak via dechlorinatie. Indien voornamelijk sorptie de oorzaak zou geweest zijn van de verdwijning van TRI in de vloeistof, zou het gehalte anorganische chloride nauwelijks toegenomen zijn. Het mol% van de totale chloriden ligt overal tussen 62.5% en 138.1%.

Tabel 7. Overzicht evolutie molaire VOCl-concentraties gedurende screeningstest met FeA4.

Tijd dagen	TRI		1,2cDCE		1,1-DCE		VC		Som VOCl's	
	μM	mol%	μM	mol%	μM	mol%	μM	mol%	μM	mol%
0	215.2	100	0.0	0	0.0	0.00	0.0	0.00	215.2	100.0
1	107.0	49.8	15.0	7.0	0.6	0.28	0.1	0.06	122.7	57.0
2	76.0	35.3	23.3	10.8	0.9	0.41	0.1	0.05	100.3	46.6
4	52.3	24.3	29.6	13.8	1.2	0.55	0.2	0.08	83.2	38.7
6	85.2	39.6	28.6	13.3	1.1	0.49	0.4	0.16	115.2	53.5
10	19.0	8.8	28.6	13.3	1.1	0.50	0.2	0.07	48.9	22.7
14	2.0	0.9	33.9	15.8	1.1	0.49	0.4	0.20	37.4	17.4

Tabel 8. Overzicht evolutie molaire chloride-concentraties gedurende screeningstest met FeA4.

Tijd dagen	Organische Cl ^a		Anorganische Cl ^b		Totale Cl ^c	
	μM	mol%	μM	mol%	μM	mol%
0	645.5	100.0	0	0	645.5	100.0
1	352.3	54.6	149.9	23.2	502.2	77.8
2	276.5	42.8	300.0	46.5	576.5	89.3
4	218.6	33.9	411.6	63.8	630.1	97.6
6	315.2	48.8	576.1	89.3	891.3	138.1
10	116.6	18.1	286.8	44.4	403.3	62.5
14	76.33	11.8	655.2	101.5	731.5	113.3

^a Aanwezig onder vorm van TRI, DCE of VC. ^b Gemeten als vrije chloriden in de vloeistoffase. ^c Som van organische en anorganische chloriden.

5.1.2 Resultaten overige ijzersoorten

De ijzers van leverancier L1 (**ijzer1 t.e.m. ijzer4**) gaven allemaal vrij vergelijkbare resultaten (Tabel 6). In 14 tot 16 dagen werden de TRI-concentraties gereduceerd tot ongeveer 1 mol% van de initiële TRI-concentratie. Tegelijkertijd werd een relatief kleine hoeveelheid (tijdelijke) VOCl-afbraakproducten gevormd, i.e. 6.0 tot 16.4 mol% van de initieel aanwezige TRI-concentratie. Uit de chloridebalansen blijkt duidelijk dat TRI telkens via dechlorinatie vrij volledig werd omgezet, aangezien 83 tot 102 mol% van de initieel aanwezige chloride als anorganische chloride werd teruggevonden. Rekening houdend met de meetfouten op de VOCl- en chloridebepalingen, kan gesteld worden dat sorptie van VOCl-componenten op de ijzersoorten ijzer1, ijzer2, ijzer3 en ijzer4 zeer beperkt is of niet bestaande. Uitgaande van de bekomen k-waarden werden halfwaardetijden berekend die varieerde van 45.7 tot 59.2 uren, wat vrij dicht bij elkaar ligt. De korrelgrootte van de gebruikte ijzers (Tabel 5) had hier geen sterke invloed op de bekomen halfwaardetijden.

De ijzersoorten **ijzer5 en ijzer6** realiseerden een sterke TRI-daling tot lager dan 0.35 mol% van de initiële TRI-concentratie, terwijl slechts minimale hoeveelheden aan VOCl-afbraakproducten gedetecteerd konden worden (Tabel 6). Uit de chloride balans blijkt echter wel dat TRI via dechlorinatie werd afgebroken. Het gehalte aan anorganische chloriden lag zeer hoog, waardoor de totaal gemeten chloriden na 14 tot 16 testdagen de 100 mol% ruim overschreden. De bekomen

halfwaardetijden lagen duidelijk lager dan deze van ijzer FeA4, wat erop duidt dat ijzer5 en ijzer6 reactiever zijn dan het referentie-ijzer.

Voor het ijzer van leverancier L4 (**ijzer7 t.e.m. ijzer11**) werd wel een duidelijke invloed van de korrelgrootte op de reactiviteit bekomen. De resterende TRI-concentraties na 14 tot 16 dagen daalde van 76 mol% tot 0.01 mol% wanneer fijner materiaal gebruikt werd (Tabel 5). De gehalten aan organische chloriden daalden met eenzelfde trend aangezien de gedetecteerde concentraties aan VOCl-afbraakproducten voor elk van de L4-ijzers vrij laag waren. De totale chloride balans overschreed telkens de 100 mol% wat erop wijst dat weinig VOCs gesorbeerd bleven aan het ijzermateriaal. De variërende reactiviteit van de verschillende L4-ijzers heeft een sterke weerslag op de berekende halfwaardetijden. Het grofste ijzer (ijzer7) heeft een halfwaardetijd voor TRI van 495 uren, terwijl voor het fijnste materiaal ijzer11 een halfwaardetijd van 28.1 uren bekomen werd. Enkel dit laatste L4-ijzer heeft een halfwaardetijd die lager is dan het referentiemateriaal FeA4. Merk wel op dat ijzer11 net als ijzer6 een zeer fijn materiaal is (poeder) dat niet noodzakelijk voor alle wandtoepassingen bruikbaar is.

5.2 Milieuhygiënische evaluatie van reactieve ijzersoorten

Wat betreft de milieuhygiënische evaluatie van ijzersoorten is zowel de samenstelling van het ijzer als de uitloogbaarheid van componenten uit het ijzer van belang. Dit wordt verder besproken met FeA4 (ijzer4) als voorbeeld.

5.2.1 Samenstelling ijzer

Voor de samenstelling van het ijzer wordt voorgesteld om deze te toetsen aan de Vlarea-normen voor niet vormgevende bouwstof, aangevuld met specifieke parameters die in functie zijn van de herkomst van het materiaal.

In Tabel 9 is een overzicht gegeven van de chemische samenstelling van het referentie-ijzer FeA4. Wanneer de resultaten vergeleken worden met de wettelijke norm voor hergebruik van afvalstoffen (Vlarea), kunnen de volgende punten opgemerkt worden:

- De concentraties aan arseen, cadmium, kwik, lood en zink in het ijzermateriaal liggen ver beneden de VLAREA normen.
- De opgemeten concentraties aan Chroom, nikkel en koper overschrijden de VLAREA normen.

Tabel 9. Chemische samenstelling referentie-ijzer FeA4.

<i>Parameter</i>	<i>Norm</i> (mg/kg ds)	<i>Data leverancier</i> (gew %)	<i>Analyses Vito</i> (mg/kg ds) (Gew%)	
<i>Koolstof I</i>		2.8 – 3.2 %		
<i>Silicium (Si)</i>		1.8 – 2.1 %		
<i>Fosfor (P)</i>		0.04 – 0.4 %		
<i>Chroom (Cr)</i>	1250	0.05 – 0.4 %	1710	0.1710 %
<i>Nikkel (Ni)</i>	250	0.05 – 0.3 %	719	0.0719 %
<i>Aluminium (Al)</i>		0.01 – 0.1 %		
<i>IJzer (Fe)</i>		92.00% (typisch)		
<i>Arseen (As)</i>	250		138	0.0138 %
<i>Cadmium (Cd)</i>	10		8.3	0.0008 %
<i>Koper (Cu)</i>	375		1610	0.1610 %
<i>Kwik (Hg)</i>	5		< 0.1	
<i>Lood</i>	1250		25	0.0025 %
<i>Mangaan</i>			4300	0.4300 %
<i>Zink</i>	1250		107	0.0107 %

* ICP-AES-bepaling; Vetgedrukte waarden zijn overschrijdingen van de normen

5.2.2 Uitloogtest

Tabel 10: Gedetailleerde resultaten uitloogtest referentie-ijzer FeA4

Fractie		1	2	3	4	5	6	7
massa	g DS	1395	1395	1395	1395	1395	1395	1395
volumen eluaatfractie	ml	148,65	149,39	442,83	1045,97	2163,89	3089,09	7267,55
geleidbaarheid	mS/cm	0,109	0,0504	0,0205	0,0498	0,0315	0,0228	0,0247
pH		5,4	5,6	9,2	7,1	7,8	7,1	7,9
L/S – verhouding	l/kg	0,11	0,11	0,32	0,75	1,55	2,21	5,21
cumulatieve L/S	l/kg	0,11	0,21	0,53	1,28	2,83	5,05	10,26

Analyseresultaten: concentratie (µg/l)										
VLAREA parameters										
arsen	As	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
cadmium	Cd	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
chrom	Cr	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
koper	Cu	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
kwik	Hg	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25
lood	Pb	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
nikkel	Ni	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
zink	Zn	42	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
niet VLAREA parameters										
ijzer	Fe	14600	144	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50

Uitgelooide hoeveelheid per fractie (mg/kg)										
VLAREA parameters										
arsen	As	0,0011	0,0011	0,0032	0,0075	0,016	0,022	0,052	0,052	0,052
cadmium	Cd	0,00027	0,00027	0,00079	0,0019	0,0039	0,0055	0,013	0,013	0,013
chrom	Cr	0,00053	0,00054	0,0016	0,0037	0,0078	0,011	0,026	0,026	0,026
koper	Cu	0,00053	0,00054	0,0016	0,0037	0,0078	0,011	0,026	0,026	0,026
kwik	Hg	0,000027	0,000027	0,000079	0,00019	0,00039	0,00055	0,0013	0,0013	0,0013
lood	Pb	0,0011	0,0011	0,0032	0,0075	0,016	0,022	0,052	0,052	0,052
nikkel	Ni	0,00053	0,00054	0,0016	0,0037	0,0078	0,011	0,026	0,026	0,026
zink	Zn	0,0045	0,0011	0,0032	0,0075	0,0155	0,022	0,052	0,052	0,052
niet VLAREA parameters										
ijzer	Fe	1,6	0,015	0,016	0,037	0,078	0,11	0,26	0,26	0,26

Cumulatieve uitlooging (mg/kg)										
VLAREA parameters										
Cumulatieve L/S (l/kg)		0,11	0,21	0,53	1,28	2,83	5,05	10,26	10,26	10,26
VLAREA parameters										
arsen	As	0,0011	0,0021	0,0053	0,013	0,028	0,050	0,10	0,10	0,10
cadmium	Cd	0,00027	0,0005	0,0013	0,0032	0,0071	0,013	0,026	0,026	0,026
chrom	Cr	0,00053	0,0011	0,0027	0,0064	0,014	0,025	0,051	0,051	0,051
koper	Cu	0,00053	0,0011	0,0027	0,0064	0,014	0,025	0,051	0,051	0,051
kwik	Hg	0,000027	0,000053	0,00013	0,00032	0,00071	0,0013	0,0026	0,0026	0,0026
lood	Pb	0,0011	0,0021	0,0053	0,013	0,028	0,050	0,10	0,10	0,10
nikkel	Ni	0,00053	0,0011	0,0027	0,0064	0,014	0,025	0,051	0,051	0,051
zink	Zn	0,0045	0,0055	0,0087	0,016	0,032	0,054	0,11	0,11	0,11
niet VLAREA parameters										
ijzer	Fe	1,6	1,6	1,6	1,6	1,7	1,8	2,1	2,1	2,1

Wat betreft de uitloogbaarheid van componenten uit het ijzermateriaal, wordt aangeraden om in eerste instantie de uitloging van metalen te evalueren. In functie van de herkomst van het ijzer kunnen ook andere parameters belangrijk zijn om na te gaan, zoals onder meer organische stoffen (onder meer BTEX en olie) en radioactiviteit.

Het referentie-ijzer FeA4 werd onderworpen aan een uitloogtest om na te gaan of de uitgeloopte hoeveelheden metalen beneden de wettelijke normen liggen. De test werd uitgevoerd via een kolomtest bij 21°C overeenkomstig NEN7443. De gedetailleerde resultaten van analyses die werden uitgevoerd op 7 verschillende uitloofracties zijn weergegeven in Tabel 10. De pH-stijging van pH 4.5 naar pH 7.9 die tijdens de uitloogtest werd opgetekend, is te verklaren door corrosie van het ijzer door reactie met water en zuurstof (zie 2.3). Bij deze reactie wordt Fe^0 omgezet naar Fe^{2+} , dat in oplossing komt en (gedeeltelijk) wordt uitgeloopt.

In Tabel 11 worden de finale cumulatieve uitgeloopte concentraties van de verschillende metalen vergeleken ten opzichte van de grenswaarden. Voor alle geteste parameters liggen de concentraties onder de grenswaarden.

Afhankelijk van de herkomst van het materiaal kunnen bijkomende parameters nuttig zijn zoals onder meer radioactiviteit.

Tabel 11. Overzicht eindresultaat uitloogtest referentie-ijzer FeA4

Cumulatieve uitloging (mg/kg)			
Cumulatieve L/S (l/kg)		10,26	
eind pH		7,9	
VLAREA parameters:		grenswaarde	00031
arseen	As	0,8	0-0,10
cadmium	Cd	0,03	0-0,026
chroom	Cr	0,5	0-0,051
koper	Cu	0,5	0-0,051
kwik	Hg	0,02	0-0,0026
lood	Pb	1,3	0-0,10
nikkel	Ni	0,75	0-0,051
zink	Zn	2,8	0,055-0,11
niet VLAREA parameters:			
ijzer	Fe		1,6-2,1

L/S: liquid/solid-verhouding

5.2.3 Besluiten

De samenstelling van het referentie-ijzer FeA4 werd getoetst aan de VLAREA-normen. Voor chroom, nikkel en koper werd de gestelde VLAREA-norm overschreden, respectievelijk 1.37, 2.88 en 4.29 keer. Uit de resultaten van de uitloogtest is echter gebleken dat al de uitloogbare metaalconcentraties ver beneden de in VLAREA gestelde grenswaarden liggen. Dit toont aan dat het implementeren van het ijzer in de bodem niet leidt tot een significante verspreiding van de in VLAREA vermelde zware metalen via het grondwater.

Om te bepalen of een ijzersoort al dan niet kan worden toegepast in een ijzerwand kan men stellen dat de samenstelling de Vlarea-normen voor niet vormgevende bouwstof mag overschrijden maar dat de uitloogbaarheid moet voldoen aan de geldende normen. Let wel, voormelde punten zijn slechts richtinggevend en dienen steeds te worden overlegd met de betrokken overheden.

6 Haalbaarheidstests ter bepaling van afbraaksnelheden en nodige verblijftijden (fase 2)

Bij reactieve ijzerwanden is de studie die aan de implementatie vooraf gaat van groot belang. Wanneer de voorstudie (fase 1) heeft uitgewezen dat het beoogde terrein aan de randvoorwaarden (zie Hoofdstuk 4) voldoet, kan overgegaan worden tot haalbaarheidsstudies in kolomsystemen (fase 2).

Het doel van een haalbaarheidsonderzoek via een kolomexperiment is drievoudig, nl.

- Bepaling van afbraaksnelheden voor de in het grondwater aanwezige polluenten en voor afbraakproducten die in de loop van het proces gevormd worden.
- Berekening van de nodige verblijftijd van het grondwater in de wand om een reductie van de pollutentconcentraties te realiseren tot het vereiste niveau.
- Nagaan in welke mate precipitaties van mineralen het proces beïnvloeden.

Kolomexperimenten geven zeer waardevolle en essentiële informatie en dienen voor elke te installeren wand te worden uitgevoerd. De experimenten worden opgestart met reëel grondwater afkomstig van het terrein dat bestudeerd wordt en met de ijzersoort die geselecteerd werd voor toepassing op het terrein.

6.1 Staalname grondwater

Voor de test dient representatief grondwater op het betreffende terrein bemonsterd te worden. Het meest representatieve grondwater is grondwater met de hoogste concentraties aan polluenten die in de wand verwacht worden. Dit kan bijvoorbeeld genomen worden ter hoogte of iets stroomopwaarts van de potentiële inplantingsplaats van de wand. Voor een correcte staalname wordt verwezen naar de code van goede praktijk voor bemonstering van grond, grondwater, bodemvocht, bodemlucht en waterbodems.

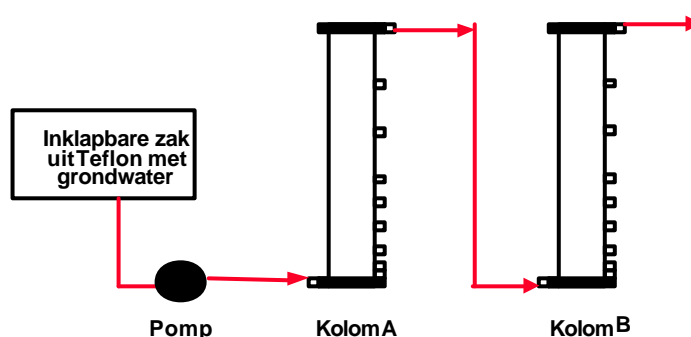
6.2 Testopzet

De tests worden doorgaans uitgevoerd in kolommen uit plexiglas met een lengte van 50 cm en een diameter van 4 cm. Er is mogelijkheid tot staalname aan ingang en uitgang van de kolom, en op 7 intermediaire hoogtes, nl 3, 5, 10, 15, 20, 30 en 40 cm van ingang aan de onderkant van de kolom. De kolom worden gepakt met 100% ijzer of een ijzer-zandmengsel. De volgende ijzer- en kolomparameters dienen gemeten of ingesteld te worden:

Specifieke oppervlakte	X m ² /g
Doorstromingsnelheid	X cm/dag
Hydraulische verblijftijd	X uren
Poriënvolume	X ml
Porositeit	X
Bulkdensiteit	X g/cm ³
IJzer:volume oplossing	X g: 1 ml
Specifiek oppervlak ijzer: volume oplossing	X m ² : 1 ml
Temperatuur	12 °C

De meest realistische simulatie van de in-situ situatie wordt bekomen indien het kolomexperiment wordt uitgevoerd bij een temperatuur die in de ondergrond heerst. Meestal is 12°C een geschikte temperatuur. Indien bij hogere temperaturen gewerkt wordt (bv kamertemperatuur) dient een temperatuurscorrectiefactor gebruikt te worden om goede halfwaardetijden te bekomen. Dit kan leiden tot onnauwkeurigheden. Ook de doorstromingsnelheid wordt indien mogelijk ingesteld zoals op het terrein.

Indien de verblijftijd in kolom 1 te kort is om goede afbraaksnelheden te kunnen berekenen voor bepaalde pollutanten, kan een tweede kolom (kolom B) in serie na de eerste kolom (kolom A) worden gekoppeld, zoals is weergegeven in Figuur 7.



Figuur 7. Schematisch overzicht kolomopzet (niet op schaal)

Een kolomexperiment wordt opgestart met reëel grondwater dat vanuit een inklapbare zak uit Teflon onderaan in de kolom wordt gepompt (zie Figuur 7).

In functie van de tijd wordt de kolom bemonsterd tot steady state concentratieprofielen bekomen worden. Meestal is dit na een 40-tal poriënvolumes grondwater. De volgende analyses en metingen worden uitgevoerd op de grondwaterstalen:

- VOCl-analyses (bv. PER, TRI, cDCE, 11DCE, tDCE, VC, 111TCA, 11DCA, PCM, TCM, DCM) op 9 tot 16 verschillende hoogtes bij elke staalname.
- Redoxpotentiaal en pH op de verschillende hoogtes bij elke staalname.
- Anorganische analyse van input en output na 40 poriënvolumes (PV).

6.3 Evolutie VOCl's, pH en redoxpotentiaal

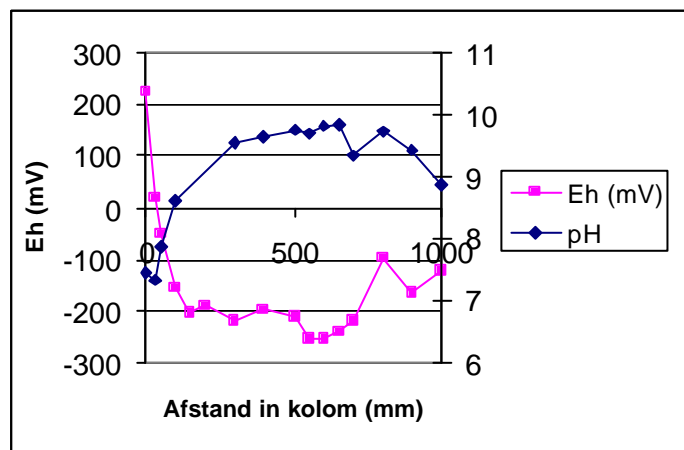
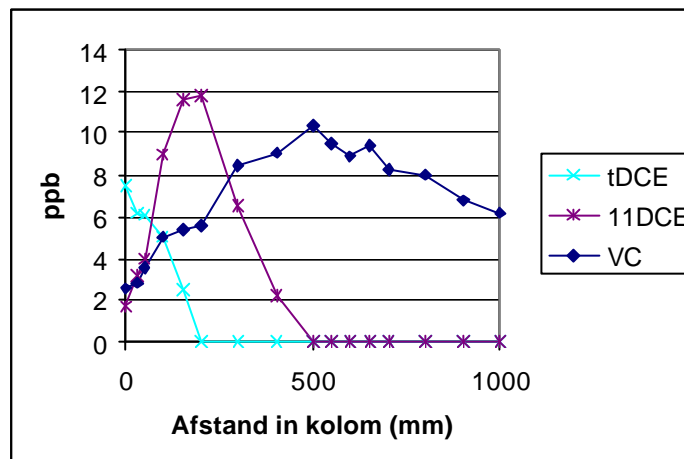
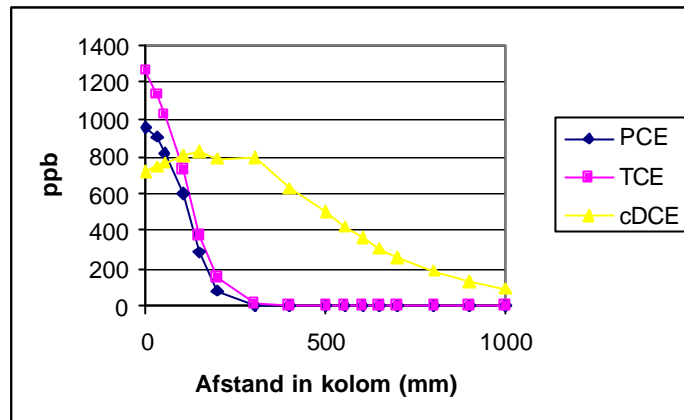
In figuur 8 wordt een voorbeeld gegeven van VOCl-concentratieprofielen, en pH- en redox-metingen die opgemeten werden bij een kolom in evenwicht.

De PER- en TRI-concentratie daalde van respectievelijk 953 µg/l en 1262 µg/l tot bijna ondetecteerbare concentraties gedurende het doorlopen van de eerste 30 cm in de kolom. Cis-DCE accumuleerde tijdelijk en bereikte een piekwaarde van 830 µg/l na 15 cm. Op het moment dat alle TCE en PCE bijna verdwenen is (+/- 30 cm), begint ook de cDCE-concentratie te dalen. Na het doorlopen van beide kolommen wordt nog 91 µg/l cDCE teruggevonden. Ook voor 11DCE werd een tijdelijke ophoping vastgesteld in de eerste 20 cm van de kolom. Een maximum concentratie van 12 µg/l werd gemeten. De aanwezige sporen van t-DCE werden afgebroken in de eerste 10 cm van de kolom. De VC-concentratie steeg geleidelijk

langsheen de kolom van een bijna ondetecteerbare waarde tot een piekwaarde van 9 µg/l. Deze piekwaarde werd opgemeten aan de uitgang van de eerste kolom, i.e. na 50 cm. Nadien daalde de VC-concentratie. Bij het verlaten van de tweede kolom, i.e. na 100 cm, werd nog 6.2 µg/l VC gedetecteerd.

Langsheen de kolommen werd een sterke daling in redox en stijging in pH gemeten. De redoxpotentiaal t.o.v. de waterstof referentie elektrode ($E_h = \text{ORP} + 211 \text{ mV}$) daalde van een 318 mV tot een -300 mV. Er heersten duidelijk reducerende condities in de kolommen. Een typische pH-stijging tot een waarde van bijna pH 10 werd waargenomen.

Gebruikmakend van een eerste-orde kinetisch model, kunnen op basis van de bekomen concentratieprofielen **afbraakconstanten** berekend worden voor de verschillende VOCl-componenten. In Tabel 12 zijn **halfwaardetijden** weergegeven die berekend werden op basis een 5-tal steady state concentratieprofielen. Voor de meeste componenten is de variatie op de halfwaardetijd relatief gering. Enkel voor VC is de variatie hoger. De hoge correlatiecoëfficiënten die bekomen werden geven aan dat de benadering van de afbraak via een eerste-ordekinetiek correct was.



Figuur 8. VOCI-concentratieprofielen en pH- en redoxmetingen bij steady state

Tabel 12. Halfwaardetijden berekend op basis van steady state concentratieprofielen via lineaire regressie.

Component	Halfwaardetijden Vito-kolom ^a (h)	Correlatiecoëfficiënt r^2
Tetrachlooretheen (PER)	1.5 ± 0.2	0.893 ± 0.040
Trichlooretheen (TRI)	1.8 ± 0.3	0.926 ± 0.022
Cis-1,2-dichlooretheen (cDCE)	12.4 ± 1.8	0.953 ± 0.052
Trans-1,2-dichlooretheen (tDCE)	4.3 ± 0.5	0.920 ± 0.021
1,1-dichlooretheen (11DCE)	4.1 ± 0.3	0.977 ± 0.013
Vinylchloride (VC)	25.7 ± 6.2	0.963 ± 0.024

^a Berekend op basis van 4 tot 5-tal steady state concentratieprofielen

6.4 Anorganische analyses

De veranderingen die de anorganische parameters ondergaan onder invloed van het reactief ijzer zijn van belang voor het inschatten van o.a. clogging. Wanneer de kolom in evenwicht is wordt zowel het influent als het effluent bemonsterd en geanalyseerd. Bij wijze van voorbeeld werden in onderstaande tabel (Tabel 13) de resultaten van dergelijke analyses weergegeven.

Bij vergelijking van deze analyseresultaten kan het volgende opgemerkt worden:

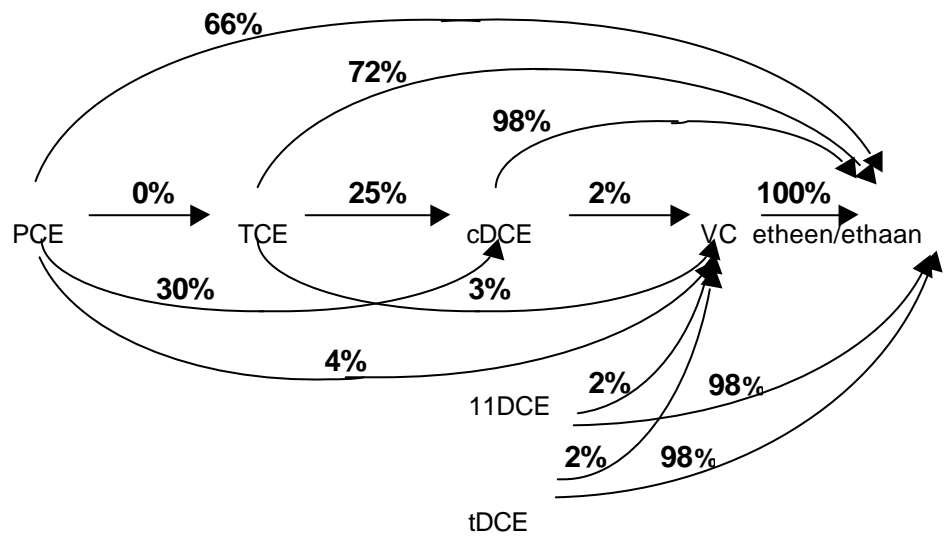
- De concentraties aan ijzer, kalium, natrium, sulfaat en zwavel bleven relatief constant.
- De concentratie aan chloride en ammonium in het effluent lag hoger in vergelijking met het influent, terwijl de nitraatconcentratie in het influent het hoogst was. Nitraat wordt in aanwezigheid van zerovalent ijzer gereduceerd tot ammonium en treedt dus in concurrentie met de VOCs. De aanwezigheid van nitraat is ongunstig omdat het de afbraak van VOCs vertraagt.
- Bij het doorlopen van de kolom, werden in het grondwater duidelijke dalingen vastgesteld van calcium, magnesium, DOC, DIC en het gehalte aan bicarbonaten. Deze resultaten laten vermoeden dat carbonaat- en hydroxide-precipitaten gevormd werden in de kolom. Mogelijk werden de volgende neerslagen gevormd:
 - sideriet (FeCO_3)
 - ijzerhydroxiden (Fe(OH)_2)
 - calciet en aragoniet (CaCO_3)
 - magnesiet (MgCO_3)
- Gebaseerd op veldervaring kan gesteld worden dat deze neerslagen niet van die aard zijn dat ze een belemmering vormen voor de toepassingen van ijzerwanden. op termijn kunnen ze de levensduur van de wand wel enigszins verkorten.

Tabel 13. Anorganische analyses van influent en effluent na 40 PV

	40PV-in	40PV-uit	
Kathionen:			
Barium	0,091	0,052	mg/l
Calcium	113	67,4	mg/l
IJzer	<0,050	<0,050	mg/l
Kalium	4,88	4,88	mg/l
Magnesium	6,86	5,1	mg/l
Mangaan	0,007	0,127	mg/l
Natrium	49,1	49,5	mg/l
Ammonium	<0,04	4,14	mg/l N
Anionen:			
Chloride	146	153	mg/l
Sulfaat	75	74,7	mg/l
Bromide	0,11	0,12	mg/l
Nitraat	28,7	<1	mg/l
	6,48	<0,23	mg/l N
Nitriet	<0,05	<0,05	mg/l
	<0,015	<0,015	mg/l N
Ortho-fosfaat	<0,5	<0,5	mg/l
Sulfides	<0,1	<0,1	mg/l
Buffercapaciteit pH 4,3	2,82	0,38	mmol/l
Buffercapaciteit pH 8,3	0,08	0,05	mmol/l
CO ₂ -gehalte	3,7	2,3	mg CO ₂ /l
HCO ₃ -gehalte	172	23,2	mg HCO ₃ /l
Droogrest	<2	<2	mg/l
DOC	10	1	mg/l C
DIC	29	3	mg/l C
DC	39	4	mg/l C

6.5 Bepaling nodige verblijftijd van grondwater in de wand

Om een inschatting te maken van de nodige verblijftijd van het grondwater in de wand om tot een voldoende grote reductie van alle polluenten te komen, wordt gebruik gemaakt van een molair conversiemodel. Een voorbeeld van zulk een model is weergegeven in Figuur 9. De percentages geven weer welke molfracties van een bepaalde component via de verschillende mogelijke afbraakwegen worden omgevormd. Molaire conversiemodellen variëren naargelang de gebruikte ijzersoort en worden ook beïnvloed door de samenstelling van het grondwater. Daarom wordt het molair conversiemodel opgebouwd op basis van de kolomconcentratieprofielen aangezien het model een voorstelling is van de chemische reacties waargenomen in de oplossing.



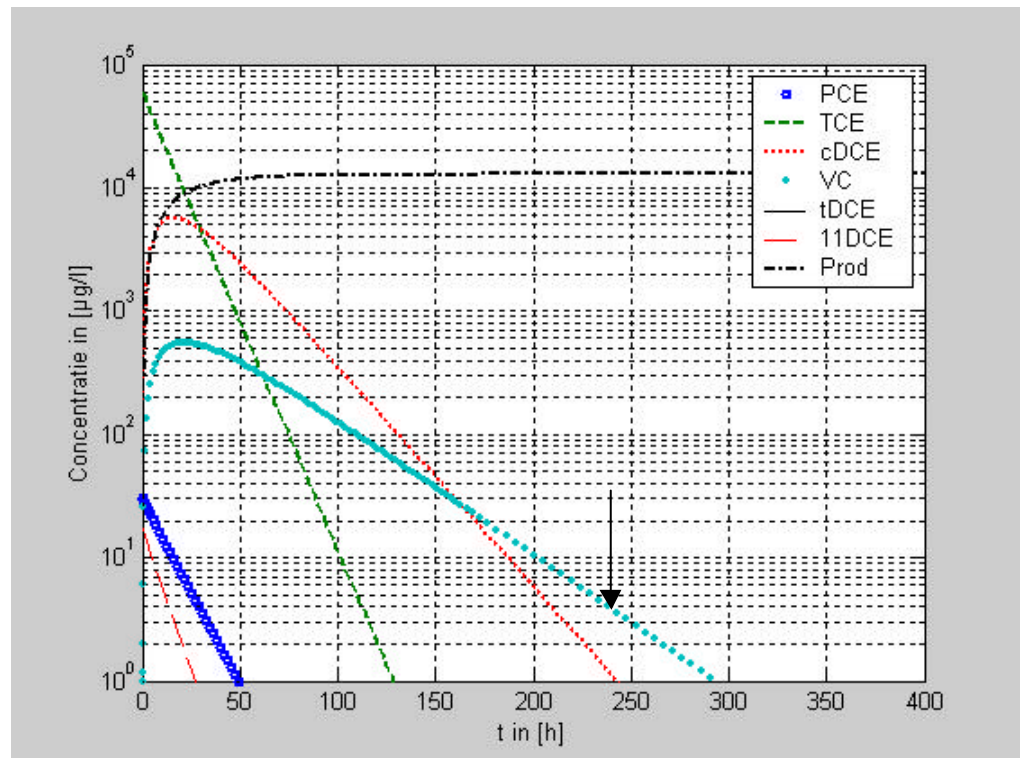
Figuur 9. Molair conversie model dat gebruikt werd in de studie (bron: ETI)

Uitgaande van (I) de pollutentconcentraties die in de wand verwacht worden, (II) via labo-experimenten bepaalde halfwaardetijden en (III) de van toepassing zijnde terugsaneringsnormen, kunnen vervolgens de nodige verblijftijden bepaald worden gebruik makend van het molair conversiemodel. Dit wordt geïllustreerd met een voorbeeld in Tabel 14 en Figuur 10. Als terugsaneerwaarde dient de achtergrondwaarde of minimaal 80% van de saneringsnorm beoogd te worden

In Tabel 14 zijn de verschillende ontwerpparameters samengevat die gebruikt werden voor de berekeningen. De resultaten van de simulatie in Figuur 10 tonen aan dat VC de bepalende component is en dat een verblijftijd van **240 h** noodzakelijk is voor reductie van VC tot 4 µg/l. Rekening houden met grondwaterstromingen van bijvoorbeeld 0.01 m/dag en 0.02 m/dag zou een wand bestaande uit 100% ijzer en met een dikte van respectievelijke 0.10m en 0.20m voorzien in een verblijftijd van 240h.

Tabel 14. Ontwerp parameters op basis van steady state gegevens

VOCI	Max. verwachte concentratie in wand ($\mu\text{g/l}$)	Wettelijke norm ($\mu\text{g/l}$)	Berekende halfwaardetijd (h)	Nodige verblijftijd (h)
PER	30	32	10.1	240
TRI	60 000	56	8.1	
cDCE	162	40 (c+tDCE)	16.9	
11DCE	17		6.7	
tDCE	Sporen	40 (c+tDCE)	(10.9)	
VC	Sporen	4	27.2	
111TCA	230	400	1.6	
11DCA	Sporen	26	24	



Figuur 10. Resultaten eerste orde kinetisch conversiemodel op basis van steady state gegevens

7 Monitoring van reactieve wanden (fase 5)

Eens een reactieve ijzerwand ontworpen en geïnstalleerd is, is een goede monitoring van groot belang. De voornaamste objectieven van deze monitoring zijn:

- Nagaan of de vervuilingsspluim gecapteerd wordt door de wand en niet langs of onder de wand stroomt.
- Nagaan of de beoogde behandeling van het grondwater in de wand effectief verloopt en effectief blijft verlopen. Dit wil zeggen nagaan in welke mate de opgelegde grondwaternormen bereikt worden.
- Nagaan of de installatie van de wand geen negatieve effecten heeft op de kwaliteit van het water stroomafwaarts van de ijzerwand.
- Een inschatting maken van de levensduur van de ijzerwand.

Een gedetailleerd protocol voor de monitoring van reactieve wanden werd niet teruggevonden. Meestal wordt voor een specifiek terrein een monitoringsplan uitgewerkt door de bodemsaneringsdeskundige in samenspraak met de overheid. De hieronder beschreven aanpak is gebaseerd op richtlijnen van ITRC (Interstate Technology Regulatory Corporation, USA), richtlijnen vermeld door Gavaskar et al. (1998, 2000) en richtlijnen opgesteld voor UK (Carey et al., 2003). De voorstellen beperken zich tot de monitoring van een ijzerschermband voor de behandeling van VOC's. Indien ook de verwijdering van zware metalen beoogd wordt dient het protocol aangepast te worden. Gemotiveerde afwijkingen van de voorgestelde aanpak zijn mogelijk.

7.1 Constructie monitoringspunten

Voor de monitoring dienen zowel in de wand zelf als daarbuiten peilbuizen geplaatst te worden.

7.1.1 Aquifer peilbuizen

De meeste peilbuizen worden in de aquifer geplaatst, en dit stroomopwaarts, stroomafwaarts of naast de reactieve wand. Indien het een relatief uniform aquifer materiaal betreft kan de filterinstelling over een relatief grote lengte uitgevoerd worden. Bij een zeer heterogeen aquifer materiaal of de aanwezigheid van 2 of meerdere watervoerende lagen dient eventueel een 'multilevel' peilbuis geplaatst te worden. Het aantal filterinstellingen wordt hierbij bepaald door de geologie van de site, de dikte van de aquifer, aquifer stromingskarakteristieken, aanwezigheid van meerdere aquifers en de aard van de vervuiling.

7.1.2 PRB peilbuizen

Om de efficiëntie van de reactieve ijzerwand te meten dienen ook peilbuizen geplaatst te worden in de wand zelf. Hierbij is een 'multilevel' peilbuis zeer sterk aan te raden. In het vulmateriaal van de wand zijn namelijk mogelijk heterogeniteiten aanwezig omwille van compactering en de ontwikkeling van corrosieproducten en precipitaten in de porieruimte. In tegenstelling met aquifer peilbuizen mogen PRB peilbuizen niet afgewerkt worden met filterzand maar dienen ze volledig omgeven te zijn door reactief materiaal. De diameter van PRB peilbuizen dient zo klein mogelijk gehouden (20 mm) zodat een kleiner spoelvolume nodig is. Grotere spoelvolumes zou de werking van de wand te sterk beïnvloeden en leiden tot niet representatieve bemonsteringen. In de literatuur

(Gavaskar et al., 1998) worden enkele tips gegeven om tot een goede bemonstering te komen:

- Het verversen van het water in de peilbuizen juist voor de monsternamen dient te gebeuren met een zo klein mogelijke hoeveelheid water die met een zeer klein debiet dient opgepompt te worden.
- Door gebruik te maken van 'packers' (vulstukjes) kan het te verversen volume water in de (bredere) peilbuizen gereduceerd worden.

7.2 Positionering monitoringspunten

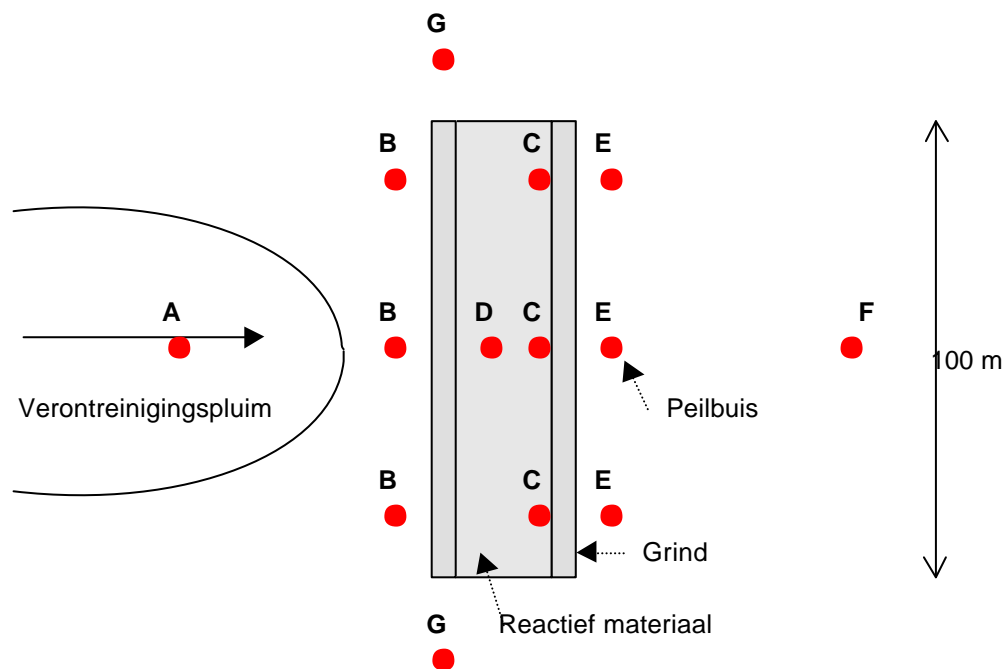
Aan de hand van een grondwatermodel kunnen de ideale locaties en filterdieptes van de peilbuizen bepaald worden.

Alhoewel het plaatsen van de monitoringspunten zeer terreinspecifiek is, werd toch getracht algemene richtlijnen op te stellen in functie van het type wand. Gemotiveerde afwijkingen zijn mogelijk.

7.2.1 Continue wand

Bij een continue wand dienen volgende plaatsen voor monitoring onderscheiden worden (zie Figuur 11):

- A: Meer dan 10 meter stroomopwaarts van de wand (op de as van de vervuilingsspluim) om de ingaande grondwaterkwaliteit te meten.
- B: Juist (1 tot 2 m) stroomopwaarts van de wand.
- C: In de wand, enkele centimeters verwijderd van het stroomafwaarts gelegen aquifer materiaal of grind. Volgens Gavaskar et al. (1999) worden bij voorkeur geen peilbuizen in de eventueel aanwezige gravel zone geplaatst omwille van mogelijke herinfiltratie van grondwater van het aquifer materiaal naar de grindzone.
- D: In de wand, stroomopwaarts van peilbuizen C, om (I) een inschatting te maken van de afbraaksnelheid en om (II) een eventuele doorbraak van polluenten vroeger te detecteren. D wordt best geplaatst daar waar de snelste doorstroming wordt verwacht.
- E: Juist (1 tot 2 m) stroomafwaarts van de wand.
- F: Verder stroomafwaarts van de wand.
- G: Naast de reactieve wand om na te gaan of de vervuiling gecapteerd wordt door de wand en niet langs de wand heen stroomt.



Figuur 11. Plaatsing van monitoringspunten bij een continue wand (niet op schaal)

Met betrekking tot het aantal peilbuizen dat per soort gewenst is werden een aantal richtlijnen samengevat in Tabel 15. Hierbij werd uitgegaan van een wand met een lengte van 100 meter. Er werd eveneens een voorstel gedaan voor de extra peilbuizen die nodig zijn bij langere wanden.

Tabel 15. Richtlijnen voor het aantal peilbuizen bij een continue wand voor een wand van (minder dan) 100 m lang.

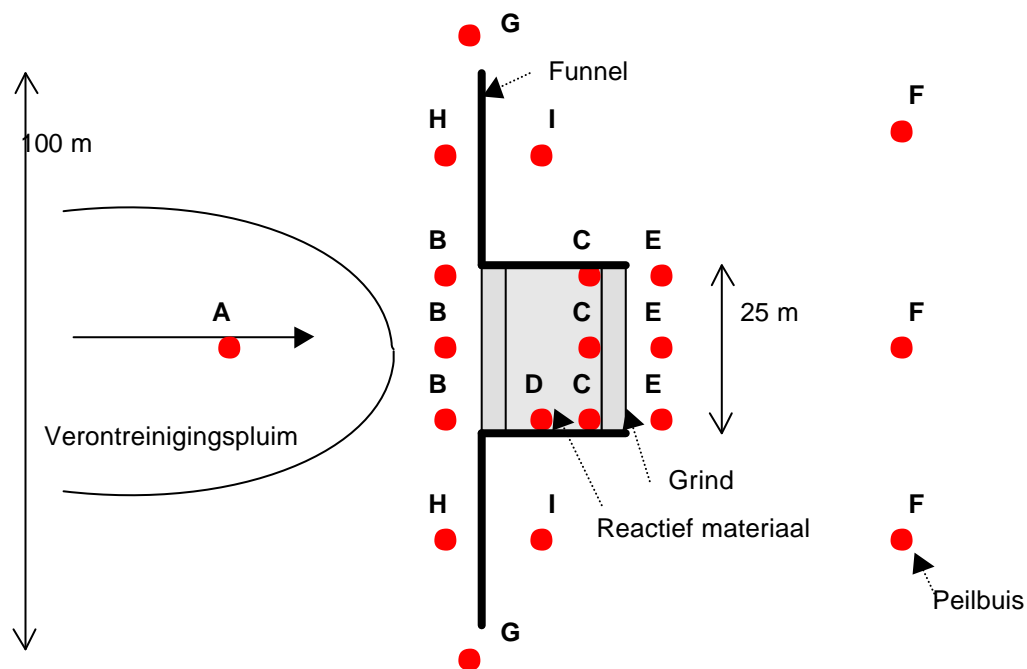
Peilbuis	Aantal peilbuizen	Extra	Belang
A	1		++
B	3	1 extra per extra 100 m	+++
C	3	1 extra per extra 50 m	+++
D	1	bij brede wanden	+
E	3	1 extra per extra 100 m	+++
F	1		+++
G	1 + 1		++

+++ : noodzakelijk; ++ : belangrijk; + : nuttig

7.2.2 'Funnel-and-gate'-configuratie

Bij een funnel & gate dienen volgende plaatsen voor monitoring onderscheiden worden (zie Figuur 12):

- A: Meer dan 10 meter stroomopwaarts van de wand (op de as van de vervuilingspluim) om de ingaande grondwaterkwaliteit te meten.
- B: Juist (1 tot 2 m) stroomopwaarts van de wand.
- C: In de wand, enkel centimeters verwijderd van het stroomafwaarts gelegen aquifer materiaal of grind. Volgens Gavaskar et al (1999) worden bij voorkeur geen peilbuizen in de gravel zone geplaatst omwille van mogelijke herinfiltratie van grondwater van het aquifermateriaal naar de grindzone. Eventueel kan een 'multilevel' peilbuis geplaatst worden met C₁, C₂, C₃, enz. Bij een 'funnel-and-gate' systeem is het belangrijk om de peilbuizen aan de rand van de wand te plaatsen aangezien de grondwatersnelheid groter kan zijn op deze punten. Ook kan doorbraak van de polluenten mogelijk juist gebeuren op deze plaatsen.
- D: In de wand, stroomopwaarts van peilbuizen C, om (I) een inschatting te maken van de afbraaksnelheid en om (II) een eventuele doorbraak van polluenten vroeger te detecteren. Ook hier wordt D best geplaatst daar waar de snelste doorstroming verwacht wordt, wat mogelijk aan de rand van de wand is.
- E: Juist (1 tot 2 m) stroomafwaarts van de wand.
- F: Verder stroomafwaarts van de wand.
- G: Naast de reactieve wand om na te gaan of de vervuiling gecapteerd wordt door de wand en niet langs de wand heen stroomt.
- H: stroomopwaarts van de impermeabele wand (funnel)
- I: Stroomafwaarts van de impermeabele wand (funnel) om na te gaan dat de vervuilingspluim efficiënt gecapteerd wordt en niet onder/langs de wand stroomt.



Figuur 12. Schematische voorstelling van een funnel-and-gate-configuratie met aanduiding van locaties voor peilbuizen (niet op schaal)

Tabel 16. Richtlijnen voor het aantal peilbuizen bij een funnel-and-gate voor een gate met lengte < 25 m en voor wand met totale lengte < 100 m;

Peilbuis	Aantal peilbuizen	Extra	Belang
A	1		++
B	3 per gate	1 extra per extra 50 m	+++
C	3	1 extra per extra 25 m	+++
D	1	bij brede wanden	++
E	3 per gate	1 extra per extra 50 m	+++
F	3 per gate		+++
G	1 + 1		++
H	1 per funnel	1 extra per extra 50 m	+++
I	1 per funnel	1 extra per extra 50 m	+++

+++ : noodzakelijk; ++ : belangrijk; + nuttig

Tabel 16 vat een aantal richtlijnen samen betreffende het aantal peilbuizen dat dient voorzien te worden voor een goede monitoring van een funnel-and-gate. Er werd uitgegaan van een wand met 2 funnels en 1 gate, met een totale lengte van minder dan 100 m. De lengte van de gate is kleiner dan 25 meter.

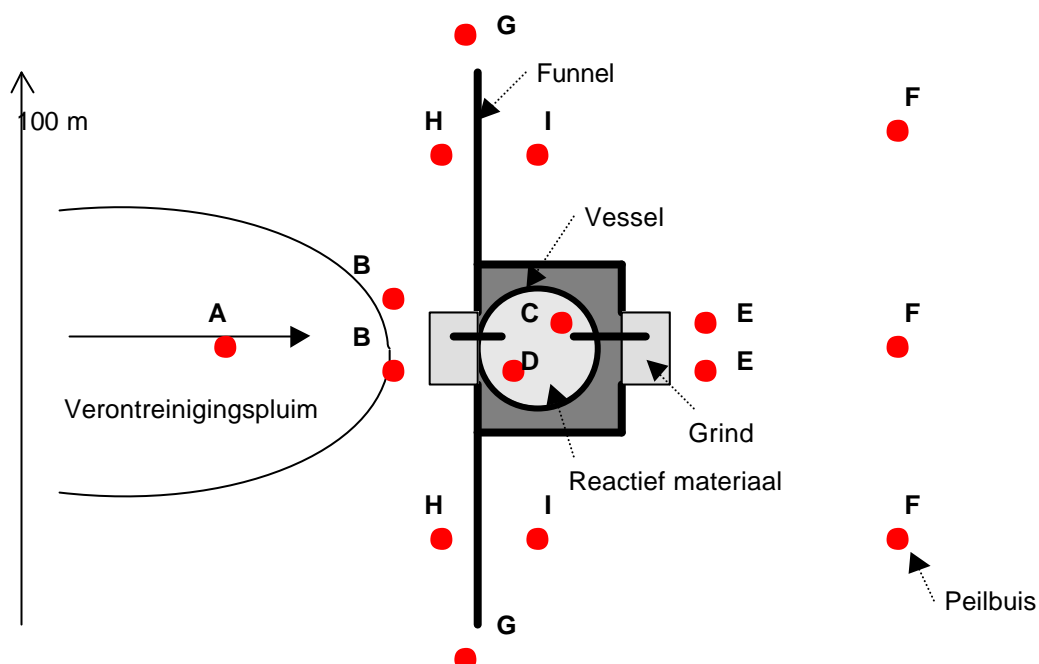
7.2.3 Vessel

Zoals vermeld in paragraaf 2.5 kan in bepaalde gevallen gekozen worden voor een 'vessel' of vat als gate. Schematische overzichten met betrekking tot de plaatsing van de peilbuizen zijn gegeven in **Figuur 13** en **Figuur 14**. Tabel 17 vat een aantal richtlijnen samen betreffende het aantal peilbuizen dat dient voorzien te worden voor een goede monitoring van een funnel & vessel.

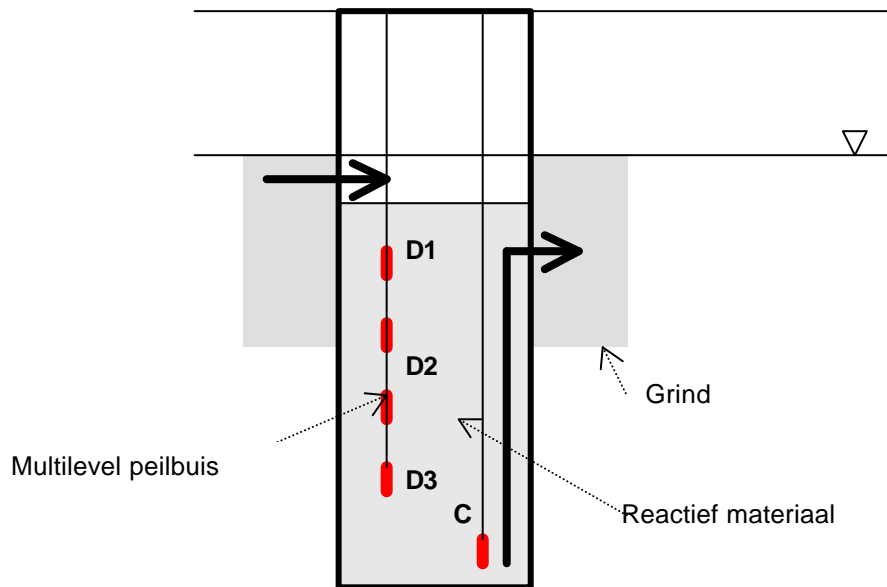
Tabel 17. Richtlijnen bij het aantal peilbuizen bij een Funnel & vessel voor een vat met diameter < 5 m en voor wand met totale lengte < 100 m.

Peilbuis	Aantal peilbuizen	Extra	Belang
A	1		++
B	2 per gate		+++
C	1-2	1 extra per extra 2 m diameter	+++
D	1 multilevel	bij grote diameters	+++
E	2 per gate		+++
F	3 per gate		+++
G	1 + 1		++
H	1 per funnel	1 extra per extra 50 m	+++
I	1 per funnel	1 extra per extra 50 m	+++

+++ : noodzakelijk; ++ : belangrijk; + : nuttig



Figuur 13. Schematische voorstelling van een funnel & vessel-configuratie met aanduiding van locaties voor peilbuizen (niet op schaal)



Figuur 14. Dwarsdoorsnede van een vessel met aanduiding van locaties voor peilbuizen

7.3 Analyses

Tabel 18 geeft een overzicht van de verschillende parameters die opgevolgd dienen te worden tijdens de monitoring van een reactieve ijzerwand. Het gaat ten eerste om een aantal veldparameters die een idee geven van de hydraulica van het systeem en o.a. de redoxcondities in de ondergrond.

Bij het opvolgen van de organische pollutie is het van groot belang om niet enkel de initieel aanwezige pollutanten op te volgen, maar ook de mogelijk gevormde intermediären. Vinylchloride (VC) is bijvoorbeeld een intermediair dat veel aandacht verdient gezien zijn toxiciteit.

Anorganische parameters zoals o.a. calcium, magnesium en alkaliniteit zijn van belang voor het inschatten van clogging wat de levensduur van een reactieve wand beïnvloedt. Verder zijn nog een aantal parameters opgesomd die mogelijk een negatieve invloed hebben op de werking van reactief ijzer. Deze dienen uiteraard enkel opgevolgd te worden indien aanwezig in het grondwater. De anorganische parameters zijn hoofdzakelijk van belang voor peilbuizen B,C, (D), en E (peilbuizen in of vlakbij de wand). Er dient ook aandacht te gaan naar uitlogbare elementen zoals o.a. ijzer of andere zware metalen als ook organische componenten.

Tabel 18: Te bepalen parameters bij de monitoring van een reactieve ijzerwand.

<i>Te analyseren parameters</i>	
<i>Grondwaterstanden</i>	
<i>Veldparameters:</i>	<i>pH, redoxpotentiaal, zuurstof, geleidbaarheid, Temperatuur</i>
<i>Organische analyses:</i>	<i>Gechloreerde componenten Gevormde afbraakproducten (Copolluenten)</i>
<i>Anorganische analyses</i>	<i>Calcium IJzer Chloriden Magnesium Alkaliniteit Silicium in oplossing (mangaan) (nitraat, ammonium) (sulfaat) (zware metalen)</i>

Indien uit de monitoring blijkt dat de wand niet (meer) optimaal functioneert kan het nodig zijn om nog bijkomende parameters te bepalen. Indien de wand de vervuilingpluim niet volledig capteert dient de hydrologie verder bekeken te worden (Gavaskar et al., 2000). Indien de afbraak onvolledig is wordt aangeraden de hydraulische verblijftijd van het water in de wand te controleren en passivatie (biogeochemische aspecten) van het ijzer na te gaan. Hierbij dient mogelijk een bemonstering en analyse van het wandvulmateriaal zelf te gebeuren (Gavaskar et al., 2000).

7.4 Frequentie

De monitoringsfrequentie is afhankelijk van de stroomsnelheid van het grondwater. Bij hoge stroomsnelheden zal een meer frequente monitoring aangewezen zijn. In wat volgt werd uitgegaan van een stroomsnelheid van 10 tot 20 m/jaar, i.e 3 tot 5 cm/dag. Indien de stroomsnelheid op het terrein hiervan sterk verschilt dient het monitoringsprogramma aangepast te worden.

De installatie van een reactieve wand leidt tot een verstoring in de ondergrond. De monitoring gedurende de eerste 3 maanden na de installatie zijn daarom niet representatief voor de werking van de wand. Toch is monitoring in deze periode (zie Tabel 19) van belang om de verstoring in kaart te brengen en om de hydraulische veranderingen goed op te volgen. Het zal reeds een eerste idee geven of de verontreinigingspluim al dan niet goed gecapteerd wordt door de wand. Een stijging van de pollutentconcentraties in het grondwater wordt vaak vastgesteld juist na de installatie. Mogelijke verklaringen zijn desorptie van de verontreiniging en veranderingen in de grondwaterstroming.

Nadien is gedurende de rest van het eerste jaar een 3-maandelijke monitoring gewenst voor de evaluatie van de wandwerking zelf. De resultaten dienen vergeleken te worden met wat op basis van modellering verwacht werd en de monitoringsstrategie kan herbekeken worden. Indien de reactieve wand aan de

verwachtingen voldoet kan naderhand afgebouwd worden tot een 6-maandelijkse en zelfs een jaarlijkse monitoring. Omwille van allerlei redenen (o.a. anorganische precipitaten, bacteriële groei, vergiftiging ijzer, oxidatie, ..) kan een goedwerkende wand op termijn toch minder goed gaan werken. Daarom dient de monitoringsfrequentie terug opgevoerd worden indien er indicaties in die richting zijn.

Tabel 19. Monitoringsfrequentie van een permeabele reactieve wand

<i>Parameter</i>	<i>frequentie</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Periode: Eerste 3 maanden 	
<i>Grondwaterstanden</i>	<i>Elke 2 weken</i>
<i>Veldparameters</i>	<i>Maandelijks</i>
<i>Organische analyses</i>	<i>Maandelijks</i>
<i>Anorganische analyses</i>	<i>Maandelijks</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Periode: 3 maanden – 1 jaar 	
<i>Grondwaterstanden</i>	<i>3-maandelijks</i>
<i>Veldparameters</i>	<i>3-maandelijks</i>
<i>Organische analyses</i>	<i>3-maandelijks</i>
<i>Anorganische analyses</i>	<i>3-maandelijks</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Periode: 1 jaar – 3 jaar 	
<i>Grondwaterstanden</i>	<i>6-maandelijks</i>
<i>Veldparameters</i>	<i>6-maandelijks</i>
<i>Organische analyses</i>	<i>6-maandelijks</i>
<i>Anorganische analyses</i>	<i>6-maandelijks</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Periode: Na 3 jaar 	
<i>Grondwaterstanden</i>	<i>6 maanden tot jaarlijks</i>
<i>Veldparameters</i>	<i>6 maanden tot jaarlijks</i>
<i>Organische analyses</i>	<i>6 maanden tot jaarlijks</i>
<i>Anorganische analyses</i>	<i>6 maanden tot jaarlijks</i>

**Tabel 20 Monitoringsfrequentie van de verschillende peilbuizen (vervolg).
Codes verwijzen naar de peilbuizen beschreven in Figuur 11, Figuur 12 en
Figuur 13**

	Peilbuizen								
	A	B	C	D	E	F	G	H	I
• 9 maanden na installatie									
Grondwaterstanden	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veldparameters	-	+	+	+	+	-	+	+	+
Organische analyses	-	-	+	+	-	-	+	+	+
Anorganische analyses	-	+	+	-	+	-	-	-	-
• 1 jaar na installatie									
Grondwaterstanden	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veldparameters	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Organische analyses	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Anorganische analyses	-	+	+	-	+	-	-	-	-
• 1.5 jaar na installatie									
Grondwaterstanden	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veldparameters	-	+	+	+	+	-	+	-	+
Organische analyses	-	+	+	+	+	-	+	-	+
Anorganische analyses	-	+	-	-	+	-	-	-	-
• 2 jaar na installatie									
Grondwaterstanden	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veldparameters	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Organische analyses	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Anorganische analyses	-	+	+	-	+	-	-	-	-
• 2.5 jaar na installatie									
Grondwaterstanden	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veldparameters	-	+	+	+	+	-	+	-	+
Organische analyses	-	+	+	+	+	-	+	-	+
Anorganische analyses	-	+	-	-	+	-	-	-	-
• 3 jaar na installatie en nadien jaarlijks									
Grondwaterstanden	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veldparameters	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Organische analyses	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Anorganische analyses	-	+	+	-	+	-	-	-	-

Elke peilbuis dient niet even frequent en voor alle parameters bemonsterd te worden. In tabel 20 werd getracht een overzicht te geven van de bemonstering en analyses die dienen te gebeuren gedurende de eerste 3 jaar na de installatie van een reactieve wand. Het monitoringsprogramma is indicatief en gemotiveerde afwijkingen zijn mogelijk.

8 Rapportage en stopzetting

8.1 Rapportage

Voor een goede evaluatie van het verloop van de bodemsaneringswerken dient aan OVAM een tussentijds rapport overgemaakt te worden.

Een eerste rapport dient te worden overgemaakt na de installatie van de reactieve wand. Dit rapport omvat alle specifieke gegevens met betrekking tot de installatie van de wand. Volgende gegevens dienen minimaal te worden opgenomen:

- uiteindelijk ontwerp en ligging van de wand
- grafische voorstelling van de reactieve wand
- diepte
- gegevens mbt het reactief materiaal
- locatie monitoringspeilbuizen
- vastgestelde problemen bij plaatsing van de wand
- gegevens mbt de grondwaterstanden en grondwaterstromingen vlak na de implementatie

Op regelmatige tijdstippen dient de werking van de reactieve wand te worden gecontroleerd. De bekomen gegevens dienen onder de vorm van een tussentijds verslag aan de OVAM te worden meegedeeld. Het tussentijds verslag moet de overheid een beeld geven van de werking van de wand en aangeven of eventueel bijkomende saneringsmaatregelen noodzakelijk zijn. Hiertoe dienen volgende gegevens te worden verwerkt in het tussentijds verslag:

- analyseresultaten monitoringspeilbuizen
- grondwaterstanden en grondwaterstromingen ter hoogte van de reactieve wand
- onderhoud wand
- rendement
- aantonen (op basis van de analyseresultaten en grondwaterstromingen) dat het verontreinigd grondwater volledig gecapteerd wordt door de wand
- conclusies
- voorstel tot het nemen van bijkomende saneringsmaatregelen indien noodzakelijk.

8.2 Stopzetten van de sanering

8.2.1 Uitgangspunt

De plaatsing van een reactieve wand is een beheersmaatregel. M.a.w. het betreft een langdurige sanering waarbij voorafgaandelijk geen specifieke terugsaneerwaarden werden vooropgesteld. Het beoogde doel is immers de verspreiding van de verontreiniging tegengaan.

Na verloop van tijd echter zullen ter hoogte van het terrein ten gevolge van migratie van de verontreiniging door de reactieve wand enerzijds en natuurlijke attenuatie anderzijds de concentraties teruggedrongen zijn tot een niveau onder de geldende bodemsaneringsnormen. Het spreekt voor zich dat op dat ogenblik de reactieve wand geen nuttige toepassing meer heeft. Men kan stellen dat de sanering als beëindigd kan worden beschouwd.

8.2.2 Eindevaluatieonderzoek

Indien uit de resultaten van de monitoring blijkt dat geen verontreiniging meer op het terrein aanwezig is of dat de concentraties van die grootteorde zijn dat geen risico meer kan verwacht worden, kan in samenspraak met OVAM een eindevaluatierapport worden opgemaakt. Dit rapport dient een duidelijk beeld te geven van de uitgevoerde bodemsaneringswerken (implementatie wand) en de evolutie van de concentraties in het grondwater vanaf de implementatie van de wand.

Er dient duidelijk te worden aangegeven of het wenselijk is om de reactieve wand te verwijderen of dat deze ter plaatse kan blijven zitten.

9 Referenties

Appleton, E.L. 1997. A Nickel-Iron wall against contaminated groundwater. *Environ. Sci. & Technol.* 30:536-539.

Bastiaens, L., J. Vos, M. Maesen, L. Kinnaer, E. Berndsen, A. Peene, S. O'Hannesin, L. Diels. 2002. Feasibility study, design and implementation of a European permeable reactive iron barrier. Paper 2A-23 in: A.R. Gavaskar and A.S.C. Chen (Eds.), *Remediation of Chlorinated and recalcitrant compounds -2002. Proceedings of the third International conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds* (Monterey, may 2002). ISBN 1-57477-132-9, Battelle Press.

Birke, V., H. Burmeier, D. Rosenau. 2003. Permeable reactive barriers (PRBs) in Germany and Austria: State-of-the-art report 2003. In: *Proceedings of 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil* (Gent, Belgium), P 1572-1581.

Carey, M.A., B.A. Fretwell, N.G. Mosley, J.W.N. Smith. 2003. Guidance on the use of permeable reactive barriers for remediating contaminated groundwater. National Groundwater & Contaminated Land Report Centre report NC/01/51 (UK) - draft.

Dahmke, A., M. Elbert, W. Wüst, O. Schlicker. 1998. The effect of groundwater composition on reactivity of Fe⁰-reaction-walls. Presented at conference on groundwater Quality: Remediation and protection, Tübingen, Germany, 21-25 September.

EPA/540/R-98/501. 1998. EnviroMetal Technologies, Inc., Metal-Enhanced dechlorination of volatile organic compounds using an in-situ reactive iron wall. Innovative Technology Evaluation Report.

EPA/542/K-94/004. 1995. In situ remediation technology status report: Treatment walls.

EPA/600/R-98/125. 1998. Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation.

ETI, persoonlijke communicatie.

Focht, M.R. M.S. thesis, University of Waterloo, 1994.

Gavaskar, A., N. Gupta, B.M. Sass, R.J. Janosy and D. O'Sullivan. 1998. Permeable barriers for groundwater remediation: design, construction and monitoring. Battelle Press, Columbus, Richland. 176 p

Gavaskar, A., N. Gupta, B. Sass, R. Janosy, J. Hicks. 2000. Design guidance for application of permeable reactive barriers for groundwater remediation. Battelle Press, Columbus, Ohio.

Geeraert, M., K. Suy, E. Sweevers. 2003. Remediation of chlorinated solvents in groundwater: an active barrier. In: *Proceedings of 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil* (Gent, Belgium), P1608-1617.

Gillham, R.W. 1996. In situ treatment of groundwater: metal-enhanced degradation of chlorinated organic contaminants. In *Advances in Groundwater Pollution Control and Remediation*. Ed. M.M. Aral, Kluwer Academic Publishers, Nederland, p249-274.

- Gillham, R.W., L. Major, S.L.S. Wadley, J. Warren.** 1998. In Advances in the application of zerovalent iron for the treatment of groundwater containing VOCs. In Groundwater Quality: Remediation and protection. Proceedings of the GC'98 Conference, Tübingen, Germany. IAHS Publ. 250: 475-481.
- Gillham, R.W., S.F. O'Hannesin.** 1994. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zerovalent iron. Ground Water, **32**, 958-967.
- ITRC.** 1999. Regulatory guidance for permeable reactive barriers designed to remediate chlorinated solvents. [http://www. itrcweb.org](http://www.itrcweb.org).
- Johnson, T.L., M.M. Scherer, P.G. Tratnyek.** 1996. Kinetics of halogenated organic compound degradation by iron metal. Environ. Sci. Technol. 30:2634-2640.
- Mackenzie, P.D., S.S. Baghel, G.R. Eykholt, D.P. Horney, J.J. Salvo; T.M. Sivavec.** 1995. Presented at the 209th ACS National meeting. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 35 (1),796-799.
- Matherson, L.J. P.G. Tratnyek.** 1994. Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. Environ. Sci. Technol. **28**, 2045-2053.
- O'Hannesin.** 2003. 10 years of North American experience in granular iron PRB technology for VOC groundwater remediation. . In: Proceedings of 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil (Gent, Belgium)- CONSOIL 2003, P1608-1617.
- Powell, R.M., D.W. Blowes, R.W. Gillham, D. Schultz, T. Sivavec, R.W. Puls, J.V. Vogan, P.D. Powell, R. Landis.** 1998. Permeable reactive barrier Technologies for contaminant remediation. EPA/600/R-98/125.
- RTDF (S. Morrison).** 1998. In situ Remediation Technology status report: Research and application of permeable reactive barriers. DE-AC13-96GJ87335.
- Schlicker O., M. Ebert, M. Fruth, M. Weidner, W. Wüst, A. Dahmke.** 2000. Degradation of TCE with iron: the role of competing chromate and nitrate reduction. Ground water, **38**: 403-409.
- Sivavec, T.M., D.P. Horney.** 1995. Reductive dechlorination of chlorinated ethenes by iron metal. Presented at the 209th ACS National meeting. Chem. Soc. Div. Environ. Chem. 35 (1),695-698.
- Smith, J., G. Boshoff, B. Bone.** 2003. **Good practice guidance on use of permeable reactive barriers for remediating polluted groundwater, and a review of their use in the British Isles.** In: Proceedings of 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil (Gent, Belgium)- Consoil 2003, P1601-1607.
- Suthersan, S.S.** 1997. Remediation engineering: design concepts. Ed. Stein & Orloff. CRC Press, Inc. Florida, US.
- Sweeny, K.H., J.R. Fischer.** 1972. Reductive degradation of halogenated pesticides. U.S.Patent No. 3,640,821. Feb.8.

- Tratnyek, P.G., M.M. Scherer, T.L. Johnson and L.J. Matheson.** 2003. Permeable reactive barriers of iron and other zerovalent metals. In: M.A. Tarr (ed.), *Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants: Environmental and Industrial Applications*. Marcel Dekker, New York, pp 371-421.
- Vidic, R.D.** 2001. Permeable Reactive barriers: case study review. GWRTAC technical evaluation report TE-01-01.
- Vidic, R.D, F.G. Pohland.** 1996. Treatment walls. GWRTAC Technical evaluation report TE-96-01.
- Vlaamse regering.** 1998. Besluit van de Vlaamse regering tot vaststelling van het Vlaams regelement inzake afvalvoorkoming en –beheer (VLAREA), BS 16/04/1998.
- Wan, C., Y.H.Chen, R.Wei.** 1999. Dechlorination of chloromethanes on iron and palladium-iron bimetallic surface in aqueous systems. *Environ. Tox. Chem.* 18:1091-1096.
- Weythingh, K., A. Alphenaar, A. Peene.** 2003. Construction of a reactive barrier in Amersfoort, Holland. In: *Proceedings of 8th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil (Gent, Belgium)*, P 1618-1621.

10 Bijlage

Formulier Karakterisering van het te saneren terrein

Samenstelling grondwater

Organische polluenten	Verwachte concentratie aan ingang van de wand (µg/l)	Terugsaneerwaarde (concentratie aan de uitgang van de wand) (µg/l)
PCE		
TCE		
Cis-DCE		
Trans-DCE		
1,1-DCE		
VC		
DCM		

Anorganische component	Verwachte concentratie aan ingang van de wand (mg/l)	Anorganische component	Verwachte concentratie aan ingang van de wand (mg/l)
Barium		Chloride	
Calcium		Sulfaat	
IJzer		Bromide	
Kalium		Nitraat	
Magnesium		Nitriet	
Mangaan		Ortho-fosfaat	
Natrium		Sulfides	
ammonium			
Silicium		Eh	
alkaliniteit		pH	
DOC		Temperatuur	
TOC		Geleidbaarheid	
Zwevende stof		Opgeloste zuurstof	

Hydrogeologische gegevens

Geologie

- Type bodem:
- Porositeit aquifer:
- Hydraulische conductiviteit aquifer:
- Hydraulische gradiënt:
- Stroomsnelheid van het grondwater:
- Diepte weinig permeabele laag:

Verontreinigingspluim:

- Diepte grondwatertafel:
- Breedte van de verontreinigingspluim:
- Diepte van verontreiniging:
 - Bovengrens:
 - Ondergrens:
- Dikte verontreinigingspluim:

Locatie:

- Ligging:
- Omschrijving:
- Bestemming:

Schets van de locatie

(met aanduiding van o.a. de verontreinigingspuim en de richting van het grondwater)

Bijkomende informatie:

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....