

## **Karakterisatie van DNAPL sites (DNAPLKAR)**

Dynamische monitoring, Tilburg

Eindrapportage

Status : Definitief

Datum : juli 1999

### **Opdrachtgevers**

Stichting NOBIS  
Provincie Utrecht  
Provincie Noord-Brabant  
Koninklijke Landmacht  
Gemeente Tilburg  
DGW&T

Datum vrijgave	Goedkeuring TNO	Goedkering Oranjewoud
Juli 1999	L. Vasak	D. Tijdeman

## Colofon

Project : Karakterisatie van DNAPL sites (DNAPLKAR)  
Dynamische monitoring, Tilburg

Status : Eindrapport

NOBIS-projectnummer : 95-2-10

Datum : juli 1999

Opstellers : Nederlands Instituut voor  
Toegepaste Geowetenschappen TNO  
Marcus van Zutphen  
Rolf Hetterschijt

Ingenieursbureau 'Oranjewoud' B.V.  
Dirk Tijdeman

Penvoerder : Nederlands Instituut voor  
Toegepaste Geowetenschappen TNO

<b>Inhoud</b>	<b>Pagina</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>3</b>
1.1 ACHTERGROND EN ONDERZOEKSKADER.....	3
1.2 PROBLEEMSTELLING EN DOELSTELLING.....	3
1.3 LEESWIJZER .....	4
<b>2 Theoretische achtergronden van dynamisch monitoren</b>	<b>5</b>
2.1 PRINCIPE .....	5
2.2 RELATIE TUSSEN WAARGENOMEN CONCENTRATIE EN PUUR PRODUCT.....	6
<b>3 Toepassing van dynamische monitoring</b>	<b>9</b>
3.1 TOEPASSINGSMOGELIJKHEDEN .....	9
3.2 STAPPENPLAN.....	10
3.2.1 <i>Opzetten van een uitvoeringsplan voor een nieuwe situatie</i> .....	10
3.2.2 <i>Opzetten van een uitvoeringsplan voor locatie met grondwater-onttrekking in werking</i> .....	12
3.3 INTERPRETATIE.....	13
<b>4 Case Van Bijlandtstraat in Tilburg</b>	<b>15</b>
4.1 BESCHRIJVING CASE.....	15
4.1.1 <i>Situatiebeschrijving</i> .....	15
4.1.2 <i>Bodemopbouw en geohydrologie</i> .....	16
4.2 BESCHRIJVING VAN GRONDWATERMODEL .....	17
4.3 MEETNET EN MEETSTRATEGIE .....	17
4.4 INSTRUMENTEN VOOR INTERPRETATIE .....	18
4.4.1 <i>Toetsingskader voor methodiek 1</i> .....	18
4.4.2 <i>Toetsingskader voor methodiek 2</i> .....	19
4.5 INTERPRETATIE.....	19
4.5.1 <i>Lokalisering van bronzone</i> .....	19
4.5.2 <i>Omvang van bronzone</i> .....	20
4.5.3 <i>Omvang van pluimzone</i> .....	21
<b>5 Conclusies</b>	<b>22</b>
<b>6 Referenties</b>	<b>23</b>

#### **Bijlagen**

1	Gemeten concentraties
2	Berekening met niet-evenwichtsorptie
3	Bodemprofielen
4	Grondwaterstromingspatronen
5	Stroombanen en concentraties

#### **Tekeningen**

98022-1:	Situatietekening met oud en nieuw terreingebruik
98022-2:	Situatietekening met ontgravingsgrenzen
98022-3:	Situatietekening met peilbuizen en deepwells

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond en onderzoekskader

Gechloreerde oplosmiddelen en andere Dense Non Aqueous Phase Liquids (DNAPL's) zijn in het verleden op diverse locaties in Nederland in de bodem terechtgekomen. Vrijwel alle DNAPL's zijn toxisch en kunnen in de bodem een aanzienlijk risico vormen voor de volksgezondheid en het milieu. DNAPL's hebben een hogere dichtheid dan water en zijn matig tot slecht oplosbaar in water. DNAPL's kunnen dan ook door dichtheidsstroming tot op grote diepte in watervoerende pakketten doordringen. Het verspreidingspad wordt bepaald door geringe veranderingen in de doorlatendheid en de porositeit. Op het verspreidingspad blijft DNAPL achter in de bodemmatrix en in zinklagen op slechter doorlatende bodemlagen. Het voorkomen en de verbreiding van DNAPL's zijn dan ook grillig. DNAPL's lossen langzaam op in het langsstromende grondwater en kunnen dan ook langdurig een (secundaire) verontreinigingsbron zijn voor het grondwater. De praktijk heeft uitgewezen dat saneringstrategieën die gericht zijn op het verwijderen van de in het grondwater opgeloste DNAPL (pluim)<sup>1</sup> en niet op het wegnemen of isoleren van de bron (restverzadiging, zinklagen), het beoogde resultaat niet binnen de gestelde termijn hebben bereikt.

Een gescheiden aanpak van de (secundaire) bron en de pluim wordt dan ook als een eerste vereiste van een kosteneffectieve DNAPL sanering gezien. Een belangrijk knelpunt van zo'n aanpak is het vaststellen van de positie van de DNAPL, dat grillig en op grote diepte in de bodem aanwezig kan zijn. Met de tot op heden gebruikte meet- en evaluatiemethoden kan de positie van DNAPL's in de bodem niet in voldoende mate worden aangetoond. Oplossingen voor dit knelpunt worden gezocht in het kader van het door NOBIS gesubsidieerde onderzoeksproject 'Karakterisatie van DNAPL sites (DNAPLKAR)'.

In voorliggend rapport wordt verslag gedaan van de toepassing van de karakterisatiemethode dynamische monitoring op een met trichloorethyleen verontreinigde locatie in Tilburg.

## 1.2 Probleemstelling en doelstelling

Dynamische monitoring is een interpretatiemethode van concentratiemetingen waarbij de gemeten concentraties in grondwatermonsters (peilbuizen, minifilters, onttrekkingsputten) worden gerelateerd aan de herkomst van het bemonsterde grondwater. Door de grondwaterstroming ten gevolge van grondwateronttrekking van richting te veranderen kan uit dezelfde peilbuis grondwater worden bemonsterd dat afkomstig is uit een ander gebied. De supportschaal van een puntmeting - het volume grondwater waaraan een puntmeting kan worden gekoppeld - wordt hierdoor substantieel vergroot.

Dynamische monitoring kan worden toegepast tijdens (stagnerende) grondwater-saneringen met het doel de effectiviteit te verhogen. Interessanter is het concept van dynamische monitoring te integreren in een (cyclisch) onderzoek naar de positie van de DNAPL in de bodem in plaats van een traditionele aanpak van oriënterend onderzoek tot bestek en uitvoering te volgen. Juist, omdat met behulp van dynamische monitoring de supportschaal van concentratiemetingen wordt vergroot, wordt de kans op het bepalen van de positie van DNAPL's bij zo'n cyclische werkwijze groter. Een cyclisch onderzoek van een DNAPL site bestaat uit het opstellen van een grof conceptueel model op basis van een globale verkenning dat vervolgens op basis van grondwateronttrekking volgens een bepaald pompregiem en dynamische monitoring van concentratiemetingen wordt bijgesteld.

De DNAPL site Van Bijlandtstraat Tilburg is een voorbeeld van een stagnerende grondwatersanering en is dientengevolge opgenomen in het DNAPLKAR-project.

<sup>1</sup> Hierbij valt te denken aan technieken als NA en pump&reat

---

Het concept van dynamische monitoring wordt op deze locatie toegepast om in de praktijk te toetsen of dynamische monitoring tot meer inzicht in de locatie van zinklagen resulteert.

### **1.3 Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 wordt het principe van dynamische monitoring beschreven. In hoofdstuk 3 worden handvatten aangereikt voor toepassing van dynamische monitoring. De resultaten van dynamische monitoring op de DNAPL site Van Bijlandtstraat in Tilburg worden beschreven in hoofdstuk 4. De toegevoegde waarde van dynamische monitoring wordt daarbij duidelijk gemaakt. De belangrijkste conclusies worden in hoofdstuk 5 samengevat.

## 2 Theoretische achtergronden van dynamisch monitoren

### 2.1 Principe

Het concept van dynamische monitoring voor de karakterisatie van de positie van DNAPL berust op het zodanig vergroten van de supportschaal van puntmetingen dat met een beperkt aantal meetpunten een aanzienlijk betrouwbaarder beeld van de aanwezigheid van DNAPL in de bodem kan worden verkregen. De supportschaal wordt vergroot door bij de interpretatie van de concentratiemetingen rekening te houden met de herkomst van het grondwater dat uit een peilfilter bemonsterd is, dat door grondwateronttrekking kan worden gevarieerd.

Grondwater dat over zinklagen stroomt of in contact komt met het puur product, raakt sterk verontreinigd met componenten die vanuit de DNAPL oplossen in het grondwater. Stroomafwaarts van deze secundaire bron ontstaat een 'pluim' van verontreinigd grondwater. De opgeloste DNAPL-componenten in het grondwater kunnen dan ook worden gebruikt als aanwijzing voor de aanwezigheid van een secundaire bronzone bovenstrooms van de peilbuis. Door metingen van verschillende peilbuizen op die manier te interpreteren, kan een indicatie worden verkregen van de locatie van een secundaire bronzone.

De supportschaal van een puntmeting met een peilbuis kan nog verder worden vergroot, door de richting van de grondwaterstroming tijdens het monitoren actief te veranderen, zodat met één peilbuis grondwater afkomstig uit meerdere richtingen om de peilbuis kan worden bemonsterd.

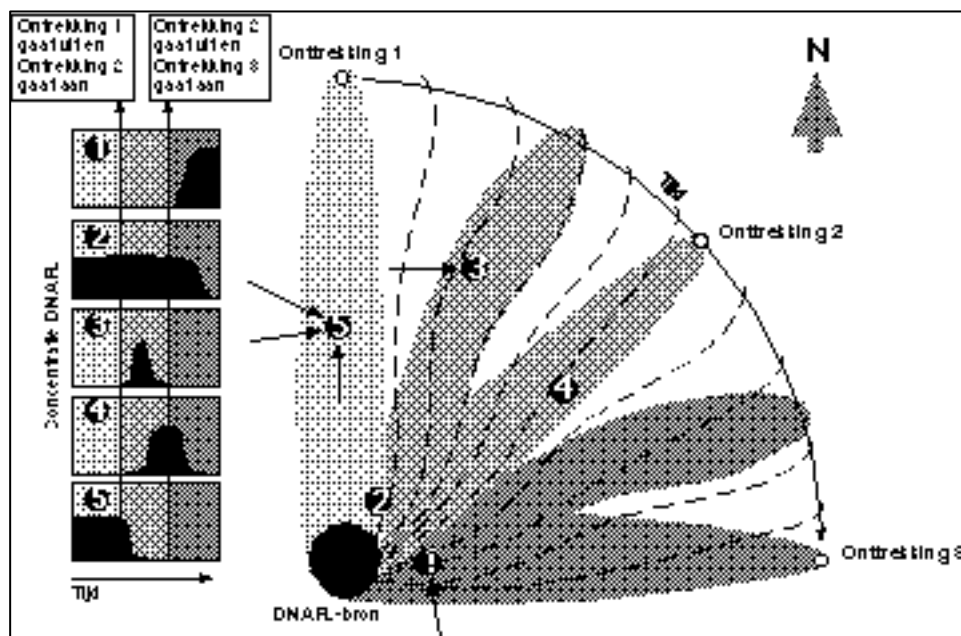
In theorie is het mogelijk om over een cirkelvormig gebied met een straal van enkele tientallen meters rondom de peilbuis informatie over de aanwezigheid van DNAPL te verkrijgen (een bodemvolume van enkele honderden tot duizenden kubieke meters!). De stromingsrichting van het grondwater moet dan wel een groot aantal malen worden veranderd.

Figuur 1 op blz. 6 illustreert het bovenbeschreven principe en de toegevoegde waarde van dynamische monitoring. In deze figuur is voor 5 peilbuizen (bovenaanzicht) de stromingsrichting van het grondwater naar de peilbuis weergegeven voor twee stromingssituaties. Tevens is de locatie van DNAPL weergegeven en de bijbehorende pluim van verontreinigd grondwater.

Tijdens onttrekking 1 worden alleen in peilbuis 2 en 5 verhoogde concentraties waargenomen. Bovenstrooms van deze peilbuizen wordt DNAPL vermoed. In peilbuizen 1, 3 en 4 worden geen verhoogde concentraties waargenomen, bovenstrooms van deze peilbuizen is een gebied aan te wijzen, waar de aanwezigheid van DNAPL niet waarschijnlijk wordt geacht. Vervolgens wordt de stromingsrichting veranderd, door onttrekking 1 te stoppen en onttrekking 2 te starten. In peilbuis 5 nemen de concentraties af tot 0, omdat nu grondwater uit een 'schoon' gebied wordt bemonsterd. Dit geldt niet voor peilbuis 2, deze blijft sterk verontreinigd, ook nu het grondwater uit een andere richting komt. Dit geeft nieuwe informatie over de ligging van DNAPL bovenstrooms. Daar waar de stroombanen naar deze peilbuizen elkaar bovenstrooms kruisen, wordt DNAPL vermoed. Het grondwater dat nu bemonsterd wordt in peilbuis 4, is ook verontreinigd. Dit is niet verwonderlijk, omdat het grondwater dat hier bemonsterd wordt, uit hetzelfde gebied komt als het grondwater van peilbuis 2. In peilbuis 1 wordt nog steeds schoon grondwater bemonsterd. Uit figuur 1 blijkt dat DNAPL nu aan de zuidkant kan worden begrensd. In peilbuis 3 wordt een tijdelijke doorbraak verwacht bij de overgang van de ene in de andere grondwaterstromingssituatie, omdat het enige tijd kost voor zich weer een 'stationaire' verontreinigingssituatie heeft ingesteld. Uiteindelijk zal de concentratie weer naar 0 afnemen, hetgeen de bevestiging is dat stroomopwaarts van de peilbuis geen DNAPL aanwezig is.

In figuur 1 is ook nog een derde stromingssituatie weergegeven, waarin onttrekkingen 1 en 2 uitstaan en onttrekking 3 wordt gestart. Hiermee wordt de supportschaal van de puntmetingen verder vergroot.

Duidelijk is nu dat in deze stromingssituatie, bovenstrooms van peilbuis 1 DNAPL bevindt. De supportschaal van de metingen is door deze derde verandering van de stromingsrichting uitgegroeid naar een punt met drie 'herkomstgebieden'. Hieruit blijkt, dat wanneer er meerdere metingen in de tijd beschikbaar zijn en per tijdsinterval een specifieke grondwaterstromingssituatie nauwkeurig kan worden onderkend, de positie van DNAPL met een beperkt aantal meetpunten kan worden bepaald.



Figuur 1. Opschalen van puntmetingen naar metingen met grotere supportschaal

## 2.2 Relatie tussen waargenomen concentratie en puur product

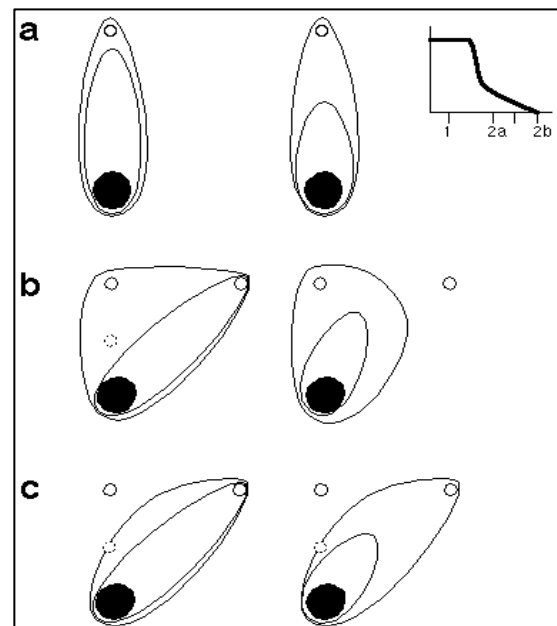
Zoals al is opgemerkt berust het concept van dynamische monitoring niet op directe metingen aan pure DNAPL, maar op concentratiemetingen van DNAPL-componenten *opgelost* in het grondwater. Uit bovenstaande paragraaf en figuur 1 bleek al, dat in het geval van een niet-stationaire verontreinigingssituatie, in het grondwater dat uit een peilbuis wordt bemonsterd wel opgeloste DNAPL kan worden aangetroffen, zonder dat er sprake is van een bovenstrooms gelegen zinklaag (bijvoorbeeld peilbuis 3). Bij het interpreteren van concentratiemetingen is dan ook van belang om rekening te houden met het feit of een stationaire verontreinigingssituatie zich heeft ingesteld of (nog) niet. Het kan lastig zijn om een verhoogde concentratie te relateren aan het al of niet voorkomen van zinklagen.

Wanneer een stationaire verontreinigingssituatie zich heeft ingesteld, is het aantreffen van opgeloste DNAPL-componenten in het grondwater in lage concentraties van tientallen tot honderden *microgram* per liter al een aanwijzing voor de aanwezigheid van puur product bovenstrooms van de peilbuis. Dit terwijl de oplosbaarheid honderden tot duizenden *milligrammen* per liter bedraagt. Verdunning met schoon grondwater kan de concentratie namelijk zeer sterk afzwakken. De mate van de verdunning is afhankelijk van de filterlengte en -stelling en de afstand van de peilbuis tot de DNAPL. Vaak is de verontreinigingssituatie echter niet stationair. Hoewel er wellicht al jaren een onttrekking van grondwater heeft plaatsgevonden (Van Bijlandtstraat, Tilburg), worden ook in gebieden die niet stroomafwaarts van zinklagen liggen, concentraties van enkele honderden microgrammen per liter in het grondwater waargenomen. Deze verhoogde concentraties kunnen worden toegeschreven aan langzame nalevering van de verontreiniging vanuit 'immobiele' zones in de ondergrond zoals slechter doorlatende leem- en kleilagen of — op microschaal — organisch materiaal. De verontreiniging is in deze zones terecht gekomen vanuit de oorspronkelijke pluim van verontreinigd grondwater.

Het instellen van de pluim van verontreiniging in de bodem op een nieuwe stromingssituatie kan dan ook ver achterlopen op de pluim in het grondwater. Dit is afhankelijk van de stoffeïenschappen van de verontreiniging en de opbouw van de bodem.

Uit figuur 2 blijkt, dat hoewel de haard van de verontreinigingspluim in het grondwater zich snel verplaatst in de richting van de nieuwe onttrekking, de pluim in de bodem achterloopt. De concentratie in de peilbuis daalt wel, maar zal nog jaren verhoogde concentraties laten zien, omdat de bodempluim pas na vele jaren zich aan de nieuwe onttrekkingssituatie heeft aangepast. Het verplaatsen van de bodempluim laat zich niet voorspellen door lineaire sorptie (Hetterschijt et al., 1998), omdat er sprake is van niet-evenwichtsprocessen (de pluim in de bodem loopt achter bij de pluim in het grondwater).

Om concentratiemetingen toch te kunnen relateren aan puur product, moet een concentratieniveau worden gedefinieerd dat met grote mate van zekerheid kan worden toegeschreven aan de aanwezigheid van zinklagen en niet aan desorptieprocessen. Zoals eerder is opgemerkt, kan door verdunning het concentratieniveau in de verontreinigingspluim stroomafwaarts van een zinklaag zo worden verlaagd, dat er geen onderscheid kan worden gemaakt tussen een verhoogde concentratie als gevolg van zinklagen en verhoogde concentraties ten gevolge van nalevering. Naarmate de waargenomen concentratie hoger is, kan deze met grotere mate van zekerheid aan zinklagen worden gerelateerd. Hierbij kan worden gedacht aan concentraties groter dan enkele duizenden tot tienduizenden microgrammen per liter (>1% van de oplosbaarheid), afhankelijk van de oplosbaarheid en de sorptie-eigenschappen van de verontreiniging. Volgens Pankow & Cherry (1996) kunnen dergelijke 'lage' concentraties al worden toegeschreven aan de aanwezigheid van puur product bovenstrooms van het meetpunt, vanwege verdunningseffecten bij een 'foutieve' filterstelling.



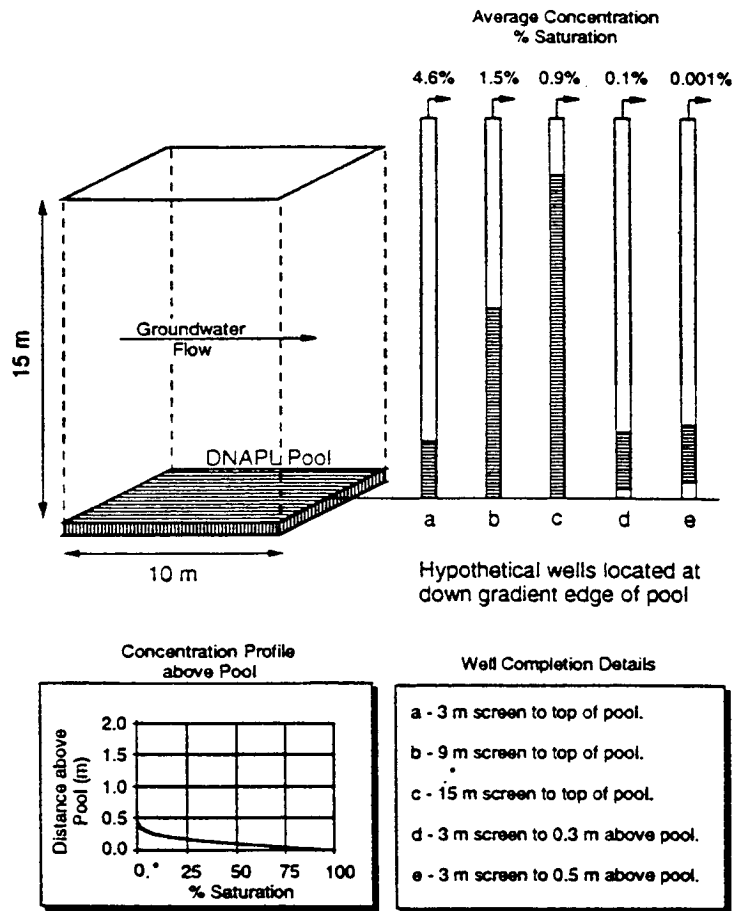
Figuur 2 Effect van langzame nalevering op concentraties in de pluimzone. Links de concentraties in het grondwater, rechts de gehalten in de vastefase.



Figuur 3. Vuistregels voor relatie tussen concentratie opgelost DNAPL en herkomst van de verontreiniging: onderscheid tussen DNAPL en pluim.

Figuur 4 laat het effect zien dat de lengte van een filter heeft op de gemeten concentratie. Behalve een verlaging van de gemeten concentratie heeft een lang filter ook tot gevolg dat de verticale verdeling van de concentratie niet is te bepalen.





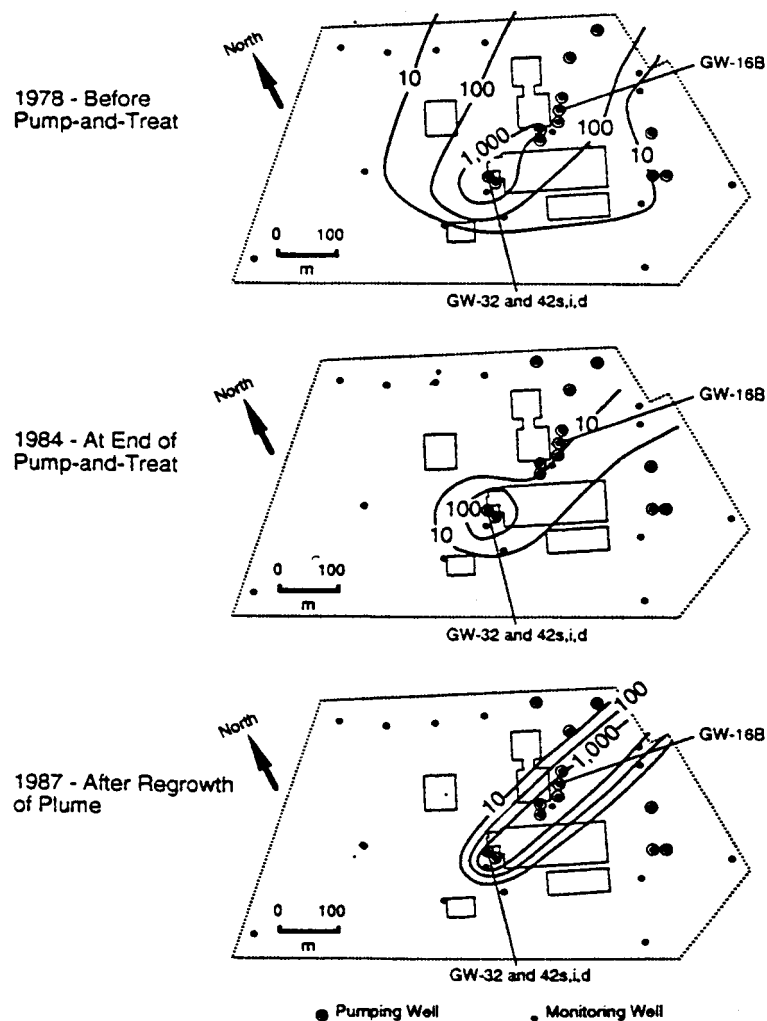
Figuur 4: Concentraties in 5 hypothetische meetpunten even benedenstrooms van een DNAPL zinklaag [Pankov & Cherry, 1996]

Het is dus zaak filters te gebruiken met een beperkte lengte (maximaal 1 meter) en bij de plaatsing al rekening te houden met de verwachte diepteligging van de zinklagen. Hiervoor kunnen slechter doorlatende lagen als richtlijn worden gebruikt.

### 3 Toepassing van dynamische monitoring

#### 3.1 Toepassingsmogelijkheden

Het concept van dynamische monitoring is door Pankow en Cherry (1996) ontwikkeld als hulpmiddel om stagnerende pump&treat saneringen bij DNAPL-verontreinigde locaties te herdimensioneren. In de loop van een sanering zal de pluim van verontreinigd grondwater die ontstaan is als gevolg van natuurlijke grondwaterstroming krimpen tot een zeer smalle pluim van de bronzone (DNAPL) naar het onttrekkingsmiddel. Dit geldt wanneer de onttrekking stroomafwaarts van de bron is geplaatst (dit is overigens niet het geval bij de Van Bijlandtstraat, waar de onttrekkingen midden in de bronzone zijn geplaatst).



Figuur 5. Onttrekking als dynamische monitoring (naar Pankow & Cherry 1996)

Binnen het DNAPL-KAR-project is het concept uitontwikkeld om te komen tot een scheiding van bronzone (DNAPL) en pluimzone en dientengevolge tot een optimale aanpak van een DNAPL-site. Dynamische monitoring kan worden toegepast tijdens (stagnerende) grondwatersaneringen met het doel de effectiviteit te verhogen. Ook kan het concept van dynamisch monitoring worden geïntegreerd in een (cyclisch) onderzoek naar de positie van de DNAPL in de bodem in plaats van een traditionele aanpak van oriënterend onderzoek tot bestek en uitvoering te volgen. Een globaal stappenplan voor beide toepassingen is beschreven.

## 3.2 Stappenplan

### 3.2.1 *Opzetten van een uitvoeringsplan voor een nieuwe situatie*

Voor de uitvoering van dynamisch monitoren op een nieuwe locatie dient in grote lijnen bekend te zijn wat voor opties aan verdere maatregelen mogelijke zijn: de wijze(n) van de mogelijke vervolg acties bepalen de benodigde mate van detail van de karakterisatie. Indien gekozen wordt voor een beheersing kan in het algemeen volstaan worden met een ruimer opgezet karakterisatieprogramma waarbij de bronzone minder scherp gekarteerd is dan bij een bronsanering door bijvoorbeeld afgraven. Daarnaast is de beschikbare tijd van belang: Tijdsbeperkingen kunnen bepaald uitvoeringswijzen uitsluiten of dwingend maken.

Bij het opstellen van een meetplan voor dynamische monitoring moet het meetnet van peilbuizen worden ontworpen in samenhang met het plan voor het veranderen van de grondwaterstromingsrichting. Een indicatief stappenplan voor het uitvoeren van dynamisch monitoren op een 'nieuwe' locatie volgt:

#### **1 Bepaling potentiële primaire DNAPL-bronnen**

Een eerste inventarisatie van de potentiële verontreinigingsbronnen aan het oppervlak dient uitgevoerd te worden op basis van historische gegevens. De bepaling van mogelijke primaire bronnen (daar waar DNAPL's de bodem zijn ingegaan: de lozingen aan het oppervlak, kelders en putten) geeft een goede indicatie van de mogelijke te verwachten verspreidingspaden en waar DNAPL's kunnen accumuleren.

#### **2 Bodemopbouw en traps**

Uit historische gegevens, uitgevoerd werkzaamheden op de locatie (bijvoorbeeld boringen of sondering die zijn geplaatst voor woningbouw) en in de nabije omgeving, geologische kaarten etc., dient een goed beeld verkregen te worden van de bodemopbouw. Van de ondergrond dient zo een goed model gemaakt te worden waarin de verschillende bodemlagen en lenzen zijn aangegeven: de inventarisatie van de DNAPL-traps. Deze traps zijn als eerder beschreven voornamelijk slechter doorlatende bodemlagen en lenzen van klei, veen, leem of fijn zand.

Het kan in gevallen nodig zijn om aanvullende metingen uit te voeren. Zo nodig het uitvoeren van geofysische metingen of aanvullende sonderingen. Dit is binnen het kader van het DNAPLKAR-project toegepast in Austerlitz. Voor het plaatsen van aanvullende boringen dient gewacht te worden tot duidelijk is waar filters geplaatst moeten worden om werkzaamheden te combineren.

#### **3 Grondwaterstroming**

Voor dynamische monitoring is het leggen van het verband tussen de gemeten concentraties en de herkomst van het bemonsterde grondwater van essentieel belang. Bij één onttrekking in een homogeen en isotrope bodem en een geringe natuurlijke achtergrondstroming, stroomt het grondwater radiaal naar de onttrekkingsput. Bij heterogene bodems en meerdere onttrekkingen is de grondwaterstroming minder eenvoudig a priori te bepalen. Een grondwatermodel kan hiervoor een noodzakelijk hulpmiddel zijn.

Voor het opzetten van een grondwatermodel is informatie over de lokale bodemopbouw en drijvende krachten van grondwaterstroming zoals grondwater-onttrekkingen, al dan niet natuurlijke afwatering en grondwateraanvulling vereist. Al deze factoren beïnvloeden de stromingsrichting en stroomsnelheid van het grondwater in het interessegebied. Voor het kalibreren van de geohydrologische parameters van het grondwatermodel is een reeks grondwaterstandmetingen in ruimte en tijd noodzakelijk.

Bij het opstellen van een grondwatermodel dient rekening gehouden te worden met mogelijke de *output* en koppeling met ander modellen. De optie voor het koppelen van stoftransportmodule aan het model en de uitvoer van stroombanen (met bijvoorbeeld kleurcodering voor concentraties) is gewenst.

#### 4 Eerste schatting van de DNAPL's

Op basis van de historische gegevens over de mogelijke bovengrondse (inclusief kelders en putten) bronnen, *de primaire bronnen*, en het model van de bodemopbouw kunnen de eerste schattingen gedaan worden over de mogelijke *secundaire* bronnen (de *getrapte* DNAPL's). Een eerste controle hierop kan uitgevoerd worden door de combinatie van de aanwezige concentratiemetingen en stroombanen uit het grondwatermodel.

#### 5 Eerste opzet van het systeem

Op basis van de eerste interpretaties, de verwachtingen omtrent DNAPL-positities kan met het grondwatermodel een eerste ontwerp voor het systeem bepaald worden.

##### *Positionering van de onttrekkingsfilters*

Als reeds vermeld dient bij het ontwerp van het systeem rekening gehouden te worden met het doel van het systeem: Indien het systeem naast karakterisatie mogelijk ook gebruikt zal worden voor een permanente beheersing zal dit een ander systeem opleveren dan wanneer alleen spaken is van een karakterisatie met tijdelijke beheersing. In het eerste geval zullen de filters in het algemeen meer centraal gepositioneerd zijn omdat dit veelal bij beheersingen gewenst is (betere controle op de verspreiding van de verontreiniging met gelijk debiet).

Bij het ontwerp wordt aanbevolen om elk onttrekkingsfilter zo te positioneren dat door het aanzetten van een enkel onttrekkingsfilter en/of een combinatie van onttrekkingsfilters significant andere grondwaterstromingsrichtingen naar zoveel mogelijk monitoringspunten gecreëerd worden. Hierbij rekening houdend met de natuurlijke grondwaterstroming (indien significant aanwezig).

Veelal zal het plaatsen van twee onttrekkingsputten haaks op de natuurlijke stromingsrichting van het grondwater belangrijke nieuwe inzichten opleveren.

##### *Positionering van de monitoringsfilters*

Voor de positionering en wijze van uitvoering van de monitoringsfilters zijn enkele aandachtspunten:

- De filters dienen bij voorkeur zo geplaatst te zijn dat het grondwater stromend door het filter onder verschillende onttrekkingsconfiguraties uit significant andere richtingen komt. Hierbij dient gepoogd te worden een gelijkmatige spreiding van de stroombanen (binnen elk grondwaterstromingsvlak) te verkrijgen. Deze wijze van uitvoering vermijdt grote 'witte plekken' na afloop.
- Plaatsing van filters die leiden tot een karakterisatie van DNAPL's op belangrijke grensvlakken (bijvoorbeeld terreingrenzen) kan zeer gewenst zijn.
- Het plaatsen van verschillende filters binnen een grondwaterstromingsvlak is zeer wenselijk omdat zo stroombanen met elkaar gesneden mogen worden waardoor de positiebepaling van de DNAPL's in dat stromingsvlak met een grotere mate van detail kan worden uitgevoerd.
- De filterstelling en filterlengte is sterk afhankelijk van het gewenste resultaat en de bodemopbouw (zie hoofdstuk 2). Voor een gedetailleerde plaatsbepaling van de DNAPL's in de verticaal verdienen verschillende korte filters de voorkeur boven één lang filter. Daarnaast zal in een heterogene bodem een aantal korte filters eveneens te prefereren zijn: duidelijk onderscheid te maken tussen concentraties in verschillende bodemlagen. In het algemeen zullen filters staand op slechter doorlatende lagen een hogere trefkans hebben voor de detectie van opgeloste fracties.

NB1: Belangrijk aandachtspunt bij het plaatsen van zowel monitoringsfilters als onttrekkingsfilters is de afwerking van de filters. Ten eerste dienen de gebruikte materialen in de filters bestand te zijn tegen de inwerking van de DNAPL's. Liever RVS, Teflon, HDPE of PE in plaats van PVC. De filters dienen aan de onderzijde vloeistofdicht te zijn. Daarnaast verdienen de afdichtingen bij filters gezet door slechter doorlatende lagen aandacht: een goede afdichting is noodzakelijk om transport van DNAPL's naar diepere lagen te voorkomen. Afsluitingen met bentoniet werken niet altijd even goed: DNAPL's kunnen onder omstandigheden met een aanzienlijk grotere snelheid door bentoniet stromen dan op basis van water-doorlatendheid wordt verwacht.

NB2: Het verdient verder de aanbeveling om bij het plaatsen van elk filter de bodemopbouw goed te beschrijven om zo een verdere verbetering over de bodemopbouw (*traps* in het bijzonder) te verkrijgen.

### **6 Implementatie**

Implementatie van het systeem geschiedt in een cyclisch proces optimaal. Begonnen wordt met het plaatsen van een onttrekkingsput en enkele aanvullende monitoringspunten. Het aantal monitoringspunten en onttrekkingsputten wordt bepaald door het gewenste aantal cycli; minder cycli leidt tot hoger aantal monitoringspunten. Plaatsing van meer monitoringspunten in een ronde kan leiden tot het plaatsen van een teveel aan meetpunten of plaatsing van meetpunten op achteraf gezien minder optimale posities. Na de eerste implementatieronde kan worden overwogen om het gehele bodemsysteem een maal te doorspoelen om in de loop van jaren diffuus verspreide concentraties te verwijderen. Of dit nodig is, is afhankelijk van het grondwaterstroming in het gebied en de variaties in grondwaterstroming in de afgelopen periode.

Op basis van de resultaten van de eerste meetserie wordt een verbeterd inzicht verkregen in de concentraties, de 'witte plekken' en de geohydrologie. Deze informatie dient als *input* voor de volgende implementatie ronde. In de volgende ronde kunnen aanvullende meetpunten worden geplaatst en/of een ander grondwaterstromingspatroon geïnstalleerd worden.

Dit proces zal worden uitgevoerd tot het gewenste resultaat verkregen is.

Gedurende het gehele proces zullen de onttrekkingsputten tezamen met mogelijk andere maatregelen als een bodemluchtafzuiging, minimaal moeten leiden tot een beheersing van de verontreiniging en risico's.

### **3.2.2**

#### ***Opzetten van een uitvoeringsplan voor locatie met grondwateronttrekking in werking***

Conform de opzet voor een nieuwe locatie, zal ook hier informatie over de mogelijke opties aan verdere maatregelen meegenomen moeten worden in de uitvoering van dynamische monitoring. Voor de toepassing van dynamische monitoring op een locatie waar reeds concentratiemetingen en onttrekkingsgegevens van een zekere periode aanwezig zijn, kunnen twee benaderingen gevolgd worden. Dynamische monitoring kan alleen passief ingezet worden: op basis van de bestaande gegevens wordt middels de combinatie van stroombanen, bodemopbouw en concentratiemetingen een zo helder mogelijk beeld van de posities van DNAPL's in de ondergrond verkregen worden. Daarnaast kan overwogen worden om dynamisch monitoren zowel passief als actief uit te voeren.

Voor het uitvoeren van zowel passief als actief dynamisch monitoren op een locatie met een historie van grondwateronttrekkingen en concentratiemetingen volgt een globale aanpak:

1, 2, 3: De eerste drie stappen, *Bepaling potentiële primaire DNAPL-bronnen, Bodemopbouw en traps en Grondwaterstroming* zijn voor zover nog niet eerder volledig uitgevoerd gelijk aan de beschrijving van een nieuw locatie.

Indien een grondwatermodel reeds voor de locatie aanwezig is zal nagegaan moeten worden of het model bruikbaar is voor de toepassingen binnen dynamisch monitoren. Noodzakelijke wijzigingen dienen doorgevoerd te worden. In sommige gevallen kan het raadzaam zijn een nieuw model op te stellen.

#### **4 Controle monitoringsfilters**

Voor de controle van de bruikbaarheid van de concentratiegegevens is het van belang na te gaan in hoeverre de filters waaruit de geanalyseerde monsters zijn genomen bruikbaar zijn voor hun doel. Hierbij dient aandacht gegeven te worden aan de filterlengte, de filterstelling ten opzichte van de bodemlagen, de ligging van de filters ten opzichte van elkaar binnen de grondwatervlakken en de wijze van afwerking:

slechte koppelingen kunnen leiden tot indringing van contaminanten boven het filter en dus leiden tot een vertekend beeld.

### 5 Identificatie van stromingsituaties

Op basis van de onttrekkingsgegevens en het grondwatermodel moeten bekeken worden of zich in de voorgaande periode enkele significant verschillende grondwaterstromingsituaties hebben voorgedaan. Indien dit het geval is kunnen voor elk van de periodes de stroombanen door de monitoringsbuizen bepaald worden.

### 6 Correlatie van stroombanen en concentraties

Witte plekken waarover nog onvoldoende informatie beschikbaar is en locaties waar de aanwezigheid van DNAPL's aantoonbaar is, kunnen door de correlatie van de berekende stroombanen en de concentratiegegevens ten tijden van elk van de periodes worden geïdentificeerd. Deze eerste *screening* vormt het startpunt voor een verdere verfijning van het systeem, indien nodig. Deze verfijning van het systeem is conform de cyclische aanpak beschreven onder de punten 5 en 6 in de vorige paragraaf. Hierbij wederom rekeninghoudend met de nieuw verkregen inzichten en kennis over de bodemopbouw en verspreiding van DNAPL's vanuit de potentiële primaire bronnen.

## 3.3

### Interpretatie

De aanwezigheid van DNAPL's is niet direct af te leiden uit de gemeten concentraties in het grondwater. In figuur 3 in hoofdstuk 2, is een brede concentratierange aangegeven waarbinnen opgeloste fracties van een DNAPL in het grondwater aanwezig zou kunnen zijn. Om na te gaan of de gevonden concentraties in het grondwater afkomstig zijn van DNAPL's, kunnen twee methodieken naast elkaar worden gebruikt:

1. Door middel van een modelberekening kan nagegaan worden of de gemeten concentraties afkomstig kunnen zijn vanuit een bodem zonder DNAPL's;
2. Door middel van observaties van de concentratie-herkomst-relatie kunnen brongebieden geïdentificeerd worden.

Ad 1.

Een modelberekening kan worden uitgevoerd met een aangepaste versie RT3D (Clement, 1998 en Te Stroet, in bewerking) of MT3D+ (Hetterschijt et al., 1998) om na te gaan wat de Tri-concentraties zouden zijn wanneer er geen DNAPL's aanwezig zijn. Het sorptieproces is beschreven met niet-evenwichtssorptie (de gangbare procesbeschrijving die optredende processen zo goed mogelijk benadert). Vergelijking van de berekende concentraties met de gemeten concentraties geeft inzicht in het mogelijk bestaan van DNAPL-zinklagen in de ondergrond.

Ad 2.

Concentratiegegevens die worden ingewonnen in een 'stabiele' stromings- en verontreinigingssituatie zijn het makkelijkst te interpreteren ten behoeve van dynamische monitoring. In een stabiele situatie kan een waarneming van een verhoogde concentratie worden toegeschreven aan de aanwezigheid van een secundaire bronzone stroomopwaarts van het waarnemingspunt. Bij een niet-stationaire stromingsituatie is dit niet het geval; Na het wijzigen van de grondwaterstromingsituatie door bijvoorbeeld het wijzigen van onttrekkingen, zal de globale ligging van de pluim van verontreinigd grondwater zich verplaatsen. In figuur 1 wordt dit geïllustreerd: door het stopzetten van onttrekking 1 en het aanzetten van onttrekking 2 verandert de 'stabiele' pluim met een overwegende noordelijke oriëntatie in een pluim met een noordoostelijke oriëntatie. Tijdens deze overgang wordt in peilbuis 1 een toename en vervolgens een afname van de concentratie verwacht: de pluim 'passeert' in een korte tijdsduur het gebied waar deze peilbuis gesitueerd is. Dergelijke niet-stationaire metingen kunnen worden gebruikt om de locatie van de bronzone te bepalen. Hiervoor is dan wel een geavanceerdere aanpak vereist, waarbij door middel van *inverse modellering* (Valstar, 1997) met een transportmodel concentratiemetingen worden nagebootst door de locatie van de bronzone te variëren. Dit is echter geen gangbare procedure.

Om te garanderen dat metingen worden ingewonnen die op eenvoudige wijze (alleen met grondwatermodellering) te interpreteren zijn, moet men zich ervan verzekeren dat er zich een stabiele stromings- en verontreinigingssituatie heeft ingesteld. De tijd die nodig is voor het instellen van deze situatie kan worden berekend door de maximale reistijd van de pluim van de uitgangssituatie naar de nieuwe situatie te berekenen. Hierbij dient men natuurlijk rekening te houden met de vertragende werking van desorptie (nalevering) van de verontreiniging uit de bodem. Het daadwerkelijk bereiken van een stabiele situatie kan worden getoetst door de veranderingen van de concentratie in peilbuizen in de tijd te volgen en na te gaan wanneer deze constant worden. Zoals in par. 2.2 al is aangegeven is het zeer waarschijnlijk dat niet-evenwichtssorptie optreedt. De bodem blijft langzaam naleveren en een stabiele verontreinigingssituatie wordt pas na jaren bereikt. Het berekenen van de tijd die de verontreiniging in het grondwater nodig heeft om van A naar B te reizen onder aanname van lineaire sorptie of niet-lineaire sorptie is dan ook een benadering, de werkelijke insteltijd wordt hiermee onderschat.

## 4 Case Van Bijlandtstraat in Tilburg

### 4.1 Beschrijving case

#### 4.1.1 *Situatiebeschrijving*

De locatie 'Van Bijlandtstraat' is een voormalig bedrijfsterrein in Tilburg waar in de periode 1914 - 1988 verschillende leer-, wol- en textielverwerkende bedrijven waren gevestigd. Het terrein is in 1988 heringericht voor woningbouw.

Binnen de procesvoering tijdens de bedrijfsperiode is het product trichloorethyleen (Tri) gebruikt. Tri is als vloeistof via lekkages en vermorsing en opgelost in water (proceswater) in de bodem terechtgekomen. In de omgeving van de vroegere Tri-toepassingen en de afvalput is de verontreiniging vrij zeker in de bodem terecht gekomen. Andere bovengrondse bronnen worden niet uitgesloten: één gebroken Tri-fles van 100 liter<sup>2</sup> op het terrein kan hiervoor al voldoende zijn.

De potentiële primaire bronlocaties kunnen worden gezocht bij:

- Het open rioleringsstelsel dat niet vloeistofdicht was
- 'Tri-ketels' en destillatietoestellen in combinatie met permeabele vloeren
- Opslagplaatsen van Tri (in flessen en tanks) en aan- en afvoerwegen (o.a. toegangspoorten)
- Een afvalwater- en een overslagput

In tekening 1 zijn de oude en nieuwe situatie weergegeven.

De bodemverontreiniging wordt sinds 1989 in opdracht van de gemeente Tilburg in het kader van het provinciaal saneringsprogramma gesaneerd. In 1989 is, onder meer onder woningen, verontreinigde grond ontgraven. De ontgravingsputten zijn aangegeven op tekening 2. De grondontgraving is gevolgd door een grondwatersanering. Van 6 september 1989 tot 18 november 1992 is met twee diepwellputten (P1, P2) grondwater onttrokken. De mini-deepwells (MD1, MD2 en MD3) worden vanaf september 1993 vrijwel continu gebruikt voor grondwateronttrekking. De locatie van de putten is aangegeven op tekening 3. Het onttrokken grondwater (tot op heden circa 350.000 m<sup>3</sup>) is gereinigd en geloosd op het riool. Om mogelijke uitdamping naar de woningen te voorkomen is een bodemluchtexttractiesysteem in bedrijf.

De mate en omvang van de verontreiniging wordt geïllustreerd door de berekende vracht die tot heden is onttrokken (concentratie maal debiet) en die in tabel 1 is vermeld. In totaal is 4.485 kg Tri opgepompt.

Tabel 1: De verwijderde vracht (kg) gedurende de grondwatersanering

	P1	P2	MD1	MD2	MD3	BLE
1989/1990	75	1200				258
1991	42	200				105
1992	6	192	5	35	51	18
1993			28	175	222	14
1994			82	201	230	9
1995			33	137	194	1
1996			11	270	289	7
1997			50	92	159	5
1998			54	6	27	2
Totaal	123	1.592	263	916	1172	419

<sup>2</sup> In glazen flessen van 100 liter werd Tri vervoerd



De duur van de grondwatersanering werd in 1989 geschat op enkele jaren. In de loop van het project groeide het besef dat door dichtheidsstroming Tri als DNAPL is geaccumuleerd op de slecht doorlatende bodemlagen en dientengevolge de grondwatersanering stagneert.

De migratie van de DNAPL zou bevorderd kunnen zijn door de afwezigheid van de bovenste leemlaag bij de voormalige kelder (nu in Kasteleinstraat tussen nrs. 1 t/m 6) waar juist morsingen hebben kunnen plaatsgehad. De aanleg van de palenfundering van de huidige woningen en de uitvoering van boringen kunnen mogelijk ook een bijdrage hebben geleverd aan het verticale transport van de DNAPL. Eénmaal in het fijnzandige pakket kan de DNAPL de diepere leemlagen hebben bereikt. Mogelijk zou laterale verspreiding over de leemlenzen in dit pakket opgetreden kunnen zijn.

Naast een brongebied bij de vroegere Tri toepassingen, in de huidige Kasteleinsstraat waar ontgraven is, worden andere bronlocaties niet uitgesloten. Zo zijn in de achtertuinen van Kasteleinsstraat nrs. 8 t/m 14 en nr. 18 'spots' ontgraven.

#### 4.1.2 Bodemopbouw en geohydrologie

De regionale bodemopbouw tot circa 60 m –mv bestaat uit een minder doorlatende deklaag (Nuenengroep; ca. 10 meter) en een onderliggend watervoerend pakket (Formaties van Sterksel en Veghel) dat aan de onderzijde wordt begrensd door een scheidende laag (Formatie van Kedichem). Uit sonderingen en boringen, alsmede uit de algemene geologische beschrijving van de Nuenengroep en de gegevens van de Grondwaterkaart van Nederland, Centrale Slenk (TNO/DGV, 1983) kan de lokale bodemopbouw en de geologische schematisatie worden afgeleid zoals in tabel 2 is vermeld.

Tabel 2: Lokale bodemopbouw en geologische schematisatie

Diepte (m –mv)	Lithologie	Schematisatie	Horizontale k-waarde (m/dag)
0-1,5	Zand		
1,5-3	Aaneensluitende leemlaag ('Brabantse leem')	Afsluitende deklaag (L1)	
3-8	fijn zand met enkele leemlenzen die een verbreiding hebben van < 50 meter	Eerste watervoerende laag (Z1)	10
8-9	Vrijwel continue aaneengesloten slecht doorlatende laag	Eerste scheidende laag (L2)	0.01 <sup>v</sup>
9-10	Fijn zand met een enkele dunne leemlensjes (0.25-0.50 cm.)	Tweede watervoerende laag (Z2)	10
10-11	Continue aaneengesloten slecht doorlatende laag	Tweede scheidende laag (L3)	0.01 <sup>v</sup>
11-60	matig tot grof zand; bovenin dit zandpakket komen enkele dunne leemlenzen en veenlaagjes voor	Eerste watervoerende pakket (Z3 en Z4)	10-20

<sup>v</sup> is de verticale doorlatendheid

De bodemopbouw is tot circa 14 m –mv. vastgesteld op basis van sonderingen. In bijlage 3 zijn dwarsprofielen opgenomen.

De bovenste leemlaag (1,5 tot 3 m-mv) is vergraven bij de aanleg van een kelder voor Tri-opslag. Bij de grondsanering is deze bodemlaag vervangen door schoon zand. De palen van de woningen (tot circa 6 m –mv.) hebben deze leemlaag doorboord.

De grondwaterstroming in de deklaag is als gevolg van de relatief hoge ligging en de infiltratie van regenwater hoofdzakelijk neerwaarts gericht. De natuurlijke horizontale grondwaterstroming is noordwestelijk gericht.

De overheersende natuurlijke stromingsrichting in het eerste watervoerende pakket is noordelijk tot oostelijk, het verhang is circa 0,001 m/m. Sinds de grondwateronttrekkingen in gebruik zijn, wordt de grondwaterstroming in het interessegebied gedomineerd door de grondwateronttrekkingen. Het gevolg is dat gedurende de afgelopen 10 jaar de grondwaterstroming naar de onttrekkingen toe gericht is geweest.

## 4.2 Beschrijving van grondwatermodel

De grondwaterstroming in het studiegebied is gemodelleerd met behulp van de modelcodes MODFLOW en MODPATH (respectievelijk McDonald, Harbaugh, 1988; en Pollock, 1989).

De deklaag is als een stelsel van twee watervoerende lagen beschouwd, gescheiden door een veen/leemlaag (L2) die vrijwel continu in het modelgebied (1 x 1 km) aanwezig is. Het onderste fijnzandige pakket is van het eerste watervoerende pakket gescheiden door een continu aanwezige leemlaag (L3). De Formatie van Kedichem wordt beschouwd als hydrologische basis.

Het doorlaatvermogen en verticale weerstand (respectievelijk  $kD$ - en  $c$ -waarden) van verschillende de watervoerende lagen/pakketten en de slecht doorlatende lagen zijn vervolgens afhankelijk gesteld van de dikte van de lagen.

Het voorkomen van leemlenzen is gemodelleerd door aan de scheidende laag tussen de twee watervoerende modellagen een reële verticale doorlatendheid toe te kennen die gerelateerd is aan de gemeten dikte van de leemlens. Indien geen leemlens aanwezig is, wordt aan de scheidende laag een verticale doorlatendheid toegekend die overeenkomt met de verticale doorlatendheid van de twee zandige watervoerende lagen. De extensie van de lagenstructuur tussen de boringen en sonderingen is door middel van lineaire interpolatie bepaald. De grondwaterspiegel bevindt zich tot in de afsluitende leemlaag (L1). Alle aanwezige watervoerende lagen worden beschouwd als een 'confined aquifer'.

De doorlatendheid van de watervoerende lagen is gekalibreerd op stijghoogtemetingen van december 1993. Vervolgens is het gekalibreerde model gevalideerd voor de situatie in mei 1991. Hiervoor is gebruik gemaakt van de grondwaterstanden die beschikbaar zijn gekomen tijdens de uitvoering van de sanering. Het gemiddelde absolute verschil tussen de gemeten en de bij de kalibratie en de validatie berekende stijghoogten is circa 8 cm. Het gekalibreerde en gevalideerde model vormt de uitgangssituatie (nulsituatie) voor de scenarioberekeningen.

## 4.3 Meetnet en meetstrategie

De dynamische monitoring heeft zich gericht op de verontreiniging in de bovenste elf meter.

Waarnemingsfilters zijn in verschillende periodes geplaatst, te weten:

- Nader onderzoek (in 1988): 1 t/m 12, 100-, 200-, 300-, en 400-serie
- In 1991: 500 serie
- In 1997/1998: 600- en 700-serie, in het kader van DNAPLKAR

De filters zijn geplaatst in boorgaten, behalve een aantal minifilters in de 600- en 700-serie, die gedrukt zijn. De filterstelling is veelal 6-7 en/of 9-10 m –mv, beide in fijnzandige bodemlagen. De diepe filters zijn nabij de leemlaag op circa 10 m –mv. geplaatst. De positie van de meeste filters van 6 tot 7 m –mv. ten opzichte van de leemlagen is niet bekend, omdat de boorprofielen niet dieper zijn uitgevoerd dan voor het plaatsen van de filters noodzakelijk was. Wel kan de filterstelling ten opzichte van de geïnterpoleerde leemlagen worden aangegeven. Bij beschouwing hiervan blijkt dat de filters voornamelijk in het midden van de zandige laag zijn aangebracht en niet vlak boven de leem/veen-laag.

Bij de optimalisatie van het meetnet in 1998 is ten eerste rekening gehouden met de resultaten van de evaluatie van de monitoring in de periode 1989-1997. Ten tweede zijn de locaties van de filters afgestemd op de geplande grondwaterstromingsverandering in 1998 en de verwachte posities van bronlocaties. Randvoorwaarde hierbij was dat de herkomst van het te bemonsteren grondwater in beide periodes sterk onderscheidend was.

#### Periode 1989 – 1997

De grondwatersanering is eind 1989 gestart. De putten P1 en P2 zijn van 6 september 1989 tot 18 november 1992 in bedrijf geweest waarbij de debieten nogal varieerden. In september 1993 zijn de putten MD1, MD2 en MD3 in gebruik genomen. De grondwatersanering is tot 1998 gestuurd op basis van concentratiemetingen van het bemalingswater en het grondwater. Het concept van dynamische monitoring werd voor de sturing niet structureel toegepast. In deze periode zijn diverse onttrekkingregimes te onderscheiden. In het kader van het DNAPL KAR project is het concept van dynamische monitoring op de aanwezige 'historische' gegevens toegepast.

#### Periode december 1997 tot december 1998

In 1998 is gepoogd op basis van het concept van dynamische monitoring in twee periodes de bronzones nader in beeld te brengen. Hiertoe zijn in twee opeenvolgende perioden onder onderscheidende onttrekkingsregimes concentratiemetingen uitgevoerd. Het doel van het opleggen van nieuwe onttrekkingsregimes was het verkrijgen van een grotere supportschaal in bestaande en nieuwe meetpunten (andere stroombanen en concentratiemetingen).

De bemalingspompen (MD1-MD3) zijn op 21 december 1997 uit bedrijf genomen. De 'nulsituatie' is vervolgens vastgelegd. In de eerste onttrekkingsperiode (20 januari tot 17 juli 1998) is uit put MD1 circa 100 m<sup>3</sup> grondwater per dag onttrokken. In de twee periode (17 juli tot 17 december 1998) is uit put MD3 circa 100 m<sup>3</sup> per dag onttrokken, waarbij deze pomp vanaf 3 september tot 6 oktober in verband met onderhoudswerkzaamheden heeft stilgestaan.

Het in deze twee periodes bemonsterde grondwater onderscheidt zich op grond van de herkomst, onder de twee verschillende stromingsregimes. Het grondwater is na ruim een maand na elke verandering pas bemonsterd. De gemeten concentraties zijn in bijlage 1 vermeld.

## **4.4 Instrumenten voor interpretatie**

### **4.4.1 *Toetsingskader voor methodiek 1***

De stagnatie van de grondwatersanering van de Van Bijlandtstraat wijst erop, dat DNAPL in de bodem aanwezig is. De aanwezigheid van DNAPL is niet direct af te leiden uit de gemeten concentraties in het grondwater. De concentraties in sommige peilbuizen zijn nog zeer hoog, ondanks dat het bodemvolume binnen een straal van circa 50 meter van de veronderstelde brongebieden in de Kasteleinslaan reeds enkele tientallen malen is ververst.

Een modelberekening met een aangepast versie van RT3D (Clement, 1998 en Te Stroet, in bewerking, 1999) is uitgevoerd om na te gaan wat het concentratieniveau na 10 jaar bemaling zou zijn wanneer er geen DNAPL aanwezig is. De berekening is beschreven in bijlage 2. De berekende concentraties zijn lager dan 10 mg/l. De actuele concentraties in enkele filters zijn hoger dan dit concentratieniveau. Dit bevestigt het vermoeden dat DNAPL's in de bodem aanwezig zijn.

#### 4.4.2 **Toetsingskader voor methodiek 2**

De grondwaterstroming in de eerste en in de tweede zandlaag bij 12 onderscheiden onttrekkingsregimes is met behulp van het gevalideerde grondwatermodel berekend. De berekende *stroombanen* (de paden waarover denkbeeldig grondwaterdeeltjes zijn gestroomd) zijn voor twee diepten aangegeven in bijlage 4.

De samenhang tussen de concentratiemetingen en de grondwaterstroming is geïllustreerd in de figuren in bijlage 5. In deze figuren zijn de stroombanen aangegeven waarover het grondwater in de 12 geselecteerde perioden is gestroomd om in een waarnemingsfilter uit te komen. Voor de helderheid van de figuren zijn voor elke periode alleen die stroombanen aangegeven die naar meetpunten leiden die binnen die periode zijn bemonsterd.

In de figuren wordt duidelijk gemaakt waar het bemonsterde grondwater in elke periode vandaan komt. Onderscheid is gemaakt in stroombanen die in het onderste gedeelte van de eerste zandige watervoerende laag van de deklaag (modellaag Z1) naar de ondiepe waarnemingsfilters (tot 7 m –mv.) gaan en stroombanen die in de meetpunten in de tweede zandige laag (9-10 m –mv.) uitkomen. De stroombanen zijn gekleurd op basis van de gemeten concentraties Tri in het waarnemingsfilter waarin de betreffende stroombanen in die beschouwde periode zijn uitgekomen.

### 4.5 **Interpretatie**

#### 4.5.1 **Lokalisering van bronzone**

*Eerste zandige laag (metingen in filters tot 7 m -mv)*

In de eerste zandlaag was de gemiddelde Tri-concentratie in 1998 in 501, 505, 604, 605 en 705 (8-9 m –mv.) en 706 (8-9 m –mv.) hoger dan 10 mg/l. Dit gemiddelde duidt op aanwezigheid van DNAPL zeer nabij of bovenstrooms van deze filters. Omdat deze filters op een slecht doorlatende laag staan en de concentraties in de bovenliggende filters beduidend lager zijn, wordt de aanwezigheid van een zinklaag vermoed.

De toegevoegde waarde van dynamische monitoring blijkt uit de gemeten concentraties in 6A en 102A. De gekleurde lijnen in bijlage 5 geven duidelijk aan dat de Tri-concentraties in deze meetpunten sterk afhankelijk zijn van de grondwaterstroming. Zo zijn de concentraties in meetpunt 102A bij een grondwaterstroming vanuit het noorden aanzienlijk hoger dan wanneer het grondwater uit het zuiden komt. Het vermoeden dat de verontreiniging (DNAPL) zich alleen aan de noordzijde van 102A bevindt wordt hiermee versterkt.

De toegevoegde waarde van dynamische monitoring blijkt ook scherp uit de gemeten concentraties in filter 502. Het concentratieverloop in 502 voldoet aan het beeld van een doorbraak van hoge concentratie als gevolg van een wijziging van grondwaterstroming, gevolgd door een langzaam afnemende concentratie bij een volgende verandering van grondwaterstroming. Bij aanvang (1989) zijn de gemeten concentraties laag (43 µg/l) en nemen snel toe tot hoge waarden (maximaal 280 mg/l). In deze periode stroomde het grondwater in noordwestelijke richting door 502 naar put P2. De concentraties bleven tot circa november 1992 hoog. Nadien wijzigde de grondwaterstroming door de nieuw onttrekkingen ten zuiden van de 502 (naar de mini-deepwells). De concentratie neemt sinds dien langzaam af tot enkele 100 µg/l. Deze afname kan worden verklaard door nalevering als gevolg van niet-evenwichtsorptie. Op basis van dit concentratieverloop is het zeer waarschijnlijk dat DNAPL ten zuiden/zuidoosten van 502 aanwezig is. Nadat de mini-deepwells in gebruik werden genomen en de stromingsrichting bij 502 zuidelijk werd, namen de concentraties in 502 in korte tijd sterk af en vertoonden vervolgens een langzaam afnemende trend, dat kenmerkend is voor de aanwezigheid van DNAPL in de nabijheid dan wel stroomopwaarts van het meetpunt. Het bemonsterde grondwater was in die periode afkomstig uit het gebied bij 501 en 604 waar waarschijnlijk DNAPL in de ondergrond aanwezig is.

Het concentratieverloop in 506 is vergelijkbaar met, doch minder duidelijk dan dat van 502. In de periode tot november 1992 zijn de Tri concentraties rond de 10 mg/l. Het grondwater komt nu vanuit het (noord)oosten, waar de tri toestellen in de vroegere kelder stonden. Tijdens de rustperiode (dec. 1992-sept. 1993) zijn de gemeten concentraties 1-3 mg/l. Na september 1993 (MD-wells aan; grondwaterstroming vanuit het (zuid)oosten) fluctueren de concentraties aanzienlijk (0,4-7,2 mg/l).

*Tweede zandige laag (metingen in filters van 9-10 m-mv)*

De maximale Tri-concentraties in 1998 in de diepe waarnemingsfilters 6B, 606 en 701 zijn hoger dan 10 mg/l. Dit concentratieniveau duidt op de aanwezigheid van DNAPL bovenstreams van of zeer nabij deze meetpunten. Dat de hoogste concentraties juist boven een leemlaag op circa 10 m-mv. zijn aangetoond, wijst erop dat de DNAPL zich op deze slecht doorlatende en (naar aangenomen wordt) aaneengesloten laag heeft geaccumuleerd in de vorm van een zinklaag.

#### 4.5.2 **Omvang van bronzone**

De bronzone wordt afgebakend door lage Tri-concentraties in het grondwater. Hierbij dient rekening gehouden te worden met verdunningseffecten als gevolg van filterstelling, -lengte en snelheid van de grondwaterstroming. Beschouwing van de grondwateranalyses hierop, laat zien dat de bronzone in het oosten en zuiden van de locatie wordt begrensd door de meetpunten 707, 704, 703, 607, 608, 102B, 601, 602 en 708: de Tri-concentratie is in deze filters lager dan 1 mg/l.

Uit dynamische monitoring van het filter 604 in 1998 kan worden afgeleid dat de grens van de bronzone in het zuidwesten zich mogelijk in de omgeving van 604 bevindt. De Tri-concentraties in 604 wijzen erop dat DNAPL in de nabijheid aanwezig kan zijn: bij een zuidelijke grondwaterstroming (MD1 aan) komt het in 604 bemonsterde grondwater uit het gebied tussen 604 en 706. De (eenmalig) gemeten Tri-concentratie is hoog (27 mg/l)<sup>3</sup>. In de tweede periode, als MD3 aan staat, komt het grondwater ter hoogte van 604 uit het noordwesten. In deze tweede periode zijn de gemeten Tri-concentraties lager (6-17 mg/l). Mogelijk is dit veroorzaakt door verdunning met grondwater dat niet of slechts voor zeer korte duur (nog weinig stof in oplossing gegaan) blootgesteld is aan DNAPL-zinklagen.

Het concentratieverloop in monitoringspunt 701 heeft een vergelijkbaar verloop. Bij een zuidwestelijke grondwaterstroming (MD1 aan) is de gemeten concentraties (16 juli 1998) lager dan de daarna gemeten concentraties (MD3 aan). Dit wijst erop dat de bronzone zich in de nabijheid van 701 moet bevinden. De gemeten concentraties in 611 en 707 bevestigen dat de bronzone aan de oostzijde is begrensd.

In filter 501 dat gelegen is tussen 604 en 701, geeft geen variatie als gevolg van de verandering van grondwaterstroming aan. Het ligt derhalve of juist boven een DNAPL en/of is daardoor omringd.

Gezien de gemeten concentraties en de filterstellingen kan geconcludeerd worden dat in de zuidelijke en oostelijke helft van het onderzochte gebied de bronzone is vastgesteld. Voor de noordelijk en noordwestelijke grens kan gesteld worden dat deze nog niet zijn bepaald. De 'rand-meetpunten' geven concentraties aan die hoger zijn dan 1 mg/l. Onderzoek naar de begrenzing van de verontreiniging is hierbij benodigd.

Een aandachtspunt hierbij is het verloop van de concentraties in het grondwater als gevolg van niet-evenwichtsorptie: in de tijd langzaam afnemende concentraties kunnen het gevolg zijn van desorptie of van menging van sterk verontreinigd grondwater (van DNAPL) met 'schoon' grondwater. Dit laatste duidt dan op een rand van de DNAPL zone, het eerste op het najlief van een passerende pluim.

<sup>3</sup> Concentraties gemeten gedurende een stabiele periode kunnen aanzienlijk in grootte variëren: soms orden.

#### *Voorbeelden van nalevering*

De actuele Tri-concentratie in filter 503 is laag ( $< 1$  mg/l) en nam in de tijd langzaam af (van  $> 1$  mg/l in '91 naar  $\approx 0,1$  mg/l in dec. 1998). Omdat gedurende de gehele periode grondwater toestroomde vanuit het westen, ligt het niet in de lijn der verwachting dat ten westen van 503 zich DNAPL bevindt. Wel heeft het er de schijn van dat een langzame nalevering vanuit de vaste bodem voor een langdurige zwak afnemende contaminatie van het grondwater zorgt. De verontreiniging kan voorafgaand aan de sanering door verspreiding van sterk verontreinigd grondwater ten westen van 503 geadsorbeerd zijn aan de vaste bodem. De concentraties in de filters ten westen van 503 (602, 708 en 603) zijn nog lager dan die van 503, hetgeen het bovenstaande aannemelijk maakt.

De actuele Tri-concentraties in 601 liggen in dezelfde orde grootte als die in 503. Ook hier wordt contaminatie van het grondwater door een langzaam naleverende secundaire bron vermoed. Niet alleen vanwege het huidige concentratieniveau, maar ook omdat het bemonsterde grondwater uit het zuiden/zuidwesten kwam waar mogelijk DNAPL is achtergebleven na de ontgraving in dit gebied.

### **4.5.3 Omvang van pluimzone**

De omvang van de pluimzone in de eerste zandige laag is nog niet geheel vastgesteld. De concentraties in de randpeilbuizen 11, 10, 2, 9, 7, 8, 608, 507, 508, 704 en 707 zijn thans lager dan  $10 \mu\text{g/l}$ . Uit bijlage 5 blijkt ook dat in deze schil de concentraties bij verschillende stromingsrichtingen laag zijn. Alleen ten noorden van filter 705 en 706 is de grens van de pluimzone niet vastgesteld.

Gelet op de langdurige onttrekking en het resultaat hiervan ten aanzien van de grondwaterkwaliteit in de eerste zandlaag, mag worden aangenomen dat de pluimzone in de tweede zandige laag ongeveer even groot is als die in de eerste zandige laag. Dit wordt bevestigd door de gemeten concentraties in de Kasteleinslaan (602, 603, 703 en 607).

Het concentratieverloop in een aantal filters in de rand van de pluim (2, 10, 11, 301, 402 en 102B) wordt gekenmerkt door een tijdelijke piek bij een redelijk constante grondwaterstroming. Dit kan mogelijk veroorzaakt zijn door de vingerachtige structuur van het verspreidingspad van de DNAPL. Binnen de pluimzone kunnen hierdoor de concentraties plaatselijk sterk verschillen. Concentratiepieken in de voornoemde filters worden dientengevolge gemeten. De gemeten concentratiepieken zijn relatief laag, omdat de genoemde waarnemingsfilters in de randzone van de pluimzone staan.

## 5 Conclusies

Dynamisch monitoren, ofwel het combineren van concentratiemetingen en herkomst van bemonsterd grondwater bij veranderde grondwaterstroming, vergroot de supportschaal van concentratiemetingen. De positie van DNAPL's in de bodem kan derhalve bij een kleinere onderzoeksinspanning vastgesteld worden. Voorwaarde van dynamische monitoring is dat de grondwaterstroming moet worden veranderd. Grondwateronttrekkingen moeten derhalve worden uitgevoerd. Door combinatie van grondwateronttrekking en dynamische monitoring kan tot een optimaal ontwerp worden gekomen waarbij de bronzone (DNAPL) wordt gescheiden van de pluim.

Dynamische monitoring kon worden uitgevoerd op de lokatie Van Bijlandtstraat: de grondwaterstroming was gedurende de sanering (1989-1997) een aantal malen gewijzigd waarbij na iedere wijziging concentraties werden gemeten. Uit de stagnatie van de sanering van de Van Bijlandtstraat kon al worden afgeleid dat DNAPL's in de ondergrond aanwezig zijn. Berekeningen met niet-evenwichtsorptie tonen aan dat de gemeten concentraties aanzienlijk hoger zijn dan dat op basis van nalevering vanuit de bodem alleen kan worden verwacht en bevestigden hiermee het beeld van een continue bron van verontreiniging (DNAPL) in de ondergrond.

De bronzone en de pluimzone zijn verder afgeperkt door aan gemeten concentraties de dimensies ruimte en tijd toe te voegen: het vergroten van de supportschaal van de metingen. Door toepassing van dynamische monitoring is het inzicht in het ruimtelijke en temporele concentratieverloop vergroot, omdat bij veranderde grondwaterstroming het bemonsterde grondwater uit een ander gebied afkomstig is. Het verloop van de concentraties in de tijd heeft indicaties gegeven over de positie van DNAPL in de bodem. Daarnaast zijn verschillende gebieden geïdentificeerd waar nader onderzoek noodzakelijk is omdat daar waarschijnlijk DNAPL's zijn. In de case is een aantal voorbeelden van dynamische monitoring besproken.

De afperking van de bronzone aan de zuid-, west- en oostzijde van de locatie Van Bijlandtstraat is door dynamisch monitoren verder onderbouwd. De stroombanen met verontreiniging komen vanuit het zuiden niet verder dan 102. Onder de woningen aan de Kasteleinslaan (zuidzijde) zijn wel (op grotere diepte) hoge concentraties te verwachten. De concentratieveranderingen in 604 en 701 wijzen erop dat de grens van de bronzone in de nabijheid van deze filters moet liggen.

De meetpunten stroomafwaarts geven de indicatie af dat ten noorden en ten noordwesten van de locatie eveneens nog DNAPL's aanwezig zijn. Verdere inventarisatie van de verontreiniging op de locatie is benodigd om de randen van de DNAPL's te identificeren.

Samenvattend kan worden gesteld dat na vermorsing DNAPL over leemlenzen lateraal is afgestroomd, verder weggezakt en uiteindelijk op de continu aaneengesloten leemlaag op 10 m –mv terechtgekomen. De componenten uit de DNAPL lossen op in het grondwater. Vanwege de langdurige grondwateronttrekking is de Tri-concentratie in de 'periferie' van de bronzone sterk afgenomen, het gebied met sterk verontreinigd grondwater en verontreinigd sediment is gekrompen en valt nu grotendeels samen met de bronzone.

## 6 Referenties

Clement, T.P., (1998) A Modular Computer Code for Simulating Reactive Multi-component Species Transport in 3-Dimensional Groundwater Systems, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington, USA.

Hetterschijt R.A.A., Stroet C.M.B. te, Hanneman F.A., Theelen R.M.C., Sinke A.J.C. & Gaans P.F.M. van, (1999). Restrisk; Assessment of effectiveness of in situ remediation. Phase 2: Predicting fate & transport and future risks of organic contaminants. Reportno. NOBIS 95-2-11.

McDonald en Harbaugh, (1988) A Modular Three-dimensional Finite Difference Groundwater Flow Model, U.S. Geological Survey

Pankow, J.F., and J.A. Cherry; (1996), Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater: History, Behavior, and Remediation, Waterloo Press.

Pollock, W., (1989) Documentation of Computer Programs to Compute and Display Pathlines Using Results Form the U.S. Geological Survey

Stroet, C.B.M., te. intern document NITG-TNO, 1999.

Valstar, J. (1997) Efficient inverse modelling: a representer approach, Proceedings of IAMG '97, The Third Annual Conference of the International Association for Mathematical Geology, V. Pawlowsky (ed.), pp. 767-771, CIMNE,



---

## **Bijlage 1: Gemeten concentraties**

Deze bijlage is niet opgenomen in de digitale versie van het rapport.

## Bijlage 2: Berekeningen niet-evenwichtsorptie

Een modelberekening met een aangepaste versie van RT3D+ (Te Stroet en Van Zutphen, 1999 in bewerking) is uitgevoerd om na te gaan wat het concentratieniveau na 10 jaar bemaling zou zijn wanneer er geen DNAPL aanwezig zou zijn.

Het gemodelleerde gebied heeft een omvang van 200 bij 200 meter. De bodemopbouw in het gebied is gelijk aan de situatie ter plaatse van de Van Bijlandtstraat. In de modellering is voor het gehele oppervlak over de bovenste meter aangenomen dat op tijdstip  $t=0$  (1989) overal in de waterfase tri in 1.000 mg/l aanwezig was. In het midden van de locatie is een onttrekking gepositioneerd. Er is geen rekening gehouden met horizontale afstroming doordat de stroming voornamelijk gedomineerd wordt door de onttrekking. Biologische of andere omzettingen zijn bij het transport niet meegenomen.

Het stoftransport in het grondwater en in het sediment is gemodelleerd met *niet-evenwichtsorptie*. Deze wijze van modellering houdt in grote lijnen in dat de verdeling van de verontreiniging in tussen de waterfase en de vloeistoffase niet instantaan geschiedt, maar dat het afhankelijk gesteld wordt van de snelheid waarmee deze processen (sorptie en desorptie) verlopen. Deze wijze van modelleren is voor met name in bodems met organisch materiaal een meer realistische benadering: door de hoge gehalten aan organisch materiaal neemt de invloed (retardatie) van de sorptie op de transportsnelheid van de verontreiniging door de bodem toe. In de bodem van de Van Bijlandtstraat is een aanzienlijke hoeveelheid organisch materiaal, o.a. in het veen en andere klei/leemlagen aanwezig.

*Niet-evenwichtsorptie* wordt binnen het model gestuurd specifieke met twee parameters:  $K_d'$  en  $\lambda$ . De  $K_d'$  is een maat voor de verhouding van de hoeveelheden Tri in de vloeistoffase en in de vaste fase onder evenwichtscondities (in theorie na een oneindige duur).  $\lambda$  is een maat voor de snelheid waarmee het evenwicht zich instelt: de factor waarmee het verschil tussen de aanwezige situatie en de evenwichtssituatie binnen een tijdsperiode wordt verkleind.

Voor een veengrond met een hoge fractie organisch materiaal wordt de  $K_d'$  zeer groot. Omdat het organisch materiaal zich niet overal in de bodem bevindt en de hoeveelheid en spreiding hiervan voor de locatie niet bekend is, kan voor deze modellering de  $K_d'$  alleen geschat worden. Ook de overdrachtsnelheid  $\lambda$  moet worden geschat. Voor beide variabelen zijn verschillende waarden aangenomen. De resultaten van de berekeningen geven een spreiding aan van de te verwachten concentraties.

### Rekenresultaten

De resultaten zijn in de onderstaande tabel opgenomen.

Tabel B2: Berekende concentraties (mg/l) in het centrum in 2\*vijf simulaties, bij een uitgangskoncentratie van 1000 mg/l overal in het grondwater (niet in de vastefase).

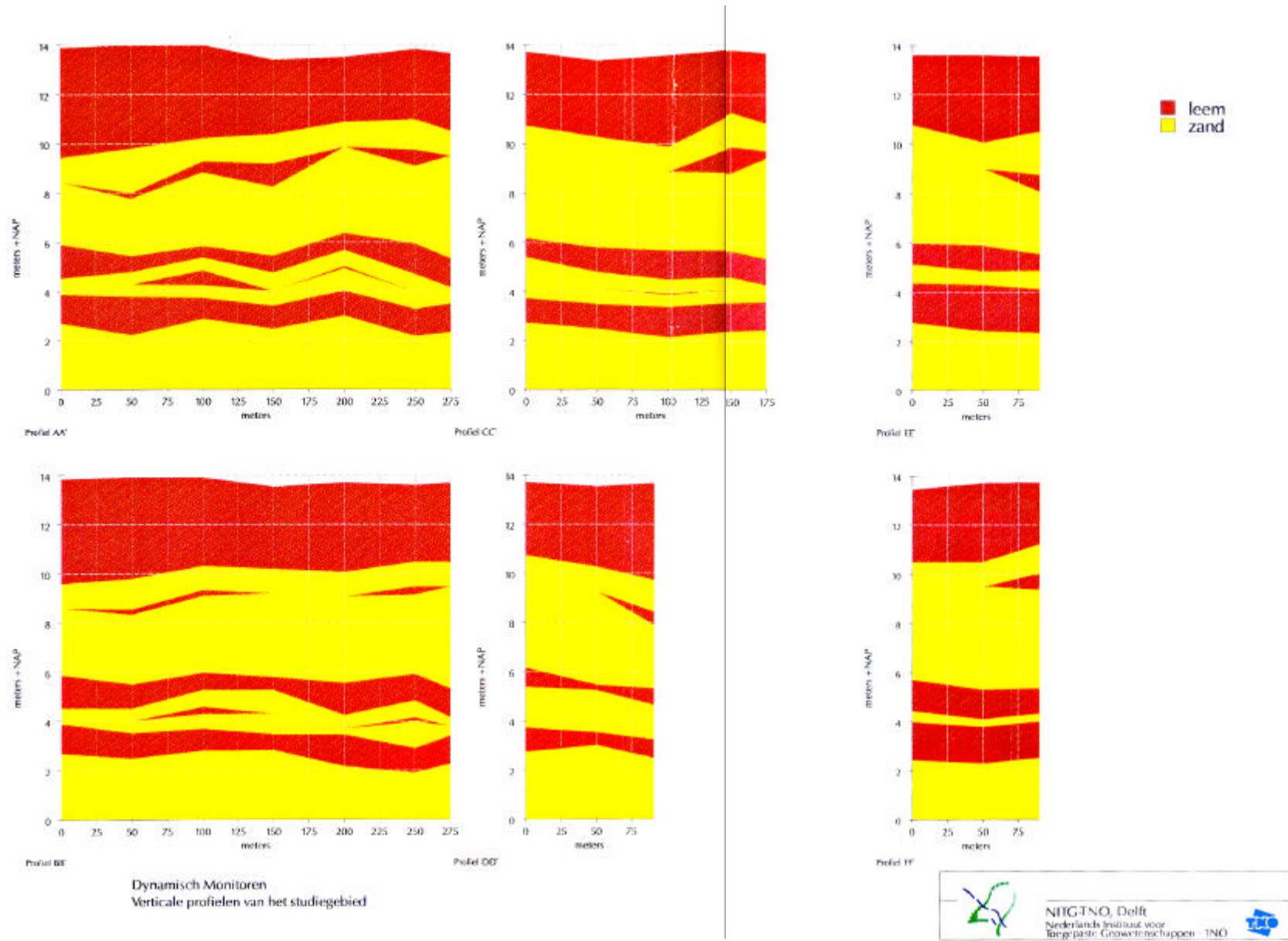
Simulatie	200*200	Simulatie	60*60
1	0.06	1	0.06
2	8.8	2	8.6
3	4	3	8
4	0.1	4	0.2
5	0.0016	5	0.0015

### Conclusies

De actuele concentraties zijn aanzienlijk hoger dan op basis van de modellering is te verwachten. Het is dus waarschijnlijk dat DNAPL in de ondergrond aanwezig is.

---

## Bijlage 3: Bodemprofielen



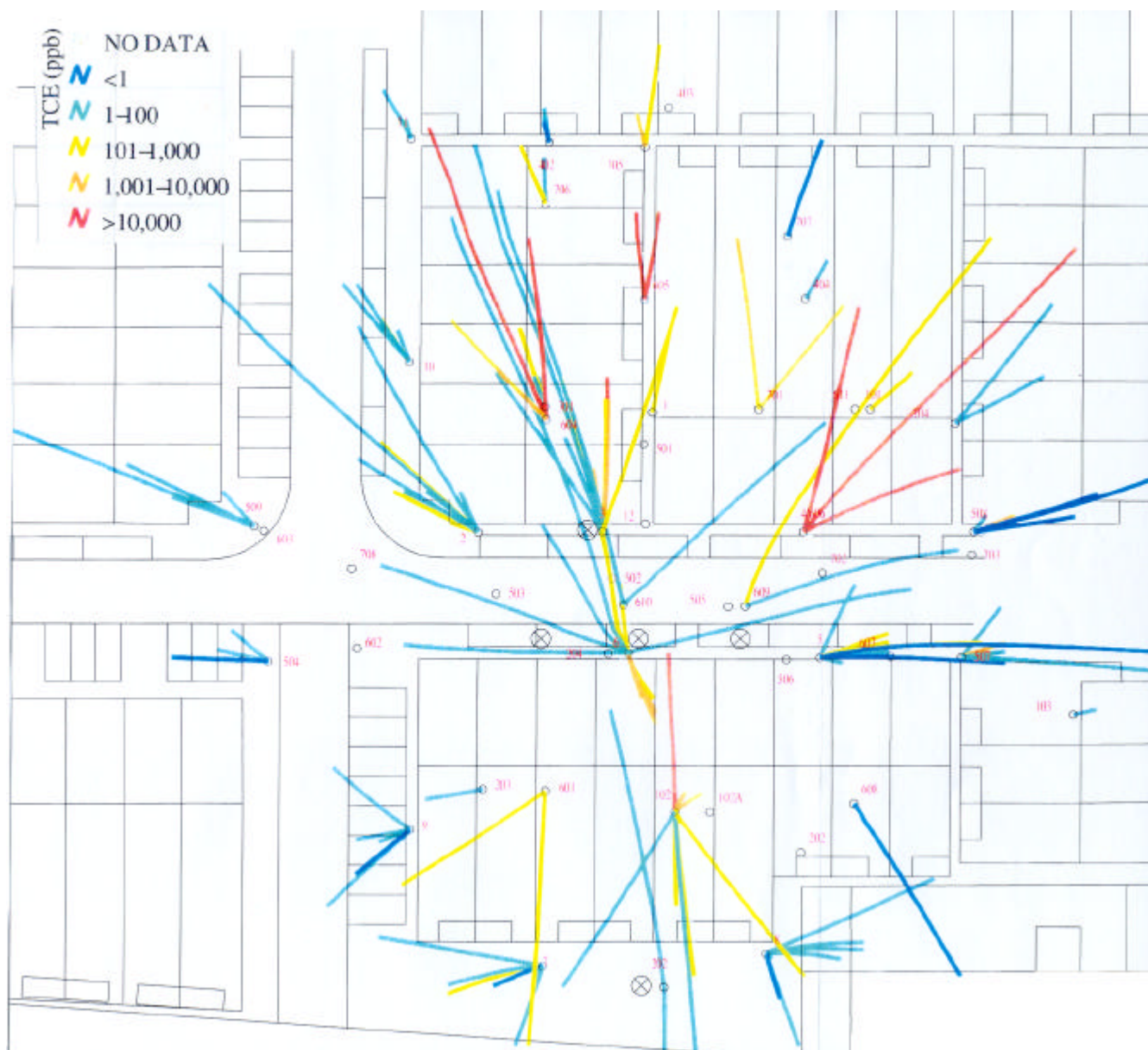
---

## **Bijlage 4: Grondwaterstromingspatronen**

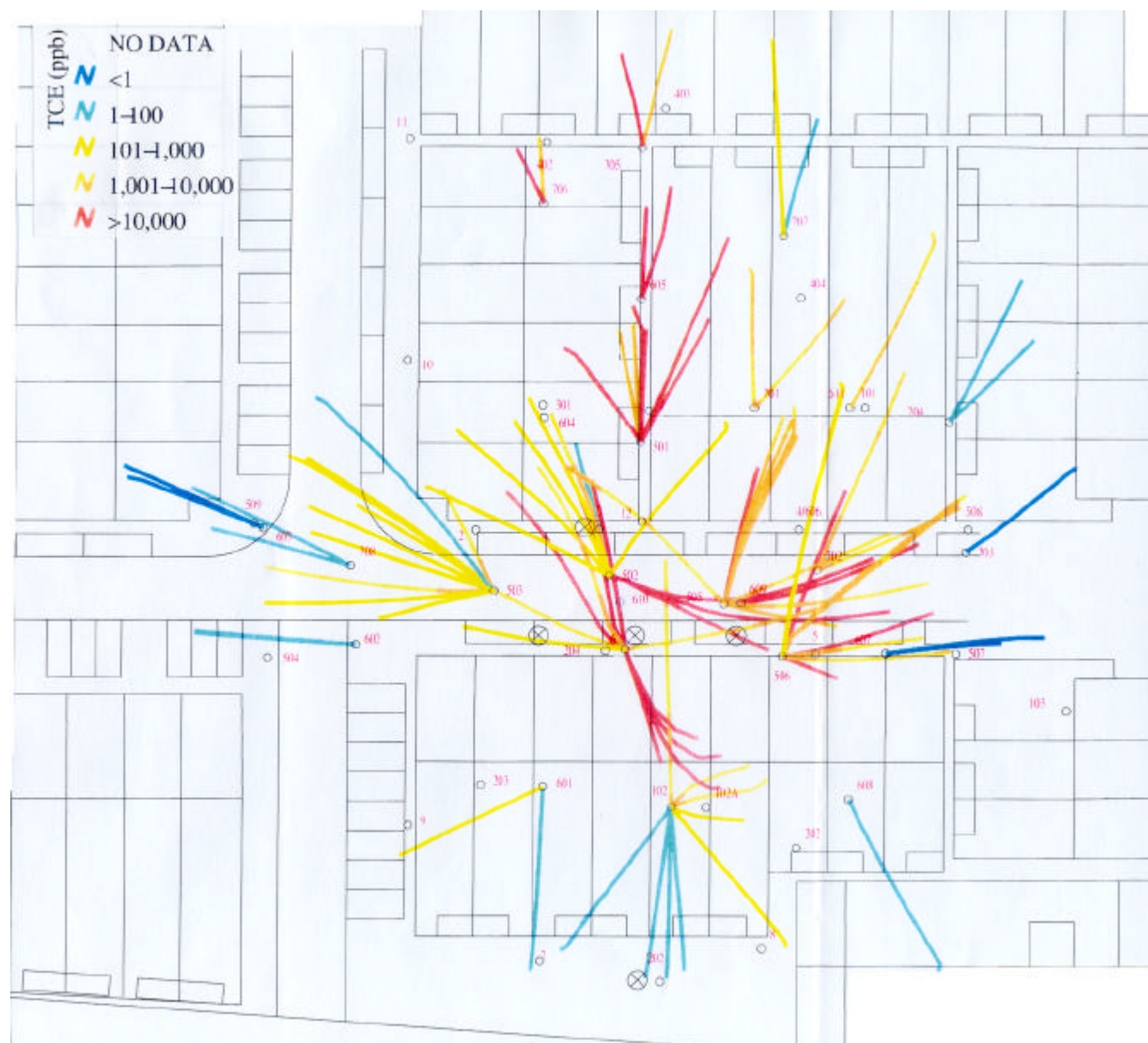
Deze bijlage is niet in de digitale versie van het rapport opgenomen.

---

## Bijlage 5: Stroombanen en concentraties



Eerste zandige laag (metingen in filters tot 7 m-mv.)



Tweede zandige laag (metingen in filters van 9-10 m-mv.)



---

## Tekeningen

**VERKLARING:**

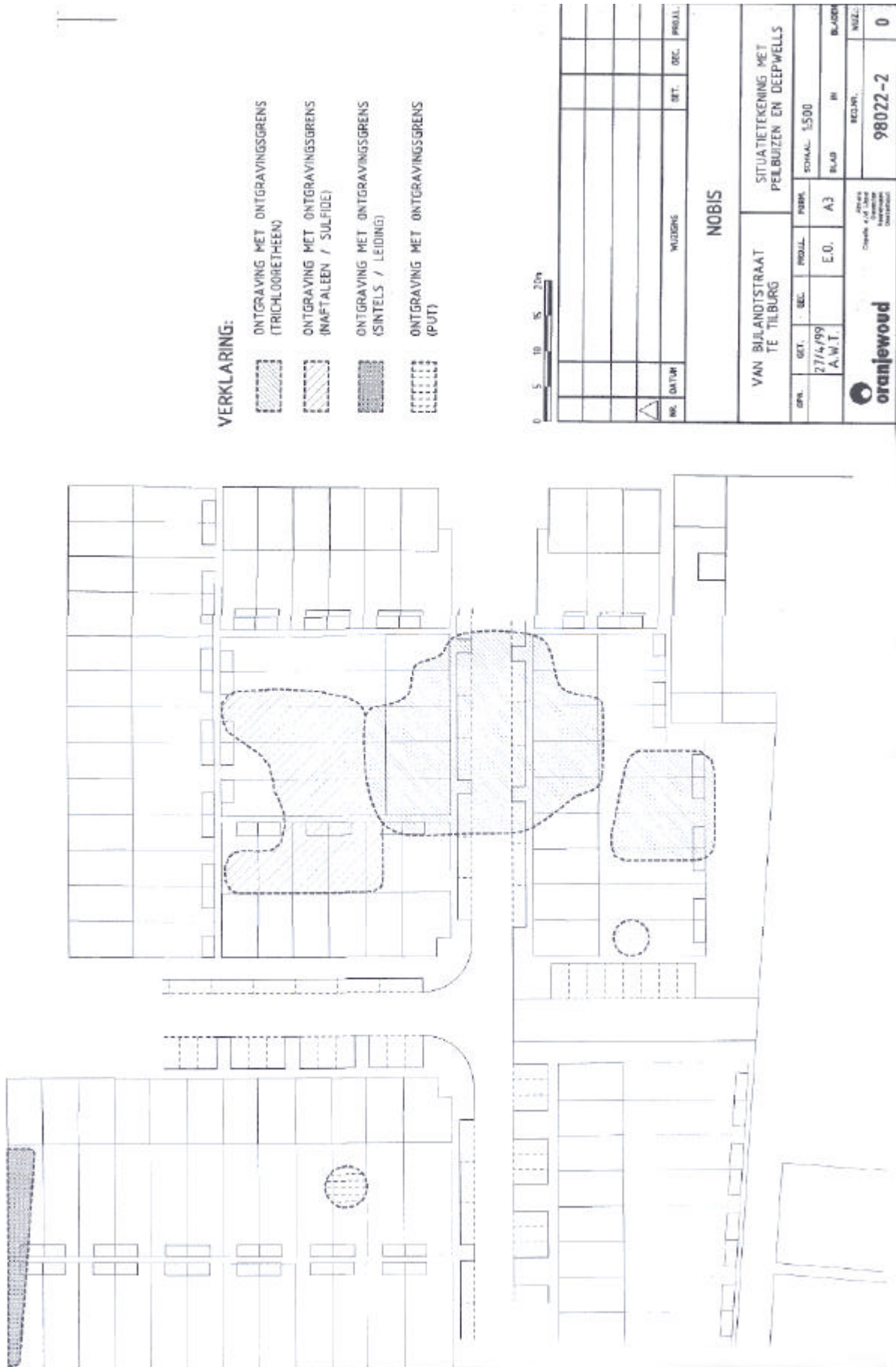
- VANAF 1914: 1. LOOIERIJ  
2. KALKERIJ  
3. KETELHUIS MET SCHORSSTEEN  
4. MACHINEKAMER  
5. BEREPLAATS VOOR HOUT  
6. WERKRIJLITTERIJ  
6A. VELLENMAGAZIJN
- VANAF 1919: 7. DROGERIJ  
8. WOLWASSERIJ
- VANAF 1923: 9. CARBONISEERDER
- VANAF 1914: 10. BEREPLAATS LANDBOUWERKTUIGEN
- VANAF 1961: 11. BEWARENVERWERKEN TEXTIELAFVAL  
12. SORTEREN TEXTIELAFVAL  
13. DIESELOLPOMP  
14. KANTOOR
- RIJLING
- TRI-TOEPASSINGEN



NR.	DATEM	W. J.	W. T.	PROJ.	FORM.	SIGNAL.	DEF.	SEC.	PROJ.
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11									
12									
13									
14									

**NOBIS**

VAN RIJLANDSTRAAT TE TILBURG		SITUATIEKARTING MET OUD EN NIEUW TERREINGEBRUIK	
OPN.	DEF.	PROJ.	SIGNAL.
27/11/1919	20	W.T. A-3	1:1000
A.M.T.	20	W.T. A-3	BLAD. B.
oranjewoud		TEG. NR. 98022-1	
oranjewoud		D	





VERKLARING:

- ▲ PELBUIJS MET NUMMER
- ⊗ MDI DEEPWELL MET NUMMER



NO	DEF.	DEEL.	PRELL.	TORIK.	SCHAAL.	BLAD.	BLADEN.	MIS.
	27/4/99		E.0.	A3	1:500	III		
oranjewoud <small>Oranjewoud is een onderdeel van de Nederlandse Staat</small>								98022-3
NOBIS								0
SITUATIEKENNING MET PELBUIZEN EN DEEPWELLS								
VAN BUILANDSTRAAT TE TILBURG								
BE.	BATON			WISDAG	DEEL.	DEEL.	PRELL.	

