

# CKW-kern Nooitgedagt IJlst



Definitief rapport Shock-load behandeling



Stichting  
Kennisontwikkeling  
Kennisoverdracht  
Bodem



Gemeente  
Wymbritseradiel



provinsje fryslân  
provincie fryslân

# **Shock-load behandeling chloorkool- waterstoffen-kern Nooitgedagt IJlst**

Eindrapport SKB-project PT5400

Definitief

SKB  
Postbus 420  
2800 AK Gouda

Grontmij Nederland bv  
Assen, 22 november 2007

## Verantwoording

<b>Titel</b>	:	Shock-load behandeling chloorkoolwaterstoffen-kern Nooitgedagt IJlst
<b>Subtitel</b>	:	Eindrapport SKB-project PT5400
<b>Projectnummer</b>	:	167029
<b>Referentienummer</b>	:	PT5400
<b>Revisie</b>	:	0
<b>Datum</b>	:	22 november 2007
<b>Trefwoorden (gecontroleerd):</b>	:	anaëroob, afbreekbaarheid, biologische afbraak, bodemverontreiniging, bodemsanering
<b>Trefwoorden (vrij)</b>	:	chloorkoolwaterstoffen (CKW), elektronendoron, geochemie, kosteneffectief, shock-load, protamylase

## Uitvoerende organisaties (consortium)



<b>Grontmij Nederland bv</b>	:	de heer ing. G. te Rijdt Postbus 29, 9400 AA Assen
<b>TNO</b>	:	de heer ir. N. Hoekstra Postbus 80015, 3508 TA Utrecht
<b>BAM Milieu</b>	:	de heer ing. A. Slagmolen Postbus 85, 3370 AB Hardinxveld-Giessendam
<b>Gemeente Wymbritseradiel</b>	:	de heer ing. J. Wijnia Postbus 14, 8650 AA IJlst
<b>Provincie Fryslân</b>	:	de heer R. Landman Postbus 20120, 8900 HM Leeuwarden
<b>Stichting Kennisontwikkeling Bodem</b>	:	mevrouw ir. E.P.C. Visser-Westerweele Postbus 420, 2800 AK Gouda

## Autorisatie

<b>Auteur(s)</b>	:	ing. A. Weijer & ing. G. te Rijdt (Grontmij) ir. N. Hoekstra (TNO)
<b>Gecontroleerd door</b>	:	ing. A. Slagmolen (BAM Milieu), R. Landman (Provincie Fryslân), ing. J. Wijnia (gemeente Wymbritseradiel), ir. L. Bakker (TAUW)
<b>Goedgekeurd door</b>	:	ing. G. te Rijdt (Grontmij)



# Inhoudsopgave

1	Inleiding.....	5
1.1	Algemeen.....	5
1.2	SKB-project.....	6
1.3	Aanleiding en doel van de grondwatersanering.....	6
1.4	Leeswijzer.....	7
2	Lokale gegevens.....	8
2.1	Inleiding.....	8
2.2	Geohydrologische schematisering.....	8
2.2.1	Geomorfologie en landschap.....	8
2.2.2	Regionale bodemopbouw.....	9
2.2.3	Lokaal.....	11
2.3	Geohydrologie en grondwaterstroming.....	12
2.4	Verontreinigingssituatie grondwater.....	13
3	Macrochemie van het grondwater.....	16
3.1	Redox.....	16
3.2	Macrochemische parameters.....	17
4	Biologische afbraak chloorkoolwaterstoffen.....	19
4.1	Achtergrond.....	19
4.2	Potentie intrinsieke afbraak.....	19
4.3	Technische uitwerking saneringstechniek.....	20
4.3.1	Substraat.....	20
4.3.2	Gedrag substraat in de bodem.....	20
5	Injectiesysteem.....	22
5.1	Inleiding.....	22
5.2	Eerste fase.....	22
5.3	Tweede fase.....	24
5.4	Terugvalscenario.....	25
6	Monitoring.....	27
6.1	Inleiding.....	27
6.2	Monitoringsstrategie.....	27
6.3	Uitvoering.....	27
7	Resultaten.....	30
7.1	Algemeen.....	30
7.2	Redoxomstandigheden.....	30
7.3	Verspreiding substraat.....	33
7.4	Afbraak van protamylasse.....	35
7.5	Verloop van de anaërobe afbraak.....	38
7.6	Ontwikkeling chloorethenen afbrekende bacteriepopulaties.....	43
7.7	Overige condities bodemmilieu.....	44



8	Conclusies en aanbevelingen .....	45
8.1	Conclusie .....	45
8.2	Onderzoeksvragen .....	45
8.3	Samenvattend.....	47
9	Literatuur .....	48

Bijlage 1: Overzicht onderzoekslocatie

Bijlage 2: Monitoringsresultaten

Bijlage 3: Verontreinigingssituatie

# 1 Inleiding

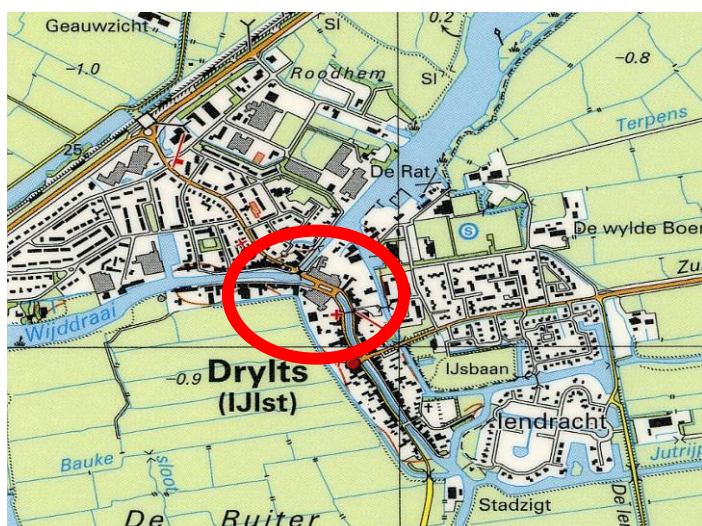
## 1.1 Algemeen

Het voormalige bedrijfsterrein van de "Koninklijke fabrieken J. Nooitgedagt en Zn. BV" in IJlst, heeft sinds 2004 een woonbestemming. Gelijktijdig met het bouwrijpmaken zijn de verontreinigingen in de grond gesaneerd. Aansluitend heeft in de periode 2004-2006 een grondwatersanering plaatsgevonden. Het voorliggende eindrapport behandelt de resultaten van de grondwatersanering.

De grondwatersanering is uitgevoerd door het stimuleren van de anaërobe afbraak van de chloorkoolwaterstoffen (CKW's) via het injecteren van een overdosis (shock-load) substraat. Voor deze saneringstechniek is gekozen omdat actieve saneringsmaatregelen, en de daarbij gedurende lange tijd benodigde fysieke voorzieningen, niet wenselijk waren nabij de nieuwe woningen op het terrein. Daarnaast is de complexe bodemopbouw, met grillige lagen zand, klei en veen, op de locatie bepalend geweest voor de keuze van saneringstechniek. Behandeling van de verontreiniging zal in een dergelijke bodem met conventionele technieken (bv pump-and-treat) of door chemische oxidatie niet het gewenste resultaat brengen (niet behalen tijddoel of terugsaaneerwaarde) of onwenselijke neveneffecten opleveren (zoals zettingen).

De saneringsvariant met shock-load dosering is gekozen op basis van de saneringsdoelstelling, de kosteneffectiviteit van de techniek en de maatschappelijke verantwoordelijkheid van de gemeente Wymbritseradiel.

De intensieve sanering van het brongebied, waardoor de verspreidingsrisico's worden gereduceerd, is uitgevoerd vóór de woningen werden opgeleverd. Aansluitend is, gezien de goede resultaten, ook een deel van de pluim van de grondwaterverontreiniging gesaneerd met de shock-load behandeling.



Figuur 1.1: Ligging voormalig Nooitgedagt-terrein in IJlst

## 1.2 SKB-project

Shock-loadtoediening is als kernsaneringstechniek nog niet of nauwelijks toegepast. De sanering van de chloorkoolwaterstoffen kern op het Nooitgedagt-terrein is dan ook gebruikt als een praktijkproef waarbij ook een terugvals scenario is opgezet. Het positieve effect op het milieu en de risico-reductie zijn naar verwachting groot waardoor deze techniek ook voor andere locaties geschikt zal zijn.

De praktijkdemonstratie is daarom uitgevoerd als SKB-project PT5400 onder het thema ‘Praktijkprojecten Technologie’. Voor de uitvoering is een consortium opgericht, waarbij een optimalisatie is verkregen van ervaring met technieken voor het doseren en ervaring met gestimuleerde afbraak en procesgerichte monitoring. In navolgend overzicht zijn de leden van het consortium benoemd.

**Tabel 1.1: Overzicht consortium SKB-project PT5400**

Bedrijf/Instantie	Contactpersoon	Rol
Provincie Fryslân	ing. R. Landman	Bevoegd gezag/eindgebruiker
Gemeente Wymbritseradiel	ing. J. Wijnia	eigenaar/eindgebruiker
TNO	ir. N. Hoekstra	ontwerp shock-load dosering en filterconfiguratie voor terugvals scenario, procesmonitoring, expert
BAM Milieu	ing. A. Slagmolen	ontwerp en uitvoering
Grontmij	ing. G. te Rijdt	adviseur, projectmanagement, penvoerder

In het kader van de praktijkdemonstratie zijn de volgende onderzoeksvragen gesteld:

- Wat is de optimale uitvoeringswijze van een shock-load dosering?
- Is een eenmalige dosering voldoende of zijn aanvullende onderhoudsdoseringen nodig om de omstandigheden gunstig te houden voor toereikende biologische afbraak?
- Vindt een toereikende verspreiding plaats van elektronendonor, in de vorm van protamylase, vetzuren of waterstof en van de gewenste micro-organismen?
- Treden geen verzuring of andere negatieve effecten op?
- Is de snelheid van levering van waterstof (de uiteindelijke elektronendonor) in evenwicht met de nalevering van CKW's uit de DNAPL?
- Wat is de te verwachten saneringsduur en welke eindconcentraties zijn haalbaar?
- Welke parameters van de nu toegepaste procesmonitoring zijn in de toekomst essentieel, welke wenselijk en welke zijn minder of niet relevant?
- Wat is de te verwachten kostenreductie van deze saneringstechniek ten opzichte van conventionele methodes?

Op basis van de in de praktijk behaalde resultaten worden bovenstaande onderzoeksvragen in dit rapport behandeld.

## 1.3 Aanleiding en doel van de grondwatersanering

Het grondwater ter plaatse van de voormalige ontvettingstank op het Nooitgedagt-terrein en stroomafwaarts ervan, was sterk verontreinigd met chloorkoolwaterstoffen, zowel in de ondiepe als de diepere watervoerende lagen. Ook het brakke grondwater vanaf 10 m diepte bevatte sterk verhoogde gehalten aan chloorkoolwaterstoffen. De herinrichting van het Nooitgedagt-terrein en de verspreidingsrisico's vormen aanleiding tot het saneren van het grondwater.

Doel van de grondwatersanering is het wegnemen van aan de verontreinigingen verbonden verspreidingsrisico's en eventueel toekomstige humane risico's. De grondwatersanering dient daarnaast functiegericht, kosteneffectief en milieurenderend te worden uitgevoerd. Daarnaast is als eis vanuit het bevoegd gezag en de eindgebruikers gesteld dat, na het in gebruik nemen van de woningen op het Nootgedagt-terrein, geen actieve saneringsmaatregelen meer mogen worden uitgevoerd. Het in stand en in bedrijf houden van de voorzieningen en het monitoren van de voortgang van de grondwatersanering, mogen wel worden uitgevoerd nadat de woningen in gebruik zijn genomen. De voorzieningen die hiervoor benodigd zijn, zijn bewust in de openbare ruimte geplaatst. De gemeente Wymbritseradiel en de provincie Fryslân houden hierdoor volledige zeggenschap over de voorzieningen.

Bovenstaande algemene doelstellingen hebben, tezamen met een groot aantal andere uitgangspunten en randvoorwaarden, geleid tot de keuze voor de saneringsvariant 'shock-load dosering van elektronendonor'. Doel van de grondwatersanering met deze techniek is het stimuleren van biologische afbraak, zodat op termijn een stabiele eindsituatie op de locatie gewaarborgd is.

#### 1.4 Leeswijzer

In dit rapport worden de volgende aspecten behandeld:

- Bodemopbouw en verontreinigingssituatie (hoofdstuk 2);
- De macrochemie van het grondwater (hoofdstuk 3);
- De biologische afbraak van chloorkoolwaterstoffen en de gekozen saneringstechniek (hoofdstuk 4);
- De uitvoeringswijze van de saneringstechniek (hoofdstuk 5);
- De opzet en uitvoering van de monitoring (hoofdstuk 6);
- De resultaten van de sanering aan de hand van de monitoring (hoofdstuk 7);
- De conclusies (hoofdstuk 8).

Een overzicht van de voorgaande bodemonderzoeken met relevante informatie over de sanering, is opgenomen in hoofdstuk 9.



## 2 Lokale gegevens

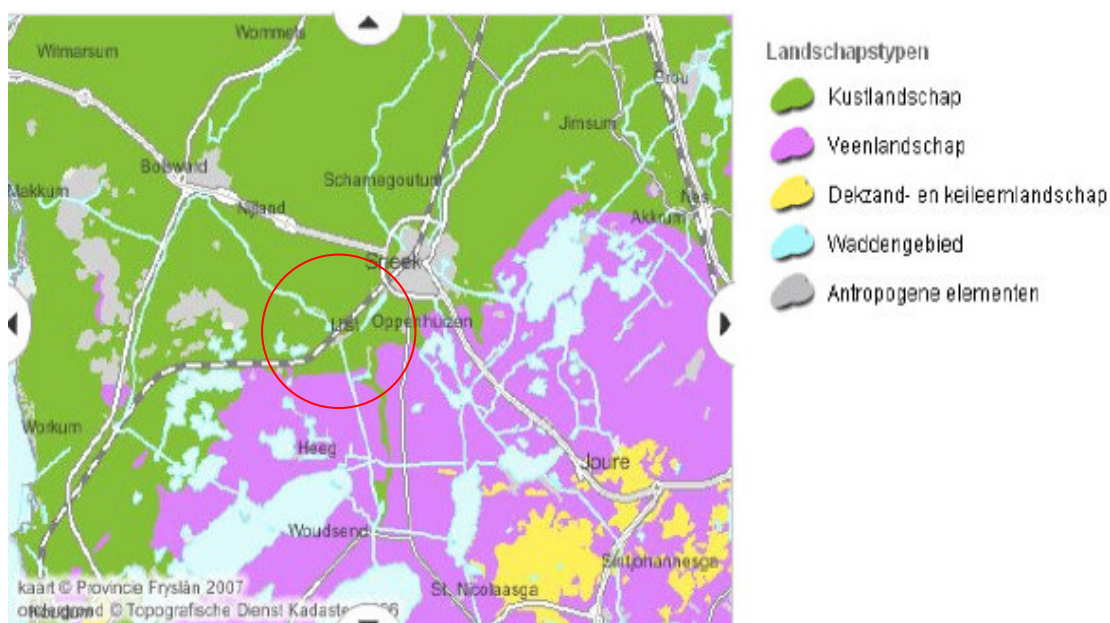
### 2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de keuze voor sanering van de verontreiniging met chloorkoolwaterstoffen met behulp van shock-load toegelicht. De plaatselijke bodemopbouw en geohydrologie zijn in grote mate bepalend geweest voor de keuze van deze saneringstechniek. Daarnaast spelen natuurlijk de verontreinigingen in het grondwater en de verspreiding ervan een rol bij de saneringstechniek. In dit hoofdstuk wordt allereerst de bodemopbouw besproken, vervolgens de geohydrologie en tenslotte wordt de verontreiniging in het grondwater behandeld.

### 2.2 Geohydrologische schematisering

#### 2.2.1 Geomorfologie en landschap

In figuur 2.1 is de regionale ligging van IJlst weergegeven en de landschapstypen in de omgeving. IJlst bevindt zich in het kustlandschap van Friesland. Het kustlandschap wordt gekenmerkt door het voorkomen van zeeklei op veen dat in het Holoceen is ontstaan. De hoogteligging van de omgeving van de locatie varieert tussen NAP -1,0 m en NAP +1,0 m.



**Figuur 2.1: Regionale ligging IJlst**

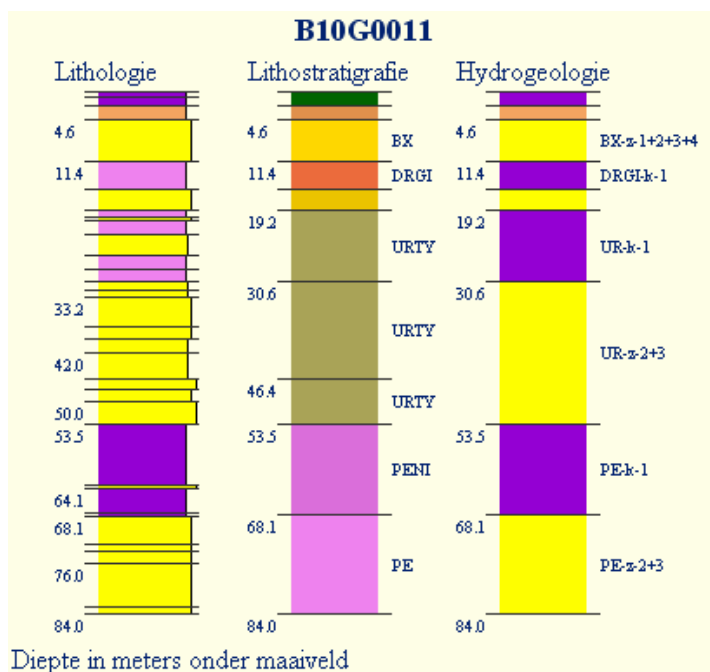
## 2.2.2 Regionale bodemopbouw

Om inzicht te krijgen in de regionale en lokale bodemopbouw en geohydrologie is informatie geraadpleegd uit het Regionaal Geografisch Informatiesysteem (REGIS II, 2003). Daarnaast is informatie geraadpleegd uit het Dinoloket (NITG-TNO).

Bij een geohydrologische schematisering worden watervoerende pakketten en slecht doorlatende (scheidende) lagen onderscheiden. In een watervoerend pakket treedt overwegend horizontale grondwaterstroming op; in scheidende lagen hoofdzakelijk verticale grondwaterbeweging. Watervoerende pakketten worden beschreven door het doorlaatvermogen (KD), dit is het product van de horizontale doorlatendheid ( $k_h$ ) en de dikte (D). Scheidende of slecht doorlatende lagen worden beschreven door de hydraulische weerstand of C-waarde, dit is het quotiënt van de dikte van de scheidende laag (D) en de verticale doorlatendheid ( $k_v$ ).

De geohydrologische schematisering kan tevens worden onderscheiden in een regionaal en in een lokaal beeld. Door de inhomogene samenstelling van de bodem treedt een variatie op in de ruimtelijke verbreiding van de lagen, waardoor de lokale situatie kan verschillen van de regionale.

In figuur 2.2 is een typeprofiel weergegeven van een boorlocatie in de omgeving van IJlst.



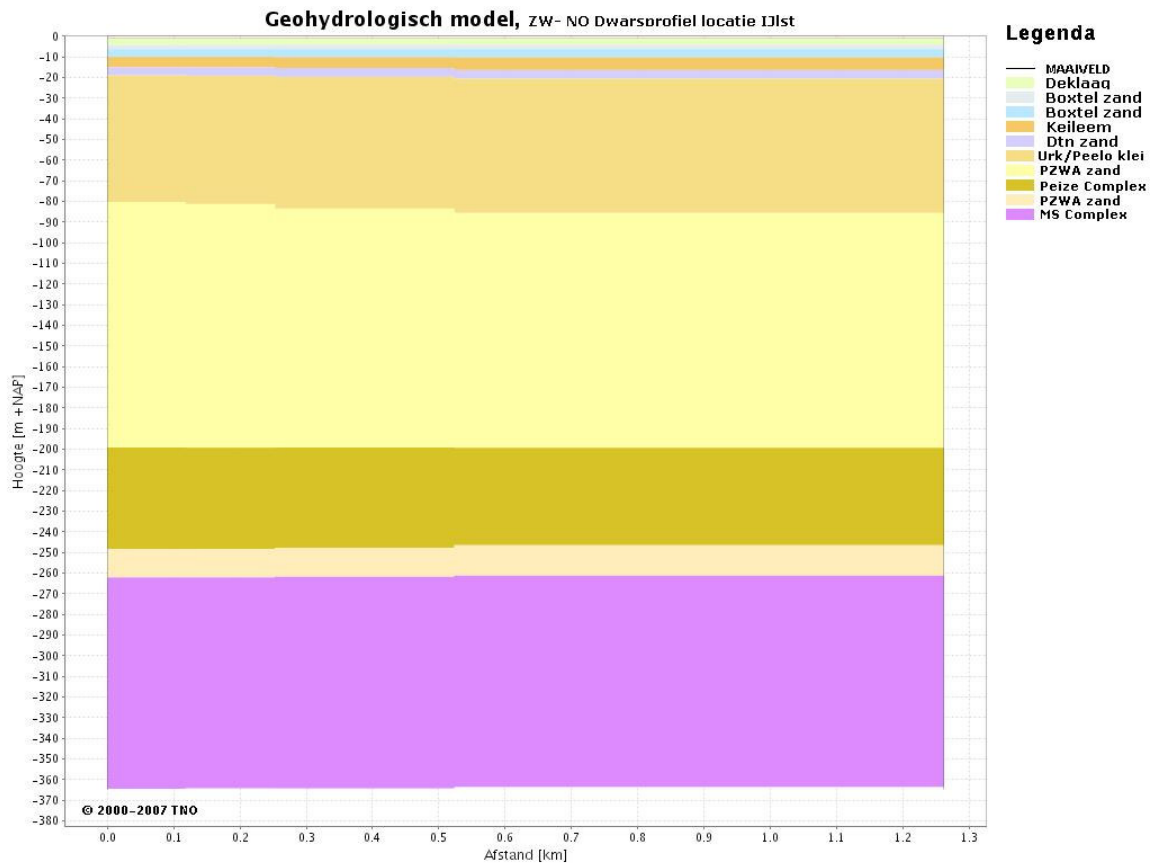
**Figuur 2.2:** Type-profiel bodem omgeving IJlst

Vanaf maaiveld tot circa 5 m beneden maaiveld bestaat de bodem uit zeeklei op veen. Deze Holocene deklaag behoort tot de Formatie van Naaldwijk en Formatie van Nieuwkoop. Onder de deklaag worden sterk siltige tot fijne zanden behorende tot de Formatie van Boxtel aangetroffen tot een diepte van circa NAP -10 m. Daaronder wordt tot circa NAP -15 m sterk zandige leem behorende tot de Formatie van Drenthe (Laagpakket van Gieten) aangetroffen. Dit is de, in Noord Nederland bekende, keileem-formatie. Onder het keileem is tot circa NAP -20 m fijn zand, behorende tot de Formatie van Boxtel (Laagpakket van Drachten), aangetroffen. De volgende bodemlaag betreft een afwisseling van uiterst siltig zand tot sterk zandig leem, aanwezig tot circa NAP -80 m. Dit betreft de Formatie van Urk en Peelo. Daaronder wordt tot circa NAP -200 m zanden aangetroffen behorende tot de Formatie Peize en Waalre. De schematisering is samengevat in tabel 2.1

**Tabel 2.1: Schematisatie bodemopbouw**

Diepte (m tov mv ≈ m -NAP)	Grondsoort	Hydrogeologie	Geohydrologie	Hydraulische weerstand (d) of doorlatendheid (m <sup>2</sup> /d)
0 tot -5	Zeeklei op veen	Formatie van Naaldwijk en Nieuwkoop	Deklaag	500 d tot 700 d
-5 tot -10	Sterk siltig tot fijne zanden	Formatie van Bostel	1 <sup>e</sup> watervoerend pakket	50 m <sup>2</sup> /d
-10 tot -15	Sterk zandige leem	Formatie van Drenthe (Laagpakket van Gieten)	1 <sup>e</sup> scheidende laag	140 d tot 160 d
-15 tot -20	Fijn zand	Formatie van Bostel (Laagpakket van Drachten)	2 <sup>e</sup> watervoerend pakket	40 m <sup>2</sup> /d
-20 tot -80	Uiterst siltig tot sterk zandig	Formatie van Urk en Peelo	2 <sup>e</sup> scheidende laag	-
-80 tot -200	Fijn tot grof zand	Formatie van Peize en Waalre	3 <sup>e</sup> watervoerend pakket	-
-200 tot -250	Fijn zand	Peize Complex	3 <sup>e</sup> scheidende laag	-
-250 tot -265	Fijn zand tot klei	Formatie van Peize en Waalre	4 <sup>e</sup> watervoerende pakket	-
-265 tot -365	Fijn zand	Maassluis Complex	4 <sup>e</sup> scheidende laag	-

In figuur 2.3 is een dwarsdoorsnede in ZW-NO richting weergegeven van de diepe bodemopbouw door IJlst.

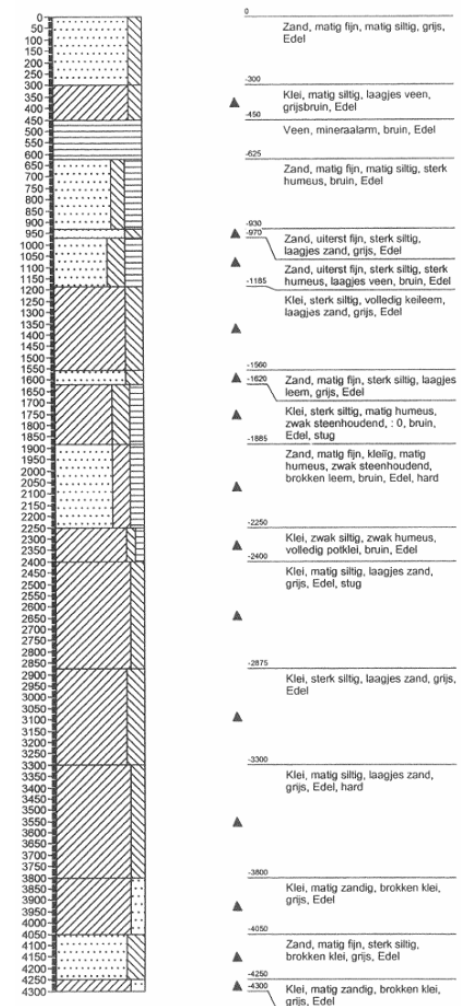


**Figuur 2.3: ZW-NO hydrogeologisch dwarsprofiel door locatie IJlst**

### 2.2.3 Lokaal

Het maaiveld bevindt zich ter plaatse van de Eebracht op circa NAP + 0,0 à 0,6 m en ter plaatse van de Galama-gracht op circa NAP + 0,5 m.

Voor de lokale beschrijving van de bodemopbouw zijn de diepe sonderingen en boringen die ten behoeve van het verontreinigingsonderzoek zijn uitgevoerd, van grote betekenis. Voorafgaande aan de grondwatersanering zijn een aantal diepe boringen geplaatst waaruit de lokale bodemopbouw te herleiden is (lit. 8). In figuur 2.4 is het boorprofiel van boring 3, in de kern van de verontreiniging, weergegeven.



**Figuur 2.4: Boorprofiel boring 3**

De lokale bodemopbouw is zeer grillig. Verschillende overgangen van zandlagen en kleilagen zijn in de diepe boringen te herkennen. Schematiserend wordt de lokale bodemopbouw gekenmerkt door een circa 6,5 m dikke deklaag, bestaande uit zand, klei en veen. Als figuur 2.5 is een foto opgenomen van een dergelijke deklaag.



**Figuur 2.5: Lichte zeeklei op ouder donker veen** (foto gemaakt bij archeologische opgraving in Scharnegoutum)

Onder de deklaag bevindt zich tot 10 à 12 m –mv sterk siltig zand, plaatselijk met veen- of klei-lagen. Daaronder bevindt zich keileem. In de keileem zijn zandinschakelingen aangetroffen. Rond 20 m –mv is humeus zand aangetroffen met een laagdikte van circa 4 m. Plaatselijk ontbreekt deze zandlaag.

**2.3 Geohydrologie en grondwaterstroming**

Om inzicht te krijgen in de regionale en lokale grondwatersituatie zijn stijghoogte-gegevens opgevraagd uit het peilbuizenarchief van NITG-TNO en is gebruik gemaakt van actuele grondwaterkaarten van het gebied. Daarnaast is gebruik gemaakt van stijghoogtegegevens uit de peilbuizen die op de locatie geplaatst zijn en die in verschillende perioden zijn opgenomen.

Hieruit blijkt de freatische grondwaterstand, alsmede de stijghoogte in het eerste watervoerende pakket sterk beïnvloed te worden door de oppervlaktewaterpeilen, met name door het Friese boezempeil (NAP -0,52 m). De oppervlaktewaterpeilen liggen op een niveau tussen NAP -0,70 en -1,30 m, in een sloot ten zuiden van het voormalige Nooitgedagt-terrein is in 2004 een slootpeil gemeten van NAP -0,47 m.

Uit metingen blijkt dat in de deklaag de stijghoogten in de diepere filters lager zijn dan in de ondiepere filters. Hieruit is te herleiden dat in de deklaag sprake is van een infiltratiesituatie.

De stijghoogte in het eerste en tweede watervoerende pakket is circa NAP -1,0 m. Het diepere en regionale grondwater stroomt overwegend in zuidoostelijke richting. Deze stromingsrichting is ook herleid uit de stijghoogtemetingen op de locatie. De gradiënten bedragen voor het eerste watervoerend pakeet circa 0,05 m/km en voor het tweede watervoerende pakket circa 0,12 m/km. De stijghoogte in de diepere watervoerende pakketten is overwegend lager.

Ten behoeve van het dimensioneren van de grondwatersaneringstechniek is de doorlaatfactor van de verschillende zandige lagen op circa 7 m -mv en op circa 12 m -mv bepaald door middel van een "falling head" bepaling. De resultaten zijn in tabel 2.3 weergegeven.

**Tabel 2.3: Doorlaatfactoren**

Peilbuis	Diepte (m -mv)	Doorlaatfactor (m/d)
1002	7,25-8,25	0,7
	12,0-13,0	0,1
1003	6,0-7,0	0,2
	11,0-12,0	0,4

Uit de tabel blijkt dat de gemeten doorlaatfactoren zeer gering zijn. Dit heeft te maken met de dunne leemachtige fijne zandlagen waarin de filters staan.

Voor slecht doorlatende grond is de hoeveelheid doorgestroomd water klein. Dit bemoeilijkt het meten. Daarom wordt voor slecht doorlatende grond, zoals klei en leem, de falling head methode gebruikt. In bijgevoegd figuur is de schematische opstelling weergegeven. Het monster wordt in het apparaat gezet en er wordt een belasting F aangebracht. Na ontluchting van het systeem wordt het begin waterhoogteverschil ( $h_0$ ) afgelezen voor het tijdstip  $t = 0$ . Na een bepaalde tijd ( $t_1$ ) wordt de nieuwe stijghoogte afgelezen. Uit het verschil en de hoeveelheid doorgestroomd water wordt de doorlatendheiscoëfficiënt berekend.



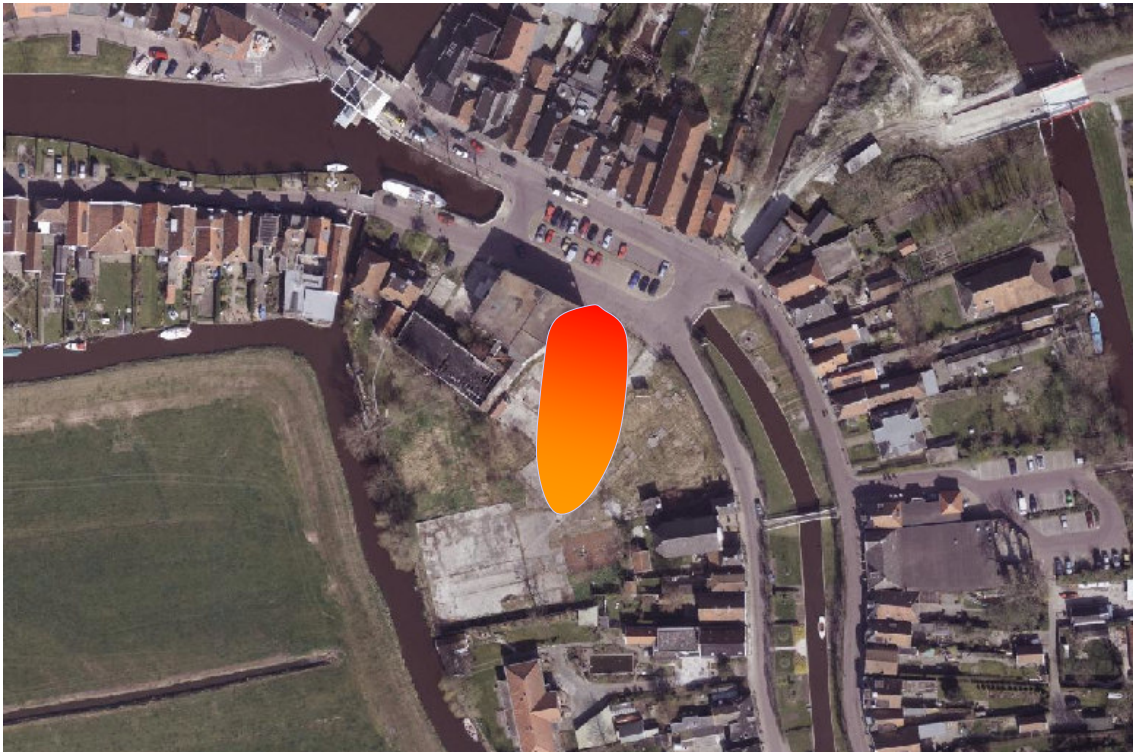
## 2.4 Verontreinigingssituatie grondwater

De verontreinigingssituatie met chloorkoolwaterstoffen in het grondwater is na de grondsaneering opnieuw vastgesteld. Hieruit blijkt dat in een gebied van ongeveer 2.500 m<sup>2</sup> (circa 60 m x circa 40 m) chloorkoolwaterstoffen in concentraties (ver) boven de betreffende interventiewaarden (I) zijn aangetroffen in de diepere zandlagen van de deklaag en in het watervoerend pakket. Het betreft tetrachlooretheen (Per), trichlooretheen (Tri), cis-1,2-dichlooretheen (Cis) en vinylchloride (Vc). Buiten dit gebied liggen de gemeten maximale concentraties dicht bij de streefwaarde (S). De maximale concentraties, gemeten tot 21 m –mv, zijn:

- Per > 100.000 µg/l;
- Tri > 50.000 µg/l;
- Cis > 70.000 µg/l;
- Vc > 5.000 µg/l.

Tevens is een nevenverontreiniging met trichloorethaan (1,1,1-TCA) en dichloorethaan (1,1-DCA) aanwezig.

In figuur 2.6 is schematisch de horizontale verspreiding van de verontreiniging weergegeven. Gedetailleerde verontreinigingscontouren zijn op tekening opgenomen in bijlage 1.



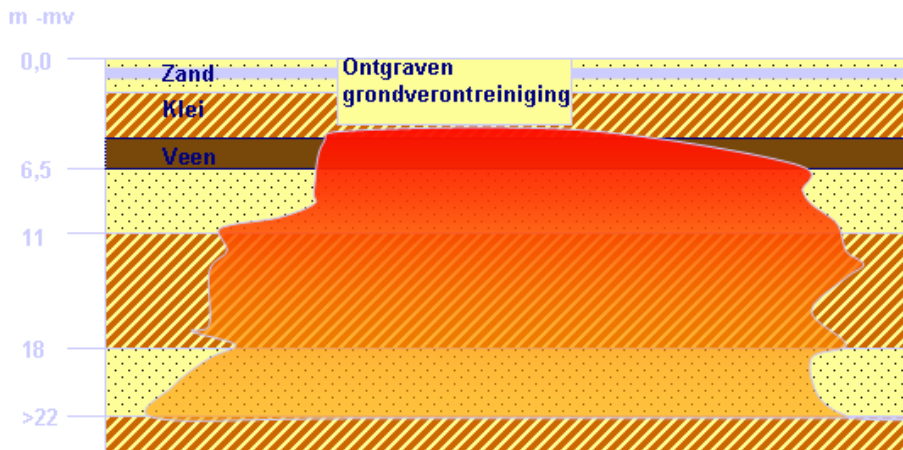
**Figuur 2.6:** Horizontale verspreiding chloorkoolwaterstoffen

Het is aannemelijk dat de aanwezige veenlagen plaatselijk hoge gehalten aan chloorkoolwaterstoffen bevatten en ook dat Per en Tri plaatselijk nog in de vorm van puur product (DNAPL's) aanwezig zijn. Deze resterende verontreinigingskernen zijn echter moeilijk te lokaliseren.

De 2 à 3 zandlagen in de deklaag zijn sterk verontreinigd (concentraties > I) met chloorkoolwaterstoffen. De beïnvloeding van het ondiepe freatische grondwater in de ophooglaag lijkt beperkt te zijn. Niet duidelijk is hoe de het bovenste zandlaag in het 1<sup>e</sup> watervoerende pakket, die van de deklaag gescheiden is door een dik pakket klei en veen, verontreinigd is geraakt. Mogelijk is dit gebeurd door oude wortelkanalen of lenzen met zandig materiaal in het kleipakket die nog niet zijn gelokaliseerd.

Verspreiding via fundamenteën is niet waarschijnlijk omdat deze ondieper zitten en ook de heipalen reiken volgens de beschikbare informatie niet dieper dan tot 5 m -mv. Mogelijk heeft verspreiding plaatsgevonden via (voormalige) waterputten. Nog moeilijker te verklaren is de verontreiniging in de tweede zandlaag in het eerste watervoerende pakket, gescheiden van de bovenste zandlaag door circa 7 m klei. Ook dit moet als voorkeursstroming via zandinschakelingen zijn gebeurd.

In figuur 2.7 is een schematische weergave gegeven van de verticale verspreiding van de verontreiniging met chloorkoolwaterstoffen tot een diepte van circa 22 m -mv.



**Figuur 2.7:** Schematische weergave verticale verspreiding chloorkoolwaterstoffen

Uit theoretische berekeningen met een risico-beoordelingsmodel (SUS) vóór uitvoering van de grondsanering, is gebleken dat, bij een situatie zonder saneringsmaatregelen, de verontreiniging zich verder verspreid. De verspreiding is zodanig dat, in de systematiek van de Wet bodembescherming, sprake is van actuele risico's. Voorts kan niet geheel worden uitgesloten dat de verontreiniging na herinrichting van het terrein en het realiseren van de geplande woningbouw, risico's met zich meebrengt als gevolg van blootstelling door uitdamping. Deze risico's vormen de aanleiding voor de grondwatersanering.

Na de grondsanering is een grondwateronderzoek uitgevoerd waarbij vastgesteld is dat (min of meer) een stabiele situatie voor het grondwater was gecreëerd. Bij een stabiele eindsituatie (zie ook § 5.4) is het mogelijk om geen actieve saneringsmaatregelen te treffen maar de verontreiniging te monitoren op verspreiding. Gekozen is toch om het grondwater actief te saneren middels shock-loadtoediening. Redenen hiervoor waren:

- bewijzen voor een stabiele eindsituatie waren na de grondsanering niet in voldoende mate aanwezig;
- maatschappelijk was het onverantwoord om "niets te doen", omdat steeds is aangegeven dat sanering urgent was;
- de kans dat het fall-back scenario (zie § 5.4) alsnog in werking moest treden was aanwezig.

Uitgangspunt bij de sanering van het grondwater is dat deze zich richt op de verontreinigingen in het pakket tot circa 20 m -mv. De verontreinigingssituatie dieper dan 20 m -mv is hier dan ook niet besproken. Dieper dan circa 20 m -mv bevindt zich zoet-brak grondwater (zie ook figuur 2.8).



**Figuur 2.8:** Diepte (m –NAP) van voorkomen van zout grondwater. In het licht groene gebied, waarin IJlst ligt, is dit <100 m –NAP (bron: Atlas van Nederland, deel 15: Water, 1986).

In overleg met het bevoegd gezag (i.c. de provincie Fryslân) is vastgesteld dat sanerende maatregelen ten aanzien van zoet-brak grondwater op deze diepte niet doelmatig en kosteneffectief zijn. Brak grondwater heeft binnen het provinciaal beleid een lage prioriteit omdat dit grondwater nooit hoogwaardig gebruikt zal gaan worden. Daarnaast is het rendement van sanerende maatregelen bij brak water lager terwijl de saneringskosten aanzienlijk zullen zijn. Door de grondsanering en de grondwatersanering in het pakket tot 20 m –mv zal de nalevering van verontreiniging aan het pakket dieper dan 20 m –mv tot een minimum worden beperkt. Op deze wijze ontstaat zonder ondoelmatige en dure saneringsmaatregelen een acceptabele, risicoloze situatie voor het grondwater dieper dan 20 m –mv.

## 3 Macrochemie van het grondwater

### 3.1 Redox

Voor biologische afbraak van gechlorideerde koolwaterstoffen is het van belang om te weten wat de oxidatieve toestand van de bodem is. Hiervoor is het belangrijk om inzicht te hebben in de concentraties van de redox-gevoelige macrocomponenten zoals zuurstof, nitraat, nitriet, opgelost ijzer, sulfaat, sulfide, methaan, etc. Deze macrochemische parameters komen van nature in de bodem voor en bepalen het geochemische systeem omdat ze in grotere hoeveelheden aanwezig zijn.

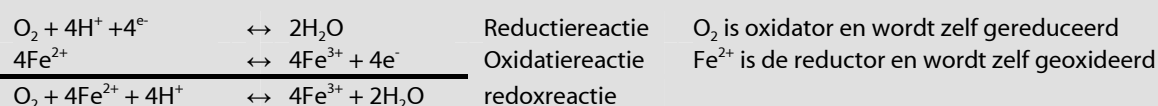
Het grondwater ter plaatse van de grondwaterverontreiniging is daarom voorafgaand aan de sanering onderzocht op nitraat, nitriet, sulfaat, sulfide, ammonium, ijzer (2+), ijzer (3+), waterstofcarbonaat, natrium, calcium, magnesium, kalium, chloride en kooldioxide. In de navolgende paragraaf wordt per parameter ingegaan op mogelijkheden en beperkingen ten aanzien van de biologische afbraak.

#### Intermezzo redoxreacties

Oxidatiereacties zijn reacties waarbij elektronen vrijkomen. De stof die elektronen afstaat wordt de reductor genoemd. Bij een oxidatiereactie wordt de reductor geoxideerd.

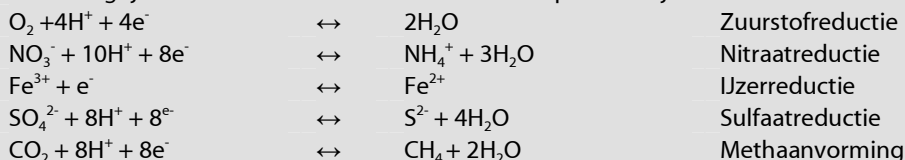
Reductiereacties zijn reacties waarbij elektronen worden opgenomen. De stof die elektronen opneemt, heet de oxidator. Bij een reductiereactie wordt de oxidator gereduceerd.

Een oxidatiereactie treedt altijd op in combinatie met een reductiereactie want vrije elektronen zweven immers niet in oplossing. Zo'n combinatie van een oxidatie- en reductiereactie (beide heten halfreacties) heet een redoxreactie. Voorbeeld:



De reacties kunnen ook andersom verlopen, van rechts naar links. De naamgeving is dan net andersom. Zo is bijvoorbeeld zuurstof ( $O_2$ ) in staat om tweewaardig ijzer ( $Fe^{2+}$ ) te oxideren omdat  $O_2$  liever elektronen opneemt – met ander woorden een sterkere oxidator is – dan  $Fe^{2+}$ . Het feit dat  $O_2$  harder 'trekt' aan de elektronen waardoor een elektronenoverdracht plaatsvindt van  $Fe^{2+}$  naar  $O_2$ , kan worden gemeten met een spanningsmeter (ook wel potentiaal- of Eh-meter genoemd). In de bodem zijn verschillende oxidatoren en reductoren aanwezig.

De belangrijkste reductiereacties die in de bodem optreden zijn:



Naar beneden toe worden de reductiereacties (reacties van links naar rechts) steeds moeilijker.  $CO_2$  trekt veel minder hard aan de elektronen dan  $O_2$ . Omgekeerd worden de oxidatiereacties (reacties van rechts naar links) naar beneden toe steeds makkelijker.  $CH_4$  staat veel gemakkelijker elektronen af dan  $H_2O$ .

Gereduceerd organisch materiaal zal, onder zuurstofrijke omstandigheden geoxideerd worden waarbij zuurstof wordt gereduceerd. Wanneer de zuurstof op is, zal de organische stof worden geoxideerd door nitraat, waarbij nitraat wordt gereduceerd en zo verder in het rijtje naar beneden. Het organisch materiaal is elektronendonor;  $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$  en  $CO_2$  zijn electronenacceptoren.

In de grond en in het grondwater treden veel redoxreacties gelijktijdig op. Deze redoxreacties samen bepalen de zogenaamde redoxpotentiaal. Deze redoxpotentiaal is de som van alle redoxpotentialen van de afzonderlijk optredende redoxreacties. De redoxpotentiaal kan liggen tussen +800 mV en -300mV. In de onderstaande tabel (naar Locher en De Bakker, Bodemkunde van Nederland) wordt aangegeven bij welke redoxpotentiaal welke reductieprocessen optreden (bij een pH van 7). Vanwege de complexiteit van het bodemsysteem zijn de genoemde grenzen indicatief.

Reductiestadium	Eh in mV
Begin van $NO_3^-$ reductie	450-550
$O_2$ niet meer aantoonbaar	330
$NO_3^-$ niet meer aantoonbaar	220
begin van $Fe^{2+}$ vorming	150
begin van $SO_4^{2-}$ reductie en $S^{2-}$ vorming	-50
methaanvorming	-120

De reductiereacties zijn vaak langzaam verlopende processen. Onder natuurlijke omstandigheden worden deze processen versneld door de aanwezigheid van bacteriën. Deze kunnen worden beschouwd als katalysator. Iedere reactie wordt gekatalyseerd door een specifiek soort bacteriën die pas actief worden wanneer de omstandigheden waarbij de reactie kan optreden zijn bereikt. Zo wordt de sulfaatreducerende bacterie *Desulfovibrio* pas actief bij een Eh lager dan -50 mV.

### 3.2 Macrochemische parameters

De metingen van de macrochemische parameters vóór aanvang van de grondwatersanering zijn samengevat in tabel 3.1.

**Tabel 3.1: Bandbreedte metingen macrochemische parameters in IJlst**

Parameter	5,0-8,0 m -mv	10-18 m -mv
zuurstof (mg/l)	0,6-1,0	0,2
Redox (mV)	-140 à -185	-104 à -116
Calcium ( $\mu$ g/l)	110.000 à 122.000	62.000 à 147.000
kalium ( $\mu$ g/l)	29.000 à 39.000	5.600 à 72.000
magnesium ( $\mu$ g/l)	29.000 à 34.000	16.000 à 47.000
mangaan ( $\mu$ g/l)	550	410
natrium ( $\mu$ g/l)	190.000 à 370.000	160.000 à 370.000
ijzer ( $\mu$ g/l)	65 à 4.700	<50 à 14.000
ijzer 2+ (mg/l)	2,1 à 7,4	<0,3 à 3,7
ammonium (mgN/l)	9,9 à 19	6,8 à 40
sulfide (mg/l)	<0,1	<0,1
chloride (mg/l)	130 à 260	210 à 350
nitriet (mg/Nl)	<0,2	<0,2
nitraat (mgN/l)	<0,2	<0,2 à 0,37
waterstofcarbonaat (mg/l)	720 à 1200	220 à 1000
vrij koolzuur (mg/l)	<0 à 570	41 à 400
sulfaat (mg/l)	39 à 100	<10 à 110



### Redoxpotentiaal

De gemeten redoxpotentiaal in het grondwater in IJlst is lager dan 50 mV. Dit is voldoende laag voor het optreden van reductieve dechlorering. Bij de meeste peilbuizen ligt de gemeten waarde zo laag dat het erg waarschijnlijk is dat enige reductieve dechlorering optreedt.

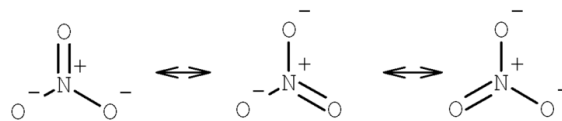
### Zuurstof

Voor de afbraak van de meeste chloorkoolwaterstoffen wordt globaal gesteld dat reductieve dechlorering goed kan verlopen bij gehalten die liggen onder de 0,5 mg/l zuurstof. Hiertegenover staat dat de afbraak van VC goed kan verlopen bij gehalten die liggen boven 1 mg/l.

De zuurstofgehalten van het grondwater in IJlst zijn dermate laag, dat gesproken kan worden over anaërobe omstandigheden. Onder anaërobe omstandigheden kunnen nitraat, ijzer, sulfaat en kooldioxide als elektronenacceptor dienen.

### Nitraat/Nitriet

Nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ) en nitriet ( $\text{NO}_2^-$ ) zijn aanwezig in gehalten beneden de detectielimiet of net boven de detectielimiet. Dit kan er op duiden dat nitraat van nature niet aanwezig is in het diepere grondwater. Een andere mogelijkheid is dat nitraat is gereduceerd. Als nitraat niet beschikbaar is of volledig gereduceerd wordt in de bodem overgegaan op ijzerreductie.



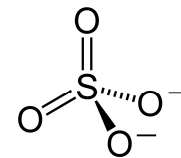
**Figuur 3.1: De drie mesomeren van nitraat**

### Ijzer en mangaan

De gemeten ijzergehalten in het grondwater variëren sterk, van plaatselijk circa 1 tot maximaal 14 mg/l. Vrijwel overal is ook ijzer in de gereduceerde vorm aangetroffen ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Ijzerreductie speelt mogelijk een rol van betekenis. Van belang is vooral hoeveel ijzer ( $\text{Fe}^{3+}$ ) in vaste vorm in de bodem aanwezig is en hoeveel daarvan beschikbaar kan komen voor ijzerreductie. Hetzelfde geldt voor mangaan ( $\text{Mn}^{4+}$ ). De grond is niet op ijzer- en mangaanspecies onderzocht.

### Sulfaat/sulfide

De sulfaatgehalten ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) in het ondiepe en diepe grondwater variëren van 23 tot 1200 mg/l. De sulfaatconcentraties in het grondwater zijn hoog genoeg voor het in stand houden van een actieve sulfaatreductie. Sulfide ( $\text{S}^{2-}$ ) wordt niet tot nauwelijks aangetroffen in het grondwater. Sulfide kan samen met  $\text{Fe}^{2+}$  neerslaan tot ijzersulfide, waardoor sulfidemetingen in het grondwater soms onbetrouwbaar zijn.



**Figuur 3.2: Sulfaat**

In de kern van de verontreiniging is plaatselijk geen sulfaat aangetroffen, hieruit kan worden geconcludeerd dat sulfaatreductie een rol van betekenis speelt. Over het algemeen kan worden gesteld dat sulfaatconcentraties kleiner dan 10 mg/l te laag zijn om een actieve sulfaatreductie in stand te houden.

### Chloride

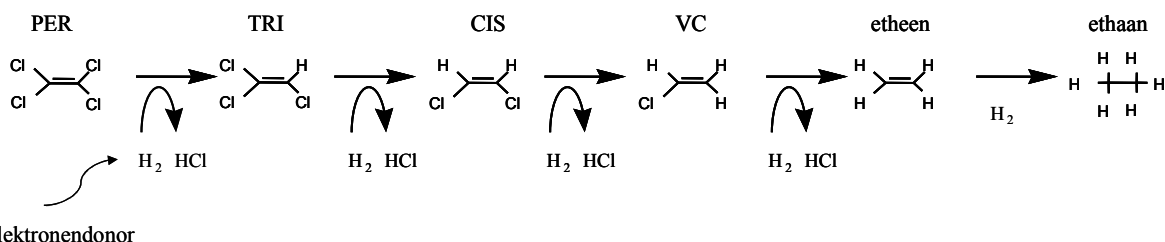
Chloride ( $\text{Cl}^-$ ) komt vrij bij de dechlorering van chloorkoolwaterstofcomponenten. Op basis van de gehalten van deze stof is het mogelijk om een indruk te krijgen of dechlorering en daarmee afbraak optreedt. Dit is echter alleen van toepassing als er veel verontreiniging wordt omgezet. Complicerende factor voor de verontreiniging in IJlst is het brakke water in het pakket dieper dan 20 m –mv. Het gehalte aan chloride neemt hierdoor met de diepte toe. Een eenduidige relatie tussen de verontreinigingssituatie en de chlorideconcentraties is hierdoor niet vast te stellen.

## 4 Biologische afbraak chloorkoolwaterstoffen

### 4.1 Achtergrond

Bacteriën in de bodem verkrijgen energie door organisch materiaal als elektronendonor te gebruiken, met  $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$  of  $CO_2$  als elektronenacceptor (zie § 3.1). Naast van nature aanwezige organische stoffen kunnen daarbij ook veel antropogene organische verontreinigingen, zoals oliecomponenten, als elektronendonor fungeren. Gechloreerde koolwaterstoffen kunnen juist als elektronenacceptor worden benut door bacteriën die onder sulfaatreducerende en methanogene omstandigheden actief zijn. Bij dit proces, dat reductieve dechlorering wordt genoemd, wordt een chlooratoom van het koolstofskelet afgesplitst en vervangen door waterstof. In principe geldt dat hoe minder chlooratomen het molecuul bevat, hoe minder energie de afsplitsing van een chlooratoom oplevert.

Alleen als er een bacteriecultuur aanwezig is die in staat is alle chlooratomen achtereenvolgens te verwijderen, ontstaan niet-gechloreerde eindproducten, die niet meer als verontreiniging worden gezien. In figuur 4.1 is dit geïllustreerd voor Per. Als gechloreerde koolwaterstoffen op een bepaalde plaats in een bepaalde bodemlaag van nature niet voldoende afbreken, komt dat meestal doordat te weinig organische stof aanwezig is om als elektronendonor te fungeren en/of door concurrentie van alternatieve elektronenacceptoren. Beide oorzaken kunnen worden weggenomen door het toedienen van geschikt organisch materiaal. Dat dient niet alleen als elektronendonor maar ook als koolstofbron om de groei van de bacteriepopulatie mogelijk te maken, zodat de mate van afbraak snel toeneemt.



**Figuur 4.1:** Anaërobe afbraak van Per door middel van reductieve dechlorering

### 4.2 Potentie intrinsieke afbraak

Uit de macrochemische karakterisatie van het grondwater is geconcludeerd dat ijzerreducerende en sulfaatreducerende processen een rol spelen bij het intrinsieke afbraakproces. Mogelijk spelen ook methanogene processen een rol, hetgeen echter in het vooronderzoek niet is aangetoond. Methanogene condities zijn optimaal voor reductieve dechlorering. Opvallend is dat in de kern van de verontreiniging geen sulfaat en ijzer wordt aangetroffen, het aanwezige ijzer en sulfaat is hier kennelijk verbruikt voor de natuurlijke afbraak van de chloorkoolwaterstoffen.

Geconcludeerd kan worden dat onder de aanwezige anaërobe condities een zekere natuurlijk afbraak van de chloorkoolwaterstoffen mogelijk is. Deze afbraak blijkt in de kern echter traag te verlopen, waarschijnlijk doordat onvoldoende organische stof en nutriënten aanwezig zijn.

Ook uit de relatief lage concentraties aan Cis en Vc die zijn aangetroffen blijkt dat biologische omzetting in zekere mate al plaatsvindt. De juiste microbiële consortia zijn aanwezig, maar de hoeveelheid elektronendonor is limiterend. Toevoegen van voldoende elektronendonor zal leiden tot een volledige omzetting van de gechloreerde verbindingen. Wel is sulfaat aangetroffen, dat als alternatieve elektronenacceptor belemmerend werkt op de reductieve dechlorering. Dit sulfaat zal echter verdwijnen bij het toedienen van de overdosis elektronendonor.

### 4.3 Technische uitwerking saneringstechniek

Op basis van de verontreinigingssituatie, de macrochemie en de bodemopbouw, is het grondwater gesaneerd door middel van een gestimuleerde afbraak van de chloorkoolwaterstoffen. De natuurlijke afbraak is gestimuleerd door het injecteren van een overdosis (shock-load) substraat.

#### 4.3.1 Substraat

Het substraat dat gebruikt is als elektronendonor is protamylasse. Protamylasse is een extract uit aardappelvruchtwater. Het is een viskeuze vloeistof, die rijk is aan eiwitten, zuren, suikers en zouten. Op de foto hiernaast is de protamylasse, in een container, te zien. De samenstelling van protamylasse is als volgt (Bron: AVEBE U.A., 13-08-2007):

- Water: 440 g/kg;
- Kationen: 84 g/kg;
- Anionen: 50 g/kg;
- Zuren: 126 g/kg
- Suikers: 87 g/kg;
- Proteïnen: 190 g/kg;
- Overig: 23 g/kg.



Figuur 4.2: Protamylasse in een opslagtank



Leverancier van de protamylasse is Avebe U.A.

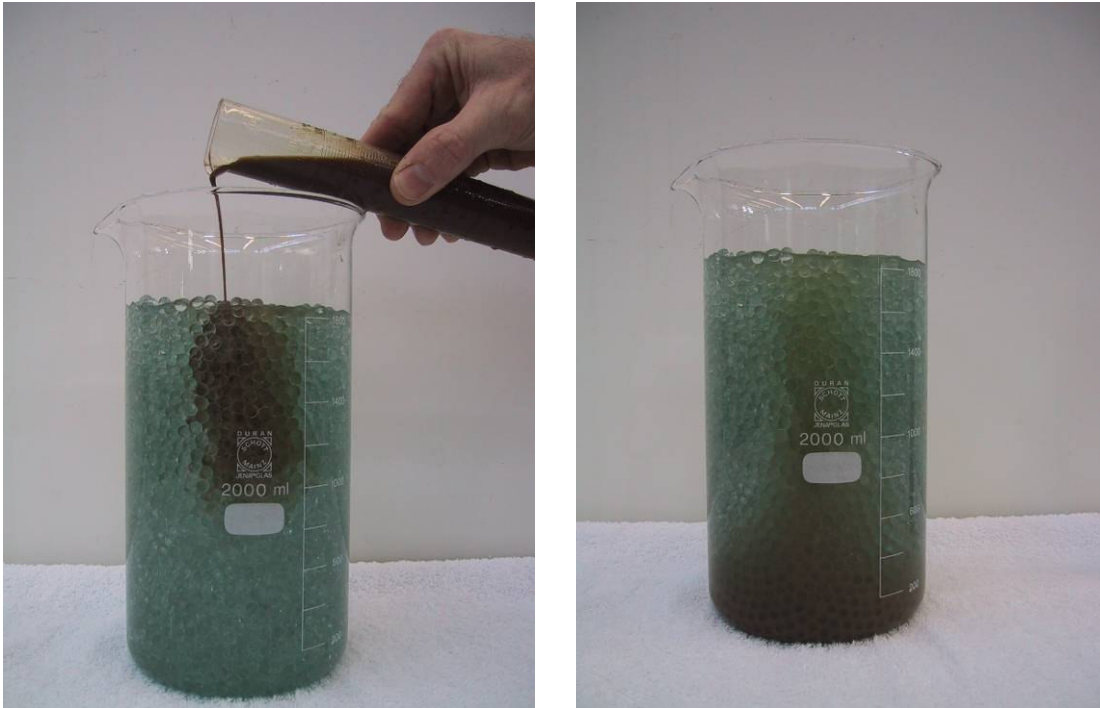
#### 4.3.2 Gedrag substraat in de bodem

Door middel van de bulkdosering aan substraat zullen de omstandigheden in de bodem sulfaat-reducerend/ijzerreducerend en ten slotte methanogeen worden, zodat de biologische afbraak wordt versneld. Door de directe injectie van het substraat zal de redoxpotentiaal dalen. Onder deze omstandigheden vindt omzetting plaats van chloorkoolwaterstoffen naar etheen en ethaan.

In de zandlagen in het kerngebied van de verontreiniging wordt substraat geïnjecteerd dat zich als een deken over de DNAPL legt. Dit is mogelijk omdat het substraat, net als Per en Tri als puur product, zwaarder is dan water (zie figuur 4.3). Uit het substraat worden vetzuren gevormd en vervolgens waterstofatomen, die als uiteindelijke elektronendonor voor de chloorkoolwaterstoffen-afbraak fungeren. Zo worden voor lange tijd de juiste condities gecreëerd voor duurzame biologische afbraak. Ook wordt op deze wijze een vangnet gecreëerd dat verdere verspreiding van de chloorkoolwaterstoffen zo veel mogelijk tegengaat.

In tegenstelling tot een standaard spoelsysteem worden met directe injectie niet alleen de verontreinigingen in de watervoerende lagen, maar ook die in de zandinschakelingen in de tussenliggende scheidende lagen bereikt. Dit zonder dat exact bekend hoeft te zijn waar de verontreinigingskernen zich bevinden.

Voorts wordt theoretisch verondersteld dat het substraat en de hieruit vrijkomende vetzuren en waterstofatomen met de grondwaterstroming meegenomen kunnen worden vanuit het kerngebied van de verontreiniging. Op deze wijze zouden theoretisch gezien ook de condities in de verontreinigingspluim geschikt kunnen worden gemaakt voor biologische afbraak. De substraatdoseringen moeten dan hoog genoeg zijn en lang genoeg werkzaam blijven om verontreinigingen die langzaam desorberen uit veenlagen af te vangen.



**Figuur 4.3: Gedrag beogd substraat in poreus materiaal**

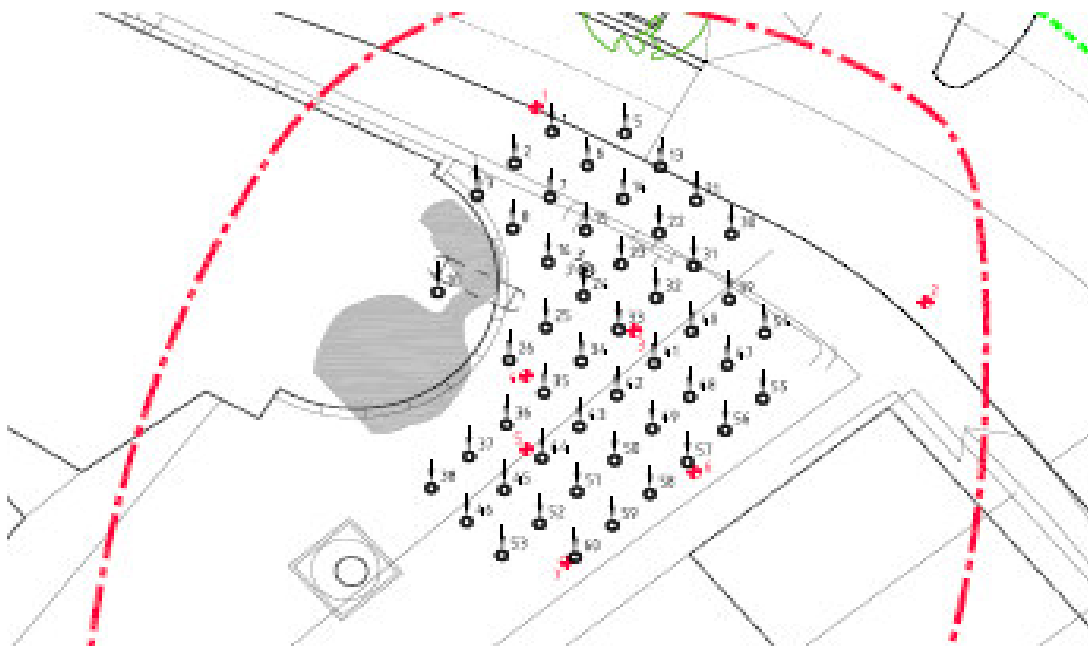
## 5 Injectiesysteem

### 5.1 Inleiding

De injecties zijn in twee fasen uitgevoerd. In de eerste fase is geïnjecteerd in het kerngebied van de verontreiniging. In de tweede fase is wederom in het kerngebied en in de pluim van de verontreiniging geïnjecteerd. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de technische uitvoering van het injectiesysteem.

### 5.2 Eerste fase

In de eerste fase hebben de directe injecties plaatsgevonden in het kerngebied van de verontreiniging, dat op de locatie een omvang heeft van circa 250 m<sup>2</sup>. De onderlinge afstand tussen de injecties is, gezien de heterogene bodemopbouw, beperkt tot circa 2 m. Het aantal injecties komt daarmee op 60. In onderstaand figuur is het raster met de injectiefilters opgenomen.



**Figuur 5.1:** *Injectiefilters in de kern van de verontreiniging*  
(zwart: injectiepunt, rood: permanent injectiefilter (zie § 5.4))

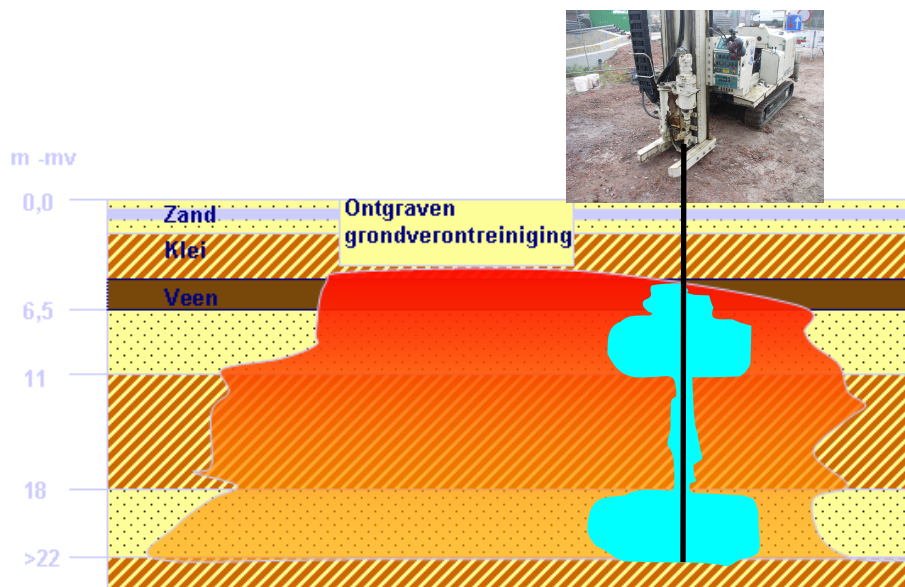
De eerste fase is uitgevoerd in de periode van 19 juli tot en met 23 augustus 2004. De directe injecties zijn uitgevoerd door middel van een Geoprobe Direct-push machine. Het raster van 2x2 m is enigszins aangepast aan de terreinsituatie, met name door de ligging van ondergrondse infrastructuur. Op de volgende pagina is een foto van de injectie-opstelling opgenomen.





**Figuur 5.2: Injectie-opstelling**

De protamylase is geïnjecteerd in het traject van 20 m –mv tot 5 m –mv. Onder omhoogtrekking van de geoprobe (zie figuur 5.4) is per injectiepunt is 585 à 650 liter geïnjecteerd, circa 40 l/m. Hierbij dient te worden opgemerkt dat het substraat zich het gemakkelijkst horizontaal verspreid in de fijn zandige lagen, de zandige lemlagen en het veen. Verspreiding in de kleilagen is naar verwachting nihil. In figuur 5.3 is de veronderstelde laterale verspreiding gevisualiseerd.



**Figuur 5.3: Aangenomen laterale verspreiding van protamylase**

Van de laterale verspreiding van het substraat zijn tijdens de injecties en voorafgaand geen metingen gedaan. Om deze reden is geïnjecteerd in een dicht raster van 2x2 m. Er is geïnjecteerd tot verzadiging van de bodem optrad, met andere woorden het was fysiek niet mogelijk om een grotere shock-load eenmalig in de bodem te brengen.

In het westelijke deel van het kerngebied (grijs gearceerd in figuur 5.1) was de bodem na verloop van tijd totaal verzadigd met protamylasse, waardoor ter plaatse geen injecties hebben plaatsgevonden. De totale hoeveelheid geïnjecteerde protamylasse bedraagt circa 27.700 liter (40,5 ton). Op basis van indicatieve berekeningen, gebaseerd op de verontreinigingssituatie, geochemische condities en een inschatting van de reductievraag van de vaste bestanddelen van de bodem, is dit een overmaat van circa 100 maal.

### 5.3 Tweede fase

Uit de eerste fase is gebleken dat de doorlatendheid van de bodem slecht is. Het injecteren verliep moeizaam en op sommige plekken was de bodem snel verzadigd met protamylasse. Verspreiding van de protamylasse naar de pluim van de verontreiniging werd daardoor niet tot nauwelijks verwacht. De resultaten van de procesmonitoring na de eerste fase (zie hoofdstuk 7) bevestigen dat. Met de procesmonitoring is tevens duidelijk aangetoond dat in de onderste zandlaag (circa 19-21 m –mv) de biologische afbraak stagneert: een indicatie hiervan verkregen uit de ontwikkeling van de dechloreringsgraad werd overtuigend bevestigd door de afwezigheid van optimale geochemische condities (te veel sulfaat), te weinig elektronendonor (met name waterstof) en een terugval in de groei van de gewenste organismen en enzymen (zie hoofdstuk 7).

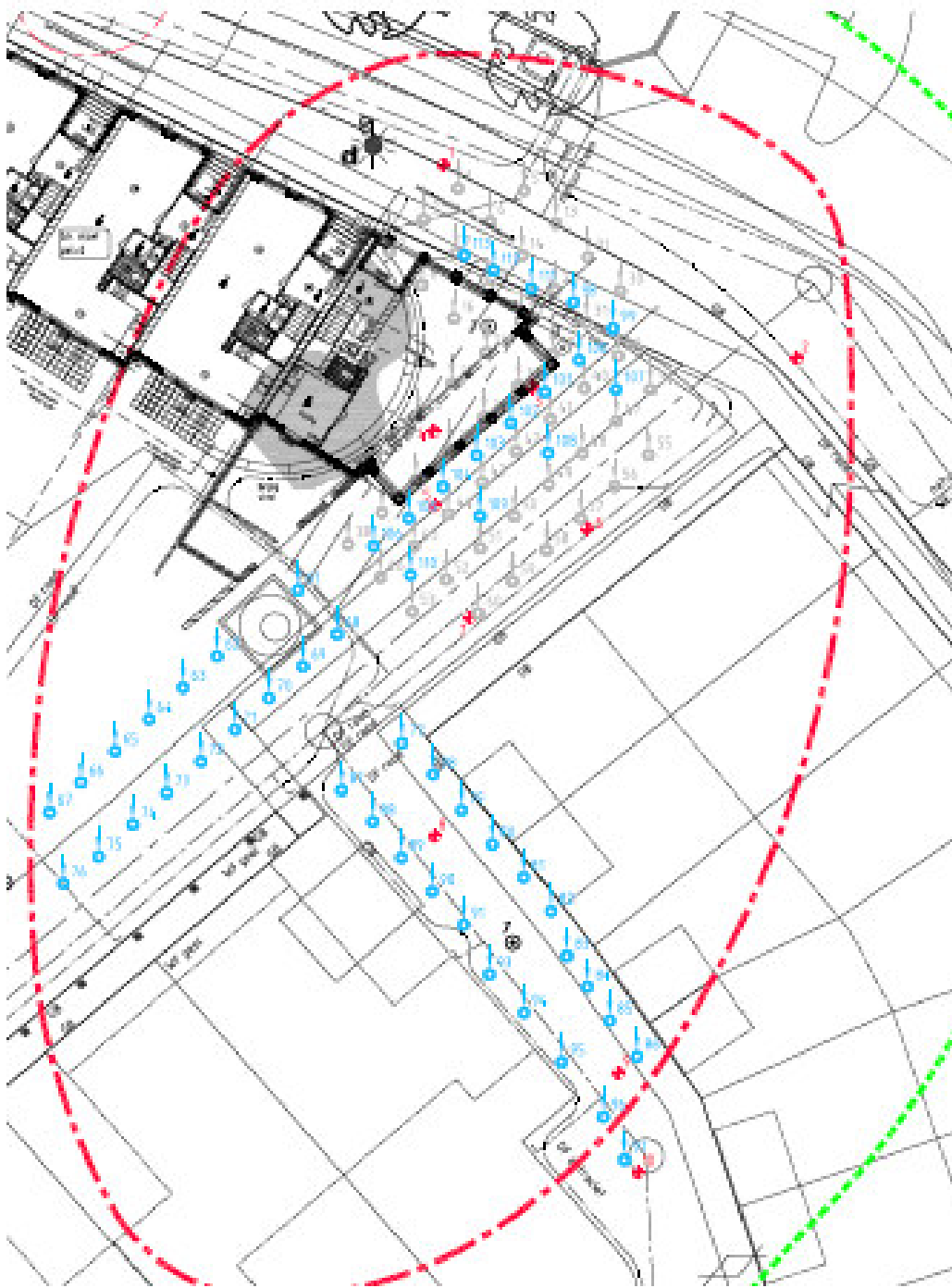
De shock-load dosering in het kerngebied heeft er wel toe geleid dat de verontreinigingen in het grondwater mogelijk zijn gemobiliseerd. In de pluim zijn namelijk hogere concentraties aan verontreiniging aangetroffen na injectie van het substraat dan voor de start van de sanering (zie hoofdstuk 7). Besloten is daarom de shock-load-methode ook in de pluim van de verontreiniging toe te passen en daarnaast de methode nogmaals toe te passen in het kerngebied. Om verdringing te voorkomen is in de 2<sup>e</sup> fase geïnjecteerd van buiten naar binnen.

In de periode tussen 11 september en 18 oktober 2006 hebben 51 injecties plaatsgevonden. De locaties van de injecties zijn opgenomen in figuur 5.5. Uit figuur 5.5 blijkt dat niet in het gehele kerngebied opnieuw geïnjecteerd is. Door de aangetoonde stagnatie van afbraak was het wenselijk opnieuw in het kerngebied te injecteren in de omgeving met de hoogste concentraties. De nieuwe bebouwing heeft vervolgens mede de locaties van de injectiefilters bepaald.

In de pluim varieert de hoeveelheid geïnjecteerde protamylasse per injectiepunt van 200 liter tot 700 liter. Gemiddeld is circa 630 liter per injectiepunt geïnjecteerd, circa 32 liter per meter in het traject van 5-25 m –mv. In totaal is meer geïnjecteerd dan de eerste keer en de overmaat aan elektronendonor bedroeg meer dan honderd maal.



Figuur 5.4: Injectiesonde (Geoprobe)



**Figuur 5.5:** *Injectiefilters in de tweede fase*  
(blauw = injectiefilter, rood = permanent injectiefilter)

#### 5.4 Terugvalscenario

Door middel van procesgerichte monitoring is en wordt het verloop van de biologische afbraak gevolgd. Indien nodig treedt het terugvalscenario in werking. Het terugvalscenario treedt in werking als blijkt dat de biologische afbraak in het gehele verontreinigde gebied te gering is om een stabiele eindsituatie te creëren.

Er is sprake van een stabiele eindsituatie als de omvang van de verontreiniging binnen 30 jaar een duidelijk afnemende trend vertoont, die wijst op een terugkeer naar (nagenoeg) de oorspronkelijke omvang. Daarbij mogen zich nu en in de toekomst geen ontoelaatbare risico's voordien voor mens en milieu.



Het terugvalscenario bestaat uit het plaatsen van permanente injectiefilters op tien locaties in het kerngebied. De permanente filters zijn geplaatst tijdens de 1<sup>e</sup> fase van de grondwatersanering. De locaties van deze permanente filters zijn weergegeven in figuur 5.3 (rode stippen) en bijlage 1. Per locatie zijn twee filters geïnstalleerd op circa 7-11 m en 19-23 m –mv. De filters zijn geschikt voor bemonstering van het grondwater.

Door de permanente filters kan, indien het terugvalscenario in werking wordt gezet, extra substraat worden geïnjecteerd. Substraat dat toegediend wordt via de permanente filters zal verdund moeten worden in verhouding van 1:10 waarbij gebruik kan worden gemaakt van grondwater. Injectie van substraat via de permanente filters geeft daarmee veel verdringing door het grote volume wat geïnjecteerd wordt. Daarnaast moet gedurende lange tijd grondwater opgepompt worden om de noodzakelijke verdunning te verkrijgen.



**Figuur 5.6: Plaatsing permanente filters**

Na de 1<sup>e</sup> fase is besloten tot een 2<sup>e</sup> fase met injectie in de pluim in plaats van het in werking zetten van het terugvalscenario. De goede resultaten van de 1<sup>e</sup> fase en het verwachte lage rendement van injectie via de permanente filters zijn aanleidingen geweest voor de 2<sup>e</sup> fase.

De permanente filters zijn niet gebruikt voor de injectie van verdund substraat.

## 6 Monitoring

### 6.1 Inleiding

Tijdens de grondwatersanering is grondwatermonitoring uitgevoerd. De monitoring heeft als doel om enerzijds de werking van de shock-load-dosering aan te tonen en anderzijds de concentraties in de bron en de pluim van de verontreiniging te volgen. In dit hoofdstuk wordt de opzet van de monitoring besproken.

### 6.2 Monitoringsstrategie

De monitoring is gericht op het toetsen van de verwachtingen van de sanering en het proces. De monitoringsstrategie is opgebouwd uit een aantal monitoringspeilbuizen, geplaatst in een monitoringsnetwerk:

- in de bronzone (B) om de afname van de bronconcentraties te bepalen;
- in de pluimzone (P) om de ontwikkeling van de concentraties over de lengte-as van de pluim te monitoren;
- loodrecht of lateraal (L) gesitueerd op de pluim, om mogelijke afwijkingen in de verspreidingsrichting te kunnen bepalen;
- die het front of de monitoringslijn (M) van de pluim controleren;
- die als referentie (R) dienen om stroomopwaarts te controleren of geen andere verontreinigingen instromen.

De meetresultaten van de monitoring worden gebruikt voor:

- het aantonen van de werking van de shock-load dosering;
- het volgen van de concentraties in de bron en in de pluim om vast te stellen of eventuele uitdoving van de verontreiniging plaatsvindt;
- het beschermen van de omgeving door controle van het front van de pluim;
- het eventueel bijsturen van het proces van natuurlijke afbraak middels het injecteren van substraat via de permanente filters.

### 6.3 Uitvoering

De bemonsteringsdata van het grondwater zijn afgestemd op het ingeschatte verloop van het gestimuleerde afbraakproces. De tijd benodigd voor het meten van veranderingen in redoxpotentiaal, verspreiding van de koolstofbron en afbraak van de verontreiniging is ingeschat op circa 6 maanden. In tabel 6.1 wordt een overzicht gegeven van de monitoringsronden.

**Tabel 6.1: Overzicht monitoringsronden**

Fase	Datum	Monitoring grondwatersanering	Monitoring proces
1 <sup>e</sup> fase	29 juni 2004		
	14 juli 2004		
	14 december 2004		
	1 juni 2005		
	11 oktober 2005		
	11 april 2006		
2 <sup>e</sup> fase	26 oktober 2006		



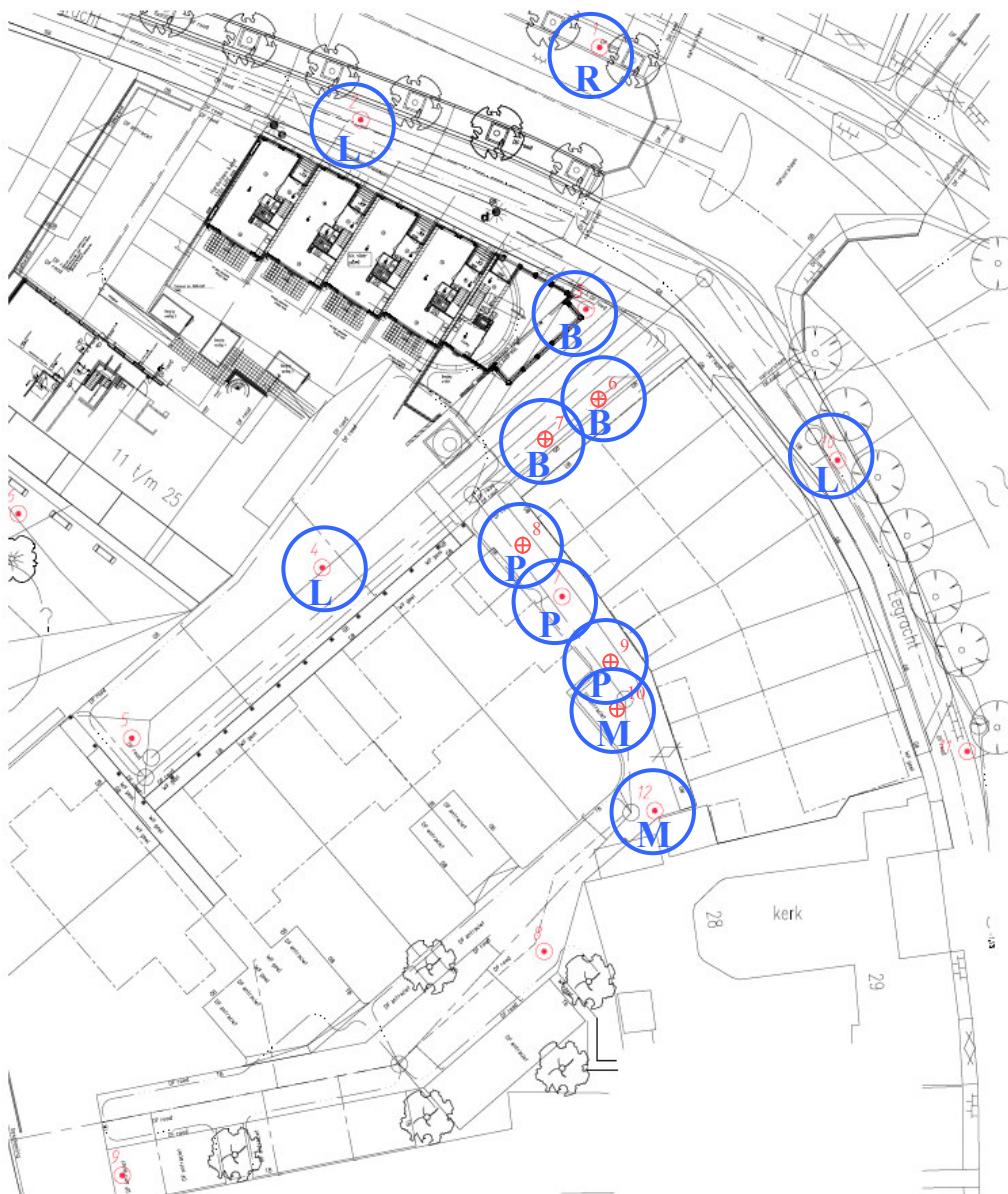
In de navolgende tabel is de monitoringsstrategie verder uitgewerkt.

**Tabel 6.2: Monitoringspeilbuizen**

Fase	Datum	Peilbuizen		Lateraal	Monitoringslijn	Referentie
		Bron	Pluim			
1 <sup>e</sup> fase	29-06-04	Pb 3	Pb 7	Pb 2, Pb 4, Pb 11	Pb 12	
	14-07-04	Pb 3	Pb 7	Pb 2, Pb 4, Pb 10	Pb 12	Pb 1
	14-12-04	Pb 3	Pb 7	Pb 2, Pb 4, Pb 10	Pb 12	Pb 1
	1-06-05	Pb 3	Pb 7	Pb 2, Pb 4, Pb 10	Pb 12	Pb 1
	11-10-05	Pb 3	Pb 7	Pb 2, Pb 4, Pb 10	Pb 12	Pb 1
	11-04-06	Pb 3, F6, F7	Pb 7, F8, F9	Pb 2, Pb 4, Pb 10	Pb 12, F10	Pb 1
2 <sup>e</sup> fase	24-10-06	Pb 3, F6, F7	Pb 7, F8, F9	Pb 4, Pb 10	F10	

*Pb = peilbuis, F = permanent injectiefilter*

De locaties van de monitoringspeilbuizen en -filters zijn mede bepaald door de inrichting van het terrein en geplaatst in de openbare ruimte. In onderstaande figuur zijn de locaties van de peilbuizen en filters aangegeven.

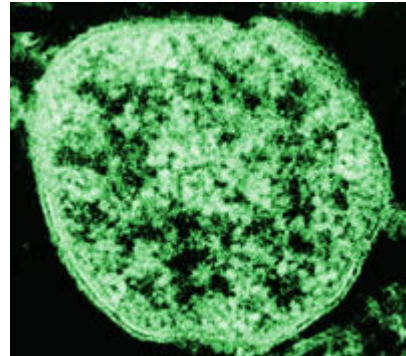


**Figuur 6.1: Locatie monitoringspeilbuizen en -injectiefilters**  
(B = bron, L = lateraal, P = pluim, M = monitoringslijn en R = referentie)

Bij de monitoring zijn de volgende procesparameters geanalyseerd:

- De geochemische parameters redoxpotentiaal, zuurstof, nitraat, ijzer, sulfaat en sulfide waarmee is bepaald of de omstandigheden waaronder reductieve dechlorering plaatsvindt zijn gecreëerd;
- Opgelost organisch koolstof, vetzuren en waterstofconcentraties, waarmee is bepaald of, vooral na langere tijd, nog voldoende elektronendonoren aanwezig is;
- Nutriënten om te verifiëren dat deze in voldoende mate aanwezig zijn voor groei en onderhoud van de juiste bacteriëncultures.

Daarnaast is door middel van microbiële analyses met behulp van DNA-technieken, de aanwezigheid van het organisme *Dehalococcoïdes* vastgesteld, om het verloop van het aantal organismen vast te stellen. Op de afbeelding hiernaast is een afbeelding opgenomen van de bacterie *Dehalococcoïdes ethenogenes*. Dit is de enige bekende bacterie die in staat is per en tri om te zetten in etheen. *Dehalococcoïdes ethenogenes* heeft een afgeplatte bolvorm, met een diameter van slechts 0,5 µm en een hoogte van 0,1-0,2 µm.



**Figuur 6.2: *Dehalococcoïdes ethenogenes***

*Dehalococcoïdes ethenogenes* kan de laatste dechloreringsstap, van VC naar etheen, alleen cometafobol uitvoeren, dat wil zeggen dat het organisme er geen energie aan ontleent. Omdat deze omzetting voor dit organisme niet efficiënt is, bestaat het gevaar dat de dechlorering bij VC stagneert. Daarom zijn tevens DNA-analyses op het enzym VC-reductase uitgevoerd. Het betreft een experimentele analyse op één variant van dit enzym verkregen uit *Dehalococcoïdes* sp. stam VS.

Naast de bovengenoemde procesparameters zijn ook de concentraties aan verontreinigingen en afbraakprodukten gemonitord om inzicht te krijgen in de daadwerkelijke resultaten van de sanering.

## 7 Resultaten

### 7.1 Algemeen

Een totaaloverzicht van de analysesresultaten is opgenomen in bijlage 2. In de onderstaande paragrafen worden de resultaten geïnterpreteerd aan de hand van de randvoorwaarden voor afbraak, zoals besproken in het vorige hoofdstuk. In de onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven welke parameter inzicht geeft of aan de randvoorwaarde voor afbraak wordt voldaan.

**Tabel 7.1: Randvoorwaarde met analyse parameters**

Randvoorwaarde	Parameter
Redoxchemie	Redoxpotentiaal, nitraat, nitriet, sulfaat, sulfide, ijzer, methaan, zuurstof
Elektronendonor	DOC, waterstof, vluchtige vetzuren, ammonium, geleidbaarheid en kalium (interne tracers)
Dechlorerende bacteriepopulaties	Dehalococcoïdes en VC-reductase
triënten en zuurgraad	pH, fosfaat, calcium, magnesium, natrium, mangaan
Saneringsresultaat	chloorkoolwaterstoffen, etheen, ethaan, chloride

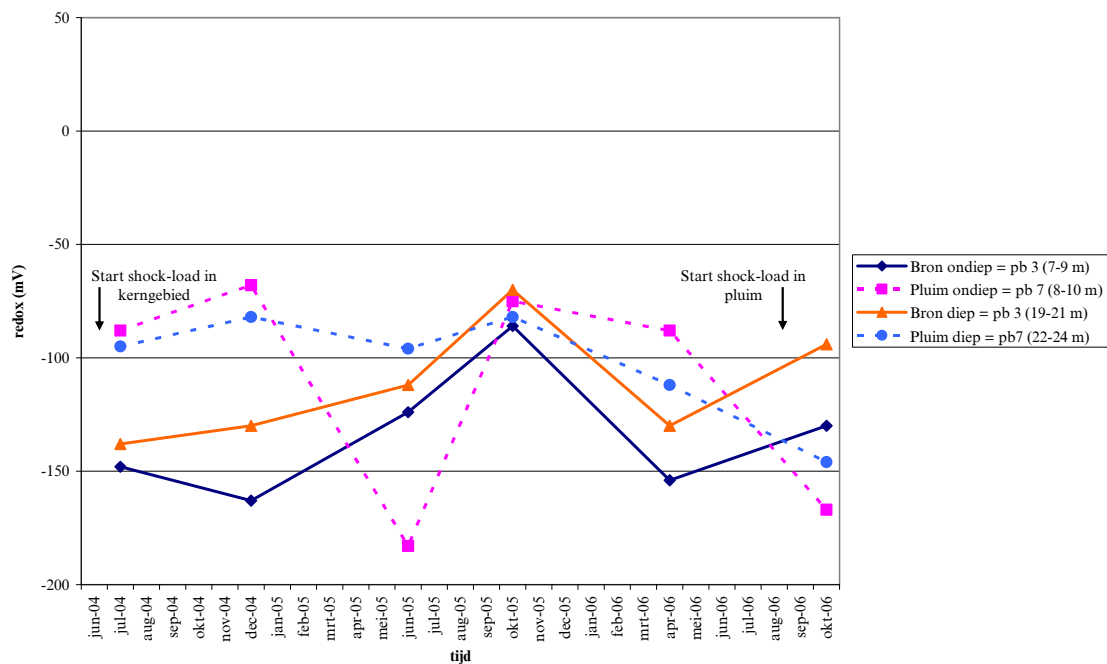
Niet alle parameters worden gepresenteerd in dit hoofdstuk, voor een volledig overzicht wordt verwezen naar bijlage 2 en 3. Daarnaast richt de bespreking zich op het kerngebied (peilbuis 3) en de pluim (peilbuis 7). Bij het opstellen van dit rapport waren nog weinig resultaten (slechts 1 monitoringsronde) bekend van de 2<sup>e</sup> fase.

### 7.2 Redoxomstandigheden

Voorafgaande aan de shock-load dosering met substraat, was al sprake van reducerende omstandigheden. In overeenstemming hiermee vond reeds enige reductieve dechlorering plaats; het proces verliep echter traag door gebrek aan elektronendonor. De redoxcondities zijn gunstig voor afbraak van gechloroerde ethenen als er methanogene omstandigheden heersen. Deze worden gekenmerkt door de afwezigheid van concurrerende electronenacceptoren en de aanwezigheid van meer dan 1 mg/l aan methaan.

Omzettingen die concurreren met de gewenste reductieve dechlorering om het toegevoegde substraat zijn mogelijk met zuurstof, nitraat, ijzer( $\text{Fe}^{3+}$ ), mangaan ( $\text{Mn}^{4+}$ ) en sulfaat als elektronenacceptor (zie § 3.2). Zuurstof en nitraat zijn op de meeste plaatsen niet of nauwelijks aangetroffen, maar sulfaat is wel in relatief hoge concentraties aanwezig. IJzer ( $\text{Fe}^{3+}$ ) en mangaan ( $\text{Mn}^{4+}$ ) zijn meestal als vaste stof aanwezig. Deze gehalten zijn niet gemeten.

Toediening van de overdosis protamylase toegevoegd aan het grondwater heeft in het kerngebied niet tot de verwachte verdere daling van de redoxpotentiaal geleid. Na verloop van tijd stijgt de redoxpotentiaal zelfs enigszins (zie figuur 7.1). Dit kan het gevolg zijn van het vrijkomen van electronenacceptoren uit de pure protamylase.



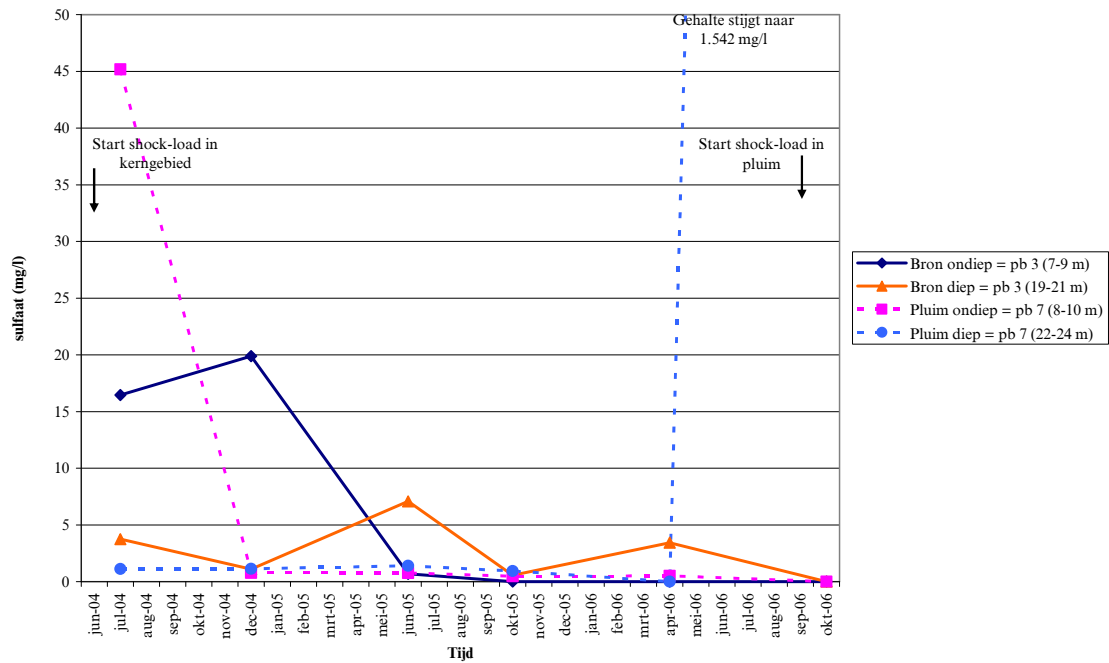
**Figuur 7.1: Verloop redoxpotentiaal in kerngebied en pluim**

In het brongebied neemt de concentratie van ijzer-totaal en ijzer( $\text{Fe}^{2+}$ ) in de filters 7-9 en 19-21 m -mv van peilbuis 3 direct na de eerste injectie met ruwweg een factor 10 toe (zie bijlage 2). De mangaanconcentratie stijgt in het ondiepe filter met een factor 3. In het diepste filter nemen de concentraties van deze stoffen licht toe, hetgeen kan duiden op enige beïnvloeding door de injectie. Een duidelijke toename van ijzer vindt plaats in peilbuis 7 (met een factor 10 op een diepte van circa 9 m -mv). Aangezien deze peilbuis op enige afstand van het eerste injectiegebied gelegen, is het aannemelijk dat dit veroorzaakt wordt door transport van in het injectiegebied in oplossing gekomen ijzer. De concentraties opgelost ijzer nemen op veel plaatsen buiten het brongebied in de loop van de monitoring wat toe, maar zo gering dat niet kan worden geconcludeerd dat dit een gevolg is van de injectie. De concentraties opgelost mangaan variëren van plaats tot plaats en in de tijd maar de orde van grootte blijft op de meeste plaatsen gelijk.

Na de aanvankelijke toename stabiliseren de concentraties zich of nemen weer af. Op basis hiervan wordt geconcludeerd dat al het in de bodem aanwezige ijzer ( $\text{Fe}^{3+}$ ) en mangaan ( $\text{Mn}^{4+}$ ) in het injectiegebied eind 2004 reeds is gereduceerd. Reductie van ijzer en mangaan vindt vanaf die tijd niet meer plaats en is gedurende de verdere sanering geen concurrerend proces voor de reductieve dechlorering van de chloorkoolwaterstoffen. Na de tweede injectie zijn ijzer en mangaan niet meer opgenomen in het analysepakket van de monitoring.

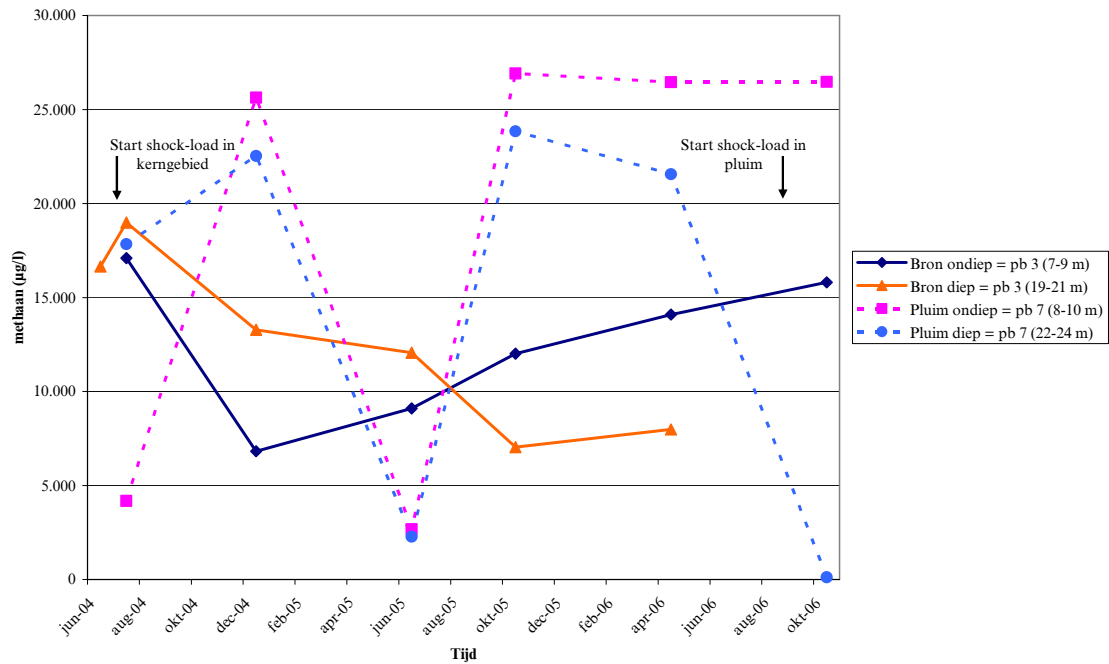
In figuur 7.2 is het verloop van de sulfaatconcentraties weergegeven: de volgende met het proces van reductieve dechlorering concurrerende elektronenacceptor. Hieruit blijkt dat de sulfaatconcentraties in het ondiepe brongebied, maar ook in het nabije deel van de pluim, direct na de injectie snel dalen. Elders op de locatie worden de sulfaatconcentraties niet beïnvloed. Ook in het diepe brongebied, op 20 m -mv, blijft sulfaat, ondanks de elektronendonorinjectie, in relatief hoge concentraties aanwezig. Dat betekent dat sulfaatreductie in deze laag een rol blijft spelen en met de reductieve dechlorering van chloorkoolwaterstoffen kan blijven concurreren.

De sterke toename van de sulfaatconcentratie in de pluim aan het eind van de monitoring is het gevolg van de nabije dosering van sulfaathoudend substraat in het kader van de 2<sup>e</sup> injectieronde. Op basis van de na de 1<sup>e</sup> injectieronde verkregen monitoringsresultaten mag worden aangenoemen dat het hier een tijdelijke toename betreft: het sulfaat wordt snel verbruikt.



**Figuur 7.2: Verloop sulfaatconcentraties in kerngebied en pluim**

In figuur 7.3 is het verloop van de methaanconcentraties weergegeven. Methaangehalten in het brongebied variëren maar blijven op het gewenste niveau.

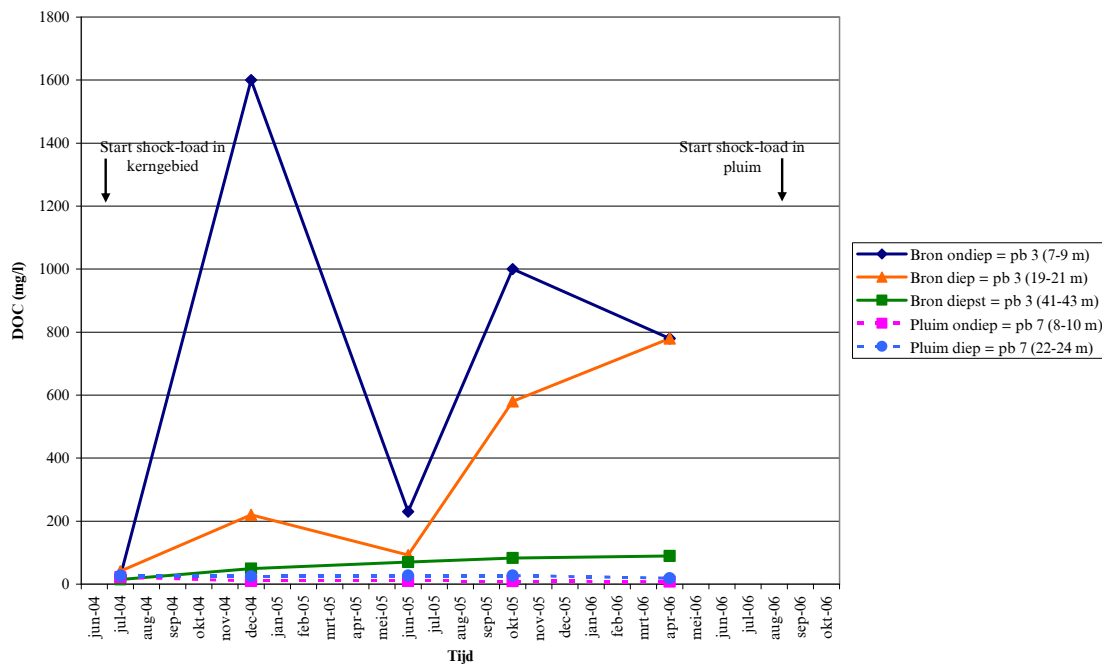


**Figuur 7.3: Verloop methaangehalten in kerngebied en pluim**



### 7.3 Verspreiding substraat

De verspreiding en beschikbaarheid van substraat is gemeten aan de hand van de concentratie van DOC (Dissolved Organic Carbon; in grondwater opgeloste organische koolstof). Het verloop van deze parameter is weergegeven in figuur 7.4.

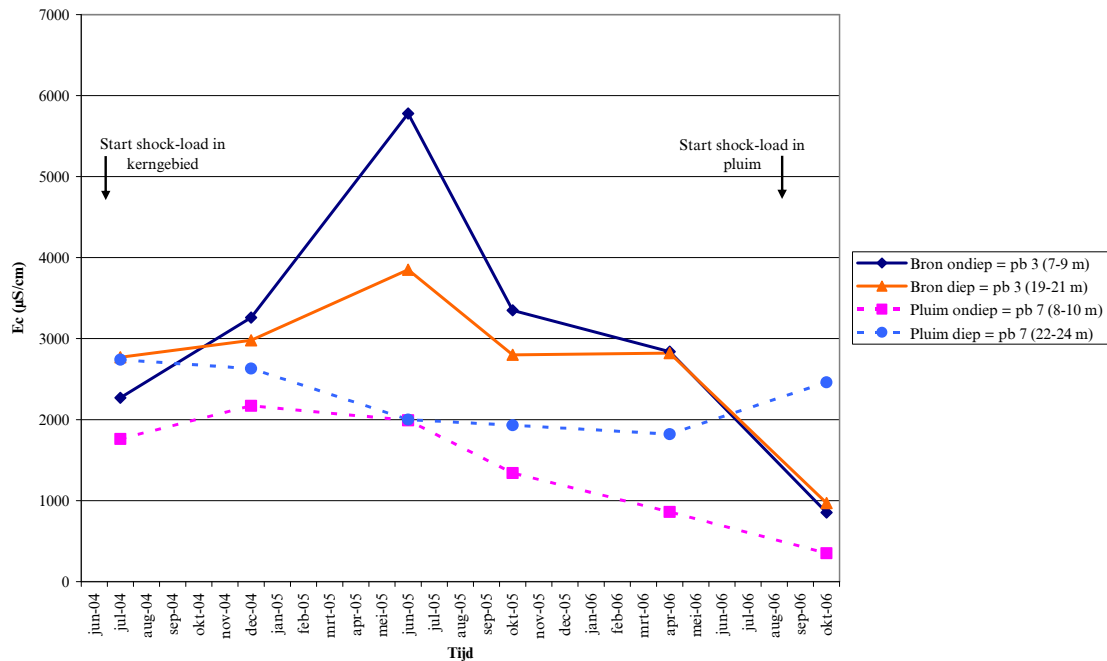


**Figuur 7.4:** Verloop DOC in kerngebied en pluim

Door het oplossen van de pure protamylasse neemt het DOC-gehalte in het kerngebied sterk toe. Ruim een jaar na de shock-load dosering bedraagt het DOC-gehalte in het kerngebied circa 600 à 1000 mg/l. Deze aanzienlijke toename in het DOC-gehalte is gunstig voor het afbraakproces. Uit de metingen blijkt dat in de kern de DOC-concentraties in de ondiepe bodemlaag na dosering weer geleidelijk afnemen, terwijl in de diepere laag de concentraties toenemen in de loop van de tijd.

Uit de DOC-gehalten in de pluim blijkt dat horizontaal nauwelijks transport van de protamylasse is opgetreden. Verticaal is wel duidelijk verspreiding opgetreden; het soortelijk gewicht van het substraat is groter dan dat van water. Op 41-43 m –mv stijgt het DOC-gehalte van 15 mg/l bij aanvang van de shock-load dosering tot 89 mg/l na circa 1,5 jaar. Hierbij wordt opgemerkt dat op deze diepte niet is geïnjecteerd.

Tijdens het bemonsteren van de peilbuizen zijn onder andere veldmetingen op geleidbaarheid uitgevoerd. De natuurlijke achtergrondwaarde (referentie-peilbuis 1) bedraagt circa 1500 à 2300  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Een jaar na de shock-load dosering is de geleidbaarheid ter plaatse van peilbuis 3 toegenomen tot 3900 à 5800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (zie figuur 7.5). Deze stijging is te verklaren door een toename aan kationen en anionen door de toediening van protamylasse.



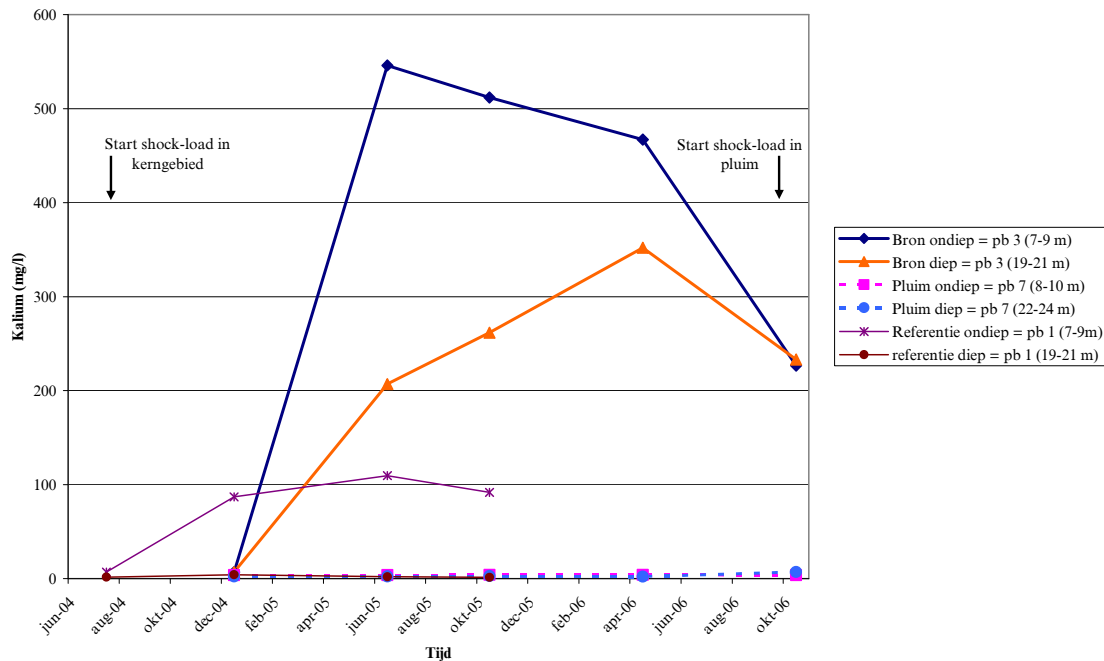
**Figuur 7.5: Verloop geleidbaarheid in kerngebied en pluim**

In de pluim neemt de geleidbaarheid toe nadat ook in de pluim protamylasse geïnjecteerd is.

Eén van de kationen die in hoge concentraties in protamylasse aanwezig is, is kalium (9-10 %). Omdat kalium niet wordt afgebroken, kan het mogelijk gebruikt worden om de verspreiding van protamylasse vast te stellen. Het natuurlijke achtergrondgehalte (referentiepeilbuis 1) bedraagt circa 90 mg/l op ± 8 m –mv en circa 3 mg/l op ± 20 m –mv. Uit de grafiek (fig. 7.6) blijkt dat na een jaar een sterke stijging optreedt in het kaliumgehalte in het kerngebied. Verspreiding naar de pluim treedt niet op. De lange tijd tussen de shock-load dosering en stijging van het kaliumgehalte, duidt er mogelijk op dat gedurende het eerste jaar het kalium wordt uitgewisseld tegen andere kationen en wordt vastgelegd in de bodemmatrix.

Op 41-43 m –mv diepte is een geringe stijging in het kaliumgehalte waargenomen. Van 20 mg/l in december 2004 tot 43 mg/l in april 2006. Door het zoet-brak grondwater op die diepte is geen eenduidig effect van de substraat toediening op de geleidbaarheid waarneembaar.

De trend tussen het verloop van de geleidbaarheid en het kaliumgehalte kent overeenkomsten. Doordat andere bodemprocessen echter een rol spelen bij de meetbaarheid van kalium, is kalium geen goede tracer.

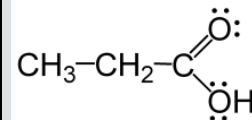


Figuur 7.6: Verloop kaliumconcentraties

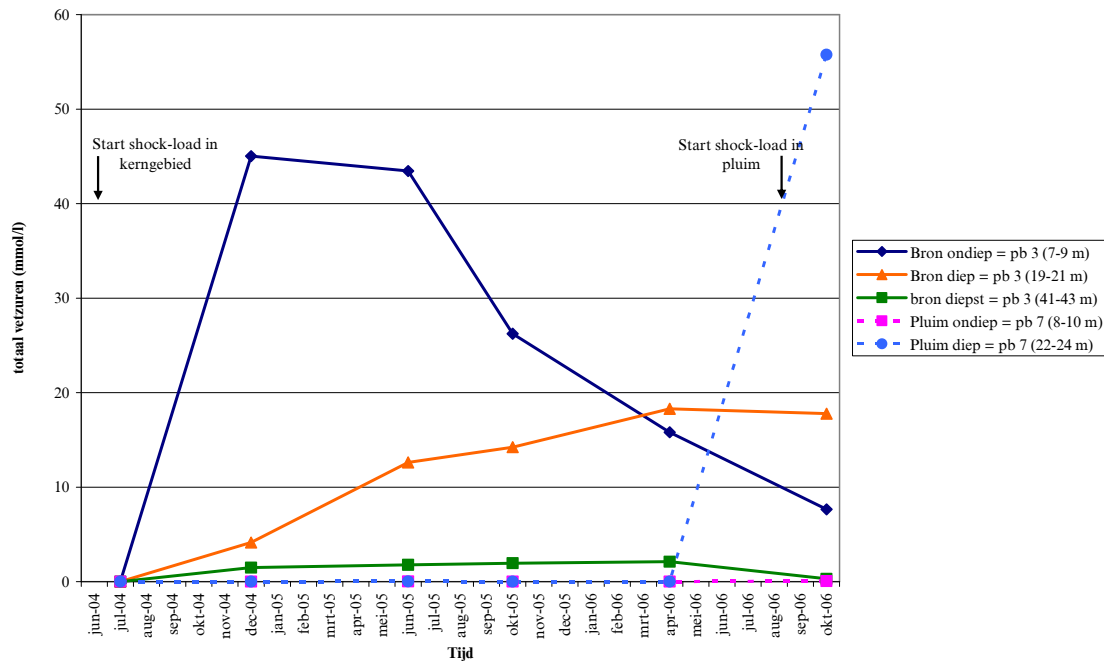
#### 7.4 Afbraak van protamylasse

Na de injectie van protamylasse, wordt het substraat afgebroken. Bij de biologische afbraak van de in de protamylasse aanwezige suikers en eiwitten, worden vluchtige vetzuren als intermediaire afbraakproducten gevormd. In protamylasse zijn organische zuren aanwezig, zoals melkzuur, oxaalzuur, appelzuur, citroenzuur en azijnzuur (vormt circa 8% van het aanwezige CZV in protamylasse). Bij de biologische afbraak worden met name vluchtige vetzuren gemaakt, zoals azijnzuur, propionzuur, (iso-)boterzuur en (iso-)valeriaanzuur gevormd. Deze vetzuren zijn zeer geschikt als brandstof voor de afbraak van gechlorideerde koolwaterstoffen.

Vetzuren zijn organische carbonzuren met een keten van tenminste twee koolstofatomen en een carboxylgroep. Het kleinste vetzuur is derhalve propionzuur, waarvan de structuurformule hiernaast is weergegeven.



In figuur 7.7 is het totaalgehalte aan vluchtige vetzuren uitgezet. De vetzuren hebben zich in geringe mate verspreid naar het zoet-brakke grondwater op 42 m -mv. In horizontale richting is geen verspreiding opgetreden naar de pluim van de verontreiniging. In het ondiepe brongebied nemen de vetzuurconcentraties aan het eind van de meetperiode duidelijk af. Gezien het gemeten verloop aan opgeloste organische stof (steeds hoge DOC) is het echter niet aannemelijk dat de elektronendonoorvoorraad in deze laag al sterk afneemt. Het ligt meer voor de hand dat de productie van vetzuren uit de protamylasse nog niet in evenwicht is met het verbruik. Het effect van de 2<sup>e</sup> injectieronde is goed waarneembaar door een sterke stijging van de vetzuurconcentraties in de pluim (in de directe nabijheid van kernpeilbuis 3 is niet opnieuw geïnjecteerd).

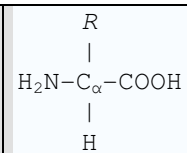


**Figuur 7.7: Verloop totaalgehalte vluchtige vetzuren**

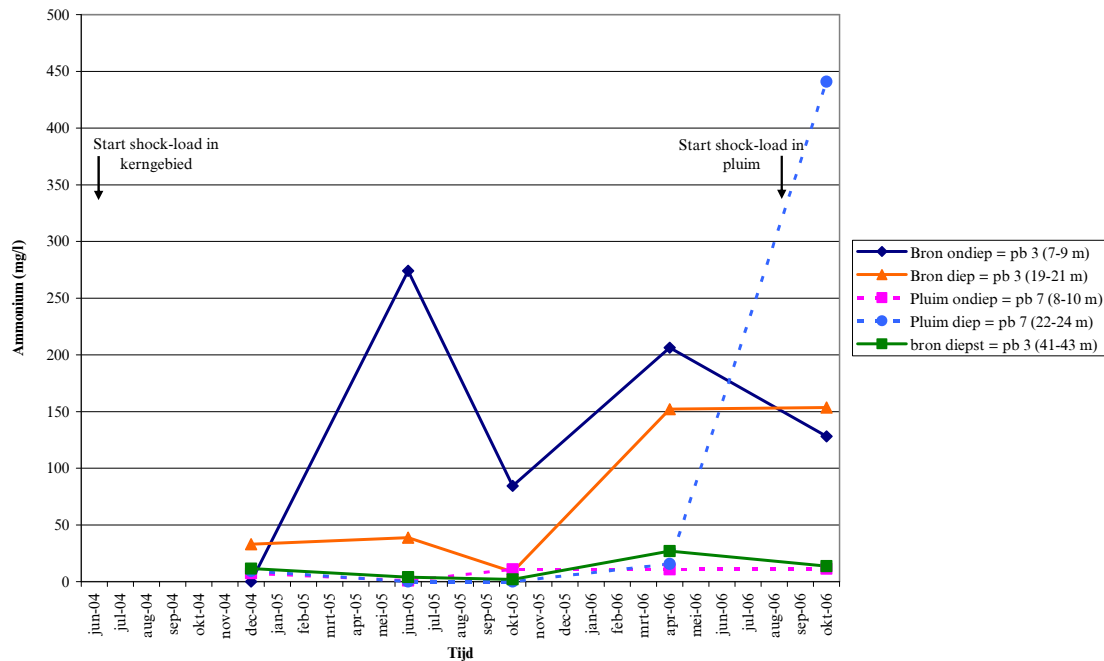
### Ammonium

Naast suikers en organische zuren bevat protamylase ook ruwe eiwitten en aminozuren. Deze eiwitten en aminozuren worden snel afgebroken tot vluchtige vetzuren door afsplitsing van een aminegroep.

Een aminozuur is een organische verbinding die zowel een carboxylgroep (-COOH) als een aminegroep (-NH<sub>2</sub>) bezit. De algemene formule voor een α-aminozuur is R-CH(NH<sub>2</sub>)-COOH.



De amine-groep wordt onder zuurstofloze omstandigheden verder afgebroken tot ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Het grondwater op de locatie bevat van nature (referentiepeilbuis 1) concentraties aan ammonium variërend van 3 tot 38 mg/l op circa 8 m –mv en 0 tot 13 mg/l op circa 20 m –mv. Een klein jaar na de shock-load dosering met protamylase bedraagt het ammoniumgehalte in de kern van de verontreiniging 274 mg/l. Een duidelijke stijging die, omdat naast protamylase geen additionele nutriënten zijn toegevoegd, het gevolg is van de afbraak van protamylase. In figuur 7.8 is het verloop van ammonium uitgezet.



**Figuur 7.8: Verloop ammoniumconcentraties**

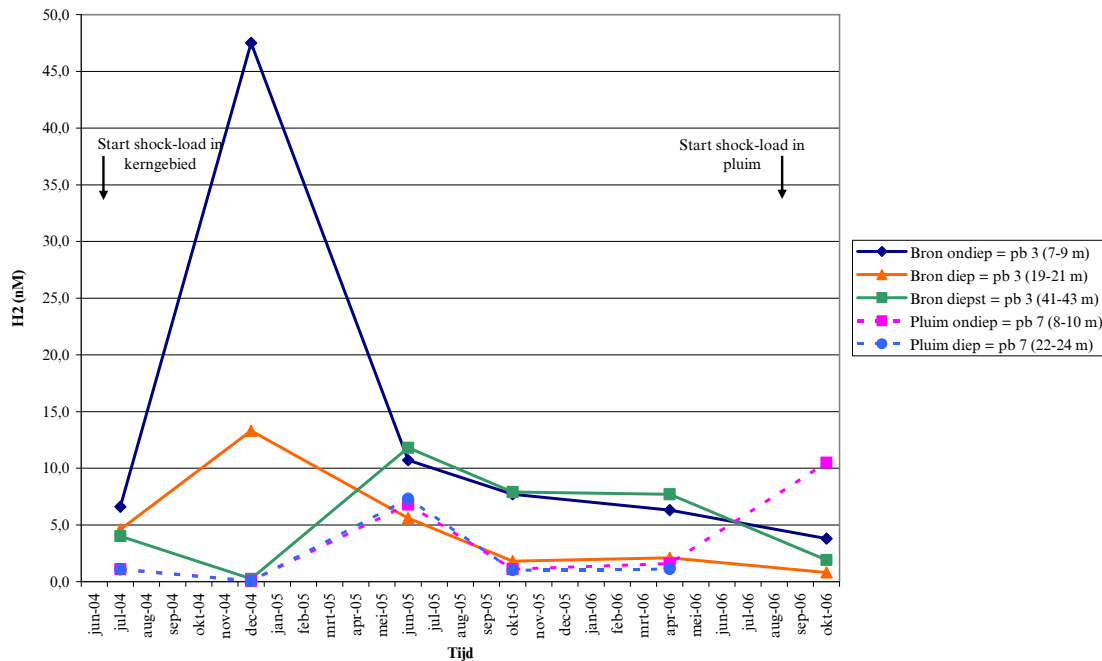
In verticale richting is na circa 1,5 jaar een geringe toename aan ammonium gemeten op circa 42 m –mv. Dit duidt op verspreiding van (de afbraakproducten van) protamylasse naar beneden, zoals ook aangetoond in de concentraties aan vetzuren en DOC.

Uit de resultaten blijkt dat in het bodemsysteem ter plaatse voldoende stikstof aanwezig is voor de instandhouding van een vitale microbiële populatie. Hetzelfde geldt voor de overige nutriënten (zie bijlage 2).

#### Waterstof

Bij de afbraak van de vetzuren in de protamylasse komt waterstof vrij. Waterstof is de uiteindelijke elektronendonor die nodig is voor de afbraak van de chloorkoolwaterstoffen (zie figuur 4.1). In figuur 7.9 is het verloop van de waterstofconcentratie weergegeven.





**Figuur 7.9: Verloop waterstofconcentraties**

Het verloop van de waterstofconcentratie vertoont in de eerste periode grote gelijkenis met het verloop in DOC. Uit de grafiek (figuur 7.9) blijkt dat na injectie van het substraat de waterstofconcentraties gestegen zijn. Door het verbruik van waterstof is vervolgens weer een afname te zien, waarna vorming uit vetzuren en verbruik op een evenwichtsniveau uitkomen. In het kerngebied is ondiep het evenwichtsniveau (circa 5 nM) ruimschoots voldoende voor reductieve dechlorering van chloorkoolwaterstoffen.

Op circa 20 m diepte dalen de waterstofconcentraties na een jaar echter tot rond de gewenste ondergrens (<2 nM). Aangezien een ruime voorraad organische stof (DOC) in de bodem aanwezig is en deze, getuige de gemeten vetzuurconcentraties, ook geschikt is als elektronendonor, is blijkaar het waterstofverbruik bij de reductieve dechlorering en concurrerende processen – op basis van de in § 7.2 besproken monitoringsresultaten in dit geval sulfaatreductie – te groot.

Uit de gegevens blijkt dat ook verspreiding in de verticale richting is opgetreden. Na een jaar is een verhoging in de waterstofconcentratie te zien op 41-43 m –mv. De stijging in waterstof is duidelijker waarneembaar dan de stijging in DOC, vetzuren en ammonium. Stofeigenschappen in combinatie met bodemeigenschappen spelen hierbij een rol.

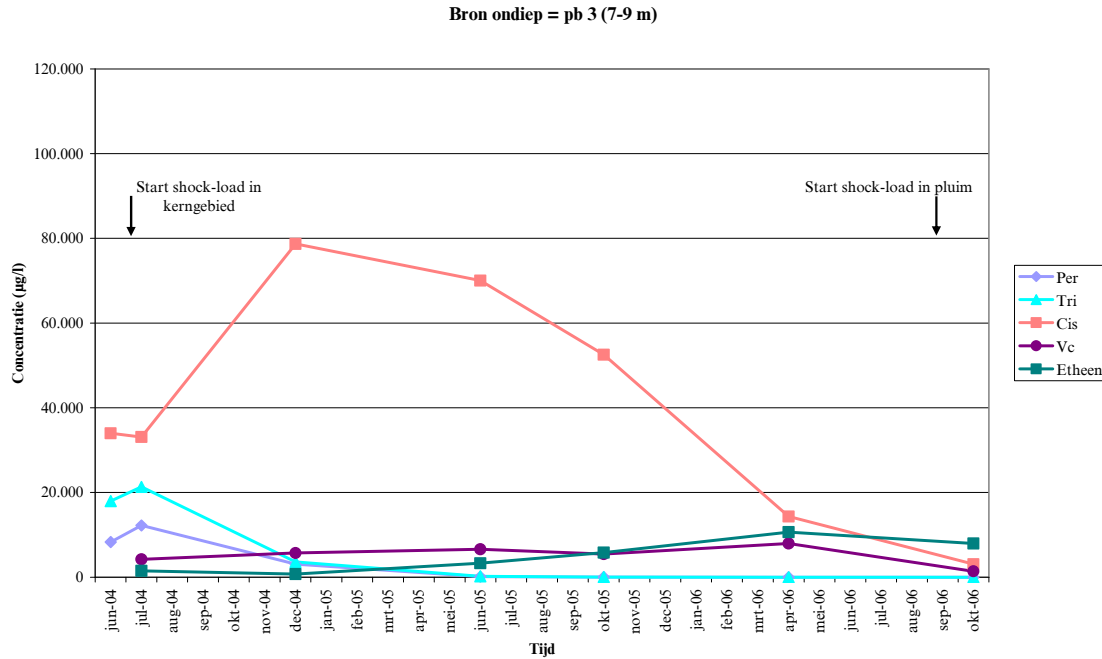
De tweede injectie leidt op de meeste plaatsen in de pluim (voor zover gemeten) tot het gewenste concentratieniveau.

## 7.5 Verloop van de anaërobe afbraak

### Verloop afbraak gechlloreerde ethenen

Door de shock-load dosering zijn optimale omstandigheden gecreëerd voor de afbraak van de gechlloreerde koolwaterstoffen in de ondiepe en de diepe watervoerende lagen. Op 20 m diepte zijn de optimale condities niet bereikt: relatief weinig waterstof, nog resten sulfaat.

In de onderstaande grafieken is het resulterende verloop van de concentraties Per, Tri, Cis en VC in het kerngebied weergegeven.



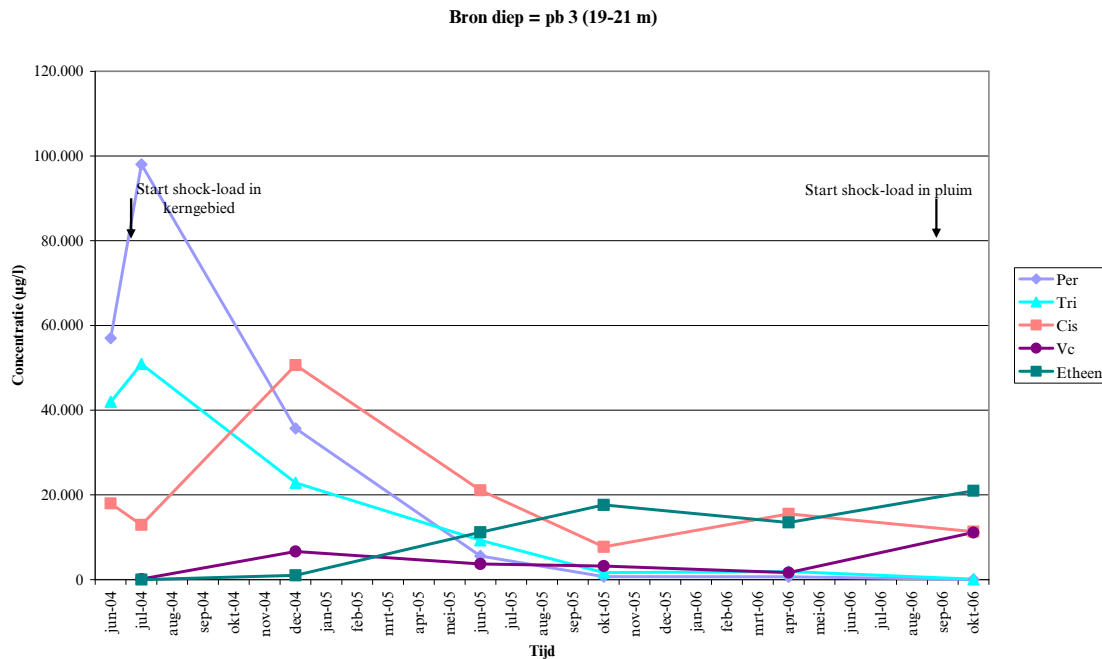
**Figuur 7.10: Verloop concentraties aan chloorkoolwaterstoffen in het brongebied op 7-9 m -mv**

Bij aanvang van de substraattoediening in het kerngebied was ondiep al sprake van omzetting van Per en Tri naar Cis. Vinylchloride werd echter nauwelijks gevormd. Direct na de shock-load dosering is een sterke daling van Per en Tri en een sterke stijging van het afbraakproduct cis te zien. Ook de concentratie aan Vc neemt toe. Na een jaar zijn de concentraties aan Tri al gedaald tot onder de interventiewaarde. Na 2 jaar zijn de uitgangsubstanties Per en Tri niet meer meetbaar.

Ook de concentraties van de afbraakproducten dalen na 1,5 jaar weer.

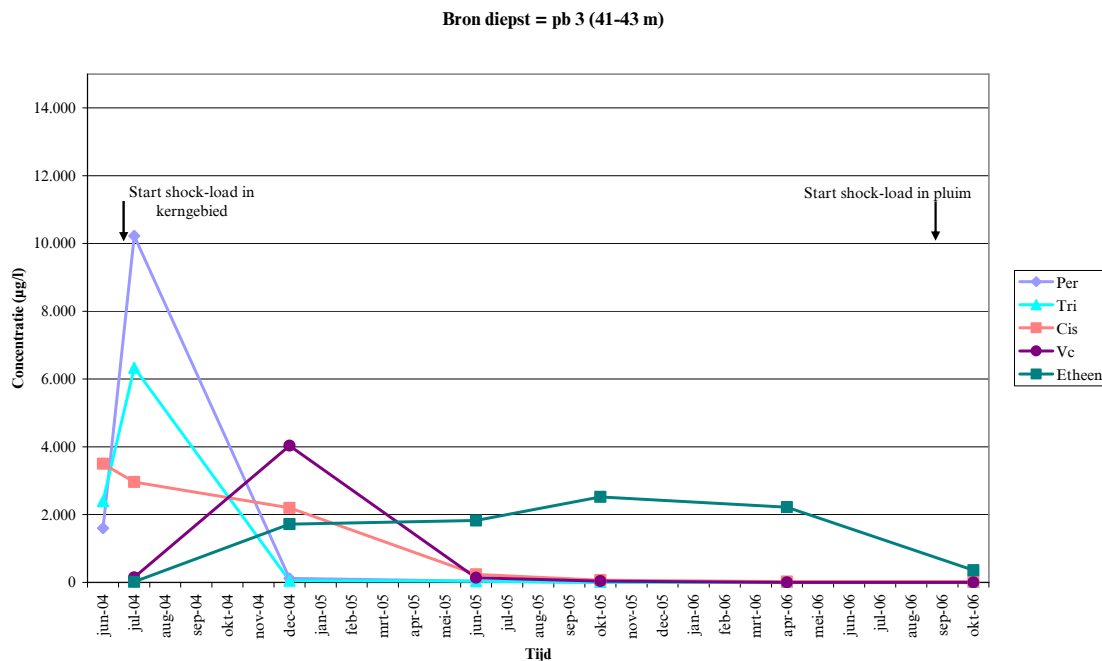
Een sterke afname aan Cis en Vc is ook te zien bij de ondiepe filters 6 en 7. Per en tri zijn, circa 1,5 jaar na start van de 1<sup>e</sup> fase, bij deze filters niet aangetroffen. In bijlage 3 wordt de verontreinigingssituatie weergegeven.

De sterke afname aan Per en Tri is ook te zien in het diepere grondwater op 19-21 m -mv (figuur 7.11). Opvallend is hierbij de relatief sterke toename aan Vc na 2 jaar, volgend op een cispiek na ruim 1½ jaar. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het niet bereiken van de optimale geochemische condities in deze laag: met name de sulfaatconcentraties bleven te hoog en de concentratie direct beschikbare elektronendonoren (waterstof) werd na circa 1 jaar te laag. In de overige monitoringspeilbuizen in het kerngebied (F6 en F7) is wel een afname aan Vc geconstateerd.



**Figuur 7.11: Verloop concentraties aan chloorkoolwaterstoffen in het brongebied op 19-21 m -mv**

In het zoet-brakke grondwater dieper dan circa 20 m –mv is geen substraat geïnjecteerd (figuur 7.12). Uit de DOC-, waterstof- en vetzurengehalten op circa 42 m –mv blijkt dat verticale verspreiding is opgetreden van (de afbraakprodukten van) protamylase. Ook de afbraak van de verontreinigingen geeft aan dat omstandigheden gecreëerd zijn waarbij ook op 42 m omzetting kan plaatsvinden. Na een jaar zijn Per en Tri niet meer aanwezig op 42 m –mv. Na 2 jaar wordt vinylchloride niet meer aangetroffen en resteert slechts nog een lage concentratie aan cis.



**Figuur 7.12: Verloop concentraties aan chloorkoolwaterstoffen in het brongebied op 41-43 m -mv**

Zoals ook blijkt uit de overige parameters, treedt geen aantoonbare horizontale verspreiding van het substraat of de afbraakproducten ervan op. De concentraties aan chloorkoolwaterstoffen blijven in de pluim (peilbuis 7) na de injectie in het brongebied dus ook praktisch ongewijzigd.

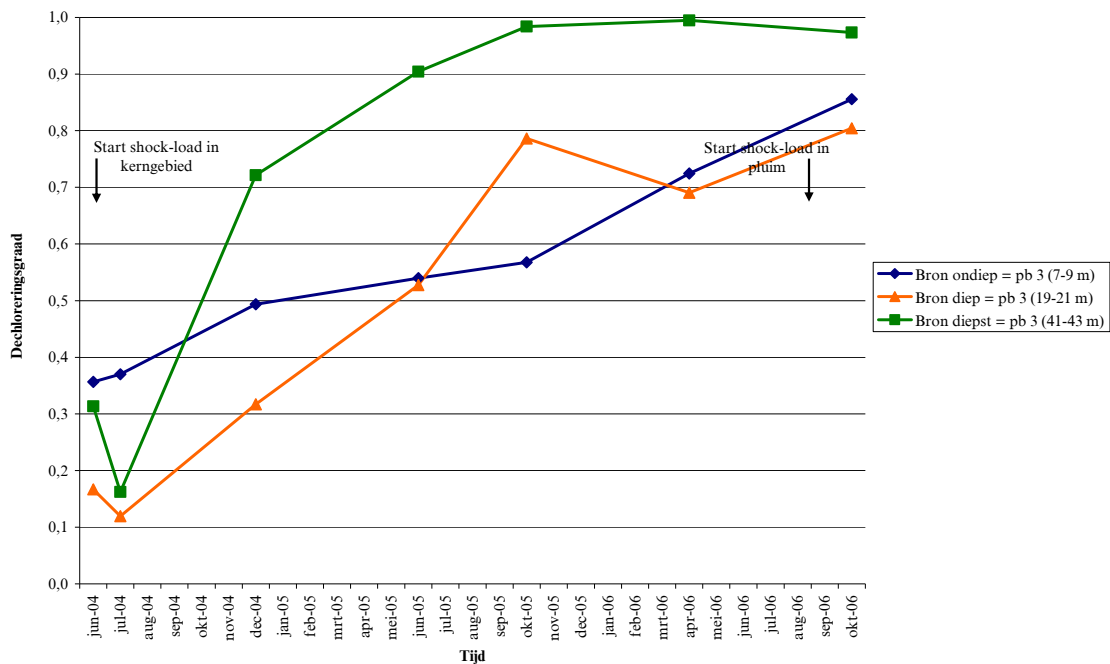
Om het verloop van de biologische afbraak van de chloorkoolwaterstoffen inzichtelijk te maken is de dechloreringsgraad voor de chloorethenen berekend en het verloop daarin vastgesteld. In figuur 7.13 is dit voor het kerngebied weergegeven.

#### Intermezzo dechloreringsgraad

De dechloreringsgraad geeft aan in welke mate afbraak van gechloreerde ethenen heeft plaatsgevonden. De dechloreringsgraad is als volgt geformuleerd (concentraties in mol/l):

$$\frac{[\text{TCE}] + 2[\text{DCEs}] + 3[\text{VC}] + 4[\text{etheen}] + 4[\text{ethaan}]}{4 * ([\text{PCE}] + [\text{TCE}] + [\text{DCEs}] + [\text{VC}] + [\text{etheen}] + [\text{ethaan}])} * 100\%$$

De dechloreringsgraad is 100% als de oorspronkelijke chloorethenen verontreiniging is omgezet in etheen of ethaan. Voor een betrouwbare uitkomst dient de som van de afbraakproducten van de gechloreerde ethenen groter te zijn dan 5 µg/l.



**Figuur 7.13: Ontwikkeling dechloreringsgraad in kerngebied**

De dechloreringsgraad bereikt in het kerngebied voor het behandelde traject tussen 7 en 21 m -mv een score van 80% à 85% (figuur 7.13). In het onbehandelde gebied onder de bron (> 25 m -mv) is de dechlorering nagenoeg volledig. Belangrijk is de constatering dat de dechloreringsgraad in de ondiepe zandlaag (7-9 m -mv) na 2 jaar nog steeds verder stijgt, terwijl deze in de diepere zandlaag (19-21 m -mv) na 1½ jaar min of meer constant blijft. Dit is een indicatie dat de afbraak hier stagneert. In tabel 7.2 zijn de dechloreringsgraden voor alle bemonsterde peilbuizen opgenomen.

De resultaten geven aan dat volledige afbraak tot ongechloreerde koolwaterstoffen door alleen toediening van protamylase kan worden gerealiseerd.

Tabel 7.2: Dechlorering in de peilbuizen en filters

Locatie	Peilbuizen en filters	Dechlorering						
		1 <sup>e</sup> fase 19-07 t/m 23-08 2004				2 <sup>e</sup> fase 11-09 t/m 18-10 2006		
		29-6-04	14-07-04	14-12-04	1-06-05	11-10-05	11-04-06	24-10-06
Bron	pb 3 (7-9 m)	36%	37%	49%	54%	57%	72%	86%
	pb 3 (19-21 m)	17 %	12%	32%	53%	79%	69%	80%
	pb 3 (41-43 m)	31%	16%	72%	90%	98%	99%	97%
	F6 (10 m)						97%	100%
	F6 (23 m)						100%	97%
	F7 (10 m)						65%	67%
	F7 (23 m)						66%	94%
Pluim	Pb 7 (8-10 m)	nb	13%	43%	34%	33%	37%	51%
	Pb 7 (22-24 m)	31 %	37%	43%	42%	39%	39%	33%
	Pb 7 (38 m)	33%		11%	25%	97%	86%	83%
	F8 (10 m)						62%	70%
	F8 (23 m)						98%	49%
	F9 (10 m)						37%	100%
	F9 (23 m)						66%	nb
Lateraal	Pb 2 (7-9 m)	nb	100%	nb	nb	nb	nb	
	Pb 2 (19-21 m)	nb	nb	nb	nb	nb	nb	
	Pb 4 (7-9 m)	nb	14%	14%	nb	nb	nb	nb
	Pb 4 (21-23 m)	nb	24%	12%	32%	50%	50%	24%
	Pb 10 (8-10 m)		98%	100%	100%	100%	100%	100%
	Pb 10 (21-23 m)		nb	nb	nb	nb	nb	nb
	pb 11 (9-11 m)	nb						
	pb 11 (21-23 m)	nb						
Monitoringslijn	pb 12 (8-10 m)	nb	90%	100%	100%	100%	100%	
	pb 12 (20-22 m)	nb	89%	100%	nb	100%	100%	
	pb 12 (42 m)	nb		25%	nb	nb	nb	
	pb 12 (49 m)	nb		nb	nb	nb	nb	
	F10 (10 m)						100%	100%
	F10 (23 m)						52%	69%
Referentie	Pb 1 (7-9 m)		nb	nb	nb	nb	nb	
	Pb 1 (19-21 m)		nb	nb	nb	nb	nb	

Nb =niet betrouwbaar (som afbraakproducten < 5 µg/l) of niet te bepalen (noemer in formule is 0)

#### Verloop afbraak gechloreerde ethanen

1,1,1-TCA, in het ondiepe brongebied aangetroffen in een maximale concentratie van circa 300 µg/l, verdwijnt vrijwel geheel (zie bijlage 2). 1,1-DCA, het eerste omzettingsproduct dat via anaërobe dechlorering ontstaat, neemt hier in concentratie toe van circa 4.000 µg/l naar 7.000 µg/l en vervolgens af naar circa 2.000 µg/l. De concentratie van het volgende omzettingsproduct chloorethaan (CA) stijgt van circa 50 µg/l naar circa 1.000 µg/l. Getuige de relatief hoge concentraties van ethaan, het niet-gechloreerde eindproduct, oplopend tot circa 700 µg/l, betreft het hier volledige reductieve dechlorering van chloorethanen.

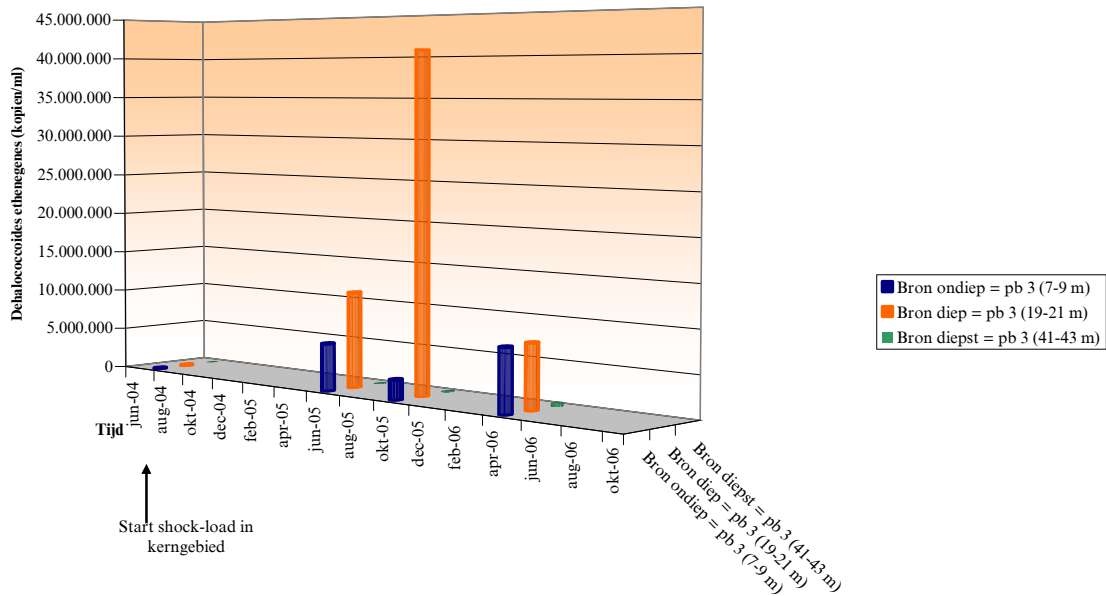
Ook elders zijn zowel binnen het kerngebied (met name F7) als daarbuiten (met name F8) relatief hoge concentraties van 1,1-DCA aangetroffen (zie bijlage 2). Hier duiden relatief hoge CA-en/of ethaanconcentraties eveneens op afbraak.

Opmerkelijk zijn de voor deze locatie uitzonderlijk hoge concentraties aan CA en ethaan in peilbuis 10 (8-10 m –mv; zie bijlage 2). Waarschijnlijk zijn dit restanten van een plaatselijke verontreiniging met 1,1,1-TCA die inmiddels is afgebroken.



## 7.6 Ontwikkeling chloorethenen afbrekende bacteriepopulaties

De ontwikkeling van de specifiek chloorethenen afbrekende bacteriepopulatie is gemonitord door het uitvoeren van kwantitatieve analyses op *Dehalococcoïdes*. Bij aanvang van de injectie met substraat was deze bacterie al aanwezig in concentraties variërend van 11.000 tot 28.000 kopieën/ml in de kern van de verontreiniging. De aanwezigheid van dit organisme geeft aan dat de microbiële populatie in staat is tot afbraak van de gechloreerde ethenenverontreiniging. Deze afbraak vond al plaats voor injectie met het substraat.



**Figuur 7.14:** Aantallen *Dehalococcoïdes*

Een jaar na de shock-load dosering is de kolonie *Dehalococcoïdes* explosief gegroeid, met name in het diepere grondwater. De injectie in het kerngebied heeft geen effect op de groei aan bacteriën in de pluim, zoals ook op basis van andere metingen verwacht werd. In tabel 7.3 wordt een overzicht gegeven van de ontwikkeling aan *Dehalococcoïdes* in alle bemonsterde peilbuizen.

De aantallen aan dechlorerende micro-organismen zijn in het kerngebied toegenomen tot maximaal 40.700.000 kopieën/ml, ruim een jaar na de shock-load dosering. Gezien de opgetreden afbraak van chloorkoolwaterstoffen, zoals eerder geschetst, lijkt het aantal micro-organismen voldoende voor een snelle en efficiënte omzetting van de chloorkoolwaterstoffen.

In het ondiepe brongebied stijgt, met een tussentijdse terugval, het aantal van de gewenste organismen gestaag. Het aantal organismen stijgt in het diepe brongebied aanvankelijk nog veel sterker, maar valt na circa 1½ jaar fors terug. Deze terugval volgt op het zakken van de concentratie direct beschikbare elektronendonor (waterstof) na circa 1 jaar tot onder het gewenste minimum. Dat laatste kan, naast het negatieve effect van sulfaatreductie (zie § 7.2), mede een gevolg zijn van de geconstateerde snelle initiële microbiële groei. De daaropvolgende daling in aantallen *Dehalococcoïdes* valt samen met het niet verder toenemen van de dechloreringsgraad. Dit duidt op een aanhoudende stagnatie van de dechlorering als gevolg van verminderde vitaliteit van de bacteriepopulatie veroorzaakt door een gebrek aan goed beschikbare elektronendonor.

Ook in het grondwater op 42 m –mv is een toename geconstateerd in de aantallen *Dehalococcoides*. De aantallen zijn aanzienlijk minder (maximaal 361.800 kopieën/ml) maar voldoende voor volledige afbraak van de chloorkoolwaterstoffenverontreiniging (totaal circa 20.000 µg/l) op die diepte.

Bij aanvang van de shock-load dosering, zijn *Dehalococcoides* met het enzym VC-reductase nauwelijks aanwezig. Het verloop van het aantal genkopieën VC-reductase-DNA komt overeen met het verloop van *Dehalococcoides*-DNA, alleen betreft het lagere aantallen. In de periode na injectie stijgt het aantal genkopieën van het enzym in het brongebied tot maximaal 2.500.000 kopieën/ml. Deze aantallen zijn, op basis van de concentraties aan vinylchloride, voldoende voor de afbraak van Vc. Dit duidt op duurzame volledige dechlorering van chloorkoolwaterstoffen.

Elders op de locatie zijn de aantallen *Dehalococcoides* meestal zeer laag (enkele honderden tot duizenden) zodat afbraak van de chloorkoolwaterstoffen hier traag zal verlopen. Rondom het kerngebied is geen duidelijke groei van aantallen *Dehalococcoides* waargenomen met uitzondering van de relatief dicht bij het injectiegebied gelegen peilbuizen 2 en 7. Aangezien het grondwater ter plaatse van peilbuis 2 verder niet beïnvloed lijkt door de injectie en hier geen chloorkoolwaterstoffen zijn aangetroffen, betreft het hier waarschijnlijk transport van micro-organismen.

**Tabel 7.3: Groei *Dehalococcoides ethenogenes* en *Dehalococcoides* met VC-reductase tijdens de 1<sup>e</sup> fase**

Locatie	Peilbuizen en filters	aantallen kopieën per ml							
		14-07-04		1-06-05		11-10-05		11-04-06	
		DE	VC-r	DE	VC-r	DE	VC-r	DE	VC-r
Bron	Pb 3 (7-9 m)	11.250	145	5.652.857	307.073	2.352.500	80.216	7.535.269	198.322
	Pb 3 (19-21 m)	27.857	0	11.492.857	1.645.630	40.700.000	2.487.901	7.644.545	369.326
	Pb 3 (41-43 m)	175	0	34.512	575	127.800	2.845	361.800	15.028
Pluim	Pb 7 (8-10 m)	610	15					312	1
	Pb 7 (22-24 m)	6.982	6					41.260	13
Lateraal	Pb 2 (7-9 m)	0	9					218	17
	Pb 2 (19-21 m)	600	0					2.380	46
	Pb 4 (7-9 m)	810	12					143	17
	Pb 4 (21-23 m)	1.991	23					715	15
	Pb 10 (8-10 m)	0	9					43	8
	Pb 10 (21-23 m)	249	94					0	8
Monitoringslijn	Pb 12 (8-10 m)	1.991	0					2.608	0
	Pb 12 (20-22 m)	1.180	43					1.886	21
Referentie	Pb 1 (7-9 m)	0	0					0	0
	Pb 1 (19-21 m)	0	4					0	25

## 7.7 Overige condities bodemmilieu

De temperatuur en de zuurgraad vormen geen belemmering voor biologische processen. Verzuring van de bodem kan het dechloreringsproces sterk remmen. Bij aanvang van de substraatinjectie is de pH circa 6,5 à 7. De toediening van het substraat en daardoor de productie van vluchtige vetzuren leidt niet tot pH-waarden onder 6. De oorzaak voor het uitblijven van verzuring moet worden gezocht in de bufferende capaciteit van de bodem. De verzuring van het grondwater is bij de toegepaste hoge dosering (volledige verzadiging) beperkt gebleven. Schadelijke effecten op de microbiële populatie zijn daarom niet te verwachten.

## 8 Conclusies en aanbevelingen

### 8.1 Conclusie

Met de shock-loadbehandeling van een chloorkoolwaterstoffenverontreiniging door middel van directe injectie van protamylasse is een zeer positief resultaat bereikt. Binnen 2 jaar na de eerste toediening van een overdosis substraat in het kerngebied van de verontreiniging zijn de concentraties aan chloorkoolwaterstoffen in het grondwater plaatselijk aanzienlijk verlaagd: van enkele tientallen mg/l tot nagenoeg nul. Vanwege de slechtdoorlatende bodem is echter geen horizontale verspreiding opgetreden van het substraat. In de pluim van de verontreiniging is daarom ook een shock-load aan protamylasse toegediend. Dit is gecombineerd met een tweede toediening in de kern, vooral omdat uit proces- en resultaatmonitoring bleek dat biologische afbraak stagneerde in het diepere deel van de verontreinigingskern. Van een terugvalscenario, dat voorziet in het met behulp van vaste injectiefilters creëren van een stabiele eindsituatie, hoeft geen gebruik te worden gemaakt.

Een onverwacht positief effect heeft plaatsgevonden op het diepere grondwater. Door het grotere soortelijke gewicht van het substraat is verticale verspreiding vanaf het behandelde gebied (0-20 m –mv) opgetreden tot circa 43 m –mv in het zoet-brakke grondwater.

### 8.2 Onderzoeksvragen

Op basis van de vraagstellingen voorafgaand aan de sanering, worden onderstaand verdere conclusies getrokken ten aanzien van deze saneringstechniek.

*Wat is de optimale uitvoeringswijze van een shock-load dosering?*

De optimale uitvoeringswijze is een directe injectie in het kerngebied van de verontreiniging. De rastermaat hierbij is afhankelijk van de bodemopbouw. Door middel van proces- en resultaatmonitoring kunnen doelgerichte herhalingsinjecties plaatsvinden.

*Is een eenmalige dosering voldoende of zijn aanvullende onderhoudsdoseringen nodig om de omstandigheden gunstig te houden voor toereikende biologische afbraak?*

In lagen die goed verzadigd zijn met protamylasse zijn na enkele jaren herinjecties nog niet nodig. De resultaten van de procesmonitoring (goede geochemische condities, voldoende elektronendonor met nutriënten en een vitale microbiële populatie) duiden erop dat herinjecties in het ondiepe kerngebied niet nodig zijn. Aanvullende doseringen zijn alleen nodig in lagen en op deelterreinen die, zoals blijkt uit de procesmonitoring, onvoldoende zijn voorzien van elektronendonor. Voor de demonstratielocatie wordt ingeschat dat de reeds uitgevoerde 2<sup>e</sup> injectie toereikend is. Uiteraard speelt hierbij de geohydrologische situatie een rol. Vanwege de lage grondwaterstromingssnelheid op onderhavige saneringslocatie treedt weinig verlies van protamylasse op door wegstroming.

*Vindt een toereikende verspreiding plaats van elektronendonor, in de vorm van protamylasse, vetzuren of waterstof en van de gewenste micro-organismen?*

Op deze locatie is de verspreiding in horizontale richting gering, als gevolg van de geringe grondwaterstromingssnelheid en de slechte doorlatendheid van de bodem. Op locaties met meer grondwaterbeweging zal het werkingsgebied van een injectie groter zijn. Daar staat echter een kortere werkingsduur tegenover.

In verticale richting tot ca. 20 m onder het niveau van toediening is de verspreiding groot. Hierbij zullen voorkeurskanalen een rol spelen. Mogelijk verspreidt het substraat zich via dezelfde voorkeurskanalen als de chloorkoolwaterstoffen.

*Treden geen verzuring of andere negatieve effecten op?*

Op deze locatie is geen verzuring van de bodem waargenomen: door buffering in de bodem blijft de pH blijft boven de 6.

*Is de snelheid van levering van waterstof in evenwicht met de nalevering van CKW's?*

Op de plaatsen waar de waterstofconcentraties voldoende hoog blijven (> 2 nM) nemen de concentraties aan chloorkoolwaterstoffen steeds verder af. Geconcludeerd kan worden dat op basis van de resultaten tot nu toe de levering van waterstof in evenwicht is met de nalevering. Op basis van de over het algemeen gunstige geochemische condities en de groter voorraad organische stof die als elektronendonor dienst kan doen, wordt verwacht dat deze situatie in stand blijft tot de CKW-concentraties voldoende zijn afgenomen.

*Wat is de te verwachten saneringsduur en welke eindconcentraties zijn haalbaar?*

Gezien de al behaalde resultaten, wordt verwacht, dat over enkele jaren in het hele gebied eindconcentraties onder de interventiewaarden mogelijk zijn. Het voorkomen van de verdere verspreiding van verontreinigingen is nu al gerealiseerd. Op de plaatsen en in lagen waar aan het eind van de demonstratieperiode nog hoge concentraties aanwezig waren, hebben herinjecties plaatsgevonden. Op basis van de resultaten van de procesmonitoring tot nu toe wordt een verdere afname verwacht van de concentraties. Gezien de grote overmaat aan elektronendonor (meer dan 100 maal de totale reductievraag van bodem en verontreiniging), de stabiel optimale geochemische condities, voldoende elektronendonor met nutriënten en een vitale microbiële populatie wordt niet verwacht dat rebound (een terugkeer naar hogere CKW-concentraties door nalevering) een rol van betekenis zal spelen. Om dezelfde redenen wordt evenmin verwacht dat alsnog verspreiding van de verontreiniging op zal treden. Door middel van (beperkte) monitoring zullen deze verwachtingen de komende jaren worden geverifieerd.

*Welke parameters van de nu toegepaste procesmonitoring zijn in de toekomst essentieel, welke wenselijk en welke zijn minder of niet relevant?*

Het toegepaste pakket geeft het meest volledige en betrouwbare beeld:

- Zuurstof, ijzer, mangaan, anionen en redoxpotentiaal over het al of niet op de verschillende terreindelen en in de te onderscheiden bodemlagen aanwezig zijn van de juiste geochemische randvoorwaarden voor reductieve dechlorering van chloorkoolwaterstoffen
- DOC, vetzuren en waterstof over het op de betreffende terreindalen en in deze bodemlagen aanwezig zijn van voldoende elektronendonor
- Kationen over de voorraad nutriënten die nodig is voor duurzame groei van de vereiste bacteriepopulatie
- Kwantitatieve analyses op het DNA van *Dehalococcoides ethenogenes* en het enzym VC-reductase over het al of niet aanwezig zijn van een duurzame bacteriepopulatie aanwezig is die in staat is tot volledige dechlorering
- Chloorkoolwaterstoffen met afbraakproducten over de voortgang van de afbraak

Door procesmonitoring is efficiënte sturing van de sanering mogelijk. Een investering in procesanalyses loont omdat onnodige saneringsmaatregelen worden voorkomen. Wel moet worden opgemerkt dat niet alle analyses persé bij elke ronde nodig zijn. Als door enkele herhalingsmetingen is aangetoond dat bepaalde parameters stabiele waarden op het gewenste niveau hebben bereikt, kunnen de bijbehorende analyses periodiek komen te vervallen. Hierbij kan worden gedacht aan redoxparameters (als is gebleken dat een voldoende gereduceerd milieu is gerealiseerd) DOC en/of vetzuren (omdat de uiteindelijke elektronendonor waterstof is), nutriënten (als hiervan voldoende voorraad aanwezig blijkt te zijn), DNA-analyses (als een vitale populatie is aangetoond).

Uiteraard zijn de chloorkoolwaterstoffenanalyses essentieel. Het alleen monitoren van deze parameter kan echter leiden tot inefficiënte maatregelen of tot het onnodig rekken van een sanering.

#### *Kostenreductie*

Er is een aanzienlijke kostenreductie van deze techniek ten opzichte van conventionele technieken. Voor dit project bedroeg deze besparing op kosten circa 80 %. De besparing is echter afhankelijk van een groot aantal variabelen, waaronder bodemopbouw, aard en concentratie van de chloorkoolwaterstoffen, omvang van de verontreiniging en de matrixbehoefte van de bodem.

### **8.3 Samenvattend**

Samenvattend kan worden gesteld dat de demonstratie van de shock-load behandeling van de CKW-verontreiniging op het voormalige terrein van schaatsenfabriek Nooitgedagt in IJlst geslaagd is. Het resultaat van deze sanering is zelfs boven verwachting. In een relatief korte periode zijn de gehalten van de chloorkoolwaterstoffen zeer sterk afgenomen. Om er zeker van te zijn dat de maatregelen ook effectief zijn en om de effecten van een eventuele rebound te meten vindt aanvullende beperkte monitoring plaats. Deze monitoring zal worden beëindigd als geen verspreiding optreedt en de gehalten in de bodem verder blijven afnemen.



## 9 Literatuur

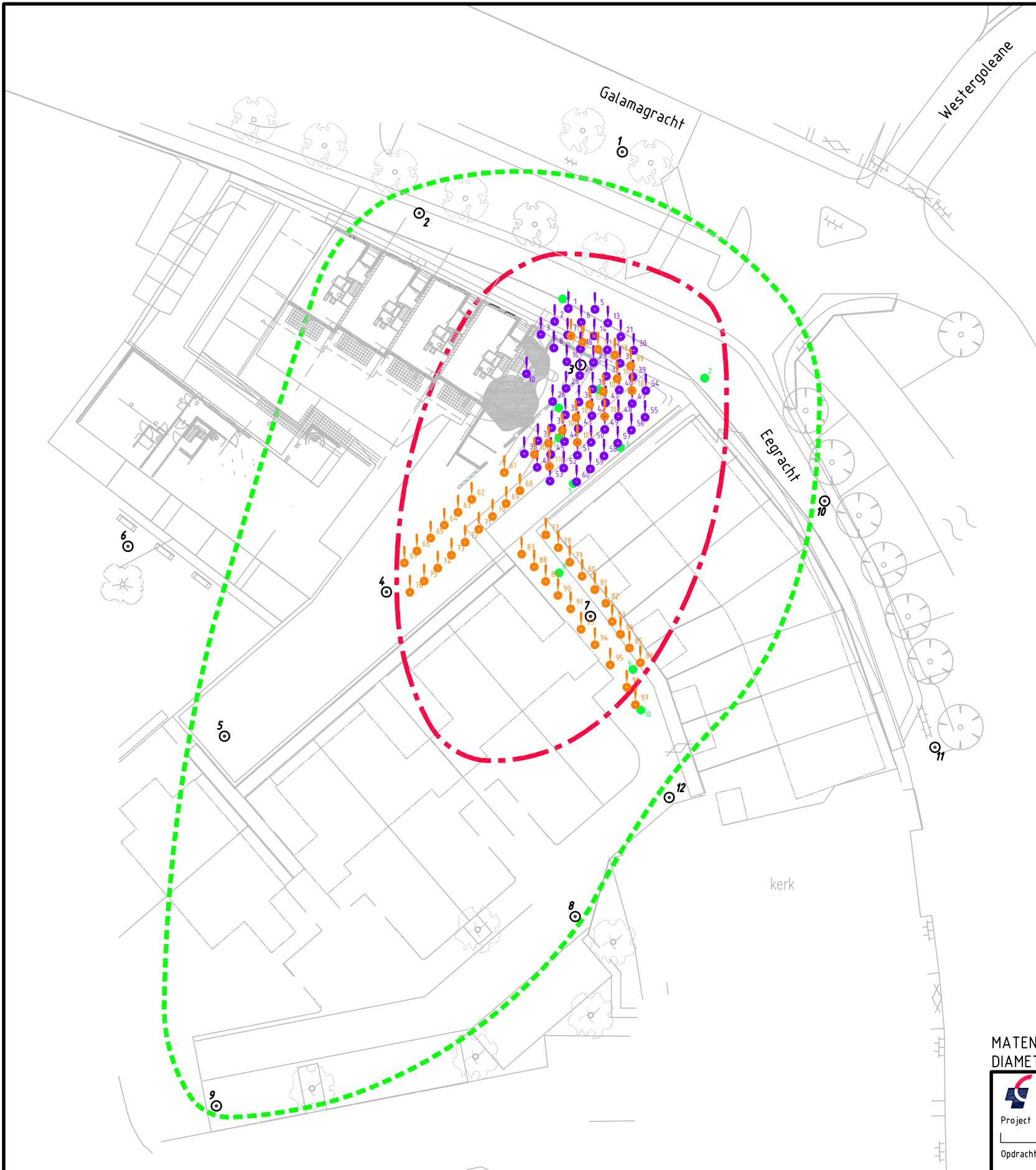
1. *Nader Onderzoek II, Nooitgedagt IJlst*, Tauw Milieu bv, november 1990;
2. *Saneringsonderzoek locatie Nooitgedagt te IJlst*, Tauw Milieu bv, januari 1994;
3. *Aanvullend onderzoek en saneringsplan, voormalig bedrijfsterrein Nooitgedagt te IJlst, FR/156/006*, Grontmij, rapport 03/9247-2, definitief, 22 oktober 1999;
4. *Bepaling nulsituatie grondwaterkwaliteit*, Grontmij, rapport 157367R002, rev. 02, 18 juni 2004;
5. *Evaluatierapportage grondwatersanering Nooitgedagt IJlst*, Grontmij, rapport 172393, rev. 1, definitief, 8 november 2004;
6. *Grondwatersanering Nooitgedagt IJlst, onderbouwing variantkeuze*, Grontmij, documentnummer 144235/R003, revisie D1, 3 januari 2005;
7. *Shock-load behandeling CKW-kern Nooitgedagt IJlst*, Grontmij, rapport 172499, rev. 0, 21 januari 2005;
8. *Marketingplan protamylasse AVEBE, toepassing protamylasse binnen de bodemsanering*, Grontmij, rapport 186338/186396, rev. 1, definitief, 13 mei 2005;
9. *Plan van aanpak tweede ronde shock-load Nooitgedagt te IJlst (uitvoeringsfase)*, BAM Milieu, rapport E2005-042, 6 september 2006;
10. *Evaluatierapport substraatinjecties locatie Nooitgedagt IJlst, verslag toezicht uitvoering injectie protamylasse (tweede ronde)*, Grontmij, rapport 167029/EDU, rev. 2, definitief, 22 januari 2007;

# Bijlage 1

## Overzicht onderzoekslocatie

In deze bijlage is opgenomen:

- Grontmij, tekening 01-07-0602, d.d. 6-9-2007, A3-formaat, schaal 1:500, 1 pagina.



**VERKLARING:**

- 7 **PLAATS EN NUMMER VAN MONITORINGSPEILBUIS**
- 61 **PLAATS EN NUMMER VAN INJECTIEPUNTEN (5-25M-MV) TWEEDE FASE**
- 1 **PLAATS EN NUMMER VAN INJECTIEPUNTEN (5-20M-MV) EERSTE FASE**
- 1 **PLAATS EN NUMMER VAN PERMANENT INJECTIEFILTER (10-22M-MV)**
- **GEEN INJECTIE VANWEGE VERZADIGDE GROND MET PROTAMYLASSE**
- - - **STREEFWAARDE-CONTOUR VÓÓR GRONDWATERSANERING**
- - - **INTERVENTIEWAARDE-CONTOUR VÓÓR GRONDWATERSANERING**

MATEN IN METERS  
DIAMETERS IN MILLIMETERS

		<b>Grontmij Nederland bv</b>		
Project		Postbus 29		
SHOCK LOAD BEHANDELING CKW-KERN NOOITGEDAGT IJLST		9400 AA Assen		
Opdrachtgever		T +31 592 33 88 99		
SKB		F +31 592 33 06 67		
		W www.grontmij.com		
Onderdeel	Bestek nr.	Projectnummer	Tekeningnummer	
situatie		DR167029	01-07-0602	
Wijziging	Datum	Get.	Contr.	Akk.
		1:500	Formaat	Datum
			A3	6-9-2007
		whh	AD	AD
Bestand : 01070602 Geploet op : om :				

## Bijlage 2

# Monitoringsresultaten

In deze bijlage is opgenomen:

- Grontmij, 6 pagina's A4, d.d. 14-8-2007.







Peilbuis	datum datum	Overzicht meetresultaten shock-load dosering IJlst															D. etheno-genes DNA (kopieën/ml)	VC-reduc-tase DNA (kopieën/ml)	Methaan (µg/l)	Ethaan (µg/l)	Etheen (µg/l)														
		temp (°C)	H2 (nM)	pH	Eh (mV)	EC (µS/cm)	O2 (mg/l)	DOC (mg/l)	Fe II (mg/l)	Fe-tot (µg/l)	Mn-tot (µg/l)	Azijnzuur (mmol/l)	Propionzuur (mmol/l)	Iso-boterzuur (mmol/l)	Boterzuur (mmol/l)	Iso-valeriaanzuur (mmol/l)						Valeriaanzuur (mmol/l)	Capronzuur (mmol/l)												
F8 10m	11-apr-06	11,3		6,3	-105	1640	0,06	24															17,076	398	4.624										
F8 10m	24-okt-06	12,6	40,0	6,5	-113	486	0,00				0,30	<<	<<	<<	<<	<<	<<						17,219	434	8.336										
F8 23m	11-apr-06	11,5		6,7	-117	1720	0,04	17															10,375	318	199										
F8 23m	24-okt-06	12,4	3,2	6,8	-120	517	0,00				0,32	0,06	<<	0,03	<<	<<	<<						21,261	17	298										
F9 10m	11-apr-06	11,3		6,7	-97	803	0,04	31															23,477	<<	279										
F9 10m	24-okt-06	13,5	20,0	6,0	-106	690	0,04				15,15	4,05	0,18	5,16	0,08	0,15	0,06						3,531	247	543										
F9 23m	11-apr-06	11,3		6,6	-109	1780	0,04	23															20,194	47	51										
F9 23m	24-okt-06	13,5		5,8	-106	1430	0,04				35,65	6,72	0,21	10,38	0,10	0,24	0,10						148	<<	<<										
F10 10m	11-apr-06	11,3		6,6	-96	1220	0,05	20															15,560	640	<<										
F10 10m	24-okt-06	12,5	16,0	6,8	-134	359	0,00				2,97	0,07	<<	0,02	<<	<<	<<						15,656	719	61										
F10 10m	19-okt-06							60															40,000	1.100	42										
F10 23m	11-apr-06	11,3		6,6	-108	1730	0,06	27															22,880	25	147										
F10 23m	24-okt-06	12,8	9,2	6,3	-124	556	0,00				9,53	3,66	0,10	2,61	0,04	0,06	0,01						14,401	31	239										
Blanco << Detectielimieten:		niet gemeten beneden detectielimiet																					0	0,1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	10	1	8	15	14





Peilbuis	datum	VC (µg/l)	CA (µg/l)	trans-DCE (µg/l)	cis-DCE (µg/l)	1,1-DCA (µg/l)	1,1-DCE (µg/l)	1,2-DCA (µg/l)	1,1,1-TCA (µg/l)	TCE (µg/l)	PCE (µg/l)	chloride (mg/l)	nitraat (mg/l)	nitriet (mg/l)	fosfaat (mg/l)	sulfaat (mg/l)	sulfide (mg/l)	Natrium (mg/l)	Ammonium (mg/l)	Kalium (mg/l)	Magnesium (mg/l)	Calcium (mg/l)	
F8 10m	11-apr-06	5.077	89	6	21.641	3.513	47	<<	<<	10	<<												
F8 10m	24-okt-06	8.083	86	5	15.381	5.131	39	<<	<<	<<	<<	317	<<	<<	3	1	0	316	48	52	79	147	
F8 23m	11-apr-06	<<	<<	<<	20	7	<<	<<	<<	<<	<<												
F8 23m	24-okt-06	1.568	<<	19	10.684	899	29	<<	<<	2.108	311	384	<<	<<	<<	<<	0	581	26	3	18	184	
F9 10m	11-apr-06	897	<<	26	9.218	937	40	<<	<<	6.679	2.481												
F9 10m	24-okt-06	<<	<<	<<	6	8	<<	<<	<<	<<	<<	129	<<	<<	26	33	0	131	111	354	80	430	
F9 23m	11-apr-06	174	<<	8	205	<<	<<	<<	<<	24	8												
F9 23m	24-okt-06	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	10	<<	<<	388	372	1	470	380	2.449	149	500	
F10 10m	11-apr-06	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<												
F10 10m	24-okt-06	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	<<	142	<<	<<	5	<<	0	138	24	78	44	134	
F10 10m	19-okt-07	1			1			<<	<<	0	0												
F10 23m	11-apr-06	846	<<	176	2.113	13	6	<<	<<	890	<<												
F10 23m	24-okt-06	370	<<	12	417	5	<<	<<	<<	52	<<	374	<<	<<	<<	44	1	686	74	28	44	409	
Blanco <<																							
Detectielimieten:		3	5	5	5	5	5	10	5	5	5	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	
N.B. Incidenteel zijn voor enkele CKW's lagere detectielimieten gerealiseerd																							



## Bijlage 3

### Verontreinigingssituatie

In deze bijlage is opgenomen:

- Grontmij, tekening 01-07-0655, d.d. 6-9-2007, A3-formaat, schaal 1:500, 1 pagina.



		per	tri	cis	vc
7.0-9.0	jun 04	0	0	0	0
	jul 04	0	0	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	apr 06	0	0	0	0
19.0-21.0	jun 04	0	0	0	0
	jul 04	0	0	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	apr 06	0	0	0	0

		per	tri	cis	vc
7.0-9.0	jul 04	0	0	0	0
	dec 04	60	15	0	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0
19.0-21.0	jun 04	0	0	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0

		per	tri	cis	vc
7.0-9.0	jun 04	8300	18000	34000	
	jul 04	21327	12210	33118	4202
	dec 04	3074	3590	78694	5731
	jun 05	134	198	70016	6573
	okt 05	33	47	52524	5430
	apr 06	6	7	14322	7966
19.0-21.0	jun 04	5700	4200	1800	
	jul 04	98040	50897	12927	138
	dec 04	35672	22859	50633	6635
	jun 05	5600	9276	21092	3677
	okt 05	697	1657	7729	3192
	apr 06	665	1951	15513	1684
19.0-21.0	jun 04	1600	2400	3500	
	jul 04	10226	6333	2959	147
	dec 04	115	49	2200	4035
	jun 05	39	36	234	138
	okt 05	0	0	67	37
	apr 06	0	0	23	0

		per	tri	cis	vc
8.0-10.0	jul 04	64	16	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0
21.0-23.0	jun 04	11	0	0	0
	dec 04	5	0	0	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0

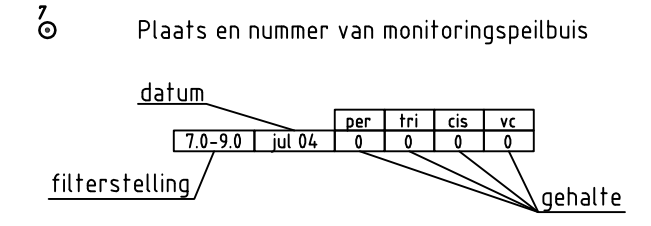
		per	tri	cis	vc
8.0-10.0	jun 04	0	0	0	0
	jul 04	12	5	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	jun 05	0	0	0	0
20.0-22.0	jun 04	9	0	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0
42	jun 04	0	0	0	0
	dec 04	0	0	19	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0
49	jun 04	0	0	0	0
	dec 04	0	0	0	0
	jun 05	0	0	0	0
	okt 05	0	0	0	0

		per	tri	cis	vc
9.0-11.0	jun 04	0	0	0	0
21.0-23.0	jun 04	0	0	0	0
41.0-43.0	jun 04	0	0	0	0

		per	tri	cis	vc
7.0-9.0	jun 04	0	0	0	0
	jul 04	45	26	10	0
	dec 04	28	10	8	0
	jun 05	9	6	0	0
	okt 05	0	0	0	0
	apr 06	0	0	0	0
21.0-23.0	jun 04	0	0	2	
	jul 04	23	10	20	0
	dec 04	219	68	43	0
	jun 05	7	0	12	0
	okt 05	0	0	8	0
	apr 06	0	0	5	0

		per	tri	cis	vc
7.0-9.0	jun 04	1	5	5	0
	jul 04	58	39	9	0
	dec 04	20	188	201	91
	jun 05	19	276	210	0
	okt 05	23	259	181	0
	apr 06	7	148	153	0
22.0-24.0	jun 04	10	70	39	
	jul 04	592	995	617	711
	dec 04	153	1398	1358	694
	jun 05	145	1382	1851	464
	okt 05	284	2666	2828	537
	apr 06	308	3112	3000	612
38.0	jun 04	14	82	65	
	dec 04	6	5	0	0
	jun 05	0	5	0	0
	okt 05	0	5	0	0
	apr 06	0	7	0	0
	okt 06	5	15	80	215

**VERKLARING:**



KLEUR	GEHALTES
Green	< Streefwaarde
Cyan	> Streefwaarde
Yellow	> Tussenwaarde
Red	> Interventiewaarde
Magenta	> 100 x Interventiewaarde
White	niet bemonsterd

MATEN IN METERS  
DIAMETERS IN MILLIMETERS

<b>Grontmij</b>		<b>Grontmij Nederland bv</b> Postbus 29 9400 AA Assen T +31 592 33 88 99 F +31 592 33 06 67 W www.grontmij.com	
Project <b>SHOCK LOAD BEHANDELING CKW-KERN NOOITGEDAGT IJLST</b>			
Opdrachtgever <b>SKB</b>			
Onderdeel <b>verontreinigingssituatie</b>		Bestek nr. <b>DR167029</b>	Projectnummer <b>01-07-0655</b>
Wijziging	Datum	Gef. Contr. Akk. Schaal <b>1:500</b>	Formaat <b>A3</b> Datum <b>6-9-2007</b> Gef. Contr. Akk. Bijlage in bladen, blad
© Grontmij Nederland bv Alle rechten voorbehouden			

[www.grontmij.nl](http://www.grontmij.nl)

