

Miljøprojekt Nr. 751 2003  
Teknologiudviklingsprogrammet for  
jord- og grundvandsforurening.

## Afprøvning af reaktiv jernvæg til grundvandsrensning

Vapokongrunden

Vibeke L. Birkelund og Dorte Harrekilde  
Rambøll

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

INDHOLD	3
FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	17
1.1 BAGGRUND FOR AFVÆRGEPROJEKTET	17
1.2 FORMÅL	18
2 OPBYGNING AF RAPPORTEN	19
3 BAGGRUND	21
3.1 HISTORISK BESKRIVELSE AF VAPOKON	21
3.2 GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD	23
3.2.1 <i>Geologi</i>	23
3.2.2 <i>Hydrogeologi, vandindvinding og recipienter</i>	23
3.3 FORURENINGSUDBREDELSE	24
3.3.1 <i>Jordforurening</i>	24
3.3.2 <i>Grundvandsforurening</i>	25
3.4 RISIKOVURDERING	25
3.5 SKITSEPROJEKT FOR AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	25
3.6 REAKTIVE VÆGGE	26
3.6.1 <i>Teori bag reaktive vægge</i>	26
3.6.2 <i>Kolonnetest</i>	28
3.6.3 <i>Oprensningsniveauer</i>	30
3.6.4 <i>Udledningstilladelse</i>	30
4 FORUNDERSØGELSER	31
4.1 FORMÅL	31
4.2 UNDERSØGELSENS OMFANG	31
4.2.1 <i>Geoprobe-boringer</i>	32
4.2.2 <i>Geotekniske boringer</i>	33
4.2.3 <i>Vandprøver</i>	34
4.2.4 <i>Jordprøver</i>	35
4.3 GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD	35
4.4 FORURENINGENS UDBREDELSE	36
4.4.1 <i>Forureningsudbredelse i den øvre del af grundvandsmagasinet</i>	37
4.4.2 <i>Forureningsudbredelse i den nedre del af grundvandsmagasinet</i>	38
4.4.3 <i>Udbredelse i forhold til grænseværdier for udledning til Holmebækken</i>	39
4.4.4 <i>Makroioner og nedbrydningsforhold</i>	41
4.5 TILKLOGNING AF DEN REAKTIVE VÆG	44
4.6 STRØMNINGENS VERTIKALE FORDELING	45
4.7 SAMMENFATNING OG KONKLUSION AF FORUNDERSØGELSER	45

5	MODELLERING	47
5.1	FORMÅL	47
5.2	OVERORDNET STRØMNINGS- OG STOFTRANSPORTMODEL	47
5.2.1	<i>Modelberegninger</i>	48
5.3	BEREGNING AF TYKKELSEN AF DEN REAKTIVE VÆG	50
5.4	DETAILMODEL FOR REAKTIV VÆG	50
6	DETAILPROJEKTERINGSFASEN	53
6.1	FUNNEL & GATE SYSTEM	54
6.2	DRÆN	55
6.2.1	<i>Beskrivelse af dræn</i>	55
6.2.2	<i>Dimensionering af drænsystemet</i>	56
7	ANLÆGSFASEN	59
7.1	FJERNELSE AF HOT-SPOT	59
7.1.1	<i>Omfang</i>	59
7.1.2	<i>Dokumentation</i>	61
7.1.3	<i>Restforurening</i>	61
7.2	ETABLERING AF FUNNEL & GATE	62
7.2.1	<i>Ramning</i>	62
7.2.2	<i>Udgravning</i>	62
7.2.3	<i>Tilfyldning</i>	64
7.2.4	<i>Grundvandssænkning</i>	68
7.2.5	<i>Optrækning af spunsjern</i>	69
7.3	ETABLERING AF DRÆNSYSTEM	70
8	DRIFT AF DRÆNSYSTEM	73
8.1	VEDLIGEHOJDELSE AF DRÆNLEDNING OG DRÆNBRØNDE	73
8.2	VEDLIGEHOJDELSE AF TRANSPORTLEDNING OG SPULEBRØNDE	73
8.2.1	<i>Drift og vedligeholdelse af drænpumpebrønd</i>	73
9	MONITERING	77
9.1	FORMÅL OG STRATEGI	77
9.1.1	<i>Indledende monitorering</i>	77
9.1.2	<i>Den videre monitorering</i>	78
9.2	MONITERINGSBORINGER	79
9.3	FELT- OG ANALYSEARBEJDE	81
9.3.1	<i>Pejlerunder</i>	81
9.3.2	<i>Pumpetest</i>	81
9.3.3	<i>Slugtest</i>	82
9.3.4	<i>Vandprøvetagning</i>	82
9.3.5	<i>Kemiske analyser</i>	83
9.4	GEOGIS DATABASE	84
9.5	VURDERING AF STRØMNINGSHASTIGHED Gennem DEN REAKTIVE VÆG	85
9.6	VURDERING AF HYDRAULISK LEDNINGSEVNE OG TILKLOGNING	85
9.6.1	<i>Hydraulisk ledningsevne omkring væggen</i>	85
9.6.2	<i>Tilklogning af den reaktive væg</i>	86
9.7	VURDERING AF RESULTATER AF DRÆNVAND OG RECIPIENT	88
9.7.1	<i>Recipient</i>	88
9.7.2	<i>Drænvand</i>	88
9.8	VURDERING AF RESULTATER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG	91
9.8.1	<i>Vertikal variation i forureningsgrad</i>	91
9.8.2	<i>Tidsmæssig variation i forureningsgrad</i>	93
9.8.3	<i>Rensning ved passage gennem væggen</i>	93

9.9	NATURLIG NEDBRYDNING	99
9.10	SAMMENFATNING OG FORSLAG TIL MONITERING I 2002-2003	102
9.10.1	<i>Sammenfatning af monitoringsresultater</i>	102
9.10.2	<i>Forslag til monitorering i 2002-2003</i>	104
9.10.3	<i>Forslag til undersøgelse af tilklogning af den reaktive væg</i>	105
10	ØKONOMI FOR AFVÆRGEPROJEKTET	107
10.1	AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	107
10.1.1	<i>Entreprise for etablering af ”Funnel &amp; Gate”</i>	107
10.1.2	<i>Indkøb af jerngranulat</i>	108
10.2	OMKOSTNINGER TIL MONITERING OG DRIFT	109
10.2.1	<i>Drift</i>	109
10.2.2	<i>Indledende monitorering</i>	109
10.2.3	<i>Videre monitorering indtil december 2001</i>	109
10.2.4	<i>Monitorering i 2002 og 2003</i>	110
11	REFERENCER	111

Bilag 1 Forundersøgelser; Metode og resultater af Geoprobeundersøgelser

Bilag 2 Forundersøgelser; Filtersætninger i geotekniske borer og i borer fra tidl. undersøgelser

Bilag 3 Forundersøgelser; Analyseprogram for vandprøver

Bilag 4 Forundersøgelser; Analyseresultater af vandanalyser samt skønnet forureningsudbredelse

Bilag 5 Forundersøgelser; Fremgangsmåde ved udførsel af slugtest med Geoprobe rammeboret teknik

Bilag 6 Opbygning og kalibrering af grundvands og stoftransportmodellerne

Bilag 7 Detailmodel for reaktiv væg

Bilag 8 Detailprojektering af den reaktive væg; Beregningsprincippet

Bilag 9 Dimensionering af dræn og brønde

Bilag 10 Bortgravning af hot-spot, analyseresultater og PID-målinger

Bilag 11 Monitoringsboringer og brønde

Bilag 12 Monitorering; Bemærkninger i forbindelse med vandprøvetagningen

Bilag 13 Monitorering; Analysepakker- og parametre

Bilag 14 Monitorering; Strømningshastighed gennem den reaktive væg, marts 2000

Bilag 15 Monitorering; Hydraulisk ledningsevne i og omkring den reaktive væg

Bilag 16 Monitorering; Analyseresultater for drænvand og recipient

Bilag 17 Monitorering; Drænniveauer og tilstrømning til dræn

Bilag 18 Monitering; Pejlinger og potentialekort

Bilag 19 Monitering; Analyseresultater for vandprøver udtaget i og omkring den reaktive væg

Bilag 20 Monitering; Analyseresultater for vandprøver udtaget op- og nedstrøms væggen

Bilag 21 Monitering af naturlig nedbrydning i pointtabel fra US-EPA protokol

# Forord

På Vapokongrunden i Søndersø, hvor der tidligere har foregået genindvinding af opløsningsmidler, er der sket en kraftig forurening af jord og grundvand med aromatiske og chlorerede opløsningsmidler. Fra 1989 er der udført en række forureningsundersøgelser, og i 1998 er der udarbejdet et skitseprojekt for udførelse af afværgeforanstaltninger. For at forhindre yderligere spredning af forureningen startede nærværende afværgeprojekt samme år.

Afværgeprojektet har inkluderet forundersøgelser, detailprojektering inklusiv modellering, udførelse/etablering af afværgeforanstaltninger, samt efterfølgende monitorering.

Foruden afgravning af hotspot omfatter afværgeforanstaltningerne etablering af et "Funnel & Gate-system" med en reaktiv væg til rensning af grundvand for indhold af en række chlorerede opløsningsmidler. Derudover er der etableret et omfangsdræn.

Til dokumentation for effektiviteten af afværgeforanstaltninger overfor jord- og grundvandsforureningen, samt med henblik på at overholde udledningskrav er der indtil videre udført monitorering fra februar 2000 til december 2001. Desuden er den naturlige nedbrydning af grundvandsforureningen undersøgt.

Afværgeprojektet inklusiv omtalte monitorering er gennemført af RAMBØLL for Fyns Amt. Projektet er led i Miljøstyrelsens Teknologiuudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening.





# Sammenfatning og konklusioner

I 1976 startede Vapokon Petrokemisk Industri A/S genindvinding af opløsningsmidler ud fra brugte væsker, malerresten mm. Virksomheden blev etableret på Snavevej i Søndersø. Virksomheden gik i 1996-97 konkurs og ejendommen blev overtaget af Søndersø Kommune.

En undersøgelse i 1989 viste, at grunden var forurenede. Der er siden udført en række undersøgelser, og i 1998 er der udført et skitseprojekt for afværgetiltag. På baggrund af skitseprojektet, samt på baggrund af miljømæssige og økonomiske vurderinger er det valgt at etablere et "Funnel & Gate"-system med en reaktiv væg suppleret med opgravning af hot-spot. Denne løsning forhindrer yderligere spredning af forureningen. I den reaktive væg, der består af jernspåner, nedbrydes en række chlorerede komponenter ved anaerob jernkorrosion, der medfører en reaktiv dechlorering.

Afværgeprojektet består af forundersøgelser, detailprojektering inklusiv modellering, udførelse/etablering af afværgeforanstaltningerne, samt efterfølgende monitoring. Formålet med monitoringen er at dokumentere effektiviteten af afværgeforanstaltninger, samt at vurdere kvaliteten af oppumpet drænvand med henblik på at overholde udledningskravene.

Afværgeprojektet er gennemført af RAMBØLL for Fyns Amt. Projektet er et Teknologiuudviklingsprojekt under Miljøstyrelsens Teknologiuudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening.

## Tidligere undersøgelser

De tidligere udførte undersøgelser viste bl.a., at:

- Der er en kraftig jordforurening med BTEX'er, chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter. Hot-spot, der udgør et areal på ca. 775 m<sup>2</sup>, omfatter ca. 70 % af den samlede jordforurening på ca. 4.700 kg BTEX'er og ca. 2.500 kg chlorerede opløsningsmidler.
- Grundvandsforureningen er spredt ca. 200 m nedstrøms grunden, og fanen har en bredde på ca. 80 m. Grundvandsforureningen er kraftigst under Vapokongrunden med op til 40.000 µg/l af BTEX og chlorerede opløsningsmidler. Vertikalt er forureningen kraftigst i den øverste del af magasinet.
- Der er med de nuværende strømningsforhold ikke risiko for eksisterende vandindvinding, der ligger opstrøms Vapokongrunden, men der er forureningspåvirkning af Holmebækken, der løber sydøst for grunden, samt grundvandsressourcen.

## Forundersøgelser

Før detailprojektering af afværgeforanstaltningerne er der udført en række forundersøgelser med henblik på:

- kortlægning af forureningsfanens horisontale og vertikale fordeling
- belysning af tilklogning af den reaktive væg
- belysning af strømningens vertikale fordeling
- placering af omfangsdrænvurdering af de geotekniske forhold ved etablering af spuns og reaktiv væg

Forureningsfanen er endelig afgrænset ved udførelse af Geoprobeboringer filtersat i top, midt og bund af grundvandsmagasinet. Kortlægningen viste, at forureningsfanen siden tidligere undersøgelse er blevet ca. 50 m længere, men i øvrigt er sammenlignelig med den tidligere konstaterede fane.

Grundvandsanalyserne viste, at der nedstrøms Vapokongrunden og nedstrøms den planlagte placering af den reaktive væg sker en naturlig nedbrydning af opløsningsmidlerne.

Resultater af forundersøgelser har ikke givet anledning til ændring af placering af den reaktive væg ("gate") i forhold til skitseprojektet. Kernen af jerngranulat vurderes på baggrund af slugtests og forureningsens vertikale fordeling at skulle have samme tykkelse i hele sin dybde. Tilklogning af væggen er vurderet på baggrund af de nye og eksisterende data for vandets indhold af an- og kationer, samt laboratorieforsøg udført af Envirometal Technologies Inc. (ETI).

Forundersøgelser, Fyns Amts udledningskriterier, samt anlægstekniske betragtninger har givet anledning til ændringer (i forhold til skitseprojektet) af placering af spunsvægge ("funnel") og omfangsdræn.

#### Modelling og detailprojektering

Der er opstillet en grundvandsstrømnings- og stoftransportmodel. Modellen er bl.a. anvendt til at optimere dimensioneringen af den reaktive væg og omfangsdrænet. Tykkelsen af jerngranulatvæggen er beregnet til 0,8 meter og verificeret ved efterfølgende detailmodellering.

Der er udført projektering af nedramning af spunsvægge ("funnel") samt nedramning af en spuns-kasse og efterfølgende udgravning heri, samt etablering af den reaktive væg i udgravningen. Endelig er omfangsdrænet dimensioneret.

#### Udførelse af afværgeforanstaltninger

Forud for bortgravning af hotspot er det tidligere produktionsanlæg nedrevet og bortskaffet. Der er i alt opgravet og bortskaffet ca. 4.600 tons forurenede jord og ca. 13 tons tromler og andet affald.

Der er etableret omfangsdræn med 7 drænbrønde. I drænbrøndene er der etableret et stigrør til styring af drænniveauet. Dette gør det muligt at styre vandmængden, der skal ledes igennem den reaktive væg.

"Funnel" er etableret som en rammet spunsvæg, der er rammet til 12 m under terræn, svarende til minimum 1 m ned i moræneleren.

Ved etablering af den reaktive væg er jorden i spuns-kassen opgravet, og der er etableret en kerne af jerngranulat. For at sikre en ensartet strømning gennem hele kernen er der etableret et filter af højpermeabelt materiale på begge sider af jerngranulatet, før spuns-kassen er trukket op. Det har været nødvendigt at gennemføre en grundvandssænkning i forbindelse med udgravningsarbejdet.

### Monitering

Først er der udført en omfattende indledende monitoringsrunde, og på baggrund af resultater af denne og økonomiske overvejelser er den videre monitorering udført. Der er monitoreret fra februar 2000 til december 2001. Der er i alt udført 7 monitoringsrunder.

### Drænvand

Indhold af kontrolparametre i drænvand har overskredet udledningstilladelsen ved hver monitoringsrunde. Med henblik på at hindre udledning af forurenede vand er drænniveauet justeret to gange, der er taget analyse af vandprøver udtaget fra de 7 drænprøver, og der er udført synkonpejlerunder.

For bedre at kunne styre drænet er det i oktober 2001 opdelt i 7 individuelle drænstrækninger, hvorefter tilstrømningstest og analyser har givet tilstrækkelige oplysninger til, at et nyt drænniveau nu kan vurderes.

### Fordeling af forurening i og omkring den reaktive væg

Analyseresultater af chlorerede komponenter og BTEX viser, at der er en ujævn fordeling af forurening i filtre i og omkring væggen. Beregninger viser, at strømningshastigheder i og omkring væggen er inhomogene. Det vurderes, at den ujævne fordeling af koncentrationsniveauer kunne skyldes de inhomogene vandbevægelser.

### Tidsmæssig variation i forureningsniveau

Koncentrationsniveauet for de fleste chlorerede komponenter og BTEX før væggen er generelt markant højere i september 2000 end de var i februar/marts 2000 og i de tidligere udførte forureningsundersøgelser. Det vurderes, at når der ca. 10 måneder efter etableringen af afværgeforanstaltninger konstateres højere koncentrationer af forureningsparametre før væggen end tidligere målt, kunne det være en effekt af afværgeforanstaltningerne. Desuden har befæstningen på grunden været fjernet i perioden fra december 1999 til december 2000, hvilket kan have medført en øget udvaskning af forureningskomponenter til grundvandet i denne periode.

### Rensning i den reaktive væg

Der ses en kraftig reduktion af chlorerede opløsningsmidler ved passage gennem væggen. Udover nogle få undtagelser er indholdet af kontrolparametre under oprensningskriteriet på 10 µg/l ved bagkanten af væggen. Koncentrationen af nedbrydningsprodukter ved væggens bagkant er dog relativ høj (op til 3047 µg/l). Filtre ved bagkanten er placeret ca. 10 cm fra kanten. Indholdet af nedbrydningsprodukter vurderes derfor at være lavere end målt, når vandet forlader væggen.

Dichlormethan og 1,2-dichlorethan samt BTEX nedbrydes ikke ved korrosion af jern. Af resultaterne ses imidlertid, at disse komponenter reduceres kraftigt fra før væggen til væggens bagkant. Dette indikerer, at der udover nedbrydning ved jernkorrosion sker en biologisk nedbrydning i væggen. Udviklingen i sulfidindhold ved passage gennem væggen tyder også på, at der sker en biologisk nedbrydning i væggen.

### Tilklogning af den reaktive væg

Udviklingen i hydrauliske ledningsevner viser en tendens til, at den hydrauliske ledningsevne er faldende, og at der er sket nogen - om end lille - tilklogning. Ligevægtsberegninger for karbonatsystemet samt udvikling i pH og ioner viser, at der sker udfældning i væggen.

# Summary and conclusions

In 1976 Vapokon Petrokemiske Industri A/S established a business recovering solvents from used liquids, paints, etc. The company went bankrupt in 1996-97 and the property was taken over by Municipality of Sønderød.

In 1989 an investigation showed that the property was contaminated. Since then a range of investigations have been carried out and in 1998 a preliminary design describing possible remedial actions was carried out. Based on the preliminary design, and environmental and economical considerations the decision was made to install a reactive barrier in a Funnel & Gate system complemented with a groundwater drainage system as well as digging up contaminated soil in the hotspot area. This solution will prevent further spreading of the contamination. The reactive barrier consists of iron chips. Anaerobe corrosion of iron causes dechlorination of the chlorinated substances in the water.

The remediation project covers preliminary investigations, elaboration of the detailed design, modelling, installation of remedial measures as well as monitoring. Monitoring is carried out in order to document the efficiency of the remedial actions and in order to avoid exceeding limits set for discharging drainage water.

The remedial project is conducted by RAMBØLL on behalf of Fyns Amt. The project is a Technology development project under the Danish EPA.

## Previous investigations

The previous investigations showed among others:

- Heavy soil contamination with chlorinated solvents and BTEX.
- The plume of contamination in the groundwater has moved 200 meters downstream from the property. The width of the plume is 80 meters.
- Due to the groundwater flow direction existing drinking water intakes are not at risk of contamination. However, the stream (Holmebækken) Southeast of the site, and the groundwater resource are affected by contamination.

## Preliminary investigation

Prior to elaboration of the detailed design of remedial actions a range of preliminary investigations have been conducted in order to:

- Map the horizontal and vertical distribution of the groundwater contamination
- Investigate clogging of the reactive barrier
- Investigate the vertical distribution of the groundwater flow
- Investigate the geotechnical conditions for installation of the Funnel & Gate system

Results of preliminary investigations have not given cause for changing the location of the reactive barrier as decided in the preliminary design. It is concluded that the barrier should have the same thickness all over. The clogging up of the barrier has also been estimated.

Based up on the preliminary investigation, discharge criteria, and considerations concerning geotechnical and construction matters the Funnel (sheet piling) and drainage system have been repositioned.

#### Modelling and detailed design

A model simulating groundwater flow and transport of chemical substances has been set up in order to optimise the dimensioning of the reactive barrier and the drainage system. The thickness of the barrier has been calculated to 0,8 meter which have been verified using a detail model.

The ramming of sheet piles, excavation within the case of sheet piles, and installation of the barrier have been projected. Finally the drainage system has been dimensioned and planned.

#### Conduction of remedial measures

The production equipment from the former activities have been removed, and following 4,600 tons of soil and 13 tons of waste have been removed from the hotspot area.

The drainage system has been established with 7 manholes, which is installed with changeable drainage levels.

The sheet piling has been rammed down to 12 meter below ground level, corresponding to a minimum of one meter into the till underneath the aquifer.

The barrier is installed by first ramming down a sheet piling case. The materials within the case are removed and the barrier is installed. Before the case is removed a filter consisting of high permeability material is installed on each side of the barrier.

#### Monitoring

A comprehensive preliminary monitoring program was carried out and based upon these results further monitoring was conducted. Monitoring of the effect of the remedial actions has been carried out from February 2000 to December 2001. A total of 7 monitoring rounds have been conducted.

#### Drainage water

The concentrations in the drainage water have been exceeding discharge criteria all through the monitoring period. Water samples taken from the 7 manholes have been analysed and due to the results and measurements of the groundwater level the drainage levels have been changed twice. In order to ensure better control of the drainage water the drain has now been separated into 7 individual drainage pipes, and tests of the flow to each of the pipes have been conducted as well as analyses of water samples from each manhole. Based upon the results new drainage levels will now be re-estimated.

#### Distribution of contamination in and around the barrier

Analyses show that there is an uneven distribution of contaminants in and around the barrier. Slugtests show an uneven distribution of hydraulic conductivity in and around the barrier, and it is assessed that the uneven water movements result in the uneven distribution of the contaminants.

#### Variation in the concentrations over time

The concentrations of the contaminants have gone up a lot from the time of first monitoring round to September 2000. It is assumed that the effect of installing the Funnel & Gate system has resulted in this rise as well as the fact that the site has been unpaved from December 1999 to December 2000.

#### Treatment in the reactive barrier

A steep reduction in concentration of chlorinated solvents takes place across the barrier. Near the back of the barrier most parameters meet the criteria set for remediation. However the concentration of chlorinated degradation products is still quite high here. Since the monitoring wells near the back of the barrier is placed approximately 0,1 meter from the back, the concentrations are expected to be lower when the water leaves the barrier.

Dichloromethane and 1,2-dichloroethane as well as BTEX are not degraded by corrosion of iron. However, the results show a considerable reduction of these parameters. This is considered to be due to the biological degradation taking place in the barrier.

#### Clogging of the reactive barrier

Hydraulic conductivity within the barrier shows a tendency of being reduced with time. Development in pH and ions also indicate that precipitation takes place.





# 1 Indledning

I perioden 1976-96 udførte Vapokon Petrokemisk Industri A/S genindvinding af opløsningsmidler ud fra brugte væsker, malerrester mm. Som følge af aktiviteterne på lokaliteten er der sket en kraftig forurening af jord- og grundvand med aromatiske og chlorerede opløsningsmidler. Vapokongrunden er beliggende Snavevej 25, matr.nr. 24 c, Søndersø By, Søndersø.

Fra 1989 er der udført en række undersøgelser /1/, /2/, /3/, og i 1998 er der udført et skitseprojekt for afværgetiltag /5/. På baggrund af skitseprojektet, der har belyst mulighederne for oprensning af den konstaterede forurening, samt på baggrund af miljømæssige og økonomiske vurderinger, er det valgt at etablere et "Funnel & Gate"-system med en reaktiv væg suppleret med opgravning af hot-spot. Denne løsning forhindrer yderligere spredning af forureningen. I den reaktive væg, der består af jernspåner, nedbrydes en række chlorerede produkter ved anaerob jernkorrosion, der medfører en reaktiv dechlorering.

Fyns Amt har anmodet RAMBØLL om at gennemføre afværgeprojektet, der omfatter afværgeforanstaltninger overfor jord- og grundvandsforureningen, samt efterfølgende monitorering.

Nærværende rapport omhandler afværgeprojektet og dets resultater.

## 1.1 BAGGRUND FOR AFVÆRGEPROJEKTET

Ejendommen Snavevej 25, Søndersø har i perioden 1976-1996 været anvendt til genindvindingsindustri for opløsningsmidler.

I forbindelse med Fyns Amts tilsyn med Vapokon Petrokemisk Industri A/S er der i 1989 gennemført en orienterende forureningsundersøgelse på Vapokon-grunden. Undersøgelsesresultaterne påviste en kraftig jordforurening, der vurderedes at udgøre en alvorlig trussel mod grundvandsressourcen. Som følge af dette blev der efterfølgende (1995-96) gennemført undersøgelser uden for og inden for Vapokon-grunden /1/ og /2/.

Fyns Amt påbød virksomheden at udføre oprensningsforanstaltninger. Påbudet blev imidlertid aldrig efterkommet, og Fyns Amt valgte derfor at følge påbudet op med en selvhjælpshandling.

Med udgangspunkt i de tidligere udførte undersøgelser og risikovurderinger er de mulige afværgeforanstaltninger overfor jord og grundvand skitseret i 1996 /3/.

På baggrund af de skitserede afværgeforanstaltninger indgik Fyns Amt og Miljøstyrelsen i 1998 en aftale om udarbejdelse af et skitseprojekt for etablering af reaktiv væg på Vapokon-grunden /5/. Skitseprojektet omfatter både et afværge- og et teknologiudviklingsprojekt.

Afværgeprojektet er et Teknologiudviklingsprojekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram for jord og grundvandsforurening.

## 1.2 FORMÅL

Det specifikke formål med afværgeforanstaltningerne er at forhindre en fortsat forureningsspredning af chlorerede opløsningsmidler i grundvandet fra Vapokon-grunden for at sikre grundvandsressource og den fremtidige vandkvalitet i Holmebækken, der løber sydøst for lokaliteten. Afværge af allerede eksisterende grundvandsforurening udenfor Vapokon-grunden er ikke omfattet af projektet.

Det generelle formål for Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram er at effektivisere og billiggøre oprydninger på depotområdet, samt at afprøve nye oprensningemetoder under danske forhold.

Formålet med det konkrete afværgeprojekt som et teknologiudviklingsprojekt er:

- at afprøve og dimensionere en reaktiv væg til fjernelse af chlorerede opløsningsmidler
- at opnå fuldskalaerfaring med reaktive vægge gennem detaljeret monitorering af fjernelsesresultater og styrende faktorer
- sammen med de andre planlagte projekter omhandlende reaktive vægge at danne grundlag for opstilling af retningslinier for brugen af reaktive barrierer under danske forhold.

Nærværende rapport omfatter ikke det sidste af ovenstående delformål.

## 2 Opbygning af rapporten

Rapporten er disponeret, så den afspejler projektets kronologiske forløb. Der er i de enkelte afsnit lagt vægt på en beskrivelse af formålet med delprojekterne. Afsnittene er kort beskrevet i det følgende.

Til rapporten hører en række bilag, der indeholder supplerende eller særlige oplysninger til tekstdelen eller dokumentationsmaterialet.

I afsnit 3 beskrives baggrunden for afværgeprojektet. Baggrundsmaterialet omfatter en kort gennemgang af den tidligere arealanvendelse, geologiske og hydrogeologiske forhold, tidligere udførte forureningsundersøgelser og risikovurderinger, samt de relevante dele af det skitseprojekt, der danner baggrunden for den valgte afværgeløsning. Afsnittet indeholder altså data, der ligger forud for nærværende projekt.

I afsnit 4 beskrives de udførte forundersøgelser, der danner dels et opdateret, dels et supplerende grundlag for dimensionering af afværgeforanstaltningerne. Der er fokuseret på en beskrivelse af grundvandsforureningens udbredelse, sammensætning og bevægelse, samt tilklogning af den reaktive væg.

På baggrund af de geologiske, hydrogeologiske og kemiske data er der i afsnit 5 opstillet en numerisk model, der ud fra forskellige scenarier belyser strømningsforholdene og stoftransportforholdene før og efter iværksættelse af afværgeforanstaltninger. Beregning af tykkelsen af den reaktive væg og afprøvning af de dimensionerede afværgeforanstaltninger i en detailmodel findes også i dette afsnit.

Dernæst er dimensioneringsgrundlaget for etablering af Funnel & Gate samt dræn beskrevet i afsnit 6.

I afsnit 7 resumeres tilsynet under anlægsfasen, dvs. tilsyn med bortgravning af hot-spot og etablering af spunsvægge, den reaktive væg, drænet, samt monitoringsboringer.

I afsnit 8 beskrives driften af drænsystemet.

Til dokumentation for effektiviteten af afværgeforanstaltninger overfor jord- og grundvandsforureningen, samt med henblik på at overholde oprensnings- og udledningskriterier er der indtil videre udført monitoring fra februar 2000 til december 2001. Desuden er den naturlige nedbrydning af grundvandsforureningen undersøgt nærmere. I afsnit 9 beskrives den efterfølgende monitoring og resultater heraf.

Endelig er der i afsnit 10 givet en beskrivelse af projektøkonomien i forbindelse med afværgeforanstaltningerne. Der er lagt vægt på specielle økonomiske forhold vurderet i forbindelse med projektførelsen, bl.a. alternativ leverandør af jerngranulat. Formålet har været at minimere de samlede udgifter i forbindelse med afværgeforanstaltningerne.



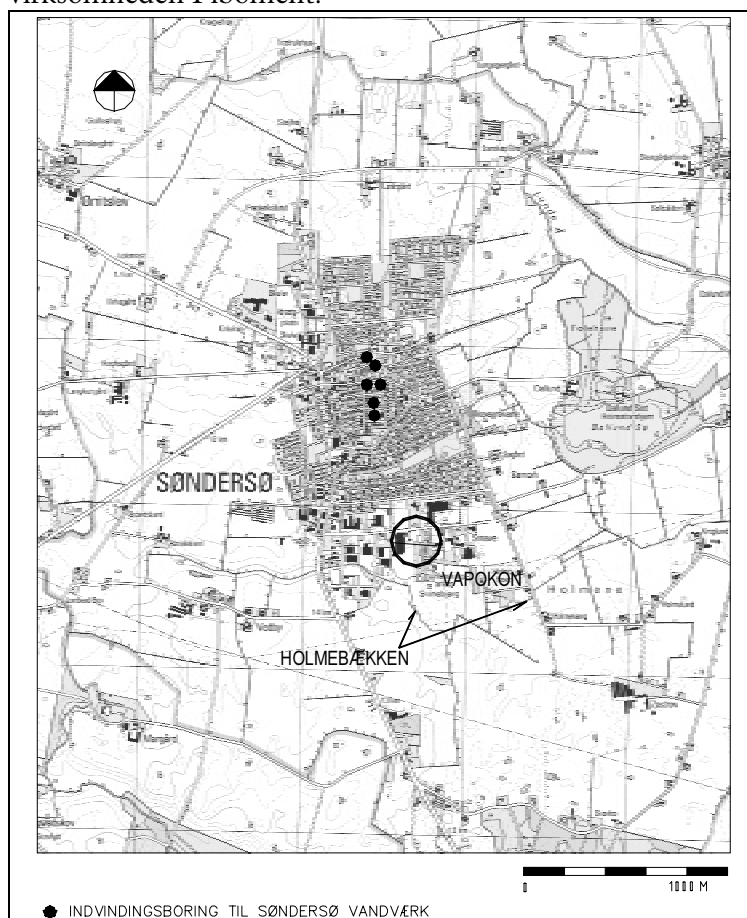
### 3 Baggrund

I dette afsnit beskrives baggrundsmaterialet for afværgeprojektet. Baggrundsmaterialet omfatter resultaterne og vurderingerne af de tidligere udførte forureningsundersøgelser og skitseprojekter, jf. /1/, /2/, /3/, /4/ og /5/.

Desuden beskrives den kendte del af teorien bag reaktive vægges rensning af chlorerede opløsningsmidler samt de tests, der tidligere er udført med henblik på at dimensionere væggenes tykkelse. Endelig resumeres de oprensingsniveauer, som Fyns Amt har ønsket væggen dimensioneret i forhold til, foruden de gældende udledningskrav til recipienten, Holmebækken.

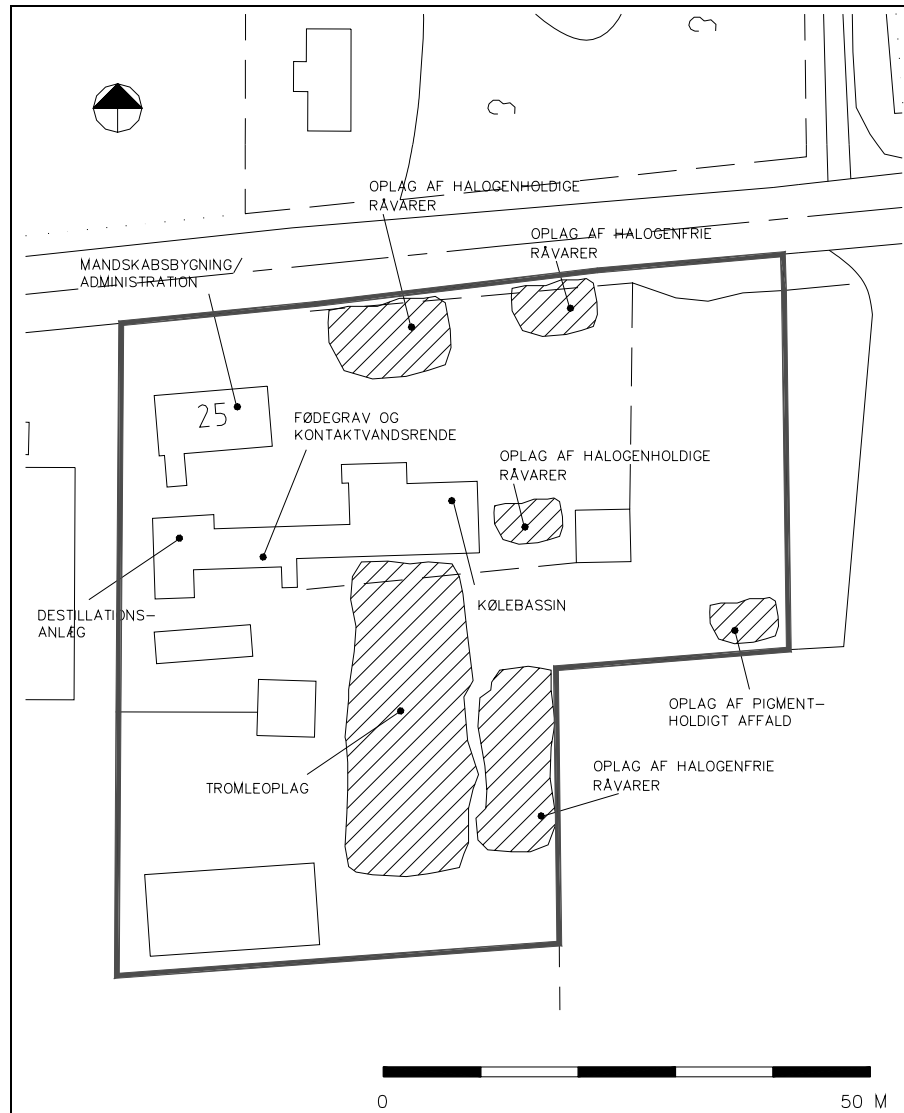
#### 3.1 HISTORISK BESKRIVELSE AF VAPOKON

I 1976 påbegyndte Vapokon Petrokemisk Industri A/S (i det følgende kaldt Vapokon) en genindvinding af opløsningsmidler ud fra brugte væsker, malerresten mm. Virksomheden blev etableret på Snavevej 25, matr. nr. 24C, Søndersø by, Søndersø, jf. figur 3.1. Øst og syd for virksomheden ligger Søndersø Kommunes rensesanlæg og Holmebækken. Mod vest ligger virksomheden Fiboment.



FIGUR 3.1 BELIGGENHEDSPLAN.

Indretning af det tidligere Vapokon og beliggenheden af mulige forureningskilder er vist på figur 3.2.



FIGUR 3.2. VIRKSOMHEDENS INDRETNING.

Virksomheden gik i 1996-97 konkurs, og ejendommen blev overtaget af Sønderø Kommune.

I forbindelse med Fyns Amts tilsyn i 1989 blev der gennemført orienterende forureningsundersøgelser, der i de efterfølgende år er suppleret med flere undersøgelser.

Ved undersøgelserne blev der påvist en kraftig jord- og grundvandsforurening med organiske opløsningsmidler stammende fra Vapokon. Forureningen blev vurderet at udgøre en alvorlig trussel mod grundvandsressourcen.

På baggrund af undersøgelserne har Fyns Amt sammen med Miljøstyrelsen besluttet at etablere en reaktiv væg til nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler. Afværgeforanstaltningerne gennemføres som et Teknologiuudviklingsprojekt.

## 3.2 GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD

### 3.2.1 Geologi

Søndersøområdet er præget af glaciale aflejringer. Øverst forekommer et morænelerslag af varierende mægtighed underlejret af et sammenhængende og udbredt smeltevandssandlag. Under smeltevandssandlaget findes overvejende moræneler.

Vapokon-grunden er beliggende i kote ca. 23 m DNN.

De geologiske forhold på og lige omkring Vapokon-grunden består øverst af muld- og fyldlag og herefter moræneler med en mægtighed på 2-5 m. Enkelte steder ses også gytje-/tørvelag og sand, og få steder mangler laget af moræneler helt.

Under moræneleren træffes smeltevandssand med en mægtighed på 5-10 m, der gennemgående underlejres af moræneler. Det sammenhængende lag af smeltevandssand udgør grundvandsressourcen i området.

Det nedre lag af moræneler, der udgør bunden af det primære grundvandsmagasin, hælder mod nordvest.

Sandmagasinet aftager i mægtighed med ca. 4 m på strækningen fra den nordlige ende af Vapokon-grunden og til umiddelbart sydøst for renseanlæggets værkstedsbygning.

Boringer på Vapokon-grunden til 25 m u. t. viser, at der under sandlaget træffes et sammenhængende lag af moræneler, der ikke er gennemboret, og hvori der ikke er truffet sandlag.

### 3.2.2 Hydrogeologi, vandindvinding og recipienter

Grundvandsspejlet på Vapokon-grunden står ca. 1,5-3 m u. t. og står dermed flere steder i overgangen mellem moræneleret og smeltevandssandet. Grundvandet strømmer i en sydøstlig til sydlig retning med en forholdsvis stor gradient (ca. 0,5%). Den naturlige strømningshastighed er vurderet at være 300-400 m/år.

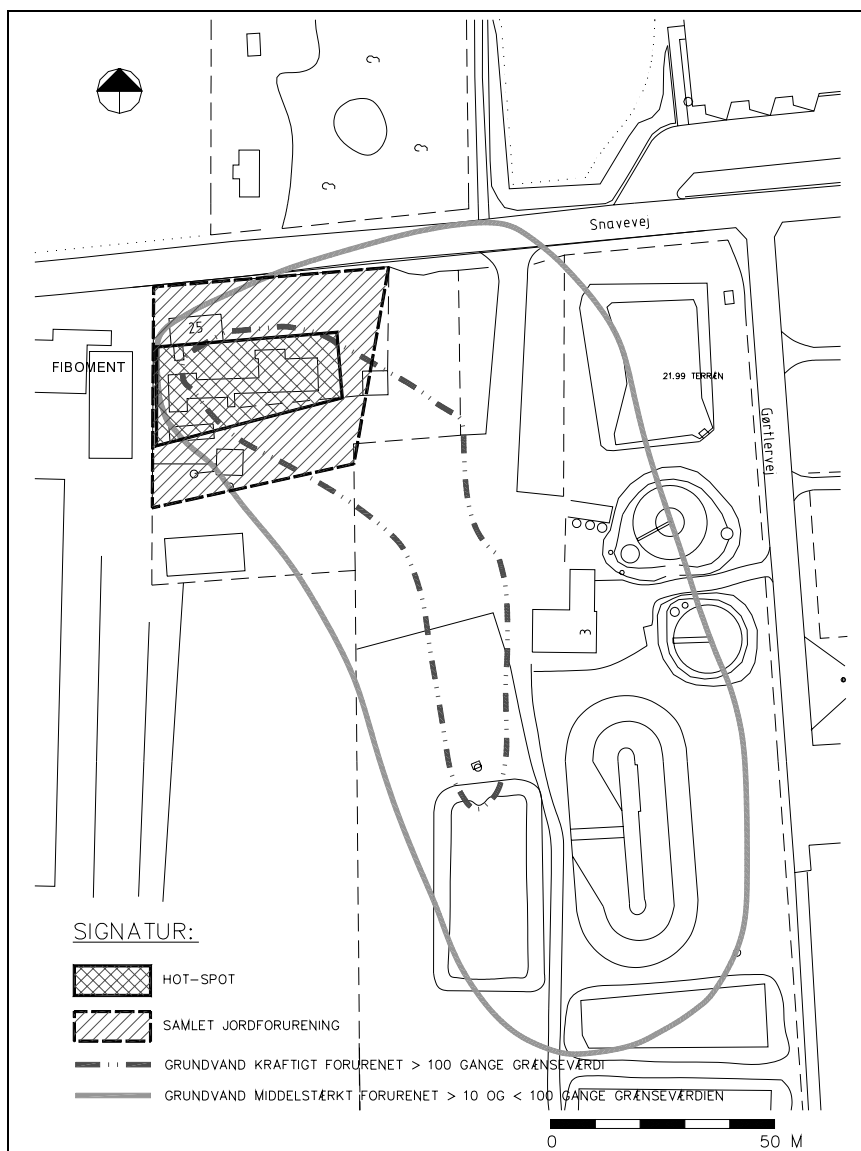
Holmebækkens bund er beliggende i kote ca. 19. Grundvandspotentialen i området ved bækken ligger i kote ca. 20, hvilket medfører et opadrettet vandtryk og dermed sandsynligvis opadrettet grundvandsstrømning. Dvs. at grundvandet afledes til Holmebækken både fra nord og syd.

Nærmeste vandindvinding foretages fra Søndersø Vandværks kildeplads, der ligger mere end 1 km nord for Vapokon-grunden, dvs. opstrøms.

### 3.3 FORURENINGSUDBREDELSE

#### 3.3.1 Jordforurening

Der er ved de tidligere udførte undersøgelser påvist en kraftig jordforurening med BTEX'er, chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter i både umættet og mættet zone på grunden. I hot-spot er der fundet indhold op til 2.140 mg BTEX/kg og 1.100 mg chlorerede opløsningsmidler/kg i jorden og tilsvarende 8.563 mg BTEX/m<sup>3</sup> og 148.718 mg chlorerede opløsningsmidler/m<sup>3</sup> i poreluften. Hot-spot er afgrænset til et areal på ca. 775 m<sup>2</sup>, mens hele jordforureningen strækker sig over et areal på ca. 2.175 m<sup>2</sup>, som vist på figur 3.3. Hot-spot er vurderet at omfatte ca. 70 % af den samlede jordforurening på ca. 4.700 kg BTEX'er og ca. 2.500 kg chlorerede opløsningsmidler, jf. /1/, /2/, /3/ og /5/. Ved hot-spot menes forureningsindhold af chlorerede opløsningsmidler og BTEX over hhv. 50 og 100 mg/kg.



FIGUR 3.3 UDBREDELSE AF JORD- OG GRUNDVANDSFORURENING JF. /1/ OG /5/.



### 3.3.2 Grundvandsforurening

De tidligere udførte undersøgelser viser, at grundvandsforureningen horisontalt er spredt ca. 200 m nedstrøms grunden med en fanebredde på ca. 80 m (figur 3.3). Grundvandsforureningen er kraftigst under Vapokon-grunden med op til 10.000 µg/l af summen af BTEX og chlorerede opløsningsmidler, jf. /5/. Vertikalt er forureningen kraftigst i den øverste del af magasinet.

Det er vurderet, at der findes 25-40 kg BTEX'er og 25-40 kg chlorerede opløsningsmidler i grundvandsmagasinet jf. /1/.

### 3.4 RISIKOVURDERING

Risikovurdering blev udført i forhold til grundvand og recipient. Det blev vurderet, at der med de nuværende indvindings- og strømningsforhold ikke er risiko for eksisterende vandindvinding, der ligger opstrøms Vapokon-grunden. Grundvandsressourcen kan dog være truet af forureningen.

Grundvandet afvandes til Holmebækken, der løber sydøst for grunden, og forurening er allerede påvist heri. Bækken udgør et grundvandsskel i magasinet. Forureningen blev vurderet at udgøre en risiko for forurening af Holmebækken. Det er uvist, om forureningen længere nedstrøms i Holmebækken kan udgøre en trussel for grundvandsressourcen.

### 3.5 SKITSEPROJEKT FOR AFVÆRGEFORANSTALTNINGER

Der er udført et skitseprojekt med belysning af mulighederne for hel eller delvis oprensning af den konstaterede forurening, jf. /3/, /4/ og /5/. Ventilering af forureningen er vurderet uegnet, idet der er en meget lav horisontal permeabilitet og en forholdsvis høj vertikal permeabilitet. På baggrund af miljømæssige og økonomiske vurderinger valgte Fyns Amt at etablere et "Funnel & Gate" system bestående af bl.a. en reaktiv væg til minimering af spredning af forureningen suppleret med et omfangsdræn samt opgravning af hot-spot.

Afværgeforanstaltningerne skal forhindre en fortsat spredning af forureningen fra Vapokon-grunden af hensyn til den fremtidige vandkvalitet i Holmebækken og grundvandsressourcen.

Afværgeforanstaltningernes effektivitet skal kontrolleres ved monitorering af grundvandskvaliteten før, i og efter væggen.

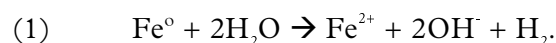
### 3.6 REAKTIVE VÆGGE

I det følgende beskrives den kendte del af teorien bag reaktive vægges rensning af chlorerede opløsningsmidler. Desuden resumeres de kolonnetests, der er udført på det valgte vægmateriale med henblik på at dimensionere væggenes tykkelse. Endelig resumeres de oprensingsniveauer, som Fyns Amt har ønsket væggen dimensioneret i forhold til, foruden de gældende udledningskrav til recipienten, Holmebækken.

#### 3.6.1 Teori bag reaktive vægge

Processen i reaktive vægge med jernspåner er opbygget omkring en anaerob jernkorrosion, der abiotisk medfører en reduktiv dechlorering af de chlorerede stoffer, jf. reaktionsligning (1) og /6/.

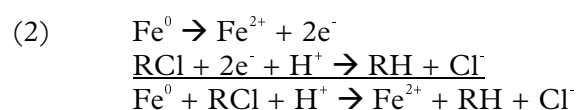
Den anaerobe jernkorrosion sker ved, at grundvandets indhold af ilt ved passage af den reaktive vægs metalliske jern ( $\text{Fe}^0$ ) bliver reduceret, og der dannes rust. Når iltten er fjernet, så forløber den anaerobe jernkorrosion som følger:



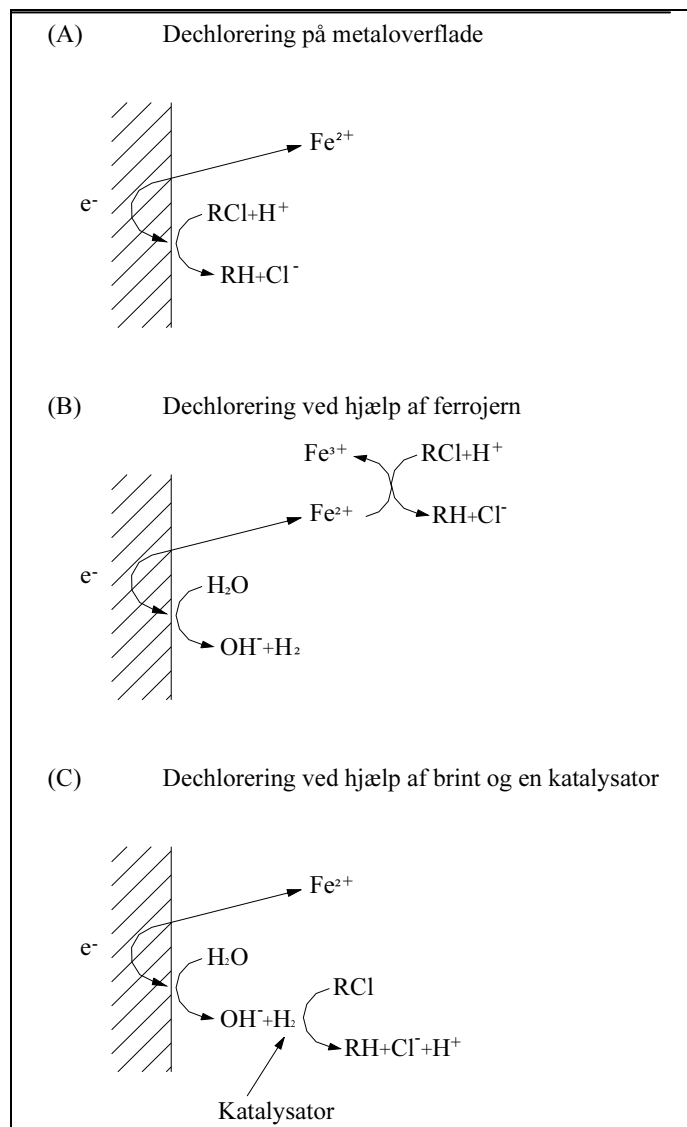
Reaktionsligningen viser, at der dannes 1 mol brint for hvert mol jern, som korroderes. En del af brinten bobler af som brintgas.

Processen danner som vist hydroxidioner, hvorfor der sker en pH-stigning, der kan medføre udfældning af calciumkarbonat, jernkarbonat samt andre salte. Væggens jern henfalder også under processen, hvorved der frigives ferrojern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) som vist i (1):  $\text{Fe}^0 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$

Reaktionsligning (2) og (A) i box 1 viser, at det kraftige fald i redoxpotentialet ved vandets passage af væggen medfører, at bl.a. chlorerede alifater (RCl) kan oxidere det metalliske jern.



Reaktionsligning (2) er udtryk for en overførsel af elektroner fra det metalliske jern til den adsorberede chlorerede alifat ved grænsefladen mellem vand og metal. Processen er ikke forstået til bunds, ligesom alle dannede mellemprodukter heller ikke er kendt. Den mest fuldstændige dechlorering medfører dog dannelse som vist af ethylen og ethan ( $\text{RH}$ ).



BOX 1 FORSKELLIGE MULIGE MEKANISMER TIL DECHLORERING, JF. /5/.

Som vist i box 1 kan dechloreringen, jf. /15/, også foregå på anden vis;

- ferrojern fra korrosion af metallisk jern kan også dechlorere de chlorerede alifater ved dannelse af ferrijern ( $\text{Fe}^{3+}$ ), som vist i (B)
- brint fra den anaerobe korrosion af jern kan reagere med de chlorerede alifater, hvis der er en effektiv katalysator tilstede, som vist i (C).

Det har jf. /16/ vist sig, at hydrogeneringen (C) spiller en mindre rolle i de fleste systemer, og at reaktionerne i øvrigt sker i det oxiderede lag på jernoverfladen.

Reaktionshastigheden gennem væggen afhænger af jernmaterialet og grundvandets sammensætning og kan bestemmes ved kolonnetests, jf. afsnit 3.6.2. Som udgangspunkt er reaktionshastigheden dog højest for stoffer med færre chloratomer, f.eks. DCE og vinylchlorid.

Følgende stoffer kan af ukendte årsager ikke nedbrydes i jerngranulatet:

- DCM
- 1,1-DCA
- 1,2-DCA
- Chlormethan

Afgørende for reaktionstiden, og dermed halveringstiden for de chlorerede stoffer, er jernmaterialets overfladeareal, således at størst overfladeareal medfører lavest halveringstid.

Som nævnt medfører pH-stigningen tilklogning og til en hvis grad coating af de reaktive jernpartikler. Denne hæmmende effekt er dog begrænset til det yderste lag af væggen og giver ifølge leverandøren kun anledning til mindre reduktion af porøsiteten.

### 3.6.2 Kolonnetest

Envirometal Technologies Inc. (ETI), Canada, har i 1998, jf. /7/, udført en kolonnetest med en grundvandsprøve fra boring E4.2 fra Vapokon-grunden. Formålet med kolonnetesten var at beregne de forventede halveringstider for de forskellige chlorerede stoffer.

I testen er der bl.a. fokuseret på forureningens hovedkomponenter, nemlig PCE, TCE, 1,1,1-TCA og 1,1,2-TCA, der er tilstede i mængder over 1 mg/l. Disse stoffer blev ved kolonneforsøget nedbrudt til niveauer under analysemetodens detektionsgrænse på 1-2 µg/l.

Udover de 4 hovedkomponenter blev der fundet 6 andre chlorerede opløsningsmidler i grundvandsprøven; cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, 1,2-DCA, trichlormethan og DCM. DCE og trichlormethan blev ikke fundet i kolonnens udløb i koncentrationer over detektionsgrænsen, mens der som forventet ikke blev observeret nedbrydning af DCM og 1,2-DCA.

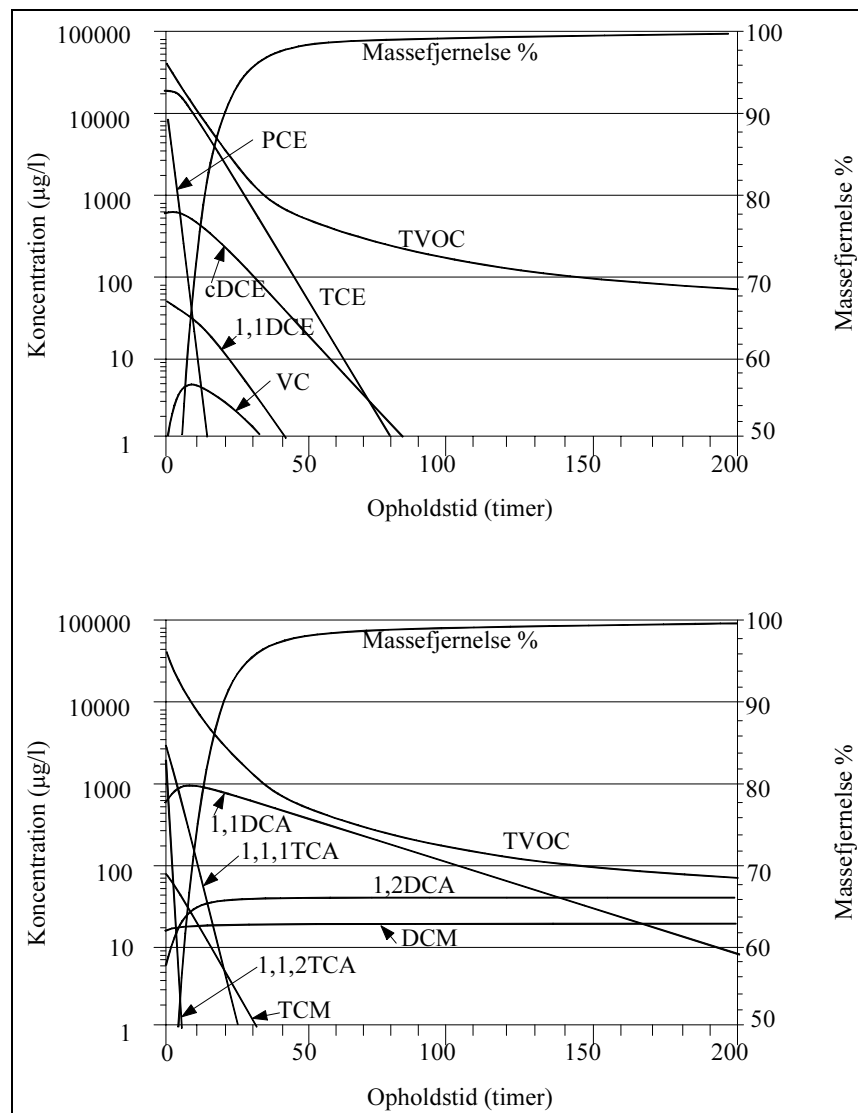
Under nedbrydningsprocesserne i kolonnen blev der dannet en række andre chlorerede stoffer, som vist i tabel 3.1.

Opløsningsmiddel	Nedbrydningsprodukt
PCE	TCE, cDCE, 1,1-DCE, VC
TCE	cDCE, 1,1-DCE, VC
cDCE	VC
TCA	1,1-DCA

TABEL 3.1: OVERSIGT OVER NEDBRYDNINGSPRODUKTER

Disse nedbrydningsprodukter blev med undtagelse af 1,1-DCA også nedbrudt i kolonnetesten til et niveau under detektionsgrænsen.

ETI har på baggrund af programmet Scientist 2.0 samt halveringstiderne fundet ved kolonnetesten beregnet den forventede nedbrydning i en reaktiv væg i felten af de forskellige chlorerede stoffer som funktion af opholdstiden, jf. figur 3.4. Ved beregningen er der korrigeret for grundvandstemperaturen i felten med deraf følgende øgede halveringstider. Førsteordens kinetik er forudsat i beregningerne. Endelig er der også taget højde for dannelse af nedbrydningsprodukter samtidig med, at forureningen fjernes.



FIGUR 3.4 FORVENTET NEDBRYDNING AF CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER I FELTEN (BEREGNET).

Som det ses af figur 3.4 kan 90% af de chlorerede opløsningsmidler fjernes ved en opholdstid på ca. 20 timer ifølge ETI, /7/. Forøges opholdstiden til 64 timer, fjernes alle komponenter til under grænseværdien på 10 µg/l med undtagelse af 1,1-DCA, 1,2-DCA og DCM. Efter 194 timer vil 1,1-DCA også være fjernet til under grænseværdien. 1,2-DCA og DCM er ikke nedbrydelige.

Indholdet af uorganiske parametre er også målt i kolonnetesten ved tilløb og fraløb. Der er konstateret en pH-stigning fra 7,3-7,8 igennem kolonnen samt faldende redoxforhold. Derudover er der også set en chloridstigning igennem kolonnen på grund af nedbrydning af de chlorerede opløsningsmidler.

Calciumindholdet er faldet fra 150 til 50 mg/l i kolonnen, hvilket formentligt skyldes udfældning af kalk pga. pH-stigningen. Kalkudfældningen er beregnet til at svare til ca. 250 mg kalk/l. Kalkudfældningen kan have betydning for den reaktive vægs levetid i forbindelse med tilklogning af jernets porevolumen. Andre potentielle udfældninger (jern, mangan, magnesium, sulfid) er i kolonneforsøget mængdemæssigt meget mindre betydningsfulde, jf. /7/.

### 3.6.3 Oprensningsniveauer

På baggrund af kolonnetesten og udledningskravene til Holmebækken har Fyns Amt valgt følgende oprensningsniveauer:

- Alle chlorerede opløsningsmidler skal fjernes til mindre end 10 µg/l undtagen 1,1-DCA, 1,2-DCA og DCM.

Ved alle chlorerede opløsningsmidler forstås indholdet af PCE, TCE, tetrachlormethan, 1,1,1-TCA, chloroform og cis-DCE. Endelig må summen af komponenter, dvs. summen af de ovennævnte opløsningsmidler og BTEX, ikke overstige 100 µg/l.

Det valgte oprensningsniveau giver på baggrund af kolonnetesten en opholdstid på 64 timer i den reaktive væg, jf. /7/.

### 3.6.4 Udledningstilladelse

Fyns Amt har i brev af 1999-08-19 til Sønder sø Kommune meddelt en midlertidig udledningstilladelse for udledning af oppumpet grundvand i forbindelse med reparationsarbejder på Sønder sø Renseanlæg. Amtet har meddelt, at den midlertidige udledningstilladelse også er gældende som udledningskrav for det forurenede grundvand under Vapokon-grunden.

Udledningstilladelsen er fastsat på baggrund af målsætningen for Holmebækken, der svarer til en æstetisk tilfredsstillende vandkvalitet samt om muligt at være egnet som fiskevand. Amtet har i sommeren 1995 vurderet forureningstilstanden i Holmebækken til en forureningsgrad II-III, svarende til noget forurenat. Vandkvaliteten er især problematisk med hensyn til BI<sub>5</sub>, dvs. organisk stof og ammonium.

Som vejledende grænseværdi for det udledte grundvand har Fyns Amt fastsat en grænseværdi på 10 µg/l for summen af chlorerede og aromatiske opløsningsmidler. Til dokumentation af grænseværdiens overholdelse skal vandprøverne analyseres for følgende komponenter: PCE, TCE, tetrachlormethan, TCA, chloroform, cis-DCE og BTEX.

# 4 Forundersøgelser

## 4.1 FORMÅL

I det udførte skitseprojekt, /5/, er der påpeget en række usikkerheder, der kan få indflydelse på den endelige dimensionering og placering af den reaktive væg.

Den tidligere kortlægning af forureningsfanen er desuden gennemført for flere år forud for nærværende projekt, og der er siden da udført grundvandssænkninger ved renseanlægget, hvilket kan have medført en ændring af forureningsfanens placering.

Da optimal placering af den reaktive væg kræver nøje kendskab til forureningsfanens udbredelse og styrke, såvel horisontalt som vertikalt, er det valgt at udføre en fornyet kortlægning af forureningsfanens horisontale og vertikale fordeling. Væsentlige parametre til placering og dimensionering af væggen er:

- Typen og styrken af forureningen med chlorerede opløsningsmidler, således at den nødvendige halveringstid i den reaktive væg kan bestemmes
- Udbredelsen af forureningen, således at hydrologien i og placeringen af Funnel & Gate systemet kan vurderes.

Forundersøgelserne er således udført med fokus på følgende punkter:

- Kortlægning af forureningsfanens horisontale og vertikale fordeling
- Belysning af strømningens vertikale fordeling
- Tilklogning af den reaktive væg
- Geotekniske undersøgelser med henblik på dimensionering af dræn, spunsvægge og den reaktive væg.

Forundersøgelserne danner derudover grundlag for en vurdering af tilstedeværelsen af fri fase forurening samt den naturlige nedbrydningsevne i grundvandsmagasinet.

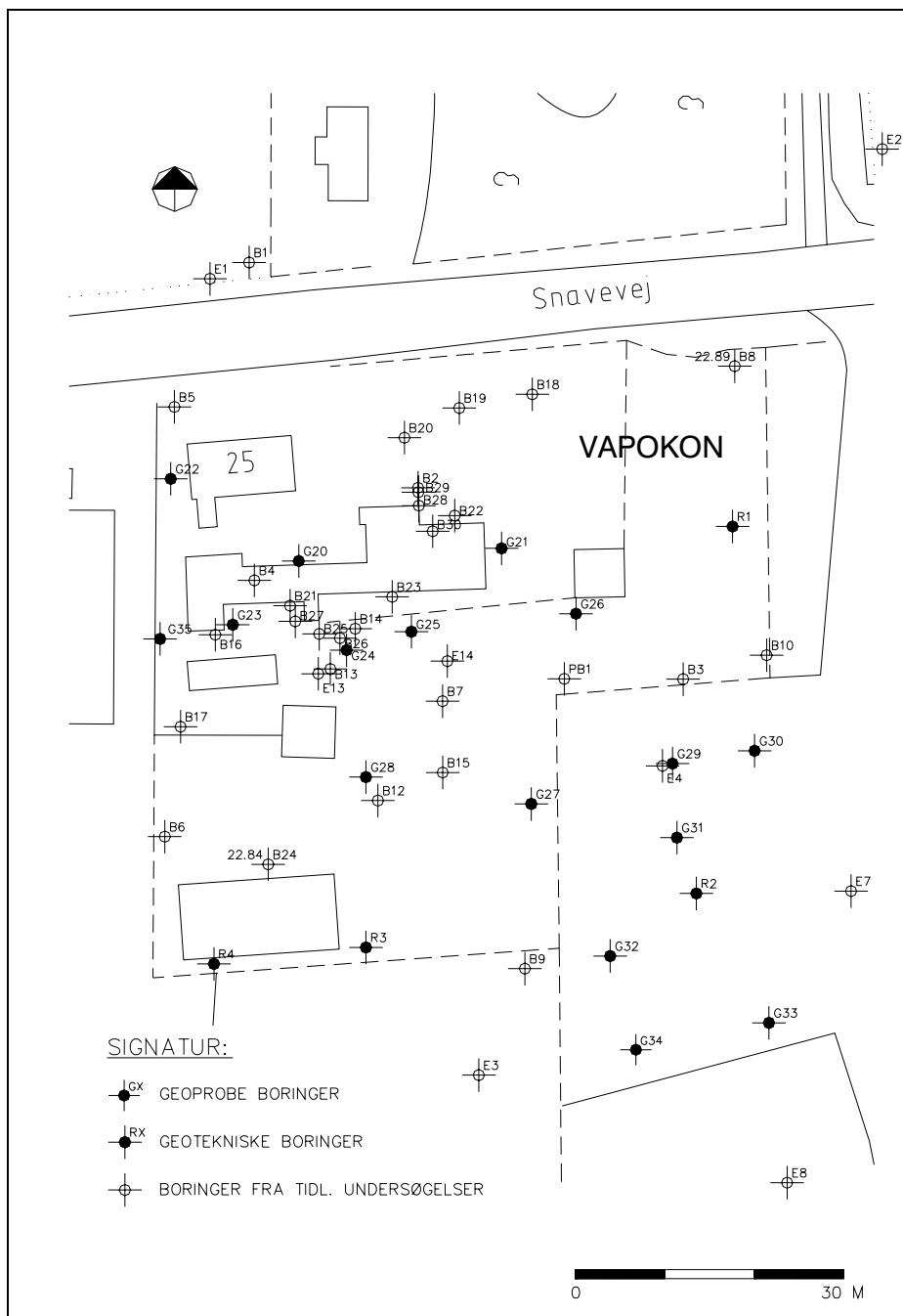
## 4.2 UNDERSØGELSENS OMFANG

Forundersøgelserne har omfattet udførelse af:

- Geoprobe-boringer
- Geotekniske boringer
- Pejlerunder
- Vandprøvetagning og -analyse
- Udtagning og analyse af jordprøver

#### 4.2.1 Geoprobe-boringer

Der er udført 16 geoprobe-boringer til 14 m's dybde svarende til grundvandsmagasinet nedre afgrænsning. Boringerne er benævnt G20-35 og er placeret som vist på figur 4.1. Boringerne er udført af RAMBØLL/Per Aarsleff A/S i september/oktober 1998.



FIGUR 4.1 PLACERING AF UNDERSØGELSESBORINGER

Geoprobe-boringerne er udført med et hydraulisk boreværk, og der er udført kontinuerte MIP- og ledningsevne målinger ned igennem jordprofilen. MIP (membrane interface probe) er en opvarmet sonde monteret på spidsen af boret og anvendes til fastlæggelse af det vertikale forureningsprofil.



Tilstedeværende flygtige organiske komponenter i mættet og umættet zone vil diffundere igennem en semipermeabel membran ind til sonden, hvorfra de transporteres til en photo-ionisations-detektor (PID) og en flamme-ionisations-detektor (FID). Ved ledningsevne-målingerne måles desuden jordens elektriske ledningsevne, hvorved sand- og lerlag kan erkendes.

Resultatet af målinger foretaget i forbindelse med geoprobe-boringerne er vedlagt som bilag 1 sammen med en nærmere beskrivelse af Geoprobe-metoden.

4 geoprobe-boringer (G21, G22, G23 og G34) er filtersat i 2 niveauer (bund og top af magasin) og 2 boringer (G29 og G33) i 3 niveauer (bund, midt og top af magasin). En boring, G35, er udelukkende filtersat i top af magasinet. Boringer og filtersætninger er udvalgt på baggrund af MIP- og ledningsevne-logs. For nærmere detaljer om boringernes udførelse henvises til bilag 1.

Nederste filter er benævnt 1, næstnederste 2 osv. Filtrene er således nummereret nedefra og op.

Alle ikke filtersatte geoprobe-boringer er ved injicering under tryk afproppet med bentonit i hele boringernes længde.

Alle geoprobe-boringer er indmålt i forhold til eksisterende bygninger og kotesat.

Desuden er alle filtersatte geoprobe-boringer samt tidligere udførte filtersatte boringer pejlet to gange; første gang i forbindelse med borearbejdet, anden gang i forbindelse med vandprøvetagningen.

#### **4.2.2 Geotekniske boringer**

De 3 geotekniske boringer, R1-R3, er udført til mellem 12 og 18 m u.t. og filtersat med 63 mm PEH-filter i top (filter 2) og bund (filter 1) af magasinet. Boringernes placering er vist på figur 4.1.

De geotekniske boringer er udført i december 1998 af Jens Johan Andersen som 6" tørboringer. Boringerne er filtersat med et 63 mm PEH-rør. Nederste filter er benævnt 1 og det øverste 2.

Desuden er der udført en kort geoteknisk boring, R4, der ikke er filtersat.

De geotekniske boringer er indmålt i forhold til eksisterende boringer og kotesat.

Der er udtaget jordprøver for hver halve meter i de geotekniske boringer. Derudover er der udført vingeforsøg og jordprøverne er geologisk bedømt. Desuden er de filtersatte boringer pejlet mindst 2 gange.

### 4.2.3 Vandprøver

Der er efter renpumpning udtaget vandprøver fra alle filtre i de 6 filtersatte geoprobe-boringer og de 3 geotekniske boringer samt fra 11 filtre i ellogboringer og et filter i boring B6. Eksisterende ellogboringer og B6 er fra tidligere undersøgelser. Filtersætning i disse boringer er angivet i bilag 2. Geoprobe-boringen G35 var tør, og der er derfor ikke udtaget vandprøver herfra.

Vandprøver er udtaget ved dokumenteret prøvetagning ved kontinuert måling af pH, ledningsevne, redoxforhold, ilt og temperatur.

Prøveflasker er leveret af analyselaboratoriet, og vandprøverne er opbevaret mørkt og køligt inden aflevering samme dag til analyselaboratoriet.

Alle analyser er foretaget på et akkrediteret analyselaboratorium (Steins Laboratorium er hovedleverandør).

Analyseprogrammet omfatter et eller flere af grupperne chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf, aromatiske opløsningsmidler (BTEX) samt an- og kationer foruden pH, ledningsevne og svovlbrinte, jf. tabel 4.1.

Chlorerede opløsningsmidler	Nedbrydningsprodukter	Aromatiske opløsningsmidler	An- og kationer	Diverse
Tetrachlorethylen (PCE)	Vinylchlorid (VC)	Benzen	Calcium	pH
Trichlorethylen (TCE)	1,1-Dichlorethylen (1,1-DCE)	Toluen	Magnesium	Ledningsevne
Tetrachlormethan (PCM)	trans-1,2-dichlorethylen (trans-DCE)	Ethylbenzen	Ammonium	Svovlbrinte
Trichlormethan (chloroform, TCM))	cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE)	m- og p-xylen	Natrium Kalium	
1,1,1 trichlorethan (TCA)	Dichlormethan (DCM)	o-xylen	Jern	
	cis-1,2-dichlorethan (cis-DCA)		Mangan	
	1,1-dichlorethan (1,1-DCA)		Bicarbonat	
			Chlorid	
			Sulphat	
			Nitrat	
			Nitrit	
			Fluorid	

TABEL 4.1: ANALYSEPARAMETRE OG FORKORTELSER.

Analyseprogrammet for de enkelte boringer ses i bilag 3.

#### 4.2.4 Jordprøver

Der er udtaget 8 jordprøver i forbindelse med udførelse af geoprobe-boringerne. Jordprøver er udtaget med henblik på dokumentation af geologien især den dybe morænelers placering, jf. bilag 1. Prøvetagningsdybder er valgt på baggrund af ledningsevne- og MIP-logs. MIP-logs har ikke antydning af tilstedeværelsen af fri fase forurening, og der er derfor ikke udført Sudan IV-tests til påvisning af fri fase.

#### 4.3 GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD

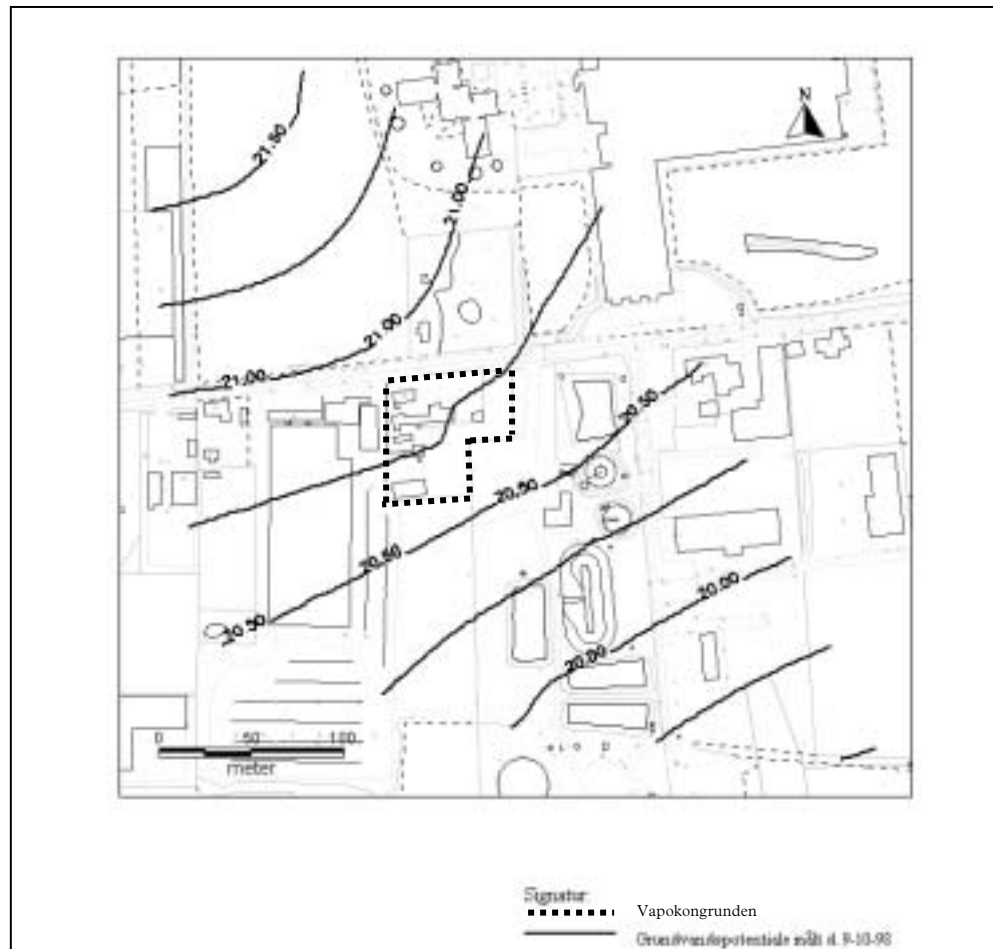
De geologiske forhold omkring Vapokon-grunden er tolket på baggrund af de udførte ledningsevnelogs i forbindelse med geoprobe-boringerne, de 4 geotekniske boringer R1-R4 samt de tidligere udførte boringer. Der er på denne baggrund opstillet en geologisk model, som er anvendt i forbindelse med strømnings- og transportmodellen, jf. afsnit 5 og bilag 6.

De geologiske oplysninger bekræfter, at det morænelerslag, der udgør bunden af sandmagasinet, falder i en retning fra sydøst mod nordvest, jf. figur 2 i bilag 6, der viser et NV-SØ-gående vertikalt snit igennem Vapokon-grunden. På grundens sydøstlige skel danner toppen af moræneleret en mindre pukkel set i et snit fra sydøst til nordvest. Derefter falder morænelerslagets top mod nordvest. Morænelersoverfladen falder dog også mod sydøst for igen at stige videre mod sydøst omkring den planlagte placering af den reaktive væg.

Morænelersoverfladen omkring den planlagte placering af den reaktive væg er konstateret i kote 10,9-12,9, og sandlaget har i dette område en tykkelse på 4-9 m.

Pejlinger af grundvandsspejlet i alle filtersatte boringer viser, at grundvandsspejlet på Vapokon-grunden ligger i kote 20,7-20,8 og falder i en sydøstlig retning mod regnvandsbassinet mod sydøst, hvor grundvandsspejlet er truffet i kote ca. 20,2. På baggrund af pejlingerne vurderes, at grundvandsstrømmen på selve Vapokon-grunden er øst-sydøstlig drejende mod sydøst uden for grunden, jf. figur 4.2.

På baggrund af de udførte slugtests og sigteprøver, samt vandbalance og revurdering af de tidligere udførte prøvepumpninger, vurderes den naturlige strømningshastighed under Vapokon at være mellem 30 – 143 m/år med et gennemsnit på 73 m/år (se endvidere bilag 6, appendix A).



FIGUR 4.2. POTENTIALE I PRIMÆRT GRUNDVANDSMAGASIN D. 9-10-1998.

#### 4.4 FORURENINGENS UDBREDELSE

Resultaterne af de kontinuerte MIP-målinger er vist i bilag 1, hvor målingerne også er tolket. Analyseresultater for vandprøver er vist i tabel 4.2 og tabel 4.3, der er vedlagt i bilag 4.

I figur 4.3 til 4.8 (der også findes i bilag 4) er den horisontale udbredelse af grundvandsforureningen i hhv. den øvre og den nedre del af det primære grundvandsmagasin vist. De angivne udbredelser er skønnet på baggrund af MIP-målinger og forureningskoncentrationerne påvist i nuværende og tidligere forureningsundersøgelser sammenholdt med de observerede strømningsretninger i grundvandsmagasinet. Ved skøn over forureningens udbredelse er anvendt Fyns Amts kvalitetskriterier for grundvand svarende til 1 µg total chlorerede opløsningsmidler/l og 10 µg BTEX/l.

#### 4.4.1 Forureningsudbredelse i den øvre del af grundvandsmagasinet

Af tabel 4.2 ses, at der i den øverste del af det primære magasin er konstateret indhold af chlorerede opløsningsmidler indtil følgende værdier:

- Sum af chlorerede opløsningsmidler indtil ca. 47.350  $\mu\text{g/l}$ .
- Nedbrydningsprodukter af de chlorerede opløsningsmidler, især cis-DCE, indtil 34.950  $\mu\text{g/l}$ , hvoraf vinylchlorid udgør indtil 1.025  $\mu\text{g/l}$ .
- TCE indtil 2.400  $\mu\text{g/l}$ .
- PCE indtil 32.000  $\mu\text{g/l}$ .
- TCM/chloroform indtil 2.100  $\mu\text{g/l}$ .
- TCA indtil 9.600  $\mu\text{g/l}$ .
- DCA indtil 18.000  $\mu\text{g/l}$ .

Langt hovedparten af indholdet af DCE udgøres af cis-DCE, hvilket tyder på nedbrydning af PCE og TCE.

Resultaterne viser, jf. figur 4.3, at de største koncentrationer af DCE er påvist i nærheden af forureningskilden, dvs. det tidligere destillationsanlæg og nedstrøms ved G34. Indholdet af de øvrige komponenter er derimod størst nedstrøms forureningskilden.

Det samlede indhold af chlorerede opløsningsmidler udgør maksimalt ca. 47.400  $\mu\text{g/l}$  og er udover i selve kildeområdet påvist i de højeste koncentrationer nedstrøms forureningen omkring boring G34.2. Indholdet af chlorerede forbindelser i G34.2 udgøres hovedsageligt af nedbrydningsprodukterne DCE.

Dichlormethan er ikke påvist i den øvre del af det primære grundvandsmagasin.

Forureningsfanen med TCE og PCE (figur 4.4) forekommer at være bredere end konstateret ved tidligere undersøgelser og at være spredt mere nedstrøms, dvs. i mere sydlig retning end tidligere. Analyseresultaterne viser desuden, at der udover destillationsanlægget kan være en supplerende kilde beliggende lige syd for destillationsanlægget f.eks. oplaget og depotet med tromler. Derudover viser den indbyrdes fordeling af de forskellige chlorerede forbindelser, dvs. udgangs- og nedbrydningsprodukter, at der kan være en mindre forureningskilde omkring boring R1.

Endvidere er der i den øvre del af det primære magasin påvist indtil ca. 8.600  $\mu\text{g}$  BTEX/l. De største koncentrationer af BTEX i den øvre del af det primære magasin er påvist nedstrøms forureningskilden i området ved G29, G33, G34, R2 og E8. Forureningens skønnede udbredelse er vist på figur 4.5.

#### 4.4.2 Forureningsudbredelse i den nedre del af grundvandsmagasinet

I den nedre del af det primære magasin er der jf. tabel 4.2 konstateret indhold af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter indtil følgende koncentrationer:

- Sum af chlorerede opløsningsmidler indtil ca. 3.900  $\mu\text{g/l}$ .
- Nedbrydningsprodukter af chlorerede opløsningsmidler indtil 47  $\mu\text{g/l}$ .
- TCE indtil 770  $\mu\text{g/l}$ .
- PCE indtil 3.900  $\mu\text{g/l}$ .
- TCM/chloroform indtil 150  $\mu\text{g/l}$ .
- TCA indtil 360  $\mu\text{g/l}$ .

De største indhold af TCE og TCA er påvist under det tidligere destillationsanlæg svarende til forureningskilden. Derimod er de største indhold af DCE, PCE og TCM påvist nedstrøms forureningskilden.

Der er ikke påvist indhold af vinylchlorid, tetrachlormethan, dichlormethan eller dichlorethan i den nedre del af det primære grundvandsmagasin. Det understreges, at dichlormethan- og dichlorethan-indholdet kun er analyseret i få boringer.

Det maksimale indhold af total chlorerede opløsningsmidler i den nedre del af det primære magasin er påvist ved R1.1. I denne boring udgøres indholdet af chlorerede opløsningsmidler hovedsageligt af PCE.

Generelt for forureningen med chlorerede opløsningsmidler i den nedre del af det primære grundvandsmagasin gælder, at hovedparten af de chlorerede opløsningsmidler udgøres af PCE og i mindre grad af TCE. Forekomsten af PCE kan antyde tilstedeværelsen af en mindre udbredt fri fase i bunden af magasinet. Indholdet af nedbrydningsprodukter er generelt lavt. Undtagelsen herfra er dog boring G34.1, hvor der er konstateret høje indhold af nedbrydningsprodukterne DCE i forhold til udgangsstofferne. Der er ved undersøgelserne dog ikke påvist fri fase.

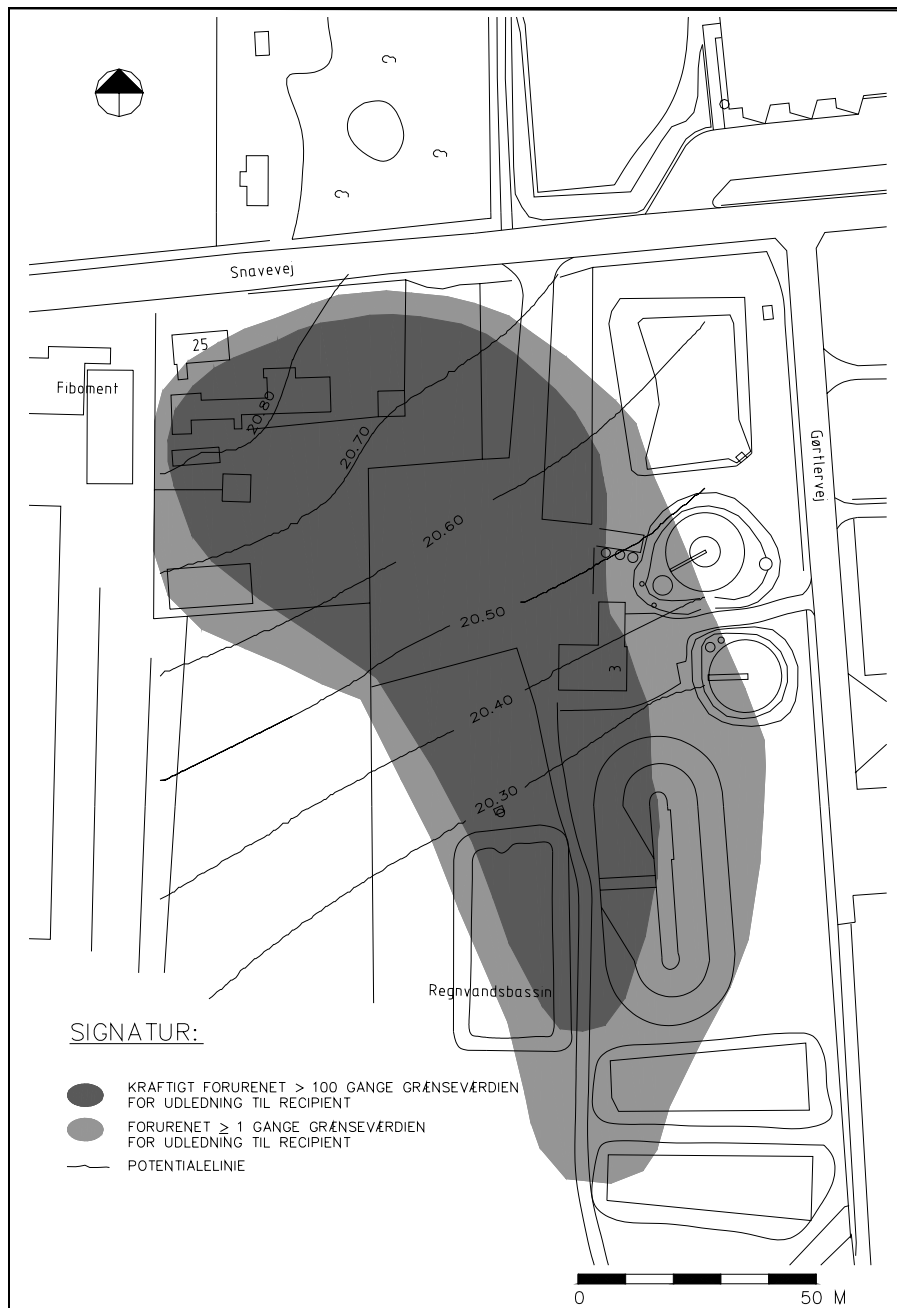
Hovedparten af indholdet af DCE udgøres generelt af cis-DCE undtagen i de nedstrøms boringer E8.1 og E12, hvor 1,1-DCE udgør hovedparten af DCE-indholdet.

I den nedre del af det primære magasin er der påvist indtil ca. 1.880  $\mu\text{g}$  BTEX/l. De største indhold af BTEX'er er påvist lige under forureningskilden ved G23.1, jf. figur 4.8, hvor den skønnede udbredelse af BTEX-forureningen er vist.

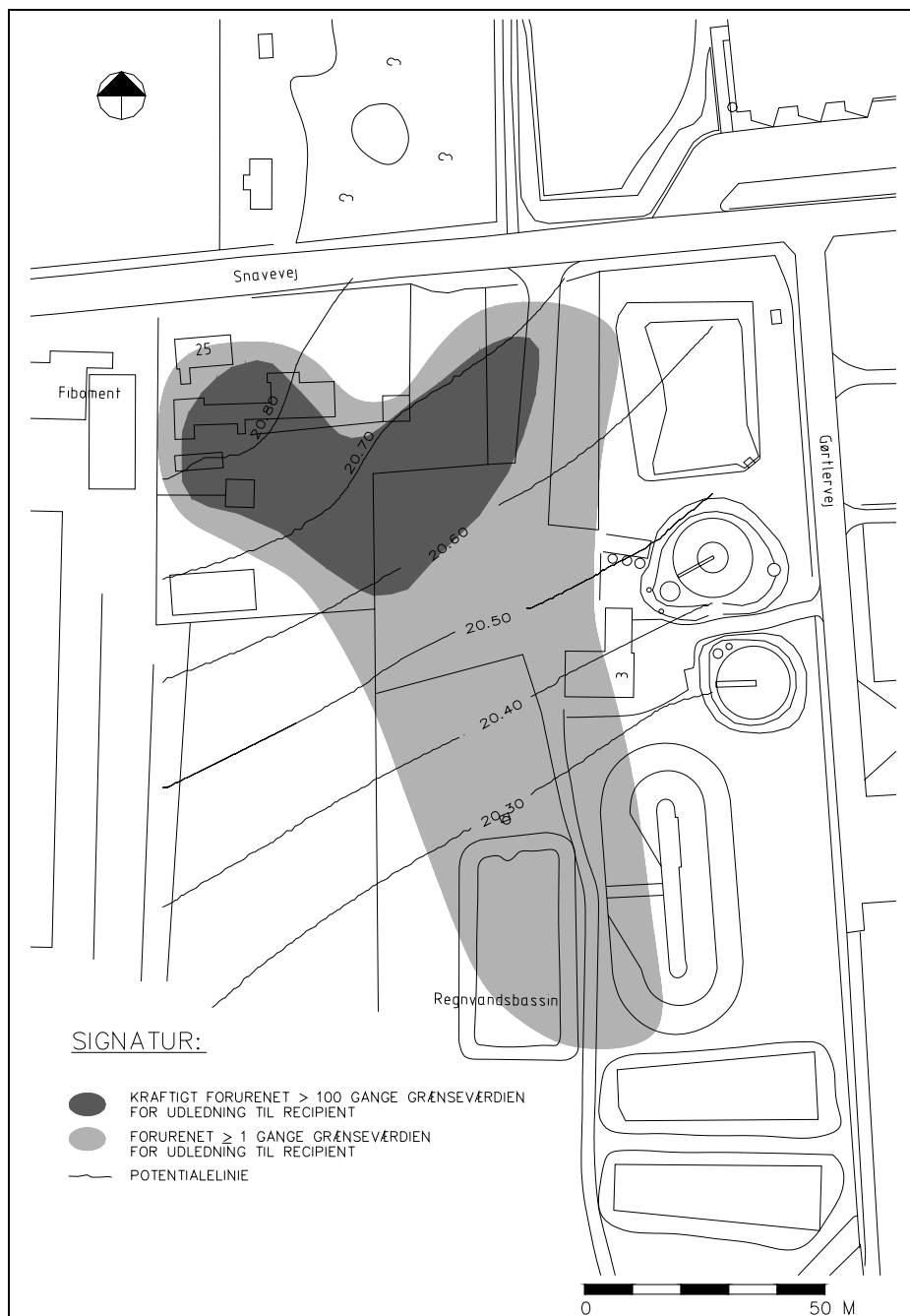
Det bemærkes, at udbredelsen af DCE og BTEX i den nedre del af grundvandsmagasinet svarer til hinanden, hvilket som forventet tyder på brug af BTEX'erne til nedbrydning af de chlorerede opløsningsmidler.

#### 4.4.3 Udbredelse i forhold til grænseværdier for udledning til Holmebækken

En tolkning af forureningens horisontale udbredelse i den øvre og nedre del af grundvandsmagasinet i forhold til Fyns Amts grænseværdier for udledning til recipienten Holmebækken er vist i figur 4.9 og 4.10.



FIGUR 4.9 UDBREDELSE AF FORURENING I DEN ØVRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET



FIGUR 4.10 UDBREDELSE AF FORURENING I DEN NEDRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET

#### Horisontal udbredelse

Af figur 4.9 og 4.10 fremgår, at den øvre del af grundvandsmagasinet er kraftigt forurenet (indhold af forureningskomponenter er større end 100 gange grænseværdien) mere end 100 m nedstrøms forureningskilden, mens den kraftige forurening af den nedre del af grundvandsmagasinet kun er udbredt ca. 20-40 m nedstrøms forureningskilden. Den horisontale forureningsudbredelse i den nedre del af grundvandsmagasinet tyder desuden på, at der er en særskilt kilde ved boring R1 set i forhold til strømningretningen.



### Vertikal udbredelse

Forureningens vertikale udbredelse i grundvandsmagasinet i forhold til Fyns Amts grænseværdier for udledning til Holmebækken viser en noget mere indsnævret fane nedadtil i grundvandsmagasinet. Analyseresultaterne viser, at grundvandsforureningen er kraftigt aftagende nedad i alle boringer undtagen i G22, hvor der er påvist lidt større koncentrationer af opløsningsmidler nederst i magasinet i forhold til øverst. Dette kan skyldes lerlagene, der hælder mod nordvest. I de øvrige boringer er reduktionen især tydelig syd og sydøst, dvs. nedstrøms anlægget i G29, G33, G34, R2 og R3. I G29, der er filtersat i 3 niveauer, foregår reduktionen især i den nederste del af grundvandsmagasinet.

#### 4.4.4 Makroioner og nedbrydningsforhold

Analyseresultater for indhold af makroioner samt pH og ledningsevne er vist i tabel 4.3 i bilag 4. Et uddrag heraf er vist i tabel 4.3A.

Boring nr.		E 2.1	G 21.2	G 22.1	G 22.2	G 29.3	G 34.1	G 34.2	R 2.1	R 2.2	B 6
Udtagningsdato			8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	15.1.99	15.1.99	8.10.98
Filterniveau	m u.t.	10,7-12,7	5-7	10,5-12,5	5,8-7,8	4-6	7,2-9,2	2,2-4,2	8-10	3-5	5-7
pH		7,5	7,7	7,5	7,5	7,3	7,5	6,8	7,5	7,2	7,3
Ledningsevne	mS/m	69	82,6	64,6	80,3	93,4	79,5	126	72,1	102	91,7
Calcium	mg/l	120	140	110	150	170	140	210	130	170	170
Bicarbonat	mg/l	260	424	367	312	392	843	532	285	532	374
Ammonium	mg/l	0,01	0,017	0,028	0,0085	0,37	0,078	0,54	< 0,065	0,15	< 0,0065
Chlorid	mg/l	33	42	27,5	39	63,5	60	99	32	74	48,5
Sulphat	mg/l	98	120	91	119	96	110	2	113	4	91
Nitrat	mg/l	<	3,1	< 0,11	0,3	< 0,11	< 0,11	0,12	< 0,11	< 0,11	26
Nitrit	mg/l	<	0,4	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,036	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Flourid	mg/l	0,2	0,76	0,58	0,62	0,68	0,66	0,66	0,61	0,58	0,7
Natrium	mg/l	13	15	15	15	33	16	36	18	41	21
Kalium	mg/l	8,2	2,4	2,7	2,7	3,9	2,9	2,7	27	2,8	4,2
Jern	mg/l	1,1	0,48	0,08	0,07	1,2	0,17	0,29	0,26	1,6	0,04
Mangan	mg/l	0,31	0,18	0,32	0,22	0,4	0,54	0,13	0,27	0,52	0,056
Magnesium	mg/l	11	13	9,9	13	13	12	15	11	12	13
Svovlbrinte	mg H <sub>2</sub> S/l	-	< 0,05	##	< 0,05	1,8	##	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

- Ikke opgivet

< Under detektionsgrænsen

# Vandet må ikke være kalk-aggressivt

## Prøven indeholdt suspenderet stof. På baggrund af en visuel vurdering er svovlbrinteindholdet skønnet at være under 0,05 mg/l

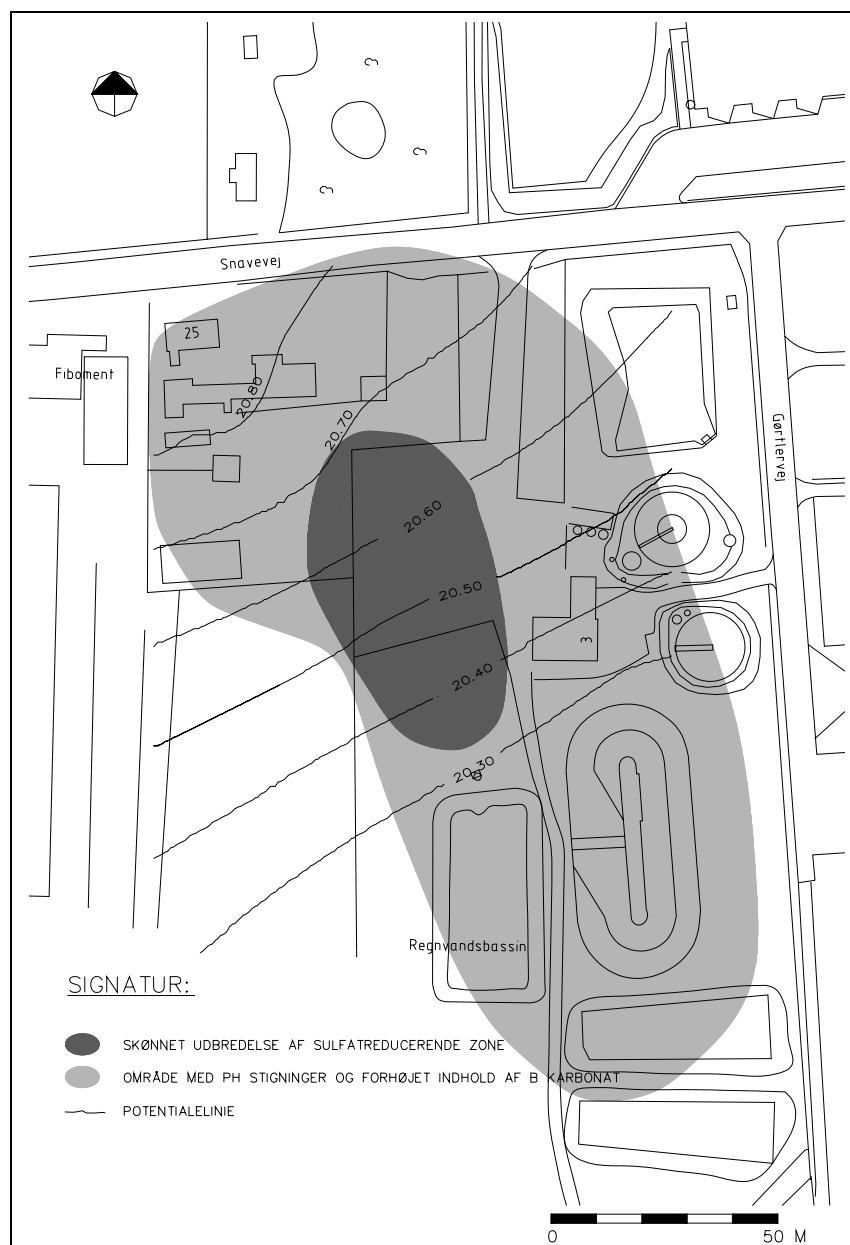
TABEL 4.3A. UDDRAG AF TABEL 4.3 (BILAG 4); MAKROIONER, pH SAMT LEDNINGSEVNE

Boring E2.1 er placeret opstrøms forureningen og repræsenterer således den naturlige grundvandskemi i området. G21, G34 og R2 er placeret nedstrøms forureningskilder. Af tabel 4.3A fremgår, at den naturlige grundvandskvalitet er calciumbicarbonat-domineret med en ionstyrke omkring 7 meq/l. Grundvandet er svagt reduceret med et lavt jernindhold og et sulfatindhold på 98 mg/l. pH er ca. 7,35, og bicarbonatindholdet er 260 mg/l med en hårdhed på 17,5° dH. Chloridindholdet er 30 mg/l og ledningsevnen 67 mS/m.

Sammenlignes analyseresultaterne i tabel 4.3 og 4.3A med indholdet af nedbrydningsprodukter af de chlorerede opløsningsmidler i grundvandet ses, at der finder en reduktiv dechlorering sted i en anaerob del af grundvandsmagasinet ved G21, G34 og R2 (nedstrøms forureningskilder). Grundvandskvaliteten her er mere ionholdig med en ionstyrke på indtil 12 meq/l og hårdheder op til 32,9° dH. Ligeledes er der her konstateret en mindre pH-stigning og en forøgelse af bicarbonatindholdet til over 500 mg/l. Grundvandet her er sulfatreduceret med lave indhold af sulfat. Desuden giver dechloreringen sig udslag i, at chloridindholdet i dette område er højere end i de omkringliggende områder.

Mindre pH-stigninger og forrykninger i carbonatsystemet er også observeret i borerne B6 og G22, der er placeret vest og sydvest for produktionsanlægget. Analyseresultaterne herfra tyder på, at der i dette område har været en kapacitet for nedbrydning af de chlorerede opløsningsmidler til stede.

Endelig bemærkes, at der i borerne G21.2 og G29.3 er påvist indhold af svovlbrinte, der bekræfter ovennævnte sulfatreducerende zone.



FIGUR 4.11 UDBREDELSE AF SULFATREDUCERENDE ZONE OG AF OMRÅDE MED OBSERVEREDE pH STIGNINGER I DEN ØVRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET

På figur 4.11 er angivet den skønnede udbredelse af den sulfatreducerende zone og det område, hvor der er observeret forhøjede pH og bicarbonatindhold i toppen af magasinet.

I den nedre del af grundvandsmagasinet er der især observeret pH-stigninger og højere indhold af carbonat omkring boring G34 nedstrøms forureningskilden.

#### 4.5 TILKLOGNING AF DEN REAKTIVE VÆG

Tilklogning af væggen er vurderet på baggrund af nye og eksisterende data for vandets indhold af an- og kationer samt laboratorieforsøg udført af Envirometal Technologies Inc. (ETI) /7/.

Kolonneforsøget i /7/ viser, at indholdet af calcium reduceres under passage af jernmaterialet. Der forventes således en udfældning af calciumcarbonat, dvs. kalk, i den reaktive væg. Yderligere tyder resultaterne på, at der er udfældninger af jernholdige salte (jernkarbonater, jernhydroxider og jernoxider), af manganholdige salte og af silicium forbindelser. Størst tilklogning i væggen forventes forårsaget af udfældning af calciumcarbonat.

Der er i /7/ ikke givet estimater af mængderne af udfældninger ud fra forsøgsresultaterne og heller ingen bud på tilklogningen af jernmaterialet ved den konkrete grundvandstype. Der er dog refereret til 4 andre fuldskala systemer med reaktive vægge i USA/Canada, hvor der ikke ses væsentlige problemer med udfældninger. Grundvandstyperne de pågældende steder er ikke nævnt i /7/.

Sammenfattende giver rapporten således umiddelbart et dårligt grundlag for vurderinger af tilklogningsproblemer forårsaget af udfældninger af uorganiske salte.

I skitseprojektet /5/ nævnes det, at udfældningen af kalk i jernmaterialet under kolonneforsøget kan opgøres til ca. 250 mg kalk pr. liter grundvand, som har passeret materialet. Dette er skønnet ud fra forsøgsresultaterne.

Overføres disse tal til en fuldskala reaktiv væg på Vapokon-grunden, kan kalkfældningen heri skønnes indledningsvist. Ved et flow på 28 m<sup>3</sup>/d svarer en fældning på 250 mg kalk pr. liter grundvand til, at der vil fældes ca. 7 kg kalk pr. dag i den reaktive væg. Fælder kalken som calcit haves en partikeldensitet på den fældede kalk på 2,7 kg/l. Ved udfældning i væggen skønnes det derfor rimeligt at regne med en densitet for den udfældede kalk på ca. 2 kg/l. Førnævnte kalkfældning svarer derfor til ca. 3,5 l kalk pr. dag eller 1,3 m<sup>3</sup> kalk pr. år fældet i jernmaterialet i den reaktive væg.

Hvis væggen for eksempel har et tværsnitsareal på 120 m<sup>2</sup>, en tykkelse på 0,6 m og en jernporøsitet på 0,3, haves et vandfyldt volumen i væggen på ca. 22 m<sup>3</sup>. En kalkfældning af størrelsesordenen som ovenfor skønnet vil dermed føre til en total tilklogning af jernmaterialet i hele den reaktive væg i løbet af ca. 17 år. Det bemærkes, at der hertil kommer udfældninger af andre salte (bl.a. Fe-, Mn- og Si-forbindelser).

Udfældningsberegningerne er foretaget på basis af oplysninger fra Connelly GPM Inc, der er leverandør af jernspåner, og ETI (/5/, /7/) samt modelberegningerne i afsnit 5.

Det skal nævnes, at udfældninger kun ventes i de forreste få centimeter af væggen, hvilket er baggrund for en anbefaling i /5/ om, at permeabiliteten her kan genskabes ved snegleboringer i denne del af væggen, når der opstår tilklogningsproblemer. Der er givet et skøn på, at vedligeholdelsesudgifter hertil vil ligge i størrelsesordenen 10.000 – 20.000 USD pr. hver 5. til 10. år.

Dette vurderes umiddelbart som et lavt skøn, ligesom det er uvist, hvorvidt der kan bores i jernmaterialet.

Endelig nævnes det i /7/, at der ikke ventes tilklogningsproblemer på grund af biologisk vækst. Dokumentationen herfor er dog overfladisk. Det er derfor uklart, hvorvidt biologisk vækst kan medvirke til en tilklogning af den reaktive væg. Det bemærkes, at nogle af de andre organiske forureningskomponenter (f.eks. BTEX'erne) i grundvandet på Vapokon-grunden giver potentiale for biologisk vækst.

#### 4.6 STRØMNINGENS VERTIKALE FORDELING

Strømningens vertikale fordeling er undersøgt ved at lave slug-tests i udvalgte filtersatte geoprobe-boringer. Formålet er at beregne den hydrauliske ledningsevne og dennes vertikale variabilitet med henblik på dimensionering af den reaktive væg.

Slugtesten er brugt som alternativ til prøvepumpning. De 2 væsentligste fordele ved slugtesten i forhold til en prøvepumpning er, at slugtesten kan udføres ved små boringsdiametre, og at der ikke produceres vand under slugtesten. En ulempe ved slugtesten er dog, at den hydrauliske ledningsevne beregnet ved denne metode kun er repræsentativ for formation omkring boringen.

Slugtesten er udført ved måling af vandudstrømning fra boringerne efter hævning af vandspejlet i boringerne.

Beregningsmetoden er videreudviklet af Bower & Rise, hvor tolkningsformlerne er udviklet i analogi med Theis prøvepumpningsformler for hhv. stationære og ikke stationære strømningsforhold.

Slugtest er foretaget i geoprobe-boringerne G29, G33 og G34 nær den forventede placering af den reaktive væg. Slugtesten er udført for hver meter med Geoprobe rammeboretteknik. Metoden er beskrevet i bilag 5, hvor også en tolkning af slugtesten er foretaget.

Af bilag 5 ses, at den hydrauliske ledningsevne i magasinet varierer mellem ca. 0,0002 og 0,0000004 m/s. Resultaterne er anvendt til modellering af strømningsforholdene i afsnit 5 og bilag 6 og derefter til dimensionering af væggen.

#### 4.7 SAMMENFATNING OG KONKLUSION AF FORUNDERSØGELSER

Forundersøgelserne har vist, at;

- dybden til toppen af morænelerslaget er mindst syd for Vapokon-grunden, omkring og syd for boring R2
- grundvandet strømmer mod øst-sydøst
- den vertikale variation i den hydrauliske ledningsevne ikke er entydig i de målte filtre
- hovedparten af grundvandsforureningen (udgangsstofferne) findes på Vapokon-grunden, hvorimod nedbrydningsprodukterne hovedsageligt er at finde nedstrøms grunden ved G34

- der foregår en tydelig nedbrydning af chlorerede og aromatiske stoffer nedstrøms Vapokon-grunden.

Ud fra de udførte slugtests og forureningens vertikale fordeling vurderes, at den reaktive væg skal have samme tykkelse i hele sin dybde. På baggrund af de udførte slugtests vurderes den horisontale hydrauliske ledningsevne at være mindre end tidligere antaget i /5/.

Forundersøgelserne, Fyns Amts udledningskrav, nedbrydningskapaciteten i grundvandsmagasinet samt anlægstekniske betragtninger har givet anledning til den placering af impermeable vægge (spunsvægge) og dræn, der er arbejdet videre med i afsnit 5, 6 og 7. Det er således valgt at placere drænet sydligere og østligere end oprindeligt planlagt i /5/, dog ikke for tæt på Vapokon-grunden for at hindre indtrængning af kraftigt forurennet grundvand.

Resultater af forundersøgelser har ikke givet anledning til ændring af den i /5/ skitserede placering af den reaktive væg. Det er således valgt at placere den reaktive væg i figur 6.1 i afsnit 6.

# 5 Modelling

## 5.1 FORMÅL

HOH har i skitseprojekt udført for Fyns Amt, /5/, skitseret en afværgeløsning med bortgravning af hot-spot samt etablering af et Funnel & Gate system med et opstrøms dræn. Den skitserede løsning er baseret på strømnings- og stoftransportberegninger foretaget med en grundvandsmodel.

En placering af drænet tættere på Vapokon-grunden end beskrevet i /5/ medfører en øget risiko for, at der trækkes middelstærkt eller stærkt forurenede grundvand ind i drænet, ligesom drænet må forventes at opsamle en større mængde svagt forurenede grundvand.

Den tidligere strømnings- og stoftransportmodel er revideret således, at den kan beskrive følgende:

- Strømningshastigheden i grundvandsmagasinet ved den reaktive væg
- Forureningsniveauet ved den reaktive væg
- Placering af grundvandsstrømning forårsaget af drænet
- Forureningsniveauet i det afdrænedede grundvand
- Mængden af det afdrænedede grundvand.

På baggrund af den beregnede strømningshastighed gennem den reaktive væg og resultater af kolonneforsøg udført af ETI, /7/, er væggenes tykkelse beregnet. Endelig er der foretaget en detailmodellering med henblik på at belyse eventuelle opstuvningsproblemer ved etablering af væggen med den beregnede tykkelse.

## 5.2 OVERORDNET STRØMNINGS- OG STOFTRANSPORTMODEL

Revideringen af grundvands- og stoftransportmodellen er foretaget på baggrund af resultaterne fra forundersøgelsen og relevante resultater fra de tidligere undersøgelser.

Den opstillede grundvandsmodel er kalibreret med henblik på at opnå en rimelig overensstemmelse mellem de målte grundvandspotentialer i det primære magasin og de modellerede potentialer samt at opnå en rimelig overensstemmelse mellem beregnet/målte og modellerede værdier af indstrømning til modelområdet og partikelhastigheden ved den reaktive væg. Opbygning og kalibrering af grundvands- og stoftransportmodellerne er beskrevet i bilag 6.

### 5.2.1 Modelberegninger

Med den opdaterede model er der foretaget en række stationære modelberegninger.

Ved beregningerne er spuns- og reaktiv væg placeret som vist i figur 6.1 i afsnit 6. Jerngranulatet i den reaktive væg har en større hydraulisk ledningsevne end det omkringliggende grundvandsmagasin, hvorfor den reaktive væg er modelleret som et hul i spunsvæggen med samme hydrauliske parametre som det omkringliggende grundvandsmagasin.

Modelberegningerne er foretaget med den anlægsteknisk mest hensigtsmæssige placering af drænledningen, nemlig i toppen af grundvandsmagasinet, således at der er hydraulisk kontakt mellem drænet og grundvandsmagasinet. I modellen er drænet således placeret i de modellag, der repræsenterer toppen af grundvandsmagasinet. Afdræningen styres med drænniveauet. I praksis reguleres drænniveauet over en drænstrækning med et teleskoprør i den tilhørende drænbrønd. I modellen defineres drænniveauet i de modelceller, der ligger på drænstrækningen til en given drænbrønd.

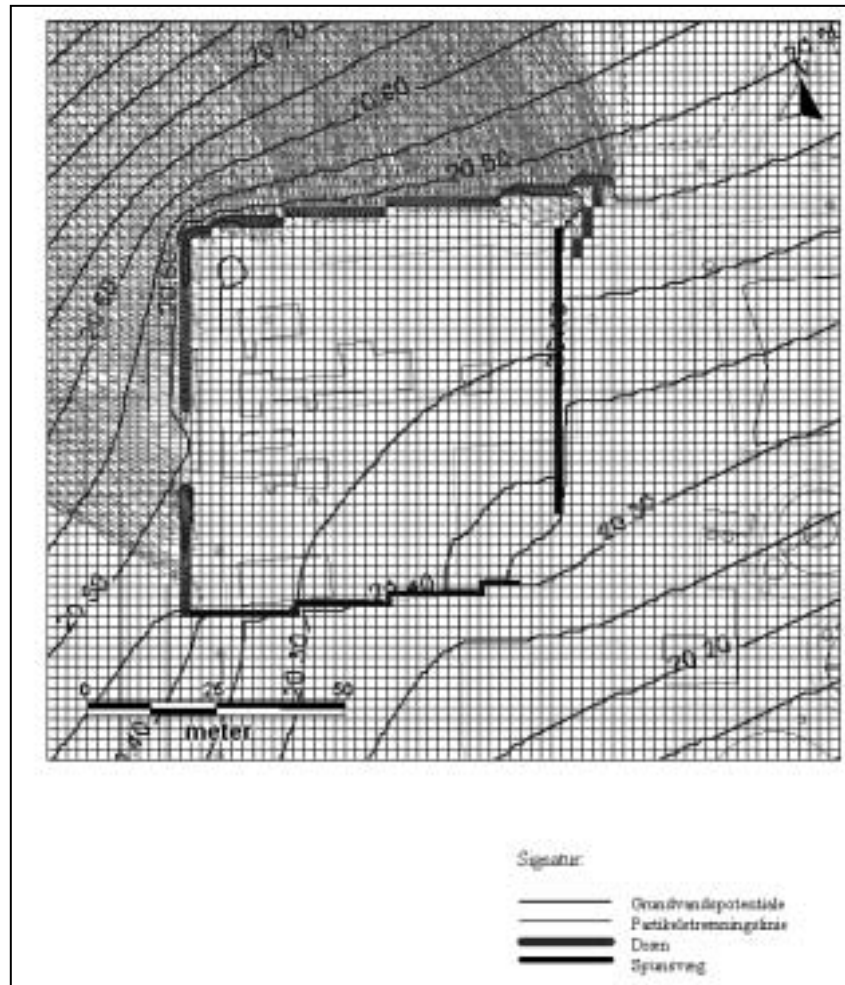
Der er foretaget en række modelsimuleringer med forskellige drænniveauer. På baggrund af hver modelsimulering er grundvandets strømningshastighed gennem den reaktive væg samt mængden af det afdrænedede grundvand i hver drænstrækning beregnet. Ligeledes er risikoen for indtrængning af forurenede grundvand til drænet belyst på baggrund af en bestemmelse af strømningsforholdene omkring drænet.

Den samlet set mest optimale løsning opnås ved de i tabel 5.1 angivne drænniveauer. Disse drænniveauer medfører en samlet afdrænet vandmængde på 1,45 l/s og en gennemsnitlig strømningsmængde i grundvandsmagasinet ved den reaktive væg på 14,1 m<sup>3</sup>/d svarende til en strømningshastighed på 111 m/år. Strømningsforholdene omkring drænet er angivet på figur 5.1.

Drænbrønd	Drænniveau m o. DNN	Drænmængder l/s
B1	20,5	0
B2	20,4	0,15
B3	20,4	0,37
B4	20,3	0,63
B5	20,4	0,25
B6	20,4	0,05
B7	20,5	0
Samlet	-	1,45

TABEL 5.1: OPTIMALE DRÆNNIVEAUER OG -MÆNGDER





FIGUR 5.1. GRUNDVANDSSTRØMNING OMKRING DRÆN.

Ved ovennævnte drænniveauer viser stoftransportberegningerne, jf. tabel 5.2, at middelkoncentrationen af chlorerede komponenter i drænvandet i løbet af det første år er ca. 80 - 200 gange lavere end Fyns Amts kvalitetskriterium for drikkevand på 1 µg/l afhængig af kildestyrken af den resterende jordforurening.

Stoftransportberegningerne er foretaget uden kildestyrke og med en kildestyrke på 120 kg/år svarende til en situation, hvor hot-spot ikke er fjernet. Som udgangspunkt for stoftransportberegningerne er anvendt den forureningsudbredelse i grundvandsmagasinet, der blev konstateret i forbindelse med forundersøgelserne.

Kildestyrke kg/år	Opsamlet mængde chlorerede komp. g/år	Middelkoncentration i drænvand µg/l
0	0,277	$6 \cdot 10^{-3}$
120	0,581	$13 \cdot 10^{-3}$

TABEL 5.2: OPSAMLET MÆNGDE OG KONCENTRATION AF KOMPONENTER I DRÆNVAND I LØBET AF DET FØRSTE ÅR

### 5.3 BEREGNING AF TYKKELSEN AF DEN REAKTIVE VÆG

Væggens tykkelse ( $b$ ) er fastsat ud fra opholdstiden ( $T_b$ ) (der ifølge ETI's forsøg /7/ skal være 60 timer) samt vandets hastighed ( $v$ ) gennem væggen.

$$b = v \cdot T_b$$

Hastigheden gennem væggen er bestemt ved:

$$v = Q/A$$

hvor  $Q$  er strømmingen gennem væggen ( $14,1 \text{ m}^3/\text{d}$  jf. afsnit 5.2.1), og  $A$  er tværsnitsarealet.

$$A = l \cdot h \cdot n$$

hvor  $l$  er længden af væggen ( $15 \text{ m}$ );  $h$  er højden, dvs. morænelerskoten minus koten til grundvandsspejlet ( $20,35\text{m} - 11,9\text{m} = 8,45 \text{ m}$ ), og  $n$  er porøsiteten i væggen.

Porøsiteten umiddelbart efter etableringen er på baggrund af forsøg og oplysninger fra ETI fastsat til 0,5. Der vil ske en udfældning af salte, og dermed en tilklogning af væggen. For at sikre en tilfredsstillende rensning efter en årrække vælges at anvende porøsiteten efter 10 års drift. Det er beregnet, at porøsiteten efter 10 år vil være reduceret ca. 28 % svarende til en porøsitet på 0,36.

Væggens tykkelse skal således være 0,8 meter.

### 5.4 DETAILMODEL FOR REAKTIV VÆG

For at vurdere om en vægtykkelse på 0,8 meter giver en tilstrækkelig opholdstid, samt for at vurdere om væggen giver anledning til opstuvninger, er der opstillet en detailmodel, hvor strømningsforholdene og opholdstiden er modelleret under forskellige forhold. Opbygning af modellen er beskrevet i bilag 7.

Der er udført 6 modelberegninger:

- Model 1: Strømning gennem reaktiv væg med en vandmængde svarende til  $9 \text{ m}^3/\text{dg}$ . Lav permeabilitet af jerngranulat ( $1,9 \times 10^{-5} \text{ m/sek}$ ). Spunsvæggen er trukket.
- Model 2: Strømning gennem reaktiv væg med en vandmængde svarende til  $18 \text{ m}^3/\text{dg}$ . Lav permeabilitet af jerngranulat ( $1,9 \times 10^{-5} \text{ m/sek}$ ). Spunsvæggen er trukket.
- Model 3: Strømning gennem reaktiv væg med en vandmængde svarende til  $27 \text{ m}^3/\text{dg}$ . Lav permeabilitet af jerngranulat ( $1,9 \times 10^{-5} \text{ m/sek}$ ). Spunsvæggen er trukket.

- Model 4: Strømning gennem reaktiv væg med en vandmængde svarende til 27 m<sup>3</sup>/dg. Høj permeabilitet af jerngranulat (1,0 x 10<sup>-3</sup> m/sek). Spunsvæggen er trukket.
- Model 5: Strømning gennem reaktiv væg med en vandmængde svarende til 27 m<sup>3</sup>/dg. Høj permeabilitet af jerngranulat (1,0 x 10<sup>-3</sup> m/sek). Spunsvæggen sidder tilbage men har åbninger svarende til 10 % af arealet opstrøms.
- Model 6: Strømning gennem reaktiv væg med en vandmængde svarende til 9 m<sup>3</sup>/dg. Lav permeabilitet af jerngranulat (1,9 x 10<sup>-5</sup> m/sek). Spunsvæggen sidder tilbage men har åbninger svarende til 10 % af arealet.

Resultaterne af beregningerne er listet i tabel 5.3.

	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4	Model 5	Model 6
Vandmængde (m <sup>3</sup> /dg)	9	18	27	27	27	9
V <sub>granulat</sub> (m/dg)	0,12	0,20	0,30	0,34	0,22	0,07
V <sub>granulat</sub> (m/år)	44	73	110	124	80	26
Opholdstid (dg)	6,6	4,0	2,7	2,4	3,6	11,4

TABEL 5.3: BEREGNINGSRISULTATER

Som det fremgår, ligger opholdstiden mellem 57 timer og 273 timer ved en vægbredde på 0,80 m, hvilket indikerer, at der er den fornødne sikkerhed for rensning i væggen under samtlige forhold.

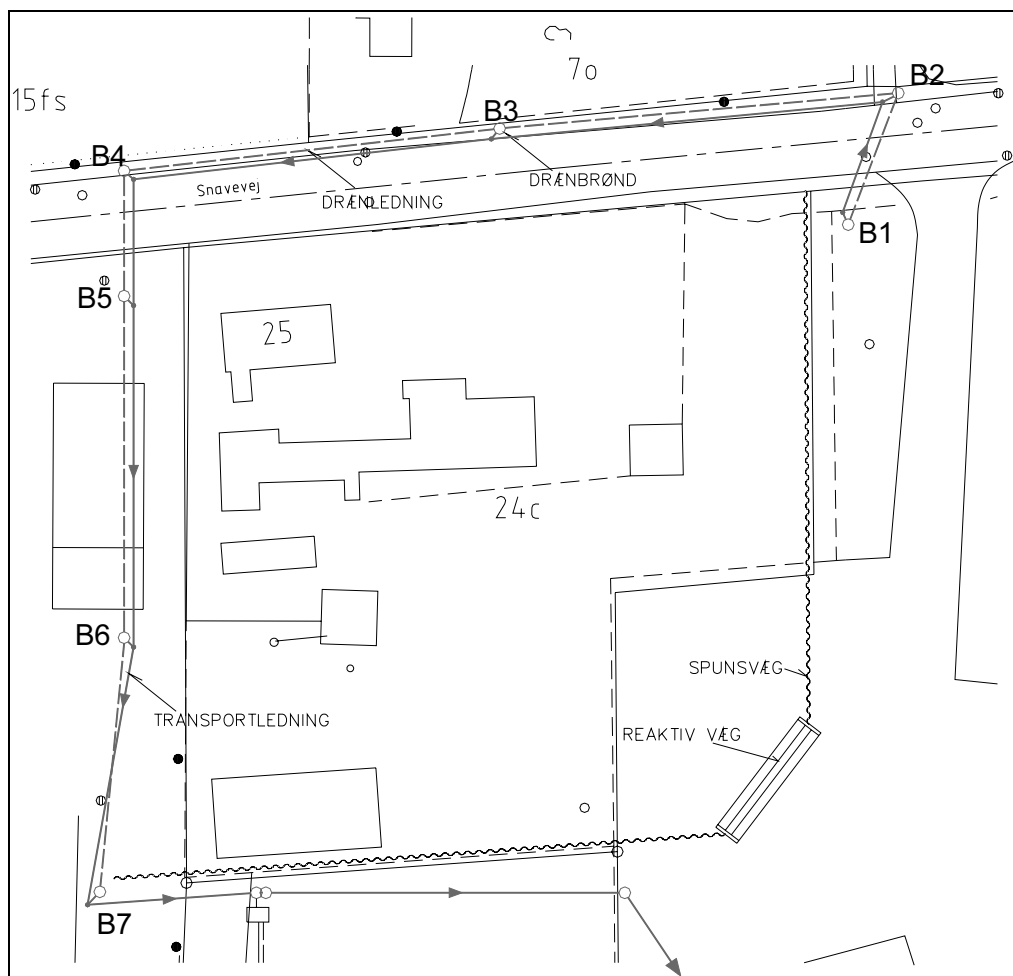
Af modelsimuleringer fremgår desuden, at:

- Strømningen gennem væggen er ensartet over dybden som følge af ”gruskastningens” høje permeabilitet opstrøms
- Såfremt strømningen bremses enten af lav permeabilitet af granulatet eller af en perforeret spunsvæg, så vil opstuvningen skabe en forøget gradient medførende en ensartet strømning gennem granulatet.



## 6 Detailprojekteringsfasen

Placering af Funnel & Gate systemet, dvs. spunsvægge og den reaktive væg, er fastlagt. Desuden er længde af såvel spunsvægge (i alt 125 m) og den reaktive væg (15 m) bestemt, jf. /5/. Tykkelsen (0,8 m) af den reaktive væg er bestemt i forrige afsnit, ligesom placering af drænet er det. Placering af hele systemet er vist i figur 6.1.



FIGUR 6.1 PLACERING AF REAKTIV VÆG, SPUNSVÆGGE, DRÆNLEDNING, TRANSPORTLEDNING OG BRØNDE.

Med henblik på at etablere den reaktive væg er det bestemt at nedramme en spunskasse (byggegruppeindfatning). Grundvandet sænkes, og efterfølgende udgraves der inde i kassen. Efter udgravningen etableres den reaktive væg med en kerne af jerngranulat og en filteropbygning omkring. Afsluttende trækkes spunsjernene i kassen op, så der er direkte adgang for gennemstrømning igennem den reaktive væg. Sideløbende installeres drænet.

Ved udgravning og sænkning af grundvand i spuns-kassen vil der opstå et stort tryk på spunsen. Ved nedramning af spunsvægge kan der opstå problemer pga. store sten. I alt er det et omfattende stykke anlægsarbejde, der skal udføres. Forud for anlægsarbejdet er der udført en detailprojektering.

I forbindelse med forundersøgelserne er der, som tidligere nævnt, udført geotekniske borer og vingeforsøg til vurdering af den karakteristiske forskydningsstyrke ( $C_{u,k}$ ), udtagning af jordprøver til geologisk bedømmelse samt klassifikationsforsøg.

I nærværende resumeres normgrundlaget og beregningsprincipper, der ligger til grund for etablering af Funnel & Gate systemet. Desuden dimensioneres drænet.

På baggrund af detailprojekteringen er der udarbejdet et detailprojekt for entreprisen /11/.

## 6.1 FUNNEL & GATE SYSTEM

Detailprojektering af den reaktive væg er fastlagt, inden den endelige tykkelse af den reaktive væg var fastlagt. Udformningen af interimskonstruktionen, som er etableret, fremgår af /11/.

Konstruktionen er dimensioneret i henhold til:

- DS409 Norm for sikkerhedsbestemmelse for konstruktioner
- DS410 Norm for last på konstruktioner
- DS412 Norm for stålkonstruktioner
- DS415 Norm for fundering

Konstruktionen er dimensioneret i normal sikkerhedsklasse og normal funderingsklasse.

I vejledningen til DS415, afsnit 5.2.2 er det anført, at ved interimskonstruktioner osv. kan der for partialkoefficienter anvendes  $\gamma^\alpha$ , hvor  $\alpha$  sættes lig 0,5.

Da der er tale om en konstruktion som dels er særdeles utraditionel dels er meget dyb, er der ikke foretaget nogen reduktion af partialkoefficienterne.

Beregningerne er udført i både en korttidstilstand, dvs. ved anvendelse af udrænedede styrkeparametre, og i en langtidstilstand, dvs. ved anvendelse af effektive friktionsvinkler og effektiv kohæsion.

Der er foretaget beregninger af de tryk, kræfter, momenter og spændinger, der opstår ved etablering af væggen, samt på den færdige væg. Beregningsprincipper er beskrevet i bilag 8.

På baggrund af beregninger er der valgt dimensioner på spuns- og afstivningssystemer som sikrer konstruktionen.

Ved valg af spunsprofil er der udover de rent spændingsmæssige forhold også foretaget en vurdering af profilet styrke over for den ramme modstand, dvs. risikoen for låsesprængning, som forventes på den aktuelle lokalitet.

Det valgte profil har tilfredsstillende styrke til at kunne tåle ramning i meget stive aflejringer men kan ikke tåle den påvirkning, som profilet vil blive udsat for i tilfælde af, at spidsen af spunsen rammer en sten/blok. Man kan ikke tilvejebringe spunsprofiler, som har så stor styrke, at de vil kunne rammes uden risiko for låsesprængning i meget faste aflejringer, som indeholder sten og blokke.

Da det er nødvendigt af hensyn til installering af jerngranulatet, at spunskonstruktionen rammes på en sådan måde, at spunskassen er tilnærmelsesvis vandtæt, viser erfaringerne, at man udover normens krav til tilvejebringelse af oplysninger om jordbundsforhold skal sikre, at der ikke træffes sten/blokke i området. Såfremt der træffes jordbundsforhold, hvor der forudses vanskeligheder med ramning af spunsjernene, er det anbefalet, at der foretages forboring for på den måde at sikre, at de enkelte jern kan bringes ned, uden at der sker låsesprængning.

## 6.2 DRÆN

### 6.2.1 Beskrivelse af dræn

Drænsystemet på Vapokon består af følgende hovedelementer :

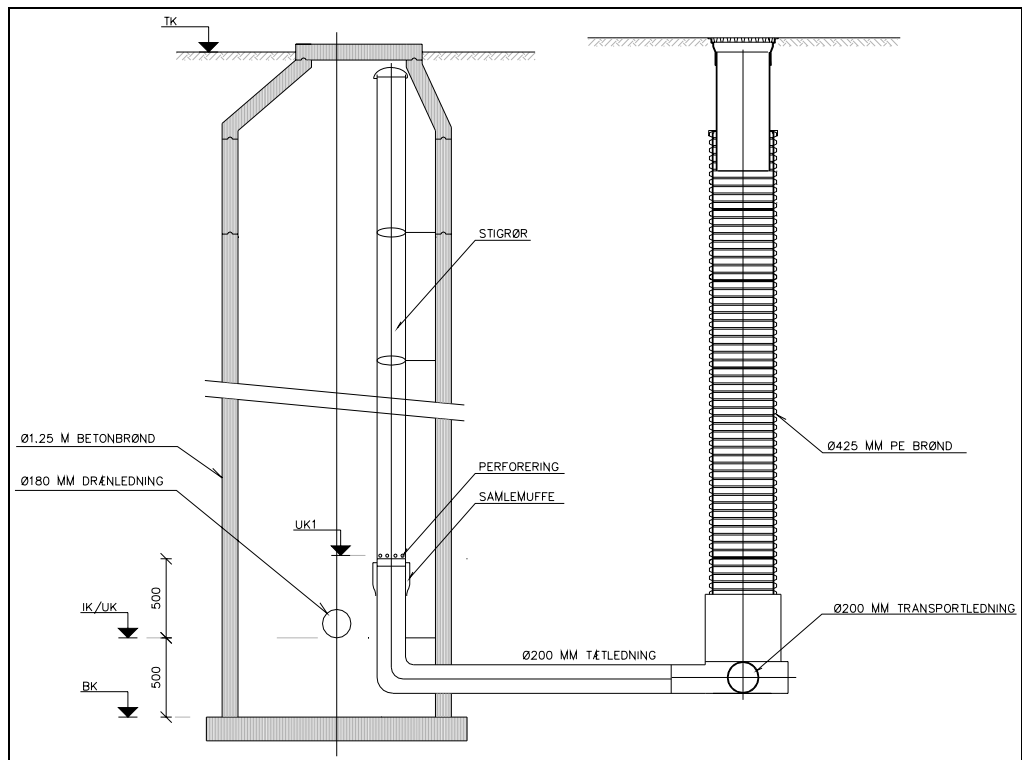
- drænledning med tilhørende drænbrønde
- transportledning med tilhørende spulebrønde
- drænpumpebrønd.

Drænsystemet fremgår af figur 6.1.

På drænstrækningen er der placeret 7 drænbrønde med sandfang. I hver drænbrønd er der monteret et stigrør. Drænniveauet i drænbrønden og dermed i drænet er styret af en perforering i stigrøret. Brøndene er leveret med 5 stigrør med perforeringen (drænniveauet) placeret i forskellige niveauer. Der er et niveauspring på 10 cm på drænniveauet mellem hver stigrør. Ved at skifte stigrør kan drænniveauet hæves op til 40 cm. Dette giver mulighed for at regulere på den afdrænedede vandmængde og derved også på den vandmængde, der skal ledes igennem den reaktive væg.

Fra hver drænbrønd er der direkte afledning til en spulebrønd, hvorfra transportledningen ved gravitation leder drænvandet til pumpebrønden.

Ved pumpebrønden pumpes drænvandet op i oppumpningsbrønden, hvorfra transportledningen ved gravitation leder det til regnvandsbassinet.



FIGUR 6.2: PRINCIP I DRÆNBRØND OG SPULEBRØND

### 6.2.2 Dimensionering af drænsystemet

I forbindelse med dimensioneringen af drænsystemet er der gjort følgende forudsætninger :

- Dimension af dræn er sat til  $\varnothing$  180 mm.
- Dimension af transportledning er sat til  $\varnothing$  200.
- Drænniveauer og drænmængder som bestemt jf. tabel 5.1.
- Drænene etableres, så det er muligt at sænke drænniveauet til 0,5 m under det optimale drænniveau.
- Pumpebrønden etableres som en  $\varnothing$ 1500 betonbrønd.
- Der er en tilstrømning til pumpebrønden på 8,5 l/s.
- Pumpeydelsen er 17 l/s.
- Der er 10 pumpestarter pr. time.

Det er valgt at benytte PE (polyethylen) materialer for både dræn og transportledning.



Følgende parametre er dimensioneret:

- Ind- og udløbskote i drænbrønden
- Afdræningskoten i drænbrønden
- Bundkoten i drænbrønden
- Slidsebredden i drænet
- Fald i transportledning
- Pumpesumpens højde.

Beregningsformler fremgår af bilag 9. Koter, slidsebredde, fald i transportledning og pumpesumpens højde fremgår af /11/.



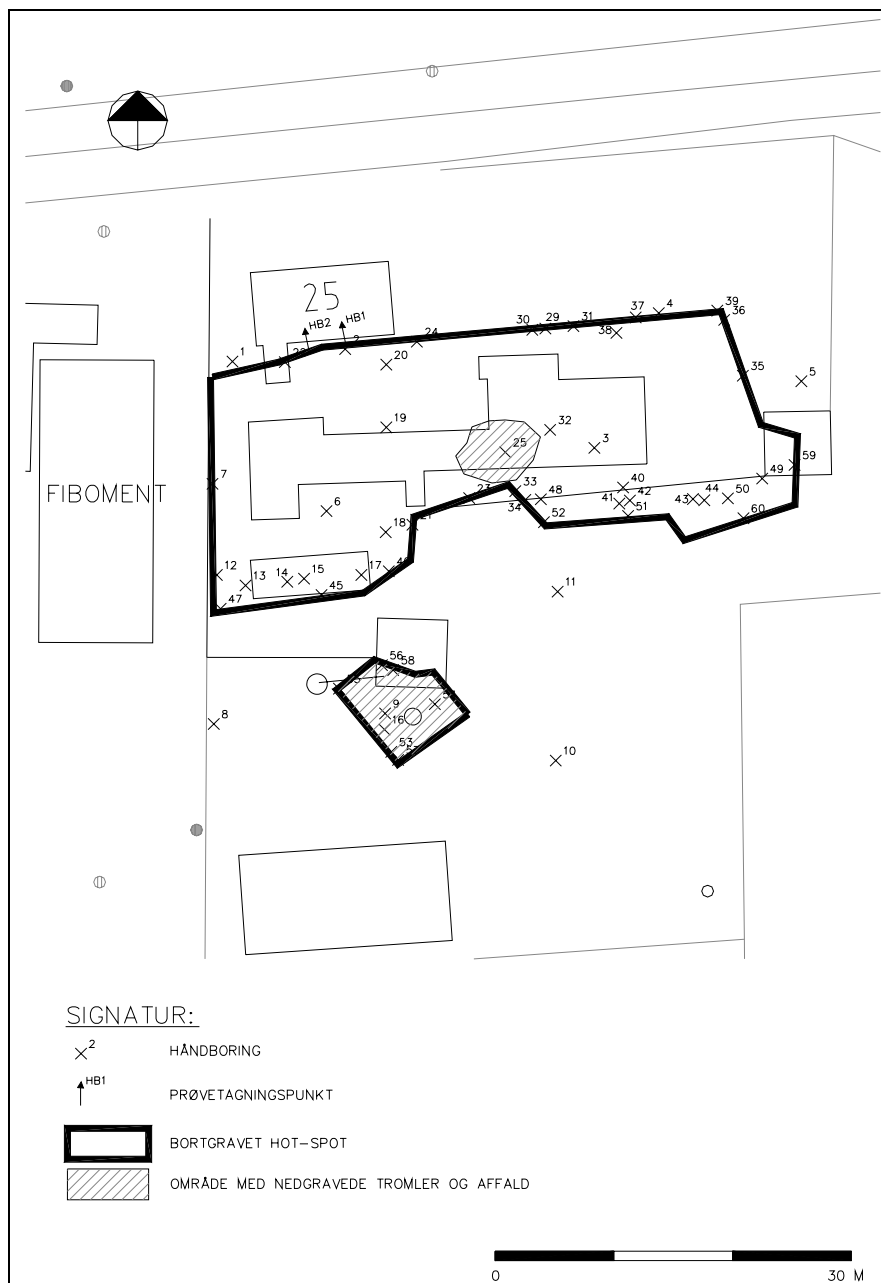
# 7 Anlægsfasen

## 7.1 FJERNELSE AF HOT-SPOT

### 7.1.1 Omfang

Bortgravning af den kraftigste jordforurening (hot-spot) er gennemført i perioden april 1999 til maj 1999. Arbejdet er udført af Søndersø Entreprenør- og Vognmandsforretning A/S efter forskrift fra og under fuldtids miljøteknisk tilsyn af RAMBØLL.

Under opgravning af forurenede jord blev der to steder konstateret nedgravede tromler med maleraffald samt andet affald i form af plastfolie, træ, store stykker af glasfiberplade og klumper af maling. PID-målinger viste, at affaldet var kraftigt forurenede. Affaldet er derfor håndsorteret og bortskaffet til Kommune Kemi. De to områder er vist på figur 7.1.



FIGUR 7.1 BORTGRAVEDE HOT-SPOT-OMRÅDER, OMRÅDER MED TROMLER OG AFFALD, SAMT PLACERING AF KONTROLPRØVE.

Den opgravede jord er transporteret til K.K. Miljøteknik for jordrensning.

Der er anvendt følgende kriterier for afgravning af jordforurening:

Sider af udgravning:

- BTEX (sum af BTEX):  
100 mg/kg TS
- Chlorerede opløsningsmidler (sum af enkeltkomponenter):  
50 mg/kg TS

Bund af udgravning:

- Grundvandsspejlet nås.

Oversigt over bortgravede mængder ses i tabel 7.1.

Modtager	Bortkørte mængder
K.K. Miljøteknik	4.586 tons *
Kommune Kemi	13,42 tons

\* Efter ønske fra K.K. Miljøteknik er jorden bortkørt i 3 forskellige fraktioner:

Almindeligt forurenede, i alt 3.604,8 tons

Kraftigt forurenede, i alt 950,8 tons

Kraftigt forurenede med affald, i alt 30,35 tons

Fraktionerne er sorteret på baggrund af undersøgelsesresultater, feltbedømmelser samt PID-målinger.

TABEL 7.1: BORTKØRTE MÆNGDER JORD M.V.

Efter bortgravningen er området retableret efter aftale med Sønder sø Kommune. Der er placeret et markeringsnet for at markere grænsen for den udførte udskiftning.

### 7.1.2 Dokumentation

Den horisontale udbredelse af afgravningen fremgår af figur 7.1. Der er bortgravet forurenede jord til grundspejlet i kote ca. + 20,77.

Bortgravningens omfang er indledningsvis fastlagt ved et antal prøvegravninger, hvor der er udtaget prøver fra forskellige dybder til PID-måling og kemisk analyse. Under gravearbejdet er bortgravningens omfang fastlagt ved måling af felt-PID samt udtagning af prøver til PID-måling i laboratoriet. Omfanget af afgravningen er endeligt fastlagt ved kemisk analyse af kontrolprøver udtaget i udgravningens sider.

Placeringen af de udtagne kontrolprøver fremgår af figur 7.1, og analyseresultater er vist i bilag 10.

Hvor analyseresultaterne overskrider afgravningskriteriet, er afgravningen så vidt muligt fortsat.

### 7.1.3 Restforurening

Prøve nr. 7 er udtaget i udgravningens vestlige side i skel ind til Fibomentgrunden, 1,8 m u. t., og det samlede indhold af chlorerede forbindelser er på 52 mg/kg TS, hvilket er på niveau med kvalitetskriteriet.

Prøve nr. 2 er udtaget i den nordlige gravefront, 2,0 m u. t., i side ved tidligere administrationsbygning, og summen af chlorerede forbindelser overstiger med et indhold på 122 mg/kg TS kvalitetskriteriet ca. 2,4 gange.

For at vurdere restforureningens omfang ind under administrationsbygningen er der udført 2 vandrette håndboringer, HB1 og HB2, ind under bygningen. Boringerne er udført ca. 1,8 m u. t. og ført 2,5 m ind i gravefront. Der er udtaget prøver pr. 0,5 boremeter, og prøverne er PID-målt. Resultaterne ses i bilag 10.

På baggrund af de lave PID-udslag for håndboringerne sammenholdt med PID-målingen for prøve 2 på 1130 vurderes restforureningen ind under administrationsbygningen at være under afværgekriteriet.

Der vurderes således ikke at være efterladt væsentlig jordforurening over afgravningskriteriet.

## 7.2 ETABLERING AF FUNNEL & GATE

### 7.2.1 Ramning

Ved ramning af spunskassen er der anvendt 12 m lange Larsen L603 spunsjern. Til spunsvæggen er anvendt 11-13 m lange Larsen L703 spunsjern. Spunsjernene er rammet som dobbelt jern. Rammearbejdet er udført på traditionel vis med en Hitachi 125 rambuk. Ramslagsvægten har været 60 kN, og der har været anvendt varierende faldhøjder fra 10 til 90 cm.



*Ramning af spunskasse.*

Der er i alt rammet ca. 150 lbm spunskonstruktion, og der er på en strækning af 5 á 10 meter truffet aflejringer som indeholder sten/blokke blandt andet ved den reaktive væg.

### 7.2.2 Udgravning

Efter ramning af spunskassen er der foretaget udgravning til ca. 10 m under terræn inde i kassen. Udgravningen er foretaget med en gravemaskine påmonteret forlænger arm.

For at sikre stabiliteten af spunskassen blev der løbende monteret afstivninger inde i kassen. Der blev monteret afstivninger i 4 niveauer. Afstivningerne blev udført i HEB260 profiler.

Entreprenøren, Per Aarsleff A/S, valgte at samle de 4 rammer oven for kassen og løfte alle 4 rammer ned i kassen på én gang. Alle 4 rammer blev fastgjort i toppen af spunsvæggen med kæder og spil. På denne måde var det muligt løbende at sænke rammerne ned til de ønskede niveauer, efterhånden som udgravningen blev dybere.



*Udgravning i spunskasse med afstivninger*

Ved smedearbejde udført nede i udgravningen anvendte smedene friskluftforsyning, og der blev udført gasmålinger for at undgå risikoen for eksplosionsfare i forbindelse med svejsearbejdet.

For at kunne foretage udgravningen blev der udført en grundvandssænkning uden for spunsassen til ca. 7,5 m u. t. Det var planlagt, at hele udgravningen skulle foretages tørt, men det viste sig, at der var mindst 2 store låsesprængninger mellem spunsjernene i kassen. Dette medførte, dels at det ikke var muligt at sænke vandet inde i kasse mere end til 7,5 m u. t., og dels at der kom en meget stor materialetransport ind i spunsassen.

For at kunne fortsætte udgravningen til 10 m u. t. var det nødvendigt at udbedre de 2 låsesprængninger for herved at stoppe materialetransporten ind i kassen. Dette blev udført ved undervandssvejsning. Den største af låsesprængningerne var ca. 1 m bred.

Låsesprængningerne kunne ikke udbedres 100 % vandtætte, og da der muligvis kunne være flere mindre låsesprængninger, blev det besluttet at udføre de sidste 3 m af udgravningen under vand.



*Udgravning under vand*

### **7.2.3 Tilfyldning**

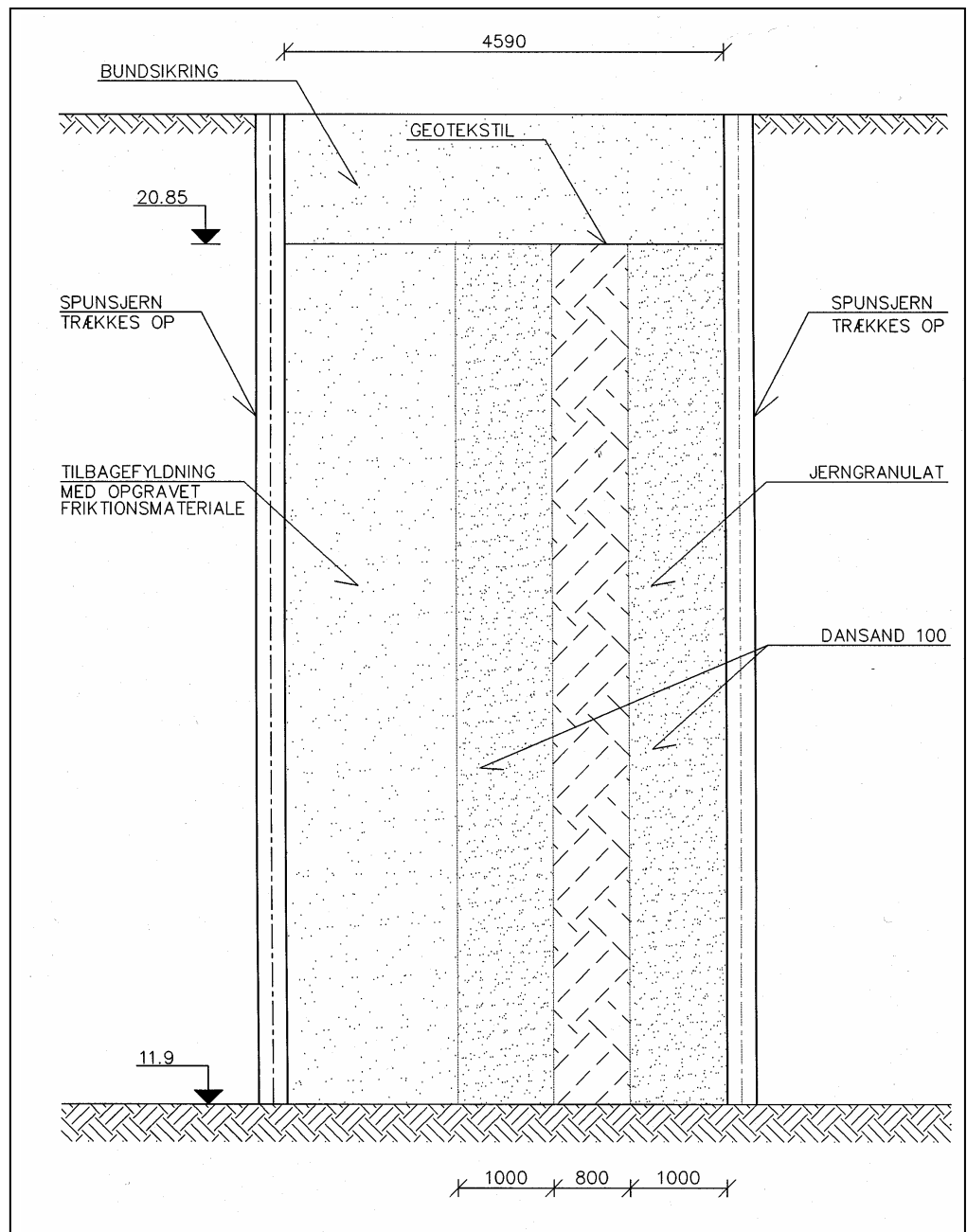
Ved tilfyldning i den reaktive væg er der etableret en kerne af jerngranulat, hvor der på begge sider af jerngranulatet er indbygget et 1 m bredt sandfilter. I den resterende del af kassen er der anvendt sand fra udgravningen.

For at adskille jerngranulatet fra filtersandet blev der anvendt 1,5 m høje jernforme, der løbende blev trukket op i forbindelse med tilfyldningen.

Inde i jerngranulatkernelen er der installeret pejlerør i 3 niveauer.

Princippet i tilfyldningen fremgår af figur 7.2.





FIGUR 7.2: TILFYLDNING I REAKTIV VÆG

Tilfyldningen under vand er foretaget ved hjælp af en dykker. Dykkeren har inspiceret udgravningens bund for at sikre, at der er udgravet til moræneler i hele det område, hvor der skal være jerngranulat. Dykkeren har endvidere sikret, at jernformene var placeret korrekt, så der ikke var risiko for, at jerngranulatet og filtersandet blev blandet.



*Placering af jernforme*

Efter jernformene var placeret, blev tilfyldningen påbegyndt. Jerngranulatet blev leveret i bage på ca. 2 tons. Ved hjælp af gravemaskinen blev bage løftet ned til stålformene, og dykkeren åbnede bunden af bage. Sandfiltermaterialet blev tilfyldt ved hjælp af et transportbånd og en skakt.

Efter tilfyldning af de første 1,5 m blev jernformene løftet op til lidt over vandspejlet. Den resterende del af tilfyldningen blev derfor udført uden hjælp fra dykker.

Højde (m)	9,0
Længde (m)	14,5
Tykkelse (m)	0,8
Jerngranulat (tons)	270

TABEL 7.2: ENDELIGE DIMENSIONER AF DEN REAKTIVE VÆG.



*Tilfyldning omkring vandspejlsniveauet*

Tilfyldning over grundvandsspejlet forløb problemfrit. Bagsene viste sig lette at håndtere. Bagsene var leveret med en åbning i bunden, der kunne udløses ved at trække i en snor. Entreprenøren valgte dog at skære hul i bunden, da dette var væsentligt hurtigere.



*Tilfyldning med jerngranulat*

De monterede afstivninger blev løbende fjernet efterhånden som tilfyldningen blev udført.

#### 7.2.4 Grundvandssænkning

I forbindelse med udgravningen blev der udført en omfattende grundvandssænkning. I forbindelse med projekteringen blev det forudsat, at grundvandsspejlet skulle sænkes til 6 m under terræn uden for spunskassen og sænkes til 10 m under terræn inde i spunskassen. Dette blev udført ved hjælp af 2 sæt sugespidsanlæg med hver 25 spidser. Sugespidsanlæggene blev gravet ned til oversiden af grundvandsspejlet, og spidserne blev spulet ned til overkanten af moræneleren. Der blev placeret et anlæg hhv. opstrøms og nedstrøms for væggen.



*Grundvandssænkning med sugespidser.*

Dette var nok til at sænke grundvandet til ca. 6 à 6,5 m under terræn. Da det viste sig, at der var flere store låsesprængninger i spunskassen, var det ikke muligt at sænke grundvandet inde i spunskassen. For at mindske tilstrømningen og materialetransporten til spunskassen blev grundvandssænkningen udvidet med 4 filterboringer. Herefter kunne grundvandet sænkes til 7 à 7,5 m under terræn.

Da grundvandssænkningen kørte på sit højeste, blev der oppumpet ca. 80 m<sup>3</sup> i timen. Det oppumpede grundvand blev ledt igennem aktive kulfilteranlæg. For at sikre en optimal udnyttelse af kulfilterne blev kulfilteranlæggene opstillet i serie 2 og 2. Der blev brugt 8 filtre svarende til 4 parallelle serier med 2 filtre. Kulfilteranlæggene var af typen PTU Cyclesorb, der har en kapacitet på ca. 30 m<sup>3</sup> pr. time.



*4 kulfilteranlæg*

For at overholde og dokumentere udledningskravene beskrevet i afsnit 3.5.5 blev der løbende udtaget vandprøver til analyse. Ved begyndende gennembrud i det andet filter i serien blev det første filter skiftet ud. Det nye filter blev herefter monteret som filter nr. 2 i serien. På denne måde var det muligt at udnytte kapaciteten i kullene bedst muligt.

Det viste sig ret hurtigt, at der var problemer med tilklogning af kulfiltrene. Dette skyldtes udfældning af okker. For at reducere mængden af okker til kulfiltrene blev der opstillet et mindre sandfilteranlæg før kulfilteranlæggene. Sandfilteret var særdeles effektivt, og stort set al okkeren blev udfældet i sandfilteret, inden det blev ledt til kulfiltrene.

Fra de aktive kulfiltre er vandet ledt til regnvandsbassinet på Søndersø Renseanlæg.

#### **7.2.5 Optrækning af spunsjern**

Efter tilfyldning i den reaktive væg blev spunsjernene opstrøms og nedstrøms for væggen trukket op. Optrækningen er foretaget ved vibration, hvor der blev anvendt en rambuk Hitachi 125 påsat en vibrator PVE 2316.



*Optrækning af spuns ved vibration*

### 7.3 ETABLERING AF DRÆNSYSTEM

Dræn og transportledning er etableret ved styrede underboringer. Denne metode er valgt dels for at reducere omfanget af grundvandssænkningen, og dels fordi en del af ledningerne ligger under en bygning eller under beplantede eller befæstede arealer.

Underboringerne er udført i 3 etaper, fra B1 til B2, fra B2 til B4 og fra B4 til B7. Ledningerne samles ved svejsning oppe på terræn.

Ved styret underboring er anvendt specialvæske som filtertek, da bentonit, der normalt bruges, vil mindske drænevnen i sandlaget.

Efter dræn og transportledning er etableret, er de udgravet til brøndene. I udgravningen er dræn og transportledningerne skåret over og tilsluttet brøndene.



*Etablering af drænbrønd i gravekasse og med grundvandssenkning.*

I forbindelse med udgravningen er der udført grundvandssenkning med sugespidser, og der er anvendt gravekasser for at minimere udgravningernes størrelse. Grundvandssenkningen er udført med 25 sugespidser ved hver brønd. Det oppumpede grundvand er rensset ved hjælp af aktive kulfilteranlæg.

Både drænbrønd og spulebrønd er afsluttet med tætte kørebanedæksler.





# 8 Drift af drænsystem

Princippet i drænbrøndenes opbygning fremgår af figur 6.2 i afsnit 6.

## 8.1 VEDLIGEHOLDELSE AF DRÆNLEDNING OG DRÆNBRØNDE

I drænbrøndene skal sandfanget oprensnes efter behov.

Hvis der konstateres faldende tilledning til pumpebrønden, uden der er ændret på drænniveauerne, kan det skyldes, at drænene er stoppet til.

Drænledningerne kan i en sådan situation spules. Der skal anvendes en slange med spulehoved. For at undgå nedgang i drænbrøndene anvendes en vinkelskinne, hvori slangen kan glide.

## 8.2 VEDLIGEHOLDELSE AF TRANSPORTLEDNING OG SPULEBRØNDE

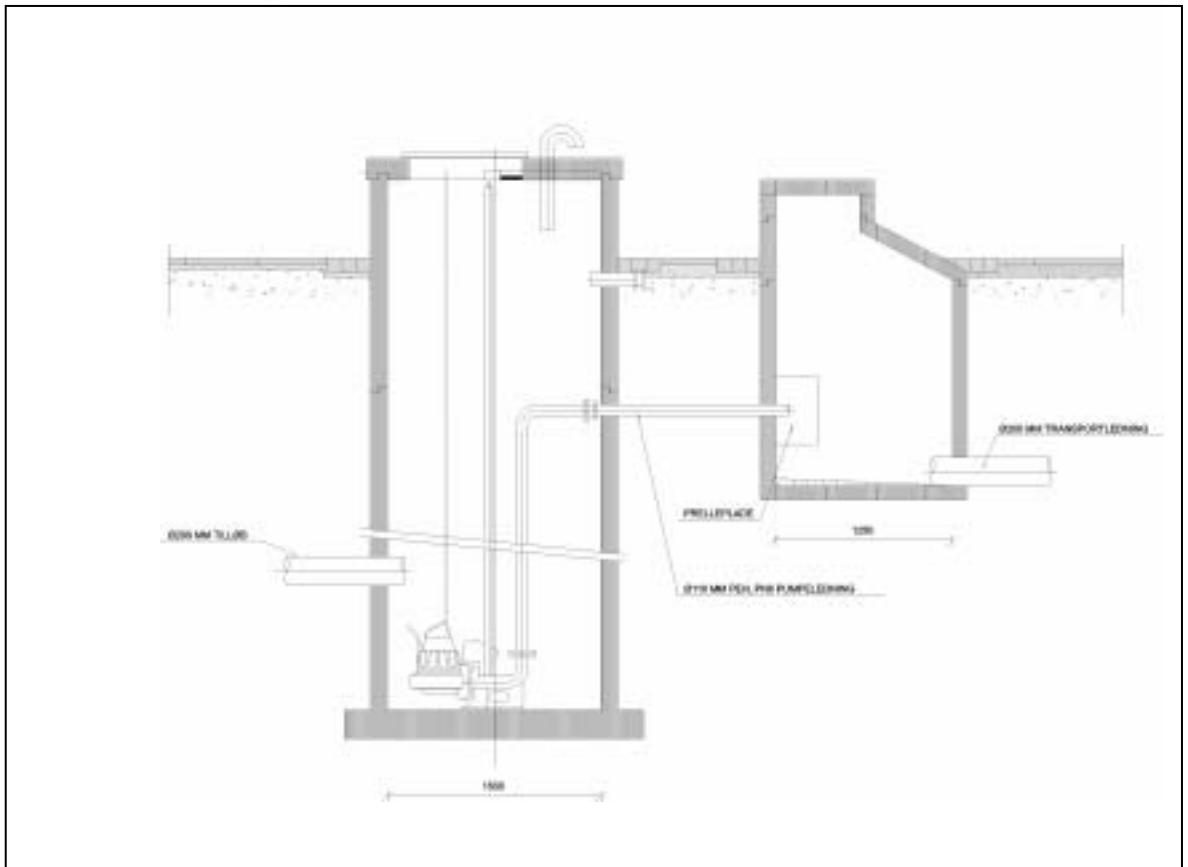
Transportledningen kræver ikke megen vedligeholdelse.

Hvis der konstateres faldende tilledning til pumpebrønden uden der er ændret på drænniveauerne, kan det skyldes, at transportledningen er stoppet til.

Transportledningen kan i en sådan situation spules. Der skal anvendes en slange med spulehoved. For at undgå nedgang i spulebrøndene anvendes en vinkelskinne, hvori slangen kan glide.

### 8.2.1 Drift og vedligeholdelse af drænpumpebrønd

I figur 8.1 er vist en principskitse af drænpumpebrønden.



FIGUR 8.1: PRINCIP I DRÆNPUMPEBRØND

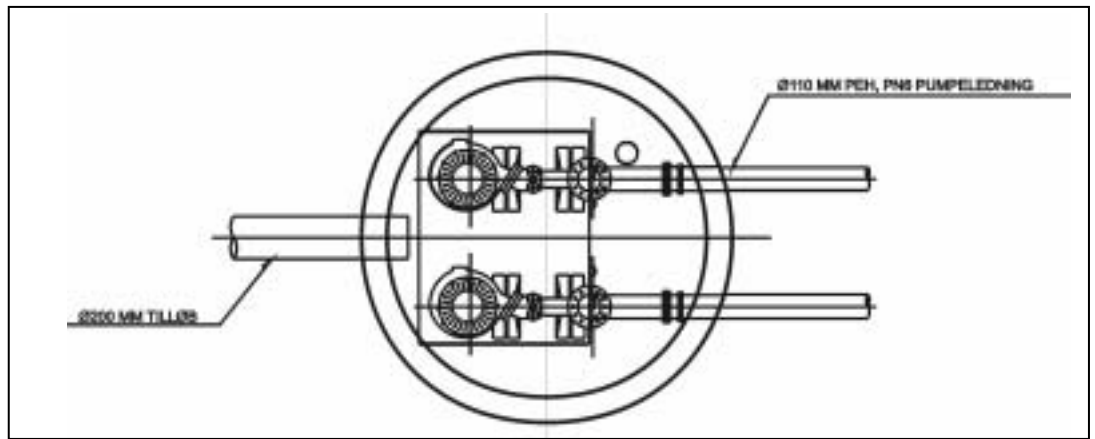
Pumpebrønden er installeret i henhold til følgende koter:

Bundkote	17,60
Dækselkote	23,40
Terrænkote	ca. 22,70
Tilløbskote	18,64
Afgangskote	21,60

Der er monteret 2 stk. guiderørsmonterede dykkede spildevandspumper, fabrikat SVEDALA type RW 2112 DD-V, i brønden. Pumperne har alternerende drift og fungerer som reservepumpe for hinanden. Der er spærret for samtidig drift af pumperne.

Pumpekapaciteten er 17 l/s.

Rørarrangementet er udført i RS-stål.



FIGUR 8.2: PLACERING AF PUMPER I PUMPEBRØND

Pumperne styres af SRO-systemet fra Søndersø Renseanlæg. PLC-styringen er placeret i tavle ved pumpebrønden.

Ved normale driftsforhold anbefales et halvårligt pumpeeftersyn. Ca. 6 uger efter igangsætningen bør der foretages et eftersyn af pumperne, herunder specielt af oliemængde og kvalitet.

I øvrigt henvises til leverandørens vejledning.

Pumpen er vedligeholdelsesfri ved anvendelse i rent vand. Man skal dog være opmærksom på, at der kan forekomme store mængder af okkerdannelse. Såfremt pumpeydelsen falder, kan det være nødvendigt at gennemskylle pumpen.



# 9 Monitorering

## 9.1 FORMÅL OG STRATEGI

Formålet med monitoreringen er at dokumentere effektiviteten af afværgeforanstaltninger overfor jord- og grundvandsforureningen. Desuden er formålet at vurdere kvaliteten af oppumpet drænvand med henblik på at overholde udledningskravene.

Oprensningskriteriet for hver af komponenterne: tetrachlorethylen, trichlorethylen, tetrachlormethan, trichlorethan, chloroform og cis-1,2-dichlorethylen er 10 µg/l, og udledningskravet for indhold af summen af nævnte chlorerede komponenter og BTEX i er 10 µg/l ved udledning af drænvand til det nærliggende regnvandsbassin.

Først er der udført en omfattende indledende monitoringsrunde, og på baggrund af resultater af denne og økonomiske overvejelser er den videre monitorering udført.

På baggrund af resultater vurderes kvalitet af drænvand, væggenes rensningseffekt, den hydrauliske ledningsevne i væg, tilklogning af væg, ændringer i grundvandsstrømning m.v. Hvis opremsnings-/udledningskriterier overskrides vurderes/foretages eventuelle tiltag.

### 9.1.1 Indledende monitorering

Udover ovenfor opstillede formål skal den indledende monitoringsrunde også:

- tilvejebringe et godt beslutningsgrundlag for fastlæggelse af programmet for den efterfølgende længerevarende monitorering,
- få fastlagt pumpeydeler og procedurer for ensartet vandprøvetagning i de efterfølgende monitoringsrunder,
- få opstillet en GeoGIS database til håndtering af både de hydrauliske og de kemiske parametre. De kemiske analyseresultater overføres elektronisk fra analyselaboratoriet i STANDAT format,
- give forslag til fremtidigt monitoringsprogram med tilhørende økonomioverslag,
- undersøge vandkvaliteten nedstrøms væggen bl.a. med henblik på at undersøge den naturlige nedbrydning nærmere.

Den indledende monitoringsrunde (februar 2000) bestod af:

- Pejling af samtlige boringer på Vapokongrunden
- Udførelse af pumpe-test i samtlige filtre i og omkring den reaktive væg
- Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)
- Udtagning og analyse af vandprøver fra samtlige filtre i og omkring den reaktive væg (i alt 44 filtre) og udvalgte filtre op- og nedstrøms væggen
- Udførelse af slugtest i samtlige filtre i og omkring den reaktive væg

### 9.1.2 Den videre monitorering

På baggrund af resultaterne af den indledende monitoringsrunde, løbende vurderinger samt økonomiske betragtninger har den videre monitorering hidtil bestået af 6 monitoringsrunder, omfattende:

1. runde (juni 2000)
  - Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)
2. runde (september 2000)
  - Pejling af samtlige boringer på Vapokongrunden
  - Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)
  - Udtagning og analyse af vandprøver fra samtlige filtre i og omkring den reaktive væg (i alt 44 filtre)
  - Udførelse af slugtest i samtlige filtre i og omkring den reaktive væg
3. runde (december 2000)
  - Pejling af samtlige boringer på Vapokongrunden
  - Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)
4. runde (juni 2001)
  - Pejling af samtlige boringer på Vapokongrunden
  - Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)
5. runde (september 2001)
  - Pejling af samtlige boringer på Vapokongrunden
  - Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)
  - Udtagning og analyse af vandprøver fra samtlige filtre i og omkring den reaktive væg (i alt 44 filtre)
  - Udførelse af slugtest i samtlige filtre i den reaktive væg
6. runde (december 2001)
  - Pejling af samtlige boringer på Vapokongrunden
  - Udtagning og analyse af vandprøve fra pumpebrønden (drænvand)

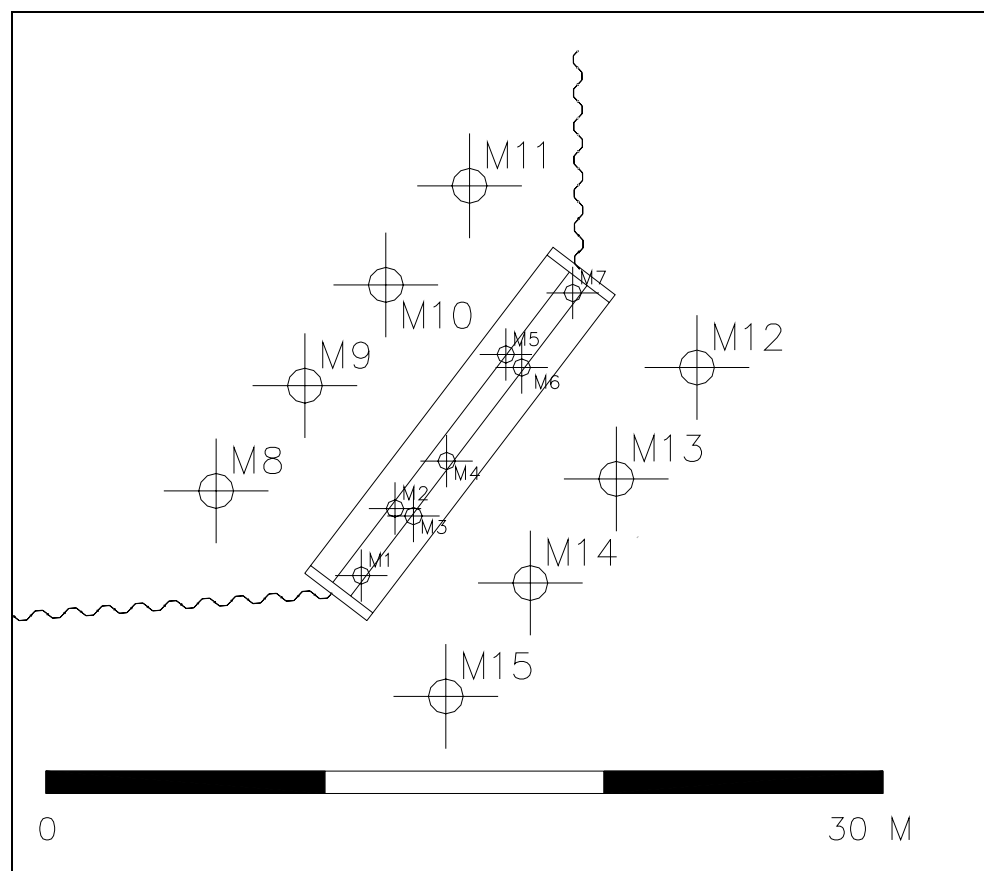
På grund af for høje indhold af forureningsparametre i drænvand er der i tillæg til ovenstående monitoringsprogram udført:

- August 2000: Justering af drænniveau.
- Februar-april 2001: Synkronpejlerunde inkl. drænbrønde samt udtagning og analyse af vandprøver fra drænbrøndene. På baggrund af resultater er drænniveauet justeret igen.
- September 2001: På baggrund af resultater for drænvand i juni 2001 er der i forbindelse med september monitoringen igen udtaget og analyseret vandprøver fra de enkelte drænbrønde.
- Oktober –december 2001: Adskillelse af drænet, der var etableret som ét sammenhængende dræn med 7 drænbrønde, i 7 individuelle drænstrækninger. Med henblik på at bestemme mængden af forureningskomponenter, der tilledes de enkelte brønde, er der efterfølgende udført tilstrømningstest, og der er udtaget og analyseret vandprøver fra alle drænbrønde.

## 9.2 MONITERINGSBORINGER

I forbindelse med udførelse af afværgeforanstaltninger er der i og omkring den reaktive væg installeret 15 monitoringsboringer (filterreder), hver med tre filtre placeret i hhv. den nedre (filter 1), midterste (filter 2) og øvre (filter 3) del af grundvandsmagasinet. Monitoringsboringer/filerreder i og omkring den reaktive væg er benævnt M1-M15 og placeret som vist på figur 9.1. I den reaktive væg er de 7 filterreder placeret således:

- to filterreder 0,5 m fra enden af væggen, placeret midt i granulatet,
- en filterrede placeret midt i granulatet dvs. 7,2 m fra hver ende
- fire filterreder placeret 4 m fra hver ende af væggen, de to reder placeret ved forvæggen dvs. ca. 10 cm fra væggen forkant, og de sidste to reder placeret ved bagvæggen ca. 10 cm fra bagkanten

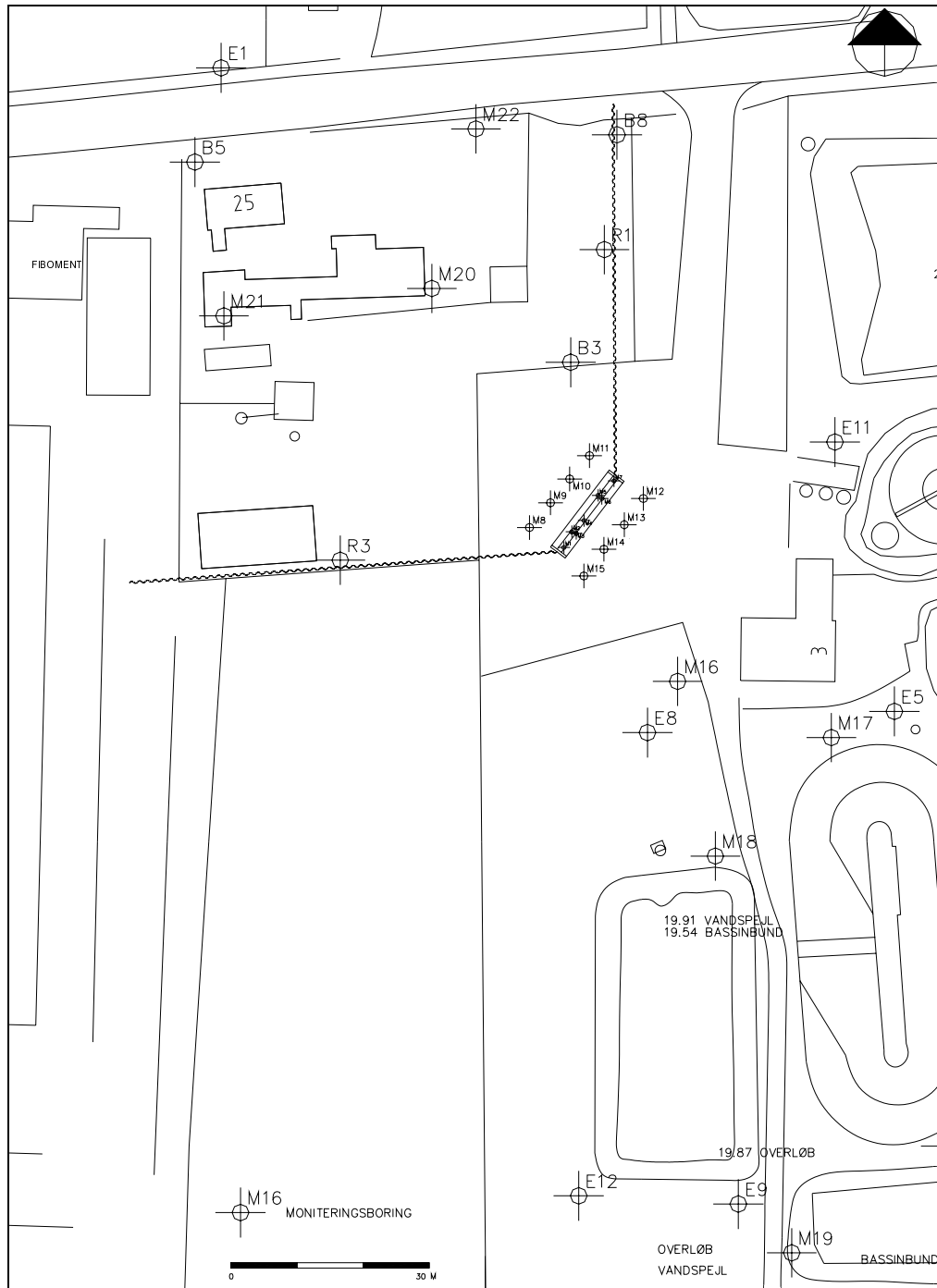


FIGUR 9.1 PLACERING AF MONITERINGSBORINGER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG

I forbindelse med udførelse af afværgeforanstaltninger er der endvidere installeret yderligere 4 monitoringsboringer (M16-M19), en placeret opstrøms væggen og tre placeret nedstrøms væggen. M16-M19 består af en filterrede bestående af 3 fysisk adskilte filtre etableret i top, i midten og i bunden af magasinet. Filtrenes præcise vertikale placering er bestemt på baggrund af den geologiske lagfølge i hver enkelt boring.

Filtre i M1-M19 har en længde på 1 m, og står ca. 5 cm fra de to andre filtre i reden. Hvert filter er i bunden forsynet med en slambox (0,5 m lang), der er lukket nedadtil. Boringerne er afproppet med bentonit over og under filtrene.

Eksisterende filtersatte boringer installeret i forbindelse med forundersøgelser og tidligere forureningsundersøgelser anvendes også i monitoringen. Senere, i forbindelse med monitoringen, er der udført yderligere 3 monitoringsboringer (M20-M22) mellem omfangsdræn og væg. I figur 9.2 ses en oversigt over samtlige monitoringsboringer.



FIGUR 9.2 PLACERING AF SAMTLIGE MONITERINGSBORINGER

Der er sket enkelte ændringer til boringer. For eksempel er målepunktskote for B8 hævet 0,72 m under anlægsarbejde i forbindelse med opførelse af en genbrugsstation på området. Navne på monitoringsboringer samt bemærkninger til boringerne ses i bilag 11 De målepunkter, der har været påvirket af anlægsarbejder er omnivelleret i februar 2001.



Samtlige boringer og filtre er mærket med navn og nummer efter Fyns Amts retningslinier.

### 9.3 FELT- OG ANALYSEARBEJDE

For at sikre, at resultaterne er sammenlignelige er der i forbindelse med den indledende monitoring udarbejdet en skriftlig prøvetagningsinstruks, som er anvendt i de efterfølgende prøvetagninger.

#### 9.3.1 Pejlerunder

I forbindelse med hver monitoringsrunde (med undtagelse af juni 2000) er der udført en synkron pejlerunde, hvor pejlbare filtre på Vapokongrunden og tilstødende Søndersø Renseanlæg er vandstandspejlet. I juni, september og december 2001 er vandstand i drænbrønde endvidere pejlet.

Pejlinger er som hovedregel udført fra top af blindrør.

#### 9.3.2 Pumpetest

Med henblik på at vurdere den maksimale pumpeydelse, der kan anvendes under forpumpning til vandprøvetagningen i boringer placeret i og umiddelbart omkring den reaktive væg, er der i forbindelse med den indledende monitoring udført pumpetest i en boring placeret henholdsvis før den reaktive væg, i den reaktive væg og efter den reaktive væg. Der er udført pumpetest i samtlige tre filtre i hver af de tre boringer.

Pumpetesten er udført ved at nedsænke en dykpumpe med regulerbar ydelse i et filter. Pumpen kører med lav, mellem og høj ydelse. Samtidigt er der foretaget automatisk logning af vandstanden i pumpefilteret, de to andre filtre i boringen, samt i en nærliggende boring i den reaktive væg og i en nærliggende boring udenfor den reaktive væg. Dvs. der er i alt foretaget automatisk logning af vandstanden i 9 filtre for hver udført pumpetest. I tabel 9.1 er vist, hvilke boringer der er logget i forbindelse med pumpetesten.

Pumpeboring	Pejleboringer
M9	M10 + M2
M3*	M2 + M4
M14	M3 + M13

\* Der er ikke udført pumpetest i filter 2, da filterrøret er ødelagt

TABEL 9.1: ANVENDTE PUMPE- OG PEJLEBORINGER VED PUMPETESTS

Den automatiske monitoring er udført med tryktransducere koblet til dataloggere, der registrerer vandstanden hvert 20. sek.

### 9.3.3 Slugtest

For at bestemme den hydrauliske ledningsevne og overvåge evt. tilklokning af de enkelte filtre, er der udført slugtests. I den indledende monitorering samt i september 2000 er der udført slugtests i samtlige filtre i og omkring den reaktive væg, mens der i september 2001 er udført slugtests i samtlige filtre i den reaktive væg.

Slugtestene er udført ved at tilføre 1 m vandsøjle svarende til 2,1 liter vand til de enkelte filtre og herefter måle hvor lang tid det tager at retablere vandspejlsniveauet. Vandstanden er monitoreret ved automatisk logning hver 1/4 sekund. Når vandstanden er tilbage på det oprindelige niveau, er slugtesten afsluttet.

Pga. ødelagte filtre/blindrør er der ikke udført slugtests i boring M3, filter 2 og boring M7, filter 1 og 2. M7, filter 1, er dog reableret, hvorfor den er medtaget efter den indledende monitoringsrunde.

### 9.3.4 Vandprøvetagning

Ved alle monitoringsrunder er der fra pumpebrønden udtaget prøver af drænvand. I den indledende monitoringsrunde, samt i september 2000 og september 2001 er der desuden udtaget vandprøver fra samtlige boringer i og omkring den reaktive væg.

I den indledende runde er der endvidere udtaget prøver fra en række boringer placeret et stykke opstrøms og nedstrøms den reaktive væg, samt fra recipient (det nærliggende regnvandsbassin, renseanlæggets udløb til Holmebækken og Holmebækken).

Vandprøvetagningen er, i det omfang det har været muligt, udført som dokumenteret prøvetagning. Der er anvendt MP-1 pumpe monteret med teflonslange og prøvetagningsstuds med delstrømme til målegris, prøvetagning og bortledning af overskudsvand, eller MP-1 pumpe med udskiftelig 12/10 mm PE-slange monteret med t-stykke til delstrøm til hhv. målegris og prøvetagning. Ledningsevne, pH, redoxpotentiale, iltindhold og temperatur er målt under forpumpningen. Desuden er pumpeplacering, pumpeydelse og vandstand registreret under forpumpningen.

Pumpeydelse der i nærliggende filtre ikke medfører sænkninger større end ca. 5 cm vurderes ikke at medføre en opblanding, der vil have betydning for analyseresultaterne. På baggrund af de udførte pumpeydelse er boringerne i den reaktive væg forpumpet med en maksimal pumpeydelse på 3 l/min. Boringer tæt på den reaktive væg er forpumpet med en ydelse på maksimum 6 l/min. I boringer med flere filtre er prøvetagningen påbegyndt i filtret nærmest terræn og efterfulgt af det næstbedste filter.

Boringer opstrøms og nedstrøms den reaktive væg er forpumpet med høj ydelse.

Vandprøver fra pumpebrønd, drænbrønde og recipient er udtaget med engangsvandhenter.

I boring M3, M5 og M7 placeret i væggen er der blindrør/filtre der ikke er intakte, hvorfor der ikke er udtaget vandprøve fra M3 filter 2 og M7 filter 1 (og filter 2 i den indledende runde). Vandprøve fra M5 filter 3 er udtaget med engangsvandhenter. I bilag 12 ses bemærkninger i forbindelse med vandprøvetagningen.

### 9.3.5 Kemiske analyser

De udtagne vandprøver er analyseret for en række parametre, der er grupperet i følgende analysepakker:

- Analysepakke 1: Chlorerede og aromatiske opløsningsmidler
- Analysepakke 2: Chlorerede og aromatiske opløsningsmidler, chlorerede nedbrydningsprodukter, an- og kationer, pH, ledningsevne og svovlbrinte
- Analysepakke 3: Chlorerede opløsningsmidler, chlorerede nedbrydningsprodukter, an- og kationer, pH, ledningsevne og svovlbrinte
- Analysepakke 4: Chlorerede og aromatiske opløsningsmidler, chlorerede nedbrydningsprodukter, pH, ledningsevne og svovlbrinte

Analysepakkerne er nærmere specificeret i bilag 13.

Der er skiftet analyselaboratorium i juli 2000. Analysearbejdet er i den indledende monitorering (februar-marts 2000) samt i juni-monitoreringen således forestået af et andet laboratorium end i de senere monitoringsrunder. Dette kan medføre en usikkerhed ved sammenligninger af resultater i de følgende afsnit.

pH, ledningsevne og svovlbrinte er i september 2000 og september 2001 udført som feltanalyser.

Indhold af sulfid i vandet er i den indledende monitoringsrunde bestemt på laboratoriet. Svovlbrinte forsvinder let fra vandet og kan være afdampet fra prøven før den analyseres. I september 2000 og 2001 er sulfidindholdet bestemt i felten. I september 2001 er vandprøve udtaget med sprøjte fra ubrudt stråle for at minimere kontakten med luften. I september 2000 er vandprøve udtaget i prøveglas. Prøvetagningen er med hensyn til tab af stof således forbedret i løbet af monitoringsperioden.

Efter udtagning til feltanalyser er 50 ml prøve overført til et glas tilsat 10 ml Reagens A og 0,5 ml Reagens B. Blandingen er rystet og reagerer i 10 minutter, hvorefter 1 ml i cuvette er analyseret på Dr. Lange spektrofotometer Cadas 30 ved 660 nm. Der sammenlignes med en blindprøve bestående af 50 ml destilleret, der ligeledes er tilsat 10 ml reagens A og 0,5 ml B, samt rystet og ladet reagere i 10 minutter.

I tabel 9.2 ses hvilke analysepakker de udtagne vandprøver har fået.

Placering	Måle- punkt	Filternr.	Analyse- pakke Feb. 2000	Analyse- pakke Sep. 2000	Analyse- pakke Sep. 2001
Opstrøms	B5	1	3	-	-
Opstrøms	R1	1,2	3	-	-
Opstrøms	R3	1,2	3	-	-
Opstrøms	Dræn	-	1	1	1
Før væg	M8	1,2,3	2	2	4
Før væg	M9	1,2,3	2	2	4
Før væg	M10	1,2,3	2	2	4
Før væg	M11	1,2,3	2	2	4
I væg	M1	1,2,3	2	2	4
I væg	M2	1,2,3	2	2	4
I væg	M3	1,2,3	2	2	4
I væg	M4	1,2,3	2	2	4
I væg	M5	1,2,3	2	2	4
I væg	M6	1,2,3	2	2	4
I væg	M7	1,2,3	2	2	4
Efter væg	M12	1,2,3	2	2	4
Efter væg	M13	1,2,3	2	2	4
Efter væg	M14	1,2,3	2	2	4
Efter væg	M15	1,2,3	2	2	4
Nedstrøms	M16	1,2,3	3	-	-
Nedstrøms	M16	1,2,3	3	-	-
Nedstrøms	M17	1,2,3	3	-	-
Nedstrøms	M18	1,2,3	3	-	-
Nedstrøms	M19	1,2,3	3	-	-
Nedstrøms	E10	1	3	-	-
Nedstrøms	E11	1	3	-	-
Nedstrøms	E12	1	3	-	-
Recipient	Regnvands- bassin	-	1	-	-
Recipient	Tilløb til Holmebækken	-	1	-	-
Recipient	I Holmebækken	-	1	-	-

- Vandprøve ikke udtaget

TABEL 9.2 MÅLEPUNKTER, ANALYSEPAKKE OG BEMÆRKNINGER.

Prøver udtaget fra drænbrøndene (brønd 1-brønd 7) i februar 2001, september 2001 og December 2001 er analyseret for indhold af parametre indeholdt i analysepakke 1.

#### 9.4 GEOGIS DATABASE

Til håndtering af både de hydrauliske og de kemiske parametre er der opstillet en GeoGIS database. De kemiske analyseresultater er modtaget elektronisk fra analyselaboratoriet i STANDAT format, hvorefter de er læst ind i databasen. Data fra GeoGIS er overført til Excel regneark med henblik på udarbejdelse af oversigtstabeller.

## 9.5 VURDERING AF STRØMNINGSHASTIGHED GENNEM DEN REAKTIVE VÆG

Grundvandets strømningshastighed (partikelhastigheden) gennem den reaktive væg er beregnet på baggrund af de hydrauliske ledningsevner samt ændringen i grundvandspotentialen målt den 8.2.2000. Ved beregningen er det forudsat, at porøsiteten af jernmaterialet er 0,5, som er den porøsitet, der er anvendt ved dimensionering af væggen.

Strømningshastigheden gennem væggen er beregnet i hvert af de tre filtersatte niveauer langs fire snit placeret tilnærmelsesvist parallelt med grundvandets strømningretning. De beregnede strømningshastigheder er vist i bilag 14.

Der er mod forventning inhomogen strømning gennem den reaktive væg, idet strømningshastigheden varierer fra ca. 30 til ca. 1200 m/år.

Det skal bemærkes, at beregningen af strømningshastigheden er relativt usikker, idet den er baseret på 3-4 målinger af potentialen samt 3-4 målinger af den hydrauliske ledningsevne.

De højeste strømningshastigheder (400 - 1200 m/år) er konstateret i væggen ved borerne M2 og M3. Årsagen til disse høje strømningshastigheder vurderes at være en opstuvning umiddelbart foran væggen forårsaget af lave hydrauliske ledningsevner i den dybere del af væggen omkring borerne M2 og M4.

I den øvrige del af væggen er der konstateret strømningshastigheder på 170 m/år og der under, hvilket er på niveau med eller under den strømningshastighed på ca. 110 m/år, som den reaktive væg er dimensioneret ud fra.

I den øvrige del af væggen er der ligeledes en tendens til stigende strømningshastigheder med dybden.

## 9.6 VURDERING AF HYDRAULISK LEDNINGSEVNE OG TILKLOGNING

På baggrund af de udførte slugtests er den hydrauliske ledningsevne i de enkelte filtre beregnet. Beregningsmetoden er udviklet af Hvorslev og videreudviklet af Bower & Rise /22/. Tolkningsformlerne er udviklet i analogi med Theis prøvepumpningsformler for hhv. stationære og ikke stationære strømningforhold.

I februar/marts 2000 og september 2000 er den hydrauliske ledningsevne bestemt for samtlige filtre i og omkring den reaktive væg, mens den i september 2001 er bestemt for filtre i den reaktive væg. De hydrauliske ledningsevner fremgår af bilag 15.

### 9.6.1 Hydraulisk ledningsevne omkring væggen

Den hydrauliske ledningsevne i magasinet både umiddelbart opstrøms og nedstrøms den reaktive væg er relativt homogen, idet den varierer mellem  $1,35 \cdot 10^{-5}$  og  $2,5 \cdot 10^{-4}$  m/s. Der ses en svag tendens til, at den hydrauliske ledningsevne stiger med dybden, idet de laveste hydrauliske ledningsevner er konstateret i det øvre filter (filter 3).

Den hydrauliske ledningsevne i toppen af magasinet omkring boring M8 og M9 ( $1,35-3,50 \cdot 10^{-5}$  m/s) er væsentlig lavere end som helhed.

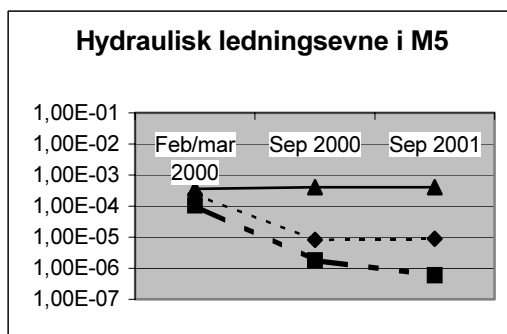
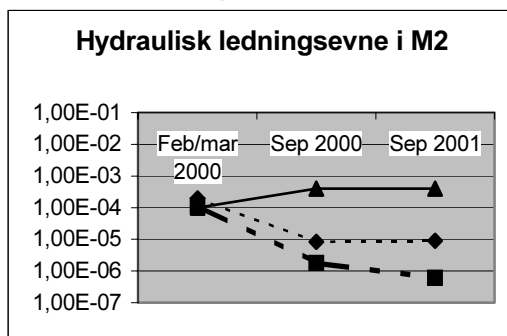
### 9.6.2 Tilklogning af den reaktive væg

I den reaktive væg varierer den hydrauliske ledningsevne betydeligt mere end i magasinet. I væggen er der her er konstateret værdier fra  $3,8 \cdot 10^{-6}$  til  $6,65 \cdot 10^{-4}$  m/s i februar/marts 2000; fra  $1,8 \cdot 10^{-6}$  til  $5,6 \cdot 10^{-4}$  m/s i september 2000, og fra  $6,0 \cdot 10^{-7}$  til  $5,5 \cdot 10^{-4}$  m/s i september 2001.

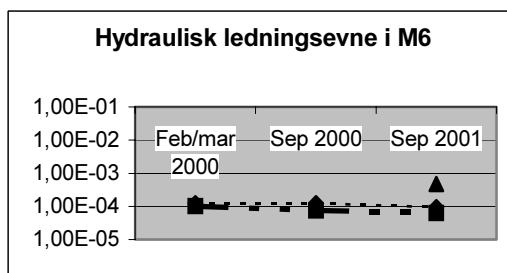
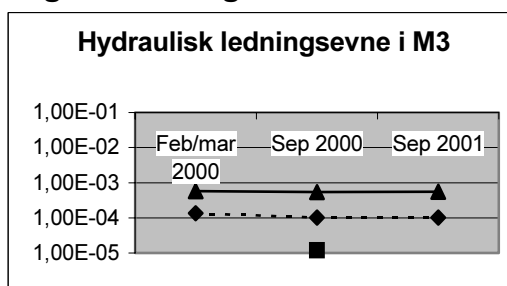
De laveste hydrauliske ledningsevner (mindre end  $1 \cdot 10^{-5}$ ) er konstateret i den nederste og midterste del af forkanten af væggen omkring boring M2 og M5, og i nederste og midterste del af midten af væggen i boring M4 og M7. De høje værdier (større end  $3 \cdot 10^{-4}$  m/s) er alle er konstateret i toppen af væggen.

Udviklingen i hydrauliske ledningsevner for filtre indeni den reaktive væg er vist i figur 9.3. Af figuren ses, at der er en tendens til, at den hydrauliske ledningsevne er faldende, specielt i de midterste og nederste filtre i forkanten og midten af væggen. Det vurderes at skyldes, at der er sket nogen, - om end lille - tilklogning i denne del af væggen.

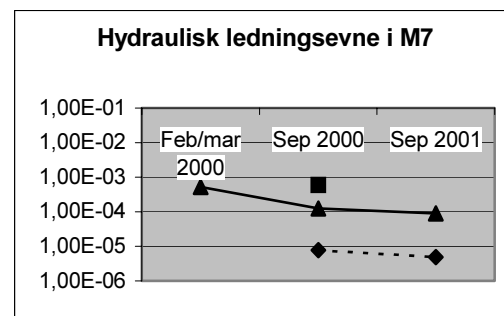
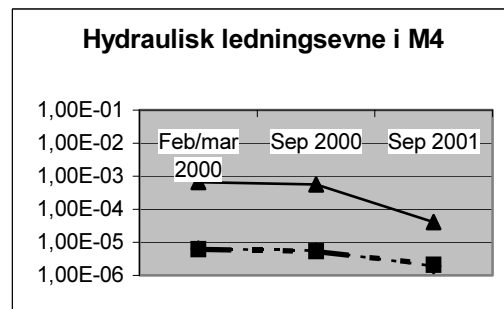
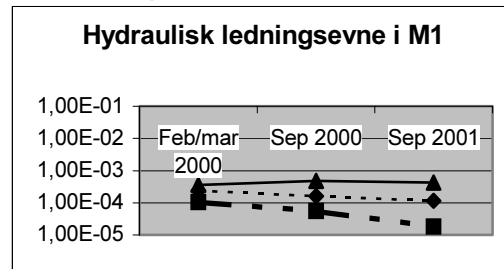
## Forkant af væg



## Bagkant af væg



## Midt i væg



- ◆ : Filter 1 (dybeste filter)
- : Filter 2 (midterste filter)
- ▲ : Filter 3 (øverste filter).

FIGUR 9.3 HYDRAULISK LEDNINGSEVNE I DEN REAKTIVE VÆG.

Ligevægtsberegninger af komponenterne i kalksystemet (calcium, carbonat, bicarbonat) i september 2000 viser (under forudsætning af, at der finder en ligevægt sted, og at kalksystemets komponenter ikke fælder ud som andre salte f.eks. jerncarbonat), at grundvandet generelt er kalkovermættet med undtagelse af en del filtre efter væggen.

Indholdet af calcium og bicarbonat før væggen svarer til naturligt baggrunds niveau. Ved passage af væggen fjernes calcium og bicarbonat/carbonat fra vandet især i de øverste filtre. Der fjernes mest af disse ioner i væggen sydvestlige del. Det vurderes derfor, at der finder en udfældning af kalk og andre salte sted i væggen, og at udfældningen også sker i væggen bagkant.

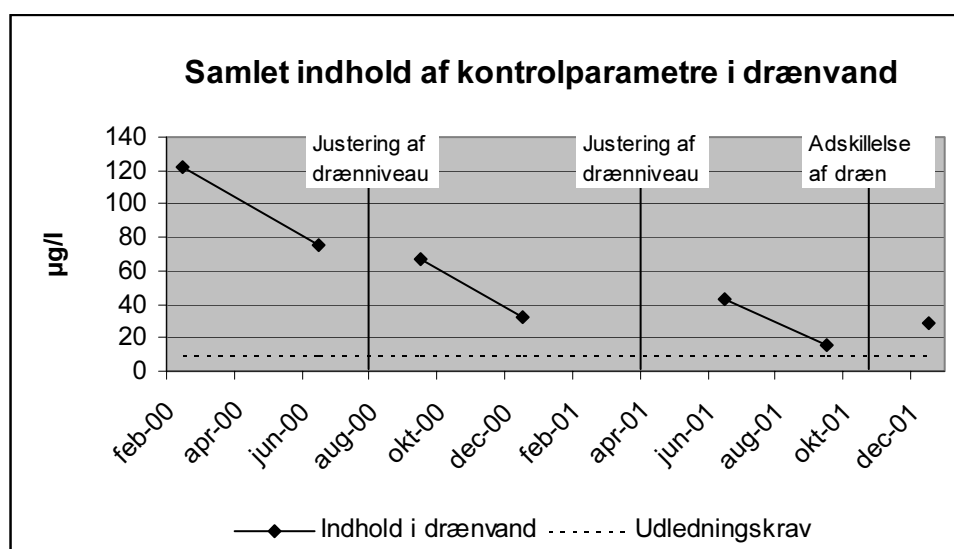
## 9.7 VURDERING AF RESULTATER AF DRÆNVAND OG RECIPIENT

### 9.7.1 Recipient

I den indledende monitoringsrunde blev der udtaget recipientprøver fra hhv. ”tilløb til Holmebækken” og fra ”Holmebækken”. Af resultater, der er vist i tabel 9.3 i bilag 16, ses at indhold af cis-DCE og TCE i ”tilløb til Holmebækken” er hhv. 12 og 5,7 µg/l. Summen af kontrolkomponenterne (19 µg/l) overskrider udledningskravet 2 gange. Indhold af kontrolparametre i Holmebækken er på samme niveau. Det vurderes således, at Holmebækken er påvirket af forureningen. Der er ikke udtaget prøver fra recipient i de efterfølgende monitoringsrunder.

### 9.7.2 Drænvand

I tabel 9.4 i bilag 16 ses analyseresultater for drænvandsprøver udtaget fra pumpebrønden. Resultaterne er desuden præsenteret i figur 9.4. Drænniveauer ses i bilag 17. Pejleresultater for hele monitoringsperioden, samt optegning af grundvandspotentialet d. 12. december 2000 er vist i bilag 18.



FIGUR 9.4 SAMLET INDHOLD AF KONTROLPARAMETRE Gennem MONITERINGSPERIODEN

Det ses, at summen af kontrolparametre (chloroform, TCA, PCM, TCE, PCE, 1,2-cis-DCE, samt BTEX) for oppumpet drænvand udtaget i februar/marts 2000, samt i juni 2000 er hhv. 122 µg/l og 75 µg/l.



Udledningstilladelsen på 10 µg/l er således overskredet op til 12 gange. På baggrund af pejleresultater og hermed potentialekoter blev det vurderet, at forurenede grundvand blev afledt til drænet i den nordvestlige del af drænet. Drænniveauet blev derfor revideret, og en entreprenørvirksomhed ændrede drænniveauet i brøndene i begyndelsen af august 2000.

Af resultater fra september og december 2000 ses, at summen af kontrolparametre er faldet efter ændringen af drænniveauet, men den overskrider stadig udledningskravet op til 7 gange.

Med henblik på at foretage en nærmere undersøgelse af, hvor forurenede grundvand trækkes ind i drænet, blev der i februar 2001 udtaget vandprøver til analyse fra hver af de 7 drænbrønde (B1- B7 på figur 6.1), samt udført en synkronpejlerunde inklusiv drænbrøndene. Af analyseresultater (tabel 9.5 i bilag 16) ses, at de højeste summer af kontrolparametre er konstateret i brøndene 1, 3, 4 og 5, mens koncentrationen i de resterende brønde (2, 6 og 7) ligger under eller på niveau med udledningskravet på 10 µg/l.

Sammenlignes vandspejlet i drænbrøndene med drænniveauet ses, at vandspejlet i brønd 3, 4 og til dels også 5 står over drænniveauet. Det blev således skønnet, at tilstrømningen var specielt stor til disse brønde.

På baggrund af resultaterne blev drænniveauet ændret endnu engang i april 2001. Med henblik på bedre at kunne bestemme grundvandsstrømningen omkring drænet blev der desuden etableret 3 pejleboringer (M20-M22) mellem omfangsdrænet og den reaktive væg. M20-M22 er vist på figur 9.2.

Af tabel 9.4 og figur 9.4 ses, at summen af kontrolparametre i drænvandet i juni og september 2001 generelt er lavere end tidligere, men at udledningskravet stadig er overskredet. I september 2001 er der også analyseret vandprøver udtaget fra de individuelle drænbrønde. Resultaterne viser, at de højeste summer nu er konstateret i brønd 1,5 og 6.

#### *9.7.2.1 Yderligere tiltag for at styre drænet*

Det har altså vist sig at være svært at styre drænet, der er etableret som én sammenhængende drænstrækning. Med henblik på bedre at kunne styre afledning af drænvand, blev det besluttet at udføre følgende:

- opdele drænet i 7 drænstrækninger
- udføre tilstrømningstest til bestemmelse af hvor meget vand, der strømmer til hver af de 7 drænstrækninger.
- udtage og analysere nye prøver fra de 7 drænbrønde for at bestemme forureningsgraden i det vand der ledes til hver drænstrækning

#### Opdeling af dræn

I slutningen af oktober 2001 blev drænet opdelt ved at afproppe det ene tilløb 6 af brøndene. Følgende afpropninger er udført:

- i brønd B2 er drænet afproppet mod B1
- i brønd B3 er drænet afproppet mod B2
- i brønd B6 er drænet afproppet mod B7
- i brønd B5 er drænet afproppet mod B6
- i brønd B4 er drænet afproppet mod B5

### Tilstrømningstest

Søndersø Renseanlæg varetager pumperne til oppumpning af drænvand. De logger antallet af timer pumperne har kørt. På baggrund af disse data og pumpefabrikantens oplysninger om pumpeydelse har den månedlige oppumpede mængde været 5500-8500 m<sup>3</sup>. De faktiske pumpeydelse er ikke målt.

Tilstrømningstestene er udført 8. november 2001. Måling af tilstrømning til en drænbrønd er udført ved at sænke vandstanden i brønden. Tiden fra pumpen slukkes til vandstanden er retableret delvist eller helt er målt. Tilstrømningen til en brønd er beregnet på baggrund af mængden af vand tilstrømmet i tidsrummet fra pumpen blev slukkes til vandstanden er retableret. Der er benyttet en tryktransducer til at måle sænkningen og retableringen. Der er foretaget forholdsvis små sænkninger i brøndene for at minimere den usikkerhed, der vil opstå, hvis der sker en væsentlig sænkning i magasinet. Resultater af tilstrømningstest er vist i bilag 17.

På baggrund af testene er der beregnet en samlet tilstrømning i dagtimerne d. 8. november 2001 på 14,6 m<sup>3</sup>/time. Hovedparten af vandet strømmer til brønd 2, 3, 4 og 5, hvor der tilstrømmer ca. 3 m<sup>3</sup>/time til hver af brøndene. Desuden strømmer der 0,5 m<sup>3</sup>/time til brønd 1 og 0,8-0,9 m<sup>3</sup>/time til brønd 6 og 7.

Søndersø Renseanlæg har oplyst, at der i døgnet 7.-8. november er oppumpet 293 m<sup>3</sup> svarende til 12,3 m<sup>3</sup>/time. Forskellen på den målte og den oplyste mængde kan ligge i døgnudsving (tilstrømningstest er udført inden for en arbejdsdag). Som nævnt ovenfor er den faktiske pumpeydelse ikke kendt, hvilket også kan resultere i forskelle. Endelig kan måleusikkerheder ved udførelse af tilstrømningstestene resultere i forskelle.

### Analyseresultater

Af tabel 9.4 (bilag 16) og figur 9.4 ses, at summen af kontrolparametre i december 2001 (efter afpropping af dræn) er 29 µg/l, svarende til 3 gange udledningskravet. Af tabel 9.5 i bilag 16 ses, at de højeste koncentrationer af forureningsparametre i drænvandet er truffet i brønd 6 (355 µg/l), brønd 1 (84 µg/l) og brønd 2 (49 µg/l). Der er ikke konstateret forurening i brønd 3, 4 og 5, og i brønd 7 er der konstateret 3 µg/l.

### Forestående justering af drænniveau

Med henblik på at overholde udledningskravet er endnu en justering af drænniveauet planlagt. Niveauet vil blive hævet, der hvor forureningen trænger ind og sænket, der hvor vandet er rent. Da grundvandet ikke er forurennet i tre af de brønde, hvor der er høj tilstrømning, forventes en yderligere justering at kunne udføres uden at nedsætte drænvandsmængden, dvs. uden at rensningen i væggen forringes.

Med henblik på at tjekke om de eksisterende drænniveauer reelt er som aftalt med den entreprenør, der har udført justeringen, er de blevet målt. I bilag 17 er de målte drænniveauer præsenteret sammen med de drænniveauer, der er oplyst af entreprenøren. Det ses at de faktiske drænniveauer i brønd 4 og 6 er ca. 0,15 m højere end oplyst.

Vurdering af nyt drænniveau vil blive baseret på resultater af de udførte tilstrømningstests, kemiske analyser og pejlinger, og efter justeringen vil der ske en verificering af drænniveauerne.

## 9.8 VURDERING AF RESULTATER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG

I tabel 9.6-9.7 vedlagt i bilag 19 ses resultater af analyse af chlorerede komponenter og BTEX for vandprøver udtaget i og omkring den reaktive væg. Resultater af ioner samt pH, ledningsevne og sulfid er præsenteret i tabel 9.8-9.9. i bilag 19.

### 9.8.1 Vertikal variation i forureningsgrad

I den indledende monitorering udført i februar/marts 2000, blev det konstateret, at de højeste koncentrationer af chlorerede komponenter og BTEX i nogle boringer træffes i det øverste filter, mens de højeste koncentrationer i andre boringer træffes i det midterste eller det dybeste filter. Desuden ses, at der i nogle boringer ikke er konsekvens indenfor de enkelte filtre, således at for nogle komponenter træffes de højeste koncentrationer i det øverste filter, mens de højeste koncentrationer af andre komponenter træffes i det midterste eller dybeste filter.

Af analyseresultaterne (bilag 19) ses, at der også er en ujævn vertikal fordeling i september 2000 og september 2001, men det er dog ikke alle steder det samme mønster, som i den indledende monitorings.

I tabel 9.10 ses, hvor de højeste indhold af chlorerede komponenter er målt indenfor hver af monitoringsboringerne placeret i og omkring væggen. Tabellen afspejler situationen for de enkelte komponenter og således ikke situationen for summen af chlorerede opløsningsmidler, summen af nedbrydningsprodukter eller summen af alle chlorerede komponenter. At ”koncentrationer er højest i filter 3” betyder ikke nødvendigvis, at der er målt høje koncentrationer, men at de koncentrationer, der er målt er højere end i filter 1 og 2.

		Februar/marts 2000		September 2000		September 2001	
Placering	Boringsnr.	Filter med højeste konc.	Afvigelser/bemærkninger	Filter med højeste konc.	Afvigelser/bemærkninger	Filter med højeste konc.	Afvigelser/bemærkninger
Før væg	M8	3		2, 3		3	
	M9	3		3		3	
	M10	3	PCE højest i filter 2	3	DCA højest i filter 2	3	
	M11	2	Chloroform og TCA højest i filter 3	2	DCA og PCM højest i filter 3	2, 3	
I væg, forkant	M2	2		2		1	VC, DCM højest i filter 2
	M5	1		1, 2	Nedbrydningsprodukter højest i filter 2	1, 2	
I væg, midt	M1	2		2		2	
	M4	2		1, 2		1	TCA, TCE højest i filter 2
	M7	-	ingen prøve fra filter 1 og 2	-	ingen prøve fra filter 2	-	ingen prøve fra filter 2
I væg, bagkant	M3	-	ingen prøve fra filter 2	-	ingen prøve fra filter 2	-	ingen prøve fra filter 2
	M6	1		1, 2, 3		2	chloroform, TCA, PCE højest i filter 1 og DCM højest i filter 3
Efter væg	M15	3		3		2, 3	
	M14	2	PCE og TCE højest i filter 1	2		2	
	M13	1, 2	Nedbrydningsprodukter er højest i det midterste filter	1, 2		1, 3	Nedbrydningsprodukter højest i filter 3
	M12	1, 2, 3		1	Chloroform højest i filter 2, DCA højest i filter 3	1	Chloroform og 1,2-DCA højest i filter 2. TCM, VC, 1,1-DCA højest i filter 3

TABEL 9.10 FILTRE HVORI DE HØJESTE KONCENTRATIONER AF CHLOREREDE KOMponenter ER MÅLT.

Forpumpning og udtagning af vandprøver vurderes ikke at have medvirket til den ujævne koncentrationsfordeling i og omkring væggen. Der har under prøvetagningen været udført grundig rensning af prøvetagningsudstyr og den ujævne fordeling i dybden, vurderes således heller ikke at skyldes krydskontaminering.

I borerne umiddelbart før væggen (M8, M9, M10 og M11) er den kraftigste forurening dog generelt målt i det øverste filter. Inde i væggen er den kraftigste forurening generelt målt i det midterste eller dybeste filter, mens der ikke er noget generelt mønster efter væggen.

I de tidligere udførte forundersøgelser blev en række borer etableret med to filtre. Af afsnit 4.4.3 og bilag 4 ses, at ligesom i monitoringsboringerne umiddelbart før væggen blev de højeste koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i forundersøgelsen generelt truffet i den øverste del af magasinet, ligesom i monitoringsboringerne umiddelbart før væggen.

Resultaterne tyder på, at forureningen bevæger sig nedad ved passage af væggen. Jf. afsnit 9.5 er vandbevægelserne i og omkring væggen inhomogene. Det vurderes, at den ujævne fordeling af koncentrationsniveauer kunne skyldes de inhomogene vandbevægelser.

### **9.8.2 Tidsmæssig variation i forureningsgrad**

Af tabel 9.6 og tabel 9.7 i bilag 19 ses, at koncentrationsniveauet for de fleste chlorerede komponenter og BTEX før væggen generelt er markant højere i september 2000 end de var i februar/marts 2000 og i de tidligere udførte forureningsundersøgelser. Koncentrationsniveauet for chlorerede opløsningsmidler er i september 2001 de fleste steder højere end i februar/marts 2000, men lavere end i september 2000, mens koncentrationer af chlorerede nedbrydningsprodukter i september 2001 generelt er på niveau med koncentrationerne i september 2000.

Strømningshastigheden gennem væggen er dimensioneret til ca. 110 m/år. Væggen har en bredde på 15 meter og skal rense det grundvand, der løber ind i tragten ("Funnel"), dvs. grundvandet fra et område med en bredde på ca. 90 meter. Hvis alt dette vand skal igennem væggen, vil det medføre stor gradient og hastighed gennem denne. For at kunne holde hastigheden over væggen på ca. 110 m/år, afdrænes vand via det etablerede omfangsdræn. På grund af afdræningen løber der således mindre vand gennem hot-spot området end der gjorde før etablering af afværgeforanstaltningerne, hvorved koncentrationen af forureningskomponenter vil øges.

Det vurderes, at når der ca. 10 måneder efter etableringen af afværgeforanstaltninger konstateres højere koncentrationer af forureningsparametre før væggen end tidligere målt, kunne dette være en effekt af afværgeforanstaltningerne. Desuden har befæstningen på grunden været fjernet i perioden fra december 1999 til december 2000, hvilket kan have medført en øget udvaskning af forureningskomponenter til grundvandet i denne periode. At der fra december 2000 igen har været befæstet kan være årsagen til, at koncentrationer før væggen er noget lavere i september 2001 end i september 2000.

### **9.8.3 Rensning ved passage gennem væggen**

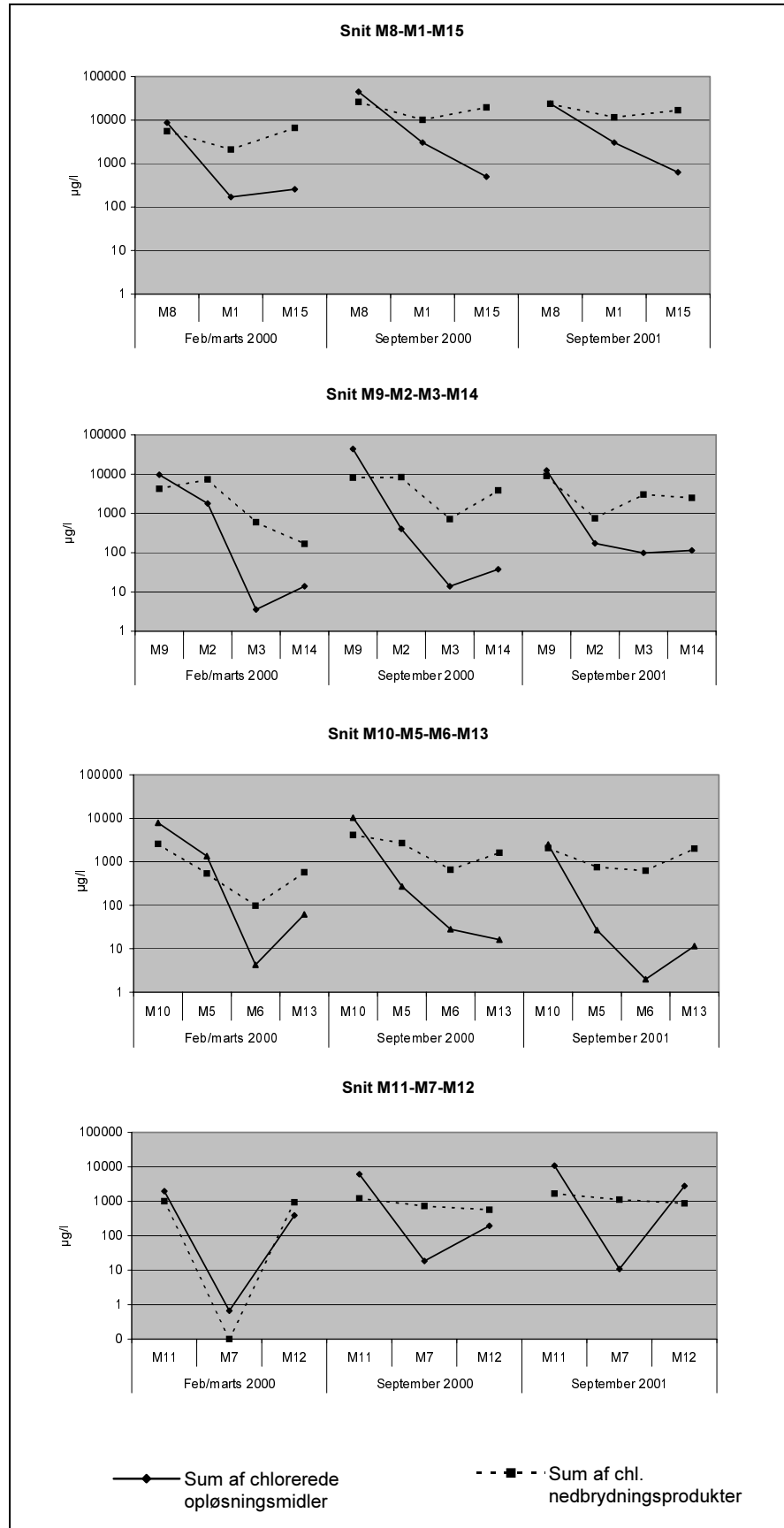
Til at støtte vurderingen af rensningseffekten gennem væggen er der lagt snit gennem væggen i strømningsretningen. Herved er fremkommet følgende snit: M9-M2-M3-M14 og M10-M5-M6-M13 (placeret midt i væggen), samt snit M8-M1-M15 og M11-M7-M12 (placeret ved væggens ender). Af figur 9.1 ses, at borerne nær enderne af væggen ikke helt er placeret på en strømningslinie, samt at de nedstrøms borer M12 og M15 er placeret nær/bag spunsen. Det har således ikke været muligt at indlægge endesnittene optimalt.

Snit M10-M5-M6-M13 vurderes at være det snit, der bedst repræsenterer den virkelige situation, dels fordi snittet ligger i midten af væggen, dels fordi alle tre filtre er intakte i samtlige monitoringsboringer i snittet.

I tabel 9.11 til tabel 9.18 (bilag 19) er analyseresultater i snittene præsenteret. Da der (jf. afsnit 9.7.1) er konstateret en meget ujævn fordeling af forureningsparametre har det - for at simplificere de følgende vurderinger af resultater - været nødvendigt at midle over dybden (gennemsnit af indhold i filter 1, 2 og 3).

#### *9.8.3.1 Chlorerede komponenter*

I figur 9.5 er de midlede værdier af summen af chlorerede komponenter, der er opsat oprensningskriterier for, vist for hele monitoringsperioden.



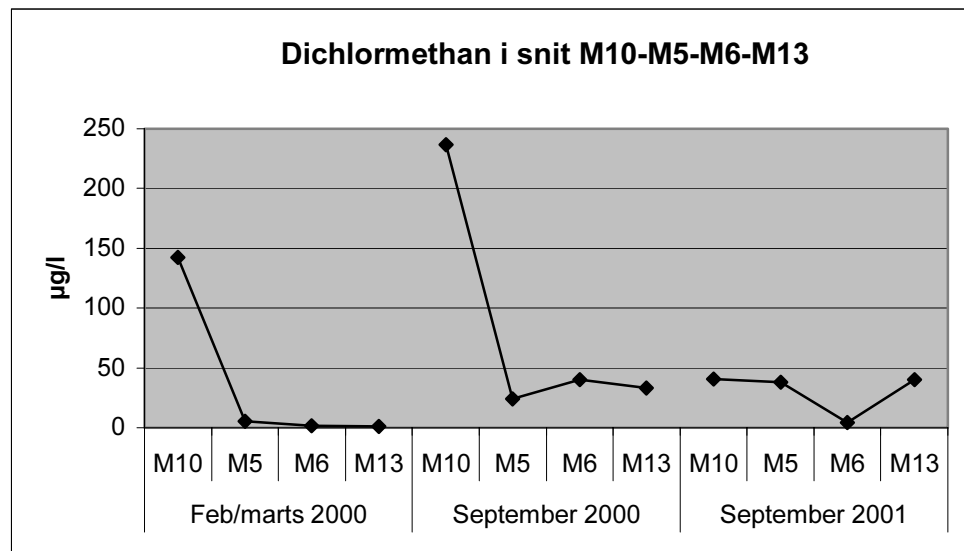
FIGUR 9.5 CHLOREREDE KOMPONENTER I SNITTENE. INDHOLD ER MIDLET OVER DYBDEN

Der ses en kraftig reduktion af chlorerede opløsningsmidler ved passage gennem væggen. Boring M3 og M6 er placeret i bagkanten af væggen. Der er kun to brugbare filtre i boring M3, hvorfor der her er usikkerhed om de faktiske koncentrationer og den faktiske fordeling i dybden. Udover nogle få undtagelser er indholdet af de chlorerede komponenter: tetrachlorethylen, trichlorethylen, tetrachlormethan, trichlorethan, chloroform i bagkanten af væggen under oprensningsskriteriet på 10 µg/l. Koncentrationen af nedbrydningsprodukter ved væggens bagkant er relativ høj (op til 654 µg/l i M6 (september 2000) og op til 3047 µg/l i M3 (i september 2001)). Filtre ved bagkanten er dog placeret ca. 10 cm fra kanten. Indholdet af nedbrydningsprodukter vurderes derfor at være lavere end målt, når vandet forlader væggen.

Efter væggen ser det ud til at indholdet af nedbrydningsprodukter generelt stiger igen. Dette vurderes at skyldes, at der fra formationen uden for væggen frigives adsorberet forurening til det rensede grundvand.

### 9.8.3.2 Biologisk rensning

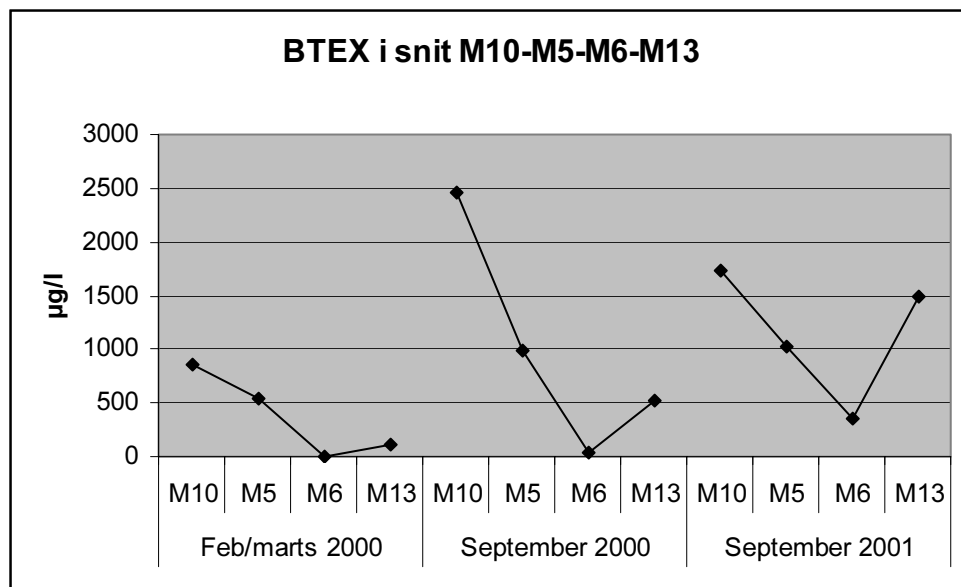
Nogle nedbrydningsprodukter, f.eks. dichlormethan og 1,2-dichlorethan, nedbrydes ifølge fabrikanten af jerngranulatet ikke ved korrosion af jern. Af tabel 9.6 i bilag 19 ses imidlertid, at koncentrationen af dichlormethan og 1,2-dichlorethan er reduceret kraftigt fra før væggen til væggens bagkant. Dette indikerer, at der udover nedbrydning ved jernkorrosion sker en biologisk nedbrydning i væggen. I figur 9.6 ses ændringen i dichlormethan i snit M10-M5-M6-M13.



FIGUR 9.6 INDHOLD AF DICHLORMETHAN I SNIT M10-M5-M6-M13. INDHOLD ER MIDLET OVER DYBDEN.

BTEX nedbrydes heller ikke ved korrosion af jern. Af tabel 9.7 i bilag 19 og figur 9.7 ses imidlertid en kraftig reduktion i koncentration fra før væggen til væggens bagkant, hvilket også indikerer, at der sker en betydelig biologisk nedbrydning i væggen. Det vurderes, at forholdene i væggen giver gode betingelser for bakterier.



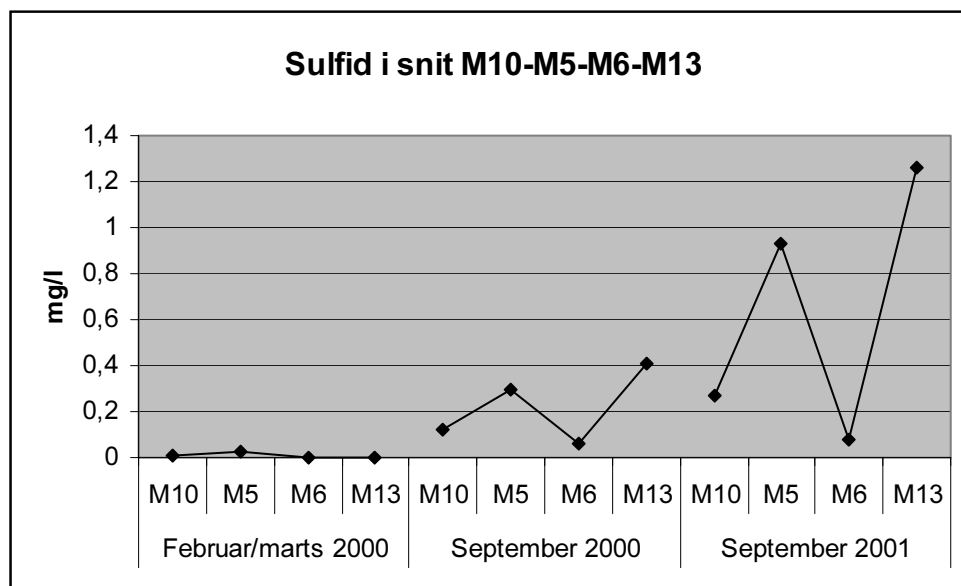


FIGUR 9.7 INDHOLD AF SUMMEN AF BTEX I SNIT M10-M5-M6-M13. INDHOLD ER MIDLET OVER DYBDEN.

### 9.8.3.3 Vurdering på baggrund af sulfid, pH, ioner og ledningsevne

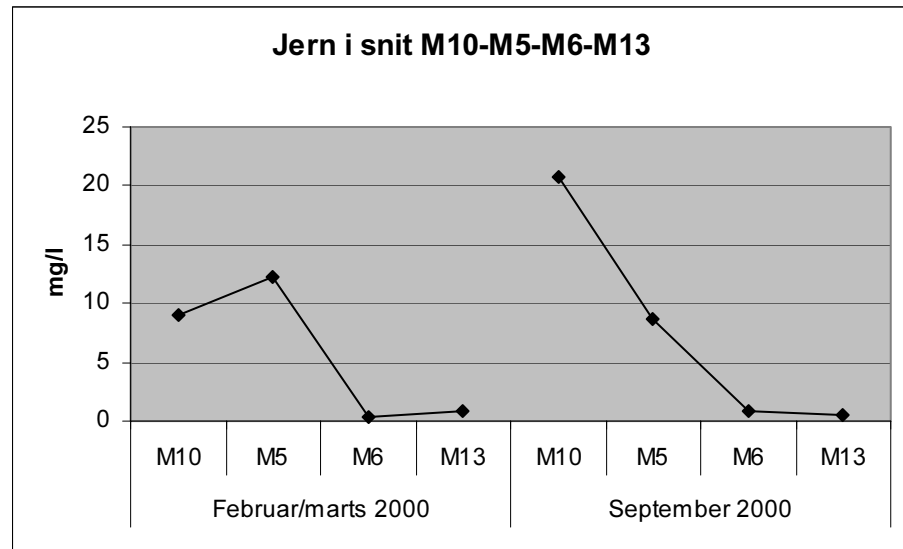
Som nævnt i afsnit 9.3.5 er prøvetagningen med hensyn til tab af stof forbedret i løbet af monitoringsperioden. Udviklingen i middelværdier af sulfidindhold i snit M10-M5-M6-M13 er vist i figur 9.8.

Af figur 9.8 ses således også højere koncentrationer gennem monitoringsperioden, men tendensen er den samme i alle 3 monitoringsrunder. Koncentrationen af sulfid stiger fra før væggen (M10) til forkanten af væggen (M5), hvorefter koncentrationen falder i væggen. Efter væggen stiger indholdet af sulfid igen.



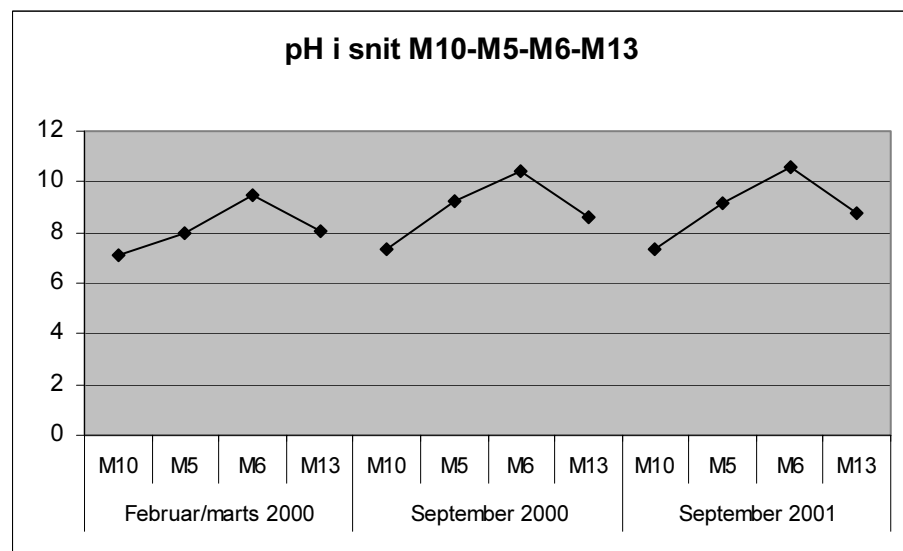
FIGUR 9.8 SULFIDINDHOLD I SNIT M10-M5-M6-M13. INDHOLD ER MIDLET OVER DYBDEN.

At indhold af sulfid stiger efter vandet kommer ind i væggen tyder på, at der sker en biologisk nedbrydning i væggen. At indholdet af sulfid ved bagkanten af væggen er lavere end ved forkanten tyder på, at den forsvinder igen. I figur 9.9 ses udviklingen i jernindholdet gennem væggen (i september 2001 er der ikke målt for indhold af ioner). Det ses, at indholdet af jern falder kraftigt inde i væggen, selv om der ved jernkorrosionen opløses mere jern. Sammenholdes dette med sulfid-udviklingen tyder det på, at jernet udfælder bl.a. som jernsulfid.



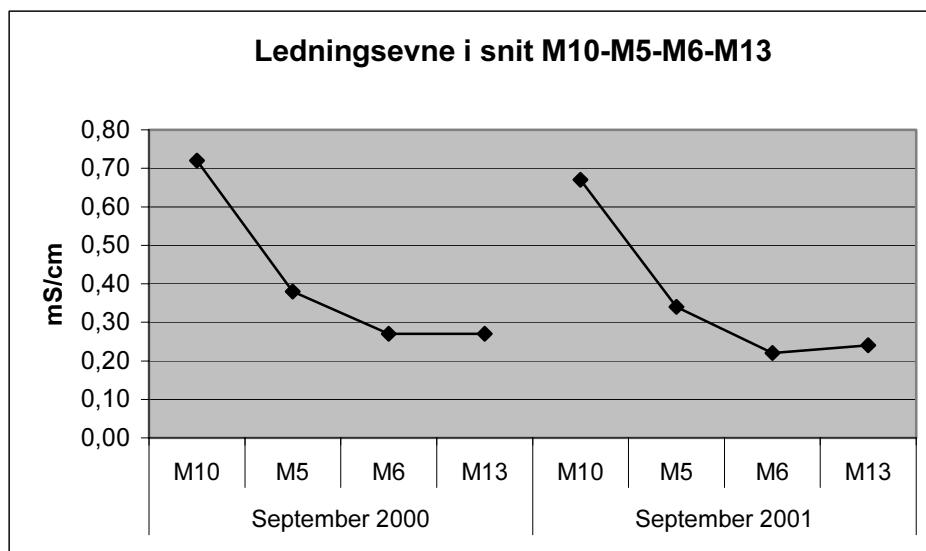
FIGUR 9.9 JERNINDHOLD I SNIT M10-M5-M6-M13. INDHOLD ER MIDLET OVER DYBDEN

Af bilag 19 ses, at pH er kraftigt stigende igennem monitoringsperioden fra omkring det naturlige baggrundsniveau på ca. 7,5 før væggen til ca. 11 inde i væggen. I figur 9.10 ses udviklingen i pH i snit M10-M5-M6-M13.



FIGUR 9.10 PH I SNIT M10-M5-M6-M13. PH-VÆRDIER ER MIDLET OVER DYBDEN.

Af figur 9.11 ses, at ledningsevnen falder fra før væggen til forkanten af væggen, hvorefter den falder yderligere til bagkanten af væggen, hvilket også tyder på, at der sker udfældning i væggen.



FIGUR 9.11 LEDNINGSEVNE I SNIT M10-M5-M6-M13. VÆRDIER ER MIDLET OVER DYBDEN.

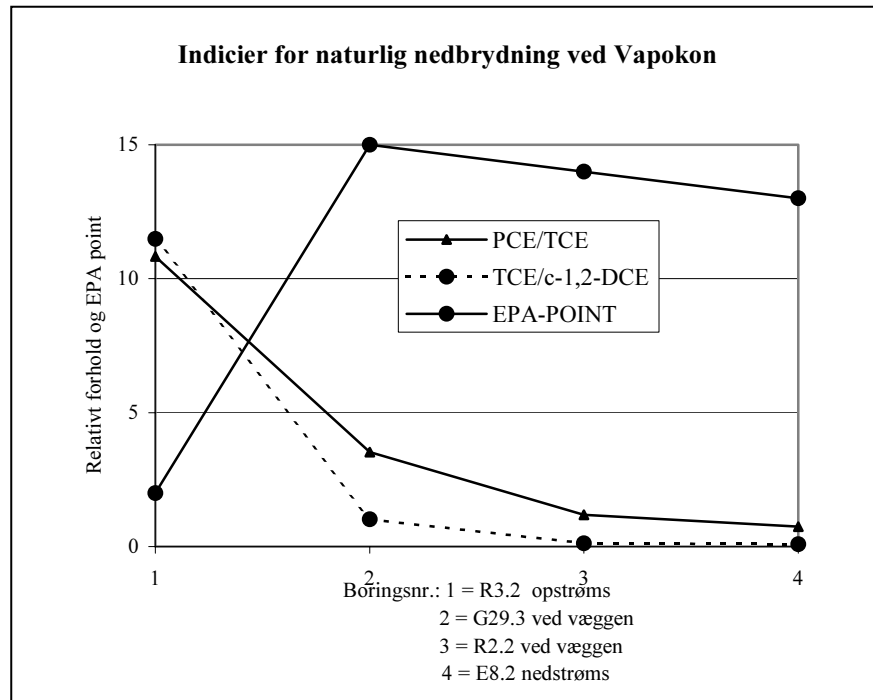
Der er udført tolkninger (ionplots og piperplots). Ionstyrken er generelt højest i de øverste to filtre (filter 2 og 3) i boringer før og efter væggen, hvorimod ionstyrken i boringerne inde i væggen er højest i de to nederste filtre (filter 1 og 2). Dette stemmer med de observationer, der er gjort i afsnit 9.8.1.

Analyseresultaterne tyder på, at der finder en reaktiv dechlorering sted, idet der er konstateret frigivelse af jern, reducerende forhold, og pH-stigning. Umiddelbart forekommer nedbrydningen på baggrund af indholdet af makroioner og pH-værdierne at være størst i den sydvestlige del af væggen.

### 9.9 NATURLIG NEDBRYDNING

I forbindelse med forundersøgelser i 1998 og igen i den indledende monitoring i februar/marts 2000 blev der, med henblik på at undersøge den naturlige nedbrydning ved Vapokon, analyseret vandprøver udtaget op-, omkring og nedstrøms den reaktive væg. Resultater fra forundersøgelsen er vedlagt i bilag 4, mens resultater fra den indledende monitoring i februar/marts 2000 er vedlagt i bilag 20.

US-EPA har udarbejdet en protokol for monitoring af naturlig nedbrydning /18/. Denne metode er før etableringen af væggen anvendt til at give en foreløbig indikation af om, der ved Vapokon forekommer en reduktion af de chlorerede opløsningsmidler i grundvandet ved naturlig nedbrydning, se figur 9.12.



FIGUR 9.12: INDICIER FOR NATURLIG NEDBRYDNING I FORURENINGSFANEN VED VAPOKON FØR ETABLERING AF VÆGGEN.

**US-EPA point /18/:**

- 0-5 Ingen beviser for naturlig nedbrydning.
- 6-14 Begrænset beviser for naturlig nedbrydning
- 15-20 Tilstrækkelige beviser for naturlig nedbrydning.
- >20 Stærke beviser for naturlig nedbrydning

I bilag 21 ses pointtabeller fra /18/, som danner grundlag for denne pointgivning. De anførte "point" i figur 9.12 indikerer, at der er tilstrækkelige/begrænsede beviser for nedbrydning, selvom der mangler "point" fra en række parametre som ikke er monitoreret (bl.a. redoxpotential).

Ved de seneste data fra februar 2000 ses, at der nedstrøms væggen fortsat er tegn på en reduktiv dechlorering af PCE og TCE bl.a. pga dannelse af VC. Da der i den indledende monitoringsrunde ikke er analyseret for flere parametre end i forundersøgelsen, er det valgt ikke at foretage endnu en pointberegning.

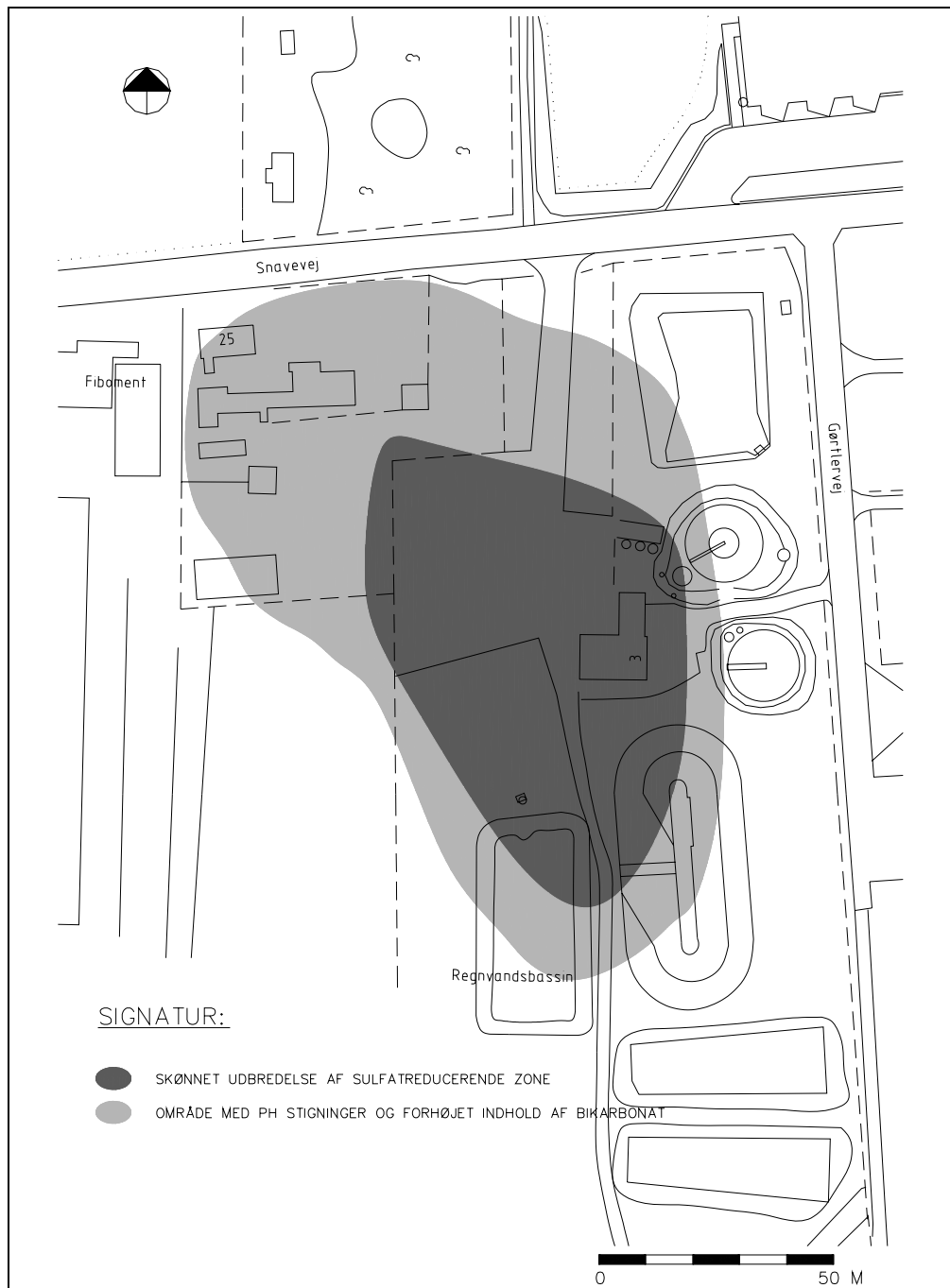
Det skal dog bemærkes, at i de tidligere installerede boringer E10-E12 er der målt højere indhold af både PCE og TCE i februar/marts 2000 end i oktober 1998.

For bedre at kunne følge omsætningen i forureningsfanen nedstrøms den reaktive væg (restforureningen) er der i forbindelse med etableringen af den reaktive væg etableret 4 monitoringsboringer M16-M19 (ud over de 4 monitoringsboringer, der er placeret umiddelbart nedstrøms væggen). Disse boringer er udbygget med hver 3 filtre. Placering af boringerne ses på figur 9.2.

Ved den gennemførte indledende monitoringsrunde er der således fremkommet et betydeligt større datagrundlag i relation til at kunne foretage en redoxkarakterisering af grundvandet.

I henhold til /19/, /20/ og /21/ kan området opdeles i 2 redoxzoner ud fra de målte uorganiske parametre, der er målt i den indledende monitoringsrunde i februar/marts 2000:

- En aerob zone lokalt omkring B5. Der er her både målt et markant højere nitrat indhold end i de øvrige boringer og ilt i forbindelse med den dokumenterede vandprøvetagning.
- En stor sulfatreducerende zone fra umiddelbart opstrøms den reaktive væg til området nedstrøms mellem M18 og M19, se figur 9.13. Den sulfatreducerende zone vurderes på baggrund af den indledende monitoring at være større end den tidligere skønnede sulfatreducerende zone (figur 4.11)



FIGUR 9.13 UDBREDELSE AF SULFATREDUCERENDE ZONE OG AF OMRÅDE MED FORHØJET INDHOLD AF BIKARBONAT OG PH STIGNINGER

I figur 4.11 i afsnit 4 har vi ligeledes angivet et skønnet område med forhøjet pH og hydrogencarbonat. På baggrund af analyser fra februar/marts 2000 er dette områdes afgrænsning mod syd sandsynligvis sammenfaldende med det sulfatreducerende område. Resultater fra februar/marts 2000 giver ikke anledning til revurdering af udbredelsen opstrøms.

Sammenfattende vurderes, at der er grundlag for at formode at en naturlig nedbrydning finder sted i forureningsfanen nedstrøms væggen.

## 9.10 SAMMENFATNING OG FORSLAG TIL MONITERING I 2002-2003

### 9.10.1 Sammenfatning af monitoringsresultater

Formålet med monitoringen er at dokumentere effektiviteten af afværgeforanstaltninger overfor jord- og grundvandsforureningen. Desuden er formålet at vurdere kvaliteten af oppumpet drænvand med henblik på at overholde udledningskravene.

Først er der udført en omfattende indledende monitoringsrunde, og på baggrund af resultater af denne og økonomiske overvejelser er den videre monitorering udført. Der er monitoreret fra februar 2000 til december 2001.

#### Drænvand

Indhold af kontrolparametre i drænvand udtaget i den indledende monitoringsrunde samt i juni 2000 overskred udledningstilladelsen op til 12 gange. Drænniveauet blev ændret, men resultater fra september og december 2000 viser, at indholdet af chlorerede komponenter stadig overskrider udledningskravet op til 7 gange.

Med henblik på at foretage en nærmere undersøgelse af, hvor forurenede grundvand trækkes ind i drænet, blev der i februar 2001 udtaget vandprøver til analyse fra hver af de 7 drænbrønde, samt udført en synkronpejlerunde inklusiv drænbrønde. På baggrund af resultaterne blev drænniveauet ændret igen, men i juni 2001 og september 2001 er udledningskravet stadig overskredet.

Med henblik på bedre at kunne styre drænet, så der ikke udledes væsentligt forurenede vand, blev det besluttet først at opdele drænet i 7 drænstrækninger, hvorefter tilstrømningstest og analyser har givet tilstrækkelige oplysninger til at et nyt drænniveau kan nu vurderes.

#### Fordeling af forurening i og omkring den reaktive væg

Analyseresultater af chlorerede komponenter og BTEX viser at der er en ujævn fordeling af forurening i filtre i og omkring væggen. Resultaterne tyder på, at forureningen bevæger sig nedad ved passage af væggen. Beregninger viser, at strømningshastigheder gennem væggen varierer meget fra boring til boring og fra filter til filter. Det vurderes, at den ujævne fordeling af koncentrationsniveauer kunne skyldes de inhomogene vandbevægelser.

#### Tidsmæssig variation i forureningsniveau

Koncentrationsniveauet for de fleste chlorerede komponenter og BTEX før væggen er generelt markant højere i september 2000 end de var i februar/marts 2000 og i de tidligere udførte forureningsundersøgelser. Det vurderes, at når der ca. 10 måneder efter etableringen af afværgeforanstaltninger konstateres højere koncentrationer af forureningsparametre før væggen end tidligere målt, kunne det være en effekt af afværgeforanstaltningerne. Desuden har befæstningen på grunden været fjernet i perioden fra december 1999 til december 2000, hvilket kan have medført en øget udvaskning af forureningskomponenter til grundvandet i denne periode.

#### Rensning i den reaktive væg

Der ses en kraftig reduktion af chlorerede opløsningsmidler ved passage gennem væggen. Udover nogle få undtagelser er indholdet af de chlorerede komponenter: tetrachlorethylen, trichlorethylen, tetrachlormethan, trichlorethan, chloroform i bagkanten af væggen under oprensningskriteriet på 10 µg/l. Koncentrationen af nedbrydningsprodukter ved væggenes bagkant er relativt høj (op til 3047 µg/l). Filtre ved bagkanten er dog placeret ca. 10 cm fra kanten. Indholdet af nedbrydningsprodukter vurderes derfor at være lavere end målt, når vandet forlader væggen.

Dichlormethan og 1,2-dichlorethan, samt BTEX nedbrydes ikke ved korrosion af jern. Af resultaterne ses imidlertid at disse komponenter reduceres kraftigt fra før væggen til væggenes bagkant. Dette indikerer, at der udover nedbrydning ved jernkorrosion sker en biologisk nedbrydning i væggen. Udviklingen i sulfidindhold ved passage gennem væggen tyder også på, at der sker en biologisk nedbrydning i væggen.

#### Tilklogning af den reaktive væg

Udviklingen i hydrauliske ledningsevner viser en tendens til, at den hydrauliske ledningsevne er faldende, og at der er sket nogen - om end lille - tilklogning. Ligevægtsberegninger for karbonatsystemet samt udvikling i pH og ioner viser, at der sker udfældning i væggen.

#### Naturlig nedbrydning

I forbindelse med forundersøgelser i 1998 og igen i den indledende monitoring i februar/marts 2000 blev der, med henblik på at undersøge den naturlige nedbrydning ved Vapokon, analyseret vandprøver udtaget op-, ved og nedstrøms den reaktive væg.

Resultater har bl.a. vist at der er en sulfatreducerende zone fra umiddelbart opstrøms den reaktive væg til ca. 80 m nedstrøms væggen.

US-EPA har udarbejdet en protokol for monitoring af naturlig nedbrydning /18/. Point-modellen i protokollen er før etableringen af væggen anvendt til at give en foreløbig indikation af om, der forekommer naturlig nedbrydning i grundvandet ved Vapokon. Selv om der manglede en række analyser til input i modellen indikerede den, at der er beviser for naturlig nedbrydning.

### 9.10.2 Forslag til monitorering i 2002-2003

Forslag til monitorering i 2002 og 2003 er opstillet på baggrund af monitoringsresultater til dato samt med henblik på at begrænse de økonomiske udgifter til monitorering, men samtidig opnå tilstrækkelig med data til at kunne foretage vurderinger af situationen i og omkring den reaktive væg samt drænvand.

Det foreslås, at monitoringsopgaven indeholder :

- Udbud af analyser forud for første monitoringsrunde. Der bør fortsættes med det laboratorium, der har udført analyser siden september 2000.
- Udførelse af 4 pejlerunder årligt.
- Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd til kemisk analyse (analysepakke 1) 4 gange årligt.
- Udtagning af vandprøver fra filtrene i strømningslinien M10-M5-M6-M13 (analysepakke 2) en gang i 2002.
- Udtagning af vandprøver til analyse fra alle filtre i og omkring væggen (M1-M15) (analysepakke 2) en gang i 2003.
- I år 2003 udføres slugtest i alle filtre i væggen (sammen med en vandprøvetagningsrunde).
- Indledende databehandling og vurdering foretages efter hver monitoringsrunde med henblik på at kunne foreslå eventuelle justeringer (f.eks. af drænniveauer, hvis ikke udledningstilladelse overholdes).
- Monitoringsrapport med vurdering af resultater og forslag til videre monitorering udarbejdes efter sidste monitoringsrunde.

Beskrivelse af analysepakker ses i afsnit 9.3.5.

Det bør tilstræbes, at monitoringsrunder i år 2002 og 2003 udføres i de samme tidsperioder, som tidligere, hvorved årstidsvariationen spiller en mindre rolle ved sammenligning af data fra samme årstider i tidligere år. Feltarbejdet i det foreslåede monitoringsprogram er nærmere beskrevet i tabel 9.19.



År	Måned	Moniteringsprogram
2002	Marts	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> </ul>
	Juni	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> </ul>
	September	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> <li>• Udtagning af vandprøver fra filtrene i strømningslinien M10-M5-M6-M13 (analysepakke 2 uden an- og kationer)</li> </ul>
	December	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> </ul>
2003	Marts	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> </ul>
	Juni	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> </ul>
	September	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> <li>• Udtagning af vandprøver til analyse fra alle filtre i og omkring væggen (M1-M15) (analysepakke 2 uden an- og kationer)</li> <li>• Udførelse af slugtest i alle filtre i væggen</li> </ul>
	December	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pejlerunde inkl. drænbrønde</li> <li>• Udtagning af vandprøve fra pumpebrønd (analysepakke 1)</li> </ul>

TABEL 9.19 FORSLAG TIL MONITERINGSPROGRAM 2002 - 2003

### 9.10.3 Forslag til undersøgelse af tilklogning af den reaktive væg

På baggrund af resultaterne af de udførte undersøgelser og monitoringer foreslås det undersøgt, hvilke biologiske og kemiske reaktioner der har væsentlig indflydelse på tilklogning af den reaktive væg.

Undersøgelserne bør tage udgangspunkt i de eksisterende og naturlige biologiske og kemiske forhold i grundvandsmagasinet sammenlignet med det biologiske og kemiske miljø i væggen.

Muligheden for udfældning af salte i væggen beregnes ved hjælp af en kemisk ligevægtsmodel ud fra den aktuelle grundvandskemi. Det vurderes, hvilke kemiske og biologiske reaktioner der kan medføre tilklogning i væggen.

Der udtages prøver af væggen jern til biologisk og kemisk-fysisk analyse med henblik på at karakterisere udfældningsprodukter og mekanismer. Analysen afsluttes med en bedømmelse af væggen tilklogning på sigt.

# 10 Økonomi for afværgeprojektet

Dette kapitel omhandler de økonomiske aspekter ved etablering af reaktiv væg og omfangsdræn, samt den efterfølgende monitoring og drift. Desuden er der givet et prisoverslag for forslag til monitoring i 2002 og 2003. Alle priser er eksklusiv moms.

## 10.1 AFVÆRGEFORANSTALTNINGER

Udgifter til etablering af "Funnel & Gate" samt drænsystem er angivet i tabel 10.1.

	Udgifter
	Kr.
Entreprenørudgifter m.m	
Entreprise for etablering af "Funnel & Gate"	2.341.000
Entreprise for etablering af dræn	1.100.000
<i>Diverse</i>	
Indkøb af spuns	859.000
Indkøb af granulat	1.022.000
Licensaftale	350.000
Aktiv kulfiltre	811.000
SRO-entreprenør	20.000
El-forsyning, tilslutningsafgift m.m	80.000
Eksterne udlæg	280.000
I alt	6.863.000
Rådgiverudgifter	
Honorar og udlæg	1.490.000
I alt	
<b>SUM</b>	<b>8.353.000</b>

TABEL 10.1. BUDGETTEREDE UDGIFTER SAMMENHOLDT MED FAKTISKE AFHOLDTE UDGIFTER

De enkelte større afvigelser fra budgettet er kommenteret nedenfor.

### 10.1.1 Entreprise for etablering af "Funnel & Gate"

Etableringen af "Funnel & Gate"-systemet har været dyrere end forventet. Dette skyldes hovedsageligt de problemer der opstod i forbindelse med låsesprængninger i spunsvæggene.

Der har således været afholdt ekstraudgifter til bl.a. supplerende grundvandssenkning, vanskeligere udgravning af jord og vanskeligere indbygning af jerngranulatet. Den supplerende grundvandssenkning har ligeledes affødt ekstraudgifter til bl.a. de aktive kulfilteranlæg, el, analyser, tilsyn m.v.

#### **10.1.2 Indkøb af jerngranulat**

Indkøb af jerngranulatet var billigere end forventet. Dette skyldes, at der i designfasen dels er anvendt ressourcer for at verificere de kritiske designparametre og dels anvendt ressourcer på at optimere vægtykkelsen ved anvendelse af en EDB-model.

Herudover er der ligeledes anvendt ressourcer til at gennemføre de nødvendige forhandlinger og aftaler med leverandøren, der har sikret, at jerngranulatet er leveret til en attraktiv pris.

Der er undersøgt leverance af jerngranulat fra følgende to leverandører der tidligere har leveret jerngranulat til tilsvarende projekter i Danmark:

- Connelly - GMP, Inc.  
3154 South California Avenue  
Chicago Illinois  
USA
- Gotthart Maier  
Gewerberstrasse 5  
79618 Rheinfelden  
Germany

Connelly gav det økonomisk mest fordelagtige tilbud. Desuden var der på forhånd udført kolonneforsøg med Connelly jerngranulat, samt Connelly gav den korteste leveringsperiode. Det blev derfor indgået kontrakt med Connelly om levering af jerngranulat til Vapokon Petrokemisk Værk A/S.

## 10.2 OMKOSTNINGER TIL MONITERING OG DRIFT

### 10.2.1 Drift

De årlige omkostningerne til driften af afværgeforanstaltningerne er skønsmæssigt angivet i tabel 10.2.

Post	DKK/år
Inspektion af dræn og pumper	5.000
Reserve dele	5.000
El-udgifter	10.000
Reaktiv væg	100.000*
Spuling og slamsugning af rør og brønde	5.000
I alt	125.000*

\* Den største usikkerhed i fastsættelse af ovenstående driftsomkostninger er omkostninger relateret til sikring af den reaktive vægs permeabilitet. Da der ingen erfaringer er fra tidligere projekter ansættes de årlige udgifter til 5 % af 2 mio. kr. svarende til, at den reaktive væg kan forventes udskiftet efter 20 år med en udgift på 2 mio. kr. til indkøb og indbygning af nyt granulat samt opgravning og bortskaffelse af gammelt granulat.

TABEL 10.2 ÅRLIGE OMKOSTNINGERNE FOR DRIFTEN AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGERNE

### 10.2.2 Indledende monitoring

Den indledende monitoring udført i februar/marts 2000, der har inkluderet alle filtre i og omkring væggen, udvalgte filtre op- og nedstrøms, drænvand og recipient, samt rapportering af resultater og forslag til videre monitoring, har kostet ca. kr. 600.000 fordelt som angivet i tabel 10.3.

Post	DKK
Honorar	320.000
Udlæg til eksterne analyser	250.000
Øvrige udlæg	30.000
I alt	600.000

TABEL 10.3 OMKOSTNINGER TIL DEN INDLEDENDE MONITERINGSRUNDE

### 10.2.3 Videre monitoring indtil december 2001

Den videre monitoring indtil december 2001, der har inkluderet to store monitoringsrunder (alle filtre i og omkring væggen), 4 små monitoringsrunder, samt ekstra arbejde i form af bl.a. vandprøver fra drænbrønde, installering af yderligere monitoringsboringer, afpropning af dræn, tilstrømningstest og rapportering, har kostet ca. kr. 910.000 fordelt som angivet i tabel 10.4.

Post	DKK
Honorar	510.000
Udlæg til eksterne analyser	330.000
Øvrige udlæg	70.000
I alt	910.000

TABEL 10.4 ØMKOSTNINGER TIL DEN VIDERE MONITERING INDTIL DECEMBER 2001

#### 10.2.4 Monitering i 2002 og 2003

Det i afsnit 9.10 foreslåede monitoringsprogram for 2002 og 2003 forventes at kunne udføres for ca. kr. 550.000 fordelt som angivet i tabel 10.5.

Post	DKK
Honorar	330.000
Udlæg til eksterne analyser	190.000
Øvrige udlæg	30.000
I alt	550.000

TABEL 10.5 SKØNNEDE ØMKOSTNINGER TIL MONITERING I 2002 OG 2003

## 11 Referencer

- /1/ Fyns Amt. Vapokon Petrokemisk Værk A/S. Supplerende forureningsundersøgelser indenfor Vapokon-grunden. 1996-07-09. Udført af Birch & Krogboe.
- /2/ Fyns Amt. Vapokon Petrokemisk Værk Supplerende forureningsundersøgelser udenfor Vapokon-grunden. Fase 1. 1995-08-24. Udført af Birch & Krogboe.
- /3/ Fyns Amt. Vapokon Petrokemisk Værk A/S. Skitsering af afværgeforanstaltninger. November 1996. Udført af HOH Watertechnology.
- /4/ Notat fra Kemp & Lauritzen til Fyns Amt. Dateret 15. august 1997. Vedr. Vapokon, strømningshastighed i grundvandsmagasin.
- /5/ Fyns Amt. Skitseprojekt for reaktiv væg. Vapokon, Søndersø. Juli 1998. Udført af HOH Watertechnology.
- /6/ P. Kjeldsen. Reaktive vægge med jernspåner – perspektiver og status for danske aktivitet. ATV Vintermøde om grundvandsforurening. Marts 1999
- /7/ Envirometal Technologies Inc., 1998. Bench-scale Treatability Report of the Environmental Proces at the Vapokon site, Fyn, Denmark. Rapport dateret marts 1998.
- /8/ Forslag til udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser. Fyns Amt. Maj 1997. (Refereret i bilag 6).
- /9/ Grundvand 1994. Fyns Amt. Maj 1995. (Refereret i bilag 6).
- /10/ Grundvandsmodel - MODFLOW. Strømning og transport. Notat nr. 1. Birch & Krogboe for Fyns Amt. 1996-07-15. (Refereret i bilag 6).
- /11/ Vapokon Petrokemisk Værk A/S. Detailprojekt for jordentreprise. December 1998. RAMBØLL for Fyns Amt.
- /12/ J. Brinch Hansen, Earth Pressure Calculation, Teknisk Forlag 1953
- /13/ H. Lundgren og J. Brinch Hansen, Geoteknik 2. Udgave Teknisk Forlag 1965.
- /14/ Land Drainage af Lambert K Smedema og David W Rycroft, 1988, side 59. (Refereret i bilag 8).
- /15/ Matheson og Tratnyek, 1994. ES&T, 28:2045.

- /16/ Scherer, Balko og Tratnyek. I "Kinetics and Mechanisms of Reactions at the Mineral-Water Interface". D. Sparks and T. Grundl, Eds., ACS Symp. Ser. No. 715, pp. 301-322.
- /17/ Dansk Ingeniørforenings Spildevandskomité, 1964. (Refereret i bilag 8)
- /18/ Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water. EPA/600/R-98/128 September 1998.
- /19/ Vandforsyning. Teknisk forlag 1998.
- /20/ Naturlig nedbrydning af chlorerede alifater og terpenter. Dokumentation ved brintmålinger og redoxparametre i et 3-dimensionalt net – Drejø, København. ATV- møde 7.-8. marts 2000.
- /21/ Identifikation og måling af betydende redoxprocesser Indlæg af Hans-Jørgen Albrechtsen. ATV møde 14. oktober 1999
- /22/ Bower, H and Rice R.C. A slugtest method for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. Water Resources Research, vol. 12, no. 3, pp. 423-428.



### Geoprobe® Metoden

**Systembeskrivelse** Geoprobe®-systemets grundsten består af et hydraulisk boreværk, der er monteret på et terrængående køretøj. Som tilbehør leveres et meget stort sortiment af komponenter til prøvetagning af jord, grundvand og poreluft.

En Geoprobe®-boring udføres ved statisk nedtrykning med borevognens vægt som modtryk, suppleret med et slagværk. Slagværket kan endvidere rotere i to retninger og kan dermed benyttes til gennemboring af bl.a. belægninger samt til udførelse af snegleboringer.

Arbejdsdybden, der varierer efter geologien, er op til 30 m under terræn. Standard-dimensioner er 1'-3".

Boreværket kan skråtstilles, således at der bores ind under bygninger m.m., hvor der kan foretages direkte målinger og udtages prøver.

**MIP-sonden** MIP (Membrane Interface Probe) er en opvarmet (termostatstyret) sonde, der er monteret på spidsen af boret. Tilstedeværende flygtige, organiske komponenter i mættet og umættet zone diffunderer gennem en semipermeabel membran ind i sonden. Fra sonden transporteres de flygtige komponenter med en bæregas (nitrogen) via en PTFE-slange ind i et mobilt laboratorium, hvor bæregassen måles med en fotoionisationsdetektor (PID) og en flammeionisationsdetektor (FID). Fluxet af stof ind i sonden er afhængigt af komponenternes koncentration og fysiske/kemiske egenskaber (damptryk, Henry's Lov tal og diffusionskoefficienter i luft og vand) samt af den aktuelle geologi. Der er således tale om en semikvantitativ, head-space metode. Måleresultater udlæses som spændingen (i mV) fra detektorerne. Udfra eksakte analyser af jord-, vand- eller poreluftprøver kan foretages en overslagsmæssig korrektion af MIP-data. Metoden kan benyttes i såvel den mættede som umættede zone. Ved brug af MIP nedrammes i trin på 0,3 a 0,5 m. Sondens nedtrængningshastighed, der afspejler fastheden af jordlaget, logges under nedramningen. Sonden afkøles lidt, når den trykkes ned i jorden.

Hastigheden, hvormed sondens temperatur retableres, afspejler jordens vandindhold, og man kan på denne måde registrere vandmættede jordlag.

MIP-systemet kan registrere forurening med opløsningsmidler (aromatiske, alifatiske, halogenerede og vandblandbare) samt komponenter i kulbrinteblandinger som f.eks. benzin, terpentin, petroleum og let gasolie (autodiesel/let fyringsolie).

SCL	SCL (Soil Conductivity Log) er en måling af jordens elektriske ledningsevne (Fc. Electric conductivity) i borehullet. Ledningsevnen vil være højest i lerholdige jordlag og lavest i sandjord. Der kan foretages en overslagsmæssig tolkning af ledningsevnedata ud fra beskrivelser af jordprøver fra lokaliteten eller erfaringsdata.
Niveaubestemte prøver	Med Geoprobe®-systemet kan udtages prøver af jord, grundvand og poreluft. Der benyttes normalt en målrettet prøvetagning ud fra de indledende resultater fra MJP/SCL samt andre foreliggende oplysninger. Prøverne udtages fra borer, der udføres 10-20 cm fra MIP/SCL borehullerne.
Jord	Jordprøver kan udtages som intakte søjler af ca. 1 meters længde. Der udtages delrøvet herfra som søjleprøver eller punktprøver.
Grundvand	Grundvandsprøver kan udtages under borearbejdet vha. en sonde med et kort filter, der midlertidig udskydes fra borestammen i den dybde, hvorfra prøven ønskes. Alternativt kan udføres borer, der er udbygget med permanente, korte filtre i den dybde, hvor prøven ønskes udtaget.
Poreluft og gasmålinger	Poreluftprøver kan udtages under borearbejdet vha. en sonde med et kort filter, der midlertidig udskydes fra borestammen i den dybde, hvorfra prøven ønskes. Alternativt kan udføres borer, der er udbygget med permanente, korte filtre.
Afpropning	Boringerne, herunder permanente filtre, afpropes normalt med flydende bentonit, der under højt tryk nedpumpes til den ønskede dybde gennem hule borestænger.

## Boringer

Miljøboringerne G20-G35 er udført den 21. til 29. september 1998. En del af filterne er sat den 26 oktober 1998.

Boreddybder, dybder/intervaller for filtersætninger, samt prøvetagningsdybder fremgår af nedenstående tabel.

Boring nr.	Terræn-kote m DNN	Dybde m u.t.	Jordprøver m u.t.	Formål med jordprøve	Filter nr.	Filtersætning m u.t.	Filterkote DNN
G20	23,42	13,4	-		-		
G21	23,64	13,3	-		G21.1 G21.2	10-12 5-7	13,6-11,6 18,4-16,4
G22	23,62	14,0	6,0-6,6 12,3-12,9	Geoteknik ved dræn Magasinbund	G22.1 G22.2	10,5-12,5 5,8-7,8	13,1-11,1 17,8-15,8
G23	23,25	10,5	-		G23.1 G23.2	8-10 4,5-6,5	15,3-13,3 18,8-16,8
G24	23,09	10,9	-		-		
G25	23,11	12,5	11,5-12,1	Magasinbund	-		
G26	23,72	13,2	-		-		
G27	22,79	10,8	9,5-10,1	Magasinbund	-		
G28	22,81	10,3	-		-		
G29	22,29	11,9	9,2-9,8	FID-top	G29.1 G29.2 G29.3	9,7-11,7 7-9 4-6	12,6-10,6 15,3-13,3 18,3-16,3
G30	22,19	11,7	-		-		
G31	22,28	11,9	-		-		
G32	22,21	11,9	-		-		
G33	21,63	10,2	8,2-8,8 9,55-9,85	PID-måling Magasinbund	G33.1 G33.2 G33.3	7,4-9,4 2,4-4,4	14,6-12,6 19,6-17,6
G34	22,06	9,9	-		G34.1 G34.2	7,2-9,2 2,2-4,2	14,9-12,9 15,9-17,9
G35	23,26	6,5	-		G35.1	3,5-4,5	19,8-17,8

## Resultater

Datafilerne for MIP-målingerne er for hver enkelt miljøboring overført til programmet GeoGIS (borearkiv/B-register), hvorfra logprofiler er udtegnet. På hvert logprofil vises ledningsevne, PID-signal, FID-signal, MIP-sondens temperatur, samt nedramningshastighed. På baggrund af de udførte MIP/SCL-logs er nedenstående tolkningskema udarbejdet:

Boring	Interval (m u. t.)	Lithologi	Dybde/ Interval (m u. t.)	Udslag med flygtige organiske komponenter
G20	0,0-0,8	Tørt sand	0,8-5,0	Meget kraftige PID- og FID-udslag, der tillige stiger sammen med temperaturen. - Samtidig er ledningsevnen forhøjet: Kraftig forurening, måske med en blanding af letflygtige og tungere komponenter.
	0,8-5,0	Forhøjet ledningsevne, sandsynligvis p.g.a. forurening. Måske også ler- indhold		
	5,0-5,5	Sand		
	5,5-5,8	Ler	5,0-10,0	Jævnt, men langsomt aftagende forurening
	5,8-11,8	Sand		
	11,8-13,4	Ler / silt		
G21	0,0-0,8	Sand	0,8-3,8	Meget kraftige PID- og FID-udslag Samtidig er ledningsevnen forhøjet: Kraftig forurening måske med letflygtige og tungere komponenter.
	0,8-3,8	Forhøjet ledningsevne, sandsynligvis p.g.a. forurening. Måske også ler- indhold.		
	3,8-4,0	Muligvis lerstribe	3,8-6,0	Aftagende forurening
	4,0-12,0	Sand		
	12,0-13,3	Ler / silt		
G22	0,0-0,5	Sand	0,7-0,9	Lille FID-udslag: svag forurening med tung komponent
	0,5-3,8	Ler		
	3,8-12,5	Sand		
	12,5-14,0	Ler / silt		
G23	0,0-0,4	Tørt sand	0,4-0,8	Ingen varme på MIP-sonden, eller måske blot en løs forbindelse til temperaturføleren (fald og stigning sker meget brat!) Forholdsvis store PID- og FID-udslag, der stiger samtidig med temperaturen: Større forurening, måske med en blanding af tunge- og lette komponenter. Aftagende forurening
	0,4-5,0	Ler, evt. forhøjet ledningsevne p.g.a. forurening	0,8-4,5	
	5,0-9,8	Sand	4,5-6,0	
	9,8-10,5	Ler / silt		

Fortsættes næste side

Boring	Interval (m u. t.)	Lithologi	Dybde/ Interval (m u. t.)	Udslag med flygtige organiske komponenter
G24	0,0-0,7	Tørt sand	1,8-2,8	Middelstore PID- og FID-udslag : Forurening med letflygtig komponent
	0,7-5,3	Ler	2,8-3,8	Store PID- og FID- toppe, der aftager: Lag med kraftigere forurening af lettere komponent, der aftager nedefter
	5,3-10,3	Sand		
	10,3-10,9	Ler / silt	3,8-7,0	Aftagende forurening
G25	0,0-0,6	Tørt sand	3,8-4,8	Middelstore PID- og FID-udslag, der i begyndelsen stiger brat sammen med temperaturen: Forurening med kulbrinter.
	0,6-0,9	Sand		
	0,9-3,8	Ler		
	3,8-4,8	Ler, samt evt. forhøjet ledningsevne p.g.a. forurening	4,8-6,8	Aftagende forurening
	4,8-11,6	Sand		
	11,6-12,5	Ler / silt		
G26	0,0-0,7	Sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	0,7-2,8	Moræneler		
	2,8-10,2	Sand		
	10,2-13,2	Ler / silt		
G27	0,0-0,3	Sand	0-11	Temperaturen, eller temperaturføleren har været meget ustabil
	0,3-5,5	Moræneler		
	5,5-9,6	Sand	2,8-4,3	Svage FID-toppe: spor af tungere forurening
	9,6-10,8	Ler / silt		
G28	0,0-1,2	Sand	1,3-5,7	Vekslede PID- og FID-udslag: Middelsvår forurening, med striber af kraftig forurening. – Sandsynligvis tungere komponenter
	1,2-5,6	Ler		
	5,6-7,2	Sand		
	7,2-7,5	Ler		
	7,5-9,3	Sand		
	9,3-10,3	Ler / silt		
G29	0,0-0,7	Tørt sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	0,7-3,8	Moræneler		
	3,8-11,4	Sand		
	11,4-11,9	Ler /silt		
G30	0,0-0,8	Tørt sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	0,8-1,8	Ler / silt		
	1,8-11,0	Sand		
	11,0-11,7	Ler		
G31	0,0-0,7	Tørt sand	0,8-1,8	Svag FID-udslag: indikation på svag forurening med tung komponent
	0,7-3,6	Ler		
	3,6-9,8	Sand		
	9,8-10,7	Ler / silt		
	10,7-10,9	sand		

Fortsættes næste side

	Interval (m u. t.)	Lithologi	Dybde/ Interval (m u. t.)	Udslag med flygtige organiske komponenter
G32	0,0-1,2	Tørt sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	1,2-5,7	Ler		
	5,7-9,3	Sand		
	9,3-11,9	Ler / silt		
G33	0,0-0,7	Tørt sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	0,7-2,2	Ler		
	2,2-8,5	Sand		
	8,5-10,2	Ler / silt		
G34	0,0-0,7	Sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	0,7-2,2	Ler		
	2,2-9,0	Sand		
	9,0-9,9	Ler / silt		
G35	0,0-0,7	Tørt sand		Ingen tydelige tegn på forurening
	0,7-3,8	Ler		
	3,8-6,5	Sand		

*Bilag 2*  
*Forundersøgelser*  
*Filtersætninger i geotekniske boringer*  
*og i boringer fra tidl. undersøgelser*

GEOTEKNISKE BORINGER

Boring nr.	Terrænkote m DNN	Dybde m u.t.	Filter nr.	Filtersætning	
				m u.t.	Kote DNN
R1	23	13	R1.1	9-11	14-12
			R1.2	2-4	21-19
R2	22,2	18	R2.1	8-10	14,2-12,2
			R2.2	3-5	19,2-17,2
R3	22,6	12	R3.1	7,1-9,1	15,5-13,5
			R3.2	3,8-5,8	18,8-16,8

EKSISTERENDE BORINGER UDFØRT I TIDLIGERE UNDERSØGELSER

Boring og filter nr.	Terrænkote DNN	Filtersætning m u.t.
B6	23,1	5-7
E2.1	24,8	10,7-12,7
E3	22,4	7,9
E4.1	22,3	7,8-9,8
E4.2	22,3	3,6-5,6
E5	21,7	3,5-5,5
E7.1	22	7-9
E7.2	22	2-4
E8.1	21,5	6,8-8,8
E8.2	21,5	1,5-3,5
E9	22	4,5-7,5
E10	22	2,5-4,5
E11		1,3-3,3
E12	21,9	6-9





*Bilag 3*  
*Forundersøgelser*  
*Analyseprogram for vandprøver*

Boringsnr.	Chlorerede opløsningsmidler	Nedbrydningsprodukter	Aromatiske opløsningsmidler	An- og kationer	Diverse
E4.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E5	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E7.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E8.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E8.2	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E9	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E10	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E11	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
E12	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
B6	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G21.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G21.2	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G22.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G22.2	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G23.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G23.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G29.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G29.2	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G29.3	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G33.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G33.2	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G34.1	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
G34.2	+	+ <sup>1)</sup>	+	+	+
R1.1	+	+	+	+	+
R1.2	+	+ <sup>2)</sup>			
R2.1	+	+	+	+	+
R2.2	+	+ <sup>2)</sup>			
R3.1	+	+	+	+	+
R3.2	+	+ <sup>2)</sup>			

<sup>1)</sup> Undtagen DCM og DCA

<sup>2)</sup> Undtagen VC og DCE

Analyseprogrammet udtrykker det maksimale analyseomfang, idet der ved 2. prøvetagningsrunde var valgt at fokusere på de chlorerede stoffer herunder DCA, DCM. Se tabel 4.1 i hovedrapporten vedrørende analyseparametre og forkortelser.



*Bilag 4  
Forundersøgelse  
Analyseresultater af vandanalyser  
samt skønnet forureningsudbredelse*

TABEL 4.2 ANALYSERESULTATER, VANDPRØVER, OPLØSNINGSMIDLER

Boring nr.		E 4.1	E 5	E 7.1	E 8.1	E 8.2	E 9	E 10	E 11	E 12
Udtagningsdato		7.10.99	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98
Filterniveau	m u.t.	7,8-9,8	3,5-5,5	7-9	6,8-8,8	1,5-3,5	4,5-7,5	2,5-4,5	1,3-3,3	6-9
Vinylchlorid	µg/l	<	6,4	<	<	58	<	4,5	<	<
1,1-dichlorethylen	µg/l	0,21	0,91	<	0,54	37	0,26	0,1	1,4	0,11
trans 1,2-dichlorethylen	µg/l	<	0,33	<	<	<	<	<	0,41	<
cis 1,2-dichlorethylen	µg/l	5	7,5	0,26	0,21	2300	4,6	1,5	0,65	<
Total DCE	µg/l	5,21	8,74	0,26	0,75	2337	4,86	1,6	2,46	0,11
dichlormethan	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cis- 1,2 dichlorethan	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,1 -dichlorethan	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichlormethan/chloroform	µg/l	0,12	0,13	<	<	170	0,06	0,13	<	<
1,1,1-trichlorethan	µg/l	29	27	0,08	5	1300	5	4,2	17	1,1
Trichlorethylen	µg/l	120	210	1,7	62	190	31	1,5	9,4	<
Tetrachlorethylen	µg/l	1500	330	17	280	140	15	0,88	13	0,11
Tetrachlormethan	µg/l	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Total chlorerede	µg/l	1654,33	582,27	19,04	347,75	4195	55,92	12,81	41,86	1,32
Benzen	µg/l	<	<	<	<	3,3	<	<	<	<
Toluen	µg/l	0,39	0,86	<	0,76	900	<	<	<	<
Ethylbenzen	µg/l	2,7	1,4	0,31	64	660	<	<	<	<
M- og p-xylen	µg/l	1,8	1,5	0,28	45	1900	<	<	<	<
O-xylen	µg/l	0,94	<	<	1,7	300	<	<	<	<
Total BTEX	µg/l	5,83	3,76	0,59	111,46	3763,3	0	0	0	0

- Ikke analyseret
- < Under detektionsgrænsen
- \* Summen af organiske chlorforbindelser må ikke overstige 1 µg/l
- \*\* Summen af BTEX må ikke overstige 10 µg/l

TABEL 4.2 ANALYSERESULTATER, VANDPRØVER, OPLØSNINGSMIDLER FORTSAT

Boring nr.		G 21.1	B 6	G 21.2	G 22.1	G 22.2	G 23.1	G 23.2	G 29.1	G 29.2	G 29.3
Udtagningsdato		8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	9.10.98	9.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98
Filterniveau	m u.t.	10-12	5-7	5-7	10,5-12,5	5,8-7,8	8-10	4,5-6,5	9,7-11,7	7-9	4-6
Vinylchlorid	µg/l	<	<	<	<	<	<	1,1	<	<	4,4
1,1-dichlorethylen	µg/l	<	0,2	0,21	<	<	0,15	80	<	0,15	5,3
trans 1,2-dichlorethylen	µg/l	<	<	<	<	<	<	30	<	<	<
cis 1,2-dichlorethylen	µg/l	0,39	22	0,25	0,25	0,21	27	33800	<	0,4	1670
Total DCE	µg/l	0,39	22,2	0,46	0,25	0,21	27,15	33910	0	0,55	1675,3
dichlormethan	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
cis- 1,2 dichlorethan	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1,1 -dichlorethan	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichlormethan/chloroform	µg/l	0,2	0,19	0,06	<	<	150	0,13	<	0,21	41
1,1,1-trichlorethan	µg/l	2,7	7,4	190	<	<	360	1,2	0,66	72	620
Trichlorethylen	µg/l	3	11	470	0,36	0,31	770	6,4	3,2	200	1700
Tetrachlorethylen	µg/l	3,4	2,1	32000	0,87	0,24	370	2,2	23	3900	6000
Tetrachlormethan	µg/l	<	<	<	<	<	0,07	<	<	<	<
Total chlorerede	µg/l	9,69	42,89	32660,52	1,48	0,76	1677,22	33921,03	26,86	4172,76	10040,7
Benzen	µg/l	<	<	<	<	<	0,6	<	<	<	11
Toluen	µg/l	0,43	<	720	<	<	490	0,97	<	1,8	2500
Ethylbenzen	µg/l	0,24	<	14	<	<	310	0,48	0,21	2,1	850
M- og p-xylen	µg/l	<	<	45	<	<	890	0,7	0,37	0,44	2400
O-xylen	µg/l	<	<	13	<	<	190	<	<	1,2	470
Total BTEX	µg/l	0,67	0	792	0	0	1880,6	2,15	0,58	5,54	6231

- Ikke analyseret
- < Under detektionsgrænsen
- \* Summen af organiske chlorforbindelser må ikke overstige 1 µg/l
- \*\* Summen af BTEX må ikke overstige 10 µg/l

TABEL 4.2 ANALYSERESULTATER, VANDPRØVER, OPLØSNINGSMIDLER FORTSAT

Boring nr.		G 33.1	G 33.2	G 34.1	G 34.2	R 1.1	R 1.1	R 1.2	R 1.2	R 2.1
Udtagningsdato		8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	15.1.99	9.3.99	15.1.99	9.3.99	15.1.99
Filterniveau	m u.t.	7,4-9,4	2,4-4,4	7,2-9,2	2,2-4,2	9-11	9-11	2-4	2-4	8-10
Vinylchlorid	µg/l	<	1025	<	285	<	-	<	-	<
1,1-dichlorethylen	µg/l	<	64	0,33	265	<	-	109	-	0,13
trans 1,2-dichlorethylen	µg/l	<	0,79	<	1,6	<	-	3,4	-	<
cis 1,2-dichlorethylen	µg/l	<	13300	47	34400	0,21	-	209	-	0,39
Total DCE	µg/l	0	13364,79	47,33	34666,6	0,21		321,4		0,52
dichlormethan	µg/l	-	-	-	-	<	<	<	<	<
cis- 1,2 dichlorethan	µg/l	-	-	-	-	-	<	-	<	-
1,1 -dichlorethan	µg/l	-	-	-	-	<	<	<	<	<
Trichlormethan/chloroform	µg/l	<	400	0,49	1100	<	1,8	<	11	<
1,1,1-trichlorethan	µg/l	1,7	1100	19	9600	0,09	1,2	6200	6800	0,38
Trichlorethylen	µg/l	18	94	78	500	0,08	1,6	2400	2000	44
Tetrachlorethylen	µg/l	41	92	28	1200	13	3900	26000	24000	200
Tetrachlormethan	µg/l	0,05	<	<	<	<	0,8	2,1	4,7	<
Total chlorerede	µg/l	60,75	16075,79	172,82	47351,6	13,38	3905,4	34923,5	32815,7	244,9
Benzen	µg/l	<	4,9	2,2	31	<	-	1,2	-	<
Toluen	µg/l	<	3300	0,57	4400	<	-	3	-	<
Ethylbenzen	µg/l	0,99	1100	46	970	<	-	1,9	-	8,6
M- og p-xylen	µg/l	0,22	2900	29	2700	<	-	0,4	-	2,5
O-xylen	µg/l	<	530	1,2	500	<	-	15	-	<
Total BTEX	µg/l	1,21	7834,9	78,97	8601	0		21,5		11,1

- Ikke analyseret
- < Under detektionsgrænsen
- \* Summen af organiske chlorforbindelser må ikke overstige 1 µg/l
- \*\* Summen af BTEX må ikke overstige 10 µg/l

TABEL 4.2 ANALYSERESULTATER, VANDPRØVER, OPLØSNINGSMIDLER FORTSAT

Boring nr. Udtagningsdato		R 2.1 9.3.99	R 2.2 15.1.99	R 2.2 9.3.99	R 3.1 15.1.99	R 3.1 9.3.99	R 3.2 15.1.99	R 3.2 9.3.99	Detektions- grænse	Fyns Amts kvalitets- kriterier
Filterniveau	m u.t.	8-10	3-5	3-5	7,1-9,1	7,1-9,1	3,8-5,8	3,8-5,8		
Vinylchlorid	µg/l	-	14	-	<	-	<	-	0,2	0,2*
1,1-dichlorethylen	µg/l	-	63	-	<	-	109	-	0,1	1*
trans 1,2-dichlorethylen	µg/l	-	6,4	-	<	-	3,4	-	0,1	1*
cis 1,2-dichlorethylen	µg/l	-	3640	-	0,21	-	209	-	0,1	1*
Total DCE	µg/l		3709,4		0,21		321,4			
dichlormethan	µg/l	<	<	<	<	<	<	<	2	1*
cis- 1,2 dichlorethan	µg/l	<	-	18000	-	<	-	750	2	1*
1,1 -dichlorethan	µg/l	<	<	<	<	<	<	<	0,5	*
Trichlormethan/chloroform	µg/l	0,72	760	2100	<	<	<	0,2	0,05	<
1,1,1-trichlorethan	µg/l	1,5	1900	4400	<	0,11	4,5	1,4	0,05	1*
Trichlorethylen	µg/l	30	430	1046	<	0,15	15	240	0,05	1*
Tetrachlorethylen	µg/l	217	510	690	<	0,4	<	1,1	0,05	1*
Tetrachlormethan	µg/l	1	<	3,8	<	<	<	<	0,05	1*
Total chlorerede	µg/l	250,22	7323,4	26239,8	0,21	0,66	340,9	992,7		1*
Benzen	µg/l	-	3	-	<	-	<	-	0,2	1**
Toluen	µg/l	-	1800	-	<	-	<	-	0,2	5**
Ethylbenzen	µg/l	-	1100	-	<	-	0,58	-	0,2	**
M- og p-xylen	µg/l	-	3100	-	<	-	<	-	0,2	5**
O-xylen	µg/l	-	630	-	<	-	<	-	0,2	5**
Total BTEX	µg/l		6633		<		0,58			10**

- Ikke analyseret
- < Under detektionsgrænsen
- \* Summen af organiske chlorforbindelser må ikke overstige 1 µg/l
- \*\* Summen af BTEX må ikke overstige 10 µg/l

TABEL 4.3 ANALYSERESULTATER, AN- OG KATIONER SAMT DIVERSE

Boring nr.		E 2.1	E 4.1	E 5	E 7.1	E 8.1	E 8.2	E 9	E 10	E 11	E 12	G 21.1
Udtagningsdato		7.10.99	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	7.10.98	8.10.98
Filterniveau	m u.t.	10,7-12,7	7,8-9,8	3,5-5,5	7-9	6,8-8,8	1,5-3,5	4,5-7,5	2,5-4,5	1,3-3,3	6-9	10-12
pH		7,5	7,3	7,1	7,4	7,4	7,1	7,1	7,2	7	7,3	7,6
Ledningsevne	mS/m	69	70,7	101	68,4	69,9	98,4	96,4	111	118	85,3	74,7
Calcium	mg/l	120	120	190	120	130	190	190	200	240	150	140
Bicarbonat	mg/l	260	268	373	256	262	451	428	393	358	309	314
Ammonium	mg/l	0,01	0,016	0,78	0,16	0,044	0,77	0,43	1,7	1,2	< 0,0065	0,018
Chlorid	mg/l	33	33	42,5	31,5	32	68	47	58,5	50	40	37
Sulphat	mg/l	98	106	201	99	102	44	146	192	286	112	117
Nitrat	mg/l	<	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	5	0,66	< 0,11	8,2	0,25
Nitrit	mg/l	<	0,011	0,034	< 0,010	0,014	0,061	0,051	0,038	< 0,010	0,13	0,029
Flourid	mg/l	0,2	1	0,72	0,78	0,73	0,76	0,78	0,72	0,78	0,9	0,76
Natrium	mg/l	13	15	20	15	15	27	25	42	22	18	15
Kalium	mg/l	8,2	2,8	4,3	2,6	2,7	2,1	4,1	12	5,7	3,5	3,6
Jern	mg/l	1,1	0,79	3,6	0,53	1,4	5,4	2,1	1,2	0,25	0,02	1
Mangan	mg/l	0,31	0,3	0,85	0,38	0,41	0,53	0,45	0,94	0,71	0,28	0,33
Magnesium	mg/l	11	11	11	11	11	14	12	12	14	13	12
Svovlbriente	mg H2S/l	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	##	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,61

- Ikke opgivet

< Under detektionsgrænsen

# Vandet må ikke være kalk-aggressivt

## Prøven indeholdt suspenderet stof. På baggrund af en visuel vurdering er det skønnet, at svovlbrienteindholdet er under 0,05 mg/l



TABEL 4.3 ANALYSERESULTATER, AN- OG KATIONER SAMT DIVERSE FORTSAT

Boring nr.		G 21.2	G 22.1	G 22.2	G 23.1	G 23.2	G 29.1	G 29.2	G 29.3	G 33.1	G 33.2	G 34.1	G 34.2
Udtagningsdato		8.10.98	8.10.98	8.10.98	9.10.98	9.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98	8.10.98
Filterniveau	m u.t.	5-7	10,5-12,5	5,8-7,8	8-10	4,5-6,5	9,7-11,7	7-9	4-6	7,4-9,4	2,4-4,4	7,2-9,2	2,2-4,2
pH		7,7	7,5	7,5	7	6,7	7,5	7,4	7,3	7,5	7,1	7,5	6,8
Ledningsevne	mS/m	82,6	64,6	80,3	76,2	106	68,9	78,3	93,4	73,7	104	79,5	126
Calcium	mg/l	140	110	150	140	200	130	150	170	140	160	140	210
Bicarbonat	mg/l	424	367	312	330	435	274	287	392	307	463	843	532
Ammonium	mg/l	0,017	0,028	0,0085	0,24	0,27	0,031	0,021	0,37	0,027	0,55	0,078	0,54
Chlorid	mg/l	42	27,5	39	35,5	96,5	31	35,5	63,5	36	77,5	60	99
Sulphat	mg/l	120	91	119	117	72	99	122	96	116	32	110	2
Nitrat	mg/l	3,1	< 0,11	0,3	< 0,11	< 0,11	< 0,11	1,4	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	0,12
Nitrit	mg/l	0,4	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,064	< 0,010	0,094	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	0,036
Flourid	mg/l	0,76	0,58	0,62	0,46	0,46	0,66	0,66	0,68	0,72	0,66	0,66	0,66
Natrium	mg/l	15	15	15	14	32	15	16	33	15	40	16	36
Kalium	mg/l	2,4	2,7	2,7	2,9	2,8	3,1	3,6	3,9	2,5	2,9	2,9	2,7
Jern	mg/l	0,48	0,08	0,07	0,05	0,24	0,32	0,4	1,2	1	0,2	0,17	0,29
Mangan	mg/l	0,18	0,32	0,22	0,57	0,91	0,36	0,18	0,4	0,36	0,85	0,54	0,13
Magnesium	mg/l	13	9,9	13	12	15	11	13	13	11	13	12	15
Svovlbriente	mg H <sub>2</sub> S/l	< 0,05	##	< 0,05	##	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,8	##	< 0,05	##	< 0,05

- Ikke opgivet
- < Under detektionsgrænsen
- # Vandet må ikke være kalk-aggressivt
- ## Prøven indeholdt suspenderet stof. På baggrund af en visuel vurdering er det skønnet, at svovlbrienteindholdet er under 0,05 mg/l

TABEL 4.3 ANALYSERESULTATER, AN- OG KATIONER SAMT DIVERSE FORTSAT

Boring nr.		R 1.1	R 1.2	R 2.1	R 2.2	R 3.1	R 3.2	B 6	Detektionsgrænse	Kvalitetskriterier for drikkevand	
Udtagningsdato		15.1.99	15.1.99	15.1.99	15.1.99	15.1.99	15.1.99	8.10.98		Vejledende værdi	Højest tilladelige værdi
Filterniveau	m u.t.	9-11	2-4	8-10	3-5	7,1-9,1	3,8-5,8	5-7			
pH		7,4	7,2	7,5	7,2	7,5	7,1	7,3	-	7-8	8,5#
Ledningsevne	mS/m	69,5	106	72,1	102	71,1	95,9	91,7	0,12	> 30	-
Calcium	mg/l	120	180	130	170	130	170	170	2	-	-
Bicarbonat	mg/l	266	443	285	532	288	417	374	-	> 100	-
Ammonium	mg/l	< 0,065	0,5	< 0,065	0,15	< 0,065	< 0,065	< 0,0065	0,0065	0,05	-
Chlorid	mg/l	32	72	32	74	32	48	48,5	0,5	50	300
Sulphat	mg/l	108	78	113	4	108	96	91	0,5	50	250
Nitrat	mg/l	< 0,11	19	< 0,11	< 0,11	< 0,11	18	26	0,11	25	50
Nitrit	mg/l	< 0,01	0,2	< 0,010	< 0,010	< 0,01	0,088	< 0,010	0,01	< 0,010	0,1
Flourid	mg/l	0,59	0,71	0,61	0,58	0,61	0,56	0,7	0,1	-	1,5
Natrium	mg/l	17	37	18	41	18	25	21	0,07	20	175
Kalium	mg/l	3,5	13	27	2,8	2,6	3,4	4,2	0,2	-	10
Jern	mg/l	0,15	0,02	0,26	1,6	0,54	0,25	0,04	0,01	0,05	0,2
Mangan	mg/l	0,29	0,01	0,27	0,52	0,37	0,32	0,056	0,005	0,02	0,05
Magnesium	mg/l	10	12	11	12	11	14	13	1	30	50
Svovlbrinte	mg H2S/l	< 0,05	<0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	-	<

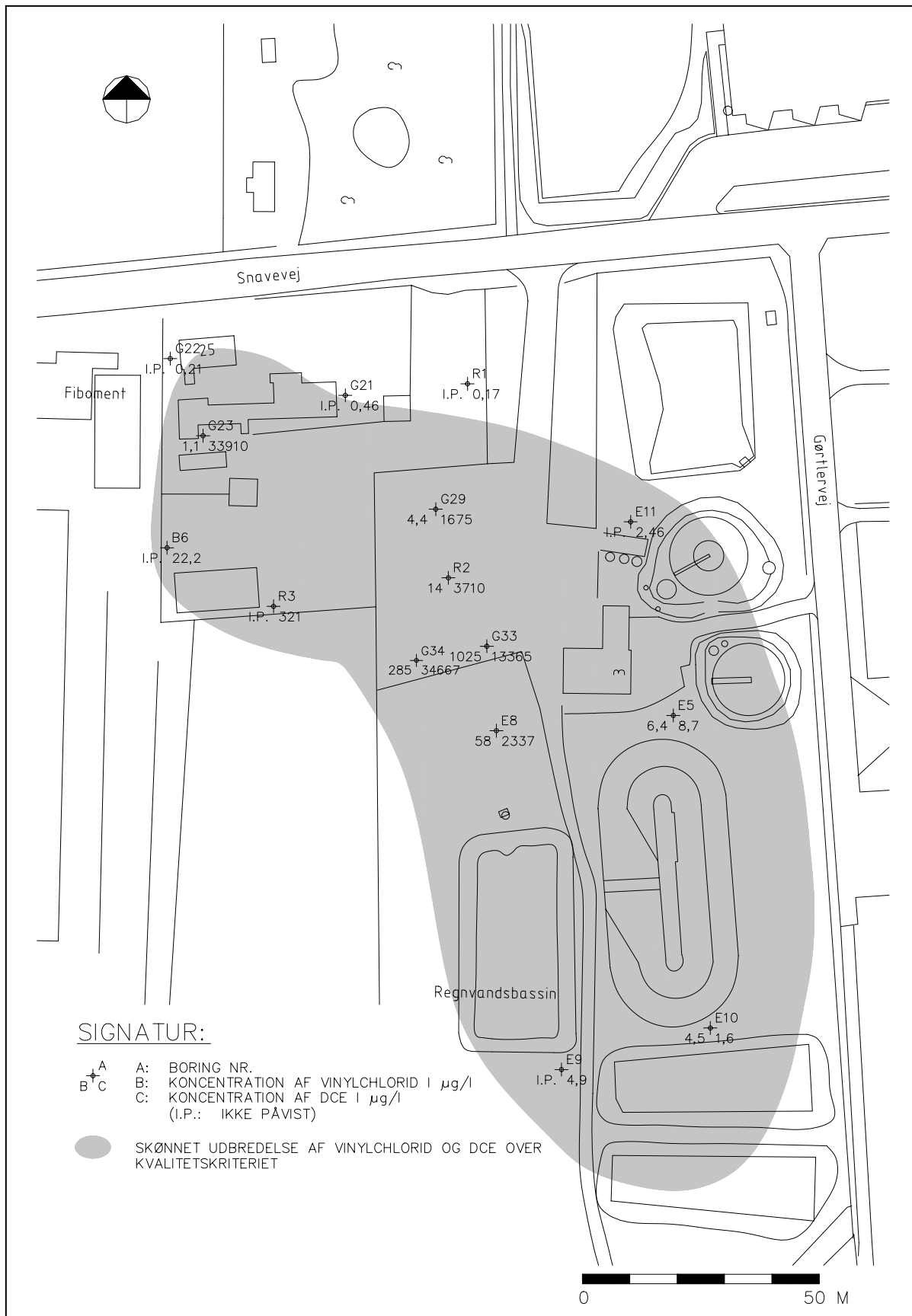
- Ikke opgivet

< Under detektionsgrænsen

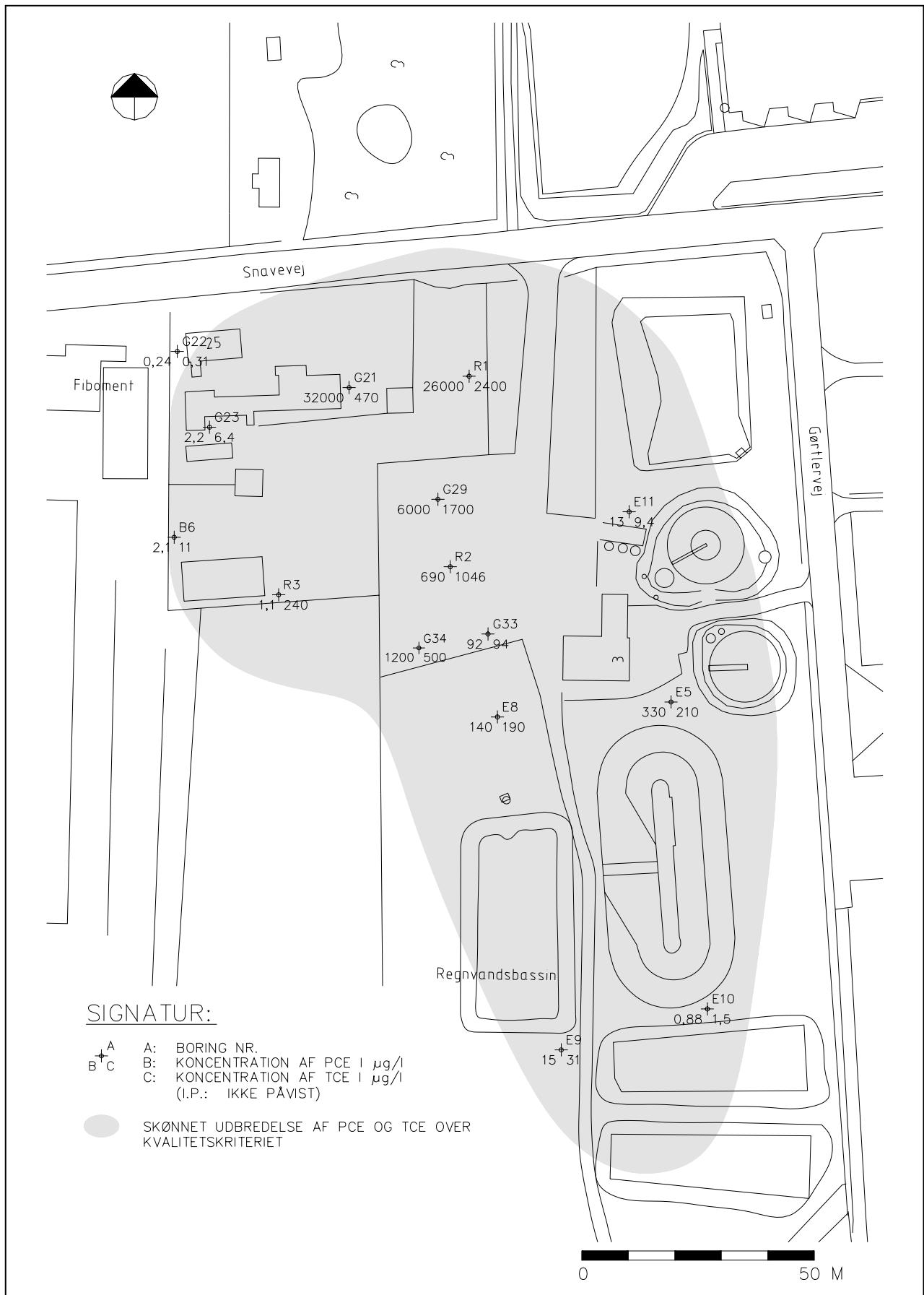
# Vandet må ikke være kalk-aggressivt

Prøven indeholdt suspenderet stof. På baggrund af en visuel vurdering er det skønnet,

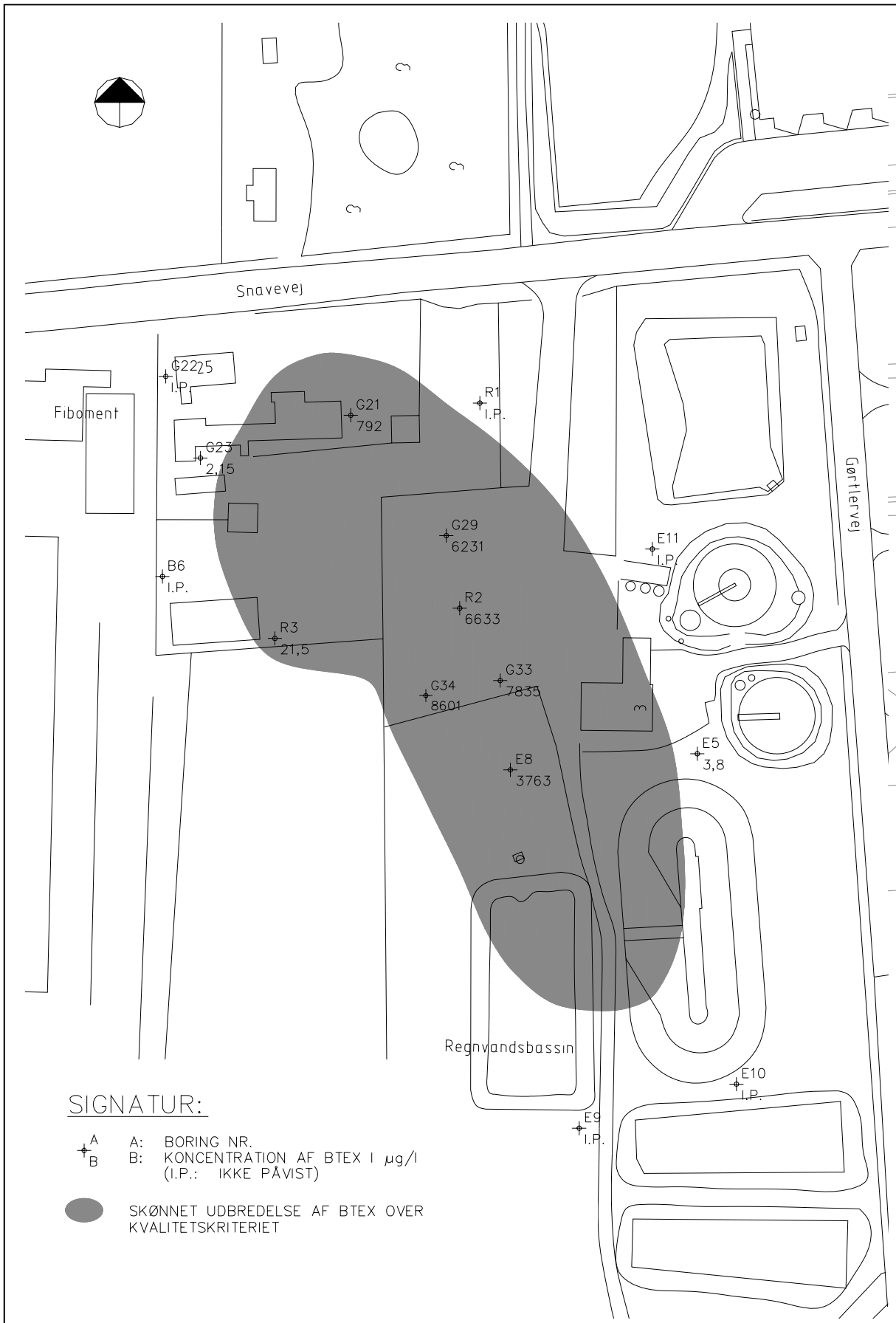
## at svovlbrinteindholdet er under 0,05 mg/l



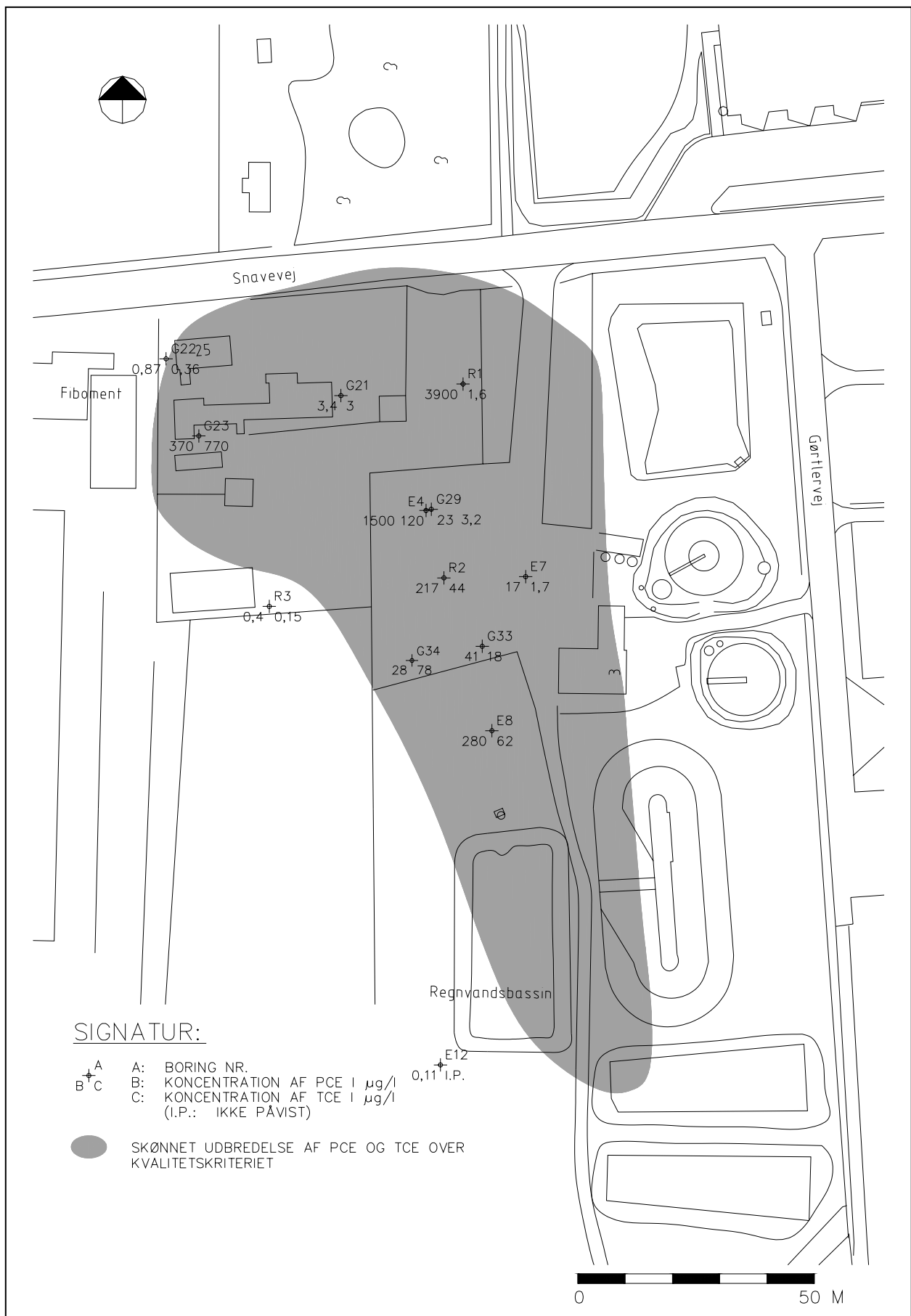
FIGUR 4.3 UDBREDELSE AF FORURENING MED VINYLCHLORID OG DCE I DEN ØVRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET.



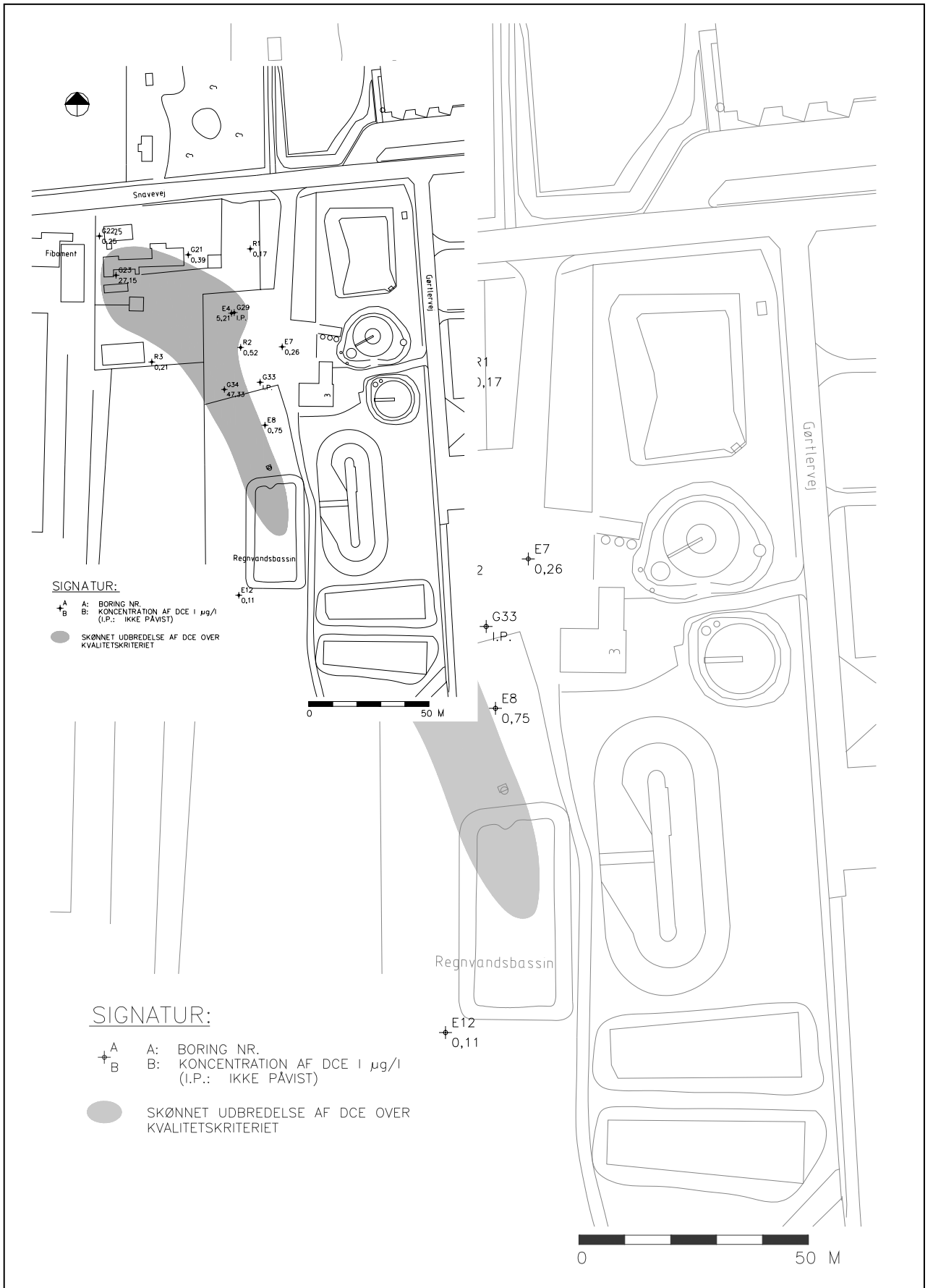
FIGUR 4.4 UDBREDELSE AF FORURENING MED PCE OG TCE I DEN ØVRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET.



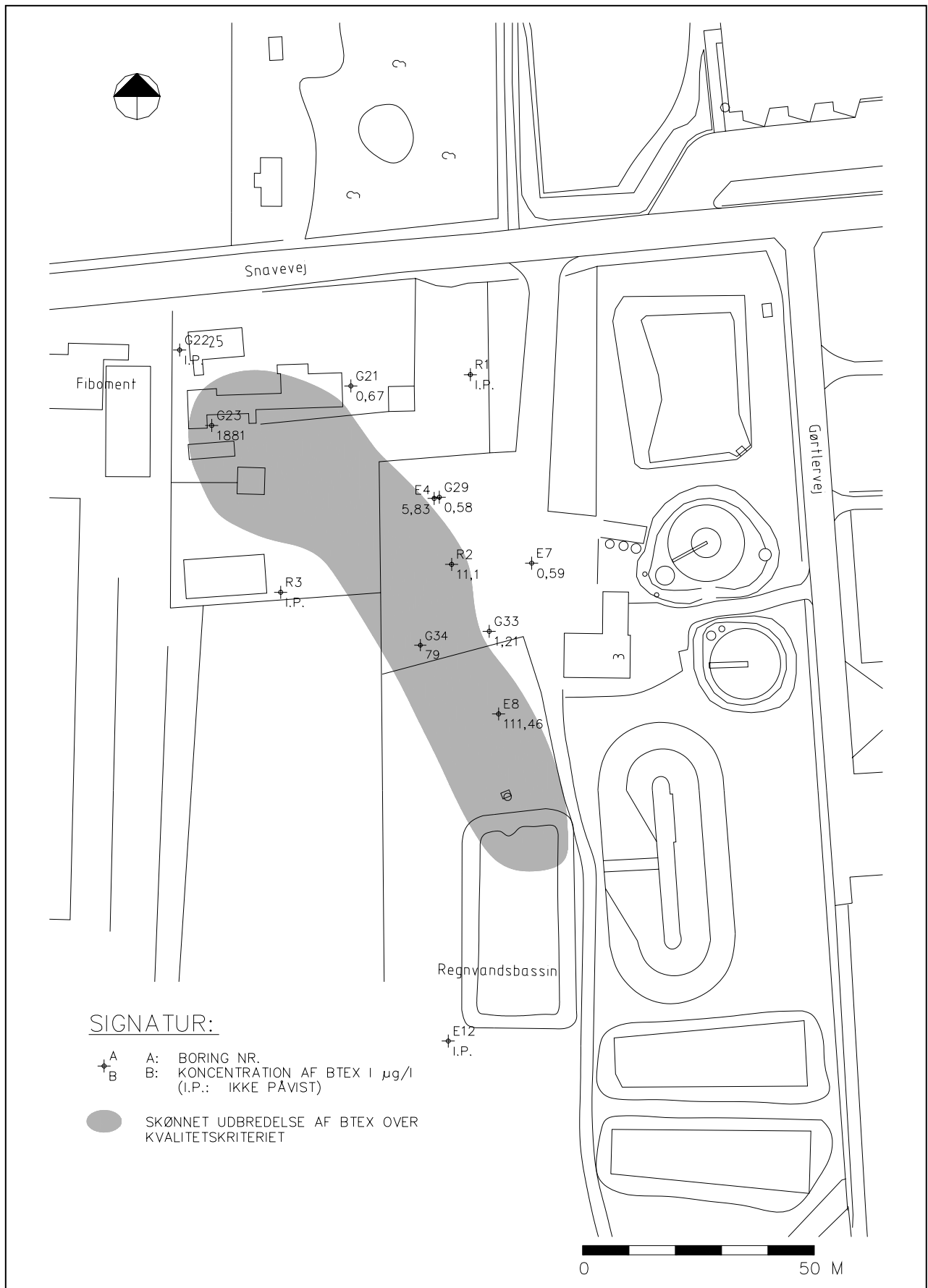
FIGUR 4.5 UDBREDELSE AF FORURENING MED BTEX I DEN ØVRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET.



FIGUR 4.6 UDBREDELSE AF FORURENING MED PCE OG TCE I DEN NEDRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET.



FIGUR 4.7 UDBREDELSE AF FORURENING MED DCE I DEN NEDRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET.



FIGUR 4.8 UDBREDELSE AF FORURENING MED BTEX I DEN NEDRE DEL AF GRUNDVANDSMAGASINET.



*Bilag 5  
Forundersøgelser  
Fremgangsmåde ved udførsel af slugtest  
med Geoprobe rammeboretteknik*

1. Den første boring er udført til en meter under vandspejlet.
2. Boringen er filtersat i den sidste meter med PVC-filter Ø 32 mm.
3. Vandspejlet (til tiden  $t_0$ ) er målt i boringen, efterfølgende er der installeret en datalogger med tryktransducere placeret i bunden af filteret.
4. Loggeren er programmeret til at foretage en måling hver 1 sekund.
5. Et vandvolumen  $Q$ , der svarer til  $804 \text{ cm}^3$  er tilført øjeblikkeligt i boringen vha. en vandbeholder og en ventil. Dette medfører, at vandspejlet er hævet 1 m over det oprindelige niveau.
6. Den digitale dataindsamling er fortsat indtil vandspejlet i boringen er udlignet med dens oprindelige niveau. Dette er kontrolleret manuelt vha. pejlebånd.
7. En ny boring er udført ca. 10 cm fra den første til en dybde på 2 meter under vandspejlet. Her er processen fra punkt 2 til punkt 6 gentaget.
8. Der er fortsat, indtil den ønskede dybde af formationen er testet.

Specielle situationer:

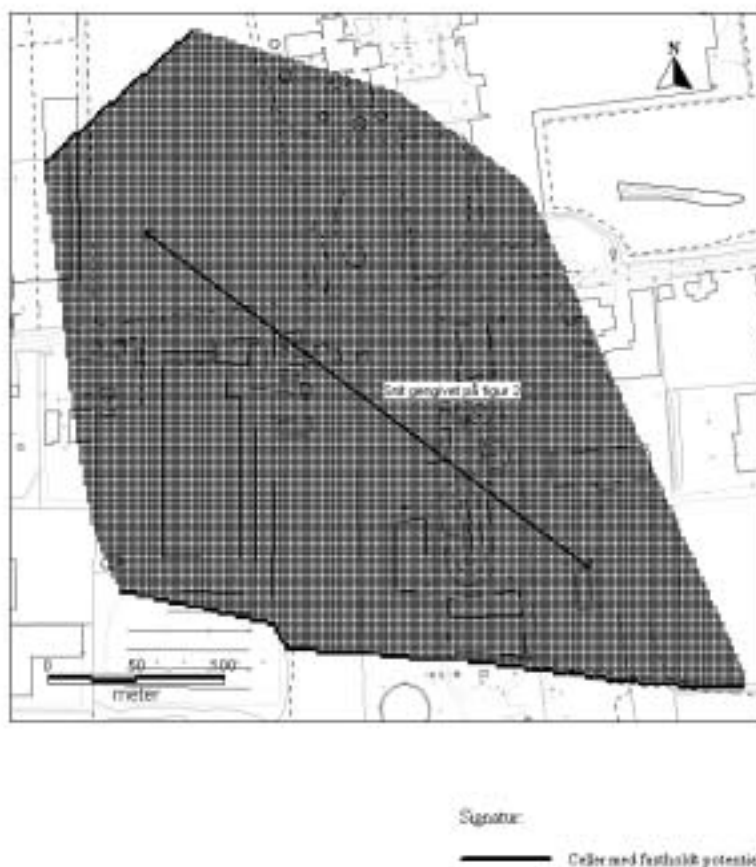
- I situationer, hvor vandspejlet ofte er beliggende ved terræn, er forlængelsesrør tilsluttet til boringen.
- I det tilfælde, hvor vandspejlet er udlignet i boringen på under to dekader (under 100 sekunder), er testen gentaget med et volumen af vand på 4,83 l (1,5 m vandsøjle) i boringen.

De registrerede tids- og vandspejlsdata er herefter anvendt til beretning af den hydrauliske ledningsevne omkring boringens filterinterval. Den rumlige variation af den hydrauliske ledningsevne styrer grundvandsstrømningen og dermed forureningsspredning i grundvandsmagasinerne.



### Grundvandsmodellen

I forhold til de tidligere modeller er modelområdet udvidet mod nordvest for at minimere grænsebetingelsernes indflydelse på modelberegningerne. Det reviderede modelområde er gengivet på figur 1.

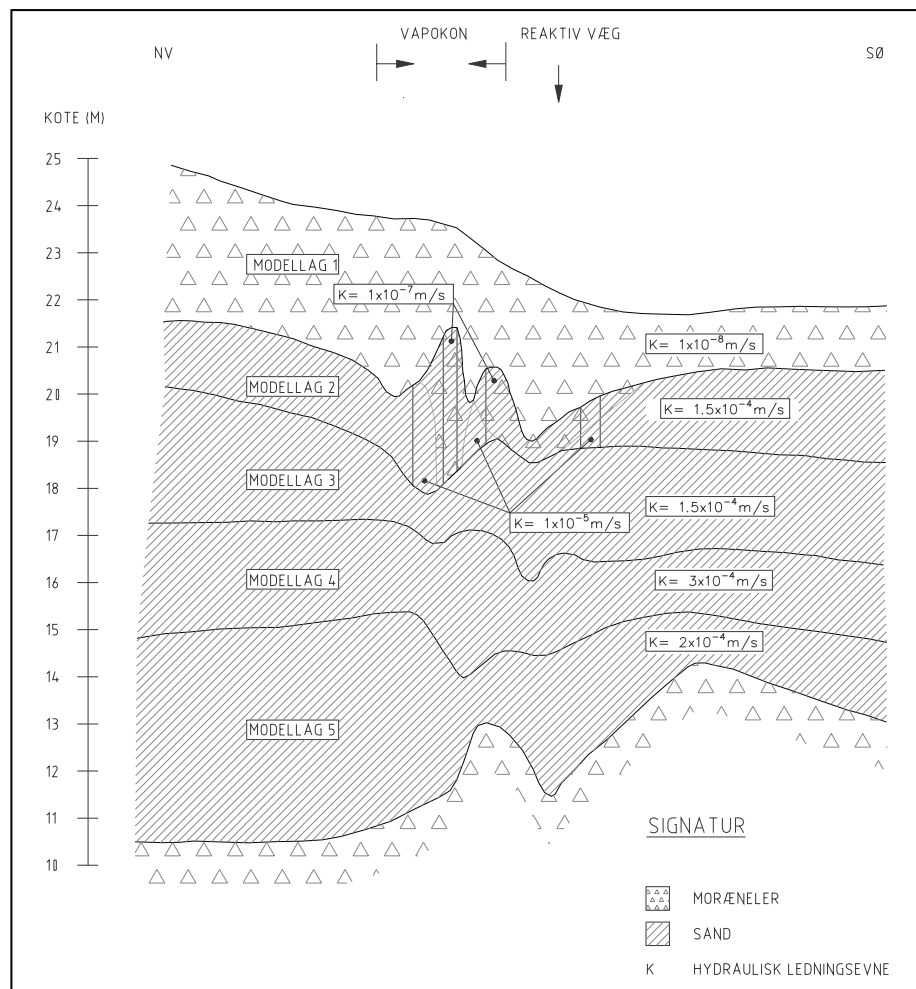


FIGUR 1 MODELOMRÅDE

Ved modelberegningerne er grundvandspotentialet fastholdt langs den nordvestlige rand, idet afværgeforanstaltningerne ved Vapokon ikke vurderes at have indflydelse på grundvandspotentialet i randområdet. Modellens sydlige rand udgøres af Holmebækken. Da der vurderes at være hydraulisk kontakt mellem Holmebækken og det primære grundvandsmagasin i området er grundvandspotentialet langs modellens sydlige rand ligeledes fastholdt. Endelig er modellens øst-, vest- og nordlige rande placeret parallelt med grundvandets strømningsretning således, at der ikke sker vandudveksling på tværs af randen.

For at øge modellens følsomhed er cellestørrelsen nedsat til 2 m i begge horisontale retninger, og antallet af lag er øget til 5, jf. figur 2. De 5 modellag repræsenterer følgende lagfølge:

- Modellag 1 repræsenterer det terrænnære fyld og moræneler.
- Modellag 2 repræsenterer det underliggende moræneler med sandlinser i området omkring den reaktive væg. I den øvrige del af området repræsenterer modellag 2 toppen af det sandlag, der udgør det primære magasin i området.
- Modellag 3 - 5 repræsenterer de sandlag, der udgør det primære magasin. Bunden af modellag 5 er således fastlagt ud fra overgangen til det nedre moræneler i området. De vertikale afgrænsninger mellem modellag 3 - 5 er så vidt muligt fastlagt ud fra ændringer i kornstørrelse, lerindhold og hydraulisk ledningsevne.



FIGUR 2 VERTIKALT SNIT GENNEM MODELOMRÅDET.

De anvendte modelparametre for hvert enkelt lag fremgår af tabel 1. Da modellen udelukkende er anvendt til stationære beregninger, er magasintallet ikke defineret.

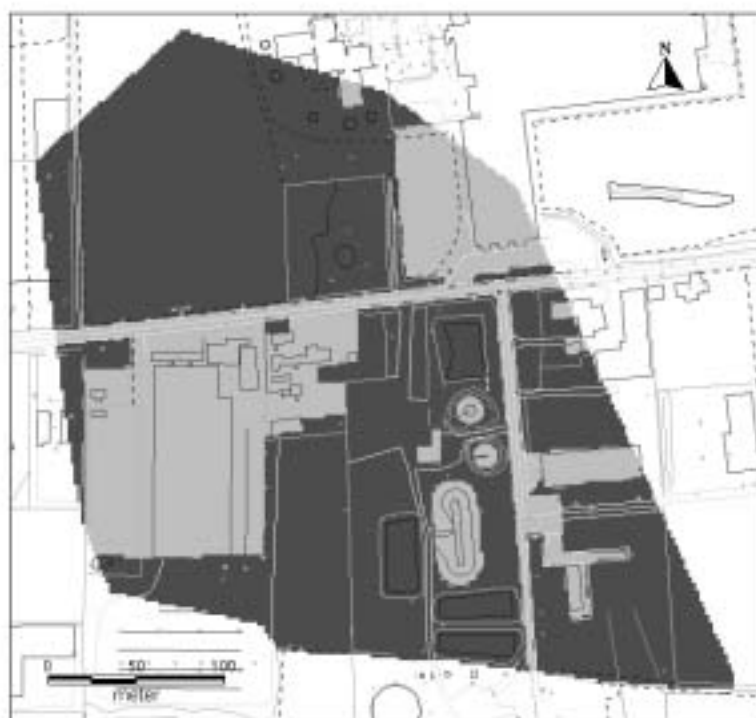
Modellag	Top kote	Bund kote	Geologisk bedømmelse	Porøsitet	Magasin type	Hydraulisk ledningsevne m/s
1	21,5-25,1	17,2-22,8	Fyld og moræneler	0,4	Frit	$1 \times 10^{-8}$
2	17,2-22,8	16,4-20,6	Moræneler med sandstriber	0,4	Frit/ artesiske	$1 \times 10^{-7}$ $1 \times 10^{-5}$
Den øvrige del af området			Sand usorteret	0,35		$1,5 \times 10^{-4}$
3	16,4-20,6	15,3-18,6	Sand fint-mellem	0,35	Frit/ artesiske	$1,5 \times 10^{-4}$
4	15,3-18,6	13,4-15,7	Sand mellem-groft.	0,35	Artesiske	$3 \times 10^{-4}$
5	13,4-15,7	9,5-14,3	Sand mellem	0,35	Artesiske	$2 \times 10^{-4}$

TABEL 1: ANVENDTE MODELPARAMETRE

Den horisontale hydrauliske ledningsevne for det primære magasin er reduceret væsentligt i forhold til den hydrauliske ledningsevne anvendt i de tidligere modeller på  $8 \cdot 10^{-4}$  m/s. Reduktionen er foretaget på baggrund af de udførte slugtests og sigteprøver samt vandbalance vurderinger og revurdering af de tidligere udførte prøvepumpninger. Baggrund for reduktionen i de horisontale hydrauliske ledningsevner er beskrevet nærmere i appendix A.

Der findes ingen målinger af den vertikale hydrauliske ledningsevne. I modellen er anvendt værdier på ca. 1/10 af den horisontale hydrauliske ledningsevne, hvilket erfaringsmæssigt er gældende for materiale aflejret af smeltevand.

Nedsivningen er på baggrund af en overordnet vandbalance for drikkevandsområdet ved Søndersø gengivet i /8/ og /9/ skønnet til 40 mm/år i de ubefæstede dele af modelområdet. I de befæstede dele af området er nedsivningen skønnet til ca. 3 mm/år svarende til udsivningen fra utætte kloakker o. lign. Fordelingen mellem befæstede og ubefæstede arealer fremgår af figur 3.



Signatur:

- Befæstede arealer. Nedbryning 3 m/a
- Ubefæstede arealer. Nedbryning 40 m/a

FIGUR 3 BEFÆSTEDE OG UBEFÆSTEDE AREALER

### Stoftransportmodellen

Den opstillede grundvandsmodel er udvidet med en stoftransportmodel, der kan simulere transport og spredning af stof opløst i grundvandet, men ikke sorption og nedbrydning. Sorption og nedbrydning vurderes at have størst betydning ved transport over længere afstande eller tid. Udeladelsen af disse vurderes derfor ikke at have væsentlig betydning for de beregnede stofkoncentrationen i drænvandet, idet drænet er placeret relativt tæt på kildeområdet, og de højeste koncentrationer i drænvandet forventes umiddelbart efter etableringen af drænet.

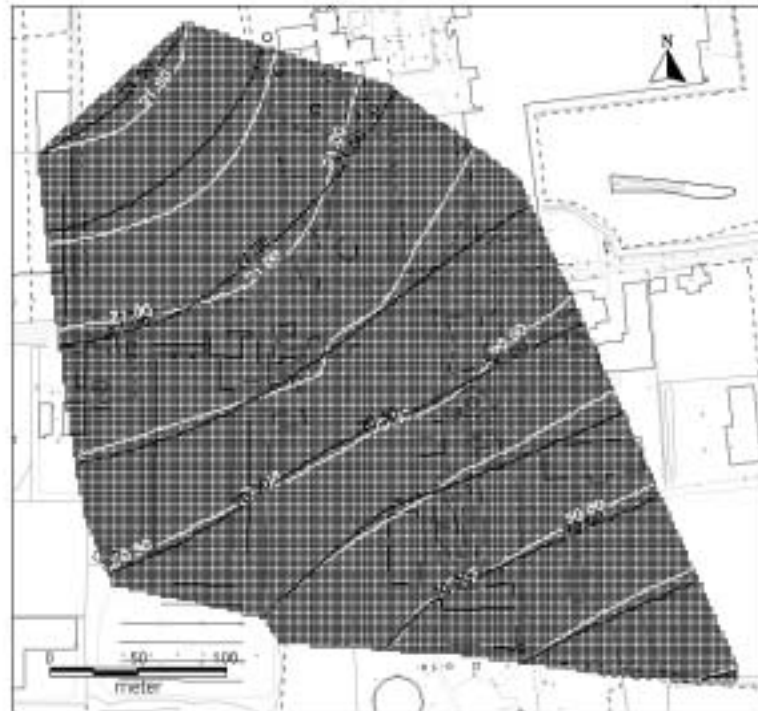
Stofspredningen i modellen sker ved dispersion med nedenstående dispersiviteter (tabel 2)

Modellag	Langsgående dispersivitet	Tværgående horisontal dispersivitet	Tværgående vertikal dispersivitet
1	1,0	0,001	0,05
2	0,5	0,001	0,005
3	0,5	0,001	0,005
4	0,5	0,001	0,005
5	0,5	0,001	0,0005

TABEL 2: DISPERSIVITETER ANVENDT I MODELLEN

## Kalibrering af modellerne

Den opstillede grundvandsmodel er kalibreret med henblik på at opnå en rimelig overensstemmelse mellem de målte grundvandspotentialer i det primære magasin og de modellerede potentialer. Disse fremgår af figur 4.



Signatur  
— Kalibreret grundvandspotentiale  
— Grundvandspotentiale målt d. 9-10-98

FIGUR 4. KALIBRERET GRUNDVANDSPOTENTIALE

Modellen er ligeledes kalibreret med henblik på at opnå en rimelig overensstemmelse mellem beregnet/målte og modellerede værdier af:

- indstrømning til modelområdet
- partikelhastigheden ved den reaktive væg

Disse fremgår af tabel 3. Heraf ses at der er god overensstemmelse mellem beregnet/målt og modelleret partikelhastighed ved den reaktive væg, mens indstrømningen til modelområdet er ca. dobbelt så stor i modellen, som den beregnede værdi. Dette medfører, at der i modellen sker en mindre overestimering af vandmængder og partikelhastighed. Denne overestimering vurderes dog at ligge indenfor usikkerheden på de anvendte modelparametre.

	Beregnet/målt værdi	Modelleret værdi
Indstrømning til modelområdet	27 - 76 m <sup>3</sup> /d	141 m <sup>3</sup> /d
Partikelhastighed ved reaktiv væg	25 - 123 m/år	69 m/år

TABEL 3: OVERENSSTEMMELSE MELLEM BEREGNEDE/MÅLTE OG MODELLERED E VÆRDIER

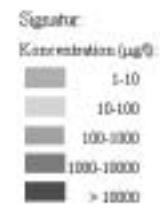
Den opstillede stoftransportmodel er kalibreret med henblik på at opnå en rimelig overensstemmelse mellem målte og modellerede koncentration, udbredelse og mængde af chlorerede komponenter. Kalibreringen er foretaget ved en justering af dispersiviteterne og kildestyrken. Kildestyrken er ved kalibreringen nedsat til 60 kg/år, mens de kalibrerede dispersiviteter fremgår af tabel 2.

Af figur 5 og 6 fremgår udbredelsen af chlorerede komponenter i henholdsvis toppen af magasinet (modellag 3) og bunden af magasinet (modellag 5) efter kalibrering med en simuleringsperiode på 10 år. I tabel 4 er de tilsvarende simulerede koncentrationer af chlorerede opløsningsmidler i en række borer sammenlignet med de målte koncentrationer.

Ved kalibreringen er der lagt størst vægt på at opnå overensstemmelse mellem simulerede og målte koncentrationer i toppen af magasinet omkring Vapokon-grunden, hvor drænet er placeret.

Stoftransportmodellen kan som tidligere nævnt ikke simulere tilførelse af forureningskomponenter ved opløsning af fri fase fra pools beliggende på bunden af magasinet. Det medfører, at modellen underestimerer forureningskoncentrationerne i bunden af magasinet umiddelbart under kildeområdet. Modellen tager endvidere ikke højde for den naturlige nedbrydning af de chlorerede komponenter. Det betyder, at modellen overestimerer koncentrationerne i området syd for den reaktive væg, hvor den naturlige nedbrydning er mest udtalt. Disse uoverensstemmelser vurderes dog ikke at have indflydelse på beregningen af stofkoncentrationen i drænvandet, idet der ved beregningen anvendes de faktiske koncentrationer i magasinet.





FIGUR 5. KALIBRERET UDBREDELSE AF CHLOREREDE KOMPONENTER I TOPPEN AF MAGASINET (MODDELAG 3)



FIGUR 6. KALIBRERET UDBREDELSE AF CHLOREREDE KOMPONENTER I BUNDEN AF MAGASINET (MODELLAG 5)

Boring	Koncentration af chlorerede komponenter (µg/l)				
	Målt	Simuleret i model lag			
		2	3	4	5
B 6	43	179	207		
E 5	582		240	71	
E 7.1	19				154
E 8.2	4195	3575	3910		
E 8.1	348			1026	247
E 9	56		297	257	
E 10	13	1410	1317		
E 12	1.3			36	9
G 21.2	32660		4527		
G 21.1	10				0.4
G 22.2	0.8		0.04	0.00	
G 22.1	1.5				0.00
G 23.2	33921		23409	99	
G 23.1	1677				0.8
G 29.3	10041		5290		
G 29.2	4173			458	
E 4.1	1654			458	
G 29.1	27				
G 33.2	16075	3019			
G 33.1	61				249
G 34.2	47352	4871	5357		
G 34.1	173			1170	255

TABEL 4: MÅLTE OG SIMULEREDE KONCENTRATIONER

## APPENDIX A

Revurdering af den hydrauliske ledningsevne i det primære magasin ved Vapokon.

Ved skitseprojekteringen af reaktiv væg i Søndersø er der anvendt en  $k$ -værdi på 0,0008 m/s og en naturlig strømningshastighed på 387 m/år. Disse værdier virker meget høje, og der skal derfor her gives en vurdering af rimeligheden.

### Vandbalance vurdering

I det følgende er der foretaget et skøn af den hydrauliske ledningsevne på baggrund af et skøn over grundvandstilstrømningen til Vapokon og de tidligere konstaterede grundvandsgradierter og magasintykkelser.

Grundvandstilstrømningen ( $q$ ) til Vapokon er lig med den grundvandsdannelse ( $I_g$ ), som finder sted mellem Vapokon og grundvandsskellet. Dvs.

$$q = I_g \cdot L$$

hvor  $L$  er afstanden fra grundvandsskellet langs en strømningslinie til Vapokon.

På baggrund af et potentialekort for grundvandsstanden /1/ vurderes  $L$  til ca. 5000 m (se figur 1) - usikkerheden på denne vurdering skønnes til +/- 1000 m.

Ifølge Kortlægning og klassificering af grundvandsressourcen i Fyns Amt, /1/, er den totale grundvandsdannelse  $I_g$  i Søndersø 33 mm/år. Usikkerheden på dette skøn vurderes til +/- 10 mm/år.

Grundvandstilstrømningen til Vapokon kan således beregnes til 165 m<sup>3</sup>/år/m på tværs af strømningsretningen, med et usikkerhedsinterval på [92; 258 m<sup>3</sup>/år/m].

Magasinets tykkelse ( $m$ ) er, jf. /2/, mellem 6 og 10 meter på Vapokon med et gennemsnit på ca. 7,5 m. Heraf følger, at filterhastigheden ( $v = q/m$ ) bliver lig 22 m/år med et usikkerhedsinterval på [9; 43] m/år.

Partikelhastigheden af grundvandet er defineret som filterhastigheden divideret med den effektive porøsitet, som er sat til 0,3. Partikelhastigheden bliver således 73 m/år, med et usikkerhedsinterval på [30; 143] m/år.

Ifølge /2/ (figur 5.3 og 5.5) er grundvandets gradient i det primære magasin 5,4 promille, mens gradienten i /3/ (figur 6.10) er 4,7 promille.

Med en middelgradient på 5 promille og en grundvandstilstrømning på 165 m<sup>3</sup>/år/m fås en transmissivitet  $T$  på  $10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s med et usikkerhedsinterval ( $q=92$  til 258) på [ $1,7 \cdot 10^{-3}$ ;  $0,5 \cdot 10^{-3}$ ] m<sup>2</sup>/s.

Ved en magasintykkelse (m) på mellem 6 og 10 meter på Vapokon, med et gennemsnit på ca. 7,5 m, bliver den hydrauliske ledningsevne ( $k = T/m$ )  $1,3 \cdot 10^{-4}$  m/s, med et usikkerhedsinterval på  $[2,8 \cdot 10^{-4}; 0,5 \cdot 10^{-4}]$  m/s.

#### Vurdering af sigteanalyser

RAMBØLL har foretaget 3-4 sigteanalyser af sandmagasinet ved den reaktive væg. Den hydrauliske ledningsevne er vurderet ved hjælp af Takis formel:  $k = 0,01 \cdot d_{10}^2$ , hvor  $d_{10}$  er kornstørrelsen i mm fra sigteanalysen. Herved findes en hydraulisk ledningsevne på mellem  $1,0 \cdot 10^{-4}$  og  $1,7 \cdot 10^{-4}$  m/s med en usikkerhed på ca. 50%.

#### Vurdering af prøvepumpning i 1996

Der er tidligere foretaget en prøvepumpning /2/ med  $5 \text{ m}^3/\text{h}$  fra boring PB1 fra den 21/05/96, kl. 18:54, til den 26/05/96, kl. 14:34. Efterfulgt af en tilbagepejling indtil den 28/05/96, kl. 11:00. Ved PB1 er sænkningen ikke større, end at vandstanden står over top af sandmagasinet under hele prøvepumpningen. Det ses, at der er stor forskel mellem sænkning og stigning - så stor at den ikke kan forklares med fortsat sænkning på grund af prøvepumpningen. Generelt er påvirkningen af grundvandsmagasinet ikke særlig stor, hvilket øger usikkerheden på tolkningen.

Der er ikke taget hensyn til sæsonvariationer ved analyse af prøvepumpningen. Dette kan give anledning til øget usikkerhed, idet der tilsyneladende er en generel sænkning af vandspejlet i perioden. I /3/ er der lagt vægt på resultatet fra stigningen, selvom denne kun har varet i ca. 45 timer, mens sænkningen har varet 116 timer. Resultat for pumpeboringen er givet ved en transmissivitet  $T = 0,0067 \text{ m}^2/\text{s}$  for stigningsperioden og  $T = 0,00373 \text{ m}^2/\text{s}$  for sækningsperioden. En retolkning af sænkningen tyder på  $T = 0,00245 \text{ m}^2/\text{s}$ . Da datagrundlaget er mere sikkert for sænkningerne, er der her taget udgangspunkt i disse, hvilket betyder, at de beregnede transmissiviteter bliver næsten halveret. Det skal bemærkes, at borerne B7 og B8, i modsætning til de andre borer i prøvepumpningen, står i den frie del af grundvandsmagasinet, hvilket her kan vanskeliggøre tolkningen.

#### Vurdering af prøvepumpning på rensningsanlægget

I forbindelse med dimensionering af en grundvandssænkning på rensningsanlægget Snavevej 27 blev der, jf. /3/, foretaget en prøvepumpning i efteråret 1997 med en varighed på 50 minutter. Ved prøvepumpningen blev der overvejende fundet transmissiviteter på mellem  $0,002$  til  $0,003 \text{ m}^2/\text{s}$ . Kun ved boring E7 er der fundet en transmissivitet på  $0,008 \text{ m}^2/\text{s}$ , hvilket forklares med, at grundvandsmagasinet er 10 meter tykt, mens det ved de øvrige borer er ca. 7 meter. Der er dog andre muligheder, idet grundvandsmagasinet er frit eller overgår til at blive frit ved E7, mens det er artetisk ved de øvrige borer. Dette kan forklare, hvorfor sænkningstakten er relativ lav ved E7.

### Vurdering af slugtest

I forbindelse med forundersøgelsen er der udført slugtest på borerne G29, G33 og G34. Tolkningen af disse slugtests fremgår af nedenstående tabel.

Boring	Filter-interval (m u.t.)	Hydraulisk ledningsevne (m/s)
G29	4-5	$1.69 \cdot 10^{-4}$
	5-6	$6.98 \cdot 10^{-5}$
	6-7	$6.66 \cdot 10^{-5}$
	7-8	$3.74 \cdot 10^{-6}$
	8-9	$1.68 \cdot 10^{-4}$
	9-10	$9.48 \cdot 10^{-5}$
	10-11	$3.54 \cdot 10^{-7}$
	11-12	$1.02 \cdot 10^{-7}$
G33	2.5-3.5	$2.43 \cdot 10^{-5}$
	3.5-4.5	$1.33 \cdot 10^{-4}$
	4.5-5.5	$3.12 \cdot 10^{-5}$
	5.5-6.5	$6.61 \cdot 10^{-5}$
	6.5-7.5	$3.86 \cdot 10^{-5}$
	7.5-8.5	$3.01 \cdot 10^{-5}$
G34	7.2-9.2	$2.09 \cdot 10^{-4}$
	2.2-4.2	$2.50 \cdot 10^{-4}$

Det skal bemærkes, at boring G29 er placeret lige ved siden af boring E4, og det derfor må forventes, at de har samme hydrauliske ledningsevne.

### Konklusion

I den gamle model er der anvendt en hydraulisk ledningsevne på  $8 \cdot 10^{-4}$  svarende til en partikelhastighed på 387 m/år ved den reaktive væg, mens vandbalance vurderingen tyder på en hastighed på mellem 30 og 143 m/år med et gennemsnit på 73 m/år.

I nedenstående tabel er der lavet en samstilling af de hydrauliske ledningsevner, som er fremkommet ved anvendelse af de forskellige metoder.

Det ses, at alle de nye metoder giver hydraulisk ledningsevner på mellem 0,00005 og 0,0005 m/s. Undtagelserne er boring E7, B7, og B8, som ikke vurderes at være repræsentative for en naturlig grundvandsstrømning uden oppumpning.

Det konkluderes derfor, at en gennemsnitlig hydraulisk ledningsevne på 0,00025 m/s må anses for at være rimelig for det primære magasin i området omkring Vapokon.

METODE	Transmissivitet m <sup>2</sup> /s	Magasin tykkelse m	Hydraulisk ledningsevne m/s
Tidligere modeller	0,008		0,0008
Vandbalance vurdering	0,001	7,5	0,00005- 0,00028
Sigtekurve vurdering			0,0001 – 0,00017
<b>HOH-prøve- pumpning</b>			
Boring AF1	0,00242	7	0,0003
Boring E8	0,00293	7,3	0,0004
Boring E7	0,00828	8,4	0,0010
Boring AF2	0,00204	7	0,0003
Boring E9	0,00202	7	0,0003
Boring E10	0,00202	7,5	0,0003
<b>B&amp;K-prøve- pumpning</b>			
Boring PB1	0,00245 / 0,00672	7,4	0,0003
Boring B5	0,00310/ 0,00575	9,5	0,0003
Boring B7	/ 0,00573	7,5	
Boring B8	/ 0,00613	8,8	
Boring E4-2	0,00301 / 0,00669	5,7	0,0005
<b>Slugtests</b>			
Boring G29			0,0001
Boring G33			0,00005
Boring G34			0,0001

#### Referencer

/1/ Forslag til udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser.  
Fyns Amt. Maj 1997.

/2/ Vapokon Petrokemisk Værk A/S. Supplerende  
forureningsundersøgelser indenfor Vapokon grunden. Birch &  
Krogboe for Fyns Amt. 1996-07-09.

/3/ Skitseprojekt for reaktiv væg. Vapokon, Søndersø. Fyns Amt. Juli 1998.





### Detailmodel for reaktiv væg

Som model er anvendt finite-element strømningssprogrammet Seep/W.

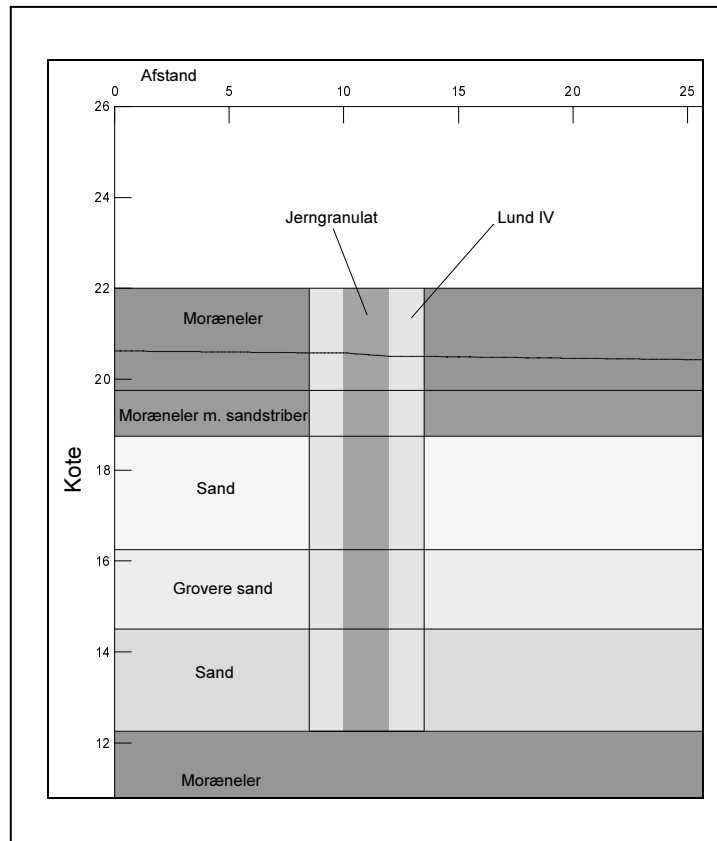
Modellen er opstillet som en 2-D plan vertikal stationær strømningssmodel, hvor randbetingelserne er hentet fra den 3-dimensionelle grundvandsmodel.

Modellen er opstillet som vist i fig. 5.8, idet modellen starter 8 m opstrøms for den reaktive væg og slutter ca. 42 m efter væggen (kun ca. 25 m afbildet). Tykkelsen af den reaktive væg er 0,8 m. Modellen består af 5930 knudepunkter og 5538 celler. Hver celle er 0,50 m (horisontalt) x 0,25 m (vertikalt).

Randbetingelserne er defineret som følgende:

- Lineær flux gennem opstrøms rand defineret ud fra 3-D grundvandsmodel
- Fastholdt tryk ved nedstrøms rand svarende til potentialet fra 3-D grundvandsmodellen
- Impermeabel rand i såvel top som bund af model. Det er her vurderet, at nedbøren ikke har betydning for beregningsresultatet, da bidraget herfra er forsvindende lille, set over tværsnittet, sammenlignet med fluxen på tværs af snittet.

Som vist i figur 1 er de geologiske lag i modellen bygget op som i 3-D grundvandsmodellen. Såvel koter, tykkelse af reaktiv væg samt afstande fremgår af figuren.



FIGUR 1 MODELOPBYGNING AF DETAILMODEL. VÆGBREDDE: 0,8 M.

De benyttede hydrogeologiske parametre fremgår af tabel 1. I forbindelse med bestemmelse af jerngranulatets ledningsevne, er der udført to laboratorieforsøg.

Et forsøg blev udført efter ASTM D5084-90, idet materialets permeabilitet som funktion af spændingsniveauet skulle findes. Resultatet af dette forsøg viste, at materialets permeabilitet stort set var uafhængig af spændingsniveauet. Til gengæld var permeabiliteten af materialet forholdsvis lav (ca.  $1,9 \times 10^{-5}$  m/sek) hvilket gav anledning til yderligere et laboratorieforsøg som en kontrol.

Et nyt permabilitetsforsøg blev udført, idet materialet denne gang blev testet som sand (friktionsmateriale). Dette forsøg viste en permeabilitet på  $1,0 \times 10^{-3}$  m/sek.

For at kunne vurdere betydningen af strømmingen gennem den reaktive væg er der foretaget modelkørsler med både  $1,9 \times 10^{-5}$  m/sek (model 1-3 og 6) og  $1,0 \times 10^{-3}$  m/sek (model 4 og 5) hvilket fremgår af tabel 1.

	Geologi	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4	Model 5	Model 6
		$K_h$ (m/sek)	$K_h$ (m/sek)	$K_h$ (m/sek)	$K_h$ (m/sek)	$K_h$ (m/sek)	$K_h$ (m/sek)
Lag 1	Moræneler	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$
Lag 2	Moræneler m. sandstr.	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-5}$
Lag 3	Sand	$1,5 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-1}$
Lag 4	Sand,groft	$3,0 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$
Lag 5	Sand	$2,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-1}$	$2,0 \times 10^{-1}$
Lag 6	Moræneler	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-8}$
Lund 4	-	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$
Jerngr. <sup>2</sup>	-	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-5}$
Spunsvæg <sup>1</sup>	-	-	-	-	-	$1,0 \times 10^{-10}$	$1,0 \times 10^{-10}$
Vandmængde (m <sup>3</sup> /dg)	-	9	18	27	27	27	9

<sup>1</sup> Ved spunsvæg er forudsat 10 % arealgennemstrømning

<sup>2</sup> En forudsat bredde af jerngranulatet i væggen er sat til 0,80 m.

TABEL 1 FORETAGNE MODELKØRSLER

Forholdet mellem horisontal og vertikal permeabilitet  $K_h/k_v = 1$ .

Porøsitet af henholdsvis sand og jerngranulat er beregnet til 0,25 og 0,67, hvilket er benyttet i modellerne.



## *Bilag 8*

### *Detailprojektering for de reaktive væg*

### *Beregningsprincipper*

Ved beregning af jordtrykket på spunsvæggen er det forudsat, at problemet kan betragtes som plant, hvilket betyder, at der ved vurdering af brudfigurer er antaget, at konstruktionen er uendelig lang. Endvidere er det forudsat, at væggen er lodret, og at samtlige laggrænser er vandrette.

Jordtrykkene er beregnet på grundlag af brudfigurer som beskrevet i /12/ og /13/.

Jordtryksfordelingen er beregnet ved først at beregne jordtryksfordelingen svarende til en drejning af væggen om det øverste understøtningspunkt, hvorefter denne jordtryksfordeling på aktivsiden er transformeret til en ret linie med samme størrelse og angrebspunkt for det totale aktive jordtryk.

I det tilfælde, at de beregnede jordtryk på en del af væggen antager negative værdier, er der set bort fra disse.

Hvor der optræder jordlag, hvor det aktive jordtryk er nul over en del af væggen, udjævnes jordtrykket kun over de dele af væggen, hvor jordtrykket er positivt, undtaget er dog det tilfælde, hvor jordtrykket bliver nul under et trykspring. I sådanne tilfælde er jordtrykket udjævnet hen over trykspringet.

Ved beregning af kræfterne i de enkelte afstivninger afviger beregningsprincippet fra den i /12/ foreslåede metode, idet denne metode ikke opfylder betingelsen om kraft- og momentligevægt for væggen, når jord- og differensvandtryk afviger væsentligt fra en ensformig fordelt belastning.

Afstivningskræfterne og momenterne i væggen er beregnet efter en model, hvor den afstivede væg betragtes som en statisk ubestemt kontinuert bjælke belastet med jord- og differensvandtryk på aktivsiden og med afstivninger samt dele af det passive jordtryk som simple understøtninger.

Ud fra ovenstående beregninger er de maksimale regningsmæssige momenter i spunsen bestemt tillige med de regningsmæssige kræfter i tværafstivningerne.

På baggrund af de fundne kræfter er der foretaget beregninger af de regningsmæssige normal- og forskydningsspændinger i de enkelte konstruktionselementer, disse spændinger er fundet under anvendelse af den klassiske elasticitetsteori.

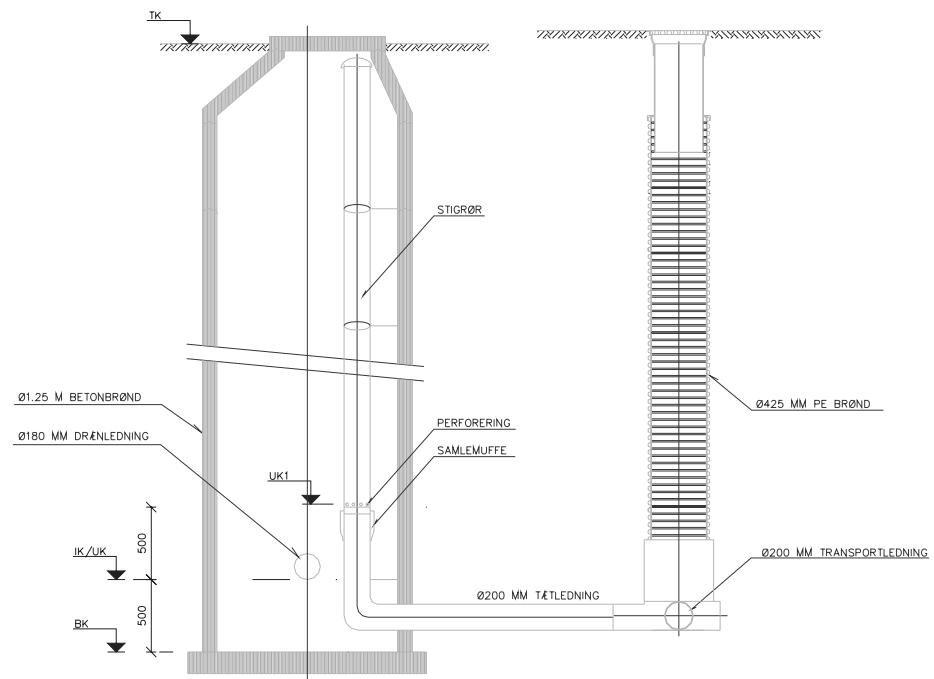


### Dimensionering af dræn

For at opnå så stor fleksibilitet i systemet som muligt er der generelt anvendt meget konservative betragtninger. Med det etablerede system vil det derfor være muligt at afdræne væsentligt mere end forudsat på baggrund af modelberegningerne, samt være muligt at anvende dybere drænniveauer end forudsat.

I dimensioneringen er der anvendt følgende betegnelser :

- DN : Det ønskede drænniveau fundet ved modelberegninger jf. tabel 5.1 i hovedrapporten
- IK/UK : Indløbs- og udløbskote i drænbrønden
- UK1 : Afdræningskoten fra drænbrønden
- BK : Bundkoten



FIGUR 1 PRINCIP I DRÆNBRØND OG SPULEBRØND

I de etablerede dræn vil der optræde et mindre tryktab, i forbindelse med vandtransporten. Med de aktuelle vandmængder vil dette tryktab være ca. 0,02 m. Der vil ligeledes optræde et udløbstab i brønden, samt et indløbstab ved stigrøret. Ud- og indløbstabet er ca. 0,05 m. Det samlede tryktab bliver derved 0,07 m. Der regnes med en sikkerhed på ca. 2, hvorfor det samlede tryktab sættes til 0,15 m.

For at opnå det ønskede drænniveau DN imellem drænbrøndene skal UK1 bestemmes som :

$$UK1 = DN - 0,15 \text{ m.}$$

For at opnå mulighed for eventuelt senere at kunne sænke drænniveauet DN med 0,5 m sættes IK/UK til :

$$IK/UK = DN - 0,15 \text{ m} - 0,5 \text{ m.}$$

Drænbrøndene etableres med et 0,5 m sandfang. Herved fås :

$$BK = IK/UK - 0,5 \text{ m.}$$

Brøndene er leveret med 5 stigrør, med perforeringen UK1 placeret i forskellige niveauer. Der er et niveauspring på 10 cm på UK1 mellem hver stigrør. Ved at skifte stigrør kan drænniveauet, UK1 hæves op til 40 cm. Dette giver mulighed for at regulere på den afdrænedede vandmængde og derved også på den vandmængde der skal ledes igennem den reaktive væg.

#### Slidsebredde

Slidsebredden i drænet er bestemt således, at den er filter stabil over for det sand drænene lægges i. Der opstilles følgende forudsætning :

$$D_{85} \geq \frac{1}{2} \text{ slidse bredde (jf. /14/)}$$

$D_{85}$  er bestemt ud fra sigtekurve fra G22 til 0,5 mm. Herved fås en slidse bredde på 1 mm.

#### Dimensionering af transportledning

Transportledningen er dimensioneret på traditionel vis på baggrund af vandføringsdiagrammer. Der er ligesom ved drænene valgt væsentligt større vandmængder end fundet ved modelberegningen.

Transportledningen er regnet som en cirkulær fuldtløbende ledning, hvor vandføringsevnen er bestemt ud fra et diagram baseret på formlen :

$$v = \frac{Q}{F} = 72 \cdot R^{0,635} \cdot I^{0,5}$$

hvor

Q = Vandføring ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

F = Ledningens tværsnitsareal ( $\text{m}^2$ )

v = Hastigheden ( $\text{m}/\text{s}$ )

R = Reynolds tal (rent tal)

I = Gradienten (rent tal)

Ovenstående er spildevandskomiteens modificering af Colebrooks formel, /17/.



## Dimensionering af pumpebrønd

Pumpebrønde etableres som en ø 1500 betonbrønd. Da der ved dimensioneringen af drænene er forudsat mulighed for at øge vandmængden til ca. 8,5 l/s er dette også anvendt ved pumpestationen. Der er valgt 2 alternerende pumper, der kan klare den dobbelte ydelse. Pumpesumpens højde bestemmes ud fra følgende formel:

$$V = n \cdot \frac{3600}{\left(\frac{1}{T} + \frac{1}{P - T}\right)}$$

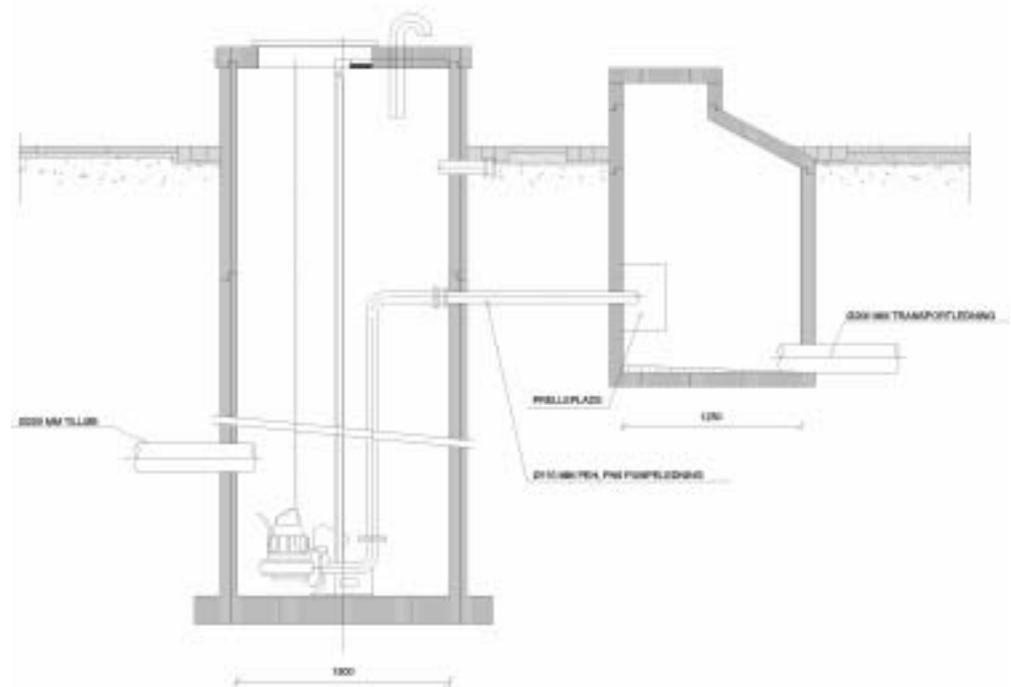
hvor

T = tilstrømning (8,5 l/s)

P = pumpeydelse (17 l/s)

n = antal pumpestarter pr. time (10)

Herved fås et nødvendigt volumen af pumpesumpen på 1,5 m<sup>3</sup>. Med en ø 1500 betonbrønd skal højden af pumpesumpen være 0,85 m. Der vælges 1,0 m.



FIGUR 2 PRINCIP I PUMPEBRØND



*Bilag 10  
Bortgravning af hot-spot,  
analyseresultater og PID-målinger*

**ANALYSERESULTATER FOR KONTROLPRØVER VED BORTGRAVNING AF HOT-SPOT**

Prøve nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	S12	S13	S14	S15	S17
Dybde	m u.t.	1,2	2	0,7	2	1	2	1,8	2,5	1,3	1	1,7	1,5	2	1,3	0,9	1,5
Tørstof	%	85,4	85,4	78	89,2	87,5	88,5	94,9	84,4	85,9	73,7	86,9	85	86,1	87,2	86,9	95,2
<i>Olie/benzinkomponenter</i>																	
Benzen	mg/kg TS	<	<	0,71	<	<	0,23	<	<	<	<	<	<	<	0,23	<	0,23
Toluen	mg/kg TS	0,36	0,42	3000	2,1	0,38	27	<	0,27	3,3	1	1,4	0,11	1,5	3,7	<	120
Ethylbenzen	mg/kg TS	0,14	0,54	1700	0,73	0,25	19	<	0,13	2,3	0,25	0,96	<	0,78	2,3	<	89
m- og p-Xylen	mg/kg TS	0,35	2,2	4900	2,9	1,2	60	<	0,81	9,9	0,72	3,9	0,15	2,5	8,1	<	290
o-Xylen	mg/kg TS	<	0,36	1000	0,41	0,48	15	<	0,29	1,8	0,23	0,53	<	0,63	1,9	<	65
Sum xylener	mg/kg TS	0,35	2,56	5900	3,31	1,68	75	<	1,1	11,7	0,95	4,43	0,15	3,13	10	<	355
Sum BTEX	mg/kg TS	0,85	3,52	10600,71	6,14	2,31	121,23	<	1,5	17,3	2,2	6,79	0,26	5,41	16,23	<	564,23
Total kulbrinter	mg/kg TS	<	10*	34000**	10*	<	250**	<	7,2***	35*	21*	19*	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
<i>Chlorerede opløsningsmidler</i>																	
cis-1,2-DCE	µg/kg TS	9200	1400	48000	6600	840	1200	9200	3900	23000	7800	5100	2200	9400	3400	1400	600
TCA	µg/kg TS	1100	38000	3300	18000	1600	14000	3200	32	130	160	830	3400	9700	7400	100	56000
TCE	µg/kg TS	1800	45000	12000	3200	5500	19000	20000	62	180	3800	87	4800	20000	10000	110	117000
PCE	µg/kg TS	20000	35000	19000	8500	5400	6400	16000	260	430	<	2100	34000	81000	25000	430	122000
Chloroform	µg/kg TS	67	2700	6400	940	2300	1200	3200	8,7	250	60	130	84	1600	2400	7	2600
Tetrachlormethan	µg/kg TS	8,1	60	11	7,5	<	69	11	<	<	<	<	3	<	<	<	370
Sum chlorerede	µg/kg TS	32175,1	122160	88711	37247,5	15640	41869	51611	4262,7	23990	11820	8247	44487	121700	48200	2047	298570
<i>Tungmetaller</i>																	
Bly	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Cadmium	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Kobber	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Zink	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

m u.t. Meter under terræn

TS Tørstof

i.a. Ikke analyseret

□ Angivelse af to resultater er sket i tilfælde hvor dobbeltbestemmelsen afviger mere end 25% fra gennemsnittet, hvilket skyldes inhomogenitet i prøven.

### Som udgangspunkt anvendes kvalitetskriteriet til venstre, der er et humantoksikologisk kvalitetskriterie. Hvis særlige jordbundsforhold gør sig gældende, og der derfor skal tages et økotoxikologisk hensyn, anvendes kvalitetskriteriet til højre.

- Ikke fastsat

\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzinlignende fraktion

\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzin og højerekogende kulbrinter med kogepunkter > 280 °C (n-C16)

\*\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som letflygtige aromatiske kulbrinter

\*\*\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzinlignende fraktion og højerekogende kulbrinter med kogepunkter > 280 °C (n-C16)

■ Kontrolprøve, hvor indholdet overstiger afgravningskriteriet. Bortgravning af forurenede jord er herefter fortsat.

■ Kontrolprøve, hvor indholdet overstiger afgravningskriteriet.

**ANALYSERESULTATER FOR KONTROLPRØVER VED BORTGRAVNING AF HOT-SPOT FORTSAT**

Prøve nr.		21	23	24	25	26	27	28	29	35	36	37	39	41	42	43	44	
Dybde	m u.t.	1,3	1,3	1,5	1	Lasto cont.	Gl. cont.	2	1,5	2,3	0,8	2,3	1,5	2,3	1,5	2,5	1,5	
Tørstof	%	87,2	86,5	87,5	77,5			91,5	88,3	96,4	89,4	95,1	89,2	87,7	86,2	91,7	96,6	
<i>Olie/benzinkomponenter</i>																		
Benzen	mg/kg TS	<	<	<	0,17	i.a.	i.a.	<	<	<	<	<	<	1,4	<	<	<	
Toluen	mg/kg TS	5,8	0,64	<	100	i.a.	i.a.	1,7	0,95	<	<	0,1	0,35	150	310	87	0,84	
Ethylbenzen	mg/kg TS	5,4	0,51	0,14	100	i.a.	i.a.	17	0,49	0,12	<	<	0,14	94	220	150	1,4	
m- og p-Xylen	mg/kg TS	19	2,1	0,4	300	i.a.	i.a.	63	3,1	0,11	<	0,24	0,8	280	650	490	5,7	
o-Xylen	mg/kg TS	4	0,46	0,31	61	i.a.	i.a.	14	0,53	<	<	<	0,13	58	140	83	1,1	
Sum xylener	mg/kg TS	23	2,56	0,71	361	i.a.	i.a.	77	3,63	0,11	<	0,24	0,93	338	790	573	6,8	
Sum BTEX	mg/kg TS	34,2	3,71	0,85	561,17	i.a.	i.a.	95,7	5,07	0,23	<	0,34	1,42	583,4	1320	810	9,04	
Total kulbrinter	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	5400****	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	7,6	1700	3600	3600	260	
<i>Chlorerede opløsningsmidler</i>																		
cis-1,2-DCE	µg/kg TS	15000	14000	18000	186000	i.a.	i.a.	4800	4400	110	1000	340	1500	3300	2800	9400	790	
TCA	µg/kg TS	13000	28000	260	6100	i.a.	i.a.	1600	1000	800	1100	1000	9000	60000	130000	16000	920	
TCE	µg/kg TS	8500	1400	140	23000	i.a.	i.a.	1100	130	380	180	180	1200	130000	210000	39000	2200	
PCE	µg/kg TS	6800	3300	1300	111000	i.a.	i.a.	3100	620	890	920	1400	11000	5800	470000	200000	6600	
Chloroform	µg/kg TS	420	1400	60	2600	i.a.	i.a.	35	28	130	65	43	360	840	4100	800	640	
Tetrachlormethan	µg/kg TS	<	<	<	180	i.a.	i.a.	<	<	2,2	<	<	2,1	170	440	33	14	
Sum chlorerede	µg/kg TS	43720	48100	19760	328880	i.a.	i.a.	10635	6178	2312,2	3265	2963	23062,1	200110	817340	265233	11164	
<i>Tungmetaller</i>																		
Bly	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	16	3200/1900□	120	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	
Cadmium	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	<	1,2	<	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	
Kobber	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	21	450	27	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	
Zink	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	39	1200	94	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	

m u.t. Meter under terræn

TS Tørstof

i.a. Ikke analyseret

□ Angivelse af to resultater er sket i tilfælde hvor dobbeltbestemmelsen afviger mere end 25% fra gennemsnittet, hvilket skyldes inhomogenitet i prøven.

### Som udgangspunkt anvendes kvalitetskriteriet til venstre, der er et humantoksikologisk kvalitetskriterie. Hvis særlige jordbundsforhold gør sig gældende, og der derfor skal tages et økotoxikologisk hensyn, anvendes kvalitetskriteriet til højre.

- Ikke fastsat

\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzinlignende fraktion

\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzin og højerekogende kulbrinter med kogepunkter > 280 °C (n-C16)

\*\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som letflygtige aromatiske kulbrinter

\*\*\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzinlignende fraktion og højerekogende kulbrinter med kogepunkter > 280 °C (n-C16)

■ Kontrolprøve, hvor indholdet overstiger afgravningskriteriet. Bortgravning af forurenet jord er herefter fortsat.

■ Kontrolprøve, hvor indholdet overstiger afgravningskriteriet.

**ANALYSERESULTATER FOR KONTROLPRØVER VED BORTGRAVNING AF HOT-SPOT FORTSAT**

Prøve nr.		Spr. 45	Spr. 46	Spr. 47	Spr. 49	Spr. 50	Spr. 51	Spr. 52	Spr. 57	Spr. 58	Spr. 59	Spr. 60	B16	Detektions- grænse	Fyns Amts afgravnings- kriterier
Dybde	m u.t.	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1	-	-
Tørstof	%	87,1	86,3	85,8	91,3	88,5	88,2	87,9	84,6	85,5	87,9	89	85	-	-
<i>Olie/benzinkomponenter</i>															
Benzen	mg/kg TS	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,10	-
Toluen	mg/kg TS	1,5	2,4	0,17	<	0,53	0,67	<	0,68	3,6	<	<	88	0,10	-
Ethylbenzen	mg/kg TS	0,8	2,6	<	0,36	19	1,5	<	0,64	2,5	<	<	160	0,10	-
m- og p-Xylen	mg/kg TS	3,3	9	0,4	0,35	76	7,6	0,31	2,6	11	<	<	540	0,10	-
o-Xylen	mg/kg TS	0,63	2,1	0,1	3,5	12	1,8	0,11	0,49	2	<	<	110	0,10	-
Sum xylen	mg/kg TS	3,93	11,1	0,5	3,85	88	9,4	0,42	3,09	13	<	<	650	0,20	-
Sum BTEX	mg/kg TS	6,23	16,1	0,67	4,21	107,53	11,57	0,42	4,41	4,41	<	<	898	0,50	100
Total kulbrinter	mg/kg TS	21	94	4,4	650	970	32	17	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	7,0	-
<i>Chlorede opløsningsmidler</i>															
cis-1,2-DCE	µg/kg TS	14000	5200	12000	400	160	800	2400	<	<	1000	1100	19000	2,0	-
TCA	µg/kg TS	3000	2300	900	3100	150	560	1500	<	<	1900	37	1700	0,30	-
TCE	µg/kg TS	<	<	<	250	<	<	<	3,4	2,3	12000	110	14000	1,0	-
PCE	µg/kg TS	350	1500	54	27000	770	720	200	45	570	13000	490	50000	0,40	-
Chloroform	µg/kg TS	350	110	33	2600	10	100	64	27	130	2400	<	1800	5,0	-
Tetrachlormethan	µg/kg TS	4000	6300	1000	1E+05	499000	1700	1900	<	<	11	<	<	1,0	-
Sum chlorede	µg/kg TS	21700	15410	13987	1E+05	500090	3880	6064	75,4	702,3	30311	1737	86500	9,7	50000
<i>Tungmetaller</i>															
Bly	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	1,7	40
Cadmium	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	20,3	0,5
Kobber	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	2,3	500/200###
Zink	mg/kg TS	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	1,4	500/100###

m u.t. Meter under terræn

TS Tørstof

i.a. Ikke analyseret

□ Angivelse af to resultater er sket i tilfælde hvor dobbeltbestemmelsen afviger mere end 25% fra gennemsnittet, hvilket skyldes inhomogenitet i prøven.

### Som udgangspunkt anvendes kvalitetskriteriet til venstre, der er et humantoksikologisk kvalitetskriterie. Hvis særlige jordbundsforhold gør sig gældende, og der derfor skal tages et økotoksikologisk hensyn, anvendes kvalitetskriteriet til højre

- Ikke fastsat

\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzinlignende fraktion

\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzin og højerekogende kulbrinter med kogepunkter > 280 °C (n-C16)

\*\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som letflygtige aromatiske kulbrinter

\*\*\*\* Kulbrinteindholdet er identificeret som benzinlignende fraktion og højerekogende kulbrinter med kogepunkter > 280 °C (n-C16)

■ Kontrolprøve, hvor indholdet overstiger afgravningskriteriet. Bortgravning af forurenet jord er herefter fortsat.

■ Kontrolprøve, hvor indholdet overstiger afgravningskriteriet.

PID-MÅLINGER AF HÅNDBORINGER IND UNDER ADMINISTRATIONSBYGNINGEN.

Dybde	Håndboring HB1	Håndboring HB2
[m. ind i gravefront]	PID	PID
0,5	60	40
1,0	32	50
1,5	28	61
2,0	30	61
2,5	23	50





*Bilag 11*  
*Moniteringsboringer og brønde*

Borings-/brøndsnavn	Bemærkninger
M1	
M2	
M3	Filter 2 er ødelagt 1,45 m u.t.
M4	
M5	Blindrør ikke intakt
M6	I september 2000 blev det observeret at røret til filter 1 er skævt.
M7	Blindrør i filter 2 er knækket 1,3 m u.t.
M8	
M9	
M10	
M11	Dækket under entreprenørarbejde, derfor ikke medtaget i december 2000. Fritlagt og beskyttelse ført til terræn i februar 2001.
M12	
M13	
M14	
M15	
M16	
M17	
M18	
M19	
M20	Eableret i april 2001
M21	Eableret i april 2001
M22	Eableret i april 2001
E1	
E2	
E5	
E8	
E9	
E10	
E11	
E12	
B3	Denne boring blev lokaliseret og sikret ifbm. anlægsarbejdet. Pejlet første gang i den ekstra pejlerunde udført i februar 2001
B5	Dækket under entreprenørarbejde. Ikke medtaget i december-monitoringen 2000. Fritlagt og beskyttelse ført til terræn i februar 2001.
B8	Målepunkt hævet 0,72 m i december 2000, idet beskyttelse er hævet ifbm. anlægsarbejde. Fra april 2001 har denne boring ikke været tilgængelig pga. at den nuværende genbrugsplads har en container stående ovenpå.
R1	
R2	
R3	
Brønd 1	I december 2000 bliver det observeret, at brønd 1 ser ud til at være hævet i forbindelse med anlægsarbejde. Denne er derfor omnivelleret.
Brønd 2	
Brønd 3	
Brønd 4	
Brønd 5	
Brønd 6	
Brønd 7	

*Bilag 12*  
*Monitering*  
*Bemærkninger i forbindelse med vandprøvetagningen*

Placering	Målepunkt	Bemærkninger til
Opstrøms	B5	
Opstrøms	R1	
Opstrøms	R3	
Opstrøms	Dræn	Udtaget fra pumpebrønd
Før væg	M8	<u>September 2000:</u> Filter 2: Prøve let uklar med lugt. Filter 3: Prøve let uklar med lugt.
Før væg	M9	<u>September 2000:</u> Filter 3: Prøve let uklar grålig
Før væg	M10	<u>September 2000:</u> Filter 2: Prøve let uklar grå. Filter 3: Prøve uklar grå med lugt. <u>September 2001:</u> Filter 1: Prøve uklar, siltet, gruset. Filter 3: Prøve uklar, siltet, gruset og med lugt
Før væg	M11	<u>September 2000:</u> Filter 2: Prøve let uklar. Filter 3: Prøve uklar grå med lugt.
I væg	M1	
I væg	M2	<u>September 2000:</u> Filter 1: Jernspåner og sand i vand, prøve uklar. Filter 2: Jernspåner i vand, lille vandtilstrømning. Filter pumpet tør. Prøvetagning ikke udført dokumenteret. <u>September 2001:</u> Filter 1: Prøve klar men med jernspåner. Filter 2: Vandprøve uklar
I væg	M3	<u>Februar/marts 2000, september 2000, september 2001:</u> Ingen prøve fra filter 2, spærre ca. 1,45 m.u.t.
I væg	M4	<u>September 2000:</u> Filter 1: Prøve gråsort med lugt. Ca. 7 m.u.t. er der en spærre, kan ikke få pumpe forbi dette punkt og ned i 8 m.u.t. Filter 2: Prøve let gråsort. <u>September 2001:</u> Filter 2: Prøve grå. Filter 3: Prøve uklar og grå.
I væg	M5	<u>Februar/marts 2000:</u> Filter 3: Prøve er utaget med engangsvandhentet, da det ikke var muligt at få MP-1-pumpe i blindrøret. Forpumpet ved udtagning af 25.l. <u>September 2000:</u> Filter 1: Prøve uklar gråsort. Filter 2: Jernspåner i vand, prøve uklar med lugt <u>September 2001:</u> Filter 2: Jernspåner i prøve

I væg	M6	
I væg	M7	<p>Februar/marts 2000:  Filter 1: Ingen prøve, da der sidder en vandhenter fast. Filter 2: Ingen prøve, da blindrør er knækket 1,3 m u.t.  September 2000:  Filter 2: Spærre 1,3 m.u.t. prøvetagning med MP-1 opgivet. Forsøg med whale pumpe. Pumpe brændt af pga. jernspåner i vand. Ingen prøvetagning.  September 2001:  Filter 1: Prøve sort.</p>
Efter væg	M12	<p><u>September 2000:</u>  Filter 2: Prøve let uklar grå. Filter 3: Prøve let uklar grå</p>
Efter væg	M13	<p><u>September 2000:</u>  Filter 2: Prøve let uklar grå. Filter 3: Prøve uklar grå</p>
Efter væg	M14	<p><u>September 2000:</u>  Filter 2: Prøve let uklar, lugt. Filter 3: Prøve uklar grå.  <u>September 2001:</u>  Filter 3: Prøve uklar og grå.</p>
Efter væg	M15	<p><u>September 2000:</u>  Filter 1: Prøve let uklar, lugt. Filter 2: Prøve let uklar, lugt.  Filter 3: Prøve let uklar, lugt.</p>
Nedstrøms	M16	<p><u>Februar /marts 2000:</u>  Der er ikke udtaget vandprøve fra boring M16, idet der stod overfladevand op over blindrørsafslutningerne</p>
Nedstrøms	M17	
Nedstrøms	M18	
Nedstrøms	M19	
Nedstrøms	E10	
Nedstrøms	E11	
Nedstrøms	E12	
Recipient	Regnvandsbassin	
Recipient	Tilløb til Holmebækken	
Recipient	I Holmebækken	

*Bilag 13*  
*Monitering*  
*Analysepakker- og parametre*

	Stofgruppe	Parametre	Detektionsgrænse Indledende monitering	Detektionsgrænse Øvrige moniteringer
Analysepakke 1	Chlorerede opl.	cis-1,2-dichlorethylen Chloroform 1,1,1-trichlorethan Tetrachlormethan Trichlorethylen	1 µg/l	0,02-0,1 µg/l
	Aromatiske opl.	Benzen Toluen Ethylbenzen m- og p-xylen o-xylen	1 µg/l	0,02-0,04 µg/l
Analysepakke 2	Chlorerede opl.	Tetrachlorethylen Trichlorethylen Tetraclormethan Trichlormethan 1,1,1-trichlorethan	1 µg/l	0,02-0,1 µg/l
	Nedbrydningsprod.	Vinylchlorid 1,1-Dichlorethylen trans- 1,2- dichlorethylen cis-1,2-dichlorethylen Dichlormethan cis-1,2-dichlorethan 1,1-dichlorethan	1 µg/l	0,01-0,02 µg/l Dichlormethan: 2-5 µg/l
	Aromatiske opl.	som analysepakke 1		
	An- og kationer	Calcium Magnesium Ammonium Natrium Kalium Jern Mangan Bicarbonat Chlorid Sulphat Nitrat Nitrit Flourid	2 mg/l 1 mg/l 0,005 mg/l 0,05 mg/l 0,2 mg/l 0,01 mg/l 0,005 mg/l - 0,5 mg/l 0,5 mg/l 0,1 mg/l 0,01 mg/l 0,1 mg/l	0,5 1 0,005 1 0,2 0,01 0,005 3 0,5 0,5 0,05 0,01 0,1
	Diverse	pH Ledningsevne Svovlbrinte	- 0,1 mS/m 0,05 mg /l	- -* 0,02 mg /l*
Analysepakke 3	Chlorerede opl.	som analysepakke 2		
	Nedbrydningsprod.	som analysepakke 2		
	An- og kationer	som analysepakke 2		
	Diverse	som analysepakke 2		
Analysepakke 4	Chlorerede opl.	som analysepakke 2		
	Nedbrydningsprod.	som analysepakke 2		
	Aromatiske opl.	som analysepakke 2		
	Diverse	som analysepakke 2		

\* Udført som feltanalyser



*Bilag 14  
 Monitering  
 Strømningshastighed gennem den reaktive væg, marts 2000*

<b>Snit</b>	<b>Filter</b>	<b>Beregnet gradient</b>	<b>Målt hydraulisk ledningsevne  m/s</b>	<b>Porøsitet</b>	<b>Porevandshastighed  m/s</b>	<b>m/år</b>
M8-M1-M15	1	0,0114691	2,40E-04	0,5	5,51E-06	174
M8-M1-M15	2	0,0206052	1,05E-04	0,5	4,33E-06	136
M8-M1-M15	3	0,002788	3,60E-04	0,5	2,01E-06	63
M9-M2-M3-M14	1	0,0888087	7,09E-05	0,5	1,26E-05	397
M9-M2-M3-M14	2	-	-	0,5	-	-
M9-M2-M3-M14	3	0,0379593	5,05E-04	0,5	3,83E-05	1209
M10-M5-M6-M13	1	0,023176	1,08E-04	0,5	4,98E-06	157
M10-M5-M6-M13	2	0,0269506	6,08E-05	0,5	3,27E-06	103
M10-M5-M6-M13	3	-	-	0,5	-	-
M11-M7-M12	1	-	-	0,5	-	-
M11-M7-M12	2	-	-	0,5	-	-
M11-M7-M12	3	0,0009375	5,20E-04	0,5	9,75E-07	31
Noter: - ikke fastlagt						





Hydraulisk ledningsevne i og omkring den reaktive væg

	Boring	Filter nr.	Hydraulisk ledningsevne marts 2000 (m/s)	Hydraulisk ledningsevne sep. 2000 (m/s)	Hydraulisk ledningsevne sep. 2001 (m/s)
Før væg	M08	1	1,75E-04	1,89E-04	*
		2	1,15E-04	1,35E-04	*
		3	2,85E-05	3,50E-05	*
	M09	1	2,35E-04	2,40E-04	*
		2	1,40E-04	1,60E-04	*
		3	1,35E-05	2,00E-05	*
	M10	1	1,75E-04	1,75E-04	*
		2	1,10E-04	1,30E-04	*
		3	1,09E-04	1,30E-04	*
	M11	1	1,75E-04	1,85E-04	*
		2	1,50E-04	1,80E-04	*
		3	9,00E-05	1,25E-04	*
I væg, forkant	M02	1	2,40E-04	8,30E-06	8,90E-06
		2	1,05E-04	1,80E-06	6,00E-07
		3	3,60E-04	4,00E-04	4,00E-04
	M05	1	5,70E-06	6,00E-05	1,80E-05
		2	3,80E-06	7,50E-06	2,20E-06
		3	4,30E-04	4,00E-04	3,20E-04
I væg, midt	M01	1	2,40E-04	1,60E-04	1,15E-04
		2	1,05E-04	5,50E-05	1,80E-05
		3	3,60E-04	4,70E-04	4,20E-04
	M04	1	6,50E-06	5,60E-06	1,90E-06
		2	6,10E-06	5,40E-06	2,10E-06
		3	6,65E-04	5,60E-04	4,10E-05
	M07	1	*	7,80E-06	4,90E-06
		2	*	5,90E-04	*
		3	5,20E-04	1,25E-04	9,00E-05
I væg, bagkant	M03	1	1,36E-04	1,01E-04	1,01E-04
		2	*	1,18E-05	*
		3	5,80E-04	5,40E-04	5,50E-04
	M06	1	1,25E-04	1,25E-04	9,50E-05
		2	1,02E-04	7,50E-05	6,30E-05
		3	*	*	4,75E-04
Efter væg	M12	1	2,40E-04	2,40E-04	*
		2	2,00E-04	2,00E-04	*
		3	1,35E-04	1,85E-04	*
	M13	1	1,95E-04	2,50E-04	*
		2	1,35E-04	1,30E-04	*
		3	8,50E-05	1,20E-04	*
	M14	1	2,45E-04	*	*
		2	1,75E-04	1,95E-04	*
		3	9,00E-05	9,00E-05	*
	M15	1	1,95E-04	2,50E-04	*
		2	1,17E-04	1,40E-04	*
		3	1,00E-04	1,30E-04	*

\* slugtest ikke udført



*Bilag 16*  
*Monitering*  
*Analyseresultater for drænvand og recipient*

TABEL 9.3 INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER OG BTEX I VANDPRØVER UDTAGET FRA RECIPIENT I FEBRUAR/MARTS 2000.

Borings- placering	Måle- punkt	Benzen	Toluen	Ethyl- benzen	m- og p-xylen	o-xylen	Chloro- form	TCA	PCM	TCE	cis-DCE	Sum
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Recipient	Regn- vands- bassin	< 0,2	0,86	1,5	0,86	3,2	0,1	1,5	< 0,05	10	16	34,3
Recipient	Tilløb til Holme- bækken	< 0,2	0,32	0,22	< 0,2	0,2	0,07	0,44	< 0,05	5,7	12	19,4
Recipient	I Holme- bækken	< 0,2	0,4	0,22	< 0,2	< 0,2	0,07	0,4	< 0,05	6,3	13	21,0

TABEL 9.4 INDHOLD AF BTEX OG CHLOREREDE KOMPONENTER I VANDPRØVER UDTAGET FRA PUMPEBRØND.

	Dato	Chloro- form µg/l	TCA µg/l	PCM µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	1,2-cis- DCE µg/l	1,2-DCA µg/l	Benzen µg/l	Toluen µg/l	Ethyl- benzen µg/l	m- og p-xylen µg/l	o-xylen µg/l	Sum µg/l
Drænvand	2000-02-18	0,54	11	< 0,1	6,7	63	39	i.a.	< 0,2	0,89	< 0,20	< 0,20	0,45	122
	2000-06-23	0,35	6,9	< 0,1	4,6	30	33	i.a.	< 0,2	0,24	< 0,20	< 0,20	< 0,20	75
Drænniveau er justeret i august 2000														
	2000-09-15	0,17	3,9	< 0	2,4	39	21	< 1	< 0,04	0,23	< 0,02	* 0,08	*	67
	2000-12-12	0,19	2,8	< 0	1,5	6,2	21	< 0,1	< 0,04	0,10	< 0,02	< 0,02	< 0,02	32
Drænniveau er justeret i april 2001														
	2001-06-08	0,29	6,9	< 0	2,4	14	19	< 0,1	< 0,04	0,36	0,06	0,07	0,27	43
	2001-09-27	0,19	3,1	< 0	3,4	7,2	2,4	< 0,1	< 0,2	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	16
	2001-12-12	0,20	4,7	< 0	1,2	7,0	16	< 0,05	< 0,04	0,046	0,035	0,11	0,093	29

i.a. Ikke analyseret

\* Laboratoriet har ikke opgivet resultater for hhv. m- og p-xylen og o-xylen. Det angivne resultat er for summen af xylener.

TABEL 9.5 INDHOLD AF BTEX OG CHLOREREDE KOMPONENTER I VANDPRØVER UDTAGET FRA BRØNDE.

	Dato	Chloro- form µg/l	TCA µg/l	PCM µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	1,2-cis- DCE µg/l	1,2- DCA µg/l	Benzen µg/l	Toluen µg/l	Ethyl- benzen µg/l	m- og p-xylen µg/l	o-xylen µg/l	Sum µg/l	
Brønd 1	feb. 2001	< 0,05	1,5	< 0,02	2,7	51	2,0	0,43	< 0,04	< 0,04	< 0,02	< 0,04	< 0,02	58	
	sep. 2001	< 0,05	2,5	< 0,02	8,8	90	4,0	< 0,1	< 0,04	< 0,04	0,02 3	0,04 2	0,02 9	103	
	dec. 2001	< 0,05	4,9	< 0,02	5,9	16	57	< 0,05	< 0,04	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,02	84	
Brønd 2	feb. 2001	< 0,05	0,66	< 0,02	0,51	3,0	6,5	0,13	< 0,04	< 0,04	0,0 7	< 0,02	< 0,04	< 0,02	11
	sep. 2001	< 0,05	3,5	< 0,02	0,61	9,0	1,0	< 0,1	< 0,04	< 0,04	0,0 5	0,07 1	0,08 < 0,02	14	
	dec. 2001	< 0,05	17	< 0,02	2,5	29	0,74	< 0,05	< 0,04	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	49
Brønd 3	feb. 2001	0,09	15	< 0,02	2,4	29	0,74	0,14	< 0,04	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,04	< 0,02	47
	sep. 2001	< 0,05	0,073	< 0,02	< 0,02	0,12	0,94	< 0,1	< 0,04	< 0,04	0,0 4	0,02 < 0,02	< 0,02	< 0,02	1
	dec. 2001	< 0,05	0,076	< 0,02	< 0,02	0,12	< 0,1	< 0,05	< 0,04	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0
Brønd 4	feb. 2001	0,44	3,5	< 0,02	2,6	2,5	35	1,2	< 0,04	< 0,04	0,3 4	0,02	0,16	0,02 1	45
	sep. 2001	< 0,05	0,17	< 0,02	< 0,02	0,25	2,5	< 0,1	< 0,04	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	3
	dec. 2001	< 0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,059	0,11	< 0,05	< 0,04	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0
Brønd 5	feb. 2001	1,3	10	< 0,02	13	11	78	4,5	0,071	3,2	0,59	2	0,65	118	

	sep. 2001	2,1	22 < 0,02	16	20	240	0,11	0,18	1,6 0	0,12	0,64	0,29	300
	dec. 2001	< 0,05	0,11 < 0,02	0,025	0,048	< 0,1	< 0,05	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0
Brønd 6	feb. 2001	< 0,05	0,63 < 0,02	0,39	0,14	6,6	0,33	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,04	< 0,02	8
	sep. 2001	1	14 < 0,02	7,7	5,5	230	0,1	0,093	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	258
	dec. 2001	1,2	13 < 0,02	12	19	310	< 0,05	0,15	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	355
Brønd 7	feb. 2001	< 0,05	1,6 < 0,02	0,38	0,37	0,92	< 0,1	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,04	< 0,02	3
	sep. 2001	< 0,05	2,1 < 0,02	1,1	0,38	28	< 0,1	< 0,04	0,0 4	0,03 9	0,03 0	0,03 3	32
	dec. 2001	< 0,05	0,31 < 0,02	0,16	0,074	2,1	< 0,05	< 0,04	0,0 4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	3





*Bilag 17  
 Monitering  
 Drænniveauer og tilstrømning til dræn*

DRÆNNIVEAUER

	Niveauer oplyst af udførende entreprenør			Måling
	Drænniveau indtil august 2000	Drænniveau fra august 2000 til april 2001	Drænniveau fra april 2001	Faktiske drænniveau fra april 2001
	DNN	DNN	DNN	DNN
1	20,62	20,7	20,85	20,8
2	20,51	20,65	20,65	20,6
3	20,65	20,6	20,7	20,7
4	20,69	20,5	20,55	Ca. 20,7
5	20,68	20,55	20,65	20,65
6	20,62	20,7	20,55	Ca. 20,7
7	20,64	20,75	20,55	20,55

TILSTRØMNING TIL DRÆNET D. 8. NOVEMBER 2001

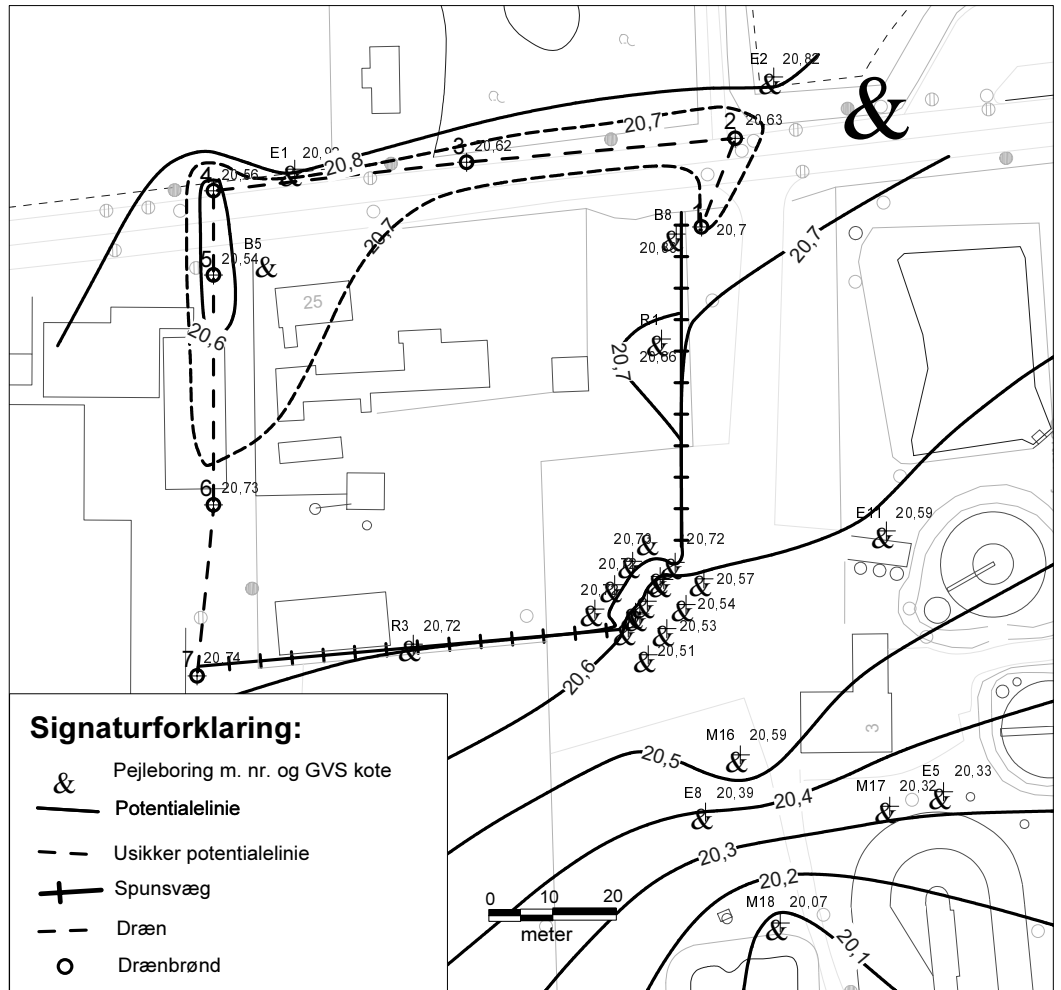
Brønd	Tilstrømning m3/time
1	0,5
2	2,9
3	3,4
4	3,1
5	2,9
6	0,9
7	0,8
I alt	14,6



*Bilag 18*  
*Monitering*  
*Pejlinger og potentialekort*



GRUNDVANDSPOTENTIALE BASERET PÅ PEJLINGER UDFØRT 12. DECEMBER 2000.





*Bilag 19  
Monitering  
Analyseresultater for vandprøver udtaget  
i og omkring den reaktive væg*

TABEL 9.6: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG

	Boing	Fåler	Fåler-interval m.u.t.	Dato	Chloro-	Trichlor-	Tetrachlor-	Trichlor-	Tetrachlor-	Vinyl-	1,1-Dichlor-	Trans-1,2-di-	Cis-1,2-di-	Dichlor-	1,2-Dichlor-	1,1-Dichlor-
					form	ethan	methan	ethylen	ethylen	chlorid	ethylen	chloroethylen	chloroethylen	methan	ethan	ethan
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Får væg	M08	1	8,2-9,2	feb/mar-00	12	1200	<0,05	2900	2000	<1	<1	<1	690	<1	6100	23
				sep-00	11	1300	<0,02	3400	1500	0,58	12	2,1	1800	<60		67
				sep-01	10	820	<0,02	1500	330	0,48	11	1,3	2400	60	0,53	94
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	32	260	<0,05	140	290	<1	<1	<1	2100	4	50	28
				sep-00	520	37000	<0,02	27000	20000	24	120	14	14000	33000		260
				sep-01	290	5200	<0,02	5600	7000	97	160	10	17000	15000	50	260
		3	3,7-4,7	feb/mar-00	54	2200	<0,05	5000	12000	550	<1	<1	5500	71	1500	12
				sep-00	770	16000	<0,02	14000	12000	96	140	16	16000	12000		400
				sep-01	690	12000	<0,02	19000	19000	710	220	27	20000	14000	<70	520
	M09	1	8,5-9,5	feb/mar-00	13	2300	<0,05	3300	740	<0,2	15	<0,1	130	10	740	34
				sep-00	1,9	670	<0,02	2000	110	<0,2	8,3	0,38	410	<5		34
				sep-01	13	340	<0,02	820	210	<0,1	4,1	0,35	300	3,2	<0,1	31
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	220	3200	<0,05	3100	2700	4,4	35	8,1	1600	1300	820	47
				sep-00	250	23000	<0,02	25000	3600	0,92	100	5,8	1300	2000		100
				sep-01	210	6300	<0,02	7000	1900	<1	110	4,4	4800	520	<15	87
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	380	4400	<0,05	4500	4200	89	35	13	3500	2900	1300	150
				sep-00	420	37000	<0,02	34000	5600	27	310	16	14000	5900		310
				sep-01	340	9500	<0,02	8200	2500	200	320	15	18000	2200	<20	410
M10	1	8,4-9,4	feb/mar-00	1,8	18	<0,05	97	2500	<1	<1	<1	120	<1	29	<1	
			sep-00	<0,05	120	1,1	120	780	<0,2	1,4	<0,1	23	<5		0,97	
			sep-01	13	19	<0,02	35	220	<0,1	0,3	<0,1	40	<2	0,24	0,63	
	2	6,0-7,0	feb/mar-00	74	1100	<0,05	1700	7800	<1	<1	3	1100	17	580	13	
			sep-00	12	4000	<0,02	6100	1800	0,28	51	1,8	750	<30		580	
			sep-01	36	360	<0,02	480	280	<0,1	8,6	1,4	1500	2,3	1,7	41	
	3	3,5-4,5	feb/mar-00	640	2600	<0,05	2900	4000	2,5	33	100	4500	410	660	130	
			sep-00	320	4500	<0,02	7800	5300	3,3	60	14	10000	710		180	
			sep-01	62	1300	<0,02	2500	2200	0,9	33	4,9	4300	120	9,1	120	
M11	1	9,2-10,2	feb/mar-00	2,1	34	<0,05	47	190	1,5	<1	<1	40	<1	13	2,3	
			sep-00	<0,05	24	0,2	71	270	0,65	0,23	0,13	99	<5		1,9	
			sep-01	13	100	<0,02	130	110	0,77	3,1	0,99	980	<2	1,6	14	
	2	6,1-7,1	feb/mar-00	15	130	0,05	670	3100	38	2,5	2,5	2500	7	130	5,8	
			sep-00	110	2500	<0,02	3800	3400	21	21	11	2900	12		66	
			sep-01	26	1500	<0,02	4800	3300	5,1	24	4,3	2100	13	7,6	70	
	3	3,0-4,0	feb/mar-00	29	440	<0,05	510	710	1,7	2,7	1,3	190	<1	75	17	
			sep-00	10	870	6,4	2200	5100	4,3	6	1,4	380	<5		93	
			sep-01	10	8400	<0,02	11000	3100	6,1	54	2,8	1600	17	7,4	130	



TABEL 9.6: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filer	Filer-interval m.u.t.	Dato	Chloro- form µg/l	Trichlor- ethan µg/l	Tetrachlor- methan µg/l	Trichlor- ethylen µg/l	Tetrachlor- ethylen µg/l	Vingl- chlorid µg/l	1,1-Dichlor- ethylen µg/l	Trans-1,2-di- chloroethylen µg/l	Cis-1,2-di- chloroethylen µg/l	Dichlor- methan µg/l	1,2-Dichlor- ethan µg/l	1,1-Dichlor- ethan µg/l
I væg, forkant	M02	1	7,9-8,9	feb/mar-00	1,7	160	<0,05	77	8,7	4,1	6,1	<0,1	740	44	7,4	57
				sep-00	1,4	100	<0,02	120	25	1,7	1,4	<0,3	590	<7		50
				sep-01	28	160	<0,02	150	20	3,8	7,5	0,81	1500	18	3,2	160
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	360	1400	<0,05	2800	560	160	63	2,5	4800	14000	1000	1200
				sep-00	130	85	<0,02	630	110	200	92	11	14000	5900		4200
				sep-01	11	12	<0,02	120	13	11	1,8	0,31	280	150	16	84
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,42	5,6	<0,05	4,4	7,4	1,4	<0,1	<0,1	11	11	2,2	4,3
				sep-00	0,27	0,74	<0,02	2,1	2,9	18	0,18	<0,02	290	<5	0,44	20
				sep-01	0,14	0,78	<0,02	1,7	4,3	1,3	<0,1	0,18	14	<2	0,34	3,8
	M05	1	7,7-8,7	feb/mar-00	59	1300	<0,05	1800	830	<1	<1	<1	330	9,5	610	260
				sep-00	12	330	<0,02	300	66	2,6	5,8	2	2700	22		250
				sep-01	0,77	13	<0,02	11	20	0,3	0,74	0,71	310	110	0,2	22
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	13	18	<0,05	20	2,2	<1	<1	<1	100	7,3	210	90
				sep-00	9,4	12	<0,02	71	5,9	27	8,9	2,7	4300	7,3		420
				sep-01	<0,05	2,2	<0,02	25	5,6	15	2,8	0,42	1600	3,4	4,9	120
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,05	0,07	<0,05	0,05	0,17	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	0,43	1,8	<0,02	0,77	1,4	2,4	<0,1	0,14	110	43	0,37	110
				sep-01	0,32	0,35	<0,02	0,8	1,2	2,2	<0,1	0,4	41	<2	0,45	11

TABEL 9.6: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Chloro- form µg/l	Trichlor- ethan µg/l	Tetrachlor- methan µg/l	Trichlor- ethylen µg/l	Tetrachlor- ethylen µg/l	Vinyl- chlorid µg/l	1,1-Dichlor- ethylen µg/l	Trans-1,2-di- chloroethylen µg/l	Cis-1,2-di- chloroethylen µg/l	Dichlor- methan µg/l	1,2-Dichlor- ethan µg/l	1,1-Dichlor- ethan µg/l	
I væg, midt	M01	1	8,3-9,3	feb/mar-00	2,7	41	<0,05	110	34	<1	<1	<1	78	13	25	14	
				sep-00	0,28	6,1	<0,02	13	6,7	4,3	0,59	0,11	780	<5	31	39	
				sep-01	<0,05	3,4	<0,02	85	300	4,2	1,2	0,22	480	4,3	<0,1	28	
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	14	81	<0,05	160	66	300	6,3	3,7	5600	1,4	44	230	
				sep-00	190	2200	<0,02	4400	2300	280	61	11	19000	6500		980	
				sep-01	510	1400	<0,02	4800	2000	1000	90	15	22000	8200	74	1000	
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	0,44	<1	<1	<1	2	<1	<1	1	
				sep-00	9,2	<0,05	<0,02	0,1	0,13	66	<0,1	0,11	2400	<5	16	68	
				sep-01	1,1	0,88	<0,02	1	1,6	180	0,6	0,62	1500	7,3	3,9	86	
	M04	1	8,0-9,0	feb/mar-00	0,09	5,4	<0,05	34	25	<1	<1	<1	70	<1	6,2	2,1	
				sep-00	10	74	<0,02	170	7	30	42	2,8	3600	1400		3300	
				sep-01	<0,05	1,7	<0,02	12	22	14	4,8	1,1	2800	73	9,7	540	
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	30	37	<0,05	130	27	6,8	6,4	2,2	1700	15	140	440	
				sep-00	0,25	49	<0,02	130	19	<0,2	0,79	<0,1	79	<5		23	
				sep-01	<0,05	9,5	<0,02	87	21	0,6	0,6	0,39	200	<2	<0,1	11	
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	0,15	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	<0,05	<0,05	<0,02	<0,05	0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,02	140	3,8	4,5	
				sep-01	<0,05	0,063	<0,02	0,34	0,56	<0,1	<0,1	<0,1	2,9	<3	3,9	1,1	
	M07	1	7,0-8,0	sep-00	<0,05	0,74	<0,02	10	25	0,25	<0,1	<0,1	48	<5	0,65	0,3	
				sep-01	0,64	4,7	<0,02	6	3,7	0,89	0,31	0,42	250	<2	0,74	5,6	
				feb/mar-00	<0,05	0,07	<0,05	0,31	0,28	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	
3		2,7-3,7	sep-00	0,75	0,076	<0,02	0,089	0,39	26	<0,02	0,22	1200	7	69	100		
			sep-01	0,2	1,7	<0,02	2,4	2,3	10	0,29	0,49	1700	3,2	11	270		

TABEL 9.6: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Chloro- form µg/l	Trichlor- ethan µg/l	Tetrachlor- methan µg/l	Trichlor- ethylen µg/l	Tetrachlor- ethylen µg/l	Vinyl- chlorid µg/l	1,1-Dichlor- ethylen µg/l	Trans-1,2-di- chloroethylen µg/l	Cis-1,2-di- chloroethylen µg/l	Dichlor- methan µg/l	1,2-Dichlor- ethan µg/l	1,1-Dichlor- ethan µg/l	
I væg, bagkant	M03	1	7,8-8,8	feb/mar-00	1,1	2,4	<0,05	1	2,3	4,7	<1	<1	1100	18	<1	73	
				sep-00	14	1,3	<0,02	3,6	8,8	4,2	11	0,67	710	460	3,2	240	
				sep-01	54	3,8	<0,02	49	91	24	38	2,2	4100	810	17	1100	
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	0,21	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	<0,05	<0,05	<0,02	0,12	0,071	<0,2	<0,1	<0,1	0,27	<5	0,44	<0,2	
				sep-01	<0,05	0,15	<0,02	0,42	0,38	<0,1	<0,1	<0,1	1,3	<2	0,21	0,4	
	M06	1	6,7-7,7	feb/mar-00	2,6	0,94	<0,05	1,8	5,5	<1	<1	<1	120	<1	20	26	
				sep-00	0,33	<0,05	<0,02	0,66	80	5,4	0,32	<0,1	660	<5	0,74	20	
				sep-01	0,14	0,15	<0,02	0,46	3,3	1,3	<0,1	<0,1	300	<2	0,35	9,4	
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,16	0,15	<0,05	0,4	0,41	<1	<1	<1	5	5,4	91	25	
				sep-00	0,87	0,056	<0,02	1,1	0,39	8,9	0,47	0,15	980	<5	15	68	
				sep-01	<0,05	<0,05	<0,02	0,65	0,72	13	0,26	0,5	1400	3,6	3,1	100	
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	0,05	<0,05	0,39	0,4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	<0,05	<0,05	<0,02	<0,05	0,11	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	190	4,4	8,1	
				sep-01	<0,05	<0,05	<0,02	0,2	0,29	<0,1	<0,1	<0,1	9,3	9,9	2,9	12	

TABEL 9.6: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Chloro-	Trichlor-	Tetrachlor-	Trichlor-	Tetrachlor-	Vinyl-	1,1-Dichlor-	Trans-1,2-d-	Cis-1,2-d-	Dichlor-	1,2-Dichlor-	1,1-Dichlor-
					form	ethan	methan	ethylen	ethylen	chlorid	ethylen	chloroethylen	chloroethylen	methan	ethan	ethan
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Efter væg	M12	1	7,5-8,5	feb/mar-00	0,06	13	<0,05	190	370	1,2	0,83	0,89	610	<1	38	3,7
				sep-00	5,9	44	<0,02	44	400	22	2,1	1,4	710	<5		21
				sep-01	63	1100	<0,02	3000	1800	6,8	15	2	1100	<2	21	86
		2	5,3-6,3	feb/mar-00	0,67	11	<0,05	76	130	1,8	1,7	1,7	1800	<1	16	5,3
				sep-00	8	19	<0,02	27	15	12	0,61	1,1	660	<5		22
				sep-01	69	610	<0,02	1100	580	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<2	51	<0,1
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	0,21	8,9	<0,05	200	170	<1	<1	<1	290	<1	34	2,1
				sep-00	0,11	0,57	<0,02	2,8	14	9,6	<0,1	<0,1	130	44	0,35	75
				sep-01	0,23	0,56	1,3	6,4	6,3	14	0,45	0,17	660	7,9	9	640
	M13	1	8,5-9,5	feb/mar-00	31	22	<0,05	40	47	0,96	0,38	<1	17	4	34	17
				sep-00	1,9	0,64	<0,02	2,7	13	19	0,72	0,18	740	<8	3,8	100
				sep-01	0,67	0,99	<0,02	2,9	7,5	88	0,86	0,27	490	<2	0,45	71
		2	5,8-6,8	feb/mar-00	0,13	1,7	<0,05	1,6	2,8	9,3	<1	<1	1600	<1	5,5	6,5
				sep-00	0,68	0,68	<0,02	6,6	14	11	0,17	<0,1	980	<8	3,2	16
				sep-01	0,33	0,33	<0,02	2,2	7,4	13	0,14	<0,1	730	<2	0,78	32
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	0,18	6	<0,05	9,1	22	2,7	<1	<1	10	<1	3,5	2,4
				sep-00	0,63	0,46	<0,02	1,2	6,1	36	1,1	0,51	2300	99	9	500
				sep-01	6,7	0,47	<0,02	2,3	2,6	49	1,3	1,6	3700	120	7,5	710
	M14	1	8,4-9,4	feb/mar-00	0,47	0,39	<0,05	4	15	1,2	<0,1	<0,1	56	<1	<1	5
				sep-00	0,2	2,6	<0,02	4,9	8,2	1,6	0,35	<0,1	68	<8	23	39
				sep-01	0,054	3,8	<0,02	5,5	6,4	4,6	0,39	0,11	370	<2	<0,1	22
		2	5,5-6,5	feb/mar-00	2	0,78	<0,05	2,2	5	8,2	0,94	<0,1	180	35	65	130
				sep-00	35	2,2	<0,02	37	17	20	34	2,2	3000	4000	16	3000
				sep-01	14	12	<0,02	180	120	19	38	1,7	4900	100	11	1500
3		2,6-3,6	feb/mar-00	<0,05	0,98	<0,05	3,4	7,8	0,6	<0,1	<0,1	7,1	2,2	8,8	3,7	
			sep-00	0,54	0,46	<0,02	0,99	4,6	7,8	0,18	0,11	890	15	2,7	440	
			sep-01	0,2	0,22	<0,02	0,62	2,4	5,9	<0,1	<0,1	490	<2	1,6	78	
M15	1	7,7-8,7	feb/mar-00	0,54	1,7	<0,05	24	7,1	20	<1	<1	590	39	8,6	410	
			sep-00	39	1,6	<0,02	33	26	27	32	1,7	3500	5600	18	1200	
			sep-01	23	2	<0,02	38	41	49	18	0,67	4700	210	7,8	1100	
	2	5,6-6,6	feb/mar-00	8,4	5,4	<0,05	42	72	37	8,8	1,2	6200	160	17	620	
			sep-00	30	1,4	<0,02	660	570	91	58	3,8	5400	13000	20	2000	
			sep-01	29	0,84	<0,02	11	150	320	55	2,3	14000	12000	64	3400	
	3	3,4-4,4	feb/mar-00	130	50	<0,05	130	300	11	30	2,1	9900	1100	50	600	
			sep-00	25	0,3	<0,02	62	52	150	29	2,9	8400	16000	23	3000	
			sep-01	18	7,9	<0,02	910	670	520	26	2,4	7600	3900	<40	2300	

TABEL 9.7: INDHOLD AF BTEX I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG

	Boing	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Færveag	M08	1	8,2-9,2	feb/mar-00	0,5	400	370	1200
				sep-00	90	390	440	1300
				sep-01	49	48	250	140
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,43	15	69	108
				sep-00	9800	11000	4300	15000
				sep-01	220	2600	1200	810
		3	3,7-4,7	feb/mar-00	4,1	1100	3400	7300
				sep-00	290	1700	3200	6800
				sep-01	420	6100	7500	2000
	M09	1	8,5-9,5	feb/mar-00	1,5	750	200	490
				sep-00	17	44	40	53
				sep-01	13	27	53	21
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	11	220	1100	5200
				sep-00	81	110	970	3200
				sep-01	60	110	990	760
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	4,4	680	1200	26900
				sep-00	9800	6400	6200	29000
				sep-01	110	6400	5500	2800
	M10	1	8,4-9,4	feb/mar-00	<0,2	0,31	0,55	0,8
				sep-00	4,2	2,9	0,83	1,8
				sep-01	0,45	0,68	2,5	2,3
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,27	1,4	27	160
				sep-00	4,6	290	56	240
				sep-01	5,8	4,8	130	95
3		3,5-4,5	feb/mar-00	1,1	34	460	1860	
			sep-00	44	260	1100	5400	
			sep-01	1,9	760	2300	1900	
M11	1	9,2-10,2	feb/mar-00	<0,2	0,87	2,3	2,3	
			sep-00	0,71	1,6	6,6	18	
			sep-01	0,45	17	200	91	
	2	6,1-7,1	feb/mar-00	<0,2	2,4	8,5	18,6	
			sep-00	6,5	6,7	250	1400	
			sep-01	1,9	8,8	1400	1800	
	3	3,0-4,0	feb/mar-00	<0,2	5,9	400	790	
			sep-00	54	38	4000	6800	
			sep-01	0,67	130	1300	2800	

TABEL 9.7: INDHOLD AF BTEX I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
			interval					
			m.u.t.		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
I væg, forkant	M02	1	7,9-8,9	feb-00	0,69	19	100	121
				sep-00	0,094	24	68	79
				sep-01	12	81	110	29
		2	6,0-7,0	feb-00	24	310	250	670
				sep-00	54	740	2400	4300
				sep-01	3,5	44	64	67
		3	2,7-3,7	feb-00	0,33	0,24	0,47	1,21
				sep-00	0,74	6,7	7,4	15
				sep-01	0,88	1,3	1,6	1,4
	M05	1	7,7-8,7	mar-00	6,1	630	250	740
				sep-00	8,4	27	440	1600
				sep-01	0,16	14	100	130
		2	6,0-7,0	mar-00	0,32	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	1,1	13	230	620
				sep-01	0,89	14	1100	1700
3		2,7-3,7	mar-00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
			sep-00	0,42	3,6	27	17	
			sep-01	3,2	3,2	28	8,3	

TABEL 9.7: INDHOLD AF BTEX I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
			interval					
			m.u.t.		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
I væg, midt	M01	1	8,3-9,3	feb/mar-00	5,2	460	420	1020
				sep-00	30	30	180	360
				sep-01	63	24	200	23
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	3,1	40	64	222
				sep-00	160	3800	1700	4400
				sep-01	300	4700	1600	1300
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,59	0,43	0,33	0,56
				sep-00	40	410	19	28
				sep-01	29	230	33	25
	M04	1	8,0-9,0	feb/mar-00	0,37	1,3	19	11,5
				sep-00	1,6	31	260	1700
				sep-01	16	22	670	1300
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	14	19	28	360
				sep-00	4,3	6,5	11	5,5
				sep-01	4,2	2,8	23	1,9
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,4	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,87	0,086	0,11	0,42
				sep-01	3	5,1	2,8	2,3
M07	1	7,0-8,0	sep-00	0,043	0,061	0,41	0,27	
			sep-01	0,14	1,2	16	6,3	
	3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4	
			sep-00	0,35	0,14	0,062	0,23	
			sep-01	2,4	3,7	140	170	

TABEL 9.7: INDHOLD AF BTEX I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
			interval					
			m.u.t.		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
I væg, bagkant	M03	1	7,8-8,8	feb/mar-00	5,2	61	120	180
				sep-00	0,41	63	200	450
				sep-01	26	1300	500	400
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,47	0,28	0,46	0,59
				sep-00	0,72	0,16	0,09	1,2
				sep-01	1,3	1	1,6	1,3
	M06	1	6,7-7,7	feb/mar-00	0,24	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,32	0,5	0,44	1
				sep-01	0,27	2,7	11	9,4
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,4	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,88	1,8	26	60
				sep-01	1,1	6,2	470	550
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,5	0,051	0,069	0,28
				sep-01	0,76	2,7	6,5	3



TABEL 9.7: INDHOLD AF BTEX I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter- interval	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
			m.u.t.		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Efter væg	M12	1	7,5-8,5	feb/mar-00	0,27	1,1	0,96	2,85
				sep-00	0,06	0,69	29	33
				sep-01	7,3	4,4	350	420
		2	5,3-6,3	feb/mar-00	5,9	1,5	5,9	23,59
				sep-00	0,74	2,3	21	21
				sep-01	7,2	4,2	230	160
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	0,26	1,2	8,1	36,1
				sep-00	0,5	0,97	6,9	8,2
				sep-01	13	13	490	230
	M13	1	8,5-9,5	feb/mar-00	0,86	270	14	28,1
				sep-00	6,8	23	400	1100
				sep-01	3,7	4,4	220	10
		2	5,8-6,8	feb/mar-00	0,21	<0,2	0,64	1,99
				sep-00	0,37	1,8	2,7	4,5
				sep-01	1,8	3,1	68	23
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	1,7	0,39	1,2	7,5
				sep-00	2,3	1,9	4,2	7,9
				sep-01	39	300	1700	2100
	M14	1	8,4-9,4	feb/mar-00	0,27	11	9,5	15,9
				sep-00	0,12	8,9	13	13
				sep-01	6,3	2,4	33	6,1
		2	5,5-6,5	feb/mar-00	1,9	34	11	15,2
				sep-00	28	83	480	2400
				sep-01	39	130	1600	2100
		3	2,6-3,6	feb/mar-00	0,44	1,7	4,5	3
				sep-00	0,66	6,1	3,5	9
				sep-01	4,8	8,3	66	81
M15	1	7,7-8,7	feb/mar-00	6	16	7,8	18,7	
			sep-00	110	2700	1200	3700	
			sep-01	86	1400	800	520	
	2	5,6-6,6	feb/mar-00	6	300	190	242	
			sep-00	76	3600	2200	7000	
			sep-01	44	1700	720	450	
	3	3,4-4,4	feb/mar-00	9,8	1600	540	1380	
			sep-00	5,3	340	200	750	
			sep-01	100	4300	9,8	1400	

TABEL 9.8: INDHOLD AF IONER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Calcium	Magnesium	Ammoniak+	Natrium	Kalium	Jern	Mangan	Hydrogen-	Chlorid	Sulfat	Nitrat	Nitrit	Fluorid
					mg/l	mg/l	ammonium mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Før væg	M08	1	8,2-9,2	feb/mar-00	150	13	0,074	20	3,1	3,4	0,56	381	43,8	96	0,058	<0,005	0,14
				sep-00	140	11	0,091	18	2,9	3	0,42	302	32	96	<0,05	<0,01	0,11
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	170	13	0,31	30	2,6	30	3,1	428	50,6	139	0,1	0,005	0,16
				sep-00	170	12	0,34	33	2,9	20	1,6	341	50	150	<0,05	0,018	0,16
		3	3,7-4,7	feb/mar-00	180	14	0,35	34	3,2	13	1,2	530	65,3	44	0,08	<0,005	0,13
				sep-00	160	14	0,28	39	2,7	10	0,79	393	52	110	<0,05	<0,01	0,19
	M09	1	8,5-9,5	feb/mar-00	140	12	0,057	15	2,9	2,2	0,35	306	37,7	112	0,049	0,016	0,16
				sep-00	130	11	<0,05	15	2,6	3,1	0,3	285	30	93	<0,05	<0,01	0,13
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	210	15	0,72	43	4,8	13	1,6	545	61,5	157	0,093	<0,005	0,16
				sep-00	180	13	0,38	28	3,8	9,8	0,96	426	41	110	<0,05	<0,01	<0,1
		3	3,5-4,5	feb-00	210	19	0,32	55	3,6	27	1,6	615	67,6	132	0,16	0,007	0,13
				sep-00	200	15	0,23	39	3,1	15	1,5	522	55	120	<0,05	0,021	<0,1
	M10	1	8,4-9,4	feb/mar-00	150	13	0,07	17	2,4	1,1	0,3	322	40,2	121	0,031	0,009	0,14
				sep-00	150	11	0,059	17	2,4	1	0,32	297	33	100	<0,05	<0,01	<0,1
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	280	19	0,3	34	4,1	8,7	3,1	519	60,1	382	0,042	<0,005	0,07
				sep-00	190	14	0,23	27	3,3	30	2,3	432	38	340	<0,05	0,098	<0,1
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	260	22	0,28	42	2,7	17	1,9	602	59,6	185	0,1	<0,005	0,17
				sep-00	260	16	0,36	41	3,4	31	4,2	571	58	160	<0,05	0,081	0,17
	M11	1	9,2-10,2	feb/mar-00	140	12	0,048	15	3,9	1,4	0,37	285	32,7	127	0,067	0,006	0,17
				sep-00	120	9,9	<0,05	15	3	1,6	0,36	261	28	90	<0,05	<0,01	0,13
		2	6,1-7,1	feb/mar-00	300	19	0,48	38	4	15	2,1	428	42,9	435	0,093	0,006	0,1
				sep-00	1200	13	0,32	28	3,3	15	3,6	474	50	180	<0,05	0,073	<0,1
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	260	16	0,84	52	3,5	26	2,5	488	41,3	338	0,093	<0,005	0,17
				sep-00	200	11	0,46	57	3,4	19	1,2	420	56	190	<0,05	0,094	0,16

TABEL 9.8: INDHOLD AF IONER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boing	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Calcium mg/l	Magnesium mg/l	Ammoniak+ ammonium mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l	Jern mg/l	Mangan mg/l	Hydrogen- carbonat mg/l	Chlorid mg/l	Sulfat mg/l	Nitrat mg/l	Nitrit mg/l	Fluorid mg/l
I væg, forkant	M02	1	7.9-8.9	feb/mar-00	91	9.1	0.085	15	3.4	13	0.43	154	36.9	68	0.035	<0.005	0.12
				sep-00	99	10	<0.05	15	2.7	12	0.33	158	33	51	<0.05	<0.01	<0.1
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	110	14	0.25	48	5.8	13	1.2	83	96.7	172	0.035	<0.005	0.16
				sep-00	72	6.4	0.63	32	3.7	6.2	0.47	131	78	25	<0.05	<0.01	<0.1
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	51	2.8	0.52	14	4.7	0.31	0.067	56	25.2	77	0.035	<0.005	0.27
				sep-00	13	<1	0.87	34	6.5	0.029	<0.005	37.4	41	12	<0.05	<0.01	0.17
	M05	1	7.7-8.7	feb/mar-00	170	14	0.34	27	3.3	30	0.96	355	46.2	183	0.098	<0.005	0.11
				sep-00	120	9.8	0.084	19	3.1	14	0.43	285	28	73	<0.05	<0.01	<0.1
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	180	20	0.1	28	5	5.6	1.1	33	71.7	483	0.018	<0.005	0.05
				sep-00	96	17	0.052	32	4.8	12	0.55	154	61	130	<0.05	<0.01	0.42
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	48	1	0.89	21	3.6	1.1	0.024	13	30.7	95	0.035	<0.005	0.44
				sep-00	20	1.7	0.15	35	5	0.071	0.017	40	35	29	<0.05	<0.01	<0.1
I væg, midt	M01	1	8.3-9.3	feb/mar-00	35	13	0.021	18	3.3	1.2	0.12	46	45.5	60	0.022	<0.005	0.05
				sep-00	19	9.9	<0.05	15	2.8	0.88	0.071	62.4	33	18	<0.05	<0.01	<0.1
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	160	21	0.34	28	5	31	1.5	313	62.6	170	0.098	<0.005	0.08
				sep-00	130	13	0.097	34	3.1	38	1.2	303	81	61	<0.05	<0.01	<0.1
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	28	0.4	1	20	4.6	0.25	0.008	10	34.5	40	0.018	<0.005	0.31
				sep-00	34	3.6	0.16	27	5.1	0.086	0.032	31.3	66	14	<0.05	<0.01	<0.1
	M04	1	8.0-9.0	feb/mar-00	120	13	0.1	15	2.9	16	0.43	189	32.6	70	0.031	<0.005	0.11
				sep-00	56	15	0.052	32	4.3	5.5	0.43	114	76	42	<0.05	<0.01	<0.1
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	83	8.8	0.5	29	5.6	2.8	0.36	34	65.4	230	<0.015	<0.005	0.28
				sep-00	110	9.8	<0.05	14	2.7	7.9	0.3	252	29	72	<0.05	<0.01	0.14
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	28	0.3	2.1	13	3.5	0.12	0.01	10	31.2	23	0.027	<0.005	0.55
				sep-00	33	<1	1.5	36	5.6	0.016	<0.005	30.8	52	46	<0.05	<0.01	0.44
M07	1	7.0-8.0	sep-00	80	10	<0.05	15	3.8	10	0.32	187	32	66	<0.05	<0.01	<0.1	
	3	2.7-3.7	feb/mar-00	17	0.2	0.55	18	2	0.023	0.008	10	29.6	21	0.044	<0.005	0.46	
				sep-00	30	13	<0.05	27	3.9	0.19	0.099	21.7	65	79	<0.05	<0.01	0.18
I væg, bagkant	M03	1	7.8-8.8	feb/mar-00	33	9.6	0.023	16	3.1	0.77	0.17	45	36.2	56	0.02	<0.005	0.74
				sep-00	21	10	<0.05	17	2.8	0.38	0.049	51.8	40	19	<0.05	<0.01	<0.1
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	18	0.2	2.3	11	5.1	0.082	0.008	13	29.6	1	0.022	<0.005	0.16
				sep-00	13	<1	1.5	30	5.4	0.012	<0.005	29.4	48	2.1	<0.05	<0.01	0.32
	M06	1	6.7-7.7	feb/mar-00	56	15	0.014	18	2.7	1.1	0.16	33	49.9	131	0.022	<0.005	<0.05
				sep-00	35	13	<0.05	17	2.8	1.7	0.13	55.6	42	51	<0.05	<0.01	<0.1
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	170	5.9	0.19	24	4.3	0.082	0.023	13	61.7	349	<0.015	<0.005	0.09
				sep-00	59	8.2	0.071	23	3.5	0.85	0.087	22	52	110	<0.05	<0.01	0.52
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	15	0.1	3.6	16	4.8	0.04	0.007	14	32.4	1	<0.015	<0.005	0.18
				sep-00	34	<1	0.76	27	4.8	0.04	<0.005	28.7	57	16	<0.05	<0.01	0.16

TABEL 9.8: INDHOLD AF IONER I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Calcium mg/l	Magnesium mg/l	Ammoniak+ ammonium mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l	Jern mg/l	Mangan mg/l	Hydrogen- carbonat mg/l	Chlorid mg/l	Sulfat mg/l	Nitrat mg/l	Nitrit mg/l	Fluorid mg/l
Efter væg	M12	1	7,5-8,5	feb/mar-00	190	14	0,07	23	5,6	1,9	0,63	334	46,6	203	<0,015	0,009	0,15
				sep-00	200	14	0,16	28	5,3	6,4	1,3	418	32	190	<0,05	<0,01	<0,1
		2	5,3-6,3	feb/mar-00	190	11	0,31	35	4,2	6,9	1	203	59,6	311	0,035	0,02	0,22
				sep-00	130	7	0,17	29	3,2	5,6	0,52	185	46	150	<0,05	<0,01	<0,1
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	130	5,7	0,23	27	3	6,8	1,8	1,40	44,6	214	0,049	0,014	0,38
				sep-00	45	1,2	0,38	43	3	0,24	0,12	38	32	99	<0,05	<0,01	0,17
	M13	1	8,5-9,5	feb/mar-00	59	11	0,045	24	3,3	0,11	0,13	40	45,7	132	<0,015	<0,005	0,07
				sep-00	41	8,7	<0,05	18	3	0,69	0,23	90,6	34	31	<0,05	<0,01	<0,1
		2	5,8-6,8	feb/mar-00	90	1,6	0,46	24	2,2	0,43	0,34	43	51,2	152	0,022	<0,005	0,15
				sep-00	50	7,1	0,15	18	2,3	0,24	0,21	46,8	42	58	<0,05	<0,01	<0,1
		3	3,0-4,0	feb-00	120	3,7	0,67	29	3,3	1,8	0,73	104	46,9	185	0,027	<0,005	0,52
				sep-00	77	1,9	0,44	36	3,5	0,53	0,27	43,5	75	90	<0,05	<0,01	<0,1
	M14	1	8,4-9,4	feb/mar-00	27	7,8	0,026	14	2,4	0,059	0,092	33	34,5	50	0,04	<0,005	0,06
				sep-00	22	8,8	<0,05	15	2,6	0,039	0,071	51,6	33	25	<0,05	<0,01	<0,1
		2	5,5-6,5	feb/mar-00	86	2,3	0,57	31	3,9	0,13	0,18	25	65,9	169	<0,015	<0,005	0,16
				sep-00	56	1,4	0,15	32	4,4	0,12	0,17	63,1	65	78	<0,05	<0,01	<0,1
		3	2,6-3,6	feb/mar-00	78	1,2	0,7	26	4,2	1,1	0,42	65	53,1	114	0,031	<0,005	0,25
				sep-00	88	7,6	0,35	24	3	0,52	0,38	36	48	130	<0,05	<0,01	<0,1
	M15	1	7,7-8,7	feb/mar-00	62	2	0,25	35	2	2,8	0,54	97	61,1	49	0,031	<0,005	0,6
				sep-00	57	13	<0,05	24	3,4	0,26	0,28	51,6	58	69	<0,05	<0,01	0,12
		2	5,6-6,6	feb/mar-00	47	1,2	0,26	33	2,8	0,23	0,1	44	76,1	39	0,04	<0,005	0,16
				sep-00	88	11	0,14	36	3,9	0,38	0,29	46,7	97	96	<0,05	<0,01	0,14
		3	3,4-4,4	feb/mar-00	43	4,3	0,12	32	2,9	0,063	0,14	33	65,5	45	0,035	<0,005	0,12
				sep-00	72	4,3	1,1	42	3,4	0,94	0,48	52,3	79	50	<0,05	<0,01	<0,1

TABEL 9.9: INDHOLD AF pH, LEDNINGSEVNE OG SULFID I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG

	Anlæg	Filter	Filter interval	Dato	pH	Konduktivitet	Svovlbrinte
						mS/cm	mg/l
Før væg	M08	1	8,2-9,2	feb/mar-00	7,3	0,86	<0,02
				sep-00	7,65	0,48	0,232
				sep-01	7,63	0,53	0,232
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	7	1,0	<0,02
				sep-00	7,27	0,64	0,286
				sep-01	7,33	0,67	0,22
		3	3,7-4,7	feb/mar-00	7	1,1	<0,02
				sep-00	7,19	0,64	0,232
				sep-01	7,2	0,69	0,196
	M09	1	8,5-9,5	feb/mar-00	7,2	0,77	<0,02
				sep-00	7,63	0,45	0,221
				sep-01	7,65	0,53	0,152
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	6,8	1,2	<0,02
				sep-00	7,29	0,62	0,302
				sep-01	7,2	0,77	0,264
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	6,7	1,4	0,04
				sep-00	7,31	0,76	0,19
				sep-01	7,04	0,86	0,105
	M10	1	8,4-9,4	feb/mar-00	7,4	0,84	<0,02
				sep-00	7,71	0,48	0,053
				sep-01	7,62	0,52	0,549
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	7	1,6	0,03
				sep-00	7,19	0,84	0,163
				sep-01	7,38	0,65	<0,1
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	6,8	1,4	<0,02
				sep-00	7,14	0,84	0,151
				sep-01	7	0,85	0,255
M11	1	9,2-10,2	feb/mar-00	7,3	0,76	<0,02	
			sep-00	7,68	0,43	0,079	
			sep-01	7,47	0,55	0,276	
	2	6,1-7,1	feb/mar-00	6,9	1,5	<0,02	
			sep-00	7,3	0,76	0,077	
			sep-01	7,17	0,86	<0,1	
	3	3,0-4,0	feb/mar-00	6,9	1,4	<0,02	
			sep-00	7,25	0,79	0,136	
			sep-01	7,22	0,67	0,152	

TABEL 9.9: INDHOLD AF pH, LEDNINGSEVNE OG SULFID I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Anlæg	Filter	Filter interval	Dato	pH	Konduktivitet	Svovlbriente
						mS/cm	mg/l
I væg, forkant	M02	1	7,9-8,9	feb/mar-00	7,8	0,45	<0,02
				sep-00	8,76	0,31	0,656
				sep-01	8,78	0,32	1,71
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	7,4	0,845	0,05
				sep-00	8,9	0,45	1000
				sep-01	-	-	0,808
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	9,3	0,37	<0,02
				sep-00	10,85	0,2	0,98
				sep-01	10,7	0,26	0,47
	M05	1	7,7-8,7	feb/mar-00	7,2	0,98	0,06
				sep-00	8,05	0,47	0,361
				sep-01	8,42	0,48	0,887
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	7,2	1,2	0,03
				sep-00	9,09	0,48	0,363
				sep-01	8,53	0,36	1,26
3		2,7-3,7	feb/mar-00	9,5	0,37	<0,02	
			sep-00	10,48	0,2	0,166	
			sep-01	10,46	0,17	0,655	

TABEL 9.9: INDHOLD AF pH, LEDNINGSEVNE OG SULFID I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Anlæg	Filter	Filter interval	Dato	pH	Konduktivitet	Svovlbrinte
						mS/cm	mg/l
I væg, midt	M01	1	8,3-9,3	feb/mar-00	9	0,37	<0,02
				sep-00	9,95	0,17	0,064
				sep-01	9,63	0,2	0,364
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	7,4	0,98	<0,02
				sep-00	7,89	0,6	0,084
				sep-01	7,82	0,72	<0,1
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	9,9	0,29	<0,02
				sep-00	11,06	0,26	0,018
				sep-01	10,9	0,26	<0,1
	M04	1	8,0-9,0	feb/mar-00	7,8	0,53	0,07
				sep-00	9,99	0,3	2,481
				sep-01	9,5	0,31	0,811
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	8,4	0,76	0,05
				sep-00	8,77	0,39	1,612
				sep-01	8,54	0,54	1,24
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	10,1	0,25	<0,02
				sep-00	11,73	0,28	0,009
				sep-01	11,25	0,18	<0,1
	M07	1	7,0-8,0	sep-00	9,09	0,34	0,176
				sep-01	9,07	0,41	>2
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	9,6	0,21	<0,02
sep-00				10,44	0,28	0,064	
sep-01	10,23	0,3	0,177				

TABEL 9.9: INDHOLD AF pH, LEDNINGSEVNE OG SULFID I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Anlæg	Filter	Filter interval	Dato	pH	Konduktivitet	Svovlbrinte
						mS/cm	mg/l
I væg, bagkant	M03	1	7,8-8,8	feb/mar-00	9,1	0,33	<0,02
				sep-00	10,21	0,18	0,142
				sep-01	9,72	0,24	0,116
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	10	0,18	<0,02
				sep-00	11,41	0,2	0,193
				sep-01	11,52	0,25	0,133
	M06	1	6,7-7,7	feb/mar-00	9,1	0,52	<0,02
				sep-00	9,8	0,24	0,071
				sep-01	9,89	0,19	0,129
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	9,7	0,94	<0,02
				sep-00	10,37	0,32	0,099
				sep-01	10,45	0,22	0,11
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	9,6	0,19	<0,02
				sep-00	11,03	0,25	0,004
				sep-01	11,5	0,25	<0,1



TABEL 9.9: INDHOLD AF pH, LEDNINGSEVNE OG SULFID I OG OMKRING DEN REAKTIVE VÆG, FORTSAT

	Boring	Filter	Filer- interval m.u.t.	Dato	pH	Konduktivitet	Svovlbente
						mS/cm	mg/l
Efter væg	M12	1	7,5-8,5	feb/mar-00	7,1	97,6	<0,02
				sep-00	7,23	0,68	0,061
				sep-01	7,18	0,67	0,108
		2	5,3-6,3	feb/mar-00	7,1	107	<0,02
				sep-00	7,31	0,5	0,81
				sep-01	7,35	0,51	0,46
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	7,3	77,1	<0,02
				sep-00	9	0,3	0,768
				sep-01	9,4	0,23	1,89
	M13	1	8,5-9,5	feb/mar-00	8,3	50,7	<0,02
				sep-00	8,29	0,21	0,55
				sep-01	8,31	0,25	0,934
		2	5,8-6,8	feb/mar-00	7,9	56,6	<0,02
				sep-00	8,71	0,25	0,374
				sep-01	9	0,2	0,862
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	7,9	68	<0,02
				sep-00	8,76	0,35	0,294
				sep-01	8,98	0,26	1,99
	M14	1	8,4-9,4	feb/mar-00	8,7	29,2	<0,02
				sep-00	9,11	0,16	2,78
				sep-01	9,08	0,23	1,1
		2	5,5-6,5	feb/mar-00	8,8	62,9	0,07
				sep-00	8,87	0,35	1,391
				sep-01	8	0,43	1,09
		3	2,6-3,6	feb/mar-00	7,7	53,4	<0,02
				sep-00	8,58	0,37	0,275
				sep-01	9	0,2	0,395
M15	1	7,7-8,7	feb/mar-00	7,6	46,5	<0,02	
			sep-00	8,67	0,3	2,324	
			sep-01	8,63	0,22	>2	
	2	5,6-6,6	feb/mar-00	8,6	42,3	0,11	
			sep-00	8,76	0,43	3,003	
			sep-01	9,06	0,35	>2	
	3	3,4-4,4	feb/mar-00	8,5	50,8	<0,02	
			sep-00	9,18	0,35	1,315	
			sep-01	9,56	0,33	1,59	

TABEL 9.11: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I SNIT M8-M1-M15

	Boing	Fiter	Filter- interval m.u.t.	Dato	Chloro- form µg/l	Trichlor- ethan µg/l	Tetrachlor- methan µg/l	Trichlor- ethylen µg/l	Tetrachlor- ethylen µg/l	Vinyl- chlorid µg/l	1,1-Dichlor- ethylen µg/l	Trans-1,2-di- chloroethylen µg/l	Cis-1,2-di- chloroethylen µg/l	Dichlor- methan µg/l	1,2-Dichlor- ethan µg/l	1,1-Dichlor- ethan µg/l
Snit M8-M1-M15	M08	1	8.2-9.2	feb/mar-00	12	1200	<0.05	2900	2000	<1	<1	<1	690	<1	6100	23
				sep-00	11	1300	<0.02	3400	1500	0,58	12	2,1	1800	<60		67
				sep-01	10	820	<0.02	1500	330	0,48	11	1,3	2400	60	0,53	94
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	32	260	<0.05	140	290	<1	<1	<1	2100	4	50	28
				sep-00	520	37000	<0.02	27000	20000	24	120	14	14000	33000		260
				sep-01	290	5200	<0.02	5600	7000	97	160	10	17000	15000	50	260
		3	3.7-4.7	feb/mar-00	54	2200	<0.05	5000	12000	550	<1	<1	5500	71	1500	12
				sep-00	770	16000	<0.02	14000	12000	96	140	16	16000	12000		400
				sep-01	690	12000	<0.02	19000	19000	710	220	27	20000	14000	<70	520
	M01	1	8.3-9.3	feb/mar-00	2,7	41	<0.05	110	34	<1	<1	<1	78	13	25	14
				sep-00	0,28	6,1	<0.02	13	6,7	4,3	0,59	0,11	780	<5	31	39
				sep-01	<0.05	3,4	<0.02	85	300	4,2	1,2	0,22	480	4,3	<0.1	28
		2	6.0-7.0	feb/mar-00	14	81	<0.05	160	66	300	6,3	3,7	5600	1,4	44	230
				sep-00	190	2200	<0.02	4400	2300	280	61	11	19000	6500		980
				sep-01	510	1400	<0.02	4800	2000	1000	90	15	22000	8200	74	1000
		3	2.7-3.7	feb/mar-00	<0.05	<0.05	<0.05	0,1	0,44	<1	<1	<1	2	<1	<1	1
				sep-00	9,2	<0.05	<0.02	0,1	0,13	66	<0.1	0,11	2400	<5	16	68
				sep-01	1,1	0,88	<0.02	1	1,6	180	0,6	0,62	1500	7,3	3,9	86
	M15	1	7.7-8.7	feb/mar-00	0,54	1,7	<0.05	24	7,1	20	<1	<1	590	39	8,6	410
				sep-00	39	1,6	<0.02	33	26	27	32	1,7	3500	5600	18	1200
				sep-01	23	2	<0.02	38	41	49	18	0,67	4700	210	7,8	1100
		2	5.6-6.6	feb/mar-00	8,4	5,4	<0.05	42	72	37	8,8	1,2	6200	160	17	620
				sep-00	30	1,4	<0.02	660	570	91	58	3,8	5400	13000	20	2000
				sep-01	29	0,84	<0.02	11	150	320	55	2,3	14000	12000	64	3400
		3	3.4-4.4	feb/mar-00	130	50	<0.05	130	300	11	30	2,1	9900	1100	50	600
				sep-00	25	0,3	<0.02	62	52	150	29	2,9	8400	16000	23	3000
				sep-01	18	7,9	<0.02	910	670	520	26	2,4	7600	3900	<40	2300

TABEL 9.12: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I SNIT M9-M2-M3-M14

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Chloroform µg/l	Trichlor-ethen µg/l	Tetrachlor-methan µg/l	Trichlor-ethylen µg/l	Tetrachlor-ethylen µg/l	Vinylchlorid µg/l	1,1-Dichlor-ethylen µg/l	Trans-1,2-dichlorethylen µg/l	Cis-1,2-dichlorethylen µg/l	Dichlor-methan µg/l	1,2-Dichlor-ethan µg/l	1,1-Dichlor-ethan µg/l	
Snit M9- M2- M3- M14	M09	1	8,5-9,5	feb/mar-00	13	2300	<0,05	3300	740	<0,2	15	<0,1	130	10	740	34	
				sep-00	1,9	670	<0,02	2000	110	<0,2	8,3	0,38	410	<5		34	
				sep-01	13	340	<0,02	820	210	<0,1	4,1	0,35	300	3,2	<0,1	31	
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	220	3200	<0,05	3100	2700	4,4	35	8,1	1600	1300	820	47	
				sep-00	250	23000	<0,02	25000	3600	0,92	100	5,8	1300	2000		100	
				sep-01	210	6300	<0,02	7000	1900	<1	110	4,4	4800	520	<15	87	
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	380	4400	<0,05	4500	4200	89	35	13	3500	2900	1300	150	
				sep-00	420	37000	<0,02	34000	5600	27	310	16	14000	5900		310	
				sep-01	340	9500	<0,02	8200	2500	200	320	15	18000	2200	<20	410	
	M02	1	7,9-8,9	feb/mar-00	1,7	160	<0,05	77	8,7	4,1	6,1	<0,1	740	44	7,4	57	
				sep-00	1,4	100	<0,02	120	25	1,7	1,4	<0,3	590	<7		50	
				sep-01	28	160	<0,02	150	20	3,8	7,5	0,81	1500	18	3,2	160	
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	360	1400	<0,05	2800	560	160	63	2,5	4800	14000	1000	1200	
				sep-00	130	85	<0,02	630	110	200	92	11	14000	5900		4200	
				sep-01	11	12	<0,02	120	13	11	1,8	0,31	280	150	16	84	
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,42	5,6	<0,05	4,4	7,4	1,4	<0,1	<0,1	11	11	2,2	4,3	
				sep-00	0,27	0,74	<0,02	2,1	2,9	18	0,18	<0,02	290	<5	0,44	20	
				sep-01	0,14	0,78	<0,02	1,7	4,3	1,3	<0,1	0,18	14	<2	0,34	3,8	
	M03	1	7,8-8,8	feb/mar-00	1,1	2,4	<0,05	1	2,3	4,7	<1	<1	1100	18	<1	73	
				sep-00	14	1,3	<0,02	3,6	8,8	4,2	11	0,67	710	460	3,2	240	
				sep-01	54	3,8	<0,02	49	91	24	38	2,2	4100	810	17	1100	
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	0,21	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	<0,05	<0,05	<0,02	0,12	0,071	<0,2	<0,1	<0,1	0,27	<5	0,44	<0,2	
				sep-01	<0,05	0,15	<0,02	0,42	0,38	<0,1	<0,1	<0,1	1,3	<2	0,21	0,4	
	M14	1	8,4-9,4	feb/mar-00	0,47	0,39	<0,05	4	15	1,2	<0,1	<0,1	56	<1	<1	5	
				sep-00	0,2	2,6	<0,02	4,9	8,2	1,6	0,35	<0,1	68	<8	23	39	
				sep-01	0,054	3,8	<0,02	5,5	6,4	4,6	0,39	0,11	370	<2	<0,1	22	
2		5,5-6,5	feb/mar-00	2	0,78	<0,05	2,2	5	8,2	0,94	<0,1	180	35	65	130		
			sep-00	35	2,2	<0,02	37	17	20	34	2,2	3000	4000	16	3000		
			sep-01	14	12	<0,02	180	120	19	38	1,7	4900	100	11	1500		
3		2,6-3,6	feb/mar-00	<0,05	0,98	<0,05	3,4	7,8	0,6	<0,1	<0,1	7,1	2,2	8,8	3,7		
			sep-00	0,54	0,46	<0,02	0,99	4,6	7,8	0,18	0,11	890	15	2,7	440		
			sep-01	0,2	0,22	<0,02	0,62	2,4	5,9	<0,1	<0,1	490	<2	1,6	78		

TABEL 9.13: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I SNIT M10-M5-M6-M13

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Chloro-	Trichlor-	Tetrachlor-	Trichlor-	Tetrachlor-	Vinyl-	1,1-Dichlor-	Trans-1,2-di-	Cis-1,2-di-	Dichlor-	1,2-Dichlor-
					form	ethan	methan	ethylen	ethylen	chlorid	ethylen	chloroethylen	chloroethylen	methan	ethan
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Snit M10-M5-M6-M13	M10	1	8,4-9,4	feb/mar-00	1,8	18	<0,05	97	2500	<1	<1	<1	120	<1	29
				sep-00	<0,05	120	1,1	120	780	<0,2	1,4	<0,1	23	<5	
				sep-01	13	19	<0,02	35	220	<0,1	0,3	<0,1	40	<2	0,24
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	74	1100	<0,05	1700	7800	<1	<1	3	1100	17	580
				sep-00	12	4000	<0,02	6100	1800	0,28	51	1,8	750	<30	
				sep-01	36	360	<0,02	480	280	<0,1	8,6	1,4	1500	2,3	1,7
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	640	2600	<0,05	2900	4000	2,5	33	100	4500	410	660
				sep-00	320	4500	<0,02	7800	5300	3,3	60	14	10000	710	
				sep-01	62	1300	<0,02	2500	2200	0,9	33	4,9	4300	120	9,1
	M05	1	7,7-8,7	feb/mar-00	59	1300	<0,05	1800	830	<1	<1	<1	330	9,5	610
				sep-00	12	330	<0,02	300	66	2,6	5,8	2	2700	22	
				sep-01	0,77	13	<0,02	11	20	0,3	0,74	0,71	310	110	0,2
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	13	18	<0,05	20	2,2	<1	<1	<1	100	7,3	210
				sep-00	9,4	12	<0,02	71	5,9	27	8,9	2,7	4300	7,3	
				sep-01	<0,05	2,2	<0,02	25	5,6	15	2,8	0,42	1600	3,4	4,9
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,05	0,07	<0,05	0,05	0,17	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	0,43	1,8	<0,02	0,77	1,4	2,4	<0,1	0,14	110	43	0,37
				sep-01	0,32	0,35	<0,02	0,8	1,2	2,2	<0,1	0,4	41	<2	0,45
	M06	1	6,7-7,7	feb/mar-00	2,6	0,94	<0,05	1,8	5,5	<1	<1	<1	120	<1	20
				sep-00	0,33	<0,05	<0,02	0,86	80	5,4	0,32	<0,1	660	<5	0,74
				sep-01	0,14	0,15	<0,02	0,46	3,3	1,3	<0,1	<0,1	300	<2	0,35
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,16	0,15	<0,05	0,4	0,41	<1	<1	<1	5	5,4	91
				sep-00	0,87	0,056	<0,02	1,1	0,39	8,9	0,47	0,15	980	<5	15
				sep-01	<0,05	<0,05	<0,02	0,65	0,72	13	0,26	0,5	1400	3,6	3,1
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	0,05	<0,05	0,39	0,4	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	<0,05	<0,05	<0,02	<0,05	0,11	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	190	4,4
				sep-01	<0,05	<0,05	<0,02	0,2	0,29	<0,1	<0,1	<0,1	9,3	9,9	2,9
M13	1	8,5-9,5	feb/mar-00	31	22	<0,05	40	47	0,96	0,38	<1	17	4	34	
			sep-00	1,9	0,64	<0,02	2,7	13	19	0,72	0,18	740	<8	3,8	
			sep-01	0,67	0,99	<0,02	2,9	7,5	88	0,86	0,27	490	<2	0,45	
	2	5,8-6,8	feb/mar-00	0,13	1,7	<0,05	1,6	2,8	9,3	<1	<1	1600	<1	5,5	
			sep-00	0,68	0,68	<0,02	6,6	14	11	0,17	<0,1	980	<8	3,2	
			sep-01	0,33	0,33	<0,02	2,2	7,4	13	0,14	<0,1	730	<2	0,78	
	3	3,0-4,0	feb/mar-00	0,18	6	<0,05	9,1	22	2,7	<1	<1	10	<1	3,5	
			sep-00	0,63	0,46	<0,02	1,2	6,1	36	1,1	0,51	2300	99	9	
			sep-01	6,7	0,47	<0,02	2,3	2,6	49	1,3	1,6	3700	120	7,5	

TABEL 9.14: INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I SNIT M11-M7-M9

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Chloro-	Trichlor-	Tetrachlor-	Trichlor-	Tetrachlor-	Vinyl-	1,1-Dichlor-	Trans-1,2-d-	Cis-1,2-d-	Dichlor-	1,2-Dichlor-	1,1-Dichlor-
					lom	ethan	methan	ethylen	ethylen	chlorid	ethylen	chloroethylen	chloroethylen	methan	ethan	ethan
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Snit M11-M7-M12	M11	1	9,2-10,2	feb/mar-00	2,1	34	<0,05	47	190	1,5	<1	<1	40	<1	13	2,3
				sep-00	<0,05	24	0,2	71	270	0,65	0,23	0,13	99	<5		1,9
				sep-01	13	100	<0,02	130	110	0,77	3,1	0,99	980	<2	1,6	14
		2	6,1-7,1	feb/mar-00	15	130	0,05	670	3100	38	2,5	2,5	2500	7	130	5,8
				sep-00	110	2500	<0,02	3800	3400	21	21	11	2900	12		66
				sep-01	26	1500	<0,02	4800	3300	5,1	24	4,3	2100	13	7,6	70
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	29	440	<0,05	510	710	1,7	2,7	1,3	190	<1	75	17
				sep-00	10	870	6,4	2200	5100	4,3	6	1,4	380	<5		93
				sep-01	10	8400	<0,02	11000	3100	6,1	54	2,8	1600	17	7,4	130
	M07	1	7,0-8,0	sep-00	<0,05	0,74	<0,02	10	25	0,25	<0,1	<0,1	48	<5	0,65	0,3
				sep-01	0,64	4,7	<0,02	6	3,7	0,89	0,31	0,42	250	<2	0,74	5,6
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,05	0,07	<0,05	0,31	0,28	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
				sep-00	0,75	0,076	<0,02	0,089	0,39	26	<0,02	0,22	1200	7	69	100
				sep-01	0,2	1,7	<0,02	2,4	2,3	10	0,29	0,49	1700	3,2	11	270
	M12	1	7,5-8,5	feb/mar-00	0,06	13	<0,05	190	370	1,2	0,83	0,89	610	<1	38	3,7
				sep-00	5,9	44	<0,02	44	400	22	2,1	1,4	710	<5		21
				sep-01	63	1100	<0,02	3000	1800	6,8	15	2	1100	<2	21	86
		2	5,3-6,3	feb/mar-00	0,67	11	<0,05	76	130	1,8	1,7	1,7	1800	<1	16	5,3
				sep-00	8	19	<0,02	27	15	12	0,61	1,1	660	<5		22
				sep-01	69	610	<0,02	1100	580	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<2	51	<0,1
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	0,21	8,9	<0,05	200	170	<1	<1	<1	290	<1	34	2,1
				sep-00	0,11	0,57	<0,02	2,8	1,4	9,6	<0,1	<0,1	130	44	0,35	75
				sep-01	0,23	0,56	1,3	6,4	6,3	14	0,45	0,17	660	7,9	9	640

TABEL 9.15: INDHOLD AF BTEX I SNIT M8-M1-M15

	Boring	Filter	Filter-	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
			interval					
			m.u.t.		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Snit M8-M1-M15	M08	1	8,2-9,2	feb/mar-00	0,5	400	370	1200
				sep-00	90	390	440	1300
				sep-01	49	48	250	140
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,43	15	69	108
				sep-00	9800	11000	4300	15000
				sep-01	220	2600	1200	810
		3	3,7-4,7	feb/mar-00	4,1	1100	3400	7300
				sep-00	290	1700	3200	6800
				sep-01	420	6100	7500	2000
	M01	1	8,3-9,3	feb/mar-00	5,2	460	420	1020
				sep-00	30	30	180	360
				sep-01	63	24	200	23
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	3,1	40	64	222
				sep-00	160	3800	1700	4400
				sep-01	300	4700	1600	1300
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,59	0,43	0,33	0,56
				sep-00	40	410	19	28
				sep-01	29	230	33	25
	M15	1	7,7-8,7	feb/mar-00	6	16	7,8	18,7
				sep-00	110	2700	1200	3700
				sep-01	86	1400	800	520
		2	5,6-6,6	feb/mar-00	6	300	190	242
				sep-00	76	3600	2200	7000
				sep-01	44	1700	720	450
3		3,4-4,4	feb/mar-00	9,8	1600	540	1380	
			sep-00	5,3	340	200	750	
			sep-01	100	4300	9,8	1400	

TABEL 9.16: INDHOLD AF BTEX I SNIT M9-M2-M3-M14

	Boring	Filter	Filter- interval	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
					μg/l	μg/l	μg/l	μg/l
					m.u.t.			
Snit M9- M2- M3- M14	M09	1	8,5-9,5	feb/mar-00	1,5	750	200	490
				sep-00	17	44	40	53
				sep-01	13	27	53	21
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	11	220	1100	5200
				sep-00	81	110	970	3200
				sep-01	60	110	990	760
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	4,4	680	1200	26900
				sep-00	9800	6400	6200	29000
				sep-01	110	6400	5500	2800
	M02	1	7,9-8,9	feb/mar-00	0,69	19	100	121
				sep-00	0,094	24	68	79
				sep-01	12	81	110	29
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	24	310	250	670
				sep-00	54	740	2400	4300
				sep-01	3,5	44	64	67
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,33	0,24	0,47	1,21
				sep-00	0,74	6,7	7,4	15
				sep-01	0,88	1,3	1,6	1,4
	M03	1	7,8-8,8	feb/mar-00	5,2	61	120	180
				sep-00	0,41	63	200	450
				sep-01	26	1300	500	400
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	0,47	0,28	0,46	0,59
				sep-00	0,72	0,16	0,09	1,2
				sep-01	1,3	1	1,6	1,3
	M14	1	8,4-9,4	feb/mar-00	0,27	11	9,5	15,9
				sep-00	0,12	8,9	13	13
				sep-01	6,3	2,4	33	6,1
2		5,5-6,5	feb/mar-00	1,9	34	11	15,2	
			sep-00	28	83	480	2400	
			sep-01	39	130	1600	2100	
3		2,6-3,6	feb/mar-00	0,44	1,7	4,5	3	
			sep-00	0,66	6,1	3,5	9	
			sep-01	4,8	8,3	66	81	

TABEL 9.17: INDHOLD AF BTEX I SNIT M10-M5-M6-M13

	Boring	Filter	Filter-interval m.u.t.	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Snit M10-M5-M6-M13	M10	1	8,4-9,4	feb/mar-00	<0,2	0,31	0,55	0,8
				sep-00	4,2	2,9	0,83	1,8
				sep-01	0,45	0,68	2,5	2,3
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,27	1,4	27	160
				sep-00	4,6	290	56	240
				sep-01	5,8	4,8	130	95
		3	3,5-4,5	feb/mar-00	1,1	34	460	1860
				sep-00	44	260	1100	5400
				sep-01	1,9	760	2300	1900
	M05	1	7,7-8,7	feb/mar-00	6,1	630	250	740
				sep-00	8,4	27	440	1600
				sep-01	0,16	14	100	130
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,32	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	1,1	13	230	620
				sep-01	0,89	14	1100	1700
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,42	3,6	27	17
				sep-01	3,2	3,2	28	8,3
	M06	1	6,7-7,7	feb/mar-00	0,24	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,32	0,5	0,44	1
				sep-01	0,27	2,7	11	9,4
		2	6,0-7,0	feb/mar-00	0,4	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,88	1,8	26	60
				sep-01	1,1	6,2	470	550
3		2,7-3,7	feb/mar-00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4	
			sep-00	0,5	0,051	0,069	0,28	
			sep-01	0,76	2,7	6,5	3	
M13	1	8,5-9,5	feb/mar-00	0,86	270	14	28,1	
			sep-00	6,8	23	400	1100	
			sep-01	3,7	4,4	220	10	
	2	5,8-6,8	feb/mar-00	0,21	<0,2	0,64	1,99	
			sep-00	0,37	1,8	2,7	4,5	
			sep-01	1,8	3,1	68	23	
	3	3,0-4,0	feb/mar-00	1,7	0,39	1,2	7,5	
			sep-00	2,3	1,9	4,2	7,9	
			sep-01	39	300	1700	2100	



TABEL 9.18 INDHOLD AF BTEX I SNIT M11-M7-M12

	Boring	Filter	Filter- interval m.u.t.	Dato	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	Xylener
					µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Snit M11-M7-M12	M11	1	9,2-10,2	feb/mar-00	<0,2	0,87	2,3	2,3
				sep-00	0,71	1,6	6,6	18
				sep-01	0,45	17	200	91
		2	6,1-7,1	feb/mar-00	<0,2	2,4	8,5	18,6
				sep-00	6,5	6,7	250	1400
				sep-01	1,9	8,8	1400	1800
		3	3,0-4,0	feb/mar-00	<0,2	5,9	400	790
				sep-00	54	38	4000	6800
				sep-01	0,67	130	1300	2800
	M07	1	7,0-8,0	sep-00	0,043	0,061	0,41	0,27
				sep-01	0,14	1,2	16	6,3
		3	2,7-3,7	feb/mar-00	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4
				sep-00	0,35	0,14	0,062	0,23
				sep-01	2,4	3,7	140	170
		M12	1	7,5-8,5	feb/mar-00	0,27	1,1	0,96
	sep-00				0,06	0,69	29	33
	sep-01				7,3	4,4	350	420
	2		5,3-6,3	feb/mar-00	5,9	1,5	5,9	23,59
				sep-00	0,74	2,3	21	21
				sep-01	7,2	4,2	230	160
	3		3,0-4,0	feb/mar-00	0,26	1,2	8,1	36,1
sep-00				0,5	0,97	6,9	8,2	
sep-01				13	13	490	230	



*Bilag 20  
Monitering  
Analyseresultater for vandprøver udtaget  
op- og nedstrøms væggen*

INDHOLD AF CHLOREREDE KOMPONENTER I VANDPRØVER UDTAGET OPSTRØMS OG NEDSTRØMS DEN REAKTIVE VÆG.

Borings-placering	Borings-nr.	Filter-nr.	Filter-interval DNN	Chloro-form µg/l	TCA µg/l	PCM µg/l	TCE µg/l	PCE µg/l	VC µg/l	1,1-DCE µg/l	trans-DCE µg/l	cis-DCE µg/l	DCM µg/l	1,2-DCA µg/l	1,1-DCA µg/l
Opstrøms forurening	B5	1	18,8-20,8	< 0,05	0,33	< 0,05	1,6	9,4	< 1	< 1	< 1	1,2	< 1	< 1	< 1
Opstrøms forurening	Dræn-vand			0,54	11	< 0,05	6,7	63	i.a.	i.a.	i.a.	39	i.a.	i.a.	i.a.
Opstrøms væg	R1	1	12,0-14,0	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,79	110	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
		2	19,0-21,0	0,66	72	< 0,05	150	460	< 1	< 1	0,77	31	< 1	28	8,6
Opstrøms væg	R3	1	13,5-15-5	< 0,05	0,43	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
		2	16,8-18,8	0,95	4,8	< 0,05	79	0,37	370	8,6	3,6	800	< 1	18	32
Nedstrøms væg	M17	1	13,5-14,5	< 0,05	< 0,05	< 0,05	2,9	22	< 1	< 1	< 1	8,4	< 1	1,5	< 1
		2	15,6-16,6	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,1	9,2	< 1	< 1	< 1	90	< 1	< 1	< 1
		3	17,8-18,8	< 0,05	0,55	< 0,05	2,8	1,9	< 1	< 1	< 1	130	< 1	< 1	2,3
Nedstrøms væg	M18	1	12,8-13,8	4,1	30	< 0,05	830	43	16	1,4	1,2	500	14	950	6
		2	15,3-16,3	2,5	29	< 0,05	17	15	170	1,2	2,5	600	3,2	7,7	2,6
		3	17,8-18,8	5,3	21	< 0,05	9,8	9,4	220	1,2	4,1	500	3,9	13	20
Nedstrøms væg	M19	1	12,1-13,1	0,77	2,3	< 0,05	2,8	1,4	15	< 1	< 1	10	< 1	< 1	7
		2	15,0-16,0	4,2	12	< 0,05	9,2	7,8	26	< 1	< 1	22	< 1	< 1	10
		3	17,9-18,9	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,32	0,28	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Nedstrøms væg	E10	1	17,5-19,5	< 0,05	1,3	< 0,05	140	130	3	< 1	< 1	30	< 1	90	< 1
Nedstrøms væg	E11	1	18,6-20,6	< 0,05	3,5	< 0,05	5,6	12	< 1	< 1	< 1	3,7	< 1	3	1,6
Nedstrøms væg	E12	1	12,9-15,9	< 0,05	1,3	< 0,05	0,25	0,32	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

i.a. ikke analyseret

INDHOLD AF AN- OG KATIONER SAMT pH, LEDNINGSEVNE OG SVOVLBRINTE I VANDPRØVER UDTAGET OPSTRØMS OG NEDSTRØMS DEN REAKTIVE VÆG.

Borings-placering	Borings-nr.	Filter-nr.	Filter-interval DNN	Calcium mg/l	Magne-sium mg/l	Ammo-nium mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l	Jern mg/l	Mangan mg/l	Bicar-bonat mg/l	Chlorid mg/l	Sulfat mg/l	Nitrat mg/l	Nitrit nat mg/l	Fluorid mg/l	pH nat	Lednings- evne mS/l	Svovl- brinte-S mg/l
Opstrøms forurening	B5	1	18,8-20,8	140	12	< 0,01	18	2	0,11	0,012	291	36,1	119	0,39	< 0,005	0,14	7,3	77,1	< 0,02
Opstrøms væg	R1	1	12,0-14,0	130	12	0,04	14	6,2	1,1	0,32	261	33,7	112	< 0,015	0,005	0,18	7,3	72,7	< 0,02
		2	19,0-21,0	140	6,1	1	20	6,9	0,03	0,017	374	21,1	20	41	0,055	0,32	7,1	74,9	< 0,02
Opstrøms væg	R3	1	13,5-15,5	140	12	0,02	15	2,8	0,11	0,38	293	32,7	109	0,13	0,008	0,16	7,2	74,2	< 0,02
		2	16,8-18,8	180	16	0,12	27	5,5	4,5	0,35	505	42,2	68	3,9	0,28	0,12	7	99,8	< 0,02
Nedstrøms væg	M17	1	13,5-14,5	130	11	0,05	16	4	1,8	0,3	269	34,2	114	0,022	< 0,005	0,21	7,3	73,1	< 0,02
		2	15,6-16,6	130	11	0,07	18	3,7	2,7	0,34	279	37	125	0,04	< 0,005	0,17	7,3	75,9	< 0,02
		3	17,8-18,8	210	12	1,7	62	4,5	8,2	1,4	398	57,1	263	0,067	0,029	0,16	7,1	124	< 0,02
Nedstrøms væg	M18	1	12,8-13,8	130	12	0,07	20	3,2	2,6	0,36	270	40,4	113	0,049	0,007	0,16	7,3	75,3	< 0,02
		2	15,3-16,3	230	20	0,54	26	3,4	8,4	0,72	339	58,9	289	0,062	0,016	0,11	7,2	121	< 0,02
		3	17,8-18,8	370	22	1,9	32	3,8	16	2,6	514	58,1	511	0,075	0,01	0,13	7	175	< 0,02
Nedstrøms væg	M19	1	12,1-13,1	160	14	0,06	25	2,9	2,8	0,48	337	54,5	160	0,08	0,008	0,22	7,2	93,9	< 0,02
		2	15,0-16,0	140	12	0,1	31	2,9	3,8	0,45	319	58,7	130	0,031	0,01	0,11	7,2	88,9	< 0,02
		3	17,9-18,9	130	11	4,5	73	21	7,8	0,9	418	77,4	99	0,018	0,017	0,14	7,1	106	< 0,02
Nedstrøms væg	E10	1	17,5-19,5	110	5,4	3,2	38	6,1	2,6	0,46	305	42,6	61	1,5	0,021	0,17	7,2	72,2	< 0,02
Nedstrøms væg	E11	1	18,6-20,6	310	13	2,1	43	6,3	1,2	2,3	476	80	400	4,3	0,036	0,2	6,9	158	< 0,02
Nedstrøms væg	E12	1	12,9-15,9	160	14	0,02	70	3,9	0,2	0,21	318	164	118	0,17	0,008	0,13	7,2	121	< 0,02



*Bilag 21*  
*Monitoring af naturlig nedbrydning i pointtabel fra US-EPA*  
*protokol*

ANALYTICAL PARAMETERS AND WEIGHTING FOR PRELIMINARY SCREENING FOR ANAEROBIC BIODEGRADATION PROCESSES <sup>A)</sup>

Oxygen*	<0.5 mg/L	Tolerated, suppresses the reductive pathway at higher concentrations	3
Oxygen*	>5 mg/L	Not tolerated; however, VC may be oxidized aerobically	-3
Nitrate*	< 1 mg/L	At higher concentrations may compete with reductive pathway	2
Iron II*	>1 mg/L	Reductive pathway possible; VC may be oxidized under Fe(III)-reducing conditions	3
Sulfate*	<20 mg/L	At higher concentrations may compete with reductive pathway	2
Sulfide*	>1 mg/L	Reductive pathway possible	3
Methane*	<0.5 mg/L	VC oxidizes	0
	>0.5 mg/L	Ultimate reductive daughter product, VC Accumulates	3
Oxidation Reduction Potential* (ORP) against Ag/AgCl electrode	<50 millivolts (mV)	Reductive pathway possible	1
	<-100 mV	Reductive pathway likely	2
pH*	5 < pH < 9	Optimal range for reductive pathway	0
	5 > pH > 9	Outside optimal range for reductive pathway	-2
TOC	> 20 mg/L	Carbon and energy source; drives dechlorination; can be natural or anthropogenic	2
Temperature*	> 208C	At T>208C biochemical process is accelerated	1
Carbon Dioxide	>2x background	Ultimate oxidative daughter product	1
Alkalinity	>2x background	Results from interaction between CO <sub>2</sub> and aquifer minerals	1
Chloride*	>2x background	Daughter product of organic chlorine	2
Hydrogen	>1 nM	Reductive pathway possible, VC may accumulate	3
Hydrogen	<1 nM	VC oxidized	0
Volatile Fatty Acids	>0.1 mg/L	Intermediates resulting from biodegradation of more complex compounds; carbon and energy source	2
BTEX*	>0.1 mg/L	Carbon and energy source; drives dechlorination	2
Tetrachloroethene		Material released	0
Trichloroethene*		Material released	0
		Daughter product of PCE	2 <sup>a/</sup>
DCE*		Material released	0
		Daughter product of TCE	2 <sup>a/</sup>
		If cis is > 80% of total DCE it is likely a daughter product 1,1-DCE can be chemical reaction product of TCA	
VC*		Material released	0
		Daughter product of DCE	2 <sup>b)</sup>
1,1,1-Trichloroethane		Material released	0
DCA		Daughter product of TCA under reducing conditions	2
Carbon Tetrachloride		Material released	0
Chloroethane*		Daughter product of DCA of VC under reducing conditions	2
Ethene/Ethane	>0.01 mg/L	Daughter product of VC/ethene	2
	>0.1 mg/L		3
Chloroform		Material released	0
		Daughter product of Carbon Tetrachloride	2
Dichloromethane		Material released	0
		Daughter product of Chloroform	2

\* Required analysis. a/ Points awarded only if it can be shown that the compound is a daughter product (i.e., not a constituent of the source NAPL).

INTERPRETATION OF POINTS AWARDED DURING SCREENING STEP 1

Score	Interpretation
0 to 5	Inadequate evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics
6 to 14	Limited evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics
15 to 20	Adequate evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics
> 20	Strong evidence for anaerobic biodegradation* of chlorinated organics

\*reductive dechlorination