MILJØMINISTERIET

Miljøstyrelsen

# Erfaringsopsamling for reduktiv deklorering som afværgeteknologi i moræneler

## Delrapport 1

Ida Damgaard, Julie Chambon,
Camilla Christiansen, Gitte Lemming,
Mette Broholm, Phillip J. Binning og Poul L. Bjerg

DTU Miljø

Miljøprojekt Nr. 1294 2009

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


FORORD 5

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER 7

SUMMARY AND CONCLUSIONS 11

1 INDLEDNING 15

1.1 BAGGRUND OG MOTIVATION 15
1.2 FORMÅL 15

2 LOKALITETER 17

3 GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI 21

3.1 REGIONAL GEOLOGI 21
3.2 LOKAL GEOLOGI 21
***3.2.1 Geologisk lagfølge 21***
***3.2.2 Redoxgrænse 22***
***3.2.3 Sandslirer og linser 23***
***3.2.4 Sprækker 23***
3.3 SUPPLERENDE GEOLOGISK KARAKTERISERING 24
3.4 HYDROGEOLOGI 26
***3.4.1 Magasiner 26***
***3.4.2 Strømningsretning 27***
***3.4.3 Strømningshastighed 28***
3.5 OPSUMMERING 29

4 FORURENINGSFORDELING 31

4.1 AFGRÆNSENDE UNDERSØGELSER 31
***4.1.1 Umættet zone - poreluft 32***
***4.1.2 Jordforurening 32***
***4.1.3 Grundvandsforurening 34***
***4.1.4 Fri fase 34***
4.2 MASSEBEREGNINGER 35
4.3 OPSUMMERING 38

5 VURDERING AF AFVÆRGETEKNOLOGIER 41

5.1 FORMÅL OG INDSATSOMRÅDE 41
5.2 AFVÆRGETEKNOLOGIER 41
5.3 VALG AF AFVÆRGE 42

6 FORUNDERSØGELSER FØR AFVÆRGE 43

6.1 NEDBRYDNINGSFORHOLD 43
***6.1.1 Redoxforhold og nedbrydningsprodukter 44***
***6.1.2 Isotopfraktionering 45***
***6.1.3 Antal af specifikke bakterier 45***
***6.1.4 Treatabilityforsøg 46***
***6.1.5 Pilotskalaforsøg 47***
***6.1.6 Sammenstilling af undersøgelser af nedbrydningsforhold 51***
6.2 FRAKTURERINGSFORSØG 56

*6.2.1 Hydraulisk frakturering 56*
*6.2.2 Pneumatisk frakturering 57*
*6.2.3 Sammenstilling af fraktureringsmetoder 58*
6.3 INJEKTIONSFORSØG 59
*6.3.1 Top-down injektion med GeoProbe 60*
*6.3.2 Injektion under tryk i boringer 60*
*6.3.3 Gravitationsinjektion i boringer 62*
*6.3.4 Sammenstilling af injektionsmetoder 62*

7 AFVÆRGE 65

7.1 AFVÆRGESTRATEGI 65
7.2 AFVÆRGEKRITERIER 66
7.3 ETABLERING AF AFVÆRGE 68
*7.3.1 Valg af elektrondonor og bakterier 68*
*7.3.2 Injektionsmængder 69*
*7.3.3 Injektionsboringer 70*
7.4 MONITERING 71
*7.4.1 Moniteringsstrategi 71*
*7.4.2 Moniteringsboringer, kerneprøver/jordprøver 73*
7.5 EFFEKT AF AFVÆRGE 74
*7.5.1 Spredning og omsætning af elektrondonor 74*
*7.5.2 Bakterier 77*
*7.5.3 Anaerob reduktiv deklorering 78*
7.6 OPSUMMERING 79

8 OPSUMMERING AF ANBEFALINGER 81

9 REFERENCER 83

9.1 GENEREL REFERENCELISTE 83
9.2 GL. KONGEVEJ 39 85
9.3 VESTERBROGADE 116 86
9.4 SORTEBROVEJ 87
9.5 GL. KONGEVEJ 33 87
9.6 VASBYVEJ 16A 88
9.7 HELLESTEDVEJ 22 88
9.8 FLENSBORGGADE 24 88
9.9 SVENDBORG 88
9.10 TVÆRVEJ 3 89
9.11 RUGÅRDSVEJ 234-238 89
9.12 BALDERSBÆKVEJ 89

Bilag A – Lokalitetsbeskrivelse
Bilag B – Dataark
Bilag C – Geologisk karakterisering
Bilag D – Moniteringsparametre

# Forord

***In situ*** stimuleret reduktiv deklorering har de seneste år vist gode resultater ved oprensning af klorerede opløsningsmidler i sandmagasiner. Der er endvidere iværksat flere pilot- og fuldskalaoprensninger i moræneler. Oprensning i lavpermeable aflejringer er mere kompliceret, da spredningen af elektrondonor og bakterier, og dermed kontakten med forureningen, er begrænset af den lave permeabilitet. For at øge spredningen og kontaktoverfladen er flere injektionsmetoder afprøvet på forskellige lokaliteter.

I dette projekt indsamles eksisterende viden og erfaringer med ***in situ*** anaerob deklorering i moræneler i Danmark. Denne rapport markerer afslutningen af første fase i projektet. I anden fase, der løber parallelt med første fase, udarbejdes et modelværktøj af generel karakter, der kan bruges til at vurdere forureningsfluxen fra et forurenet område før, under og efter oprensningen (Chambon et al., 2008). I den tredje og sidste fase af projektet kobles de to første faser sammen ved at afprøve modelværktøjet på udvalgte lokaliteter fra erfaringsopsamlingen. Herved kan effekten og tidshorisonten for en oprensning med anaerob deklorering i moræneler vurderes.

Projektet gennemføres af DTU Miljø for Region Hovedstaden, som led i Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. For at inddrage så meget eksisterende viden som muligt er en følgegruppe bestående af personer fra flere af landets regioner og Miljøstyrelsen dannet. Gruppen består af følgende personer:

- Ole Killerich, Miljøstyrelsen
- Carsten Bagge, Region Hovedstaden
- Henriette Kerrn-Jespersen, Region Hovedstaden
- Jesper Elkær, Region Hovedstaden, nu Københavns Energi
- John Flyvbjerg, Region Hovedstaden
- Mette Christophersen, Region Syddanmark
- Henrik Rud Larsen, Region Midtjylland

Rapporten er opdelt i en hovedrapport og en særskilt bilagsrapport.

# Sammenfatning og konklusioner

Stimuleret reduktiv deklorering har været benyttet som oprensningsmetode på flere danske lokaliteter forurenet med klorerede opløsningsmidler, og der er opnået gode resultater ved oprensning i sandmagasiner. Oprensning af lavpermeable aflejringer, som moræneler, er en mere kompleks proces, da den lave permeabilitet af sedimentet begrænser spredningen af elektrondonor og bakterier. I nærværende undersøgelse er erfaringerne fra oprensninger med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneler indsamlet og sammenstillet, for at få et bedre indblik i de styrende processer i forbindelse med transport af klorerede opløsningsmidler, elektrondonor og bakterier i moræneler.

Der er indhentet information fra lokaliteter, hvor den primære forurening består af klorerede opløsningsmidler (primært klorerede ethener), der findes i moræneler. Der er indhentet information fra 14 lokaliteter, hvoraf der er opstartet fuldskalaoprensning i moræneleret på 3 lokaliteter (G. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej), pilotskalaforsøg i moræneler på 1 lokalitet (Rugårdsvej ML), fuldskalaoprensning i underliggende vandførende lag på 3 lokaliteter (Svendborg, Gl. Kongevej 33 og Hellestedvej), pilotskalaforsøg i underliggende vandførende lag på 2 lokaliteter (Flensborggade og Rugårdsvej S) og 5 lokaliteter, hvor der endnu ikke er opstartet oprensning (Vasbyvej, Baldersbækvej, Høje Tåstrupvej, Tværvej og Middelfartvej).

## Geologi og Hydrogeologi

Den geologiske beskrivelse på lokaliteterne er ofte meget grov. Dette afsmittes endvidere på beskrivelse af strømningen i og mellem de geologiske lag, hvor der primært ligges vægt på den horisontale strømning i vandførende lag, frem for den vertikale transport til denne enhed. På forurenede morænelerslokaliteter, er det generelt nødvendigt med en mere detaljeret beskrivelse af morænelerstypen samt tilstedeværelsen af sprækker og frakturer, end der hidtil har været kutyme for, da disse parametre har stor indflydelse på forureningstransport, og derved forureningsflux til underliggende permeable lag.

## Forureningsfordeling

Forureningsmassen er af stor betydning i forhold til tidsperspektivet af en oprensning. Det er derfor afgørende at lave en god masseberegning. Ofte er masseberegningerne grove, da de estimeres ud fra gennemsnitskoncentrationer over hele det forurenede område frem for at inddele det forurenede område i intervaller. Der ligger endvidere en stor usikkerhed i masseberegningerne i forbindelse med tilstedeværelsen af fri fase, som pools (mobil) eller residual fase (immobil), der forventes at findes på flere lokaliteter (Gl. Kongevej 39, Flensborggade og Vasbyvej). For i fremtiden at forbedre masse estimaterne er det nødvendigt at interval inddele sit forurenede område. Endvidere er det nødvendig med flere metoder eller fremgangsmåder til at vurdere og bestemme den tilstedeværende mængde af fri fase, så dette kan inddrages i masseberegningen.

## Forundersøgelser forud for afværge

Forud for etablering af en fuldskalaoprensning med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering laves der undersøgelser for at få kendskab til nedbrydningsforhold og muligheden for at tilsætte elektrondonor og bakterier.

Det varierer mellem lokaliteterne, hvilke undersøgelser der udføres, for at undersøge nedbrydningsforholdene: analyse af nedbrydningsprodukter, isotopfraktionering, antal specifikke bakterier (***Dehalococcoides***), treatabilityforsøg og pilotskalaforsøg. Ved en sammenstilling af resultaterne fra hver af undersøgelserne findes stort set det samme udkom. Tidsmæssigt tager treatabilityforsøg dog væsentligt længere tid end de andre undersøgelser, hvorfor det kan overvejes at udelade dette, hvis det er tale om en forurening udelukkende med klorerede ethener. Hvis der findes en blandingsforurening med for eksempel klorerede ethaner eller freonforbindelser, er det stadig nødvendigt at udføre treatabilityforsøg, da disse komponenter kan inhibere nedbrydningen.

For at undersøge muligheden for at tilsætte elektrondonor og bakterier er der udført injektionsforsøg i forbindelse med pilotskalaforsøgene. På Rugårdsvej ML og Sortebrovej er der udført hydraulisk frakturering, og på Vasbyvej er der udført pneumatisk frakturering. Fraktureringsforsøgene er udført for at undersøge, om det er muligt, at øge sprækketætheden, og derved mindske afstanden mellem reaktionszonerne i lermatricen. Spredningen ved de hydrauliske fraktureringer skete ikke som forventet, og sprækketætheden var ikke øget nok til at overkomme diffusionsbegrænsninger ved den pneumatiske frakturering.

Der blev injiceret elektrondonor (melasse) med GeoProbe på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade. På Rugårdsvej ML blev der injiceret elektrondonor (Newman Zone®) og bakterier (KB-1®) under tryk, og på Sortebrovej blev der injiceret ved gravitation (Newman Zone® og KB-1®). Det var muligt at injicere ved alle metoder. Der ligger dog visse begrænsninger i spredningen, der er svær at forudsige og forholdsvis omkostningstung at undersøge.

## Afværge

Der er kun iværksat fuldskalaoprensning i moræneleret på tre lokaliteter: Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej. Oprensningerne er opstartet inden for de sidste to år, hvilket betyder at de stadig befinder sig på et tidligt stadie. Effekten af biostimuleringen og bioaugmenteringen er derfor indtil nu kun undersøgt i vandfasen. Der er derfor kun kendskab til udviklingen i matricen fra pilotskalaforsøgene på Rugårdsvej ML.

Ved etablering af fuldskalaoprensning opsættes der afværgekriterier, der indeholder kort- og langsigtede succeskriterier, oprensningskriterier og stopkriterier. Erfaringerne tyder på, at der mangler nogle retningslinjer for, hvordan man fastlægger sine stopkriterier.

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er økologisk rørmelasse benyttet som elektrondonor, og bakterierne er en deklorerende kultur fra BioClear. På Sortebrovej er der benyttet emulgeret sojabønneolie (EOS®), som elektrondonor, og KB-1® bakterier. Den tilsatte mængde elektrondonor beregnes ved det støkiometriske forbrug ganget med en sikkerhedsfaktor.

Antallet af bakterier er bestemt ud fra leverandørens anbefalinger. Erfaringerne viser, at det har været muligt at øge den anaerobe reduktive deklorering i vandfasen på alle tre lokaliteter. Det har endvidere været muligt at opnå vækst af specifikke bakterier på lokaliteter, hvor der forud for afværgen ikke fandtes ***Dehalococcoides*** (Gl. Kongevej 39 og Sortebrovej).

Erfaringerne fra pilot- og fuldskalaoprensninger med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering af klorerede ethener (PCE/TCE og nedbrydningsprodukterne heraf) er lovende. Udviklingen af reaktionszonen og effekten på den anaerobe reduktive deklorering i lermatricen bør dog undersøges nærmere for at opnå en bedre forståelse for tidshorisonten for oprensningsmetoden.

# Summary and conclusions

Stimulated reductive dechlorination has been used as remediation technique at several Danish locations contaminated with chlorinated solvents (primarily chlorinated ethenes) and good results have been obtained from remediation of sandy aquifers. Remediation of low permeability deposits, such as clayey till, is a more complex process as the low permeability of the sediment limits the spreading of electron donor and bacteria. In attentive report existing knowledge is gathered from Danish sites remediated using biostimulation and bioaugmentation of anaerobic reductive dechlorination in clayey till. The information is compiled to get an overview of the controlling processes in relation to transport of chlorinated compounds, electron donor and bacteria in clayey till.

Locations where the primary contamination consists of chlorinated compounds in clayey till is included in the study. 14 locations have been identified: at 3 locations full scale remediation is in progress (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade and Sortebrovej), pilot scale investigations have been carried out in the clayey till at 1 site (Rugårdsvej ML), full scale remediation in the underlying aquifer has taken place at 1 site (Svendborg), pilot investigations have taken place in the underlying aquifer at 3 locations (Gl. Kongevej 33, Flensborggade, Hellestedvej and Rugårdsvej S) and at 5 locations no remediation has been started (Vasbyvej, Baldersbækvej, Høje Tåstrupvej, Tværvej and Middelfartvej).

## Geology and hydrogeology

The geological description of the locations is often very coarse. This carries over to descriptions of flow in and between the geological layers, where weight is placed on the horizontal flow in water-bearing layers rather than the vertical flow to these layers. At contaminated clayey till sites it is generally necessary with more detailed descriptions of clayey till types and the presence of fractures than what has been standard practice until now, since these parameters have great influence on contaminant transport and hence contaminant flux to underlying permeable layers (aquifers).

## Contaminant distribution

The contaminant mass is of great importance in relation to the time perspectives of a remediation effort. Therefore, it is critical to make a good mass estimation. Often, mass calculations are coarse as they are estimated from concentrations averaged over an entire contaminated area rather than smaller sections. Furthermore, mass balances are presently associated with great uncertainties because of the expected presence of free phase contaminant as pools (mobile) or residual phase (immobile) at a number of sites (Gl. Kongevej 39, Flensborggade and Vasbyvej). To be able to improve mass estimates in the future it is necessary to divide contaminated areas into intervals/sections. Furthermore, it is necessary to establish more methods or procedures to evaluate and determine the amount of free phase present at a site so this can be incorporated in mass calculations.

## Investigations prior to remediation

Prior to establishment of a full scale remediation with biostimulated and bioaugmented anaerobic reductive dechlorination, investigations are made to gain knowledge of degradation conditions and the possibility of adding electron donor and bacteria (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Sortebrovej and Rugårdsvej). It varies between sites which investigations are conducted to look into degradation conditions: analysis of degradation products, isotope fractionation, number of specific degraders (***Dehalococcoides***), treatability studies and pilot scale degradation tests. Upon comparison of the results of each of these types of investigation, practically the same outcome is found. In terms of time, treatability studies take significantly longer to conduct than the other tests. Therefore, it should be considered whether this can be omitted if the contamination in question consists solely of chlorinated ethenes. If a mixed contamination exists, with e.g. chlorinated ethanes or Freon compounds, it is still necessary to conduct treatability studies as these components can inhibit degradation.

To investigate the possibility of adding electron donor and bacteria, injection tests have been conducted in conjunction with pilot scale degradation tests. At Rugårdsvej ML and Sortebrovej hydraulic fracturing has been carried out, and at Vasbyvej pneumatic fracturing has been carried out. The fracturing tests were conducted to investigate if it is possible to increase fracture density and thereby decrease the distance between reaction zones in the clay matrix. The distributions achieved via hydraulic fracturing were not as expected, and the fracture density was not increased enough to overcome diffusion limitations via pneumatic fracturing.

Electron donor was injected via GeoProbe at Gl. Kongevej 39 and Vesterbrogade. At Rugårdsvej ML electron donor was injected under pressure, while gravitational injection was carried out at Sortebrovej. Injection was successful using all methods. Certain limitations in distribution are present, however, and distribution is difficult to predict and expensive to investigate.

## Remediation

Full scale remediation has only been implemented at three sites: Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade and Sortebrovej. The remediation efforts have started within the last two years, which means that they are still in the early stages of remediation. The effects of biostimulation and bioaugmentation have therefore until this point only been investigated in the water phase. Thus, knowledge of the development in the matrix exists only from pilot scale tests at Rugårdsvej ML (Jørgensen et al., 2007).

Upon implementation of full scale remediation, short and long term success criteria, remediation criteria and stop criteria must be set up. Experiences indicate that guidelines for how to set up stop criteria are needed.

At Gl. Kongevej 39 and Vesterbrogade ecological cane molasses has been used as an electron donor, and the bacteria used are a dechlorinating culture from BioClear. At Sortebrovej emulsified soybean oil (EOS®) has been used as electron donor and KB-1® bacteria (SIREM). The added amount of electron donor is estimated as the stoichiometric consumption multiplied by a security factor, and the number of bacteria is decided based on the

recommendations of the supplier. Experiences show that it has been possible to increase the anaerobic reductive dechlorination in the water phase at all three sites. Furthermore it has been possible to achieve growth of specific bacteria at sites where, prior to remediation set-up, no ***Dehalococcoides*** were found (Gl. Kongevej 39 and Sortebrovej).

Therefore, the experiences from pilot and full scale remediations with biostimulated and bioaugmented anaerobic reductive dechlorination are promising. The development of reaction zones and the effect on anaerobic reductive dechlorination in the clay matrix should, however, be investigated further to achieve a better understanding of time perspectives for the remediation method.

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund og motivation

Stimuleret reduktiv deklorering har været anvendt som oprensningsmetode på en række danske lokaliteter (Bjerg et al., 2006), og der er opnået gode erfaringer fra især sandmagasiner. Der har endvidere været igangsat aktiviteter med stimuleret reduktiv deklorering i kalkmagasiner og moræneler. Oprensningen i moræneler er en mere kompleks proces, da den lave permeablitet af sedimentet gør, at samspillet mellem lermatrix, sprækker og sandslirer har stor betydning ved spredningen af elektrondonor og bakterier.

Hidtidige erfaringer med anaerob reduktiv deklorering af klorerede ethener tyder på, at de største udfordringer ved oprensningen ikke er forbundet med selve de mikrobiologiske processer. Det er i en række tilfælde dokumenteret, at det er muligt at opnå fuldstændig omsætning fra moderstoffet til ethen (Rugårdsvej (Jørgensen et al., 2007b), Glostrup (Region Hovedstaden, 2007b) og Gl. Kongevej 33 (Riis et al., 2008)). Feltresultater, fra afværge med ***in situ*** biostumuleret og bioaugmenteret anaerob deklorering af klorerede opløsningsmidler i moræneler, tyder på at tilbagediffusion af moderstoffet fra matrix til sandslirer og sprækker, hvor nedbrydningsreaktioner primært forventes at foregå, sandsynligvis er styrende for tidshorisonten af oprensning (Jørgensen et al., 2007a).

Matrixdiffusion vil betyde, at det kan tage lang tid, før der er opnået en fuldstændig oprensning (som ved alle andre afværgeteknologier i moræneler). Spørgsmålet er så, hvor stor effekten af en delvis oprensning er? Vil det hjælpe at øge sprækketætheden ved fx fraktureringsmetoder? Hvad betyder forekomsten af sandslirer? Hvordan er sammenhængen mellem massefjernelsen i matrix og udsivningen til underliggende grundvandsmagasiner? Udsivningen kan beskrives som den samlede forureningsflux (Tuxen et al.., 2006), der når et underliggende grundvandsmagasin. Vurdering af en sådan udsivning vil kræve en troværdig model, som tager højde for de typiske hydrogeologiske forhold, transport i sprækker og sandslirer, udveksling mellem matrix og sprækker samt de relevante mikrobiologiske processer.

## 1.2 Formål

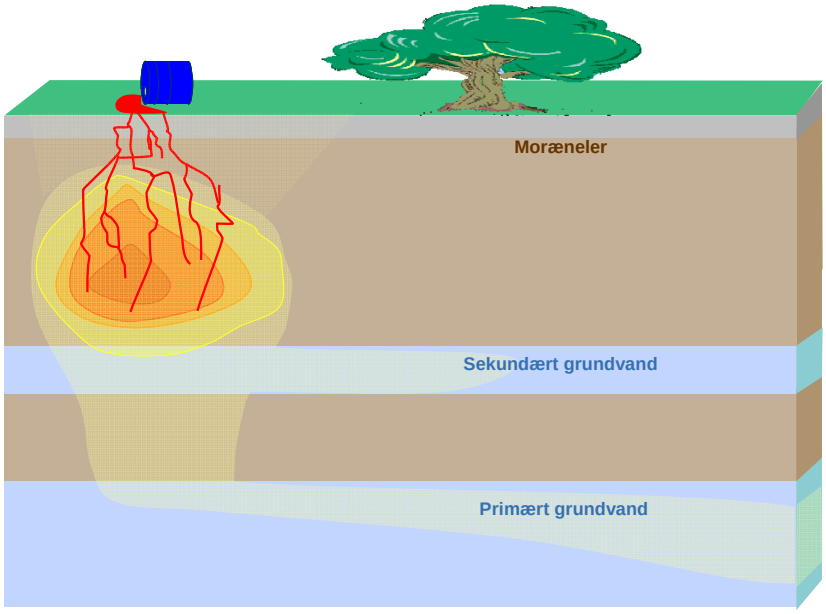
Formålet med dette projekt er at indsamle og sammenstille eksisterende erfaringer med anvendelse af ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering af klorerede opløsningsmidler (primært ethener) i moræneler.

Der er indsamlet data fra 13 lokaliteter i Danmark, hvoraf der er iværksat fuldskalaoprensning i moræneleret på 3. Analysen udarbejdes med henblik på at belyse lokalitetskarakterisering, og hvordan viden fra denne udnyttes i den videre oprensning. Efterfølgende betragtes selve afværgen med hensyn til formål, oprensningskriterier, etablering, monitering og effekt.

På baggrund heraf opbygges en konceptuel forståelse for de styrende processer i forbindelse med transport af klorerede opløsningsmidler, bakterier og elektrondonor.

# 2 Lokaliteter

Erfaringsopsamlingen omhandler lokaliteter, hvor den primære forurening består af klorerede opløsningsmidler, der findes i moræneler, hvorfra der sker en forureningsudsivning til underliggende vandførende lag. De vandførende lag kan findes i for eksempel sand eller kalklag. I figur 1 er en konceptuel model, der illustrerer problemstillingen, vist.




Figur 1: Konceptuel model af en lokalitet, hvor den primære forurening med klorerede opløsningsmidler findes i moræneler, hvorfra der sker en forureningsudsivning til det eller de underliggende vandførende lag.

For på landsplan at inddrage alle lokaliteter, hvor den ovennævnte forureningsspredning findes, er de myndighedsansvarlige vedrørende jordforurening (regionerne) kontaktet. Herved forventes det, at alle relevante lokaliteter både offentlige og private undersøgelser og oprensninger er inddraget i erfaringsopsamlingen.

Efter kontakt med rådgivere og alle regionerne i Danmark er en liste med alle lokaliteterne udarbejdet (tabel 1).

Tabel 1: De primære lokaliteter der indgår i erfaringsopsamlingen inddelt i 3 grupper.

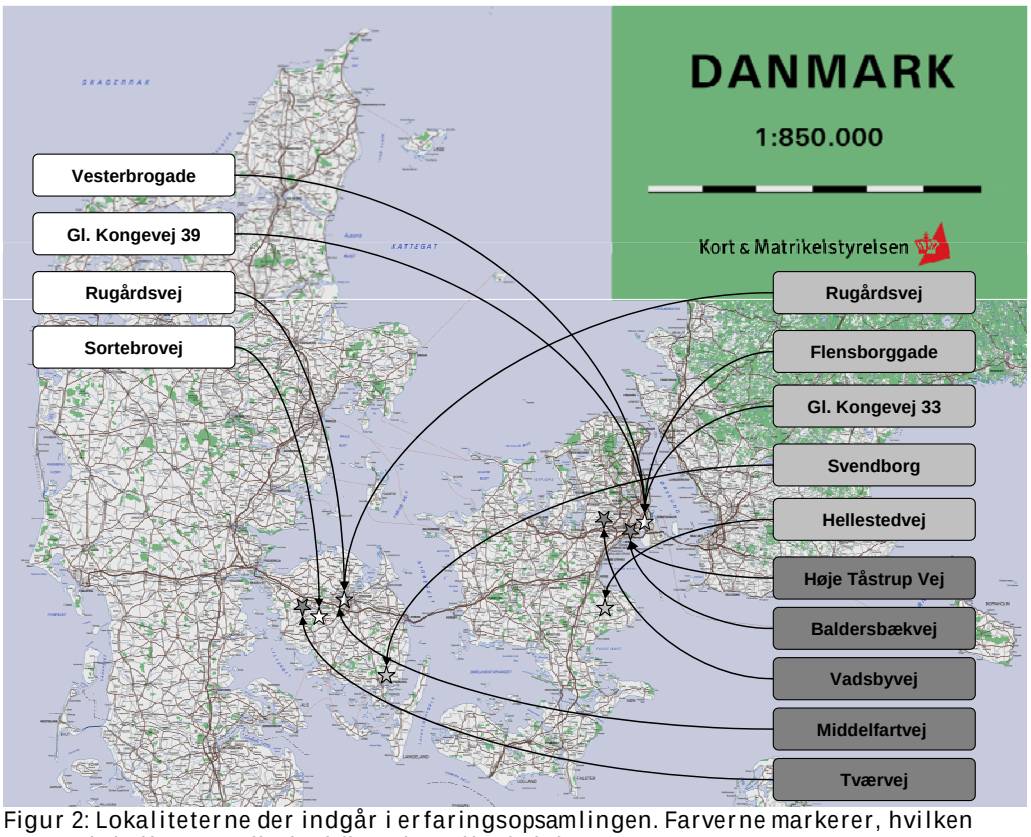
| Gruppe | Primær forurening | Indsatsområde | Feltlokalitet | Region |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Moræneler | Ingen | Vasbyvej 16A, Hedehusene | Hovedstaden |
| 1 | - | Ingen | Baldersbækvej, Ishøj | Hovedstaden |
| 1 | - | Ingen | Høje Tåstrupvej, Taastrup | Hovedstaden |
| 1 | - | Ingen | Tværvej 3, Aarup | Syddanmark |
| 1 | - | Ingen | Middelfartvej 126, Odense | Syddanmark |
| 2 | Moræneler | Underliggende primære magasin | Gl. Kongevej 33, Vesterbro* | Hovedstaden |
| 2 | - | Underliggende sekundære magasin | Flensborggade 24, Vesterbro | Hovedstaden |
| 2 | - | Underliggende primære magasin | Hellestedvej 22, Stevns | Sjælland |
| 2 | - | Underliggende sekundære magasin | Industrigrund, Svendborg | Syddanmark |
| 2 | - | Underliggende sekundære magasin | Rugårdsvej 234-238, Taarup (S) | Syddanmark |
| 3 | Moræneler | Moræneler | Vesterbrogade 116, Vesterbro | Hovedstaden |
| 3 | - | Moræneler | Gl. Kongevej 39, Vesterbro | Hovedstaden |
| 3 | - | Moræneler | Rugårdsvej 234-238, Taarup (ML) | Syddanmark |
| 3 | - | Moræneler | Sortebrovej 26, Tommerup | Syddanmark |

* Der er kun modtaget begrænsede mængder data.

Lokaliteterne er inddelt i 3 forskellige grupper med følgende beskrivelse:

1) På lokaliteter i gruppe 1 er der udført undersøgelser med henblik på at oprense med ***in situ*** stimuleret anaerob deklorering på lokaliteten, dog er der ingen oprensning opstartet. Der er her kun inddraget lokaliteter, der er særligt velkarakteriserede, eller hvor der er udført forundersøgelser af interesse for erfaringsopsamlingen.
2) På lokaliteter i gruppe 2 foregår der oprensning med ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i underliggende vandførende lag.
3) På lokaliteter i gruppe 3 foregår der oprensning med ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneleret.

Alle lokaliteterne ligger på Fyn eller Sjælland (figur 2). Der er ikke opnået kendskab til egnede lokaliteter i Jylland eller resten af Danmark. Der er 5 lokaliteter på Fyn. To af lokaliteterne findes i nærheden af hinanden i Tommerup og Taarup. Derudover findes der én i Odense, én i Taarup, en forstad til Odense, og én i Svendborg. På Sjælland findes der 4 lokaliteter på Vesterbro i det indre København. Derudover findes der 3 lokaliteter i nærheden af København, henholdsvis i Ishøj, Taastrup og Hedehusene, samt 1 lokalitet på Stevns.




Figur 2: Lokaliteterne der indgår i erfaringsopsamlingen. Farverne markerer, hvilken gruppe lokaliteterne findes i (henviser til tabel 1).

Der er udført fuldskalaoprensning på alle lokaliteterne i gruppe 2 og 3, med undtagelse af Rugårdsvej og Flensborggade. På Rugårdsvej er der udført pilotforsøg med oprensning i både moræneleret og det underliggende sandmagasin, og på Flensborggade er der udført pilotforsøg med oprensning i det underliggende primære magasin. Da det primære fokus i denne rapport er oprensning i moræneler, er det disse undersøgelser og resultater, der vil blive lagt vægt på.

Alle lokaliteter i gruppe 2 og 3, samt Vasbyvej er inddraget i analysen af lokalitetskarakteriseringen (geologi, hydrogeologi og forureningsfordeling). I analysen af forundersøgelserne forud for afværgen og selve afværgen er lokaliteterne i gruppe 3 de primære, da der på disse lokaliteter er lavet ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i kildeområdet i moræneleret. Erfaringerne fra Gruppe 1 og 2 vil blive inddraget, hvor de findes relevante.

Lokaliteterne er i rapporten benævnt med gadenavn. Rugårdsvej omtales som Rugårdsvej når der er tale om generel lokalitetsinformation. Når der refereres til pilotforsøgene i henholdsvis det underliggende vandførende lag og moræneleret benævnes lokaliteten Rugårdsvej S og Rugårdsvej ML. På Gl. Kongevej, hvor der findes to lokaliteter, er husnummeret også angivet.

Den indhentede viden, som erfaringsopsamlingen er baseret på, fremgår af referencelisten. Den er inddelt i afsnit efter lokaliteter med referencerne benyttet for den pågældende lokalitet.

En beskrivelse af historik, geologi, hydrogeologi, geokemiske forhold og afværge på hver lokalitet kan findes i Bilag A. I Bilag B findes et dataark, der beskriver lokaliteterne.

# 3 Geologi og Hydrogeologi

I det følgende afsnit er den regionale og lokale geologi på lokaliteterne beskrevet. Analysen er udført med henblik på at belyse, hvordan den geologiske sammensætning vurderes og karakteriseres. Det vil endvidere blive undersøgt om alt tilgængeligt information er inddraget i beskrivelsen af vand- og stoftransporten i og mellem de geologiske lag. Lokaliteterne fra gruppe 2 og 3, samt Vadsbyvej er inddraget.

## 3.1 Regional geologi

På flere lokaliteter er den regionale geologi ikke beskrevet (Svendborg, Hellestedvej), eller også er den beskrevet meget overordnet (Flensborggade, Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej). De overordnede beskrivelser er ofte lavet ud fra geologiske basisdatakort (DGU, 1989), hvorfra den prækvartære lagtykkelse og dybden, hvor de kvartære aflejringer findes i, er beskrevet. På Tværvej og Vasbyvej er en mere detaljeret beskrivelse af den regionale geologi lavet med henblik på en vurdering af dannelsesmiljøet for sedimenterne. På Tværvej er denne beskrivelse dog ikke inddraget i den videre karakterisering af de geologiske forhold.

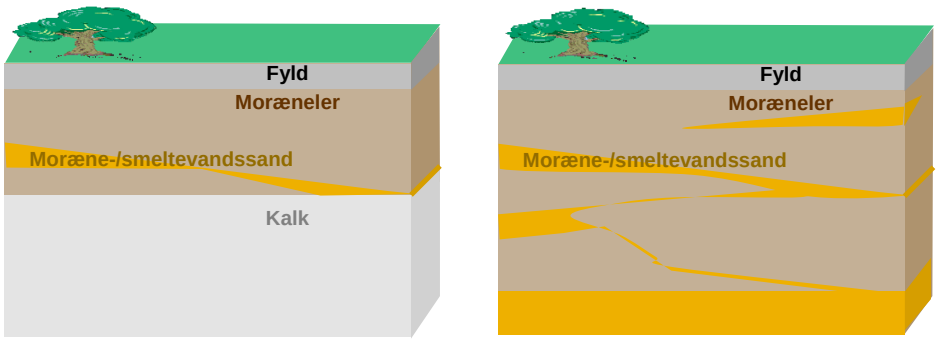
## 3.2 Lokal geologi

Den lokale geologi er af stor betydning i forhold til transporten af forureningskomponenterne i undergrunden. I det følgende vil geologiske tolkninger på lokaliteterne blive beskrevet og diskuteret, med henblik på benyttede metoder og detaljeringsgrad. Analysen er lavet ud fra tilgængelige data fra undersøgelser på lokaliteterne (Bilag A og B) i kombination med information indhentet i nærværende undersøgelse (Bilag C).

### 3.2.1 Geologisk lagfølge

Fælles for lokaliteterne er, at der overvejende findes moræneler oven på et vandførende lag. På de sjællandske lokaliteter er det primære, vandførende lag kalk, hvor det på Fyn udgøres af sandlag (figur 3). På lokaliteter, hvor det primære magasin findes i sand, findes der ofte et større antal undersøgelsesboringer til det primære magasin uafhængigt af, hvilken dybde det findes i. På lokaliteter, hvor det primære magasin findes i kalk, findes der færre boringer, selv om kalken er forholdsvis terrænnær (fra ca. 8 m.u.t.). En faktor, der kan spille ind, er, at det er forholdsvis omkostningstungt at lave boringer i kalk, samt at den primære transport i kalken sker i den øverste mere opsprækkede del af kalken.

På alle lokaliteterne er borearbejdet udført af flere omgange. Der kan derfor være variationer/usikkerheder i den anførte lithologi, da forskellige personer har lavet jordprøvebeskrivelserne. Endvidere er ældre borejournaler typisk mindre detaljerede end nyere borejournaler. Der findes derfor en række usikkerheder i forbindelse med den geologiske tolkning på basis af borejournalerne, samt en vidensbegrænsning ved ældre boringer.



Figur 3: Geologisk model på v) en sjællandsk og h) en fynsk lokalitet.

På alle lokaliteter er den geologiske sammensætning tolket ved at genfinde lagfølger i udførte boringer. Lagene i de geologiske tolkninger er beskrevet med overordnede glaciale betegnelser (moræneler, kalk, smeltevandssand etc.). Der ses stor variation i antallet af profiler og inddragede boringer. Almindeligvis laves der minimum to 2D vertikale profiler på hver lokalitet. Den generelle længde for et profil er ca. 60 m, og detaljeringsgraden i dybden er afhængig af dybderne og antallet af tilgængelige boringer. Profilerne synes meget forenklede, og indeholder ikke al information fra borejournalerne: redoxgrænse, tilstedeværelsen af sprækker, sandlinser og – slirer. Disse parametre har stor betydning for vand- og stoftransporten gennem moræneleret. Deres betydning og forslag til, hvordan disse bedre kan inddrages, vil derfor blive belyst i de følgende afsnit.

### 3.2.2 Redoxgrænse

Redoxgrænsen kan beskrives som grænsen mellem det oxiderede (forvitrede) og reducerede (uforvitrede) sediment. I moræneler er sedimentet i den mættede zone oftest reduceret. Redoxgrænsen træffes derfor ofte sammen med det laveste vandspejl om sommeren.

Ved at betragte borejournalerne kan der opnås kendskab til, hvor redoxgrænsen findes, da sedimentet skifter farve fra at være brunt under oxiderede forhold til gråligt under mere reducerede forhold. Indtil redoxgrænsen kan det forventes, at der findes et tæt netværk af små irregulære rodhuller og frakturer, der er skabt på grund af plantevækst og årstidsændringer (frost og tø) eller subglacial tektoniske bevægelser. Årstidsvariationerne har ofte forårsaget dannelsen af et større antal horisontale sprækker omkring redoxgrænsen. Disse kan forårsage en større horisontal forureningsudbredelse omkring redoxgrænsen. Under redoxgrænsen træffes der overvejende subhorisontale og subvertikale sprækker dannet sub-glacialt under isens bevægelser. Redoxgrænsen kan derved som tommelfingerregel bruges til at vurdere, hvilken dybde det kan forventes overvejende at finde glaciale og neotektoniske frakturer (Videncenter for Jordforurening, 2008).

Redoxgrænsen er kun inkluderet i tolkningen af geologien på Vasbyvej, hvor denne tydeligt blev identificeret ved en udgravning. For de resterende lokaliteter er redoxgrænsen fundet i nærværende erfaringsopsamling ved at betragte den noterede sedimentfarve i borejournalerne. Redoxgrænsen findes på de fleste lokaliteter i ca. 3-6 m.u.t. Dette er i god overensstemmelse med, hvad der forventes ved sammenligning med andre danske lokaliteter (Christiansen og Wood, 2006). Kun Tværvej skiller sig ud fra de andre lokaliteter med en redoxgrænse i 1-3 m.u.t.

### 3.2.3 Sandslirer og linser

I denne rapport beskriver sandslirer, sandlinser og sandlag sandindslag der er henholdsvis mm, cm og >10 cm tykke. Advektiv transport vil være styrende i sandslirer og linser på grund af deres høje permeabilitet i forhold til moræneleret. Sandslirer er generelt ikke inddraget i den geologiske tolkning, selv om der synes at være en tendens til, at moræneleret indeholder adskillige større og mindre sandslirer (ved betragtning af nyere borejournaler). Sandlinser er oftere inddraget som mere eller mindre sammenhængende sandlag. Sandslirerne så vel som sandlinser og sandlag bør inddrages i den geologiske tolkning, da de er af stor betydning i forbindelse med både horisontal og vertikal advektiv transport.

Boremetoden kan være afgørende for muligheden for at inddrage sandslirer. Der benyttes forskellige metoder for eksempel i forhold til om filtersætningen ønskes i kalk, sand eller ler. Ved nogle metoder blandes sedimentet mere sammen, hvilket gør det svært at identificere eventuelle sandslirer og tyndere linser. Gode metoder til at vurdere tilstedeværelsen af sandslirer, linser og eventuelt sprækker er at benytte et kopbor eller udtage kerner. Kerner er endvidere anvendelige til beskrivelse af forureningsspredningen, da specifikke moræne- og sandlinseprøver kan udtages til analyse for forureningsstoffer (diskuteres yderligere i afsnit ***4.1.2 Jordforurening***).

På Sortebrovej, hvor injiceret donor og bakterier i høj grad forventes fordelt i morænelerssedimentet via sandslirer, er der i de nyere borejounaler gjort meget ud af at vurdere placering/antal af vandførende sandslirer over dybden.

På Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Rugårdsvej ML og Sortebrovej er der udtaget kerneprøver primært til beskrivelse af spredning og effekt af tilsætningen af donor og bakterier ved forundersøgelserne forud for oprensningen. Ved analysen af kernerne er en detaljeret beskrivelse af sedimentet, tilstedeværelsen af sprækker, sandslirer og -linser lavet. Den detaljerede beskrivelse kan inddrages i en klassificering af sedimentet i området (beskrives og diskuteres yderligere i afsnit ***3.3 Supplerende geologisk karakterisering***).

I de nyere rapporter fra Tværvej og Sortebrovej er sandslirerne inddraget i den geologiske tolkning. Dette, sammen med den stigende detaljeringsgrad i borejournalerne, kan antyde, at der er en stigende opmærksom på transport i moræneleret.

### 3.2.4 Sprækker

Der fokuseres generelt ikke på sprækker, men de er af stor betydning i forbindelse med transport. På én lokalitet er sprækkerne optalt i moræneler (Vasbyvej) og på én lokalitet er sprækkerne optalt i kalken (Hellestedvej). Der er benyttet forskellige metoder på de to lokaliteter.

På Vasbyvej er sprækkerne analyseret og optalt i forbindelse med en udgravning (Christiansen og Wood, 2006). En udgravning kan bruges til at lave en detaljeret beskrivelse af både matrix og makroporefordelingen. Der er dog visse begrænsninger i forhold til at lave en udgravning. For at den rette viden indhentes fra en udgravning, er det nødvendigt, at tolkeren har et vist vidensniveau inden for karakterisering og optælling af sprækker og frakturer. Endvidere bør udgravningen laves i en vis afstand til forureningen eller med rette sikkerhedsudstyr, så tolkeren ikke udsættes for forureningspåvirkning.

Arealanvendelse og befæstet areal kan begrænse muligheden for at lave en udgravning (Klint, 2008). En af begrænsningerne ved en udgravning er endvidere dybden. En udgravning vil typisk være op til 5 m dyb pga. sikkerhedskrav til ustøttede væghøjder samt pladsbegrænsning. Det betyder at det stort set kun er sprækkefordelingen over redoxgrænsen, der undersøges. De dyberegående glaciale sprækker undersøges således ikke.

På Hellestedvej er sprækkerne i bryozokalken optalt ud fra kerneprøver, for at belyse den horisontale transport i det primære magasin. Tilsvarende optælling kan laves ud fra kerneprøver i moræneler. Dog vil det forventes, at resultatet vil være meget lokalt. Endvidere findes der i moræneler fortrinsvis vertikale sprækker, der kan være svære at ramme/bestemme ud fra kerneprøvetagning. Der opnås heller ikke noget kendskab til sprækkefrekvensen for vertikale sprækker ved brug af kerneprøver.

## 3.3 Supplerende geologisk karakterisering

Generelt er både regionale og lokale geologiske beskrivelser meget overordnede på de til erfaringsopsamlingen udvalgte lokaliteter. Der er ikke fokus på at bestemme tilstedeværelsen af sandslirer, -linser og sprækker. Denne viden er nødvendig for at opnå kendskab til, hvordan vandet transporteres, og hvilke processer der er styrende i moræneleret.

For at opnå bedre kendskab til tilstedeværelsen af sandlinser, -slirer og sprækker på udvalgte lokaliteter (Sortebrovej, Rugårdsvej, Hellestedvej og de fire lokaliteter på Vesterbro), er en geologisk karakterisering lavet. Den geologiske karakterisering er lavet ved at undersøge dannelsesmiljøet og den geologiske sammensætning i området. Analysen laves med henblik på at klassificere sedimentet for derfra at kunne få bedre kendskab til fordelingen af sandslirer, -linser og sprækker.

Undersøgelsen er lavet i samarbejde med geolog Knud Erik Klint, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS. Undersøgelsen er lavet ud fra tilgængelige data i GEUS' boringsdatabase, Jupiter, undersøgelsesrapporter og andre sedimentkarakteriseringer, der er fundet relevante. En kort beskrivelse af dannelsesmiljøet og karakteriseringen af sedimentet kan ses i tabel 2. Analysen for de udvalgte lokaliteter kan ses i Bilag C. I tabel 3 er det beskrevet, hvordan sprækkedannelsen kan forventes at være i de forskellige ***till*** typer. Till er en betegnelse for de isaflejrede sedimenter, hvor moræne er et morfologisk begreb der beskriver karakteristiske aflejringslandskaber. Tabellen kan bruges til at få en ide om, hvilke sprækker man kan forvente at finde. For at få et mere detaljeret kendskab til sprækkefrekvensen og -aperturer, er det nødvendigt med udgravninger, eller undersøgelser af for eksempel nærtliggende grusgrave.

Det forventes på alle lokaliteterne at de øverste meter indtil redoxgrænsen vil være mere opsprækkede. Af tabel 2 ses det at Sortebrovej adskiller sig ved at have ca. 14 m flow till (flyde till), hvor der på de andre lokaliteter findes basal till. Dette har endvidere indflydelse på sprækkedannelsen på denne lokalitet (tabel 3).

I figur 4 ses sammenhængen mellem sprækketætheden, sprækkedybden og dræningstilstanden på 13 danske lokaliteter. Lokaliteterne inddraget i nærværende analyses forventes at indgå i dræningstilstand 2 eller 3, hvorfor det kan forventes, at sprækketætheden over dybden vil følge en tilsvarende

kurve, som vist i figur 4. For lokaliteterne på Vesterbro, hvor kalken findes i ca. 8-9 m.u.t., kan der derved forventes at findes gennemgående sprækkerne i moræneleret med en afstand fra 1 til 2,5 meter ved overfladen af kalken.

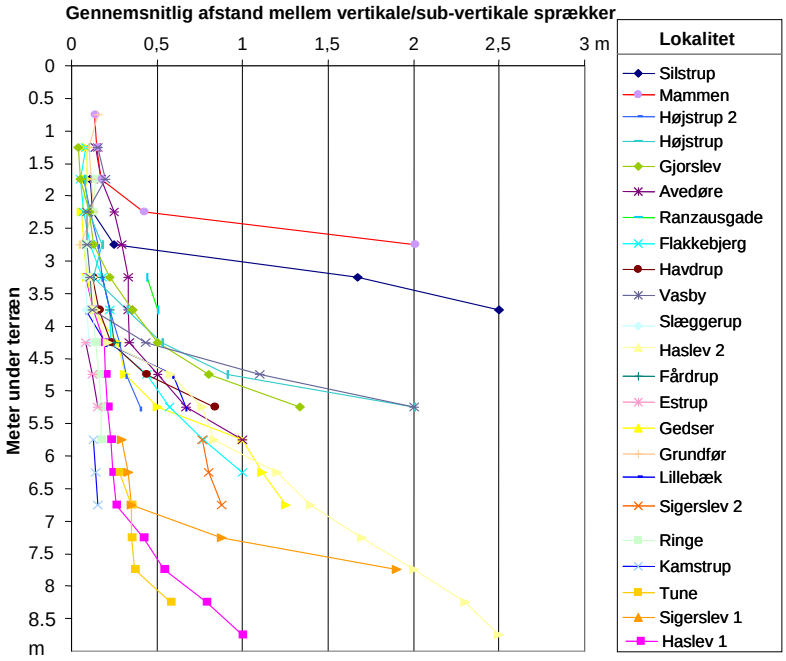
Den videre sammenhæng dybere end 8 m.u.t. mangler der stadig kendskab til. Der kan derfor ikke siges noget om sprækketætheden fra ca. 8 m.u.t. indtil det underliggende vandførende lag på Sortebrovej, Rugårdsvej og Hellestedvej. Dette vil være interessant at opnå kendskab til, så det i fremtiden kan undersøges, hvilken betydning disse sprækker har på vand- og stoftransporten.

Tabel 2: Dannelsesmiljø og sedimentkarakterisering på lokaliteterne. Nærmere beskrivelse findes i Bilag C.

| Lokaliteter | Sortebrovej | Vesterbro | Rugårdsvej | Hellestedvej |
|---|---|---|---|---|
| Dannelsesmiljø | Morænelandskab med dødistopografi | Morænelandskab | Moræneflade med eroderede smaltevands-kanaler | Moræneflade med eroderede smeltevands-kanaler |
| Redoxgrænse [m.u.t.] | 2-10 | 2-6 | 3-6 | 3-5 |
| Karakterisering af tilll | 0,8 til ca. 14 m u.t. - flyde till (enhed 1)<br>9 til ca. 26 m u.t. - basal till (enhed 3) | 1 til ca. 8 m u.t. - basal till (enhed 3)<br>10 til ca. 16 m u.t. - basal lodgement till (enhed 5) | 0,8 til 7 m u.t. - basal till (enhed 1) | 0,3 til ca. 10 m u.t. - basal till (enhed 1) |

Tabel 3: Till type og de forventede sprækker ud fra Klint (2001).

| | |
|---|---|
| Basal till og basal lodgement till | • Systematisk opspækket af subglacialtektoniske sprækker:<br>- Subhorisontale sprækker med nedadrettet hældning i isen bevægelsesretning (1→12m)<br>- Vertikale og subvertikale (<30°) sprækker vinkelret på isens bevægelser (1→12m)<br>- Vertikale sprækker langs med isens bevægelser |
| Basal Flow till | • Usystematisk opspækket<br>• Kan indeholde mange sandslirer/linser |




Figur 4: Den kumulative sprækkeafstand (repræsenterer den gennemsnitlige afstand mellem alle sprækker) over dybden på 23 danske morænelerslokaliteter. Fra Videnscenter for Jordforurening (2008).

## 3.4 Hydrogeologi

I de hydrogeologiske afsnit beskrives sekundære og primære magasiner samt deres egenskaber. Som nævnt ovenfor behandles transporten i de lavpermeable lag stort set ikke i det gennemgåede materiale, hvorfor der kun er lagt vægt på de vandførende lag i dette afsnit. Afsnittet er lavet på basis af de hydrogeologiske parametre, der er fundet og/eller antaget ved feltundersøgelser.

### 3.4.1 Magasiner

På flere af lokaliteterne er de vandførende lag inddelt i adskillige øvre, mellem og nedre sekundære og primære magasiner, som hver er tildelt forskellige egenskaber (Rugårdsvej, Sortebrovej og Tværvej).

Den tilgængelige datamængde, der beskriver de sekundære magasiner, findes ofte større end datamængden for det primære magasin. Mængden af tilgængelige boringer findes dog også overvejende i lagene over det primære magasin, som beskrevet ovenfor (afsnit ***3.2.1 Geologisk lagfølge***). Detaljeringsgraden i den hydrogeologiske beskrivelse af magasinerne afhænger også af, hvor indsatsområdet for oprensning er valgt. På lokaliteterne, hvor moræneleret er indsatsområde for oprensningen, er der overvejende information om de sekundære magasiner (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej), og på lokaliteterne, hvor det underliggende vandførende lag er valgt som indsatsområde, findes der overvejende data fra det primære magasin (Hellestedvej, Gl. Kongevej 33 og Svendborg).

Ud fra den geologiske tolkning og synkronpejlinger af magasinet kan det undersøges, om der findes et forholdsvis sammenhængende magasin, eller om magasinet findes i mere eller mindre sammenhængende sandslirer og -linser. Hvis magasinet findes i mindre sammenhængende sandslirer og -linser, kan

det være nødvendigt at få bedre kendskab til transporten derimellem, inden der tilsættes elektrondonor og bakterier.

Den sammenhængende udbredelse af det sekundære magasin er undersøgt på Rugårdsvej, og sammenhængen mellem det sekundære og primære magasin er undersøgt på Vasbyvej. Begge metoder baseres på at måle det hydrauliske trykniveau i forskellige situationer for eksempel ved pumpning eller naturlige variationer over tiden.

På Rugårdsvej blev magasinsammenhængen undersøgt ved at pumpe i én boring og følge påvirkningen i 7 nærtliggende (3,7-11m) boringer. Resultaterne viste, at sandlaget, der blev pumpet fra, var meget lidt ydende, når fyldlaget var tømt, hvilket tyder på en begrænset udbredelse. Dette bekræftes af, at det kun var boringerne inden for en radius på 3-4, meter der var berørt af pumpeforsøget.

På Vasbyvej er sammenhængen mellem det sekundære og primære magasin undersøgt ved at logge trykniveauet gennem en måned i begge magasiner. Da trykniveauet viser synkrone forløb, kan det forventes, at der er en sammenhæng mellem magasinerne.

Begge metoder bygger på at følge ændringer i trykniveauet. En fordel ved at lave pumpeforsøg er, at der hurtigt kommer resultater, samt at resultaterne kan bruges til at bestemme andre hydrauliske parametre for magasinet, hvori der pumpes. En ulempe ved pumpeforsøg er at vandtilstrømningen til boringer i moræneler er begrænset, samt at det kan kræve, at det oppumpede vand bliver renset, hvilket kan være omkostningstungt.

Sammenhængen mellem de sekundære og primære magasiner vurderes at være af væsentlig betydning i forbindelse med forureningsspredningen. Metoderne til at vurdere sammenhængene synes forholdsvis simple, og det kan derfor anbefales, at lægge mere vægt på dette ved karakteriseringen af lokaliteterne.

### 3.4.2 Strømningsretning

Den horisontale og vertikale strømningsretning i og mellem magasinerne er vurderet ud fra synkronpejlinger i eksisterende boringer.

#### *3.4.2.1 Horisontal strømning*

Den horisontale strømningsretning i sekundære magasiner er i flere tilfælde (Flensborggade, Vesterbrogade, Gl. Kongevej 39 og Vasbyvej) vurderet til at variere mellem pejlerunderne. Dette kan skyldes den komplekse geologi, hvor vandet strømmer i mere eller mindre sammenhængende sandslirer og linser, sammen med varierende nedbørsmængder under de forskellige målerunder. Den overordnede strømningsretning er i flere tilfælde sporet via forureningsspredningen, når den ikke kan fastslås ved pejlinger.

Problemerne med at kortlægge den horisontale strømning i de sekundære magasiner kan ses i den hydrauliske gradient, der på Tværvej, Aarup varierer ved målinger i forskellige pejlerunder. Dette kan skyldes årstidsvariationer. Ligeledes ændrer strømningsretningen sig. For eksempel er strømningsretningen på Gl. Kongevej 39 et år vurderet til at være østlig, derefter sydvestlig, sydøstlig og til sidst sydvestlig igen. Ved at betragte forureningsspredningen på lokaliteten, findes den lokale strømningsretning overvejende at være sydvestlig.

Den horisontale strømning i det primære magasin er forholdsvis godt beskrevet på lokaliteterne, hvor indsatsområdet er det primære magasin (Hellestedvej og Gl. Kongevej 33). På lokaliteterne, hvor indsatsområdet er moræneleret, er den horisontale strømning i det primære magasin beskrevet ud fra regionale potentialekort (Svendborg og Vasbyvej) og ud fra få pejlinger i det primære magasin (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Rugårdsvej og Sortebrovej).

#### *3.4.2.2 Vertikal strømning*

Den vertikale strømning mellem sekundære og primære magasiner beskrives på alle lokaliteter ved at belyse de vertikale gradientforhold. På alle lokaliteter er potentialet i de sekundære magasiner højere end i det primære, hvorfor der er en nedadrettet gradient fra de sekundære til det primære magasin. Der beskrives, som nævnt ovenfor, ikke, hvilke processer der er styrende for den vertikale transport mellem magasinerne.

De seneste resultater fra Gl. Kongevej 39 indikerer, at subvertikale/subhorisontale sprækker/sandslirer har bevirket ikke blot en spredning af DNAPL, men også opløst stof til toppen af kalken, vinkelret på og opstrøms strømningsretningen i sekundært og primært grundvandsmagasin. Dette er kun muligt, hvis det hydrauliske trykniveau i det sekundære magasin er højere end, eller det samme som i det primære magasin.

Transportvejen af klorerede opløsningsmidler på Gl. Kongevej 39 og Vasbyvej er i nogen grad afspejlet i forureningsspredningen. Det kan derfor anbefales at inddrage resultater fra undersøgelserne af forureningsspredningen for at lave en bedre vurdering af strømningen i og mellem magasinerne.

### 3.4.3 Strømningshastighed

For at opnå kendskab til strømningshastigheden er det nødvendigt at have kendskab til den hydrauliske ledningsevne og den effektive porøsitet. Hvis der ikke er opnået kendskab til værdierne ved feltundersøgelser antages disse.

#### *3.4.3.1 Hydraulisk ledningsevne*

En parameter, der på flere lokaliteter er bestemt ud fra feltundersøgelser, er den hydrauliske ledningsevne. Hvis resultaterne fra Vasbyvej betragtes, findes en volumenpumpning at give en ledningsevne, der er en faktor 10 højere end resultatet fra 2 slugtests. Dette kan skyldes, at slugtests giver et mere lokalt resultat, hvor pumpeforsøg giver en gennemsnit over et lidt større område.

Ved bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne i moræneler, påvirkes værdien af tilstedeværelsen af sandslirer, -linser og sprækker. Det er derfor en bulk-hydraulisk ledningsevne, der findes i moræneler ved ovennævnte metoder. Den bulk-hydrauliske ledningsevne vil variere efter tilstedeværelsen af sandslirer, -linser og sprækker. Værdien er derfor ofte højere i den oxiderede zone, hvor der findes et større antal sprækker, end i den reducerede zone.

#### *3.4.3.2 Effektiv porøsitet*

En parameter der på alle lokaliteter er antaget er den effektive porøsitet. De antagne værdier varierer fra 0,15 på Vesterbrogade og Gl. Kongevej 39 til 0,25 på Tværvej. Der er ikke nogen nærmere begrundelse for værdierne.

#### *3.4.3.3 Horisontal strømningshastighed*

Den horisontale strømningshastighed i magasinerne beregnes som advektiv transport ud fra Darcy's lov om strømning i et mættet medie. Beregningerne er på alle lokaliteter lavet ud fra en række antagelser. Ofte er det antagelser lavet uden beskrivelse og begrundelse for valg af antagne værdier. For eksempel er strømningen i det sekundære magasin på Vesterbrogade og Gl. Kongevej 39 udelukkende baseret på antagelser, hvorfor det må forventes, at dette er et meget groft estimat af den virkelige situation.

## 3.5 Opsummering

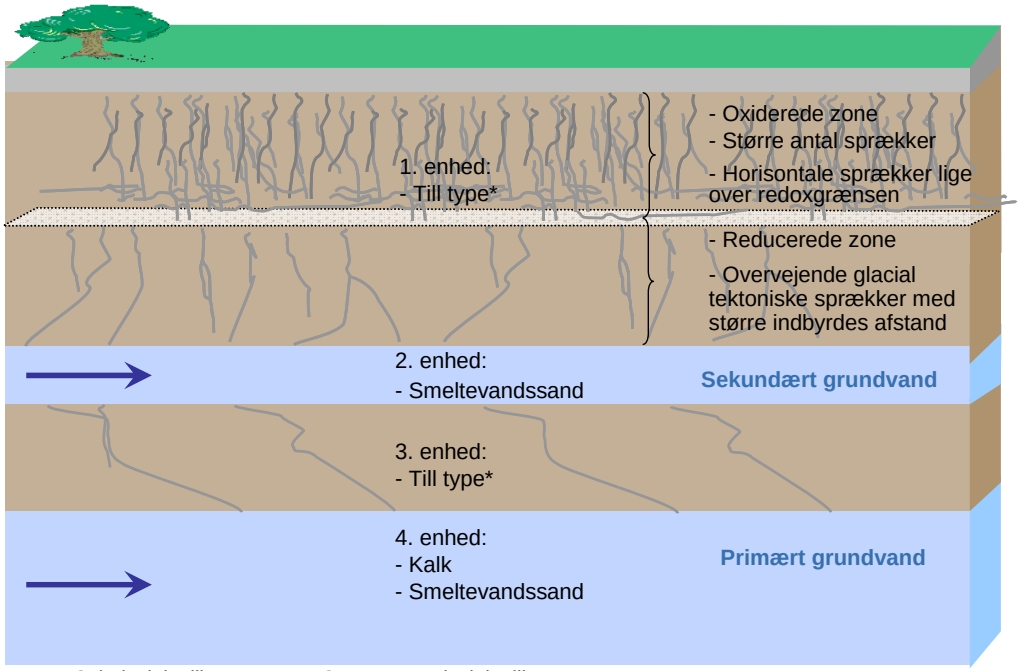
Der ses en tendens til at geologiske profiler er meget grove, og at de laves uden at inddrage al tilgængelig information. I de fleste rapporter tages der ikke stilling til sandslirer og sprækker, der er af stor betydning i forbindelse med både horisontal og vertikal transport af forureningskomponenter. Det anbefales, at der i højere grad lægges vægt på at inddrage sådan information i den geologiske tolkning, for at opnå en bedre forståelse for de styrende transportmekanismer i de geologiske lag.

Den horisontale strømning i de vandførende lag baseres på mange antagelser, hovedsageligt med fokus på det valgte indsatsområde (sekundære eller primære magasin). For at få et bedre billede af transporten, bør der tilstræbes at opnå et bedre billede af strømningsforholdene i både de sekundære og primære magasiner. Derved vil det være nemmere at vurdere vand- og stoffluxen herimellem og at få et bedre billede af forureningsfluxen ud af området.

Den vertikale strømning beskrives kun ved gradientforholdene. Den vertikale strømningshastighed betragtes derfor heller ikke. De manglende beskrivelser af den vertikale transport indikerer, at der mangler viden/beregningsværktøjer inden for dette emne.

Strømningen mellem sekundære og primære magasiner kan undersøges ved at inddrage resultater fra undersøgelsen af forureningsspredningen.

Ud fra den geologiske karakterisering kan den geologiske model udvides med den indhentede viden (figur 5). Den detaljerede geologiske model danner et godt grundlag for den videre hydrogeologiske analyse. I dag findes der ikke en særlig god kobling mellem den geologiske og hydrogeologiske beskrivelse. Denne kobling kan forbedres ved at den hydrogeologiske analyse tager udgangspunkt i at beskrive transporten i hver af de geologiske enheder. Herved kan man få kendskab til, hvilke transportprocesser der er dominerende i enhederne.




* Subglaciale tills
- lodgement till
- deformations tills
- subglacial melt-out till

Supra supraglaciale tills:
- Flyde till

Figur 5: Konceptuel geologisk model og den geologiske karakterisering af de geologiske enheder.

# 4 Forureningsfordeling

I det følgende afsnit diskuteres forureningsfordelingen mellem poreluft, jord og vand. Dette gøres ved at belyse forureningsafgrænsningen og estimeringen af den tilstedeværende forureningsmasse. For at opnå realistiske vurderinger af forureningsmassen, der har stor betydning i forhold til tidshorisonten for en oprensning, er det nødvendigt med en forholdsvis detaljeret forureningsafgrænsning. I afsnittet inddrages lokaliteterne fra gruppe 2 og 3, samt Vasbyvej.

## 4.1 Afgrænsende undersøgelser

Afgrænsningen af forureningsspredningen i umættet og mættet zone laves ud fra fordelingen mellem poreluft, jord og vand. På samtlige lokaliteter er afgrænsningen gennemført ved adskillige undersøgelsesrunder. De indledende undersøgelser har ikke altid givet et realistisk indtryk af forureningsgraden/omfanget. På Gl. Kongevej 39 blev en del af kildeområdet for eksempel først fundet ved anden undersøgelsesrunde. Ved selve igangsættelsen af afværgen blev kildeområdet endvidere udvidet. Flere sager bærer ydermere præg af, at afværgen er fremskyndet, således at en del af undersøgelserne er gennemført sideløbende med afværgen, af politiske eller økonomiske hensyn (Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade).

På flere af lokaliteterne, der findes i bymæssige områder, begrænses boringsplaceringen af bygninger og ledningsføringer (Tværvej, Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Flensborggade).

I den umættede zone afgrænses forureningen ved poreluftsonderinger og jordprøveanalyser. I den mættede zone afgrænses forureningen i henholdsvis jord og grundvand. Der laves på de fleste lokaliteter både horisontal og vertikal afgrænsning (vertikale og horisontale forureningsafgrænsninger findes i Bilag A).

De vertikale illustrationer viser oftest forureningsspredningen i jorden, hvor de horisontale illustrationer viser forureningsspredningen i det/de vandførende lag (sekundære og/eller primære magasin). På få lokaliteter (Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade) er en horisontal afgrænsning endvidere vist for udbredelsen i poreluften i den umættede zone. I Svendborg er kun den horisontale spredning i det vandførende lag illustreret. Kun på Hellestedvej er der lavet en illustration, der viser en sammenhæng mellem den vertikale og horisontale forureningsudbredelse. Det anbefales, at både den forventede vertikale og horisontale forureningsudbredelse (evt. både i poreluft, jord og grundvand) illustreres, da en illustration giver læseren en god forståelse og indblik i forureningssituationen på en given lokalitet.

I det følgende beskrives metoder, der er benyttet til forureningsafgrænsningen i den umættede og mættede zone. Der gøres opmærksom på at afgrænsningen på Gl. Kongevej 39 og Tværvej stadig ikke er afsluttet, hvorfor de givne værdier i denne rapport kan være forældede. Metoderne, der benyttes i undersøgelserne, er kort beskrevet i tabel 4.

Tabel 4: Beskrivelse af MIMS, PID og MIP.

| | |
|---|---|
| MIMS | Membran Inlet Massspektromtri<br>• Måles direkte i poreluften eller på headspace over en jordprøve. Hvis der måles direkte i poreluften gøres det via en sonde. Sonden nedpresses typisk til ca. 1 m dybde.<br>• ***BTEX, klorerede ethener, ethaner og methaner og nedbrydningsprodukter (specifikke stoffer kan kvantificeres)*** |
| PID | Photoionisationsdetektor<br>• Måles oftest på headspace over jordprøver. Måler den samlede afgasning af flygtige ioniserbare forureningskomponenter fra jordprøven.<br>• ***BTEX, benzin, terpentin, diesel/fyringsolie, klorerede ethener*** |
| MIP | Membrane Interface Probe<br>• GeoProbe sonde, som opvarmes under nedpresning i jorden. Opvarmningen forhøjer afgasningen af flygtige forureningskomponenter fra jorden. Gas difunderer gennem membranen ind i en inert gasstrøm (for eksempel nitrogas), som føres igennem detektoren. Afgasningen ved nedpresningen detekteres, hvorved et dybdeprofil fremkommer. Der kan benyttes forskellige detektorer til målingen: FID, PID, ECD og DELCD.<br>• ***Klorerede ethener og ethaner og nedbrydningsprodukter, BTEX mf. Afhænger af detektoren. Ved flere detektorer er det muligt at skelne mellem stoftyper for eksempel klorerede ethener og ethaner og kulbrinter*** |

### 4.1.1 Umættet zone - poreluft

Afgrænsningen af forureningsspredningen i den umættede zone er på Vesterbrogade og Gl. Kongevej 39 foretaget ved poreluftssonderinger i 1 m's dybde. Der er overvejende lavet MIMS-sonderinger, som er suppleret med et mindre antal prøver opsamlet på kulrør. De høje koncentrationer i poreluften findes i stort set de samme områder, hvor der er konstateret høje koncentrationer i underliggende lag.

På flere af lokaliteterne (Rugårdsvej, Vasbyvej, Flensborggade, Hellested og Svendborg) er forureningsspredningen i den umættede zone ikke afgrænset. På Rugårdsvej og Flensborggade er koncentrationsniveauet i poreluften over kildeområdet målt. De målte koncentrationer i poreluften benyttes i risikovurderingen til at vurdere påvirkningen af indeklima i omkringliggende bygninger samt udeklima på lokaliteten.

### 4.1.2 Jordforurening

Den horisontale og vertikale afgrænsning af jordforureningen vurderes ud fra flere forskellige parametre. På nogle lokaliteter er den vertikale og/eller horisontale afgrænsning ikke afsluttet eller ikke mulig at afslutte på grund af begrænset tilgængelighed for eksempel på grund af bygninger eller veje (Gl. Kongevej 39, Flensborggade og Tværvej).

På alle lokaliteter er der lavet PID-målinger for hver halve borede meter i stort set alle boringer. Det er nødvendigt at supplere med laboratorieanalyse for at undersøge hvilke stoffer, der findes, samt i hvilke koncentrationer de findes. På flere lokaliteter (Svendborg, Flensborggade, Rugårdsvej ML og Sortebrovej) er afgrænsningen af jordforureningen lavet ved at kombinere

PID-målinger og jordprøveanalyser. Ofte udtages der jordprøver til laboratorieanalyse på baggrund af PID-målingerne. Der kan være stor lokal variation i forureningen af jord, hvorfor PID målinger er gode til at identificere prøver som skal analyseres. Det bør nævnes, at PID-målere er mest følsomme overfor BTEX, frem for klorerede opløsningsmidler, hvilket man bør tage i betragtning på lokaliteter med blandingsforurening. Prøverne til PID og jordprøveanalyser udtages under boringsarbejdet. De fleste boringer i moræneler bliver lavet ved snegleboring, hvorved det bliver vanskeligt at bestemme den præcise beliggenhed af for eksempel sandslirer/linser. Når der benyttes et sneglebor, er der endvidere risiko for afsmitning mellem geologiske lag. Det er derfor svært at vide præcist, hvad PID og jordprøverne repræsenterer; sandlinse, morænematrix, moræne med sandslire etc. Hvis der ønskes et bedre kendskab til, hvad jordprøven repræsenterer, kan der for eksempel benyttes et kopbor eller udtages kerner. Herved udtages et mere intakt profil, hvorfra det er muligt at undersøge forureningsfordelingen mellem morænelersmatricen, sandslirer og sprækker. I figur 6 ses sneglen, hvorfra der blev udtaget jordprøver, ved en boring på Sortebrovej, sammen med en intakt kerneprøve tilsvarende fra Sortebrovej.

Figur 6: (v) Sneglebor på Sortebrovej (ca. 1 m). (h) Kerneprøve fra Sortebrovej (41 cm).

En faktor, der bør tages i betragtning i forhold til jordprøveanalyserne, er at klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukterne heraf er flygtige stoffer. Dette betyder, at der nemt ved prøvetagningen kan ske tab af stofferne. Dette er især gældende for de mest flygtige som VC, ethen og ethan. Der bør derfor udvises omhyggelighed ved prøvetagning og håndteringen af prøver.

På nogle lokaliteter (Vesterbrogade, Gl. Kongevej 39 og Vasbyvej,) er undersøgelserne suppleret med MIP-sonderinger. I forhold til PID målingerne giver MIP en mere detaljeret beskrivelse over dybden, samt mulighed for at adskille forurening med kulbrinter og klorerede forbindelser. Kombinationen af PID, MIP og jordprøver (helst udtaget fra kerneprøver, så der opnås kendskab til, hvad prøven repræsenterer) giver en god identifikation af

forurening (PID måling), forureningsfordelingen over dybden af klorerede forbindelser og samlede organiske forbindelser (MIP sondering), samt koncentrationsniveauer (jordprøver). For at opnå gode resultater ved MIP sonderinger er det nødvendigt løbende at forholde sig til de indkommende resultater. Herved kan en forholdsvis god afgrænsning laves. På Vasbyvej er jordresultaterne ekstrapoleret til zoneringer baseret på MIP sonderingerne, hvorved en 3D afgrænsning af forureningsudbredelsen er lavet. Jordforureningen afgrænses på flere lokaliteter ved ét område (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Hellestedvej). På nogle af lokaliteterne er afgrænsningen af jordforurening vist med et skraveret område, der dog ikke viser, hvilket koncentrationsniveau der er afgrænset (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Vasbyvej og Hellestedvej).

### 4.1.3 Grundvandsforurening

Afgrænsningen af grundvandsforureningen i sekundære og primære magasin foretages ud fra grundvandsprøver udtaget fra boringer filtersat i henholdsvis det ene og andet magasin. Som nævnt i afsnit ***3.2 Lokal geologi*** findes boringerne overvejende i det/de sekundære magasin/-er, hvorfor afgrænsningen på de fleste lokaliteter er mest detaljeret i det sekundære magasin. På lokaliteterne i gruppe 3 er der ikke lavet nogen direkte afgrænsning af forureningen i det primære magasin, blot en indikation af koncentrationsniveauet i de udtagne prøver. På lokaliteterne i gruppe 2, hvor indsatsområdet er det primære magasin (Gl. Kongevej 33 og Hellestedvej), findes der overvejende boringer i det primære magasin, hvorfor der også er lavet en afgrænsning af forureningen i det primære magasin. På Gl. Kongevej 33 var det ikke muligt at lave en afgrænsning i det sekundære magasin på grund af oppumpning på en nabolokalitet.

Afgrænsningen af grundvandsforureningen laves ud fra målte grundvandskoncentrationer ved at trække konturlinjer mellem de fundne koncentrationer i boringerne. Grundvandsforureningen er ofte afgrænset i følgende intervaller: 1-10, 10-100; 100-1000, >1000 µg/l (Flensborggade, Rugårdsvej ML, Vasbyvej (i masseberegninger) og Tværvej).

### 4.1.4 Fri fase

Fri fase forurening findes enten som pools (mobil fase) eller som residual fase (immobil). Fri fase findes i forbindelse med sandlinser og/eller frakturer, da NAPL ikke migrerer ind i selve lermatricen. Da der er et lille kendskab til udbredelsen af sandslirer og frakturer på lokaliteterne (***3.2 Lokal geologi)***, er det svært at lave en detaljeret beskrivelse af udbredelsen eller områder, hvor den fri fase forventes at findes. Tilstedeværelsen af fri fase er af stor betydning i forhold til tidsperspektivet for en oprensning, og bør derfor så vidt muligt alligevel tages i betragtning i forureningsundersøgelserne.

Tilstedeværelsen af fri fase kan vurderes ved fugacitetsberegninger ud fra målte jord- og grundvandskoncentrationer (Gl. Kongevej 39, Flensborggade og Vasbyvej). Eftersom det er moderstofferne (PCE og TCE), der findes som fri fase, bør beregningerne laves ud fra koncentrationer af disse. De fundne koncentrationer sammenlignes efterfølgende med opløseligheden af moderstoffet (240.000 µgPCE/l og 1.400.000 µgTCE/l (Miljøstyrelsen, 1996)). Som tommelfingerregel kan der ved målte opløste koncentrationer i grundvand, der er højere end 1 % af den effektive opløselighed, forventes at findes residual DNAPL. Ved koncentrationer fundet ved

fugacitetsberegninger, der er >100 % af opløseligheden, må der nødvendigvis findes DNAPL i nærområdet. Man bør dog være opmærksom på, at der på lokaliteter, hvor der har været fri fase tilstede, ved tilbagediffusion fra matrix kan forekomme høje koncentrationer. Disse koncentrationsniveauer kan forveksles med fri fase som residual fase. Fugacitetsberegninger kan derfor benyttes til at undersøge, om der findes eller har været fri fase på lokaliteten. Hvorvidt det er residual eller mobil fri fase, kan være svært at afgøre.
Ud fra litteraturen vurderes den residuale fase i den umættede zone at udgøre ca. 0,2 til 18 % af porøsiteten (Poulsen og Kueper, 1992). I den mættede zone forventes mætninger højere end 15 % af porevolumen at være mobil fase DNAPL, hvor lavere værdier forventes at være residual fase (Pankow and Cherry, 1996).

På Vadsbyvej forventes der udfra fugacitetsberegninger at findes residual fase (der er målt jordkoncentrationer på 89 mgPCE/kgTS og 56mgTCE/kgTS, hvorved porevandskoncentrationen beregnes til henholdsvis 295.000 µgPCE/l og 254.000 µgTCE/l, der er højere end 1% af den effektive opløselighed). Hvis den forventede residuale fase på Vasbyvej beregnes ud fra en målt jordkoncentration på 56 mgTCE/kgTS i det ene kildeområde, findes den residuale fase at udgøre 0,002 % af porøsiteten. Altså meget lavt i forhold til ovenstående litteraturværdier. Under antagelse af at porøsiteten er 0,3, bulk densiteten af jorden er 1,8 kg/l, og at densiteten af TCE er 1,4679 kg/l (Miljøstyrelsen, 1996). Men da det ikke vides præcist om prøven repræsenterer en sandslire, matricen eller en sprække med eller uden NAPL, er den residuale fase antaget at udgøre 2% af porøsiteten i masseberegningerne.

Det er muligt at belyse, om der er fri fase tilstede på en lokalitet ved at lave fugacitetsberegninger og betragte jordkoncentrationer. Der er dog visse usikkerheder ved at betragte jordkoncentrationer, da det er svært at vurdere hvor prøven stammer fra (***4.1.2 Jordforurening***). Det er nødvendig at lave forholdsvis mange antagelser for at vurdere massen af fri fase i moræneler på grund af sandslirer, sandlinser og komplekse sprækkesystemer deri. Ud fra de betragtede erfaringer synes der at mangle metoder eller fremgangsmåder til bedre at vurdere tilstedeværelsen af fri/residual fase på forurenede lokaliteter.

## 4.2 Masseberegninger

Ud fra afgrænsningen af det forurenede jord og grundvand er de forurenede volumener på de forskellige lokaliteter beregnet (tabel 6). Der er taget udgangspunkt i de volumenberegninger, der er lavet forud for mulig/igangsat oprensning med anaerob deklorering i enten moræneler eller underliggende vandførende lag. Som det fremgår af tabellen, varierer det mellem lokaliteterne, om der betragtes et total forurenet jord- og grundvandsvolumen eller om disse deles op.

På stort set alle lokaliteter beregnes den tilstedeværende masse ud fra det fundne volumen fra jord- og grundvandsafgrænsningen (tabel 6), en eller flere målte jord- og vandkoncentrationer, og bulkdensiteten af jord. Fugacitetsprincippet anvendes i flere beregninger (Flensborggade og Vasbyvej, ), men kun på én lokalitet er det belyst om det er rimeligt (Vasbyvej). Dette er gjort ved at sammenligne koncentrationer målt i samme dybde i jord og grundvand i to nærtliggende boringer. Herved er sorptionskoefficeienten ($K_d$) sammenlignet, og vurderet i forhold til forventede værdier fra litteraturen.

Tabel 5: Forurenede jord- og grundvandsvoluminer, samt den tilstedeværende masse af klorerede opløsningsmidler på lokaliteterne.

| | Forurenet volumen [$m^3$] | | | Masse [kg] | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Lokalitet | Jord | Vand | Jord- og grundvand | Jord-forurening | Sekundære magasin | Sekundære magasin og moræneler | Primære magasin |
| Flensborggade | 242 | 15.600 | | | | 8,6 | 0,3 |
| Vasbyvej | 2.800 | 9.280 | | | | 940 | 1,5 |
| Svendborg | Ca. 200 | | | 5 | | | |
| Vesterbrogade | 1.725 | 900 | | 8 – 10 | 0,05 - 0,1 | | |
| Gl. Kongevej 39 | 3.200 | 800 | | 25 – 30* | 3-4 | | |
| Rugårdsvej ML | Ca. 5.500 | Ca. 2.500 | | 60-100 | 1 | | |
| Sortebrovej | Ca. 5.250 | Ca. 6.000 | Ca. 20.000 | 60 | 6 | | |
| Gl. Kongevej 33 | | | | 35-65 | 12 | | |
| Hellestedvej | | | | | | | |
| Tværvej | | | 2.625 | | | | |

*Eksklusiv NAPL

Det kan have stor betydning i beregningen af massen, om man vælger at lave beregningen ud fra målte vand- eller jordkoncentrationer. Når der måles på jordkoncentrationer er det total koncentrationen af klorerede opløsningsmidler på både sedimentet og i vandet, der måles. Generelt er der en stor rumlig variation i jordprøvekoncentrationer (***4.1.2 Jordforurening***), hvilket giver usikkerheder i masseberegningerne. Den rumlige variation er størst på lokaliteter, hvor der er fri eller residual fase tilstede, hvorfor usikkerheden på masseberegningerne også vil være større på disse lokaliteter.

Den totale koncentration ud fra vandprøver findes ved fugacitetsberegninger, hvor $K_d$ indgår. Der findes store variationer i $K_d$-værdierne i litteraturen (Chambon, 2008). Nye undersøgelser af sorption af klorerede opløsningsmidler til moræneler tyder på, at sorptionen er højere end tidligere antaget (Bjerg et al., 2007). Hvis dette er tilfældet, vil det betyde, at den beregnede masse undervurderes på de lokaliteter, hvor fugacitetsprincippet ud fra vandprøver er benyttet (på Vasbyvej er der benyttet forhøjede sorptionsværdier for at kompensere), samt for de lokaliteter, hvor der er set bort fra sorption (Svendborg).

På flere lokaliteter findes der et større antal afgrænsende boringer, uden for det forurenede område eller på grænsen hertil, i forhold til antallet i kildeområdet. Hvis man i stedet placerede boringer i det forurenede område og kildeområdet, kan afgrænsning forbedres, og derved også masseberegningen.

På lokaliteterne, hvor der er lavet en afgrænsning i zoner eller interval, er gennemsnitskoncentrationer for hvert interval benyttet i masseberegningerne. På lokaliteterne, hvor ét område er afgrænset, er en gennemsnitskoncentration i hele området benyttet. Dette gælder både jord- og grundvandskoncentrationer. I tabel 6 ses de beregnede forureningsmasser på lokaliteterne. Som ved de præsenterede forurenede voluminer er der taget udgangspunkt i de masseberegninger, der er lavet, inden der er startet oprensning med anaerob deklorering på lokaliteterne.

Det forventes, at beregningerne, hvor der er medtaget koncentrationsinddeling, giver et bedre estimat, end hvor en gennemsnitskoncentration over et område er benyttet. Hvis lokaliteterne, hvor der er lavet mere grove masseestimater, betragtes i forhold til afgrænsningen, ses der en sammenhæng. Som eksempel herpå kan lokaliteten i Svendborg betragtes. På denne lokalitet er kun den horisontale forureningsspredning i det sekundære magasin illustreret og beskrevet. Den beregnede masse er derfor beregnet ud fra en antagelse om, at der er bortgravet 50 kg TCE ud af en forventet mængde på i alt 55 kg. Endvidere er der lavet antagelse om, at der ikke sker sorption til sedimentet, da forureningen primært udgøres af 1,2-cis-DCE.

På lokaliteterne, hvor der forventes at være fri fase (Gl. Kongevej 39 og Flensborggade), vil den tilstedeværende masse forventes at være væsentligt højere end givet i tabel 6. Den eneste lokalitet, hvor fri fase er taget i betragtning i masseberegningerne er på Vasbyvej (***4.1.4 Fri fase***). For at lave gode masseberegninger på lokaliteter med NAPL er det nødvendigt at have et godt kendskab til omfanget af mellem sandslirer/linser og sprækker, da det er her den fri eller residuale fase vil findes.

Masseberegningerne på de fleste lokaliteter anses for grove. Den eneste lokalitet, hvor der er lavet mere detaljerede masseberegninger, er Vasbyvej. Hvis man i fremtiden får et bedre indblik i spredningen af sandlinser og sprækker ud fra dannelsesmiljøanalyse, kan der opnås en bedre forståelse for forureningsspredning. Hvis forureningsafgrænsningen bliver bedre og mere detaljeret, må det forventes, at et bedre estimat af massen også kan laves.

## 4.3 Opsummering

Forureningsafgrænsning kan være en langstrakt proces, der i de fleste tilfælde kræver flere undersøgelsesrunder, hvor der bruges flere forskellige metoder for at opnå en tilstrækkelig afgrænsning.

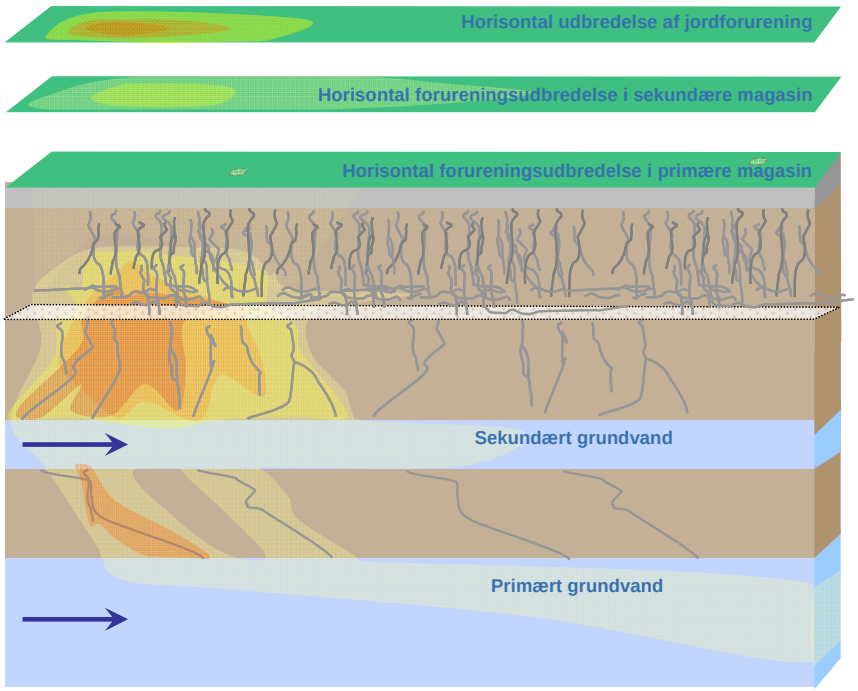
På få lokaliteter afgrænses forureningen i den umættede zone ud fra poreluftsonderinger. I den mættede zone afgrænses jordforureningen oftest ud fra jordprøveanalyser og PID målinger. Der er fundet gode resultater ved at kombinere disse med MIP sonderinger. For at opnå kendskab til forureningsfordelingen mellem sandslirer, matrix og sprækker, er det nødvendigt at bore med for eksempel kopbor eller udtage kerneprøver.

Grundvandsforureningen i vandførende lag afgrænses ud fra målte vandkoncentrationer. I afgrænsningen mangler der viden om forureningsfordelingen mellem morænelersmatricen, sandslirer og sprækker, hvilket især er nødvendig på lokaliteter, hvor der er NAPL tilstede.

Tilstedeværelsen af fri fase vurderes ved fugacitetsberegninger ud fra de målte koncentrationsniveauer i jord- eller vandfasen på lokaliteten. Fri fase er ikke visuelt set på nogen lokaliteter. Af de lokaliteter, hvor der formodes at findes fri fase, inddrages den dog kun på én lokalitet i masseberegningerne.

Generelt vurderes masseberegningerne at være grove, og giver kun et groft billede af, hvor meget forurening, der kan findes på lokaliteterne. For at forbedre masseestimater bør forureningsafgrænsning så vidt muligt inddeles i flere områder med forskellige forureningsintervaller, frem for at benytte en gennemsnitskoncentration over et helt forurenet område.

I figur 7 er en konceptuel model af en forureningsudbredelse inddelt i forskellige forureningsgrader i jorden, sekundære og primære magasin, vist. Den konceptuelle model er lavet ved at kombinere resultaterne fra geologiske og hydrogeologiske undersøgelser med data fra forureningsundersøgelserne.




Figur 7: Konceptuel model der illustrerer den horisontale og vertikale forureningsudbredelse. I den konceptuelle model er geologiske og hydrogeologiske resultater inddraget. Udbredelsen er så vidt muligt inddelt i intervaller der kan benyttes i den efterfølgende estimering af forurenet volumen og masse. De stiplede linjer viser at afgrænsningen ikke er fuldstændig.

# 5 Vurdering af afværgeteknologier

Valget af en oprensningsmetode laves ofte ud fra opsatte formål og valgte indsatsområde for en eventuel afværge. I det følgende vil det blive undersøgt, hvordan det overordnede formål med en oprensning og valg af indsatsområde er fundet. Det vil også blive undersøgt, hvilke metoder, der er anvendt til at screene afværgeteknologier, til oprensning af et kildeområde i moræneler. Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Rugårdsvej og Sortebrovej (gruppe 3) vil danne det primære grundlag i dette afsnit.

## 5.1 Formål og indsatsområde

Det overordnede formål med oprensningen på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er defineret ud fra en risikovurdering. Dette virker som en rimelig metode eftersom det overordnede formål med en afværge er at reducere risici. På Rugårdsvej er der foretaget en række forundersøgelser, men selve formålet med pilotprojektet er ikke klart defineret. Et af formålene var at beskytte et nærliggende vandværk. Rugårdsvej er desuden beliggende i et parcelhuskvarter, så indeklimapåvirkning har også været diskuteret. På Sortebrovej er det primære formål at beskytte et nærliggende vandværk.

Generelt er formålene ofte beskrevet meget overordnet, og der er ikke opsat kriterier for, hvad man præcist ønsker at opnå. Mere præcise oprensningskriterier fremsættes først ved opstarten af afværgen. Hvis man allerede forud for valget af afværge have overvejet disse kriterier, kunne de med fordel benyttes i valget af afværge.

Ud fra formålet med en oprensning vælges indsatsområdet. På de 4 lokaliteter i gruppe 3 er kildeområdet i moræneleret valgt som indsatsområdet for oprensningen. På Rugårdsvej er der to indsatsområder: kildeområdet i moræneleret og mellemste sekundære grundvandsmagasin. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er det ud over kildeområdet valgt at oprense i en del af fanen. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er kildeområdet valgt som det primære indsatsområde for på sigt at begrænse forureningsfluxen fra det forurenede område til grundvandet.

## 5.2 Afværgeteknologier

Ud fra de opsatte formål og valg af indsatsområde vurderes forskellige oprensningsmetoder. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er der lavet en konsekvensvurdering af afværgestrategier i henhold til Videncenter for Jordforurening (2007). Metoden giver et godt overblik af miljøeffekt, bæredygtighed, tid og økonomi ved forskellige afværgeteknologier, hvorved der dannes et godt grundlag for at sammenligne og efterfølgende vælge en passende afværgemetode. Sekundære miljøeffekter som eksempelvis el- og materialeforbrug samt nabogener, tages dog ikke i betragtning, selv om de kan være af betydning. Disse faktorer er inddraget i Region Hovedstadens udbudsmateriale sammen med en række andre miljøbelastninger, og er derfor taget i betragtning for Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade.

Ud over konsekvensvurderingen af afværgeteknologier fra Videncenter for Jordforurening (2007) findes der en nyere screeningsmetode fra Sverige (Englöv et al., 2007). Der er flere afværgemetoder indbygget i denne screeningsmodel. Screeningsmetoder er gode til at få et overblik over en oprensningsmetode, samt sammenligne flere forskellige løsninger. I sidste ende er det dog en individuel vurdering, hvorfor udfaldet også bliver det.

Rugårdsvej og Sortebrovej indgik begge i en screening af, hvor egnede de var til oprensning med anaerob deklorering (Miljøministeriet, 2005). Til screeningen blev et screeningsværktøj udviklet til at vurdere, hvor egnet en given lokalitet er for en oprensnings med stimuleret anaerob reduktiv deklorering. Rugårdsvej blev fundet mest egnet af i de alt 13 screenede lokaliteter, og blev derfor udvalgt til videre studier i forbindelse med det pågældende Teknologiprojekt. Screeningsværktøjet anses for at være grundigt, da et meget bredt udvalg af parametre tages i betragtning. Dog er der ikke opsat retningslinjer for, hvor høj en score en lokalitet skal have, for at være egnet til anaerob deklorering, hvilket betyder, at det bliver en individuel vurdering i sidste ende. Screeningsværktøjet kan også bruges til at give en retningslinje for, hvilke parametre man bør overveje i forhold til at oprense med anaerob deklorering på en lokalitet.

## 5.3 Valg af afværge

Afværgemetoden vælges ofte ud fra tidens trends og økonomi. Ovennævnt værktøjer kan benyttes til at vurdere, hvilken afværge der findes egnet til en given lokalitet. Udfaldet er dog i en hvis grad baseret på en individuel vurdering. Screeningsmodellerne er gode til sammenligning af flere afværgemetoder, hvor screeningsværktøjet giver en mere detaljeret analyse af en lokalitets egnethed i forhold til oprensning med anaerob deklorering. I vurderingerne tages der dog ikke sekundære miljøeffekter, nabogener eller andre forhold i betragtning.

***In situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneler vælges især ud fra et økonomisk synspunkt, og i mindre grad ud fra oprensningstiden, som kan være vanskelig at forudsige, med den viden der foreligger i dag. Der benyttes derfor ofte en forventet oprensningstid på maksimalt ti år. Grunden til at kildeområdet vælges som indsatsområde, er et ønske om at reducere påvirkningen af grundvand på sigt, ikke blot for en kortere periode. Hvis man som alternativ vælger at oprense i det underliggende vandførende lag, vil der fortsat være en forureningsflux fra kildeområdet til det vandførende lag, hvilket betyder oprensningen er kortsigtet, og det vil være nødvendigt at gentage oprensningen, hvilket forlænger tidshorisonten for oprensningen.

Oprensningskriterier for selve afværgen inddrages ikke i valget af afværgen. Disse opstilles først når afværgen startes. Det kunne være en fordel allerede inden valget af afværgen at opstille oprensningskriterierne for afværgen (bliver diskuteret yderligere i afsnit ***0***

Afværgekriterier).

# 6 Forundersøgelser før afværge

Før en afværge med biostimuleret eller bioaugmenteret anaerob deklorering sættes i gang, laves der undersøgelser for at få kendskab til nedbrydningsforhold, behovet og muligheden for at tilsætte elektrondonor og bakterier. På nogle lokaliteter er der udført fraktureringsforsøg for at forsøge at øge antallet af sprækker, og derved gøre afstanden mellem kontaktfladerne mindre.

I dette afsnit inddrages lokaliteterne fra gruppe 3, hvor der efterfølgende forundersøgelserne er oprenset med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneleret. Vasbyvej er inddraget i forbindelse med fraktureringsforsøg, da det er den eneste danske morænelerslokalitet, hvor der indtil 2008 er udført pneumatisk frakturering. Undersøgelserne, der er lavet på lokaliteterne i gruppe 3 og Vasbyvej, kan ses i tabel 6.

Tabel 6: Metoder benyttet til forundersøgelser før afværge med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering på lokaliteterne i gruppe 3 og på Vasbyvej.

| | | Gl. Kongevej 20 | Vesterbrogade | Sortebro-vej | Rugårds-vej M1 | Vasbyvej |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Nedbrydningsforhold | Redoxforhold og nedbrydningsprodukter | X | X | X | X | X |
| | Isotop | | | X | X | X |
| | Antal af ***Dehalococcoides*** | X | X | X | X | X |
| | Antal af ***Dehalococcoides*** med Vcr genet | | | X | X | X |
| | Treatabilityforsøg | X | X | X | X | X |
| | Pilotskalaforsøg | X | X | X | X | |
| Fraktureringsforsøg | Hydraulisk frakturering | | | X | X | |
| | Pneumatisk frakturering | | | | | X |
| Injektionsforsøg | GeoProbe injektion | X | X | | | |
| | Injektion under tryk i traditionel boring | | | | X | |
| | Injektion ved gravitation i traditionel boring | | | X | | |

## 6.1 Nedbrydningsforhold

Der benyttes flere metoder til at undersøge nedbrydningsforholdene i et forurenet område. Man kan betragte redoxforhold, sammensætningen af klorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter, betragte stabile isotopfraktionering, bestemme antallet af specifikke nedbrydere (***Dehalococcoides***) i grundvandet, udføre treatabilityforsøg eller ***in situ*** pilotskalaforsøg. Afslutningsvis sammenstilles vurderingen af

nedbrydningsforholdene på lokaliteterne. Vurderingen er udarbejdet på baggrund af resultaterne fra ovennævnte undersøgelser.

### 6.1.1 Redoxforhold og nedbrydningsprodukter

For at der sker nedbrydning ved anaerob reduktiv deklorering er det nødvendigt, at de rette redoxforhold, samt specifikke bakterier er tilstede. Nedbrydningen af PCE/TCE til 1,2-cis-DCE forløber under anaerobe forhold. De mest optimale forhold for den anaerobe reduktive deklorering fra 1,2-cis-DCE til VC er jern- til sulfatreducerende forhold. Fra VC til ethen er det mest optimale jernreducerende til methandannende forhold. Forekomsten af ***Dehalococcoides*** er afgørende for den naturlige nedbrydning, da de er de eneste kendte bakterier, der kan nedbryde fuldstændigt til ethen (Scheutz et al., 2006). Bakterien skal dog have et bestemt gen, vinylchloridreduktase (Vcr), for at nedbryde VC til ethen.

Ud fra fordelingen mellem moderstofferne (PCE og/eller TCE) og nedbrydningsprodukterne (1,2-cis-DCE, 1,1-DCE, 1,2-trans-DCE, VC, ethen og ethan) kan nedbrydningspotentialet på lokaliteten betragtes. Det kan for eksempel forventes, at forholdene ikke er reducerede nok til, at nedbrydningen kan finde sted, hvis der overvejende findes PCE/TCE på en lokalitet. Endvidere kan det forventes, at der ikke sker nogen komplet naturlig nedbrydning, hvis der ses en ophobning af 1,2-cis-DCE og at de rette redoxforhold findes på lokaliteten (der findes utilstrækkeligt antal af ***Dehalococcoides*** på lokaliteten). Hvis VC er tilstede, kan det forventes, at der findes ***Dehalococcoides*** på lokaliteten, og hvis ethen/ethan træffes i betydeligt omfang, kan det forventes, at der findes ***Dehalococcoides*** med det specifikke Vcr gen. Dog kan der være afvigelser fra disse vurderinger.

Der er målt på moderstoffer og nedbrydningsprodukter på alle lokaliteter. I tabel 7 ses stoffordelingen og redoxforholdene på lokaliteterne. Resultaterne fra Gl. Kongevej 39 tyder på, at der ikke sker nogen naturlig nedbrydning. Dette kan skyldes at forholdene ikke er reducerede nok (nitratreducerende) og/eller at der ikke findes specifikke bakterier på lokaliteten. På de andre lokaliteter, hvor der ses naturlig nedbrydning, er redoxforholdene også mere reducerede. At den videre nedbrydning til ethen/ethan ikke er fundet, kan skyldes, at ***Dehalococcoides*** med Vcr genet ikke findes, eller at det er nødvendigt med mere reducerede forhold (sulfatreducerende til methandannende forhold).

Tabel 7: Dominerende forureningskomponenter i kildeområdet og fanen, samt redoxforhold på lokaliteten.

| | Kildeområde | Fane | Redoxforhold* |
|---|---|---|---|
| Gl. Kongevej 39 | TCE | TCE | Nitrat- til jern/ manganreducerende |
| Vesterbrogade | 1,2-cis-DCE, der er fundet VC | 1,2-cis-DCE, der er fundet VC | Jern- til sulfatreducerende |
| Sortebrovej | TCE | TCE, 1,2-cis-DCE | Sulfatreducerende |
| Rugårdsvej ML | 1,2-cis-DCE, nogle steder høje koncentrationer af VC | 1,2-cis-DCE, nogle steder høje koncentrationer af VC | Jern- til sulfatreducerende |

*Kildeområde

### 6.1.2 Isotopfraktionering

Til dokumentation af den naturlige nedbrydning af klorerede opløsningsmidler kan isotopfraktionering anvendes. I denne metode betragtes ændringen i forholdet mellem stabile kulstofisotoper. Metoden er yderligere beskrevet i Broholm et al. (2007). Undersøgelser af isotopforholdet for $^{12}C$ og $^{13}C$ for klorerede ethener på Rugårdsvej S viste, at det var muligt at vurdere den anaerobe deklorering på lokaliteten uafhængigt af koncentrationsmålinger. I fortolkningen er det antaget, at TCE initielt har et isotopforhold på -25 ‰ til -30 ‰.

Der blev udtaget 3 prøver fra leret i kildeområdet og 15 vandprøver fra det mellemste sekundære magasin. Resultaterne viste, at der i leret var en betydelig nedbrydning af TCE (til 1,2-cis-DCE), da isotopforholdet for TCE var aftaget til -16,6 ‰. Der var ikke dokumentation for nedbrydning fra VC til ethen, idet fraktionen for VC var
-30 ‰ til -37 ‰, hvilket er lavere end for TCE initialt. Resultaterne fra det sekundære magasin viste en god overensstemmelse mellem graden af nedbrydning vurderet på basis af isotopfraktioner henholdsvis molfraktion og dannelsen af nedbrydningsprodukter.

Isotopforholdene er endvidere undersøgt på Sortebrovej inden fuldskalaoprensningens påbegyndelse. Her viste resultaterne at isotopfraktionen af TCE i 6 vandprøver lå på -27,8 til -24,5 ‰ mens fraktionen var omtrent konstant for 1,2-cis-DCE på -30 ‰. Isotopfordelingen på Sortebrovej viste, at der i begrænset omfang skete en nedbrydning af TCE til 1,2-cis-DCE, men ingen videre tegn på nedbrydning af 1,2-cis-DCE på lokaliteten.

På Vasbyvej blev det ud fra isotopanalyser af de klorerede ethener og ethaner fastslået at den primære nedbrydning fandt sted i moræneleret især omkring det ene kildeområde, hvor der tillige fandtes mere reducerede forhold. Nedbrydningen af de klorerede ethener blev fundet mere markant end nedbrydningen af de klorerede ethaner. Analyse af isotopfraktionering kan derved bruges til at undersøge, hvor nedrydningen finder sted, samt hvilke stoffer der nedbrydes.

### 6.1.3 Antal af specifikke bakterier

Resultaterne fra analysen af antallet af specifikke nedbrydere kan benyttes til at vurdere, om det er nødvendigt at bioaugmentere. Hvis der ikke findes ***Dehalococcoides*** eller ***Dehalococcoides*** med Vcr genet samtidig med, at der ikke er målt ethen/ethan, vil det sandsynligvis være nødvendigt at bioaugmentere.

Antallet af ***Dehalococcoides*** er bestemt på alle fire lokaliteter i gruppe 3. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er antallet kun bestemt i det sekundære grundvand, hvor antallet i moræneleret også er bestemt på Rugårdsvej ML og Sortebrovej.

På Gl. Kongevej 39 blev der ikke fundet ***Dehalococcoides***. På Vesterbrogade blev det største antal fundet i kildeområdet (tabel 8). Antallet faldt med afstanden fra kildeområdet. Prøverne fra Rugårdsvej ML viste, at den primære andel af bakterier fandtes i grundvandet. Dette indikerer at bakterierne overvejende findes i sandslirer eller sprækker og at de er forholdsvis mobile (der blev målt op til 2000 celler/g sediment). Det blev endvidere fundet, at antallet af ***Dehalococcoides*** var væsentlig højere i

vandprøver fra sandslirer og -linser i lerlaget sammenlignet med vandprøver fra det dybere liggende mellemste sekundære magasin. Dette indikerer, at der (lokalt, hvor prøven er udtaget) er potentiale for nedbrydning i sandslirer og -linser i den øvre del af leret. På Rugårdsvej ML blev der endvidere identificeret ***Dehalococcoides*** med Vcr gen, hvilket viser, at der er potentiale for fuldstændig nedbrydning til ethen under de rette forhold. Vcr er angivet i genkopier pr. liter vandprøve. Da det antages, at hver ***Dehalococcoides*** kun besider et gen, kan resultaterne tolkes som antallet af ***Dehalococcoides*** med Vcr gen (tabel 8).

Udførte undersøgelser af den generelle bakteriepopulation på Sortebrovej i 2003 (før fuldskalaoprensning) viste, at antallet af bakterier svarede til antallet fundet i grundvandssedimenter fra andre lokaliteter. Der fandtes lave niveauer af ***Dehalococcoides*** i prøverne. Antallet kunne ikke kvantificeres, da det lå omkring detektionsgrænsen på 700 celler pr. gram sediment for de anvendte PCR-metoder.

Resultaterne viser, at der ved at kende antallet af specifikke bakterier opnås godt kendskab til, om der kan forventes at finde nedbrydning sted uden bioaugmentering. Man bør dog tage i betragtning, at antallet kan variere på lokaliteten, så der i visse områder finder nedbrydning sted og i andre ikke.

Tabel 8: Antal *Dehalococcoides* fundet i vandprøver fra kildeområdet og i fanen før oprensning.

| | Kildeområde [celler/l] | Fane [celler/l] | ***Dehalococcoides*** med Vcr gen i kildeområdet [genkopier/L] |
|---|---|---|---|
| Gl. Kongevej 39 | Ingen | Ingen | - |
| Vesterbrogade | $5 \cdot 10^{8}$-$5 \cdot 10^{9}$ | $5 \cdot 10^{4}$-$5 \cdot 10^{7}$ | - |
| Sortebrovej | u.d. | u.d. | - |
| Rugårdsvej ML | $1{,}1 \cdot 10^{4}$-$4 \cdot 10^{7}$ | - | $9 \cdot 10^{4}$-$1{,}1 \cdot 10^{5}$ |

u.d. Under detektionsgrænsen - Ikke målt

### 6.1.4 Treatabilityforsøg

Ved at udføre treatabilityforsøg opnås der kendskab til den naturlige, stimulerede og bioaugmenterede nedbrydning gennem en tidsperiode. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade var formålet med treatabilityforsøgene at undersøge, om der kunne opnås fuldstændig nedbrydning ved kun at tilsætte elektrondonor, eller om det også var nødvendigt at bioaugmentere. Endvidere fås et estimat for tiden det tager for at opnå komplet nedbrydning i sprækker/sandslirer ved biostimulering alene, samt viden om bioaugmentering kunne give en hurtigere komplet nedbrydning. Formålet med forsøgene på Rugårdsvej ML er tilsvarende, men der blev anvendeligheden af forskellige elektrondonorer også undersøgt, samt hæmmende faktorer (eksempelvis kan klorerede ethaner eller freon komponenter være hæmmende for nedbrydningen). I tabel 9 ses, hvor forsøgene er udført, samt hvilke elektrondonorer og bakterier der er benyttet i forsøgene.

Tabel 9: Beskrivelse af hvor treatabilityforsøgene blev udført, samt hvilke elektrondonorer og bakterier der blev benyttet.

| | Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade | Sortebrovej | Rugårdsvej |
|---|---|---|---|
| Laboratorium | BioClear, Holland | DTU Miljø | DTU Miljø |
| Elektrondonor | Melasse | Laktat, Propionat, Newman Zone®, Chitorem® og HCR® | Laktat, ethanol |
| Bakteriekultur | Deklorerende biomasse fra BioClear | KB-1® | KB-1® |

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade blev der udført treatabilityforsøg med sediment fra både over (forvitret) og under (uforvitret) redoxgrænsen i kildeområdet. Det var nødvendigt, at bioaugmentere i forsøgene fra den forvitrede zone på Vesterbrogade for at opnå fuldstændig nedbrydning af 1,2-cis-DCE. Forsøgene fra den uforvitrede zone viste, at hvor der var fundet ***Dehalococcoides*** i grundvandet, kunne der opnås fuldstændig nedbrydning af TCE til ethen under naturlige forhold på 120 dage på Vesterbrogade. På Gl. Kongevej 39, hvor der ikke blev fundet ***Dehalococcoides*** i grundvandet, var det nødvendigt at bioaugmentere for at få nedbrydningen til at finde sted i begge forsøg. Af forsøgene blev det fundet nødvendigt med methanogene forhold for at få nedbrydningen fra 1,2-cis-DCE til ethen til at forløbe.

På Rugårdsvej ML viste forsøgene, at der var potentiale for naturlig nedbrydning til 1,2-cis-DCE. Under naturlige forhold blev TCE nedbrudt i løbet af ca. 50 dage, hvorefter 1,2-cis-DCE stabiliseres forsøgsperioden ud (ca. 300 dage, ingen nedbrydning). Forsøgene, hvor der blev tilsat elektrondonor, forløb hurtigere end under naturlige forhold. På baggrund af forsøgene blev elektrondonerne listet i forhold til dekloreringsgrad i følgende rækkefølge (den hurtigste først): Chitorem®, HRC®, laktat, propionat og Newman Zone®. Forsøgene antydede, at der ikke naturligt findes ***Dehalococcoides*** på lokaliteten, da det var nødvendigt at tilsætte bakterier for at stimulere den videre nedbrydning af 1,2-cis-DCE. Ved tilsætning af både elektrondonor og KB-1® blev den fuldstændige nedbrydning af de klorerede opløsningsmidler observeret efter 60 dage (Chitorem®) og 90-130 dage (laktat, propionat og HRC™). Efter 270 dage var der endnu ikke opnået fuldstændig nedbrydning med Newman Zone®.

På Sortebrovej standsede nedbrydningen af TCE ligeledes ved 1,2-cis-DCE i forsøgene uden tilsætning af bakterier (forsøgsperiode 240 dage), mens nedbrydningen forløb hele vejen til ethen i de bioaugmenterede forsøg (ethen sås efter 120-170 dage ved tilsætning af bakterier på dag 67).

I tabel 10 ses en oversigt over de udførte nedbrydningsforsøg på lokaliteterne og en vurdering af nedbrydningsforholdene i forhold til en videre afværge med anaerob deklorering.

### 6.1.5 Pilotskalaforsøg

På Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Sortebrovej og Rugårdsvej ML er der udført ***in situ*** pilotskalaforsøg. I det følgende fokuseres der på resultaterne fra forsøgene. I afsnit ***6.3 Injektionsforsøg*** vil injektionsmetoderne blive evalueret. Pilotskalaforsøgene blev udført som en del af injektionsforsøgene på Gl.

Kongevej 39 og Vesterbrogade, hvor de på Rugårdsvej ML og Sortebrovej blev udført som separate forsøg. Det bør bemærkes, at undersøgelserne på Rugårdsvej ML er meget omfangsrige i forhold til på Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej, der er kørt som kommercielle projekter.

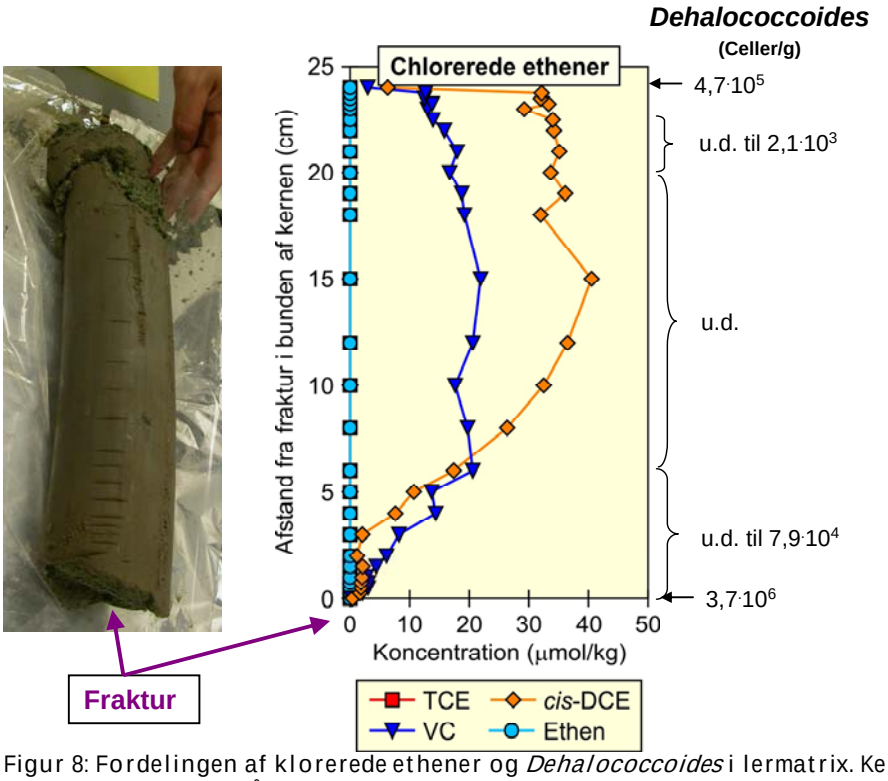
På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade blev der injiceret elektrondonor (melasse) ét sted på hver lokalitet i kildeområdet. På Gl. Kongevej 39 blev der injiceret 25 kg opblandet med 6 liter vand, og på Vesterbrogade blev der injiceret 59 kg opblandet med 6 liter vand. Der blev injiceret fra 3,5-7,1 kg i hver injektionsdybde.

For at undersøge effekten på redoxforholdene blev der udtaget vandprøver fra 3 etablerede filtre i ½-1 m afstand til injektionen. Tilstedeværelsen af melasse (undersøgt ved måling af glukoseindhold, ledningsevne, NVOC og pH), udviklingen i redoxforhold og udviklingen i sammensætningen af klorerede opløsningsmidler blev undersøgt. På både Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade ændrede forholdene sig mod mere reducerede efter forsøget, og derfor mere gunstige for anaerob deklorering. På Gl. Kongevej 39 var der indikationer på nedbrydning af TCE, og på Vesterbrogade blev en tydelig nedbrydning af 1,2-cis-DCE og VC opnået.

På Rugårdsvej ML blev der under tryk injiceret elektrondonor (Newman Zone®) og bakterier (KB-1®) i 3 filtersatte boringer: 2 i et område med naturlige sandslirer og én i en fraktureringsboring (beskrevet i afsnit ***6.2.1 Hydraulisk frakturering***). Effekten af injektionen i sandslirefeltet og frakturfeltet er undersøgt ved efterfølgende grundvandsmonitering i 18 filtre (6 i frakturfeltet og 12 i sandslirefeltet) og ved kerneprøvetagning (efter 5 og 18 måneder i frakturfeltet og efter 18 måneder i sandslirefeltet). De målte parametre kan ses i Bilag D.

I grundvandet i sandslirefeltet blev der fundet en langsom udvikling mod mere reducerede forhold (150-350 dage) i forhold til i frakturfeltet (30-40 dage). Selv om der blev opnået reducerede forhold og specifikke bakterier (op til $10^7$-$10^8$celler/l), blev der ikke observeret nedbrydning klorerede opløsningsmidler i sandslirefeltet. Det bør dog tages i betragtning, at koncentrationen af de klorerede ethener (1,2-cis-DCE og VC) var højere (op til 240.000 µg1,2-cis-DCE/l), hvorfor nedbrydningen kan have fundet sted, uden at kunne identificeres. Den anaerobe deklorering af klorerede opløsningsmidler i frakturfeltet steg efter injektionen af elektrondonor og bakterier (dekloreringsgrad steg fra ca. 50 til ca. 80 på 89 dage). I frakturfeltet blev der efter 150-350 dage set et fald i indholdet af fermenteringsprodukter, NVOC og dekloreringsgrad, hvilket kan indikere at den tilsatte elektrondonor er omsat.

Elektrondonor og bakterier var ikke fordelt i hele det etablerede sprækkenetværk ved fraktureringen. Dette blev fundet ved betragtninger af kerneprøver. Der blev dog observeret betydelig effekt af den stimulerede anaerobe deklorering på indholdet af 1,2-cis-DCE og VC i matrix ved flere sandstriber fundet i kerneprøverne efter både 5 og 18 måneder. I nogle blev der ydermere identificeret udvikling af en reaktionszone i matrix, der synes at vokse efterhånden, som de klorerede ethener nedbrydes (Jøregensen et al., 2007a). I figur 8 ses et eksempel herpå. Reaktionszonen strækker sig 3-4 cm ind i matrix.




Figur 8: Fordelingen af klorerede ethener og *Dehalococcoides* i lermatrix. Kernen (FRKB1) er udtaget 5 måneder efter injektionen af elektrondonor og bakterier, ca. 1,5 m fra injektionsboringen. u.d. er under detektionsgrænsen på $1{,}5 \cdot 10^1$ celler/g.

Tabel 10: Vurdering af naturlig, biostimuleret og kombineret biostimuleret og bioaugmenteret nedbrydning i treatabilityforsøgene. Fra Rugårdsvej ML er treatabilityforsøgene med Newman Zone, der blev injiceret på lokaliteten betragtet, da det var denne elektrondonor der blev benyttet ved afværgen.

| | Naturlig nedbrydning | Nedbrydning ved biostimulering | Nedbrydning ved biostimulering og bioagumntering |
|---|---|---|---|
| Gl. Kongevej 39 | - | Ingen nedbrydning | Ophobning af 1,2-cis-DCE efter tilsætning af biomasse første gang (ca. 85 dage). Fuldstændig nedbrydning i løbet af 50 dage efter anden tilsætning af mere elektrondonor og bakterier. |
| Vesterbrogade | - | Ingen fuldstændig nedbrydning i laget over redoxgrænsen. Fuldstændig nedbrydning efter ca. 110 dage, under redoxgrænsen. | I den forvitrede zone blev der bioaugmenteret 2 gange før der blev observeret en effekt. Næsten fuldstændig nedbrydning efter ca. 300 dage (dekloreringsgrad på ca. 90 %). |
| Sortebrovej | Ingen fuldstændig nedbrydning, 1,2-cis-DCE ophobes | Ophobning af 1,2-cis-DCE. Ingen tegn på videre omsætning efter 240 dage. | Fuldstændig omsætning til ethen starter straks efter tilsætning af KB-1® kultur (efter 67 dage), efter ca. 120-170 dage. Der er lave koncentrationer af 1,2-cis-DCE og VC efter 240 dage. |
| Rugårdsvej ML | Ingen fuldstændig nedbrydning, 1,2-cis-DCE ophobes | Ophobning af 1,2-cis-DCE. Ingen tegn på fuldstændig om sætning efter 350 dage. | Fuldstændig omsætning til ethen starter straks efter tilsætning af KB-1® kultur, der dannes ethan efter ca. 120 dage. Der er stadig høje koncentrationer af 1,2-cis-DCE og VC efter 250 dage. |

På Sortebrovej blev der injiceret substrat og bakterier i boringer i 3 testfelter i kildeområdet. I testfelterne udførtes hhv. gravitationsinjektion af EOS® og KB-1® i naturlige sandslirer, gravitationsinjektion af EOS® og KB-1® i sprække dannet ved hydraulisk frakturering, og injektion af Chitorem® i forbindelse med sprækkedannelse ved hydraulisk frakturering. Effekten af injektionerne er undersøgt ved efterfølgende grundvandsmonitering gennem 1 år i 8 boringer.

Redoxforholdene blev generelt i alle tre testfelter på Sortebrovej mere reducerede, dekloreringsgraden steg og ethen kunne måles i samtlige moniteringsboringer 1 år efter pilotforsøgets start. Da der tilsyneladende ingen nævneværdige fordele (i influensradius, osv.) var blevet opnået ved kunstig sprække konstruktion via frakturering, blev det anbefalet at basere

fuldskalaoprensning på lokaliteten på gravitationsinjektion af EOS® og KB-1® i naturlige slirer.

I tabel 11 ses en vurdering af nedbrydningsforholdene ud fra ***in situ*** biostimuleret og kombineret biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering undersøgt ved pilotnedbrydningsforsøg.

Inden der udføres pilotskalanedbrydningsforsøg, bør udgifterne overvejes i forhold til udgifterne forbundet med en fuldskalaoprensning. På Rugårdsvej ML, er der lavet meget omfangsrige undersøgelser, som led i et udviklingsprojekt. Et tilsvarende omfang af undersøgelser vil normalt ikke stå mål med udgifterne for fuldskalaoprensning.

Tabel 11: Vurdering af nedbrydning ved *in situ* biostimulering og kombineret biostimulering og bioaugmentering.

| | ***In situ*** biostimulering | ***In situ*** kombineret biostimulering og bioaugmentering |
|---|---|---|
| Gl. Kongevej 39 | Mere reducerede forhold (sulfatreducerende) og en begyndende nedbrydning af klorerede opløsningsmidler | |
| Vesterbrogade | Mere reducerede forhold (mod methanogene) og nedbrydning af klorerede opløsningsmidler til ethen | |
| Sortebrovej | | Mere reducerede forhold (sulfatreducerende til methanogene), øget deklorering og måling af ethen i samtlige moniteringsboringer. |
| Rugårdsvej ML | | Mere reducerede forhold (sulfatreducerende til methanogene i sandslirefeltet; jernreducerende til methanogene i frakturfeltet). Effekten af injektionen ses hurtigere i frakturfeltet end i sandslirefeltet. Der observeres ingen øget nedbrydning i sandslirefeltet selv om der findes et større antal bakterier. I frakturfeltet findes øget anaerob deklorering i både grundvandet og lermatrix. |

### 6.1.6 Sammenstilling af undersøgelser af nedbrydningsforhold

I tabel 12 ses en vurdering af nedbrydningsforholdene ved at betragte de fem undersøgelser alene. Sammenstillingen viser god overensstemmelse mellem vurderingerne. Den gode overensstemmelse kan antyde at det måske ikke er nødvendigt at udføre alle undersøgelser for at vurdere nedbrydningsforholdene. Tids- og omkostningsmæssigt vurderes de første tre metoder at være bedst. Dog opnås der fordelagtig viden om muligheden for at stimulere den anaerobe deklorering ved de sidste to metoder.

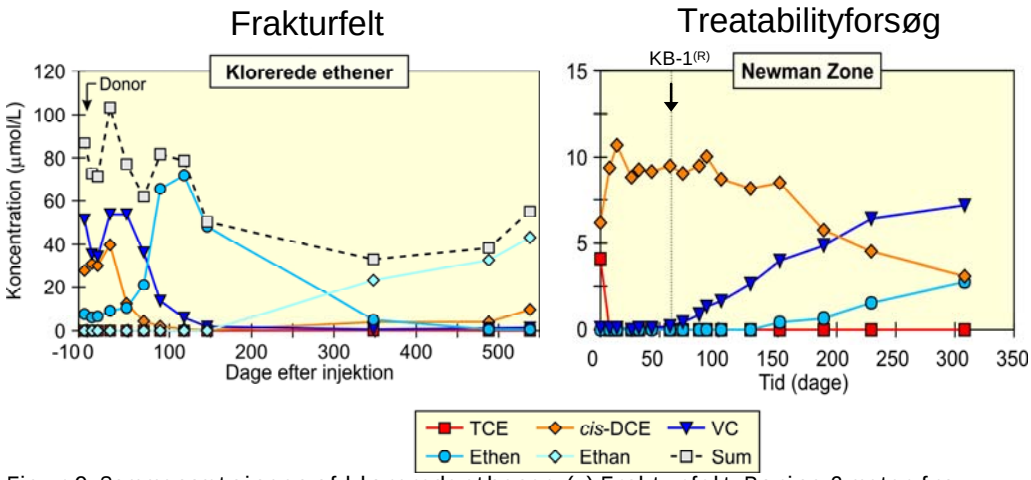
Betragtes vurderingen af nedbrydningsforholdene ud fra nedbrydningsprodukterne, antallet af bakterier og treatabilityforsøg, ses stort set samme resultat. Det kan overvejes, om man, med den viden man har i dag om stimulering af nedbrydning af klorerede ethener med anaerob deklorering,

behøver at udføre treatabilityforsøg, hvis forureningen udelukkende består af klorerede ethener. Løbetiden for treatabilityforsøgene er meget lang (op til 1 år), hvor resultaterne af de andre undersøgelser fås inden for kort tid (uger). Desuden er treatabilityforsøgene relativt dyre på grund af kerneprøvetagning og store analyseomkostninger. Det skal tages i betragtning, at man på Gl. Kongevej 39 ved at betragte nedbrydningsprodukterne og antallet af bakterier alene, nok ikke havde gennemført en fuldskalaoprensning med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering, da resultaterne ikke så særlig lovende ud. Ved at man gennemførte treatabilityforsøg blev det fundet muligt at iværksætte en effektiv omsætning af klorerede ethener ved tilsætning af elektrondonor og bakterier på lokaliteten. På lokaliteter, hvor der er tvivl, kan treatabilityforsøg således afklare situationen.

En anden fordel ved at lave treatabilityforsøg er, at de kan afsløre noget i forhold til inhibering af nedbrydningen af klorerede opløsningsmidler fra for eksempel fra triklorethan (TCA) eller freon forbindelser (som man muligvis ikke har kendskab til tilstedeværelsen af). På Vasbyvej, Baldersbækvej og Høje Tåstrupvej er der blandede forureninger med både TCE og TCA. Treatabilityforsøg fra disse lokaliteter tyder på, at TCA omsættes meget langsomt og kan inhibere omsætningen af 1,2-cis-DCE og VC (Broholm et al., 2008). I forbindelse med blandingsforureninger anbefales det, at man fortsat udfører treatabilityforsøg.

En måde, hvorpå resultaterne fra treatabilityforsøgene kunne udnyttes bedre på, er ved at inddrage dem i vurderingen af, hvor meget elektrondonor og bakterie det er nødvendigt at tilsætte ved afværgen. Den eneste lokalitet, hvor dette er benyttet er på Rugårdsvej S.

I figur 9 ses en sammenligning af resultaterne fra treatabilityforsøgene og pilotskalanedbrydningsforsøgene på Rugårdsvej ML. En interessant iagttagelse er, at nedbrydningen i sprækkerne i feltforsøget går hurtigere end i treatabilityforsøgene. Ethen dannes hurtigt efter, at der er tilsat elektrondonor og bakterier, hvor der i treatabilityforsøgene går lang tid (ca. 100 dage efter injektion af bakterier) (figur 9). Dette er på trods af de klorerede opløsningsmidler findes i betydeligt højere koncentrationer end i treatabilityforsøgene. Dette kan indikere, at den tidsmæssige horisont for iværksættelsen af oprensningen på en lokalitet kan være kortere end beregnet ud fra treatabilityforsøg. Det skal dog erindres, at det er diffusion ind i /ud af matrix, som er afgørende for tidshorisonten på lokaliteter, hvor forureningen findes i moræneler.




Figur 9: Sammensætningen af klorerede ethener. (v) Frakturfelt. Boring 2 meter fra frakturboringen (F21B) (h) Treatabilityforsøg med Newman Zone og Kb-1®. (modificeret fra Jørgensen et al., 2007a).

Tabel 12: Vurdering af nedbrydningen på lokaliteterne ud fra de tre undersøgelser.

| | Redoxforhold og nedbrydnings-produkter | Isotopfraktionering | Antal specifikke bakterier | Treatabilityforsøg | Pilotskala-nedbrydningsforsøg |
|---|---|---|---|---|---|
| Gl. Kongevej 39 | Der sker ingen naturlig nedbrydning. Dette kan skyldes, der ikke findes bakterier på lokaliteten, og at der ikke er de rette redoxforhold for, at nedbrydningen finder sted. | | Der forventes ikke at ske nedbrydning uden bioaugmentering. | Det er nødvendigt med tilsætning af både elektrondonor og bakterier for at opnå fuldstændig nedbrydning. Det er nødvendigt med større mængde elektrondonor for at opnå de optimale reducerede forhold for at nedbrydningen finder sted. | Det er nødvendigt at tilsætte en større mængde elektrondonor for at opnå de rette nedbrydningsforhold for anaerob deklorering. |
| Vesterbrogade | Der sker naturlig nedbrydning, koncentrationerne af VC kan indikere at der ikke findes ***Dehalococcoides*** med Vcr genet eller at de rette redoxforhold ikke er tilstede for nedbrydning finder sted. | | Der findes adskillige bakterier. Det er sandsynligvis ikke nødvendigt med bioaugmentering. Biostimulering kan sandsynligvis fremme antallet. | Det er nødvendigt at bioaugmentere over redoxgrænsen. Under redoxgrænsen sker der fuldstændig nedbrydning ved biostimulering alene. | Der kan opnås fuld nedbrydning af de klorerede opløsningsmidler ved biostimulering. |
| Sortebrovej | Der sker naturlig nedbrydning. Ophobning af 1,2-cis-DCE, dannelse af VC. Koncentrationerne af VC kan indikere at der ikke findes ***Dehalococcoides*** (med Vcr genet) eller at de rette redoxforhold ikke er tilstede for at komplet nedbrydning finder sted. | Der sker naturlig nedbrydning til 1,2-cis-DCE i kildeområdet. Da denne ophobes, forventes ***Dehalococcoides*** ikke tilstede i tilstrækkelige mængder naturligt. | Der er få specifikke bakterier tilstede, hvorfor bioaugmentering vil være nødvendig. | Det er nødvendigt at biostimulere og bioaugmentere for at opnå fuldstændig nedbrydning. | Der opnås mere reducerede redox forhold, øget deklorering og ethen produktion ved substrat og bakterie tilsætning – bioaugmenteret SRD vurderes derfor som en god oprensningsløsning for lokaliteten. |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Rugårdsvej ML | Der sker naturlig nedbrydning, koncentrationerne af VC kan indikere, at der ikke findes ***Dehalococcoides*** med Vcr genet eller at de rette redoxforhold ikke er tilstede for at nedbrydning af VC finder sted. | Der sker en naturlig nedbrydning til 1,2-cis-DCE i kildeområdet. Flere steder er der identificeret fuldstændig nedbrydning til ethen. Høje isotopforhold for VC, kan identificere mangel på ***Dehalococcoides*** med Vcr genet. | Der er specifikke bakterier tilstede. Biostimulering alene kan sandsynligvis fremme antallet af specifikke bakterier. Bioaugmentering kan være nødvendigt. | Det er nødvendigt at biostimulere og bioaugmentere for at opnå fuldstændig nedbrydning. | Der findes mere reducerede forhold og et øget antal af ***Dehalococcoides*** i både sandslirefeltet og frakturfeltet. Der ses dog kun en anaerob deklorering i frakturfeltet. Der er fundet udvikling af en reaktionszone i lermatricen. |

Der findes adskillige metoder, hvorved nedbrydningen på en lokalitet kan undersøges. Der er dog ikke lagt nær så stor vægt på fordelingen af nedbrydningen mellem sandslirer, -linser, sprækker og matrix. Kun på én lokalitet er nedbrydningen i matrix betragtet (Rugårdsvej). Det vides ikke med sikkerhed, om denne nedbrydning udelukkende skyldes anaerob deklorering eller om andre processer som for eksempel anaerob oxidation også finder sted. Resultaterne understreger vigtigheden af at undersøge udviklingen i matricen. Denne kan ikke undersøges i treatabilityforsøg, men ved pilot- eller fuldskalaoprensninger. Der bør derfor laves flere undersøgelser i fremtiden, hvor effekten i matrix undersøges ved pilot- eller fuldskalaoprensninger.

## 6.2 Fraktureringsforsøg

På Rugårdsvej ML, Vasbyvej og Sortebrovej er der udført fraktureringsforsøg for at øge sprækketætheden og derved opnå bedre kontakt mellem matrix, forureningskomponenter, elektrondonor og bakterier. På Rugårdsvej ML og Sortebrovej er der efterfølgende injiceret elektrondonor og bakterier (afsnit ***6.1.5 Pilotskalaforsøg***). På Vasbyvej er forsøget lavet uden for det forurenede område, og spredningen er undersøgt ved injektion af tracere.

### 6.2.1 Hydraulisk frakturering

Hydraulisk frakturering er udført med en forventning om at skabe en horisontal cirkelformet fraktur med en tykkelse på ca. 2 cm.

Der blev udført hydraulisk frakturering på Rugårdsvej ML i to dybder: 6 og 7,5 m.u.t. Der blev under tryk pumpet i alt 250 kg sand blandet med fraktureringsvæske (vand og gelepulver) ned i begge dybder. Sandet i den øverste fraktur var rødt og i den nederste grønt. De to fraktureringsboringer og blandingsanlægget kan ses i figur 10. Efter fraktureringen blev boringerne filtersat over de to fraktureringsdybder, så der senere kunne laves injektion. Der blev observeret terrænhævninger på mellem 0,8 til 1,6 cm. Under udførslen af den dybe fraktur blev der observeret en kraftig vandstigning på over 1 m i to boringer i en afstand på 3,5 og 4,2 m til frakturboringen. Boringerne var filtersat i henholdsvis 5-6 m.u.t. og 5,5-6,5 m.u.t. Vandstigningen var faldet efter et døgn.

Figur 10: (v) Fraktureringsboring på Rugårdsvej ML. (h) Fraktureringsanlægget med "tragt" til sandet. Efterfølgende blandes fraktureringsvæsken i med en snegl.

Udbredelsen af frakturer blev undersøgt efter 2 måneder ved at etablere 8 boringer i 1 meters afstand til frakturboringen hele vejen rundt. Resultaterne

viste, at spredningen ikke var så homogen som forventet, hverken i den øvre eller nedre fraktur. Den øvre fraktur forventes at være spredt til fyldlaget og nedad. Den nedre sprække, i det lidt hårdere ler, havde den største udbredelse. Udbredelsen blev fundet i et meget varieret vertikalt sprækkenetværk i flere forskellige niveauer, hvor nogle sandsynligvis har fulgt naturlige sprækker. Det vurderes, at influensradius var på 1-2 meter, hvor den forventede var 2,5m.

Hydraulisk frakturering blev ligeledes afprøvet i pilotskalaforsøget på Sortebrovej i to boringer (Testfelt 2 og 3) i hhv. 10 og 13 m.u.t. I Testfelt 2 (med efterfølgende gravitationsinjektion af EOS® og KB-1®) blev der under tryk nedpumpet i alt 450 kg (rødt) sand blandet med fraktureringsvæske (vand og gelepulver). Der blev observeret terrænhævninger på op til 5 mm. I Testfelt 3 skulle der under tryk nedpumpes 400 kg (grønt) sand og 75 kg Chitorem® blandet med fraktureringsvæske (vand og gelepulver). Den tykke konsistens af fraktureringsmassen umuliggjorde dog væsentlig injektion, og efter 4 forsøg (hvor kun 10 kg Chitorem® blev injiceret) opgav man at fortsætte fraktureringen og yderligere tests/monitering i feltet.

Udbredelsen af frakturen etableret i Testfelt 2 (10 m.u.t.) blev undersøgt ved præcisionsnivellement på 16 målepunkter i 4 retninger fra fraktureringsboringen. Resultaterne viste at der skete hævning af jorden med rimelig cirkulær udbredelse op til 4,5 m fra fraktureringsboringen, dog med de største hævninger nord for boringen. Efterfølgende blev der udført to boringer 2 m fra fraktureringsboringen hvor der blev truffet røde sandkorn i en mm tynd sandslire i 10 m.u.t., hhv. mm-tynde sprækker med røde sandkorn i 6,4-9,5 m.u.t. samt en 1 cm tyk sprække med røde sandkorn ca. 9,5 m.u.t. I to boringer udført hhv. 3 og 4 m fra fraktureringsboring blev der ikke truffet rødt sand. Resultaterne viste, at spredningen ikke var så homogen som forventet, og det vurderes, at sprække-radius var på 2-3 meter, mod forventede 3-5 m.

Injektionsmassen i Testfelt 1 og 2 blev truffet i flere sandslirer og linser som ventet, men med varierende dybde og tykkelse. Distribueringen af substrat/bakterier blev ikke fundet bedre ved etablering af kunstige sprækker end ved gravitationsinjektion i naturlige slirer, hvorfor sidstnævnte af de to metoder blev fundet mest egnet til fuldskalaoprensningen.

De hydrauliske fraktureringer bredte sig på ingen af lokaliteterne som forventet. Dog var der alligevel sket en forøgelse af permeabiliteten i den hårde dybere moræneleret på Rugårdsvej (laget var mere ydende ved vandprøvetagning). Det bør nævnes at disse to fraktureringer er de først udførte i Danmark. Andre felterfaringer fra Polen har vist, at det var muligt at etablere homogene sprækker i op til 5m fra frakturingsboringen (Nilsson og Klint, 2007).

### 6.2.2 Pneumatisk frakturering

Pneumatisk frakturering udføres med en forventning om at skabe et tæt finmasket sprækkenetværk i moræneleret. Der er lavet forsøg med pneumatisk frakturering på Vasbyvej (Københavns Amt, 2006; Christiansen et al., 2007). Forsøgene blev lavet i én boring fra bunden og op i 4-8 m.u.t. Der blev fraktureret i 5 intervaller af 1 m. Nitrogen opblandet med atomiseret farvestof blev benyttet som fraktureringsgas. Som farvestof blev Rhodamine WT, Fluorescein, Uvitex, bromid og Brilliant Blue benyttet. Fraktureringen tog ca.

30 sekunder i hver dybde med et tryk på 3-8,5 bar (dybere lag) og 1,4-5,9 bar.

For at undersøge spredningen blev der inden for den forventede influensradius lavet håndsnegleboringer og Fuel Fluorescensce Detection sonderinger (FFD sondering), samt udtaget kerner og vandprøver til analyses for farvestofferne. Der blev endvidere lavet en udgravning i yderkanten af den forventede influensradius.

Figur 11: (v) Fraktureringsboring på Vasbyvej med boringsrig og gaslager, (m) pakkersystem, (h) pakkersystem under nedsænkning i boring.

Resultaterne af forsøget viste, at tracerne hovedsageligt var spredt i eksisterende sprækker over redoxgrænsen i en radius på op til 2 meter fra fraktureringsboringen, dog med stedvis, isoleret traceropskydning ved overfladen i op til 10 m's afstand fra fraktureringsboringen. Afstanden mellem observationerne af tracer blev større i de dybere lag (>1m). Det vurderes nødvendigt med en større sprækketæthed i det dybere lag for at overkomme diffusionsbegrænsninger. Endvidere var influensradius mindre end forventet, hvorfor det vil være nødvendigt at have større tæthed mellem fraktureringsboringer i forbindelse med fuldskalaoprensning. Det forventes at spredningen kan forbedres ved anden konfiguration, evt. metodeudvikling, af fraktureringsudstyret og fraktureringsintervaller.

### 6.2.3 Sammenstilling af fraktureringsmetoder

I tabel 13 er fraktureringsdybder, influensradius og sprækkedannelsen ved de to forskellige fraktureringsmetoder sammenstillet. Det bør nævnes, at der på Vasbyvej ligger et meget omfattende dokumentationsarbejde bag undersøgelsen af spredningen ved den pneumatiske frakturering i forhold til undersøgelserne i forbindelse med de hydrauliske fraktureringer.

Det fremgår at den hydrauliske frakturering i 6 m.u.t. på Rugårdsvej ML havde tendens til at sprede sig til bunden af fyldlaget. Denne frakturering vurderes derfor at være lavet for tæt på redoxgrænsen til at opnå den ønskede sprækkedannelse. Den dybere hydrauliske frakturering på Rugårdsvej ML har ikke den forventede homogene "tallerkenformede" udbredelse, men derimod en udbredelse i mindre sprækker både horisontalt og vertikalt. Fraktureringen vurderes derfor at være mere vellykket i denne dybde. Hvis resultatet at den øvre frakturering vurderes i forhold til den indhentede viden om den geologiske sammensætning og redoxgrænsen, vurderes det, at resultat af denne, muligvis kunne være forudset ved at have betragtet disse faktorer inden fraktureringen.

Ved betragtning af den geologiske karakterisering på Sortebrovej og resultatet af den hydrauliske frakturering i forhold til injektion ved gravitation, findes årsagen til det ens resultat sandsynligvis ved at fraktureringen er lavet i en moræneler, der naturligt indeholder et større antal sandslirer og linser (Bilag

C). Det større indhold af sandlinser og slirer gør, at fraktureringsvæsken følger disse frem for at skabe den forventede cirkelformede udbredelse.

Tabel 13: Vurdering af fraktureringsmetoder.

| | Lokalitet | Dybde af frakturering [m.u.t.] | Influens-radius [m] | Vurdering af sprækkedannelsen | Geologi* | Redox-grænse* [m.u.t.] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Hydraulisk frakturering | Rugårdsvej ML | 6 | Mindst 1-2 | • Uklar op- og nedadrettet spredning<br>• Spredning til bund af fyldlaget | • Basal till | 3-6* |
| | Rugårdsvej ML | 7,5 | Mindst 1-2 | • Ingen horisontal afgrænsning<br>• Spredning i tynde spredte sprækker i flere niveauer | • Basal till | 3-6* |
| | Sortebrovej (Testfelt 2) | 10 | 2-3 | • Jordhævningsmålinger indikerer rimelig cirkulær udbredelse (sprækkeradius 2-3 m), boringer med fund af injiceret sand dog kun placeret nord for fraktureringsboring | • Flow till | 2-10 |
| Pneumatisk frakturering | Vasbyvej | 4-8 | Mindst 2 (primært i 2-4 m.u.t.) | • Fraktureringen har aktiveret hydraulisk inaktive sprækker | • Basal till | 3,5-4 |

*Supplerende information fra nærværende rapport

Ud fra erfaringerne med frakturering i moræneler i Danmark vurderes det, at det i fremtiden er nødvendigt med et bedre kendskab til sammenhængen mellem de geologiske forhold (tilstedeværelsen af sandslirer/linser og naturlige sprækker) og sprækkedannelsen ved fraktureringsmetoder. Det anbefales derfor, at der udføres flere feltforsøg med frakturering, hvor der forudgående er lavet en detaljeret geologisk karakterisering, hvorved en sammenhæng kan forsøges at findes sideløbende. Den geologiske karakterisering bør indeholde emnerne beskrevet i ***3 Geologi og Hydrogeologi***. Endvidere bør der arbejdes på at finde bedre metoder til undersøgelse af frakturdannelsen.

## 6.3 Injektionsforsøg

Der er lavet forskellige injektionsforsøg på lokaliteterne. Injektionsforsøgene er lavet med henblik på at undersøge, om det er muligt at tilsætte en tilstrækkelig mængde elektrondonor og bakterier.

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er forsøgene lavet ved at tilsætte elektrondonor, og på Rugårdsvej ML er forsøgene lavet med rent vand. Grunden til at forsøgene på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade blev lavet med elektrondonor er at melasse, som man ønskede at benytte, har en højere viskositet end vand. På Rugårdsvej ML blev der forud for selve ***in stiu*** nedbrydningsforsøget injiceret rent vand. Dette er sandsynligvis fordi donoren, som man ønskede at benytte (Newman Zone®), har ca. samme viskositet som vand. I ***in stiu*** nedbrydningsforsøget blev der tilsat Newman Zone®, der består af emulgeret vegetabilsk olie baseret på sojabønneolie, laktat

og næringsstoffer. På Sortebrovej testede man gravitationsinjektion af substratet EOS® i de ovenfor omtalte Testfelt 1 og 2.

### 6.3.1 Top-down injektion med GeoProbe

Denne metode består i at tilføre elektrondonor ved hjælp af en GeoProbesonde, hvor stoffet nedpumpes ved hjælp af en stempelpumpe. På sonden er en injektionsspids monteret, hvor injektionshullerne kan lukkes under nedpresning (figur 12). Injektion laves ved trinvist at nedpresse sonden og injicere. Det er vigtigt at udføre injektionerne fra toppen og ned for at sikre injektion i forskellige niveauer. Ellers kan der være tendens til at hovedparten af elektrondonoren ender i det dybeste niveau (Jægersborg Allé, Gentofte, Miljøstyrelsen, 2003). Metoden muliggør både vertikal injektion og skrå injektion under for eksempel bygninger. Metoden er anvendt på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade. Der blev injiceret for hver 25 cm eller tættere i et interval fra 5 til 7 m.u.t. på Gl. Kongevej 39 og 6 til 8 m.u.t. på Vesterbrogade. Der blev injiceret med et tryk på 60 bar på begge lokaliteter og et flow på 5-8 l/min.

Figur 12: (v) Geo-probe sonden (h) GeoProbeinjektion. Billederne er fra Orbicon.

For at undersøge spredningen af elektrondonor blev der udtaget kerneprøver fra 3 GeoProbeboringer i en afstand på ½-1 meter fra injektionen i samme dybde, som injektionen blev lavet. Ved kerneudtagningen på Vesterbrogade, blev der observeret melasse. Der blev efterfølgende lavet en detaljeret geologisk beskrivelse af alle kernerne, og sukkerindholdet blev undersøgt med en blodsukkermåler. Ud fra undersøgelser blev det vurderet, at influensradius var ca. 0,75 m. Glukosen blev identificeret i sandslirer. Glukosen blev dog ikke fundet i alle identificerede slirer, selvom flere sandsynligvis var hydraulisk aktive.

GeoProbeinjektion er kun afprøvet indtil ca. 8 m.u.t. Det vides ikke om det er muligt at benytte metoden til injektion i de dybere mere faste morænelerslag.

### 6.3.2 Injektion under tryk i boringer

På Rugårdsvej ML blev der lavet injektionsforsøg i 3 boringer. Ved forsøgene blev rent vand injiceret i boringerne under tryk. En injektionsydelse på 1, 3 og

5 l/min blev afprøvet i hver 15 minutter. Der blev fundet et modtryk på henholdsvis 500, 600 og 1000 mbar. Under forsøgene blev nærtliggende boringer pejlet hver 5. minut. Der blev kun observeret påvirkning af vandspejlet ved injektionsydelse på 3 l/min, hvor vandspejlet hævede sig 34 cm i en boring 5 m fra injektionen.

Forsøget viste at det var muligt at injicere vand i det sekundære magasin på lokaliteten. Spredningen er dog afhængig af sammenhængen mellem slirer og sprækker. Da der blev observeret påvirkning af en boring 5 meter væk, forventes det, at en influensradius på ca. 3-4 meter kan opnås. Det vurderes, at modtrykket kan være større ved en længere periode med injektion. Fordelen ved at tilsætte under tryk er, at der er mulighed for at hydraulisk inaktive sprækker, kan blive aktive, om ikke andet i en periode.

Endnu et forsøg blev udført, hvor elektrondonor og bakterier under tryk blev tilsat i en boring i et frakturfelt (beskrevet i afsnit ***6.2.1 Hydraulisk frakturering***) og i to boringer i et område med naturlige sandslirer. I frakturfeltet blev der tilsat elektrondonor og bakterier i 7,5 m.u.t. og i sandslirefeltet blev der injiceret i ca. 5-6 m.u.t. med en afstand på ca. 1 m. Elektrondonoren blev tilsat i en lind strøm under et tryk på 0,5-0,6 bar med et flow på ca. 1 l/min. Bakterierne blev tilsat ved korte pulstilsætninger. Injektionen blev lavet anaerobt. Anlægget kan ses i figur 13.

Figur 13: (v) Doseringsanlæg, palletank med nitrogendiffusorer i bunden til blanding af elektrondonor og grundvand. (h) Beholder med KB-1® kultur tilsluttet injektionsboringen.

Injektionen af elektrondonor og bakterier var vellykket i frakturfeltet, hvor der observeres elektrondonor i flere filtre. Der blev opnåset effektiv nedbrydning af klorerede opløsningsmidler i både grundvand og lermatricen flere steder i frakturfeltet. Der var dog en begrænsning i spredningen, da der blev identificeret flere steder med fraktursand, hvor der ikke blev fundet elektrondonor i forbindelse med frakturen. Injektionen i sandslirefeltet synes umiddelbart ikke at forløbe som forventet, da der ikke observeres tilsvarende effekt af elektrondonoren i hverken grundvand eller matrix.

### 6.3.3 Gravitationsinjektion i boringer

På Sortebrovej blev der lavet injektion af elektrondonor og bakterier ved gravitation i én eksisterende boring (Testfelt 1, 15-17 m.u.t.) og én boring i et frakturfelt (Testfelt 2, 10 m.u.t.) via et doseringsanlæg designet til formålet med manuel tilsætning og styring. Doseringsanlægget bestod af en blandetank, som blev påmonteret diffusere, der skulle sikre blanding (af substrat og vandværksvand/grundvand) og afiltning ved gennembobling af nitrogen. Tanken var koblet til injektionsboringen via en pumpe, som ved lavt tryk (ca. 0,5 bar) og flow (1-4 l/min) kunne tilføre de ønskede mængder substrat til boringen. Injektion af bakterier foregik direkte fra bakteriernes trykbeholder til boringen via en slange påmonteret ventiler. Injektionen blev lavet anaerobt ved korte pulstilsætninger.

For at undersøge spredningen af substrat og bakterier blev der udført grundvandsmonitering (feltparametre, redoxparametre, bromid tracer, fede syrer og TOC, klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter, samt Dehalococcoides) i 8 omkringliggende moniteringsboringer, 7 gange med ca. 2 ugers mellemrum (over 102 dage i alt). Ud fra grundvandsmoniteringen vurderes det, at der er opnået en influensradius på op til 4-5 m ved gravitationsinjektion i såvel naturlige slirer som kunstigt fremstillet sprækker.

På Sortebrovej er det ydermere erfaret, ved efterfølgende pejling og monitering på lokaliteten, at boringerne, hvor der er injiceret, er stoppet til med fedtklumper (figur 14). Det vides ikke præcist, hvad der har forårsaget tilklogningen. Denne tilstopning mindsker muligheden for senere injektion på lokaliteten, med mindre der findes en metode til at rense dem.

Figur 14: Redoxprobe efter det var forsøgt at monitere i injektionsboring på Sortebrovej. Billedet er fra Orbicon.

### 6.3.4 Sammenstilling af injektionsmetoder

I tabel 14 ses en sammenstilling af parametre der kan have betydning i forhold til injektionen på lokaliteten. Tidsmæssigt vurderes injektionsmetoderne at være tilsvarende, hvis kun selve injektionen tages i betragtning (uden etablering af boringer).

Ved sammenligning af dybden ses det, at injektionerne er lavet i og under dybden, hvor redoxgrænsen forventes at findes (3-6 mut, afsnit ***3.2.2 Redoxgrænse***). Injektionerne der er lavet i den forvitrede zone over redoxgrænsen, kan have tendens til at følge eksisterende aktive sprækker, frem for at skabe/aktivere hydraulisk aktive/inaktivere sprækker, uanset hvilken injektions metode der benyttes. Injektionerne under redoxgrænsen kan have tendens til at bevæge sig op i de overliggende mere opsprækkede lag, hvis der er sammenhæng hertil (f.eks. subvertikale sprækker), hvorved spredningen mindskes.

Injektionstrykket varierer meget mellem de to metoder der benytter tryk. Selv om der er benyttet et større tryk ved injektionen med GeoProbe synes influensradius lavere. Dog bør det understreges, at dokumentationen for influensradius er væsentlig mindre på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade end på Rugårdsvej. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade blev det forsøgt at injicere med et tryk på 4 bar. Injektion ved dette tryk var dog alt for tidskrævende. Det afprøvede tryk var højere end trykket benyttet på Rugårdsvej ML. Dette kan forklares ved at der forud for injektionen i boringen under tryk på Rugårdsvej ML, var lavet en hydraulisk frakturering. Fraktureringen har allerede skabt en hydraulisk aktiv sandfyldt fraktur, hvorfor trykket ved selve injektionen ikke behøver at være højt. På den ene lokalitet var det således fraktureringen der var udslagsgivende for spredningen (Rugårdsvej ML), hvor det på de andre var selve injektionen (Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade).

Erfaringerne med gravitationsinjektionen viste, at det var en mulig metode at injicere på. Det er dog nødvendigt at oprette et større boringsnetværk til injektion i forhold til for eksempel injektion med GeoProbe, hvor det ikke er nødvendigt at etablere boringer. Det større antal boringer forhøjer udgifterne væsentligt. Ved injektion med gravitation er man afhængig af at injektionsvæsken er forholdsvis letflydende. Injektion ved gravitation lader til at kunne give højere influensradius end de 2 injektionsmetoder, der anvender tryk. Umiddelbart kan dette skyldes, at injektionen ved gravitation er lavet i en flow till, der naturligt indeholder et større antal sandslirer og linser end en basal till, hvor de andre injektioner er lavet.

Det er fundet muligt, at injicere elektrondonor og bakterier med alle de afprøvede metoder. En af de store begrænsninger synes dog at være spredningen, der er svær at forudsige og forholdsvis omkostningstung at undersøge, eftersom det er nødvendigt at udtage kerneprøver. Det vil i fremtiden være nødvendigt at indhente mere information om spredningen i form af flere undersøgelser og afprøvninger, for at kunne vurdere, hvilken metode der er den mest effektive. Endvidere bør det undersøges, om der er en sammenhæng mellem morænelerstypen og spredningseffektiviteten ved injektionsmetoderne. Herved kan der opnås kendskab til hvilke injektionsmetoder der vil være gode på lokaliteter med specifikke egenskaber.

Metoderne til dokumentation/vurdering af spredning/transport af reaktive stoffer i morænelerssedimenter falder generelt i to kategorier: direkte og indirekte. Indtil videre har det været mest udbredt at anvende de indirekte metoder (grundvandsmonitering, osv.), der i bedste fald kan danne rimelig basis for tolkning af overordnede spredningsmønstre. De mindre anvendte, mere tidskrævende og omkostningstunge, direkte dokumentationsmetoder udgøres af aktiviteter som kerneprøvetagning og udgravning, hvor man ”får syn for sagen” i bogstavelig forstand. Dermed et mere solidt grundlag for at

vurdere spredning, også på mikroporeskala, samt et bedre grundlag for mere nøjagtig og detaljeret modellering af forventede oprensningstidshorisonter osv., opnået. Trods øgede omkostninger vurderes det nødvendigt at inddrage de direkte dokumentationsmetoder i højere grad i fremtiden, indtil et solidt kendskab til spredningsmønstre og modelleringsredskaber er etableret.

Tabel 14: Sammenstilling af injektionsmetoder, samt parametre der har betydning for spredningen af elektrondonor og bakterier ved injektionen.

| | Top-down injektion med GeoProbe | Injektion under tryk i boring | Gravitationsinjektion i boring |
|---|---|---|---|
| Lokalitet | Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade | Rugårdsvej ML | Sortebrovej |
| Geologi | Basal till | Basal till | Flow till |
| Injektionsdybde [m.u.t] | 5-7 og 6-8 | 5-6 og 7,5 | 10-20+ 20-30 |
| Injektionstryk [bar] | 60 | 0,5-0,6 | Gravitation (overtryk under 0,5 bar) |
| Dokumenteret influensradius [m] | 0,75 | Op til 2 | 4-5 m |
| Fordele | Fleksibel i forhold til placering og injektionsinterval<br>Nem og hurtig | Der kan foretages efterfølgende injektion samme sted, hvorved sandslirer og sprækker der er gjort aktive ved første injektion kan aktiveres igen. | Ingen trykregulering. |
| Begrænsninger | Der blev identificeret aktive sandslirer, hvor elektrondonoren ikke blev fundet, hvilket tyder på, at spredningen ikke har været optimal. | Transporten i naturlige sandslirer var større end forventet hvorfor elektrondonoren sandsynligvis er transporteret væk, og derved ikke har opnået den rette effekt.<br>Der blev fundet aktive slirer med fraktursand, hvor der ikke blev fundet spor af elektrondoneren. | Kun spredning i hydrauliske aktive sprækker og sandslirer/linser.<br>Det blev observeret ved efterfølgende monitering at flere af injektionsboringerne var klogget til. Hvis de skal benyttes til reinjektion er det nødvendigt at fjerne dette fedtlåg. |

# 7 Afværge

I dette afsnit belyses selve afværgen på lokaliteterne. Først belyses den overordnede strategi, der ligger forud for afværgen, samt de oprensningskriterier, der opstilles. Efterfølgende bliver etableringen af afværgen og den efterfølgende monitering, hvor effekten af afværgen undersøges, belyst. Lokaliteter, hvor der er opstartet fuldskalaoprensning af kildeområdet i moræneler inddrages i afsnittet (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej). Der lægges kun vægt på oprensningen i moræneler. Oprensningen på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er iværksat i september 2006. På Sortebrovej er oprensningen påbegyndt i sommeren 2006.

## 7.1 Afværgestrategi

På alle lokaliteter er en passiv afværgeteknologi valgt, hvor den overordnede afværgestrategi er ***in situ*** at biostimulere og bioaugmentere anaerob reduktiv deklorering i kildeområdet i moræneleret. Dette gøres ved at stimulere de rette redoxforhold for de mikroorganismer, der udfører den anaerobe reduktive deklorering, ved tilsætning af elektrondonor. Efterfølgende følges effekten af oprensningen ved monitering.

Formålet med at oprense på lokaliteterne er at mindske den samlede belastning af det primære grundvandsmagasin. Oprensningerne laves ikke med henblik på en fuldstændig oprensning, men på en væsentlig massereduktion og etablering af et reaktivt område, hvor der mange år frem vil blive nedbrudt klorerede opløsningsmidler ved anaerob reduktiv deklorering.

På lokaliteterne er indsatsområdet primært kildeområdet i moræneleret. Med indsatsområdet henvises der til det område, hvor selve injektionen i forbindelse med oprensningen laves. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er der yderligere defineret et mindre indsatsområde i fanen. På Gl. Kongevej 39 er indsatsen i fanen tilsvarende i kildeområdet, hvor den på Vesterbrogade er sigtet mod at skabe en reaktiv væg i det sekundære grundvandsmagasin, hvor klorerede opløsningsmidler i tilstrømmende vand kan nedbrydes (se Bilag A for oversigt over indsatsområder). På Sortebrovej er et mindre indsatsområde defineret i et indlejret sandlag under kildeområdet, hvorved en bufferzone etableres. I tabel 15 ses størrelsen af indsatsområdet og indsatsdybden på lokaliteterne. Dybden af området på Sortebrovej er meget større end på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade.

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er den afprøvede injektionsmetode ved forundersøgelserne før afværge, benyttet i den endelige afværge (beskrevet i afsnit ***6.3.1 Top-down injektion med GeoProbe***). Forundersøgelserne forud for afværge på Sortebrovej viste, at der ved injektion ved gravitation kunne opnås samme spredning af donor med og uden forudgående frakturering. Det blev derfor besluttet, at etablere et boringsnet og injicere elektrondonor og bakterier ved gravitation uden forudgående frakturering (beskrevet i afsnit ***6.3.3 Gravitationsinjektion i boringer***).

Tabel 15: Areal af indsatsområde og indsatsdybde.

| | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|
| Indsatsområde [$m^2$] | 140*, 60** | 60* | 2100* |
| Indsatsdybde [m.u.t.] | 2-7; 3-5** | 2-8; 5-8** | 10-20*; 20-30*** |

*Kildeområde
**Fane
***Underliggende vandførende lag

## 7.2 Afværgekriterier

I dette afsnit betragtes afværgekriterier, som den overordnede betegnelse for de kriterier, der opsættes i forbindelse med en oprensning. I tabel 16 er en definition af de forskellige kriterier opsat på baggrund af de opstillede kriterier på lokaliteterne. Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade har kørt som parallelle projekter, hvorfor stort set de samme kriterier er opsat. De opsatte kriterier er alle formuleret, så de tidsmæssigt kan tilpasses af oprensningen. Dette vurderes i forhold til, at kriterierne er vejledende, og derfor kan ændres undervejs. De opsatte kriterier på de tre lokaliteter ligner hinanden meget, hvilket kan skyldes, at det er samme rådgiver, der har udarbejdet dem.

De opsatte succeskriterier gør, at man løbende forholder sig kritisk til moniteringsresultaterne. Herved bliver det muligt aktivt at vurdere, om det er nødvendigt med ekstra indsats, for at opnå den ønskede udvikling, der er nødvendig for at overholde oprensningskriterierne.

De opsatte oprensningskriterier, der er meget overordnede, tyder på, at man mangler viden om, hvordan den tidsmæssige udvikling er på en lokalitet, hvor der ***in situ*** oprenses med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering. Dette er både i forhold til levetiden af elektrondonor, samt udviklingen af den anaerobe reduktive deklorering i lermatricen. Når udviklingen fra disse lokaliteter i fremtiden kendes, kan det lette opsætningen af oprensningskriterier på andre lokaliteter.

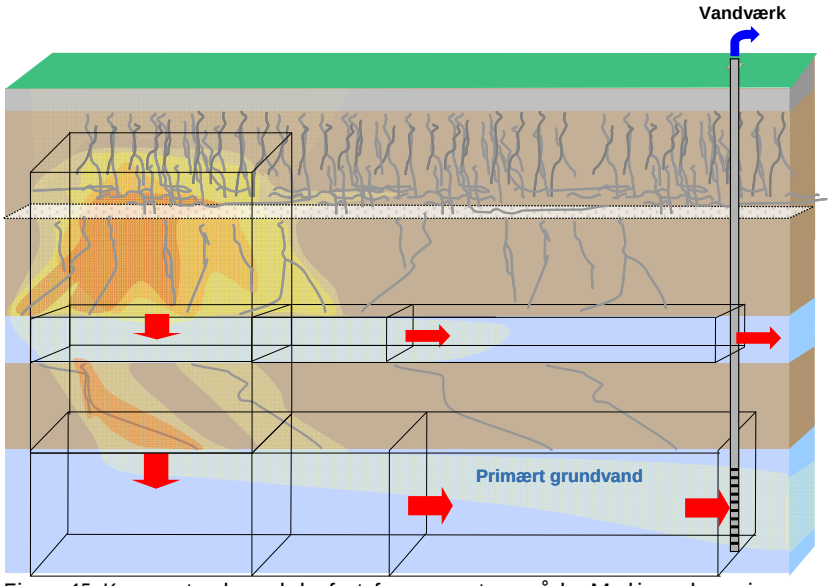
Erfaringerne fra de gennemgåede lokaliteter tyder også på, at der mangler nogle retningslinjer for, hvordan man fastlægger sine stopkriterier. For eksempel er det ikke beskrevet, hvor fluxen på lokaliteterne skal være mindsket. Er formålet at opfylde grundvandskvalitetskriterier i det sekundære eller primære magasin? Skal det opfyldes direkte under kildeområdet eller ses der på et nedstrøms kontrolpunkt? Mulige nedstrøms kontrolpunkter kunne være grundvandskoncentrationer/flux ved den nedstrøms rand af behandlingsområdet eller i afstanden svarende til 1 års grundvandstransport, som anvendes i risikovurderinger i henhold til Miljøstyrelsens vejledning fra 1998. Endelig kan formålet være at overholde drikkevandskravene i det samlede indvundne grundvand på en nedstrøms kildeplads. De foreslåede kontrolpunkter er illustreret i figur 15.

Udgangspunktet for fastsættelsen af stopkriterier for et behandlingsområde er således, at grundvandskvalitetskriteriet eller fluxen skal være opfyldt i kontrolpunktet. Næste trin er på baggrund heraf at foretage en tilbageregning til de højst tilladelige forureningsniveauer i kildeområdet. Her henvises til modelværktøjet udviklet af Chambon et al. (2008), som netop er beregnet på at kvantificere forureningsfluxen ud af en opsprækket moræneler, samt den resulterende koncentration i det primære grundvand.

I sammenhæng med fastsættelsen af stopkriterier for afværgen bør det også præciseres, hvorledes dokumentationen af oprensningseffekten foretages, og om stopkriteriet forstås, som det ønskede gennemsnitlige forureningsniveau eller om kriteriet skal være overholdt for alle udtagne prøver.

Tabel 16: Definition af kriterier, samt de opsatte kriterier på de tre lokaliteter.

| | Succeskriterier | Oprensningskriterier | Stopkriterier |
|---|---|---|---|
| ***Definition*** | • ***Kriterier, hvori der undersøges om oprensningen forløber efter hensigten.*** | • ***Mål for oprensningen.*** | • ***Kvantitativt mål der beskriver de maksimale forureningsniveauer, der er acceptable i forhold til at beskytte grundvandet. Når disse overholdes kan afværgen stoppes.*** |
| Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade | ***Kort sigt:***<br>• Etablering af afværge og opstart af forventede processer<br>***Lang sigt:***<br>• Effekten af oprensningen ses i både sandslirer/linser og matrix | • Reduktion af flux inden for 5 år.<br>• Fortsat udvikling i oprensningen af lermtrix.<br>• Ingen tilbageslag af klorerede ethener efter elektrondonoren er opbrugt. | • Gl. Kongevej 39: En fluxreduktion på faktor 50.<br>• Vesterbrogade: En fluxreduktion på en faktor 5. |
| Sortebrovej | ***Kort sigt:***<br>• Etablering af afværge og opstart af forventede processer<br>• Effekt i matrix kan ses inden for 2 år.<br>***Lang sigt:***<br>• Fuldstændig omsætning af klorerede opløsningsmidler til ethen/ethan i sandslirer og effekt i matrix. | • Stationært eller aftagende niveau af klorerede opløsningsmidler i behandlingsområdet efter 2-5 år<br>• Fortsat tilstedeværelse af elektondonor og reduceret miljø, uden tilbageslag af klorerede opløsningsmidler efter 2 år | • En fluxreduktion på en faktor 50-100 |




Figur 15: Konceptuel model af et forurenet område. Mulige placeringer af kontrolpunkter/kontrolplaner der kan tjene som udgangspunkt ved fastsættelse af oprensningskriterium for oprensning i kildeområdet er markeret med en pil.

## 7.3 Etablering af afværge

I det følgende vil detaljerne i forbindelse med etableringen af afværgen blive belyst. Dette gøres med hensyn til valg af elektrondonor og bakterier, den injicerede mængde heraf og antallet af injektionsboringer.

### 7.3.1 Valg af elektrondonor og bakterier

Det er valgt at tilsætte langsomt omsættelige elektrondonorer på lokaliteterne (tabel 17). Elektrondonoren forventes derved at have en længere levetid, hvilket er fordelagtigt i lerformationer, hvor spredningen til lermatricen er diffusionsbegrænset og således forløber langsomt. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade blev det valgt at benytte melasse som elektrondonor, da prisen er væsentlig lavere end de patenterede sojabønneolier.

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade blev den samme deklorerende kultur fra BioClear benyttet, hvorimod der på Sortebrovej blev brugt KB-1® kultur fra SIREM. Bakterierne formerer sig kun under anaerobe forhold, hvorfor forholdene under injektionen også blev holdt anaerobe.

Der stilles fra myndighedernes side krav til elektrondonor og bakterier i forhold til spredning i miljøet (Christophersen et al., 2006; Jørgensen et al., 2007b). For eksempel er grunden til, at der blev valgt en økologisk melasse på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade, at der blev fundet pesticidrester i den ikke økologiske melasse.

Tabel 17: Elektrondonor og bakterier, samt mængderne heraf.

| | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|
| Injektionsmetode | Direct push med GeoProbe i kombination med injektion under tryk | Direct push med GeoProbe i kombination med injektion under tryk | Injektion i boringer ved gravitation |
| Elektrondonor | Økologisk rørmelasse (højere viskositet end vand) | Økologisk rørmelasse (højere viskositet end vand) | Emulgeret sojabønneolie (EOS) (tilsvarende viskositet som vand) |
| Bakterier | Deklorerende kultur (BioClear) | Deklorerende kultur (BioClear) | KB-1® (SIREM) |

### 7.3.2 Injektionsmængder

På de fleste lokaliteter (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Sortebrovej, Rugårdsvej S og ML, Gl. Kongevej 33 og Flensborggade) findes den injicerede mængde af elektrondonor ved overslagsberegninger af det støkiometriske forbrug af elektrondonor til reduktion af naturlig opløste (typisk ilt, nitrat og sulfat) og sedimentbundne (størst er biologisk tilgængeligt jern) elektronacceptorer, samt klorerede opløsningsmidler i jord og porevand i indsatsområdet.

Ud over det støkiometriske forbrug benyttes en sikkerhedsfaktor for at dække forbruget til for eksempel methanproduktion og usikkerheder på parametervariationer (tabel 18). Denne sikkerhedsfaktor benyttes tilsvarende på flere lokaliteter, dog er der variation i, hvilken sikkerhedsfaktor der benyttes (tabel 18). Det beskrives ikke, hvilke overvejelser sikkerhedsfaktoren vælges ud fra. Kun ved pilotforsøget på Rugårdsvej ML er metode beskrevet. I denne metode beregnes det porevolumen, der kan fyldes med elektrondonor og bakterier, og herudfra er massen, der kan tilsættes, bestemt. Resultatet blev efterfølgende vurderet i forhold til den beregnede masse fundet ved støkiometriske beregninger. Ud fra porevolumen kunne en 3 gange større masse injiceres, hvorfor en sikkerhedsfaktor på 3 blev benyttet. BioClear, Geosyntec og flere firmaer i USA anbefaler, at der tilsættes en faktor 3-5 højere end vurderet ved støkiometriske beregninger (Final, 2004).

De anvendte faktorer på lokaliteterne ligger tæt op ad disse anbefalinger. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er sikkerhedsfaktoren lidt lavere, fordi fortyndingen af melasse til en acceptabel ionstyrke (***Dehalococcoides*** tåler ikke for høj ionstyrke) ved en højere faktor, ville resultere i et større injektionsvolumen per punkt end afprøvet ved pilot undersøgelserne.

Levetiden af elektrondonoren vurderes ikke direkte i beregningerne, men på Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej forventes den at være mellem 2-10 år. Hvorvidt dette er tilfældet vil blive diskuteret i afsnit ***7.5.1 Spredning og omsætning af elektrondonor***.

Tabel 18: De tilsatte elektrondonor og bakterier, og mængderne deraf. Endvidere er de omregnet til $m^3$ behandlet moræneler.

| Lokalitet | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|
| Sikkerhedsfaktor | 2,5 | 2,5 | 5 |
| Elektrondonor [$kgH_2$]* | 63,3 | 10,3 | 175** |
| $kgH_2/m^3$ | 0,19 | 0,07 | 0,08 |
| Bakterier [l] | 9000 | 1350 | 200 |
| Bakterier [celler] | $90 \cdot 10^{10}$ | $13,5 \cdot 10^{10}$ | $2000 \cdot 10^{10}$*** |
| Celler per $m^3$ | $11,8 \cdot 10^8$ | $3,8 \cdot 10^8$ | $9,5 \cdot 10^8$ |

* Uden sikkerhedsfaktoren
** Inkluderer ikke elektrondonor der er tilsat sandmagasinet
***Antager at der findes $10^8$ ***Dehalococcoides*** celler/ml (Dennis, 2008)

Der ses variation mellem den nødvendige mængde elektrondonor på de tre lokaliteter. Dette stemmer overens med, at de mest reducerede forhold forud for afværgen findes på Sortebrovej og de mindst reducerede på Gl. Kongevej 39.

Der er stor forskel på indholdet af specifikke bakterier i de to kulturer, og dermed også på volumen af bakterier der tilsættes; den tilsatte mængde af bakterie er derfor omregnet til antal tilsatte celler, så lokaliteterne kan ses i forhold til hinanden. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er antallet af celler analyseret løbende under injektionen, hvorfor der er et forholdsvis godt kendskab til den tilsatte mængde. Antallet af bakterier i den tilsatte kultur er ikke undersøgt på Sortebrovej. Antallet er derfor beregnet ud fra det forventede antal oplyst af leverandøren.

Antallet af bakterier der tilsættes ved bioaugmentering, er typisk besluttet på basis af anbefalinger fra leverandøren. Der ses stor variation i den tilsatte mængde bakterier på de 3 lokaliteter. Det største antal bakterier per $m^3$ tilsættes på Gl. Kongevej 39 og det mindste på Vesterbrogade.

Der kendes ikke umiddelbart noget til anbefalingerne fra BioClear. Men hvis de to lokaliteter, hvor denne leverandør er benyttet, betragtes, findes det tilsatte antal celler per $m^3$ på Vesterbrogade at være mindre (faktor 2,5) end på Gl. Kongevej 39. Dette kan sandsynligvis forklares ved, at der allerede forud for afværgen naturligt findes et større antal bakterier på Vesterbrogade, hvor der ikke findes nogen på Gl. Kongevej 39 (Tabel 8). En anden forklaring kan være at det ved treatability forsøgene på Gl. Kongevej 39 var nødvendigt at tilsætte bakterier to gange for at opnå fuldstændig omsætning af de klorerede opløsningsmidler.

På Sortebrovej blev den samme leverandør benyttet som på Rugårdsvej ML. På Rugårdsvej ML fremgår det, at den tilsatte antal celler baseres på at der skal tilsættes et bakterievolumen på 0,1 ‰ af det behandlede porevolumen (Jørgensen et al., 2007a). Tilsvarende anbefaling er benyttet på Sortebrovej.

### 7.3.3 Injektionsboringer

På Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej er etableret et net af injektionspunkter. Antallet af injektionsboringer i kildeområdet og fanen kan ses i tabel 19. I planlægningen af afstanden mellem og antal af injektionspunkter i nettet, er influensradius, fundet ved forundersøgelserne, brugt (Vesterbrogade og Sortebrovej) (tabel 19). Umiddelbart er den fundne

influensradius på Gl. Kongevej 39 ikke overholdt, da afstanden mellem injektionsboringerne i kildeområdet er 4 m.

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade, hvor der injiceres med GeoProbe, er boringerne ikke permanente som på Sortebrovej. Metoden benyttet på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade gjorde det muligt at injicere skråt under bygningerne.

På Sortebrovej var der forud for injektionen en periode med etablering af et omfangsrigt boringsnet (tabel 19), hvor man på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade kunne starte direkte på injektionen. Dybden (tabel 15) og antallet af boringer, vidner om et tidskrævende arbejde. Selve injektionerne på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er forløbet uden de store problemer, og inden for en kort tidsramme (dage). På Sortebrovej gjorde tekniske problemer at der blev injiceret af flere omgange. Tidsforbruget var derfor større.

Tabel 19: Antal af injektionsboringer på lokaliteterne.

| Lokalitet | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|
| Afstand mellem injektionsboringer i kildeområdet [m] | 4 | 2 | 8 |
| Injektionsboringer i kildeområdet | 48 | 10 | 47 |
| Injektionsboringer i fanen | 15 | 12 | |
| Skrå injektioner | 8 | 8 | |
| Forventet influensradius [m] | 0,75 | 0,75 | 4-5 |

## 7.4 Monitering

Når afværgen er sat i gang, er der efterfølgende monitering af spredning, nedbrydning og effekt på den anaerobe reduktive deklorering. Disse bliver vurderet ved at måle forskellige parameter med forskellig frekvens på lokaliteten. I det følgende vil den overordnede strategi, der ligger bag moniteringsprogrammet, antallet og placeringen af moniteringsboringer, blive beskrevet.

### 7.4.1 Moniteringsstrategi

Moniteringsstrategien på lokaliteterne omfatter to områder: udviklingen i den anaerobe reduktive deklorering i grundvand og matrix og påvirkningen af området i forhold til spredning af stoffer og eksplosionsfare. I forbindelse med påvirkningen af området er et influensområde defineret. Influensområdet dækker det område der forventes og accepteres at blive påvirket af oprensningen. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade dækker influensområdet det forurenede område i moræneler og sand, samt sekundære magasin. Da der sandsynligvis er kontakt mellem de sekundære og primære magasin inkluderes det øverste af kalken i influensområdet. Influensområdet på Sortebrovej dækker tilsvarende det forurenede område i moræneler og sand, samt sekundære magasin. Endvidere accepteres det ikke, at uønskede stoffer spredes fra oprensningen til indvindingsboringer 175-225 m nedstrøms indsatsområdet.

Der er ikke direkte fastlagt nogen tidsmæssig længde af moniteringsprogrammet på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade. Indirekte er længden dog fastlagt via det fastlagte stopkriterie på lokaliteten. På Sortebrovej er der indtil videre lavet et moniteringsprogram frem til 2010.

I moniteringsstrategien er det fastlagt med varierende frekvens at følge adskillige parametre i poreluft, grundvand og matrix (se liste med parametre i Bilag D). Moniteringsprogrammerne er meget omfattende og inddrager mange parametre. En parameter, det i fremtiden kan anbefales at lægge større vægt på at påvise, er tilstedeværelsen af ***Dehalococcoides*** med Vcr genet, da disse er af stor betydning i forhold til en fuldstændig omsætning af klorerede opløsningsmidler til ethen/ethan.

Tabel 20: Moniteringsfrekvens og alarmniveau for monitering på lokaliteterne.

| | Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|
| Moniteringsfrekvens<br>a) Poreluft<br>b) Grundvand<br>c) Kerneprøver | a) 1 måling hver 14. dag (indledende)<br>b) 1. prøvetagning er lige efter opstart, derefter min. 3 måneders interval to gange og efterfølgende 6 måneders interval i 2-3 år, og med efterfølgende årlig monitering<br>c) Efter et par år | a) Hvis der findes høje koncentrationer i grundvand måles koncentrationer i poreluften under bygninger<br>b) Hvert halve år i 3 år.<br>c) Efter 2 og 4 år. |
| Alarmniveau:<br>a) Svovlbrinte**<br>b) Methan**<br>c) NVOC og fede syrer***<br>d) ***Dehalococcoides****<br>e) Klorerede ethener*** | a) 10 ppm eller 15mg/m$^3$ luft<br>b) 20 og 60 % af methans nedre eksplosionsgrænse på 5 volumen %<br>c) 10 gange baggrundsniveau<br>d) $5 \cdot 10^3$ celler /ml eller 10 gange baggrundsniveau* | e) Koncentrationer i primære magasin:<br>• under kildeområdet 30µg/l<br>• kanten af influensområdet 0,5µg/l<br>• faren for eksplosion først er aktuel når methankoncentrationen når 5-15% af mætningsgraden samtidig med at der er ilt tilstede |

* I det dybeste af 3 filtre i det primære magasin
** Måles i luft
*** Måles i vand

Frekvensen for prøvetagningen kan ses i tabel 20. Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er slået sammen da de er kørt som parallelle projekter med samme moniteringsfrekvens og alarmniveau. Efter opstarten af afværgen er der primært vægt på udviklingen af den anaerobe reduktive deklorering i grundvandet, hvor udviklingen i matricen først bliver undersøgt efter et par år. Dette skyldes, at det tager tid, før der er sket udvikling tilstrækkeligt langt ind i matrix, til at man kan måle det. Kerneprøvetagninger på Rugårdsvej ML har dog vist, at der sker en udvikling i matrix (figur 8 eller Jørgensen et al., 2007a). Antallet af kerneprøver på lokaliteterne begrænser sig også til ganske få. Sandsynligvis fordi der tilknytter sig en omkostningstung delprøvetagning med analyser af kernerne.

For at vurdere spredning af stoffer og eksplosionsfare på lokaliteten er der opsat alarmniveau for flere parametre (tabel 20). Hvis der ikke leves op til de fastsatte alarmniveau, findes der en beredskabsplan, der skal følges. Erfaringerne med monitering af methan på Gl. Kongevej 39 og Sortebrovej vidner om, hvor vigtigt det er at monitere denne parameter. For eksempel blev der på Gl. Kongevej 39 målte koncentrationer op til 80 % af

eksplosionsgrænsen under en bygning efter en periode uden den planlagte monitering.

### 7.4.2 Moniteringsboringer, kerneprøver/jordprøver

Ud fra forureningsafgrænsningen og det valgte indsatsområde vælges et antal boringer, der strategisk er godt placeret, for at opnå kendskab til udviklingen i den anaerobe reduktive deklorering og for at følge den sikkerhedsmæssige udvikling. I tabel 21 ses antallet af moniteringsboringer i kildeområdet og fanen. Placeringen af boringerne i kildeområdet kan ses i Bilag A.

Boringerne er fordelt i det forurenede område, så moniteringen kan give et billede af hele indsatsområdet. Endvidere er der udvalgt boringer på kanten af influensområdet for at overvåge om alarmniveau overholdes. Moniteringen i det primære magasin udføres overvejende nedstrøms kildeområdet.

På Sortebrovej, hvor indsatsområdet er væsentligt større, findes der tilsvarende et større antal moniteringsboringer.

På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er der på hver lokalitet udvalgt en boring filtersat i det primære magasin i 3 forskellige dybder til at vurdere den nedre grænse for influensområdet. På Gl. Kongevej 39 moniteres der endvidere i en boring i det primære magasin, der findes så langt nedstrøms, at den ikke kan benyttes til at vurdere effekten af oprensningen. Denne er udvalgt for at overvåge forureningsspredningen i det primære magasin.

Tabel 21: Moniteringsboringer på lokaliteterne.

| | | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|---|
| Kildeområdet | Sekundære magasin | 3 | 2 | 13 |
| | Afstand til nærmeste injektion [m] | 1,5-2 | 0,7-1,5 | 0-4 |
| | Primære magasin | | | 4 |
| | Afstand til nærmeste injektion [m] | | | 4 |
| Fane | Sekundære magasin | 2 | 2-3 | 3 |
| | Afstand til nærmeste opstrøms injektion [m] | 0,9-1,5 | 2,9-10m | 10-20 |
| | Primære magasin | 4 (1 boring med 2 filtre) | 1 (2 filtre) | 4 |
| | Afstand til nærmeste opstrøms injektion [m] | 35-145 | 5 | 20-30 |

Placeringen af kerneprøvetagningssteder, til vurdering af den anaerobe reduktive deklorering i lermatricen, er på nuværende tidspunkt ikke besluttet endnu på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade. På Sortebrovej er de første kerneprøver udtaget i april 2008. Deres placeringer er valgt således at de ligger ud for en injektionsboring, hvor det med stor sikkerhed kan siges, at der i nærområdet foregår væsentlig reduktiv deklorering pga. fuldskala injektionen udført i 2006 (dvs. influens fra de tidligere pilotskalatests udelukkes).

## 7.5 Effekt af afværge

I det følgende afsnit undersøges effekten af afværgen. Undersøgelsen er lavet med vægt på resultater fra grundvandsmonitering, da der på nuværende tidspunkt ikke er resultater tilgængelige fra lermatricen. På Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade er der endnu ikke udtaget kerneprøver, og på Sortebrovej er der først for nylig udtaget kerneprøver. Jørgensen et al. (2007a) beskriver effekten på den anaerobe reduktive deklorering i lermatricen ved pilotskalaoprensningen på Rugårdsvej ML (afsnit ***6.1.5 Pilotskalaforsøg***). Foreløbige resultaterne fra kerneprøvetagningen på Sortebrovej indikerer tilsvarende men langsommere/mere begrænset udvikling.

### 7.5.1 Spredning og omsætning af elektrondonor

På alle lokaliteter er tilstedeværelsen af elektrondonor fundet ved at måle fermenteringsprodukterne fra elektrondonoren (fede syrer) og koncentrationen af opløst organisk stof (NVOC). Tilstedeværelsen af fermenteringsprodukterne dokumenterer, at der sker anaerob omsætning af elektrondonoren. En stigning i NVOC indikerer en stigning i tilstedeværelsen af opløst organisk materiale. Det forventes, at der er sket en spredning til moniteringsboringerne, hvis der findes koncentrationer højere end baggrundsniveau (baggrundsniveau for NVOC ligger på 2,5-3mgC/l på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade). I tabel 22 er spredningen og omsætningen af elektrondonor vurderet på lokaliteterne. Vurderingerne er lavet på baggrund af resultater fra moniteringen på lokaliteterne. Resultaterne fra kildeområdet kan ses i figur 16.

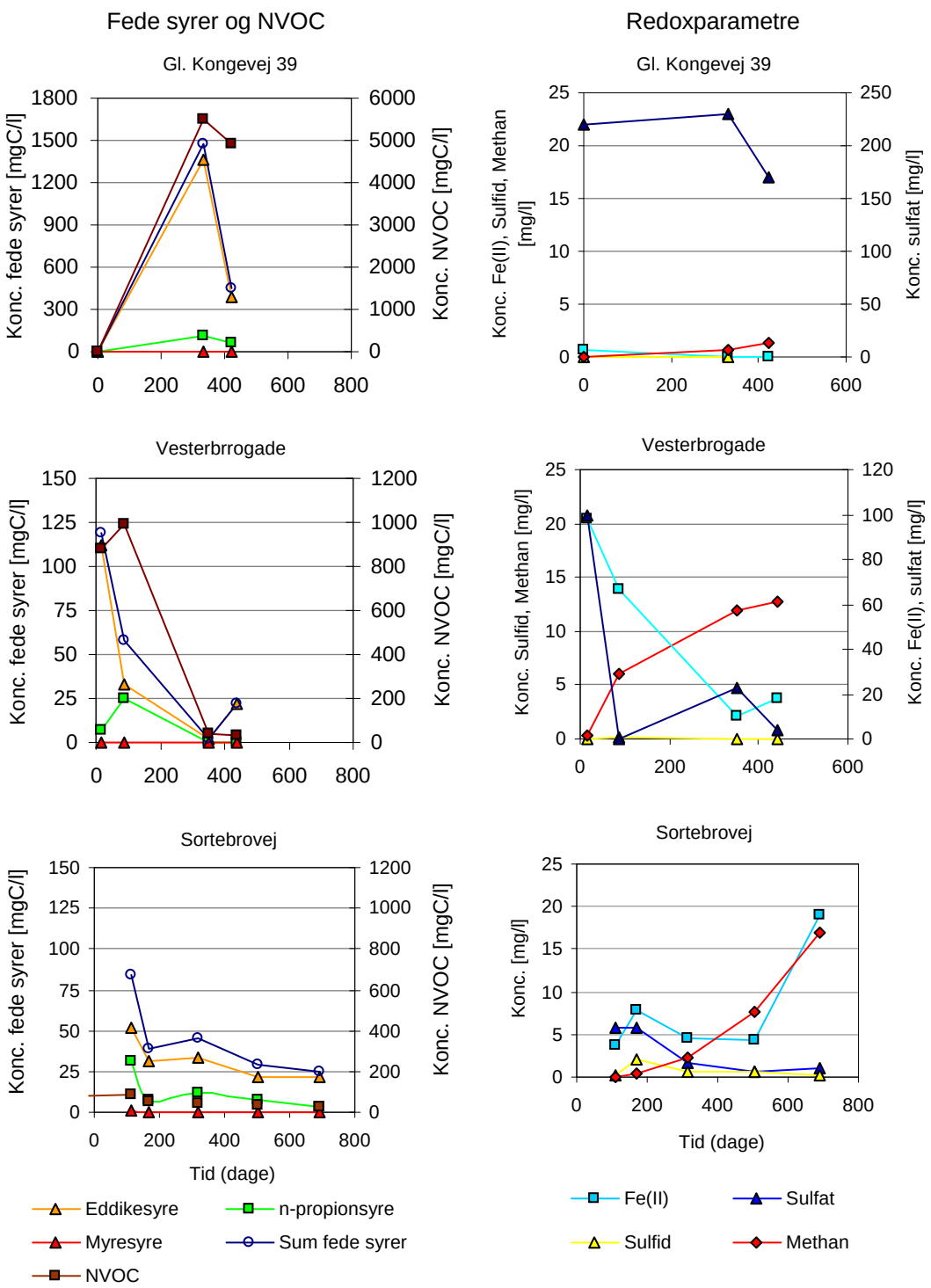
Ved at betragte tabel 22 ses det, at elektrondonoren på alle lokaliteterne omsættes under anaerobe forhold, hvorved NVOC og fermenteringsprodukter måles i de fleste moniteringsboringer. Det ses, at elektrondonoren eller nedbrydningsprodukterne heraf er spredt til alle moniteringsboringer i kildeområdet. På Gl. Kongevej 39 er der også sket en spredning i fanen, hvor der på Vesterbrogade ikke er fundet de store tegn på spredning i fanen. Det bør dog tages i betragtning at indsatsområdet i fane på Gl. Kongevej 39 er væsentligt større (tabel 15) end på Vesterbrogade, samt at moniteringsboringerne er placeret tættere på selve injektionen på Gl. Kongevej 39 (tabel 21).

Koncentrationsniveauerne er væsentligt høje for fede syrer og NVOC på Gl. Kongevej 39 end på de to andre lokaliteter (figur 16). Dette kan skyldes den større injektionsmængde af elektrondonor (tabel 17), men kontakten mellem moniteringsboringens filter og injektionspunktet er formodentligt mere afgørende.

Der ses et fald i koncentrationen af fermenteringsprodukter i både kildeområdet og fanen på både Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade ved den seneste monitering/moniteringer. Dette kan skyldes, at omsætningen af fede syrer sker hurtigere eller er i ligevægt med nedbrydningen af elektrondonor, eller at elektrondonoren er opbrugt. Umiddelbart vurderes det første dog at være mest realistisk, da der stadig er ses udvikling mod mere reducerede forhold på lokaliteterne.

Tabel 22: Spredning og omsætning af elektrondonor, samt udviklingen i redoxforhold. På Gl. Kongevej 39 er der moniteret 3 gange fra august 2006 til november 2007. I samme periode er der moniteret 4 gange på Vesterbrogade. På Sortebrovej er der moniteret 5 gange fra september 2006 til april 2008.

| | | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|---|
| Kildeområde | Spredning | Der er sket en spredning til alle moniteringsboringer, da der måles NVOC, propionat og acetat over baggrundsniveau i alle moniteringsboringer | Der findes NVOC, propionat og acetat over baggrundsniveau i begge moniteringsboringer. | Der findes højere NVOC, og de fleste fermenteringsprodukter i de fleste moniteringsboringer. |
| | Omsætning | • Der er stor omsætning ved første moniteringsrunder.<br>• Efter 1 til 1½ år aftager fermenteringsprodukterne. | • Der sker en stor omsætning ved første to moniteringsrunder.<br>• Mellem ½ til 1 år aftager fermenteringsprodukterne. | Den største omsætning sker ved første monitering. Efterfølgende aftager fermenteringsprodukterne langsomt. |
| | Påvirkning af redoxforhold | Nitratreducerende → sulfatreducerende og methanogene | Jern til sulfat reducerende → methanogene | Sulfat reducerende → Jern(III) reducerende og methanogene |
| Fane | Spredning | Elektrondonoren forventes spredt til alle moniteringsboringer da der måles NVOC, propionat og acetat over baggrundsniveau i alle moniteringsboringer. | Let forhøjede NVOC i enkelte moniteringsboringer og ingen fede syrer. | - |
| | Omsætning | Der sker omsætning af elektrondonor, hvilket afspejles i stigende koncentrationer af NVOC og fede syrer. Efter 1 år aftager fermenteringsprodukterne. | Der findes ingen tegn på omsætning af elektrondonor, da der ikke er fundet fede syrer. | - |
| | Påvirkning af redoxforhold | Nitratreducerende → sulfatreducerende og methanogene. | Mangan til jernreducerende → jern og sulfatreducerende | - |
| Primære magasin | Spredning og omsætning | Der måles let forhøjede NVOC koncentrationer i 3 ud af 5 filtre i det primære magasin. Der findes ingen fede syrer. Der er en meget lille spredning og påvirkning. | Der måles let forhøjede NVOC koncentrationer i 1 ud af 3 filtre i det primære magasin. Der findes ingen fede syrer. Der er en meget lille spredning og påvirkning. | - |
| | Påvirkning af redoxforhold | Nitratreducerende → mangan til jernreducerende i to ud af fem filtre. | Mangan til jernreducerende → overvejende jernreducerende | - |




Figur 16: Moniteringsresultaterne for fede syrer, NVOC og redoxforhold i kildeområdet på de tre lokaliteter. Bemærk de forskellige akser på graferne.

Fermenteringen af elektrondonoren ses også i redoxforholdene, der efter tilsætningen bliver mere reducerede i både kildeområdet og i fanen på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade. Selv om moniteringsboringerne i fanen på Vesterbrogade er placeret forholdsvis langt fra injektionsområdet, findes der også her mere reducerede forhold. Dette kan skyldes, at reduceret grundvand transporteres fra indsatsområderne og længere nedstrøms i fanen.

Udviklingen i redoxforholdene på Gl. Kongevej 39 er væsentlig langsommere end på de to andre lokaliteter (figur 16). Forholdene er også mere oxiderede fra start.

De mere reducerede forhold der opnås på alle lokaliteterne efter tilsætningen af elektrondonoren, er mere fordelagtige for den anaerobe reduktive deklorering. Der er fortsat en gunstig udvikling i redoxforholdene.

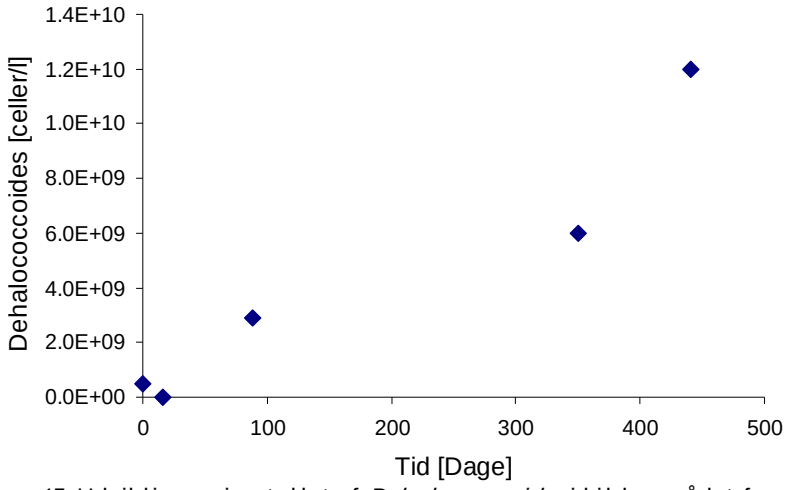
### 7.5.2 Bakterier

Tilstedeværelsen af ***Dehalococcoides*** efter bioaugmenteringen er tilsvarende fulgt ved moniteringen på lokaliteterne (figur 17). Der er benyttet den samme metode til tælling af ***Dehalococcoides*** på Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade (BioClear), hvor en anden metode er benyttet på Sortebrovej (GEUS).

På Gl. Kongevej 39, hvor der ingen ***Dehalococcoides*** blev fundet inden afværgen (tabel 8) ses en væsentlig stigning ved de sidste moniteringsrunder (op til $1{,}4 \cdot 10^9$celler/l). Samme tendens, som der findes i kildeområdet, ses i fanen (op til $2{,}7 \cdot 10^9$celler/l). Tilsvarende stigning er fundet på Sortebrovej (op til $3{,}3 \cdot 10^8$celler/l).

Umiddelbart efter bioaugmenteringen på Vesterbrogade sker der et fald i antallet af ***Dehalococcoides*** (figur 17). Dog stiger antallet til over start niveauet ved efter følgende prøvetagning, hvilket kan indikere, at der er lavet en fejl ved første prøvetagning efter bioaugmenteringen.

Ved at betragte forøgelsen i bakterieantallet på de 3 lokaliteter findes stigningen på Vesterbrogade at være størst. Grunden til den større forøgelse på Vesterbrogade i forhold til Gl. Kongevej 39 og Sortebrovej er formodentligt, at der allerede inden afværgen blev opstartet var gunstige forhold for ***Dehalococcoides***, samt at der naturligt fandtes et større antal.




Figur 17: Udviklingen i antallet af *Dehalococcoides* i kildeområdet fra bioaugmenteringen fandt sted (dag 0) på Vesterbrogade (B9).

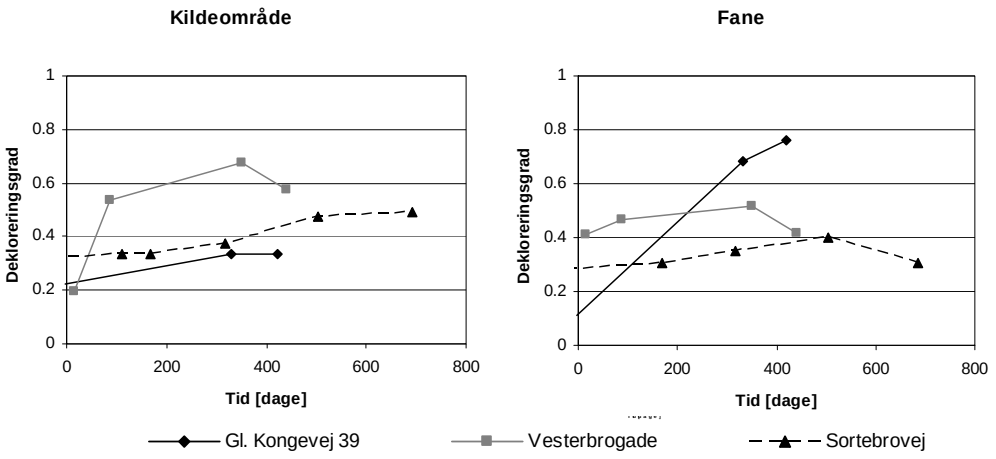
Erfaringerne viser, at det er muligt at opnå vækst af specifikke bakterier på lokaliteter, både hvor der allerede findes ***Dehalococcoides*** (Vesterbrogade), men også på lokaliteter, hvor disse ikke naturligt findes (Gl. Kongevej 39 og Sortebrovej).

### 7.5.3 Anaerob reduktiv deklorering

Effekten af biostimulering og bioaugmentering på den anaerobe reduktive deklorering følges ved at betragte sammensætningen af klorerede ethener på lokaliteterne. Ud fra den molære sammensætning kan dekloreringsgraden på lokaliteterne beregnes. I figur 18 er udviklingen i dekloreringsgraden, efter afværgen er opstartet, vist for kildeområdet og fanen. Der er udvalgt en boring, der repræsenterer den generelle udvikling i området.

Der ses en stigning i dekloreringsgraden på alle lokaliteter i både kildeområdet og fanen. Dette betyder at den anaerobe reduktive deklorering går mod en fuldstændig omsætning af klorerede opløsningsmidler (dekloreringsgraden = 1). Dekloreringsgraden i kildeområdet på Vesterbrogade og Sortebrovej er over 0,33, hvilket viser der sker nedbrydning af 1,2-cis-DCE. Vesterbrogade ligger lige på grænsen til 0,66, hvor der endvidere sker nedbrydning af VC. I kildeområdet på Gl. Kongevej 39 ligger dekloreringsgraden derimod lige omkring 0,33. Til gengæld ligger den i fanen omkring 0,66.

På alle lokaliteter er der observeret ethen produktion. På Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade og Sortebrovej er der ved seneste moniteringsrunde fundet koncentrationer på henholdsvis 9,2, 25,5 og 5,6 mg ethen/l. Dannelsen af ethen viser, at de rette bakterier er tilstede for at den fuldstændige nedbrydning kan finde sted.




Figur 18: Udviklingen i dekloreringsgrad i kildeområdet (samme boringer som illustreret i figur 16) og fanen på lokaliteterne.

Udviklingen på Vesterbrogade er væsentlig hurtigere end på både Gl. Kongevej 39 og Sortebrovej. Der kan være adskillige grunde til dette: der var mere reducerede forhold til at starte med i forhold til Gl. Kongevej 39, et større antal ***Dehalococcoides*** tilstede og lavere forureningskoncentrationer. Dog er der et fald i dekloreringsgraden ved sidste monitering, som kan skyldes, at elektrondonoren er omsat. Men som diskuteret tidligere, ses påvirkningen ikke i redoxforholdene, hvorfor det synes mere sandsynligt, at dette blot er tidslig variation.

Udviklingen på Gl. Kongevej 39 og Sortebrovej synes forholdsvis ens. Umiddelbart ville det forventes at udviklingen på Gl. Kongevej 39 i forhold til på Sortebrovej ville være langsommere på grund af de mere oxidere forhold, at nedbrydningen kan være påvirket af tilstedeværelsen af 1,1,1-TCA, hvilke kan inhibere den anaerobe deklorering (Scheutz et al., 2006) eller fordi der kunne opnås bedre kontakt mellem forurening og donor på Sortebrovej (større tilstedeværelse af naturlig sandslirer og –linser på Sortebrovej, da forureningen findes i en flow till). De høje NVOC i moniteringsboringerne i kildeområdet på Gl. Kongevej 39, er muligvis forklaringen på en lokal meget hurtig udvikling.

I fanen er udviklingen stort set den samme på Vesterbrogade og Sortebrovej. På Gl. Kongevej 39 stiger den anaerobe deklorering i fanen drastisk i forhold til kildeområdet. Dette kan skyldes, at der ikke er samme inhibering på grund af tilstedeværelsen af TCA, som i kildeområdet. Det er også muligt, at omsætningen i kildeområdet er større, end det lige umiddelbart synes ud fra dekloreringsgraden i kildeområdet, idet eventuel opløsning af moderstoffet fra NAPL eller desorption fra højere koncentrationer i matrix, påvirker molandelen af moderstoffet i vandfasen.

Stigningen i dekloreringsgraden for alle lokaliteter viser, at det er muligt at øge den anaerobe reduktive deklorering i grundvandet ved biostimulering og bioaugmentering.

## 7.6 Opsummering

Der opsættes adskillige afværgekriterier: succes-, oprensnings- og stopkriterier. De opsatte kriterier bærer præg af, at man mangler viden om den tidsmæssige udvikling i oprensningen. Indtil videre er der kun kendskab til udviklingen i vandfasen på lokaliteter med fuldskalaoprensning. Når der i fremtiden er bedre kendskab til udviklingen i matricen, kan erfaringerne lette opsætningen af kriterier på andre lokaliteter, hvor der ønskes at oprense med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering.

På alle lokaliteter defineres der både et indsatsområde, der dækker behandlingsområdet, og et influensområde, som kan accepteres påvirket af oprensningen.

Der benyttes langsomt omsættelige elektrondonorer på alle lokaliteter. Den tilsatte mængde beregnes ved støkiometriske forbrug ganget med en sikkerhedsfaktor. Sikkerhedsfaktoren varierer mellem lokaliteterne. Der benyttes to forskellige kulturer: deklorerende kultur fra BioClear (Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade) og KB-1® (Sortebrovej). Den tilsatte mængde af bakterier bestemmes ud fra leverandørens anbefalinger.

For alle lokaliteter opsættes der moniteringsprogrammer indeholdende monitering i poreluft, grundvand og jorden med varierende frekvens. Moniteringsprogrammerne indeholder endvidere alarmniveau, der skal overholdes.

Det er benyttet to forskellige injektionsmetoder i forbindelse med fuldskalaoprensningen med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering. Umiddelbart viser resultaterne, at man ved brug af begge metoder har stimuleret den anaerobe reduktive deklorering. Dog er der ikke

noget kendskab til, om den ene metode har udviklet en større tæthed mellem reaktionszonerne i matrix end den anden. Dette bør undersøge i fremtiden, for bedre at kunne vurdere injektionsmetoderne over for hinanden.

Moniteringsresultaterne fra måling af NVOC, fede syrer, specifikke bakterier og klorerede opløsningsmidler i vandfasen tyder på, at udviklingen i den anaerobe reduktive deklorering forløber som forventet, hvilket vil sige, at der indtil videre leves op til flere af de opstillede succeskriterier for vandfasen. Dog findes er det stadig flere perspektiver, der ikke er belyst endnu:

- Fordeling af elektrondonor ved brug af de forskellige metoder.
- Udvikling af anaerob reduktiv deklorering i lermatricen.
- Tidsperspektivet for afværgemetoden.

Denne viden er nødvendig for at kunne opstille realistiske afværgekriterier for oprensningsmetoden. Det anbefales derfor, at der i fremtiden arbejdes frem mod at indhente denne viden.

Erfaringerne fra biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneler er stadig begrænsede. Der er kun udført fuldskalaoprensningen på tre lokaliteter, og disse er stadig på et tidligt stadie. Der er derfor fortsat brug for at opstille og løbende følge med i om succes- og oprensningskriterierne holder. Endvidere bør der lægges mere vægt på at vurdere om tidsperspektivet af oprensningen er holdbart.

# 8 Opsummering af anbefalinger

I det følgende opsamles anbefalinger der er fremkommet ved arbejdet med erfaringsopsamlingen. For uddybming af anbefalingerne henvises der til de overordnede kapitler i erfaringsopsamlingen.

Geologi og Hydrogeologi

- Generelt er beskrivelsen af den geologiske sammensætning meget overordnet. Det kan anbefales at lave en mere detaljeret geologisk beskrivelse (karakterisering af geologiske enheder) for at opnå bedre kendskab til de styrende transportmekanismer i systemet.

- Det anbefales, at der laves en bedre kobling mellem geologiske, hydrogeologiske og forureningsmæssige undersøgelser.

- Al information indhentet fra borejournalerne inddrages i den konceptuelle konceptuelle fremstilling af den geologiske sammensætning på lokaliteterne. Dvs. redoxgrænse, tilstedeværelsen af sprækker, sandslirer og -linser. Hvis der ønskes bedre kendskab til tilstedeværelsen af sprækker, sandslirer og –linser, kan det være en fordel at udtage kerner eller benyttet kopbor.

- På mange lokaliteter findes der magasiner i flere forskellige dybder. Sammenhængen mellem magasinerne kan være afgørende spredning af forureningsstoffer og derved også i forhold til spredning af tilsatte bakterier og elektrondonor ved en afværge. Det er derfor vigtigt at opnå kendskab til denne sammenhæng tidligt i undersøgelserne. Dette kan gøres for eksempel ved en detaljeret geologisk beskrivelse eller ved at sammenligne hydrauliske trykniveau i magasinerne over tid.

- Tilstedeværelsen af mere eller mindre sammenhængende sandslirer og –linser i moræneleret kan gøre det svært at tolke målte trykniveau. Integration af hydrogeologiske data og målte koncentrationer af forureningskomponenter kan være med til at identificere generelle tendenser.

Forureningsfordeling

- I beskrivelsen og den konceptuelle model af den vertikale og horisontale forureningsfordelingen anbefales det, at forureningen inddeles i poreluft, jord og grundvand.

- På de fleste lokaliteter anvendes PID og jordprøver til at afgrænse jordforureningen. Det anbefales, at disse kombineres med metoder, hvorved det opnås bedre kendskab til fordelingen mellem sandslirer, -linser og sprækker. Dette kan være for eksempel kerneprøvetagning eller MIP sondering.

- Det anbefales, at afgrænsende boringer placeres i det forurenede område, og ikke uden for de forurenede områder.

- Ved masseberegning bør det forurenede område inddeles i mindre områder med forskellige forureningsinterval, frem for at benytte en gennemsnitskoncentration over et større område.
- Det er nødvendigt med større viden, metoder og fremgangsmåder til at vurdere tilstedeværelsen af fri fase, og hvis der findes fri fase også, mængden heraf. Dette er af stor betydning i forhold til tidsperspektivet af en oprensning med anaerob reduktiv deklorering.

Forundersøgelser forud for afværge

- Til vurdering af de naturlige nedbrydningsforhold på en lokalitet er det nødvendigt at have kendskab til redoxforhold, tilstedeværelsen af bakterier og koncentrationsfordeling mellem klorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter.
- Det anbefales at udføre treatability forsøg på lokaliteter med både klorerede ethener, klorerede ethaner og/eller freon forbindelser. Ved forureninger med klorerede ethener alene kan treatability forsøg undlades.
- Økonomien ved at udføre pilotskalaforsøg bør overvejes i forhold til en fuldskala oprensning.
- For at undersøge spredningen af elektrondonor og bakterier efter injektion anbefales det, at benytte direkte dokumentationsmetoder så som kerneprøvetagning og udgravning.

Afværge

- Der anbefales at følgende undersøges nærmere i fremtiden:
    - Fordeling af elektrondonor ved brug af de forskellige injektionsmetoder
    - Effekt af den anaerobe reduktive deklorering i lermatricen
    - Tidsperspektivet for afværgemetoden

# 9 Referencer

Referencelisten er inddelt i underafsnit. Første afsnit indeholder de generelle referencer der er benyttet i rapporten. Efterfølgende kommer der et afsnit med hver lokalitet, hvor de referencer erfaringsopsamlingen bygger på nævnes. Der er ikke lavet direkte referencer til disse i rapporten.

## 9.1 Generel referenceliste


Broholm, M. M., Hunkeler, D., Abe, Y., Jeannotat, S., Aravena, R., Westergaard, C., Jacobsen, C. S. og Bjerg, P. L. (2007), Vurdering af naturlig nedbrydning af PCE i grundvandsmagasiner ved isotopfraktionering, ATV, 2007

Bjerg P. L., Broholm M. M., Scheutz C., Weeth E. B., Jørgensen T., Jacobsen C. S., Durant N., Cox E., Rasmussen P. and Christophersen M. (2007), Challenges in remediation of lo permeability sediments by enhanced reductive dechlorination of chlorinated solvents, GQ07: Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environts, Proc. 6th International Groundwater Quality Conference held in Fremantle, Waster Australia, 2-7 December 2007

Bjerg, P. L., Hansen, M., Christiansen, C., Scheutz, C. og Broholm, M. M. (2006), Anaerob deklorering og oprensning af lavpermeable aflejringer, Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet og Københavns Amt (www.sara.er.dtu.dk), 2006

Broholm, M. M., Scheutz C. og Bjerg, P. L. (2009), Nedbrydning af 1,1,1-TCA ved stimuleret reduktiv dechlorering, Treatability-forsøg for lokaliteterne Baldersbækvej, Høje Taastrup Vej og Vasbyvej, DTU Miljø og Region Hovedstaden, 2008

Chambon, J., Damgaard, I., Lemming, G., Broholm, M. M., Binning, P. J. og Bjerg, P. L., (2008) Model assessment of reductive dechlorination as a remediation technology for contaminant sources in fractured clay, Modeling tool, Delrapport II, Miljøstyrelsen, København

Christiansen C. og Wood, J. S. (2006): Environmental Fracturing in Clay Till Deposits, Eksamensprojekt ved Institut for Miljø og Ressourcer, januar 2006

Christiansen, C. M., Riis, C., Christensen, S. B., Broholm, M. M., Christensen, A. G., Klint, K. E. S., Wood, J. S. A., Bauer-Gottwein, P. and Bjerg, P. L. (2008), Characterization and Quantification of Pneumatic Fracturing Effects at a Clay Till Site, ***Environment, Science & Technology,*** vol: 42, issue: 2, pages: 570-576, 2008

Christophersen, M., Rasmussen, P., Andreasen, A. D. og Korsgaard, T. (2006), Stimuleret reduktiv deklorering – en myndigheds overvejelser, ATV vintermøde, 2006

Dennis, P. (2008), Personlig korrespondance med Dennis, P. fra SIREM, technology manager, Ontario, Canada

Englöv P., Cox E. E., Durant N. D., Dall-Jepsen J., Jørgensen T. H., Nilsen J og Törneman (2007), Klorerade lösningsmodel, Identification och val av efterbehandlingsmetod, Rapport nr. 5663, Naturvårdsverket, februar 2007

Final (2004), Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents, Prepared for: Air Force Center for Environmental Excellence, 2004

Jørgensen T. H., Nielsen L. Weeth E. B., Scheutz C., Broholm M., Bjerg P. L., Durant N. D., Cox e., Christophersen M. og Rasmussen P. (2007a), Oprensning af klorerede opløsningsmidler i moræneler med stimuleret reduktiv deklorering, Pilotforsøg Hovedrapport, Region Syddanmark, november 2007

Jørgensen,T.H., Nissen,L., Nielsen,L., Petersen,P.A., Hansen,M.H., Scheutz,C., Jakobsen,R., Bjerg,P.L., Larsen,T.H., Durant,N.D., Cox,E. & Rasmussen,P. (2007b), Pilotprojekt med stimuleret in situ reduktiv deklorering - Hovedrapport. Miljøstyrelsen, København. Miljøprojekt, 1148.

Klint, K. E. S. (2008), Personlig samtale med Knud Erik Strøyberg Klint, Senior Forsker ved De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), 15. april 2008

Klint K.E.S. (2001), Fractures in Glacigene Diamict Deposits, Origin and Distribution, Ph.D. Thesis, Geological Survey of Denmark and Greenland

Miljøkontrollen (2006a): Test af reduktiv deklorering som afværgeteknologi. Vesterbrogade, Hedeselskabet, januar 2006

Københavns Amt (2006), Pneumatisk frakturering, Dokumentationsrapport af pilotforsøg, Vadsbyvej 16A, Hedehusene, DTU og Niras for Københavns Amt, Maj 2006

Miljøkontrollen (2006b): Test af reduktiv deklorering som afværgeteknologi, Gammel Kongevej 39, Hedeselskabet, januar 2006

Miljøministeriet (2005), Stimuleret ***in situ*** reduktiv deklorering. Vidensopsamling og screening af lokaliteter, Hovedrapport, Miljøprojekt nr. 983, Teknologiudviklingsprogrammet for jord og grundvandsforurening, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 2005

Miljøstyrelsen (1996), Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand: Bind 2, Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, Kjeldsen, P., og Christensen, T. H., Danmarks Tekniske Universitet for Miljø og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 1996

Miljøstyrelsen (1998), Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind, Miljøog Energiministeriet, Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6, 1998

Miljøstyrelsen (2003), Oprensning af klorerede opløsningsmidler ved stimuleret reduktiv deklorering – Jægersborg Allé, Gentofte,

Teknologiprogrammet for jord- og grundvandsforurening. Af: Mossing, C. og Bjerg. P, 2003

Miljøstyrelsen (2008), Branchevejledning for forurenede renserigrunde, Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 1, 2008

Nilsson B. og Klint K. E. (2007), In-situ oprensning af organisk forurening i moræneler, ATV Vintermøde, 2007

Pankow J. F. and Cherry. A. (1996), Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater, Waterloo Press, 1996

Poulsen, M. M. og Kueper, B. H. (1992), A field experiment to study the behavior of tereachloroethylene in unsaturated porous media, ***Environmental Science & Technology***, Vol. 26, No. 5, 1992

Region Hovedstaden (2007): Stimuleret reduktiv deklorering, Dokumentation af pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup, udarbejdet af NIRAS for Region Hovedstaden, maj 2007

Riis C., Christensen, A. G., Nielsen, H. H., Bemmel, M v og Østergaard, H. (2008), Bio remediation of a chlorinated solvents plume in a fractured limestone aquifer using a dechlorinating bioreactor, 2nd joint Nordic Meeting on Remediation of Contaminated Sites, NORDROCS, Helsinki, Finland, September, 2008

Scheutz C., Begtrup E. og Bjerg P. L. (2006), Udbredelse af ***Dehalococcoider*** i danske grundvandsakviferer, Københavns Amt, (www.sara.er.dtu.dk), december 2006

Scheutz, C., Hansen, M. H. & Bjerg P. L., (2006), Naturlig og stimuleret nedbrydning af 1,1,1-TCA, Københavns Amt, (www.sara.er.dtu.dk)

Tuxen, N., Troldborg, M., Binning, P. J., Kjeldsen, P. og Bjerg, P. L. (2006), Risikovurdering af punktkilder, Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet og Københavns Amt (www.sara.er.dtu.dk)

Videncenter for Jordforurening (2007), Afværgekatalog, Videncenter for Jordforurening, Teknik og Administration, Nr. 4 2007

Videncenter for Jordforurening (2008): Sprække JAGG, Regneark til risikovurdering af sprækker i moræneler, udarbejdet af GEO, Teknik og Administration, nr.2 2008

## 9.2 Gl. Kongevej 39

Miljøkontrollen (2004a): Indledende forureningsundersøgelse, Gammel Kongevej 39, Hedeselskabet, januar 2004

Miljøkontrollen (2004b): Oplæg til supplerende forureningsundersøgelse. 5 industrigrunde beliggende i OSD område. Hedeselskabet april 2004

Miljøkontrollen (2004c): Supplerende forureningsundersøgelse, Gammel Kongevej 39, Hedeselskabet, August 2004

Miljøkontrollen (2004d): Skitseprojekt, Gl. Kongevej 39, Hedeselskabet, August 2004

Miljøkontrollen (2005): Afgrænsende forureningsundersøgelse, Gammel Kongevej 39, Hedeselskabet, Januar 2005

Miljøkontrollen (2006a): Test af reduktiv dechlorering som afværgeteknologi, Gammel Kongevej 39, Hedeselskabet, Januar 2006

Miljøkontrollen (2006b): Miljøundersøgelse, Gammel Kongevej 39, Hedeselskabet, marts 2006

Miljøkontrollen (2006c): Afværgeforanstaltninger, Dokumentationsrapport, Orbicon, december 2006

Miljøkontrollen (2007): Status for monitering af afværge, Gl. Kongevej 39, Orbicon, december 2007

## 9.3 Vesterbrogade 116

Miljøkontrollen (2004a): Indledende forureningsundersøgelse. Vesterbrogade 116. Hedeselskabet, januar 2004

Miljøkontrollen (2004b): Oplæg til supplerende forureningsundersøgelse. 5 industrigrunde beliggende i OSD område. Hedeselskabet april 2004

Miljøkontrollen (2004c): Supplerende forureningsundersøgelse. Vesterbrogade 116, Hedeselskabet, August 2004

Miljøkontrollen (2004d): Skitseprojekt. Vesterbrogade 116. Hedeselskabet, august 2004

Hedeselskabet (2004e): Oplæg til test for stimuleret reduktiv dechlorering, Hedeselskabet, november 2004

Miljøkontrollen (2005): Afgrænsende forureningsundersøgelse. Vesterbrogade 116, Hedeselskabet, Februar 2005

Miljøkontrollen (2006a): Test af reduktiv deklorering som afværgeteknologi. Vesterbrogade 116, Hedeselskabet, Januar 2006

Miljøkontrollen (2006b): Afværgeforanstaltninger. Dokumentationsrapport. Vesterbrogade 116, Orbicon, 15. december 2006

Miljøkontrollen (2006c): Moniteringsrapport. Vesterbrogade 116, Orbicon, 21. december 2006

Miljøkontrollen (2006d): Moniteringsprogram og beredskabsplan, Hedeselskabet, 2006

Miljøkontrollen (2006e): Risikonotat, afværgeforanstaltninger - stimuleret reduktiv deklorering, Hedeselsbaket, 2006

Region Hovedstaden (2007): Vesterbrogade 116, Status for monitering af afværge, Orbicon, december 2007

## 9.4 Sortebrovej

Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S og Fyns Amt. Industrikortlægning. Tommerup Kommune. Begrænset teknisk undersøgelse på tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, Tommerup By, Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S for Fyns Amt Oktober 1997

Geoteknisk Institut og Fyns Amt. Forureningsundersøgelse. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, Tommerup. Marts 2000. (Hertil hører appendiks- og bilagsrapport.)

GEO og Fyns Amt. Forureningsundersøgelse. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, Tommerup. Supplerende undersøgelse. November 2001

Fyns Amt. Sortebrovej 26, Tommerup, forurenet lokalitet nr. 485-20. Afværgeprogram. Juni 2002

Hedeselskabet og Fyns Amt. Supplerende kildesporing. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Maj 2003

Hedeselskabet og Fyns Amt. Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. November 2004

Hedeselskabet og Fyns Amt. Forundersøgelser. Oprensning af klorerede opløsningsmidler ved stimuleret reduktiv deklorering. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. September 2005

Hedeselskabet og Fyns Amt. Forundersøgelser - Statusnotat. Oprensning af klorerede opløsningsmidler ved stimuleret reduktiv deklorering. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Marts 2006

Hedeselskabet og Fyns Amt. Afværgeforanstaltninger. Detailprojekt for oprensning af klorerede opløsningsmidler ved reduktiv deklorering. Forurenet lokalitet nr 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5920 Tommerup. April 2006

Orbicon og Fyns Amt. Afværgeforanstaltninger. Dokumentationsrapport. Lok. Nr. 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. December 2006

## 9.5 Gl. Kongevej 33

Region Hovedstaden og Koncern Miljø (2008), Gl. Kongevej 31-33, Kbh. V, Stimuleret reduktiv dechlorering, Passiv fase – monitering 2007, Niras, januar 2008

## 9.6 Vasbyvej 16A

Region Hovedstaden (2007), Region Hovedstaden, Koncern Miljø Vasbyvej 16A – supplerende undersøgelser, Orbicon A/S for Region Hovedstaden, 2007

Region Hovedstaden (2008), Skitseprojekt, Vasbyvej 16 A, Taastrup, Orbicon A/S, juni 2008

## 9.7 Hellestedvej 22

Storstrøms Amt og Miljøstyrelsen (2006a), Hellestedvej 22, Hellested, Stimuleret reduktiv dechlorering, Fase 1: Supplerende undersgelser, Niras, Bioclear, november 2006

Storstrøms Amt og Miljøstyrelsen (2006b), Hellestedvej 22, Hellested, Stimuleret reduktiv dechlorering, Fase 2: Skitseprojekt, Niras, Bioclear, november 2006

Region Sjælland og Miljøstyrelsen (2008), Hellestedvej 22, Hellested, Stimuleret reduktiv dechlorering, Pumpeforsøg nr. 2 til passiv fase i kalken, Niras, Bioclear, januar 2008

## 9.8 Flensborggade 24

Miljøkontrollen (2006), Enghave Plads 10 og Flensborggade 24, Reduktiv dechlorering, Laboratorie- og pilotforsøg, Niras, december 2006

Region Hovedstaden og Koncern Miljø (2007), Flensborggade 24 og Enghave Plads 10, Kbh. V, Samlet vurdering af forureningssituation med chlorerede opløsningsmidler, Niras, oktober 2007

Region Hovedstaden og Koncern Miljø (2007), Flensborggade 24, Kbh. V, Pilotforsøg med stimuleret reduktiv dechlorering, Niras, december 2007

## 9.9 Svendborg

COWI (2004), Oprensningsrapport, COWI, 19. maj 2004

COWI (2006), Status for 1 års drift af grundvandsoprensning med stimuleret reduktiv deklorering, COWI, september 2006

COWI (2007), dokumentationsrapport for oprensning af jord- og grundvandsforurening, COWI, juni 2007

Region Syddanmark (2007), Bemærkninger til dokumentationsrapport for oprensning af jord- og grundvandsforurening

Region Syddanmark (ukendt), Kortlægning af forurening på Deres ejendom

## 9.10 Tværvej 3

Fyns Amt (2005), Forurenet lok. Nr. 499-00012., Tværvej 3, 5560 Aarup, Afgrænsning af afgravningsområde (område 1), COWi, 2005

Fyns Amt (2006), Oprensningsrapport. Tværvej 3. Forurenet lokalitet nr. 499-12. Aarup Kommune. COWI for Fyns Amt, Januar 2006

Fyns Amt (2006), Tværvej 3, Aarup. Forurenet lokalitet nr. 499-12. Aarup Kommune, Skitseprojekt for afværgeforanstaltninger, fase 2 - Stimuleret reduktiv deklorering, COWI for Fyns Amt, November 2006

Region Syddanmark (2007), Tværvej 3, Aarup., Fuldskalaoprensning med stimuleret reduktiv deklorering i område 2, Detailprojekt, COWI for Region Syddanmark, september 2007

Region Syddanmark (2007), Tværvej 3 – Aarup. Supplerende undersøgelse af grundvandsfane, COWI for Region Syddanmark, november 2007

Region Syddanmark (2008), Geologisk model, Tværvej 3, Aarup, Datarapport, COOWI for Region Syddanmark, januar 2008-07-16

Region Syddanmark (2008), Tværvej 3 – Aarup. Supplerende undersøgelse af grundvandsfane, marts 2008, COWI for Region Syddanmark, marts 2008

## 9.11 Rugårdsvej 234-238

Miljøministeriet (2007), Forundersøgelser til pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorering, udarbejdet af Jørgensen, T. H., Nielsen, L., Berger, H., Scheutz, C., Jakobsen, R., Poul L. Bjerg, P. L., Durant, N. D., Cox, E., Mossing, C. H., Carsten Suhr Jacobsen, C., S. og Rasmussen, P. for Miljøministeriet, Miljøprojekt Nr. 1146, Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening, 2007

Miljøministeriet (2007), Pilotprojekt med stimuleret in situ reduktiv deklorering, Miljøministeriet, Miljøprojekt nr. 1148 og 1149, 2007

Region Syddanmark (2007), Oprensning af klorerede opløsningsmidler i moræneler med stimuleret reduktiv deklorering. Pilotforsøg. Lok. nr. 461-169, Rugårdsvej 234-238, 5210 Odense NV. COWI, DTU, GeoSyntec for Region Syddanmark, november 2007

## 9.12 Baldersbækvej

Broholm, M. M., Scheutz C. og Bjerg, P. L. (2008), Nedbrydning af 1,1,1-TCA ved stimuleret reduktiv dechlorering, Treatability-forsøg for lokaliteterne Baldersbækvej, Høje Taastrup Vej og Vasbyvej, DTU Miljø og Region Hovedstaden, 2008

**A LOKALITETSBESKRIVELSE - INTRODUKTION 93**

A.1 GL. KONGEVEJ 39 95
A.2 VESTERBROGADE 116 99
A.3 SORTEBROVEJ 101
A.4 RUGÅRDSVEJ 234-238 103
A.5 FLENSBORGGADE 24 105
A.6 SVENDBORG 107
A.7 TVÆRVEJ 3 109
A.8 VADSBYVEJ 16A 111
A.9 HELLESTEDVEJ 22 113

# A Lokalitetsbeskrivelse - Introduktion

I det følgende er en kort beskrivelse af lokaliteterne, der indgår i erfaringsopsamlingen, lavet. Der har ikke været tilstrækkeligt materiale tilgængeligt fra Gl. Kongevej 33, hvorfor der ikke lavet en beskrivelse af denne lokalitet. Der er heller ikke lavet en beskrivelse af Middelfartvej, Baldersbækvej og Høje Tåstrupvej, da disse kun i begrænset omfang indgår i erfaringsopsamlingen.

Beskrivelsen er lavet med henblik på at en læser hurtigt vil kunne danne sig et overordnet overblik af lokaliteterne. Beskrivelsen er lavet ud fra den tilgængelige viden og data fra undersøgelser lavet på lokaliteterne. Der vil derfor være variation i beskrivelsen fra lokalitet til lokalitet alt efter, hvor omfattende undersøgelser der har været udført, eller efter hvor meget materiale der har været tilgængeligt. Det er forsøgt først at lave en ensartet kort fremstilling af lokaliteten, hvor historik, geologi, hydrogeologi, geokemiske forhold, forureningen og afværgen beskrives. For mere information om den geologiske opbygning henvises til Bilag C. Efterfølgende er den horisontale og vertikale forureningsudbredelse, samt indsatsområdet illustreret.

I Bilag B er en tabel opstillet indeholdende kendte parametre, der kan bruges i modelleringsfasen af projektet.

## A.1 Gl. Kongevej 39

### Historik

Ejendommen på Gl. Kongevej 39 har været benyttet siden 1895 til forskellige erhverv. Forureningen forventes at stamme fra TCE håndtering i en baggård. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 1.

### Geologi og Hydrogeologi

Indtil 2-3 m.u.t. findes der et fyldlag bestående af muld, sand og ler blandet med slagger, tegl og brokker. I den nordlige del af lokaliteten underlejres fyldlaget nogle steder af ca. 0,5 m postglacialt ferskvandsler, der efterfølgende underlejres af moræneler indtil 9 m.u.t. Herunder træffes kalkoverfladen. I moræneleret findes der i 3-4 m.u.t. usammenhængende indslag af smeltevandssand (sekundært grundvandsmagasin, med et trykniveau i ca. kote 1,5 m DNN, sydvestlig strømningsretning). Det primære magasin findes i kalken (0,7 m DNN). Strømningsretningen er sydvestlig. Et geologisk tværsnit er illustreret i Figur 3.

### Geokemiske forhold

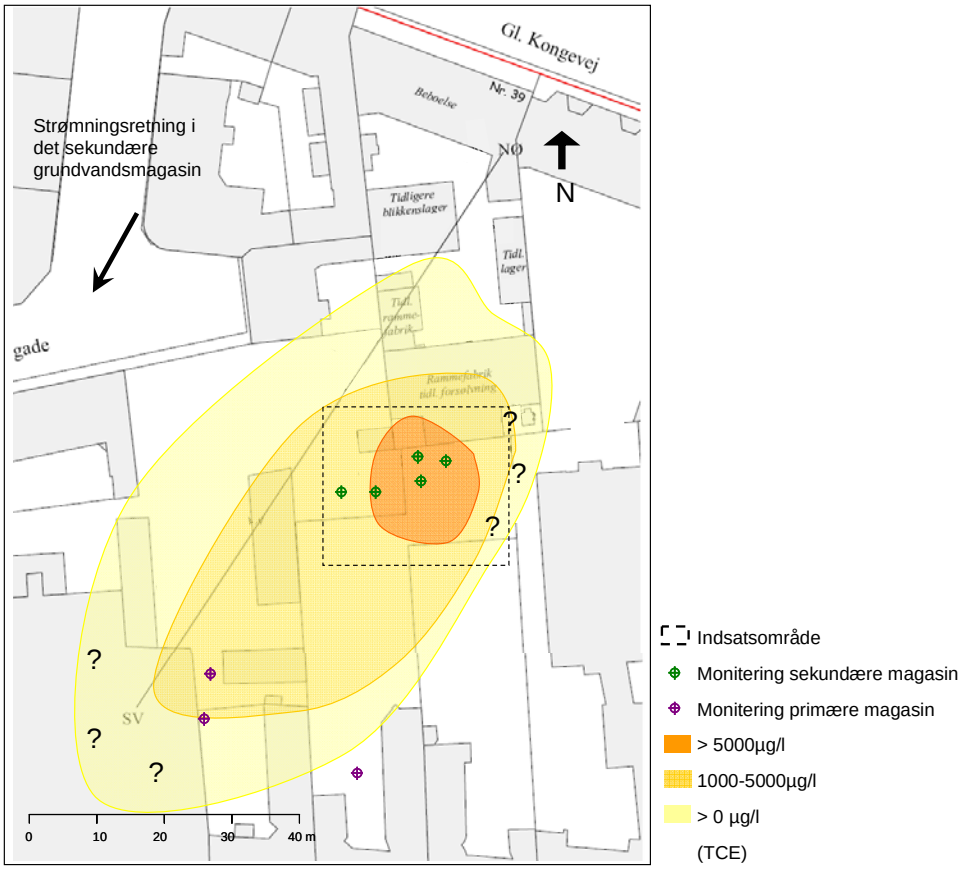
Der er fundet høje koncentrationer af nitrat på lokaliteten. Der findes nitrat til sulfatreducerende forhold på lokaliteten.

### Forureningskilden

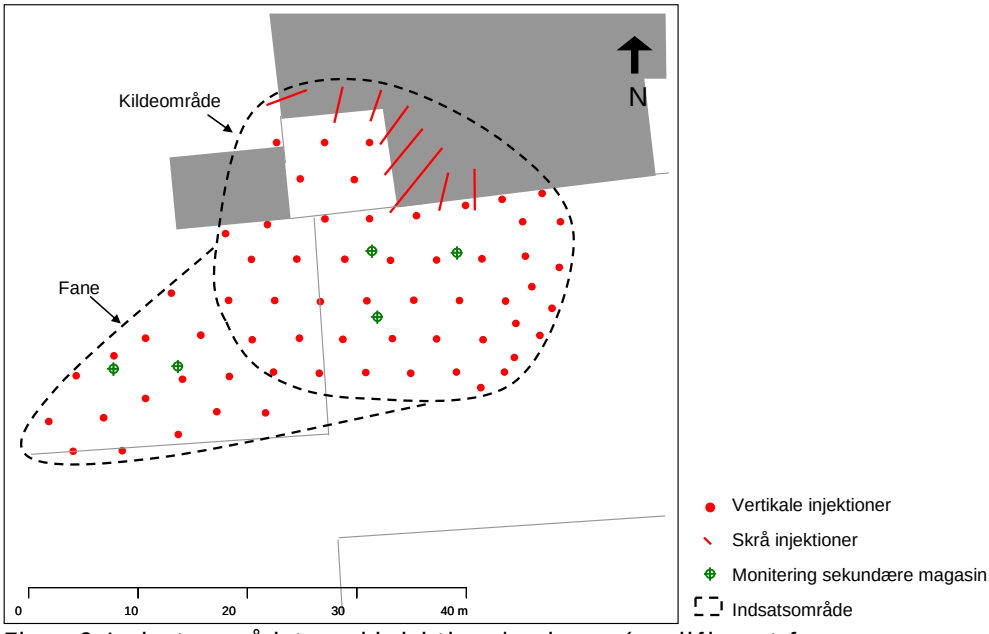
De målte poreluft og vandprøve koncentrationer tyder på at der er NAPL eller residual fase tilstede på lokaliteten. I kildeområdet er der i poreluften målt TCE koncentrationer op til 102.000 µg/m$^3$ og i det sekundære magasin er der målt koncentration af TCE op til 740.000 µg/l. Koncentrationen af TCE i jordprøver er optil 62 mg/kg TS. Kildeområdet er endnu ikke fuldstændig afgrænset horisontalt. Vertikalt findes den primære jordforurening i 3-9 m.u.t. I den umættede zone findes forureningen i et område på 400 m$^2$. I det sekundære magasin er der en udbredelse i et område på ca. 4.000 m$^2$. Forureningen er ikke afgrænset i det primære magasin, men der er målt koncentrationer på ca. 3.100 µg/l. Der er målt klorerede opløsningsmidler i 3 vertikale niveauer i det primære magasin 150 m fra kildeområdet. Den samlede forureningsmasse på lokaliteten forventes at være ca. 35 kg. Denne mængde kan dg være større, da forureningsafgrænsningen ikke er afsluttet.

### Afværge

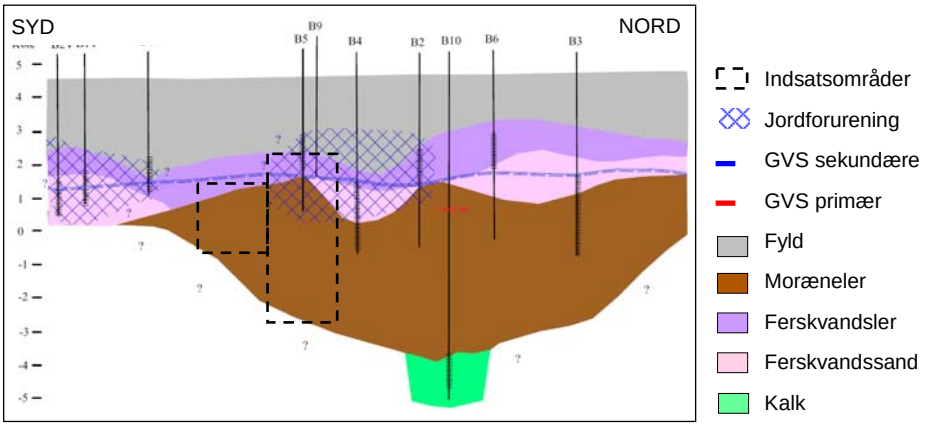
Det primære formål med oprensningen er at mindske den samlede belastning af det primære magasin. Det er således formålet at lave en betydende massereduktion og en reaktiv zone, hvor der i mange år fremover omsættes klorerede opløsningsmidler, hvorved nedsivningen til det primære magasin mindskes. Der oprenses ***in situ*** ved at biostimulere og bioaugmentere anaerob reduktiv deklorering. Afværgen laves som passiv ved med geoprobesonde at injicere økologisk rørmelasse med næringsstoffer (2.700 kg) og bakteriekultur af typen deklorerende kultur i kildeområdet (140 m$^2$) samt i et 60 m$^2$ område i fanen. Oprensningen blev opstartet i september 2006 og bliver efterfølgende fulgt ved monitering hvert halve år.




Figur 1: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale forureningsspredning i det sekundære grundvandsmagasin. Spørgsmålstegnene markerer områder, hvor forureningsspredningen er uvis. Linjen markerer, hvor det geologiske tværsnit er lavet (modificeret fra Miljøkontrollen (2004c)).




Figur 2: Indsatsområdet, med injektionsboringer (modificeret fra Miljøkontrollen (2006c)).




Figur 3: Tolket geologisk tværsnit. Endvidere er den oprindeligt forventede jordforurening ud fra PID målinger og indsatsområdet for afværgen vist (modificeret fra Miljøkontrollen (2004c)).

## A.2 Vesterbrogade 116

### Historik

Ejendommen har gennem tiden været benyttet til autolakeri, pap- og kartonfarveri, tarm industri, skotøjsfabrik, erhvervstrykkeri, maskinværksted, snedkerværksted, køleindustri og bogtrykkeri. Forureningen er påvist i et område, hvor der tilbage i 1943 var lokale for sprøjtemaling (TRIanlæg i bygning) samt ved en kloak fra automobillakeri. Ejendommen er beliggende 1km syd for Frederiksberg Vandforsyning, og med udsivning af klorerede opløsningsmidler til det primære magasin, er der risiko for forureningsspredning til vandforsyningen. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 8.

### Geologi og Hydrogeologi

I de øverste 1,2-1,5m findes der et fyldlag bestående af sand og ler blandet med slagger og byggerester. Under fyldlaget findes et kvartært morænelerlag til en dybde på ca. 7-8,5 m.u.t., hvorefter en enhed af sand/morænesand findes (sekundært magasin, potentiale i 4-5 m.u.t., nordvestlig strømningsretning). De prækvartære kalkaflejringer, hvori det primære magasin er, træffes mellem 6,5-8 m.u.t. på lokaliteten (spændt med potentiale i ca. 6,5 m.u.t., sydvestlig strømningsretning). Et geologisk tværsnit er illustreret i Figur 9.

### Geokemiske forhold

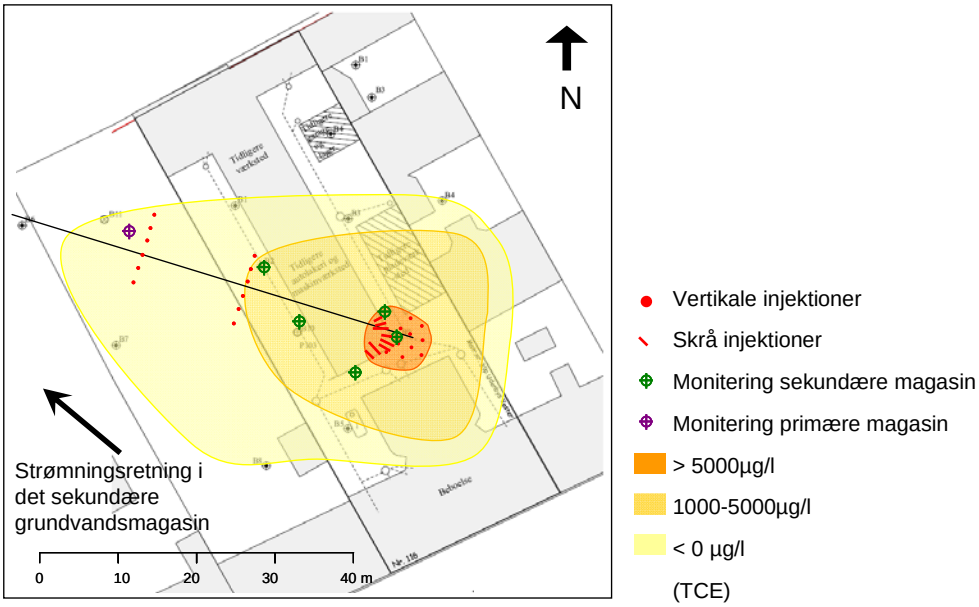
I kildeområdet er der jern- til sulfatreducerende forhold.

### Forureningskilden

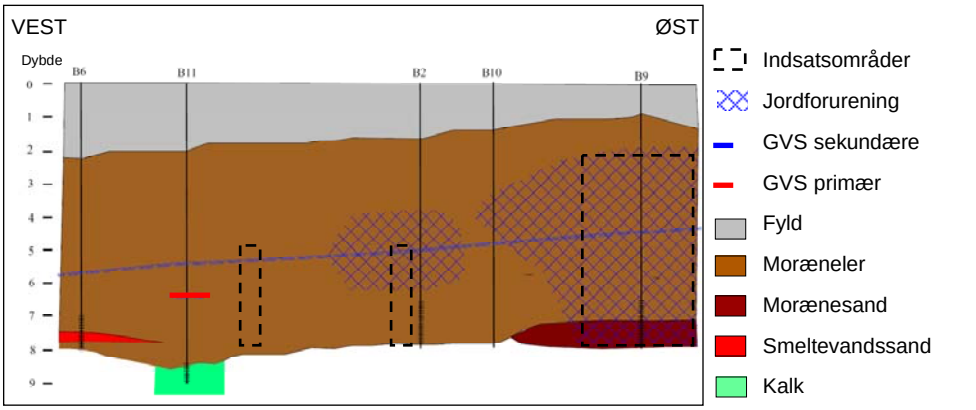
Restforureningen består af ca. 1-12 kg klorerede opløsningsmidler på et areal på 800 $m^2$ i moræneleret. Kildeområdet findes i en dybde fra 3-7 m.u.t., og har et areal på ca. 60 $m^2$. Det forventes at der findes ca. 50-100g klorerede opløsningsmidler i et areal på 900 $m^2$ i grundvandet i det sekundære magasin. I kildeområdet er der målt koncentrationer på 5933 µgTCE/l, 700 µg1,2cis-DCE/l, 96 µgVC/l. Der er målt koncentrationer af klorerede opløsningsmidler i det primære magasin op til 7,8 µg/l, hvoraf vinylchlorid udgør 4,4 µg/l.

### Afværge

Det primære formål med oprensningen er at reducere den samlede belastning af det primære magasin under ejendommen. Det er således formålet at lave en betydende massereduktion og en reaktiv zone, hvor der i mange år fremover omsættes klorerede opløsningsmidler, hvorved nedsivningen til det primære magasin mindskes. Der oprenses ***in situ*** ved at biostimulere og bioaugmentere anaerob reduktiv deklorering. Afværgen laves som passiv ved med geoprobesonde at injicere økologisk rørmelasse med næringsstoffer (450 kg) og bakteriekultur af typen deklorerende kultur i kildeområdet (60 $m^2$) samt i 2 traceer i fanen. Oprensningen blev opstartet i september 2006, og spredningen bliver efterfølgende fulgt ved monitering hvert halve år.




Figur 4: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale forureningsspredning i det sekundære grundvandsmagasin (modificeret fra Miljøkontrollen (2006b)). Linjen markerer, hvor det geologiske tværsnit er lavet.




Figur 5: Tolket geologisk tværsnit, den forventede jordforurening, samt indsatsområderne for afværgen (modificeret fra Miljøkontrollen (2004c)).

## A.3 Sortebrovej

### Historik

På lokaliteten har der i perioden 1886-1995 været først smedeværksted og senere maskinfabrik (Knarreborg Maskinfabrik). Ejendommen ejes i dag af Tommerup Trælasthandel A/S, som anvender den til oplagring af træ og byggematerialer. Ejendommen er beliggende ca. 270 m syd for Tommerup Vandværk, og med udsivning af klorerede opløsningsmidler til det primære magasin er der risiko for forureningsspredning til vandforsyningen. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 6.

### Geologi og Hydrogeologi

Lokaliteten består overvejende af et tykt morænedække, opdelt i flere bænke adskilt af mere eller mindre sammenhængende sandlag. Øverste morænebænk findes fra ca. 0-10 m.u.t., hvorefter et tyndt sandlag træffes. Fra ca. 10-20 m.u.t. findes anden morænebænk underlejret af et mægtigere sandlag (varierer i tykkelse fra få cm til flere meter) fra ca. 20-25 m.u.t. Fra ca. 20-40 m.u.t. findes endnu en morænebænk underlejret af områdets primære grundvandsmagasin (sand) med nordøstlig strømningsretning. Et geologisk tværsnit er illustreret i Figur 9.

### Geokemiske forhold

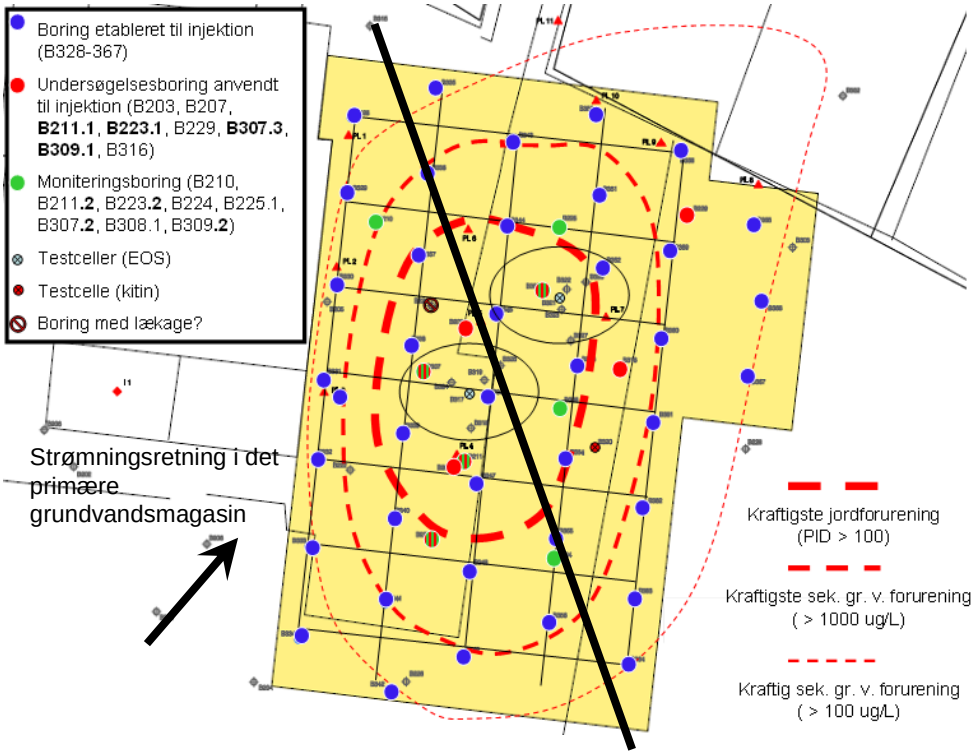
I kildeområdet findes der jern til sulfat reducerende forhold.

### Forureningskilden

Den kraftigste jordforurening med TCE (6-10 mg/kgTS) er horisontalt afgrænset til et areal på ca. 750 $m^2$ i en morænebænk i dybdeintervallet 13-20 m.u.t. beliggende umiddelbart øst for den tidligere konstruktionshal. En decideret kilde har været eftersøgt men er ikke fundet. Den kraftigste grundvandsforurening (100-20.000 µg TCE/l) blev truffet i sekundært grundvand i morænebænken i dybdeintervallet 10-20 m.u.t. og vurderes at strække sig over et areal på 2.000 $m^2$. Der er målt koncentrationer af klorerede opløsningsmidler i det primære magasin op til 0,1-9,1 µg/l (TCE og 1,2cis-DCE).

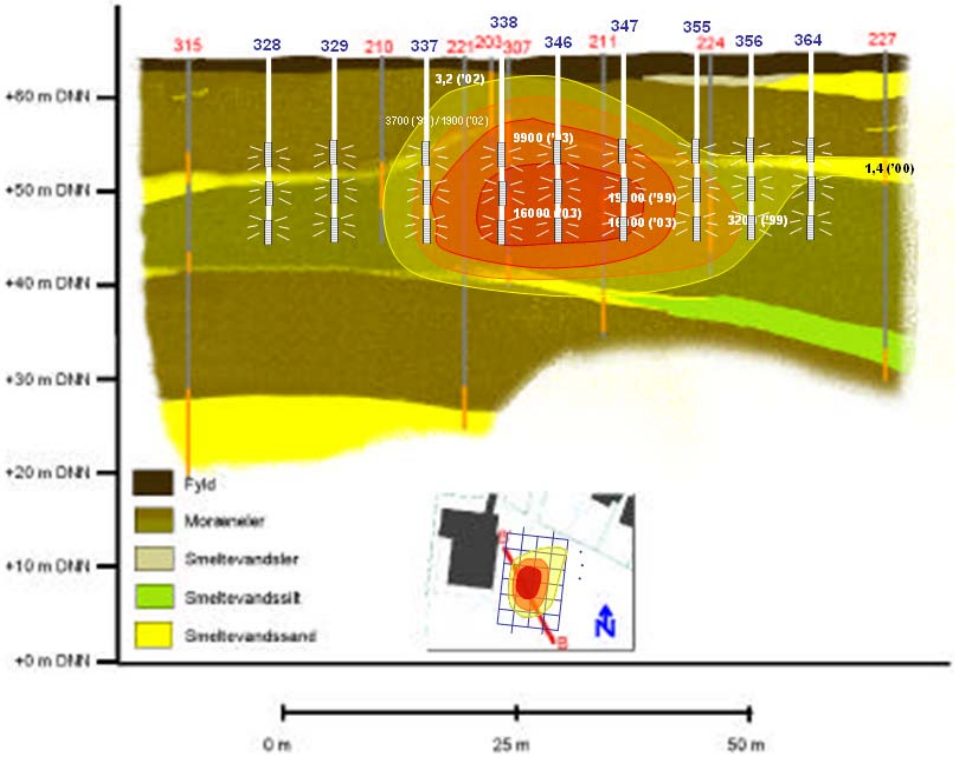
### Afværge

I sommer og efterår 2006 blev en passiv oprensning med ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering opstartet på lokaliteten. Formålet med afværgen er at oprense den kraftigst forurenede moræneler og sekundære grundvand i 10-20 m.u.t., samt danne en bufferzone mod yderligere forureningsnedsivning til det primære magasin i sandlaget i ca. 25 m.u.t. Til biostimulering blev EOS®, en emulgeret sojabønne olie, benyttet og til bioaugmentering blev KB-1®, en ***Dehalococcoides*** bakteriekultur fra SIREM, brugt. Der blev injiceret i 70 filtre i moræneleren (det primære indsatsområde 10-20 m.u.t.), 3 filtre over, og 13 filtre under – i sandlaget (20-30 m.u.t.) i et indsatsområde på 2100 $m^2$. Spredningen og effekten af oprensningen bliver fulgt ved monitering 3 gange årligt.




Figur 6: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale forureningsspredning i det sekundære grundvandsmagasin. Linjen viser, hvor det geologiske tværsnit er lavet.

NORD SYD




Figur 7: Geologisk tværsnit, den forventede jordforurening, samt injektionsboringer for afværgen Fyns Amt (2004).

## A.4 Rugårdsvej 234-238

### Historik

Der har tidligere ligget en maskinfabrik på Rugårdsvej 234-238, og i den forbindelse har der været anvendt TCE og olie produkter på lokaliteten. Endvidere har der været udsivning fra overjordiske fyringstanke. Forureningen har fundet sted fra starten af 1950'erne til slutningen af 80'erne (Miljøministeriet, 2005). Der er tidligere, af 3 omgange indtil 1994, bortgravet forurenet jord fra lokaliteten (nogle steder indtil 8 m.u.t.). Det bortgravede område er efterfølgende fyldt op med fyldjord. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 8.

### Geologi og Hydrogeologi

Terrænkoten er ca. 12-14m/DVR 90. De øverste meter udgøres af et fyldlag (varierende fra 2-8 m). Under fyldlaget findes der ca. 30-35 m moræneler med indlejrede indslag af sand, silt og ler. Der findes et øvre sekundært magasin (3-6,5 m.u.t., spændt, potentiale i 1-3 m.u.t., sydøstlig strømning), et mellem sekundært magasin (10-14 m.u.t., spændt, potential i 3-4 m.u.t., nordøstlig strømning) og et nedre sekundært magasin (16-20 m.u.t., god kontakt med mellemste magasin, nordøstlig strømning). Fra ca. 29 til 39 m.u.t. og ned findes der smeltevandssand, hvor det primære magasin befinder sig (spændt, potentiale i 9m/DVR 90, nordøstlig strømningsretning). Et geologisk tværsnit er illustreret i Figur 9.

### Geokemiske forhold

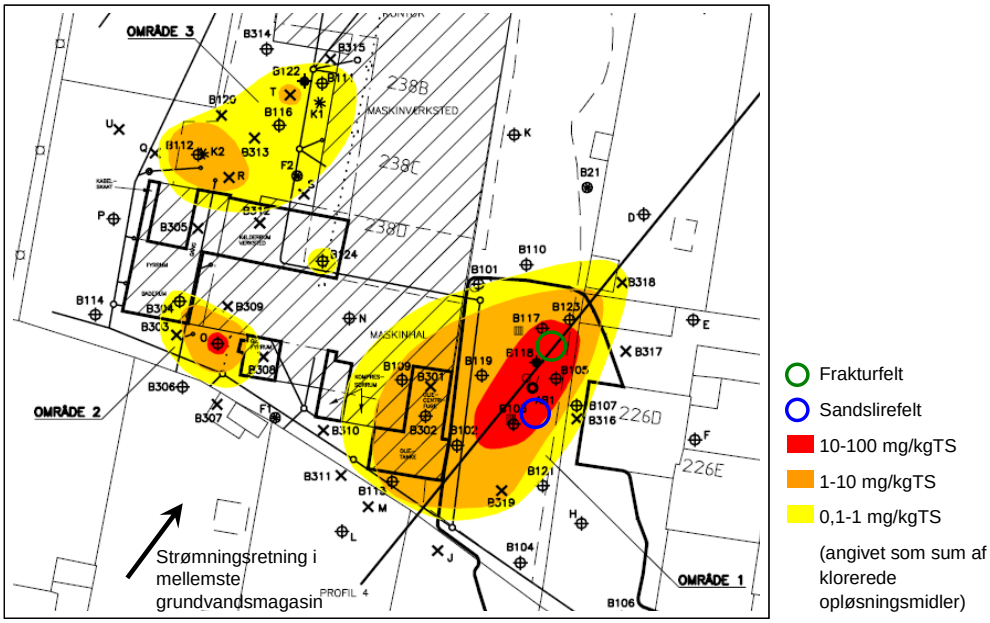
Der er jern- til sulfatreducerende forhold i det øvre sekundære grundvandsmagasin.

### Forureningskilden

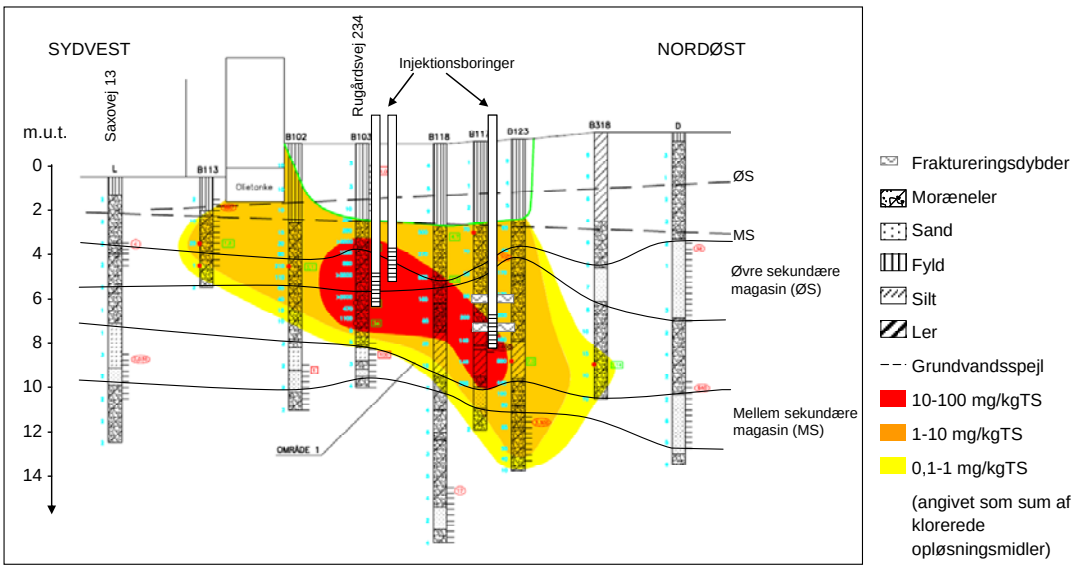
Det er vurderet at restforureningen består af ca. 100 kg klorerede opløsningsmidler, hvoraf ca. 95 % befinder sig i et jordvolumen på ca. 5.000 tons. Den horisontale (i øvre magasin) og vertikale forureningsspredning kan ses på Figur 8 og Figur 9. Der forventes ikke at findes fri fase på lokaliteten. Inden afværgen blev sat i gang, var nedbrydningsprodukterne 1,2cis-DCE (op til 240.000 µg/l) og VC (op til 25.000 µg/l) dominerende. Påvisning af ethen indikerede at der skete naturlig reduktiv deklorering. Dette bekræftes af, at der naturligt fandtes ***Dehalococcoides*** med vinylchloridreduktase (Vcr) der kan deklorere 1,2cis-DCE og VC helt til ethen.

### Afværge

Der er udført pilotforsøg med ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneleret og det mellemste magasin. I moræneleret er der benyttet et passivt oprensningssystem, hvor elektrondonor (Newman Zone) og bakterier (KB-1) er tilført to test felter: frakturfelt skabt ved hydraulisk frakturering og et naturligt sandslirefelt. Efterfølgende er oprensningen fulgt ved et moniteringsprogram. I det mellemste magasin er der udført pilotforsøg med et aktivt oprensningssystem, hvor grundvandet oppumpes og tilsættes elektrondonor og derefter føres tilbage i magasinet. Efter 2 måneders drift er der tilsat KB-1® kultur i 3 opstrøms boringer. Det aktive oprensningssystem blev drevet i 7 måneder, og er efterfulgt af en passiv oprensning med tilsætning af Newman Zone®.




Figur 8: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale udbredelse af jordforureningen. Endvidere er grundvandets strømningsretning i det mellem sekundære magasin vist. Linjen markerer, hvor det geologiske tværsnit er lavet (modificeret fra Region Syddanmark (2007)).




Figur 9: Geologisk tværsnit. Endvidere er den vertikale jordforurening og indsatsområdet markeret (modificeret fra Region Syddanmark (2007)).

## A.5 Flensborggade 24

### Historik

På Flensborggade 24 har der været drevet et indleveringsrenseri (1926-1962) og et selvbetjeningsrenseri (1962-1981). Aktiviteterne har forårsaget en forurening med klorerede opløsningsmidler. Der er endvidere fundet fyringsolie i fri fase i baggården, der afværges ved oppumpning af olien. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 10.

### Geologi og Hydrogeologi

Terrænkoten på lokaliteten er 3,5mDNN. De øverste meter udgøres af et fyldlag (varierende tykkelse på 1-2m). Under fyldlaget findes der ca. 5 m moræneler. I ca. 3-4 m.u.t. findes et sandlag med varierende tykkelse (0,5-1 m) og sammenhæng, hvori et sekundært magasin findes (potentiale i ca. 2,5 m.u.t., syd-sydvestlig strømningsretning). I ca. 5-6 m.u.t. findes endnu et sandlag (på ca. 1 m). Dette sandlag er i direkte kontakt med den underliggende kalk, der findes i ca. 6-7 m.u.t.. Det primære grundvandsmagasin findes i kalken (6/7 og ned, spændt, potentiale i 4 m.u.t., nordlig strømningsretning). Et geologisk tværsnit er illustreret i Figur 11.

### Geokemiske forhold

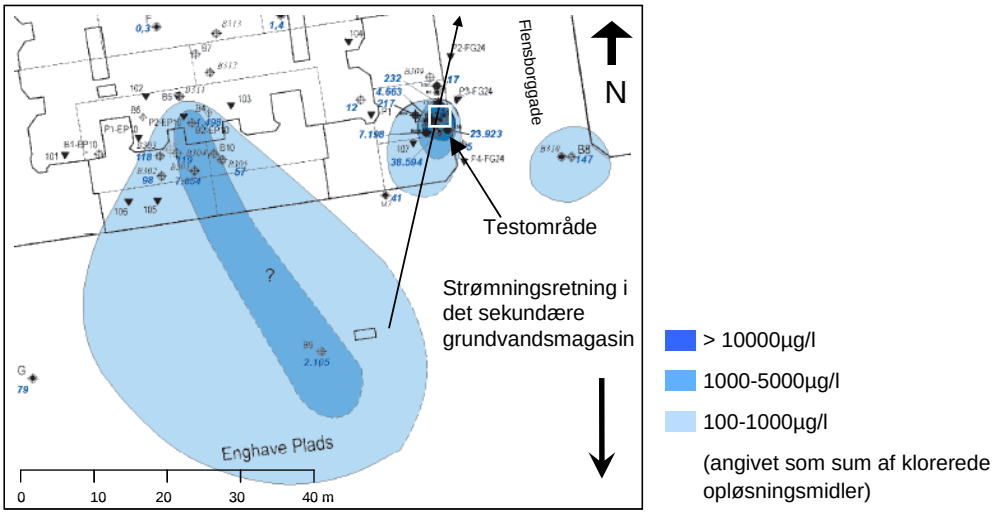
Forholdende på lokaliteten varierer fra aerobe til nitratreducerende.

### Forureningskilden

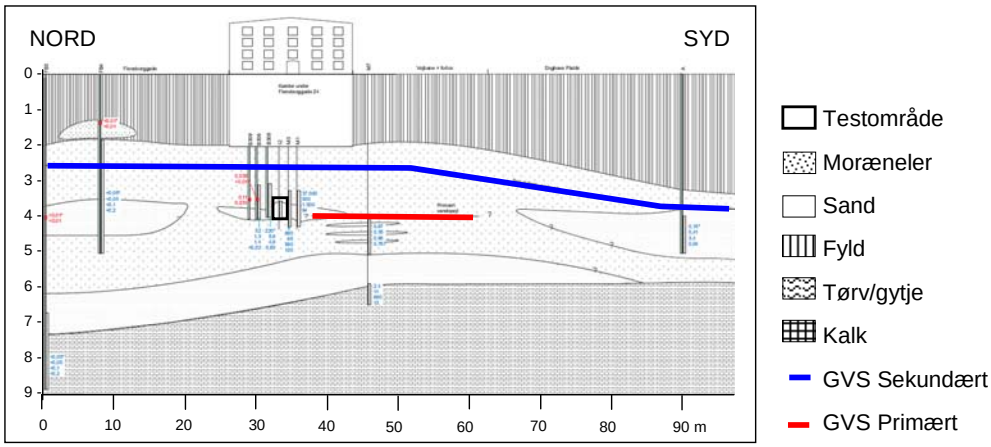
Den kraftigste forurening af klorerede opløsningsmidler er fundet under kældergulvet på Flensborggade 24 i det sekundære magasin og den overliggende moræneler. Der er fundet PCE koncentrationer op til 37.000 µg/l i det sekundære magasin, og i jorden er der fundet koncentrationer op til 220 mg/kgTS (3,5 m.u.t.). PCE er den dominerende forureningskomponent. Der findes stort set ingen nedbrydningsprdukter på lokaliteten.
Forureningen i det primære magasin består stort set af 1,2cis-DCE og VC. Forureningen i det primære magasin forventes at findes i et 5.200 $m^2$ areal dækkende både Flensborggade 24 og Enghave Plads 10 (nærliggende forureningskilde der også kan have påvirket det primære magasin).

### Afværge

Der er udført pilotforsøg på lokaliteten med ***in situ*** biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering. I pilotforsøget er EOS® og en deklorerende bakteriekultur (fra Bioclear) injiceret til det sekundære magasin der findes i 3-4 m.u.t. Formålet med pilotforsøget er at skabe en horisontal reaktiv barriere for at stoppe udsivning til det primære magasin.




Figur 10: Forureningsudbredelsen i det sekundære grundvandsmagasin på Flensborggade 24 og Enghave Plads 10. Pilen markerer, hvor det geologiske tværsnit er lavet. (modificeret fra Region Hovedstaden (2007)).




Figur 11: Tolket geologisk tværsnit.

## A.6 Svendborg

### Historik

Der er på lokaliteten en aktiv industrivirksomhed. På lokaliteten er der forurenet med tungere olie, dog i et område hvor det er vurderet ikke at medføre risici i forhold til arealanvendelse eller grundvand. Der er endvidere forurenet med klorerede opløsningsmidler fra affedtning af metallegemer (har været anvendt frem til 1999), chrom ($Cr^{6+}$) og mindre forureninger med zink og nikkel. Der blev afværgepumpet på lokaliteten fra efteråret 1996 til januar 1997, og igen med separat afværgepumpning for chrom fra april 1999 til slutningen af 1999. I 2004 blev 300tons forurenet jord med et forureningsindhold på ca. 50kg bortgravet fra kildeområdet. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 12.

### Geologi og Hydrogeologi

Terrænkoten på lokaliteten er ca. 40m. Den geologiske lagfølge består af et morænelerlag med en mægtighed på ca. 40-50m. Der findes et relativt sammenhængende sandlag i 3-7m dybde, hvor det øvre sekundære magasin findes (spændt, potentiale i 2-3 m.u.t., gradient 11 ‰, nord-nordøstlig strømning). Ved andre undersøgelser i området er der fundet et ca. 10m tykt regionalt sandmagasin i 30-50 m.u.t. (spændt, potentiale i kote 20m).

### Geokemiske forhold

Der findes nitrat- til jernreducerende forhold på lokaliteten.

### Forureningskilden

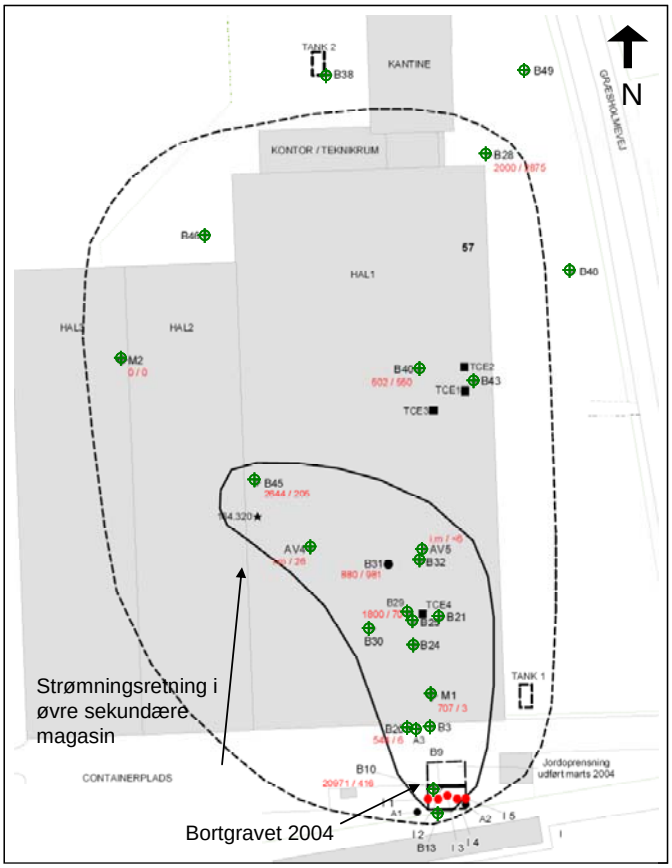
Grundvandsforureningen findes i et område på ca. 2.000$m^2$ i en dybde fra 3-7m. Der er målt koncentrationer af TCE op til 64.000µg/l og VC op til 60µg/l. Der er ikke fundet ethen og ethan på lokaliteten. Efter bortgravning af kildeområdet i 2004 er det vurderet, at den resterende masse består af ca. 5kg klorerede ethener, med en gennemsnitskoncentration på op til 20.000µg/l for sum af klorerede opløsningsmidler og en gennemsnitskoncentrationen i indsatsområdet på ca. 2.000µg/l. Den horisontale udbredelse (i det øvre magasin) kan ses på Figur 12.

### Afværge

I 2005 blev der opstartet et semiaktivt injektionsanlæg til ***in situ*** biostimulering og bioaugmentering af anaerob reduktiv deklorering i det øvre sekundære grundvandsmagasin på lokaliteten(periodevis oppumpning og reinjektion). Der er i en periode på ca. 1 år foretaget 20 injektioner af opblandet grundvand med 5$m^3$ per injektion. Grundvandet blev oppumpet centralt i forureningsfanen og reinjiceret opstrøms kildeområdet (Figur 12). Ved opstarten af anlægget blev laktat benyttet som elektrondonor. Der blev i alt tilsat 1320 kg laktat. Efter to måneder blev der injiceret 39,5 l KB-1® bakteriekultur. Efter 1 år blev der reinjiceret med 217 kg Newman Zone® i en 1-2 % blanding.

### Oprensningskriterier

Før opstart af afværge (kildefjernelse og biostimuleret og bioaugmenteret reduktiv deklorering) blev der fastsat oprensningskriterier for klorerede opløsningsmidler på 500µg/l for summen af klorerede opløsningsmidler, samt maksimalt 1 kg klorerede opløsningsmidler. Sagen er i 2007 afsluttet med en restforurening på 0,5kg og en gennemsnitskoncentration på 210µg/l. Som følge af de reducerede forhold som den reduktive deklorering har skabt, er $chrom^{6+}$ reduceret til immobilt $chrom^{3+}$.




- Afværgeboring
- Injektionsboring
- Moniteringsboring
- Influensområde
- Indsatsområde
- 707/3 Sum af klorerede opløsningsmidler, før opstartet oprensning/2år efter opstart (µg/l)

Figur 12: Oversigt over lokaliteten, influens- og indsatsområdet (modificeret fra COWI (2007a).

## A.7 Tværvej 3

### Historik

På Tværvej 3 lå der fra ca. 1969 til 1989 et renseri og møntvask. Efter bygningerne blev revet ned i 1989, blev der i 1990 opført et parcelhus på grunden. Driften af renseriet havde forårsaget en kraftig jord- og grundvandsforurening på grunden med et hot spot under parcelhuset. Grunden blev derfor opkøbt, hvorefter parcelhuset blev revet ned. Efterfølgende blev det forventede kildeområde fjernet. Forureningen udgør en risiko for det primære grundvandsmagasin. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 13.

### Geologi og Hydrogeologi

Terrænkoten på lokaliteten er ca. 50-52 m. De øverste ca. 2 m udgøres af et fyldlag. Fyldlaget underlejres af moræneler med indlejrede sandlag og/eller slirer, hvori det øvre sekundære magasin findes (2-10 m.u.t., spændt, potentiale i kote 48,5-49,1 m, nordøstlig strømning). Herunder findes et fin- til mellemkornet sandlag, hvor det nedre sekundære magasin findes (10-18 m.u.t., spændt, potentiale i 48,2-48,5, nordøstlig strømningsretning). Fra ca. 35-45 m.u.t. findes et glacialt smeltevandslag, hvori det primære grundvandsmagasin findes (potentiale i 46-47 m, sydlig strømningsretning). Et geologisk tværsnit er illustreret i Figur 14.

### Geokemiske forhold

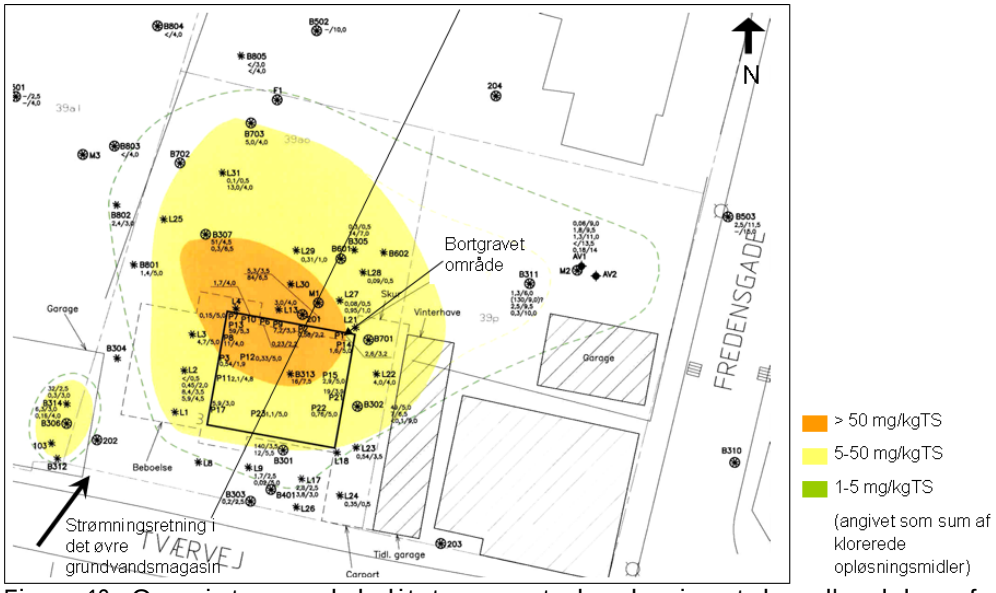
Redoxforholdende på lokaliteten er nitrat til sulfatreducerende.

### Forureningskilden

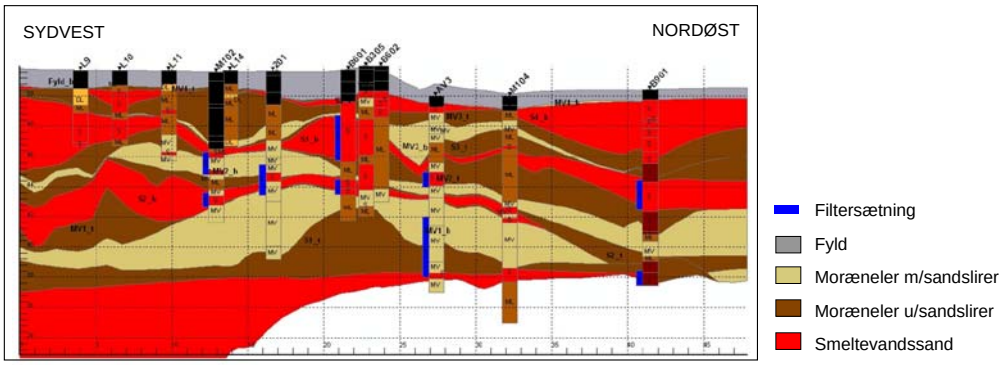
Restforureningen på grunden består af ca. 30-60 kg PCE i 4.700tons jord og 5kg PCE i grundvandet. Forureningen er udbredt i areal på et 750 $m^2$. Forureningen findes fra 2-12 m.u.t.. Den horisontale jordforurening kan ses på Figur 13. Det forventes ikke, at der findes fri fase på lokaliteten. Der er målt koncentrationer af PCE op til 1.800 µg/l, TCE op til 850 µg/l, 1,2cis-DCE op til 17 µg/l og VC op til 2,5 µg/l. Det gøres opmærksom på at afgrænsende undersøgelser endnu ikke er afsluttet. Den horisontale afgrænsning kan være anderledes end illustreret i Figur 13, da der stadig er forureningsundersøgelser i gang. Den vertikale forureningsafgrænsning er ikke vist.

### Afværge

Der er fremlagt forslag om, at der ***in situ*** skal oprenses ved biostimulering og bioaugmentering af anaerob reduktiv deklorering i det øvre magasin ved enten et aktivt eller passivt oprensningssystem. Det overvejes at benytte laktat som elektrondonor til det aktive system og Newman Zone® i det passive system. KB-1® foreslås som bakteriekultur. Til både et passivt og aktivt system skal der efterfølgende laves et moniteringsprogram for at følge effekten af oprensningen.




Figur 13: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale udbredelse af jordforureningen. Linjen markerer, hvor det geologiske tværsnit er lavet (modificeret fra Fyns Amt (2007b)).




Figur 14: Tolket geologisk tværsnit (modificeret fra Region Syddanmark (2008a)).

## A.8 Vadsbyvej 16A

### Historik

Lokaliteten var i perioden fra 1973 til 1976 benyttet til kemikaliefordelingscentral. Af håndterede kemikalier kan nævnes: syrer, vandblandbare opløsningsmidler, TCE, PCE og terpentin. Kemikaliefordelingen er ifølge naboer startet allerede i 60'erne. På lokaliteten har der efterfølgende været et maskinværksted. Siden 1993 har ejendommen været benyttet til opbevaring af halm og dyr (Region Hovedstaden, 2007). En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 15.

### Geologi og Hydrogeologi

Terrænkote på lokaliteten er ca. 24m/DVR 90. De øverste ca. 2m udgøres af et fyldlag, efterfulgt af 14,5-16 m moræneler. Dette morænelerlag underlejres af et sandlag, der nogle steder underlejres af moræneler. Nord for kildeområderne er der tæt på en boring fundet direkte lækage mellem sandlaget og kalken. De øverste 6 m af morænelerlaget er præget af vertikale sprækker, dog overvejende i de øverste 2 m. Fra 2-3,5 m findes der overvejende horisontale sprækker. Der er endvidere fundet sandslirer af større og mindre grad i moræneleren.

Sandlaget udgør det sekundære grundvandsmagasin (tyndt i syd (2 m) og tykkere mod nord (8 m), spændt, potentiale i ca. kote 18,7 m/DVR 90, nord-nordvestlig strømningsretning med en gradient på 0,7 ‰). Det primære magasin knytter sig til kalken (spændt, potentiale i ca. 17,5m/DVR 90, nordvestlig strømningsretning med en gradient på 1 ‰).

### Geokemiske forhold

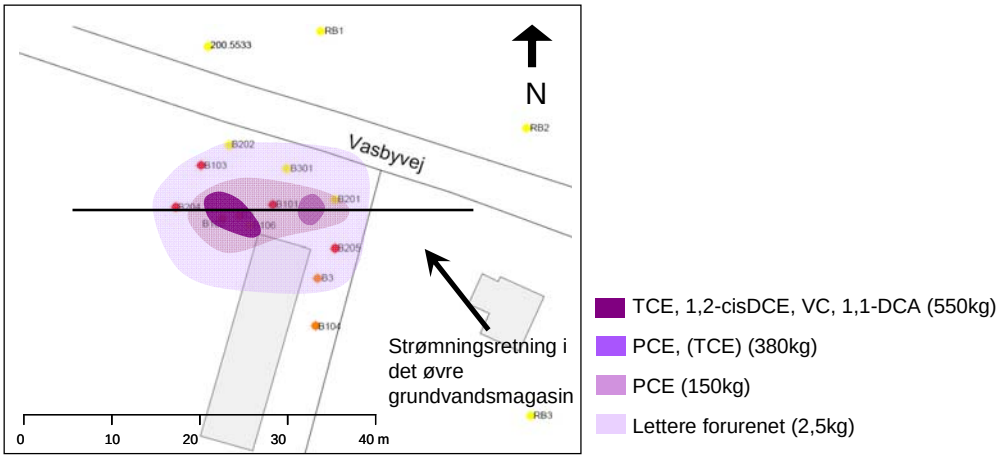
Redoxforholdende på lokaliteten er reducerede især i det ene kildeområde. Dette kan skyldes forureningen med letomsættelige opløsningsmidler og olieprodukter. Redoxgrænsen i moræneleren er fundet i 3,5-4 m.u.t..

### Forureningskilden

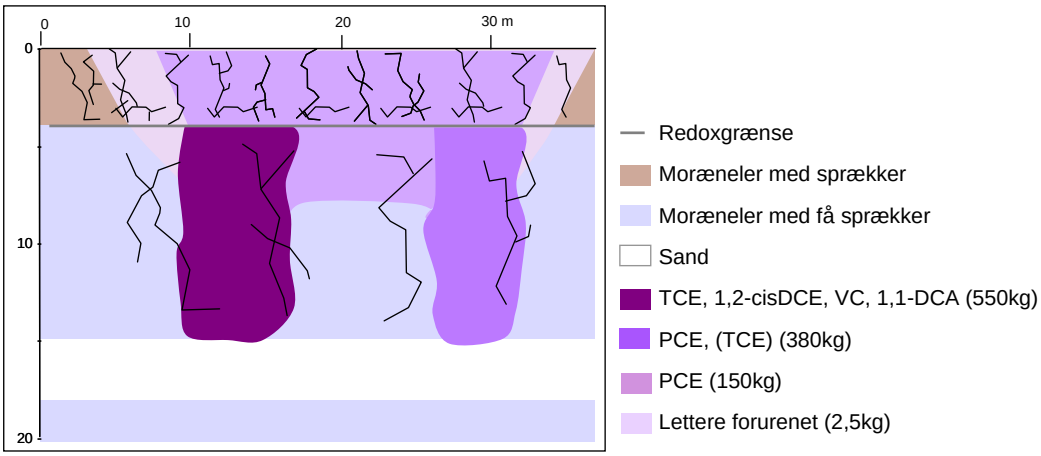
Den primære forurening vurderes at bestå af klorerede ethener og ethaner, dog findes der også forurening med BTEX'er, pesticider, acetone og isopropanol. Den primære forurening findes i morænelersaflejringen i to hotspot områder (Figur 15 og Figur 16). Det vurderes, at der stadig findes fri fase på lokaliteten. Det er estimeret, at der findes 950 kg klorerede opløsningsmidler på grunden. Der er fundet høje koncentrationer af nedbrydningsprodukter (1,2cis-DCE, VC og 1,1-DCA). Der er endvidere fundet ***Dehalococcoides*** med Vcr genet. Der er fundet VC og 1,1-DCA i det underliggende sandlag, der er i direkte kontakt med det primære magasin. Fluxen i det underliggende sandmagasin er beregnet til 10-20 g/år, hvilket forventes at stige dramatisk, hvis der sker et gennembrud af de høje koncentrationer fra moræneleret. Eftersom lokaliteten findes i et område med særlig drikkevandsinteresse udgør den derfor en risiko for drikkevandskvaliteten.

### Afværge

Der er endnu ikke foretaget nogen oprensning på lokaliteten.




Figur 15: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale forureningsspredning. Linjen markerer, hvor en konceptuel model over den vertikale forureningsudbredelse er lavet (modificeret fra Region hovedstaden (2007 og 2008)).




Figur 16: Konceptuel model over den vertikale forureningsudbredelse (modificeret fra Region Hovedstaden, 2008).

## A.9 Hellestedvej 22

### Historik

Fra ca. 1900 til 1963 har der været mejeri på lokaliteten. Fra 1963 til 1969 var der diverse plastvirksomheder på lokaliteten og fra 1969 har der været drevet karrosserifabrik. Der har fra 1960'erne været deponeret kemikalieaffald i to vandforsyningsbrønde på lokaliteten. Deponeringen har forårsaget en betydelig forurening af jord og grundvand med klorerede opløsningsmidler. Der har fra 1997 være etableret en afværgepumpning med reinjektion på lokaliteten. En oversigt over lokaliteten kan ses i Figur 17.

### Geologi og Hydrogeologi

Fyldlaget på lokaliteten består af en blanding af grus og ler (varierende tykkelse fra 0-4,5 m). Dette underlejres af et 4-5m tykt lag moræneler. Centralt under lokaliteten er der fundet et sandlag under moræneleret, der har en tykkelse på 0,5-1 m. I de nyere boringer på lokaliteten er der herunder truffet et lerlag med en mægtighed på 0,3-1,1 m. Herunder findes kalken, hvori det primære magasin findes (vandspejl i 7,5 m.u.t., gradient på 12,5 ‰, nordvestlig strømningsretning). Et geologisk tværsnit kan ses i Figur 18.

### Geokemiske forhold

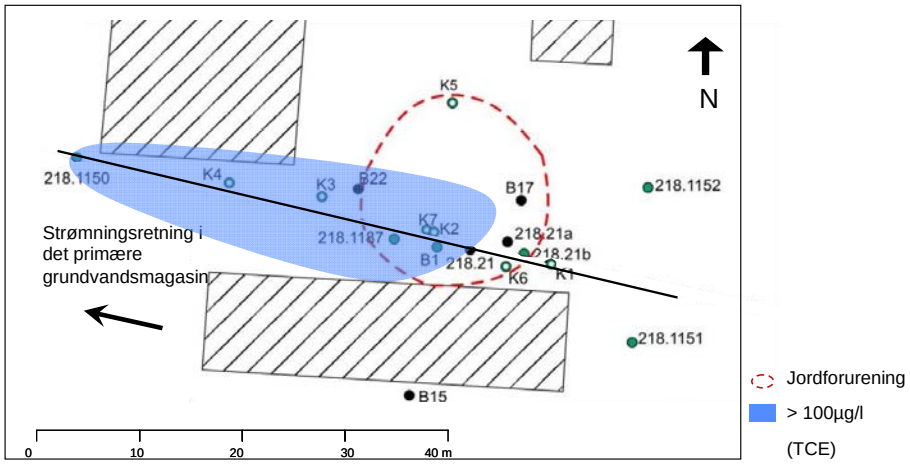
Der findes naturligt jernreducerende forhold i det primære magasin på lokaliteten.

### Forureningskilden

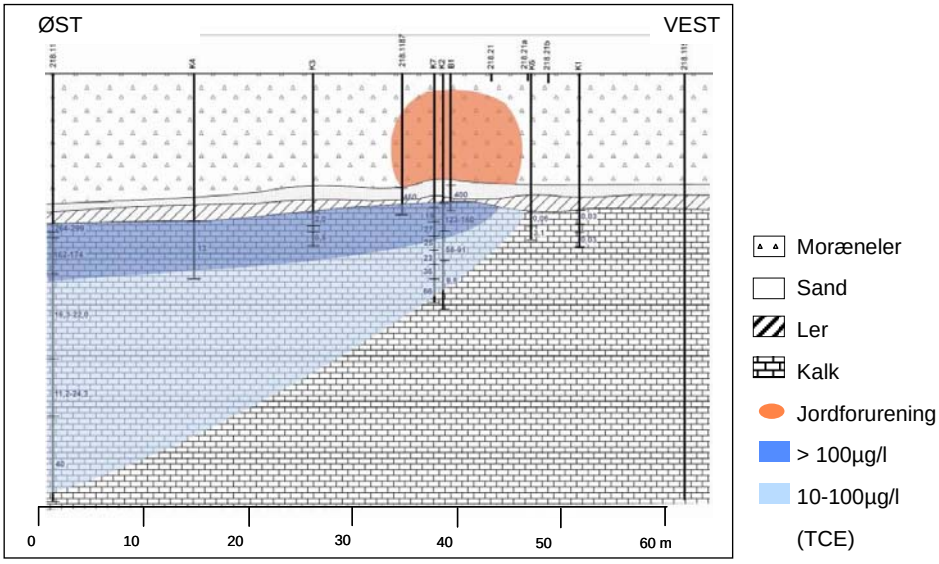
Den primære jordforurening findes i moræneleret omkring 5 m.u.t. Der er fundet TCE med koncentrationer op til 89 mg/kgTS i området omkring de to tidligere deponeringsbrønde. I det primære grundvandsmagasin er der fundet koncentration af TCE på til 9.000µg/l i tilsvarende område. Forureningen udgør en risiko for Hellested Vandværk der ligger 650 m nedstrøms lokaliteten.

### Afværge

Der er afværgepumpet med reinjektion i det primære magasin siden 1997. I juni 2008 er afværgepumpningen erstattet af et semiaktivt anlæg med biostimulering og bioaugmentering af anaerob reduktiv deklorering i kalken.




Figur 17: Oversigt over lokaliteten, samt den horisontale forureningsspredning i det primære magasin og den omtrentlige jordforurening. Linjen markerer, hvor det geologiske tværsnit er lavet (modificeret fra Storstrøms Amt og Miljøstyrelsen (2006b og 2008)).




Figur 18: Forventet udbredelse af jordforureningen og udbredelsen i det primære magasin (Storstrøms Amt og Miljøstyrelsen, 2006).

**B DATAARK** **117**

B.1 GL. KONGEVEJ 39 119
B.2 VESTERBROGADE 116 125
B.3 SORTEBROVEJ 131
B.4 RUGÅRDSVEJ 234-238 135
B.5 FLENSBORGGADE 24 139
B.6 SVENDBORG 143
B.7 TVÆRVEJ 3 147
B.8 VASBYVEJ 16A 153
B.9 HELLESTEDVEJ 22 157

# B Dataark

I det følgende findes et data ark for hver lokalitet der er inddraget i erfaringsopsamlingen. I arket findes der tomme felter, hvilket betyder at værdien ikke er fundet i det tilgængelige materiale (se referenceliste for hver lokalitet). Noget data er endvidere fundet ved nærværende undersøgelse, dette gælder redoxgrænse (Gl. Kongevej 39, Vesterbrogade, Tværvej og Rugårdsvej) og tilstedeværelsen af sandslinser/slirer (Gl. Kongevej 39 og Vesterbrogade).

## B.1 Gl. Kongevej 39

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Gl. Kongevej 39, København V |
| | Lokalitetstype/-branche | 1895: Farveri<br>1905: Produktion af lud/sodalud<br>1924: Sukkerkogeri<br>1926-1987: Blikkenslager<br>1936-1970:Kleinsmed<br>1936: Metalvarefabrik<br>1942-1955: Snedikerværksted<br>1955: Maskinsnedikeri<br>1926-1987: Rammefabrik/listefabrik<br>1963-1987: Galvaniseringsanstalt/forsølvningsanstalt |
| | Forureningsstoffer | klorerede opløsningsmidler, olieprodukter, tungmetaller, PAH'er, cyanider |
| | Forureningsperiode | Forureningen stammer sandsynligvis fra affedtning på galvaniseringsanstalten dvs forureningsperioden er 1963-1987. Muligvis kan der være benyttet TCE i produktionen af medicin på Vesterbrogade 72 |
| | Risiko | Risiko for forureningsspredning til Frederiksberg Vandforsyning 1,5 km nedstrøms forureningsområdet |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | Igangsat oprensning med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneleret i august 2006 (passivt system) |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | Ifølge personlige oplysninger har der været afgravet jord i baggården |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | 100 (antaget for delvist befæstet område) |
| | Infiltrerende areal [$m^2$] | 225 (antaget) |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-1,3/3,2: Fyldlag, bestående af sand og ler iblandet slagger og byggerester<br>1,3/3,2 og 0,5-1,5: DL/DS<br>1,3/3,2-8: ML<br>8/9- : Kalk muligvis overlagt med et sandlag nogle steder |
| | Regional geologisk beskrivelse | ja, der findes 7 m kvartære aflejringer bestående af moræneler, der overlejrer prækvartære aflejringer af kalk og sand. Beskrevet ud fra geogogisk basisdatakort 1513 I SØ (DGU, 1989). |
| | Sandslirer | Der findes sandslirer i 2,5 og 7,5 m.u.t. i flere boringer. Ved kerneprøver er der fundet tynde sandslirer 5-7 m.u.t. |
| | Sprækker [mm] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |

| | | |
|---|---|---|
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | 3,07 i forvitrede zone og 2,63 i uforvitrede zone |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) [m.u.t.] | Ca. 2-6 |
| Jordforurening | Areal [$m^2$] | 60 |
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | ca. 3-9 mut |
| | Samlet masse [kg] | 12-18, 80-90% af massen forventes at findes i den reducerede zone fra 4 m.u.t. og ned |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | Kildeområdet: 53-62 mgTCE/kgTS og 0,034 mg1,1,1-TCA/kg |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver, PID, MIP |
| | Bemærkninger | De høje koncentrationer indikerer at der findes fri fase, dette er ikke taget i betragtning ved masse beregninger |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/$m^3$] | Kildeområde ved Gl. Kongevej 39:Op til 16.000µgTCE/m3 i P1, op til 300 µg/m3 1,1,1-TCA i PL103, optil 102000TCEµg/m3, 3920 µ1,1,1-TCA/m3 i PL4 (kuklrør)<br>Kildeområde ved Vesterbrogade 72: Op til 35000µgTCE/m3, 3400µgTCA/l |
| | Areal [$m^2$] | 400 |
| | Samlet masse [kg] | 30-40 |
| Sekundære magasin | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | ca. 3-4 mut |
| | Mægtighed [m] | Op til ca. 2 m |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 2,5 |

| | | |
|---|---|---|
| | Geologi | Ferskvandssand |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | øst (i test for afværge vurderes strømningen at være sydvestlig, hvor den sommeren før var sydøstlig), i 2007 vurderes den at være sydvestlig igen |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | Ledningsevne | |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | Bemærkninger | Naturligt findes der et lavt antal ***Dehalococcoides*** på lokaliteten |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [$m^2$] | 4000, Hot-spot områderne udgør 800$m^2$ |
| | Masse [kg] | 10 |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | Kildeområde ved Gl. Kongevej: 104.000TCEµg/l, 5700µgTCA/l Kildeområde ved Vesterbrogade 72: 3800TCEµg/l, 160 µgTCA/l |
| | Baggrundskoncentration [µg/L] | NVOC=2,5-3 mgC/l |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 8-9 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | Spændt magasin |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 3,3-3,6 |
| | Geologi | Prækvartære aflejringer |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 3 (antaget i JAGG) |
| | Strømningsretning | Nordvestlig (vurderet i Skitseprojekt 2004), sydvestlig (vurderet afgrænsende 2005, samt 2007) |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 5E-5 (antaget i JAGG) |
| | Effektiv porøsitet | 0,15 (antaget i JAGG) |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Specifik magasintal [m-1] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | Antaget til 32 ud fra ovenstående |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | Nitratreducerende (Ilt 1,1mg/l, nitrat 116mg/l, sulfat 260mg/l, Jern(II) 0,06mg/l, mangan 0,2mg/l) |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | 6.7 |
| | Ledningsevne | 289 |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | Ikke afgrænset, men kan være spredt indtil 1000-1500 m nedstrøms |
| | Masse [kg] | 1,5-5,5 |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | B15 (50m nedstrøms kildeområde 1): 2500µgTCE/l, 43µgcisDCE/l, 1,7µgtrans/l, 0,4µgVC/l, 96µgTCA/l, 19µgDCE/l B27: 10-12mut 850µgTCE/l, 450µgcisDCE/l, 56µgtrans/l, 6,4µgVC/l; 14-16 mut 170µgTCE/l, 230µgcisDCE/l, 12µgtrans/l, 6,7µgVC/l; 18-20mut 1,6µgTCE/l, 1,6µgcisDCE/l, 0µgtrans/l, 0µgVC/l |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | X |
| | Risiko for Primære grundvand? | X |
| | Risiko for indeklima? | X |
| | Risiko for kildeplads? | |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primær magasin horisontal | Forureningen er ikke afgrænset mod sydvest |
| | Afgrænsning af vertical forureningsspredning | Forureningen er ikke afgrænset vertikalt på Vesterbrogade 72, ved Gl. Kongevej findes forureningen ned til 8 mut |
| | Umættet zone | Forureningen er ikke afgrænset mod syd |
| | Prøvepumpning | |
| | Injektionstest | X, injektion af 25 kg melasse blandet med 6 l vand injiceret i 5-7 mut i 5 intervaller ved boring B5 i kildeområdet |
| | Tretabilitytests | X, udført på et Hollandsk laboratorium, BioClear |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | X |
| | Frakturering | |

| | | |
|---|---|---|
| | Grundvandsmodellering | |
| | Tracer | |
| Afværgeforanstaltninger<br>***Igangværende*** | | |
| | Indsatsområde for afværge, areal | Kildeområde der findes i moræneleret omkring det sekundære magasin |
| | Afværge | Injektion af økologisk melasse, næringsstoffer og bakterier |
| | Injektionsdybde | Injiceret fra ca. 2-7 mut |
| | Mål med afværge | Nedbringe kildestyrken i den umættede zone og derved belastningen af det sekundære og primære magasin |
| | Succeskriterier | Indledende kriterier: Reducerede forhold inden for ½-1 år, omsætning af klorerede ethener til ethen inden for 1 år<br>Senere kriterier: fuldstændig omsætning af klorerede ethener til ethen i sandlag og sand sliter inden for 2 år, effekt af behandling i lermatrix ca. 2 år, stationære eller aftagende koncentrationer i primære magasin 2-5 år, donor og bakterier er tilstede indtil 5 år efter |
| | Tilsat til | sandslirer i moræneler med Geoprobe sonde. I kildeområdet er der injiceret fra 2-7 mut og i fanen er der injiceret i overgangszonen mellem de oxiderede og reducerede områder (3.5 mut)<br>Der er lavet 48 lodrette injektioner i kildeområdet, 8 skrå og 15 lodrette i fanen. Der blev injiceret med et flow på 5-7 l/min med overtryk på over 60 bar. der blev i kildeområdet injiceret 34 l pr boremeter og 15 l på bore meter i fanen |
| | Donor, beregnet forbrug [kg/m3 akvifer], masse | 2700 kg økologisk melasse |
| | Evt. problemer | Det var nødvendigt at hæve trykket fra 4 til 60 bar for at presse donor ud i sedimentet, Der var problemer med biokulturen, der var iblandet slam for at kunne holde længere. Dette var ikke godt da kulturen skulle tilsættes med det samme. Kulturen blev derfor opblandet med vand og tilsat. Endvidere opstod der lugtgener fra kulturen pga døde bakterier. Antallet af levende bakterier var dog ikke underniveauet angivet i udbudsmaterialet. |
| | Bakterie, masse [l][antal] | 9000 L bakterier af dechlorerende kultur, indeholdende $10^5$ KIM/l, 9E12 |
| | Forventet tilstedeværelse af donor | 2-10 år |
| | Afslutning på afværge | Ikke fastlagt |

## B.2 Vesterbrogade 116

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Vesterbrogade 116 |
| | Lokalitetstype/-branche | 1934-1943: Autolakeri<br>1934-1943: Pap- og kartonfarveri<br>1934-1943: Tarm industri<br>1939: Skotøjsfabrik<br>1939: Erhvervstrykkeri<br>1943-1963: Maskinværksted<br>1943-1962: Snedikerværksted<br>1945-1985: Køleindustri<br>1985-i dag: Bogtrykkeri |
| | Forureningsstoffer | Klorerede ethener, lokal forurening med olieprodukter ved B4 |
| | Forureningsperiode | Fra ca. 1943 |
| | Risiko | Lokaliteten ligger 1 km nedstrøms Frederiksberg Vansforsyning. Hvis der sker spredning gennem lerlaget fra det sekundære magasin til det primære kan der ske en spredning til vandforsyningen |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | Igangsat oprensning med biostimuleret og bioaugmenteret anaerob reduktiv deklorering i moræneleret i august 2006 (passivt system) |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | 100 (antaget infiltration på delvist befæstet areal) (i JAGG beregninger er 150m mm/år benyttet) |
| | Infiltrerende areal [$m^2$] | 225 |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-1,1-1,5: fyldlag bestående primært af sand og ler blandet med slagger og murer rester<br>1,5-7: ML<br>7-: MS/DS<br>7-7,5: ML<br>7-8,5: kalkoverflade |
| | Regional geologisk beskrivelse | ja, der findes 7 m kvartære aflejringer bestående af moræneler, der overlejrer prækvartære aflejringer af kalk og sand. Beskrevet ud fra geogogisk basisdatakort 1513 I SØ (DGU, 1989). |
| | Sandslirer | I den øverste del af moræneleret er der i borejournalerne noteret silt og sandslirer, samt okkerstriber. 6-8 m.u.t. er der fundet tynde sandslirer i kerneprøverne. |
| | Sprækker [mm] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | 3,5 i forvitrede zone og 2,7 i uforvitrede zone |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) [m.u.t.] | Ca. 3 |
| Jordforurening | Areal [$m^2$] | Kildeområde: 60 |

| | | |
|---|---|---|
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | 3-7 |
| | Samlet masse [kg] | 80-90% af massen forventes at findes i den reducerede zone fra 4 m.u.t. og ned |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | op til 18 i kildeområde (B9), i B10 0,24 |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver, PID, MIP |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m$^3$] | Højseste koncentrationer ved B10, PL3 5,7 µgVC/m$^3$, PL4-6 14-38 µgTCE/m$^3$, kulbrinter 280 µg/m$^3$ |
| | Areal [m$^2$] | 800 |
| | Samlet masse [kg] | 9-12 (under antagelse om at der er en koncentration på 5mg/kg jord) |
| Mellem sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | ca.7-8 |
| | Mægtighed [m] | Op til 1 m |
| | Trykforhold | Spændt |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | 2-0 |
| | Geologi | Moræne og smeltevandssand |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | Nordvest |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |

| | | |
|---|---|---|
| | Ledningsevne | I kildeområdet findes der op til 5E6 (B9) længere nedstrøms findes ned til 5E1 (B6) |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** [celler/l] | 5E8 – 5E9 i kildeområdet; 5E4 – 5E7 i fanen |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m2] | 900 |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | Kildeområdet (B9): 5933µgTCE/l, 700µg1,2cis-DCE/l, 96µgVC/l; Fane op til (B2): 970µgTCE/l, 13000µg1,2cia-DCE/l, 1200 µgVC/l |
| Primære magasin | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | artesisk |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 4,5-7 |
| | Geologi | prækvartære kalkaflejringer |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 3 (antaget i JAGG) |
| | Strømningsretning | Nordlig |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 5E-5 (antaget) |
| | Effektiv porøsitet | 0,15 (antaget i JAGG beregninger), i masse beregninger antages 0,3 |
| | Transmissiiviteten [$m^2$/s] | |
| | Specifik magasintal [m-1] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | 32 |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | Total koncentration på 7,8, hvor 4,4 udgøres af VC (2004) |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | |
| | Risiko for Primære grundvand? | x |
| | Risiko for indeklima? | x |
| | Risiko for kildeplads? | |

| | | |
|---|---|---|
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | Jordforureningen blev afgrænset ved undersøgelser i 2004 (Miljøkontrollen, 2004b,c,d), 4 kerner, PID og MIP |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primær magasin horisontal | Forureningen i det sekundære magasin blev afgrænset ved tre undersøgelser i 2004 (Miljøkontrollen, 2004b,c,d), 20 filtersatte boringer, VC er ikke afgrænset i det sekundære og primære magasin |
| | Afgrænsning af vertikal forureningsspredning | |
| | Umættet zone | Forureningen i den umættede zone er afgrænset i Miljøkontrollen (2005) |
| | Prøvepumpning | |
| | Injektionstest | 8. december 2004 tilsætning af 50 kg melasse til 6-8 mut (svarende til det nedre intervat af uforvitret moræneler/sand) ved simpel geoprobe injektion, melassen blev opblandet med ca 6 l vand inden det blev tilsat. Der blev tilsat til 8 dybder mellem 6-8 mut. 9. december 2004 udtagelse af 3 kerner ½-1 m fra injektionsboringerne |
| | Tretabilitytests | X, udført på et BioClear laboratorium, Holland |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | X |
| | Frakturering | |
| | Grundvandsmodellering | |
| | Tracer | |
| Afværgeforanstaltninger ***Igangværende*** | | |
| | Indsatsområde for afværge, areal | Sekundære grundvandsmagasin ca. 7-8 mut, i kildeområdet i et areal på 60 $m^2$, samt to transekter i fanen i dybden 5-8 mut |
| | Afværge | Passivt |
| | Injektionsdybde | 2-8 mut |
| | Mål med afværge | Det primære formål med oprensningen er at reducere den samlede belastning af det primære magasin under ejendommen (reduceret flux inden for 5 år). Det er således formålet at lave en betydende massereduktion og en reaktiv zone, hvor der i mange år fremover omsættes chlorerede opløsningsmidler, hvorved nedsivningen til det primære magasin mindskes. Da langtidsudsigterne er ukendte bør succeskriterierne løbende overvejes og om nødvendigt revideres. |

| | | |
|---|---|---|
| | Succeskriterier | Indledende kriterier: Reducerede forhold inden for ½-1 år, omsætning af klorerede ethener til ethen inden for 1 år<br>Senere kriterier: fuldstændig omsætning af klorerede ethener til ethen i sandlag og sand sliter inden for 2 år, effekt af behandling i lermatrix ca. 2 år, stationære eller aftagende koncentrationer i primære magasin 2-5 år, donor og bakterier er tilstede indtil 5 år efter |
| | Tilsat til | melasse tilsat sand ved simpel geoprobeinjektionerfra 2 til 8 mut i det skønnede kildeområde på 60 km2, samt i forureningsfanen via to rækker injektionspunkter.<br>Injektionshasitgheden var 5-7l/min og overtryk under o,5 bar. Der blev tilsat 11,5 l per boremeter i kildeområdet og 12,5l pr. boremeter i fanen. Der blev injiceret i 12 lodrette boringer i fanen, 10 i kildeområdet samt 8 skrå injektioner i kildeomårdet. Der blev injiceret med et tryk på 60 bar hver 0,25 m. |
| | Donor, beregnet forbrug [kg/m3 akvifer], masse | Melasse og næringsstoffer, 450 kg |
| | Evt. problemer | Det var nødvendigt at hæve trykket fra 4 til 60 bar for at presse donor ud i sedimentet, Der var problemer med biokulturen, der var iblandet slam for at kunne holde længere. Dette var ikke godt da kulturen skulle tilsættes med det samme. Kulturen blev derfor opblandet med vand og tilsat.<br>Endvidere opstod der lugtgener fra kulturen pga døde bakterier. Antallet af levende bakterier var dog ikke underniveauet angivet i udbudsmaterialet. |
| | Bakterie, masse [l][antal] | Leveret af BioClear i Holland, 1350 l, indeholdende $10^5$ kim/ml, total tilsat 1,35E12 |
| | Forventet tilstedeværelse af donor | 2-10 år |
| | Afslutning på afværge | Ikke fastlagt |

## B.3 Sortebrovej

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Sortebrovej 26, 5690 Tommerup |
| | Lokalitetstype/-branche | 1886-1995 Smedieværksted; 1995-? Maskinfabrik (Knarreborg); Tommerup Tømrerhandel (trælager) |
| | Forureningsstoffer | Terpentin/olie, Chlorerede opløsningsmidler, Bly |
| | Forureningsperiode | 1886-? |
| | Risiko | Risiko for grundvandsressource, særligt indvinding til Tommerup Vandværk |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | 2005-2006: Test og implementering af SRD afværge |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | 75 mm? |
| | Infiltrerende areal [m2] | |
| | Befæstningsgrad [%] | >70 |
| Terræn | Kotevariation [meter over havet] | 60-65 |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-10: Moræneler<br>10: Sand (Øvre sekundære magasin)<br>10-20: Moræneler<br>20-25: Sand (Nedre sekundære magasin)<br>20-40: Moræneler<br>40-?: Sand (primære magasin) |
| | Regional beskrivelse | Ja kort beskrivelse |
| | Sandslirer | Ja |
| | Sprækker [mm] | Ikke kortlagt |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) | |
| Jordforurening | Areal [m2] | 750 |
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | 15 |
| | Længde [m] | 30 |
| | Vertikal udbredelse [mut] | 7 |
| | Samlet masse [kg] | |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | 6-10 mg TCE/kg TS |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver, vandprøver, PID |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m$^3$] | |
| | Areal [m$^2$] | |
| Øvre Sekundære magasin | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | 0-3 m.u.t. |
| | Mægtighed [m] | ca 10 m |
| | Trykforhold | frit |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | 3-5 m.u.t. |
| | Geologi | moræneler |
| | Heterogenitet | stor |
| | Gradient | 0.167 |
| | Strømningsretning | mange retninger |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 1,8e-5 - 4,2e-7 |
| | Effektiv porøsitet | 9-13 % (ren moræne m K=ca 1e-10) |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | Jern- til sulfatreducerende |
| | ***Dehalococcoides*** | <700 celler pr gram sediment |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m$^2$] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Længde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Mellem sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 10 m.u.t. |
| | Mægtighed [m] | 0-2 m |
| | Trykforhold | frit? |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | |
| | Geologi | sand |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 0.29 |
| | Strømningsretning | N / NV / NØ |
| | Porevandshastighed [m/år] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 1.10E-03 |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | Jern- til sulfatreducerende |
| | Ledningsevne | |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m2] | 2000 |
| | Bredde af forurenet areal [m] | 30 |
| | Længde af forurenet areal [m] | 50 |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | 100-20000 µgTCE/l |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 40 m.u.t. |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | 36 m |
| | Geologi | sand |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 0.0026 |
| | Strømningsretning | ØNØ |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 2.40E-04 |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Specifik magasintal [m-1] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | 0,1-9 µg/L (TCE og cis-DCE) |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært | ja |

| | | |
|---|---|---|
| | grundvand? | |
| | Risiko for Primære grundvand? | ja |
| | Risiko for indeklima? | nej |
| | Risiko for kildeplads? | ja |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primær magasin horisontal | X |
| | Afgrænsning af vertical forureningsspredning | X |
| | Umættede zone | |
| | Prøvepumpning | |
| | Injektionstest | X |
| | Tretabilitytests | X |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | X |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | X |
| | Frakturering | X |
| | Grundvandsmodellering | |
| | Tracer | |
| Afværgeforanstaltninger ***Igangværende*** | Indsatsområde for afværgen [$m^2$] | 2100 |
| | Afværge | Passivt SRD |
| | Injektionsdybde | 10-20 + 20-30 ***m.u.t.*** |
| | Mål med afværge | Oprensning af moræneler (10-20 ***m.u.t.***) + etablering af bufferzone i sandlag mod yderligere forureningsnedsivning (20-30 ***m.u.t.***) |
| | Succeskriterier | |
| | Tilsat til | sandslirer / morænelersmatrix |
| | Donor, beregnet forbrug [kg/$m^3$ akvifer], masse | sojaolie, -, 800 l 10% |
| | Evt. problemer | Tilklogning af boringer med fedt |
| | Bakterie, masse [l][antal] | 200 |
| | Forventet tilstedeværelse af donor | |
| | Afslutning på afværge | ? |
| | Bemærkninger | |

## B.4 Rugårdsvej 234-238

| | | |
|---|---|---|
| Generelt | Adresse | Rugårdsvej 234-238 |
| | Lokalitetstype/-branche | 1951-1989 Maskinfabrik, 89- Lejet ud til forskellige, håndværkere mv |
| | Forureningsstoffer | olie, TCE |
| | Forureningsperiode | 1950 til slutningen af 80erne |
| | Risiko | Ligger i område med særlig drikkevandsbetydning i invindingsoplandet til Tarup Vandværk |
| Oprensningstiltag | Frivillig | 1973: Bortgravning af ukendt mængde olieforurenet jord;<br>1991: Bortgravning af 400 $m^3$ jord; |
| | Offentlig | 1994: Fjernelse af 4500 tons Primære olie, men også TCE forurenet jord til 8 m dybde |
| | Andre tiltag på lokaliteten | 2005-2006: Pilotprojekt med aktiv stimuleret in situ oprensning af mellemste sandmagasin (2. november 2005 og 250 dage frem aktivt, derefter passivt med monitering) |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | |
| | Infiltrerende areal [$m^2$] | |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | 12-14 |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-4: Fyld<br>2-8: ML med indslag af DS (Øvre sekundære magasin)<br>8-10: DI/DL<br>10-15: DS (mellemste sekundære magasin)<br>16-20: DS (nedre sekundære magasin)<br>10-35: ML ned til 30-35 mut med vekslende indslag af DS<br>30-40: DS (primære magasin) |
| | Regional beskrivelse | Ja kort beskrivelse |
| | Sandslirer | 2-10 per ½ m |
| | Sprækker [mm] | <1 til få mm |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | 0.2 |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) | 3-6, den findes i ca. 6 mut i de fleste boringer |
| Jordforurening | Areal [$m^2$] | 500 |
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | 3-14 |
| | Samlet masse [kg] | 60-100 |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | Kildeområde: TCE 31mg/kgTS, 1,2-cisDCE 65 mg/kg, VC 2,9 mg/kg |

| | | |
|---|---|---|
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver, PID |
| | Bemærkninger | 100 kg på 10000, 95% findes i et jordvolumen på 5000 |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m$^3$] | TCE op til 31 mg/m$^3$, 1,2-cisDCE og VC<1mg/m$^3$ |
| | Areal [m$^2$] | |
| Øvre Sekundært magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 3-6,5 |
| | Mægtighed [m] | lille op til 4 |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 1,5 |
| | Geologi | Sandstriber sammenhængende medvandførende sandslirer i ML |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 20 – 40 ‰ |
| | Strømningsretning | syd-sydøstlig samt nedadrettet mod dybere magasiner |
| | Porevandshastighed [m/år] | 20-125 |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Transmissiiviteten [m$^2$/s] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | Jern- til sulfatreducerende |
| | ***Dehalococcoides*** | 1,1E4 til 4E7 i vand fra leret |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m$^2$] | 2500 |
| | Bredde af forurenet areal [m] | 25 |
| | Længde af forurenet areal [m] | 100 |
| | Vandkoncentrationer | Kildeområde: TCE op til 140µg/l, 1,2cis- |

| | | |
|---|---|---|
| | [µg/L] | DCE op til 240000µg/l, VC op til 25000µg/l<br>Fane: TCE 16µg/l, 1,2-cisDCE 32000µg/l, VC 5100µg/l |
| Mellem sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 10-14 |
| | Mægtighed [m] | Linser til 1m |
| | Trykforhold | Spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 4 – 5 |
| | Geologi | Sand (fin-grov) og grus slirer til lag i moræneler |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 1-15‰ |
| | Strømningsretning | Nordøstlig - øst samt nedadrettet gradient ved kildeområdet |
| | Porevandshastighed [m/år] | 20-125 |
| | Transmissiiviteten [$m^2$/s] | 0.00007 |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | 1,5 (evt. fejlmåling da det er højt for smeltevandssand) |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | Ledningsevne | |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** [celler/l] | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [$m^2$] | 2500 |
| | Bredde af forurenet areal [m] | 25 |
| | Længde af forurenet areal [m] | 100 |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | Kildeområde: TCE op til 140µg/l, 1,2cis-DCE op til 240000µg/l, VC op til 25000µg/l<br>Fane: TCE 16µg/l, 1,2-cisDCE 32000µg/l, VC 5100µg/l |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | -17--25 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | Spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | Ca. 5 |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | nordøstlig |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |

| | | |
|---|---|---|
| | Transmissiiviteten [$m^2/s$] | |
| | Specifik magasintal [$m^{-1}$] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [$m^2$] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | X |
| | Risiko for Primære grundvand? | X |
| | Risiko for indeklima? | |
| | Risiko for kildeplads? | |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primær magasin horisontal | X |
| | Afgrænsning af vertikal forureningsspredning | X |
| | Afgrænsning i umættet zone | X |
| | Prøvepumpning | X |
| | Injektionstest | X |
| | Tretabilitytests | X |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | X |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | X, øvre- og mellem sekundære magasin, passivt, tilsætning af NewmanZone® og KB-1® |
| | Frakturering | X |
| | Grundvandsmodellering | |
| | Tracer | |

## B.5 Flensborggade 24

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Flensborggade 24, København V |
| | Størrelse | Det totale forurenede volumen i moræne og sandlager er 242m$^3$ |
| | Lokalitetstype/-branche | 1926-1962: Indleveringsrenseri<br>1962-1981: Selvbetjeningsrenseri |
| | Forureningsstoffer | Klorerede opløsningsmidler, fyringsolie i fri fase |
| | Forureningsperiode | |
| | Risiko | Forurening udgør en risiko for grundvandsressourcen. Det er vurderet at der ikke er nogen risiko overfor indeklimaet med den nuværende arealanvendelse. |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | Fyringsolien er oppumpes |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | |
| | Infiltrerende areal [m$^2$] | |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | ca. 3,5 |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 1-2: Fyldlag<br>2-3/3,5:Moræneler<br>3/3,5-4: Sandlag (ikke gennemgående i sydlig retning, i sydlig retning findes kun sandslirer)<br>4-4/5:Moræneler<br>5: Sandlag (ca.0,5m)<br>5-6/8: Moræneler<br>6/8-: Kalk |
| | Regional geologisk beskrivelse | Beskrevet ved 8-9 meter kvartære aflejringer, hvorefter Københavnerkalken findes. |
| | Sandslirer | |
| | Sprækker [mm] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) | |
| Jordforurening | Areal [m$^2$] | |
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | |
| | Samlet masse [kg] | |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | 220 mgPCE/kg i 3,5 mut i kildeområdet;<br>33mgPCE/kg i 3 mut i kildeområdet |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver, PID |

| | | |
|---|---|---|
| | Bemærkninger | De høje jord og vand koncentrationer indikerer at der muligvis findes fri fase på lokaliteten. Koncentrationerne er fundet i moræneleret lige over det sekundære sandlag. |
| Umættet zone | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m$^3$] | |
| | Areal [m$^2$] | |
| Sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 5-6 mut |
| | Mægtighed [m] | ca. 1m |
| | Trykforhold | |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | Nordvestlig (2003), sydvestlig (2004), sydlig (2006) |
| | Porevandshastighed [m/år] | 0,75-7,5 |
| | Transmissiiviteten [m$^2$/s] | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | Ledningsevne | |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | Bemærkninger | Sammenhæng med primært magasin er ikke undersøgt med pumpeforsøg, det er blot |

| | | |
|---|---|---|
| | | vurderet ud fra pejlinger og lagdelingen ved boring. |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [$m^2$] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | 3.7000 µgPCE/l og 23.000µgPCE/l i kildeområdet |
| Primære magasin | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | Nordlig (2001), sydvestlig (2005), nordvestlig (2004), vestlig (2006) |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Specifik magasintal [m-1] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | 726 µg/l samlede koncentration af klorerede opløsningsmidler, 690 µg/l udgøres af 1,2cis-DCE |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | |
| | Risiko for Primære grundvand? | Det vurderes at forureningen udgør en risiko for for vandindvindingen på P. Andersensvej |
| | Risiko for indeklima? | |
| | Risiko for kildeplads? | |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |

| | | |
|---|---|---|
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primært magasin horisontal | X |
| | Afgrænsning af vertikal forureningsspredning | X |
| | Umættet zone | |
| | Prøvepumpning | X |
| | Injektionstest | X |
| | Tretabilitytests | X |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | X, øvre sekundære magasin, 1 tilsætning af EOS® og deklorerende kultur ved gravitation |
| | Frakturering | |
| | Grundvandsmodellering | X |
| | Tracer | |

## B.6 Svendborg

| | | |
|---|---|---|
| Generelt | Adresse | Svendborg |
| | Størrelse | |
| | Lokalitetstype/-branche | |
| | Forureningsstoffer | Tungere olier, TCE og chrom, samt i mindre grad zink og nikkel |
| | Forureningsperiode | |
| | Risiko | |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | Bortgravning i kildeområdet til ca 5,3 mut, i alt er der bortkørt 63 ton kraftig forurenet jord med koncentrationer varierende mellem 5-50 mg/kgTS, 237 ton med 1-5 mgtce7kgTS. 400 tons "ren jord" er genindbygget på lokaliteten (<1mgTCE/kgTS). Det vurderes at 50 kg TCE er fjernet.Oprensningsmålet var at fjerne kildeområdet til forureningen med TCE. Målet var en koncentration på 1mgTCE/kgTS.<br>I bunden af det udgravede område blev der en grusbund med kontakt til sandstriberne, så denne kan anvendes til injektion af substrat. 3,7-5,3 m.u.t.<br><br>1996-1999 afværgepumpning startet, men stoppet igen pga. chrom forurening i grundvand |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | |
| | Infiltrerende areal [$m^2$] | |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | ca. 40 |
| Geologi | | |
| | Geologisk sammensætning [m.u.t] | 0-50 m moræneler med sandindslag |
| | Regional geologisk beskrivelse | Nej |
| | Sandslirer | |
| | Sprækker [mm] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) | |
| Jordforurening | Areal [$m^2$] | |
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | |
| | Samlet masse [kg] | ½-3 |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m3] | |
| | Areal [m2] | |
| Sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | Op til ca. 3 m |
| | Mægtighed [m] | 1 |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | 37-38 |
| | Geologi | Sandede indslag i moræneleren |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 8 (fra potentialekort) |
| | Strømningsretning | nord - nordøstlig |
| | Porevandshastighed [m/år] | 25-75 |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | 5E-5 (pumpeforsøg) |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 2-6E-5 (fra pumpeforsøg) |
| | Effektiv porøsitet | 0,45 (antaget) |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | aerobt til nitratreducerende |
| | Redoxforhold | O2: 0-8, NO3: 0-7, Fe(tot): 0,63-99, Fe(II):0,03, SO4:22-86, SO2:0 |
| | Ledningsevne | ca. 90 |
| | pH | 7.2 |
| | Alkalinitet [mg/l] | 400 |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | Bemærkninger | |

| | | |
|---|---|---|
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [$m^2$] | 2000 |
| | Bredde af forurenet areal [m] | 20 |
| | Længde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | TCE op til 34000µg/l, VC op til 60µg/l, Ingen ethen og ethan (inden oprensning) |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 30-50 |
| | Mægtighed [m] | 10 (anslået) |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | 20 |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 0,025 (fra potentialekort) |
| | Strømningsretning | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 8E-5 (T/dm) |
| | Effektiv porøsitet | 0,2 (antaget) |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | 3E-3 (T-kort) |
| | Specifik magasintal [m-1] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m2] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Længde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | x |
| | Risiko for Primære grundvand? | Det er estimeret at nedsivningen til det primære magasin vil tage 70 år dog uden sportion og nedbrydning |
| | Risiko for indeklima? | |
| | Risiko for kildeplads? | |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primær magasin horisontal | X |

| | | |
|---|---|---|
| | Afgrænsning af vertikal forureningsspredning | |
| | Umættet zone | |
| | Prøvepumpning | |
| | Injektionstest | |
| | Tretabilitytests | |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | |
| | Antal specifikke bakterier | |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | |
| | Frakturering | |
| | Grundvandsmodellering | |
| | Tracer | |
| Afværgeforanstaltninger ***Afsluttede*** | | |
| | Indsatsområde for afværge, areal | øvre sekundære magasin |
| | Afværge | Semiaktivt |
| | Injektionsdybde | |
| | Mål med afværge | |
| | Succeskriterier | Summen af klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter er 500 µg/l.<br>den samlede forureningsmasse må være 1 kg.<br>Oprensningskriteriet for chrom6+ er 1000µg/l |
| | Tilsat til | 5 injektionsboringer I1-I5, samt tidligere afværgeboring A2 med filtersætning: 4,75-6, 4,5-6, 3,25-5,25 5,5-6,5, 4,5-6, 4,75-6,25, 6,25-7,25. donor blev tilsat til grundvand oppumpet fra 2 ny etablerede afværgepumper. |
| | Donor, beregnet forbrug [kg/m$^3$ akvifer], masse | laktat, -, 990l, 1320 kg, efter 1 års drift tilsættes Newman Zone, 375 kg i en 1-2% opløsning i indsatsområdet. |
| | Evt. problemer | Injektionen med elektrondonor og oppumpning af grundvand blev påbegyndt i 25. april 2005 |
| | Bakterie, masse [l][antal] | KB1, 39,5, fordelt på 10 boringer.<br>Bakterierne er tilsat fra 2. juni 2005 sammen med donor og grundvand. |
| | Forventet tilstedeværelse af donor | |
| | Afslutning på afværge | Oprensningskriterierne er overholdt, dvs. der er under 1 kg TCE tilbage. TCE indholdet er meget lavt hvorfor det vurderes at tilbage diffusionen fra de lavpemeable aflejringer er lav. Kildeområdet vurderes derfor at være oprenset tilfredsstillende. Oprensningen forventes at fortsætte i 2-3 år endnu på baggrund af tilstedeværende donor. |

## B.7 Tværvej 3

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Tværvej 3, Aarup Kommune |
| | Lokalitetstype/-branche | 1969-1989: Renseri og møntvask (Tværvej 3)<br>1989-1990: Opført parcelhus på Tværvej 3 |
| | Forureningsstoffer | Klorerede opløsningsmidler |
| | Forureningsperiode | |
| | Risiko | Jord- og grundvandsforureningen udgjorde risiko for indeklimaet i parcelhuset, samt for det regionale primære grundvandsmagasin og derved eksisterende indvindingsboringer |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | Opkøb af parcelhus på Tværvej 3 med efterfølgende nedrivning og bortgravning af forurenet jord fra et 80m$^2$ areal til 5-5,3 m dybde |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | |
| | Infiltrerende areal [m$^2$] | |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-2: Fyld<br>2-20/30: ML med sandlag/striber, fint-mellemkornet (øvre sekundære magasin)<br>20/30-18: Sand fint-mellemkornet, siltet (Nedre sekundære magasin)<br>35-45: Smeltevandssand (glacial) sand-fin, silt (øvre primære magasin)<br>70-80: Smeltevandssand (glacial), sand-mellem (nedre magasin) |
| | Regional geologisk beskrivelse | Ja, findes i et morænelandskab fra den sidste istid, hvor landskabet varierer mellem overvejende ler og sandbund. Lokaliteten findes i et område præget af dødishuller og fladbakker. I og omkring dødishullerne kan der være et højere indhold af organisk materiale i sedimentet, da dødisen ofte blev omdannet til søer og moser. Vest for lokaliteten findes en større randmoræne og øst for er landskabet præget af tunneldale. |
| | Sandslirer | 2-10 m.u.t. er der noteret sandlag/striber, fint til mellemkornet, tykkelse på op til 10 cm |
| | Sprækker [mm] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) | 1-3 |
| Jordforurening | Areal [m$^2$] | 750 |
| | Volumen [tons] | 4700 |

| | | |
|---|---|---|
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | 3.5 |
| | Samlet masse [kg] | 30-60 PCE |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | PCE op til 870 PCE |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver og PID |
| | Bemærkninger | Ovennævnte dækker kun et af de forurenede områder |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m$^3$] | |
| | Areal [m2] | |
| Øvre Sekundært magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 2-10 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 1,5-2,9 |
| | Geologi | Sandlag og/eller linser i ML |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 1,5 (2002), 8 (2007) |
| | Strømningsretning | Nordøstlig |
| | Porevandshastighed [m/år] | 25-75 (beregnet fra ovenstående 2007) |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 2E-5 til 6E-5 (fra pumpeforsøg) |
| | Effektiv porøsitet | 0,25 (antaget) |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Transmissiiviteten [m$^2$/s] | 5E-5 (pumpeforsøg) |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | Kendes ikke |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m$^2$] | |
| | Bredde af forurenet areal | |

| | | |
|---|---|---|
| | [m] | |
| | Længde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | PCE op til 1800, TCE op til 850, 1,2cis-DCE op til 30, VC op til 2,5 |
| | Samlet masse [kg] | 5 PCE |
| Mellem sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 10-18 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 0.5 |
| | Strømningsretning | Nordøstlig |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | 4,4E-5 (fundet ved pumpeforsøg) |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | Gennemsnit $3{,}5 \cdot 10^{-5}$, $1{,}8 \cdot 10^{-5}$ til $5{,}9 \cdot 10^{-5}$ (pumpeforsøg) |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | Kendes ikke |
| | Ledningsevne | |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [$m^2$] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Længde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 35-45 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 6 |
| | Geologi | Sandlag |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | Sydlig, dog nordlig mod vandværk afhængig af indvinding |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m2] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 70-80 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | spændt |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | 35 |
| | Geologi | Sandlag |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | sydlig, dog nordlig mod vandværk |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Transmissiiviteten [$m^2$/s] | |
| | Specifik magasintal [m-1] | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | X |
| | Risiko for Primære grundvand? | X |
| | Risiko for indeklima? | Ikke længere |
| | Risiko for kildeplads? | X |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X, ikke afsluttet |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundær/primær magasin | X, ikke afsluttet |

| | | |
|---|---|---|
| | horisontal | |
| | Afgrænsning af vertical forureningsspredning | X, ikke afsluttet |
| | Umættede zone | |
| | Prøvepumpning | X |
| | Injektionstest | |
| | Tretabilitytests | |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | |
| | Antal specifikke bakterier | |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | |
| | Frakturering | |
| | Grundvandsmodellering | x, undersøgelse af muligheden for aktivt system |
| | Tracer | x (skitseprojekt, 2004) |

## B.8 Vasbyvej 16A

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Vadsbyvej 16A, 3640 Hedehusene |
| | Lokalitetstype/-branche | 1973-1976: Kemikaliefordelingscentral<br>1986-1993: Masinværksted<br>1993-: oplag af halm og stalde for tyrekalve |
| | Forureningsstoffer | PCE, TCE, 1,1,1-TCA, BTEX'er, pesticider, acetone og isopropanol |
| | Forureningsperiode | |
| | Risiko | Forureningen udgør en trussel for vandforsyningen i Sonderup-Vasby, da der er en forureningsflux fra morænelerlaget, hvor den primære forurening findes, til et underliggende sandlag der er i direkte kontakt med der primære magasin. |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | Pneumatisk frakturering på den uforurenede del af grunden |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | |
| | Infiltrerende areal [$m^2$] | |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | 19 (syd for) - 26 |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-2/5: Fyld<br>2/5-16/28: Moræneler<br>16/28-22/32: Smeltevandssand<br>22/32-26/38: Moræneler<br>26-: Kalk |
| | Regional geologisk beskrivelse | Ja, Vasbyvej findes i et dødislandskab skabt under den sidste istid. Landskabet hælder mod nord ned til en smeltevandsdal. Geologien varierer mellem morænelersaflejringer, sand og grus (Region Hovedstaden, 2007). Syd for lokaliteten findes moræneleret direkte på kalken og øst for er der et sandlag mellem moræneleren og kalken. |
| | Sandslirer | I moræneleren er der observeret sprækker og sandslirer af større eller mindre omfang |
| | Sprækker [mm] | De øverste 6 meter er opsprækket med vertikale sprækker (de fleste findes i de øverste 2 m), fra 2-3,5 mut findes især horisontale sprækker |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | 1.96 |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | |
| | Kornkurve | |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i borejournal) | 3,5-4 mut |
| Jordforurening | Areal [$m^2$] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | |
| | Samlet masse [kg] | |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | Hotspot 1 (TCE dominerer): op til 56 mgTCE/kgTS (D4, 8,3mut); Hotspot 2 (PCE dominerer): op til 89 mgPCE/kgTS (D12, 5,7 mut) |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | Jordprøver, PID, MIP, ekstrapolering af jordprøvekoncentrationer ud fra PID |
| | Bemærkninger | Der findes to hotspot områder |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [mg/m3] | |
| | Areal [$m^2$] | |
| Sekundære magasin | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | |
| | Mægtighed [m] | 1-8 |
| | Trykforhold | |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | 6,3 |
| | Geologi | Indslag af smeltevandssand |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 0.0007 |
| | Strømningsretning | Nord-nordvestlig |
| | Porevandshastighed [m/år] | 0,3-3,5 |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 6,2E-6 og 2,5E-6 nord, nord-øst for kildeområdet (slugtests); 3,2E-5 nordvest fundet ud fra volumenpumpning nord-vest for kildeområdet, Den hydrauliske ledningsevne af moræneleret er 2,12E-8 |
| | Effektiv porøsitet | 0,2 (antaget) |
| | Organisk indhold, foc [%] | 0.02 |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [$m^2$] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | Lave boringer højest i B101: 1,6µgPCE/l, 2,9µTCE/l, 718µg1,1cis-DCE/l, 6,3µg1,1-DCE/l, 1300µgVC/l, 1020µgethen/l, 2,1µgTCA/l, 0,51µg1,2-DCA/l, 1600µg1,1-DCA/l, 26µgCA/l<br>Dybe boringer høje koncentration fundet især i 10,5-16mut ved Hotspot 1, B2: 0,065µgPCE/l, 24µTCE/l, 34000µg1,1cis-DCE/l, 27µg1,1-DCE/l, 100000µgVC/l,4000µgethen/l, 370µgTCA/l, 1,6µg1,2-DCA/l, 50000µg1,1-DCA/l, 4,3µgCA/l, 29µgethan/l |
| Primære magasin | Start dybde [m.u.t. / m.o.h.] | Fra ca. 26 |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | |
| | Grundvandspotentiale [m.u.t] | Ca. 7,5 |
| | Geologi | Kalk |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 0.001 |
| | Strømningsretning | nordvest |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | 3,2E-4 bestemt 1,5km øst for lokaliteten |
| | Effektiv porøsitet | 0,1 (antaget) |
| | Transmissiiviteten [$m^2$/s] | 3,2E(-4) bestemt 1,5 km øst for lokaliteten – metode kendes ikke) |
| | Specifik magasintal [$m^{-1}$] | 0,1 (antaget) |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | Ca. 100 |
| | Dispersiviteter [m] | |
| | Redoxforhold | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært | |

| | | |
|---|---|---|
| | grundvand? | |
| | Risiko for Primære grundvand? | |
| | Risiko for indeklima? | |
| | Risiko for kildeplads? | |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundære/primære magasin horisontal | X |
| | Afgrænsning af vertikal forureningsspredning | X |
| | Umættet zone | X |
| | Prøvepumpning | |
| | Injektionstest | |
| | Tretabilitytests | X |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | X |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | |
| | Fraktureringsforsøg | X |
| | Grundvandsmodellering | |
| | Tracer | |

## B.9 Hellestedvej 22

| | | |
|---|---|---|
| Generel information | Adresse | Hellestedvej 22, Hellested |
| | Lokalitetstype/-branche | 1900-1963: Mejerivirksonhed med egen vandforsyning<br>1963-1969:Diverse plastikindustri virksomheder<br>1969-:Karosserifabrik, Erik Veng International A/S |
| | Forureningsstoffer | TCE, deponering af epoxy pulver i to vandforsyningsboringer (boring 218.21a og 218.21b) |
| | Forureningsperiode | |
| | Risiko | Primære magasin, drikkevandsindvinding |
| Oprensningstiltag | ***Frivillig*** | |
| | ***Offentlig*** | Der blev i 1997 etableret afværgepumpning med reinjektion på lokaliteten. Der er oppumpet fra et 20 m filter i kalken ca. 50 m nedstrøms kildeområdet. Der er set et fald i koncentrationen af TCE fra 510 til 25µg/l |
| | ***Andre tiltag på lokaliteten*** | |
| Infiltration | Nettonedbør [mm/år] | 150 (antaget i forbindelse med grundvandsmodelleringen) |
| | Infiltrerende areal [m2] | |
| | Befæstningsgrad [%] | |
| Terræn | Kotevariation | |
| Geologi | Geologisk sammensætning [m.u.t.] | 0-4,5: Grus og lerfyld<br>4,5-7,75:Moræneler<br>7,5-8,8: Sandlag<br>8,8-9,9: Moræneler<br>9,9-38/39: Bryozokalk<br>38/39-: Skrivekridt |
| | Regional geologisk beskrivelse | |
| | Sandslirer | |
| | Sprækker [mm] | Sprækkerne er optalt i bryozokalken af GEO ud fra kerneudtagninger.<br>Ved at betragte optisk televiewlogs ses der ingen tydelige sprækker som kan dominere strømningen. Generelt giver den et billede af en relativ tæt kalk med heterogene flinthorisonter<br>Ved analyse af resultater fra prøvepumpninger findes et vest-nordvestlig dominerende sprækkesystem |
| | Bulkmassefylde [kg/L] for moræneler | |
| | Organisk indhold af moræneler, foc [%] | |
| | Kornkurve | Der findes 'en fra 2006 |
| | Redoxgrænse (vurderet ud fra sedimentfarve noteret i | |

| | | |
|---|---|---|
| | borejournal) | |
| Jordforurening | Areal [$m^2$] | |
| | Volumen [tons] | |
| | Bredde [m] | |
| | Længde [m] | |
| | Vertikal udbredelse [mut] | 5-7 kraftigste koncentrationer |
| | Samlet masse [kg] | |
| | Jordkoncentrationer [mg/kg] | op til 87,9mgTCE/kgTS i 5 mut omkring de tidligere vandforsyningsboringer |
| | Metoder benyttet til afgrænsning | |
| | Bemærkninger | TCE er det dominerende forureningskomponent i moræneleret, og cisDCE andelen er større i kalken |
| Umættet zone | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Vertikal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Vandfyldt porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Longitudinal dispersivitet [m] | |
| | Nedbrydningsrater (1.orden) [d-1] | |
| ***Forurening*** | Poreluftkoncentrationer [$mg/m^3$] | |
| | Areal [m2] | |
| Sekundære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | |
| | Mægtighed [m] | |
| | Trykforhold | |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | |
| | Geologi | |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | |
| | Strømningsretning | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | |
| | Effektiv porøsitet | |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | |
| | Dispersiviteter [m] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Redoxforhold | |
| | Ledningsevne | |
| | pH | |
| | Alkalinitet [mg/l] | |
| | ***Dehalococcoides*** | |
| | Bemærkninger | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i sekundært magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | |
| Primære magasin | Start dybde [***m.u.t.*** / ***m.o.h.***] | 9 mut |
| | Mægtighed [m] | 30+ |
| | Trykforhold | |
| | Grundvandspotentiale [m DNN] | ca. 11 |
| | Geologi | Bryozokalk, skrivekridt |
| | Heterogenitet | |
| | Gradient | 12,5 (naturlig inden afværgepumpning) under afværgepumpning øget til 58 |
| | Strømningsretning | Vest- nordvestlig |
| | Horisontal hydraulisk konduktivitet [m/s] | Mellem 1,2E-5 og 3,5E-5 (ud fra transmissivitet og mægtighed på 10 og 30 m) |
| | Effektiv porøsitet | 0,2 (fundet ved modellering af pumpeforsøg) |
| | Transmissiiviteten [m2/s] | 3,5E-4 (beregnet ved brug af Theis metode ud fra pumpeforsøg) |
| | Specifik magasintal [m-1] | 0,8-1,4E-4 |
| | Organisk indhold, foc [%] | |
| | Bulkmassefylde [kg/L] | |
| | Porevandshastighed [m/år] | 8,2m/dag (ud fra gennembrud efter 100 timer over en afstand på 34 m); 8,4 m/dag beregnet ud fra en hydaulisk ledningsevne på 2E-5, sprækkeporøsitet på 0,012, gradient på 0,058 |
| | Dispersiviteter [m] | 3 (fundet ved modellering af pumpeforsøg) |
| | Redoxforhold | Jernreducerende forhold i toppen af kalken |
| | ***Dehalococcoides*** | Lavt antal af ***Dehalococcoides*** ethenogenes (antal kendes ikke, da bilag mangler) |
| | pH | |
| | Ledningsevne | |
| ***Forurening*** | Forurenet areal i Primære magasin [m2] | |
| | Masse [kg] | |
| | Bredde af forurenet areal [m] | |

| | | |
|---|---|---|
| | Vandkoncentrationer [µg/L] | 9600µgTCE/l nær tidligere vandforsyningsboringer, i sandlaget lige over kalk er der fundet koncentrationer op til 400µgTCE, 4,6µgcisDCE/l, 0,11µgVC/l |
| Risikovurdering | Risiko for sekundært grundvand? | |
| | Risiko for Primære grundvand? | Afværgepumpningen blev igangsat, fordi der blev målt TCE i en indvindingsboring på Hellested Skole, 200m nedstrøms lokaliteten. |
| | Risiko for indeklima? | |
| | Risiko for kildeplads? | |
| Forundersøgelser | Afgrænsning af jordforurening | X |
| | Afgrænsning af grundvandsforurening, sekundære /primære magasin horisontal | X |
| | Afgrænsning af vertical forureningsspredning | X |
| | Umættet zone | |
| | Prøvepumpning | x |
| | Injektionstest | |
| | Tretabilitytests | Tests er udført med kalk og vand fra lokaliteten i Bioclears laboratorium i Holland. Resultater var at der ikke finder naturlig nedbrydning af de chlorerede stoffer sted. Ved stimulering sker der en fundstændig omsætning |
| | Nedbrydningsprodukter | X |
| | Isotopfraktionering | |
| | Antal specifikke bakterier | X |
| | Pilot skala nedbrydningsforsøg | |
| | Frakturering | |
| | Grundvandsmodellering | Der er opstillet er 3D grundvandsmodel for området dækkende 500x1000m. Den geologiske model er simplificeret til kun at indeholde 2 lag, henholdsvis moræneler og kalk, hvilket vil sige der ikke er taget højde for fyldlag og sandlinser. Grundvandspotentialet fra Storstrøms Amt er benyttetsamt deres grundvandsmodel for omårdet. Den regionale gradient er 0,0055. Evapotranspirationen er ikke medtaget i modellen. De hydrauliske parametre er bestemt ved kalibrering. |
| | Tracer | Injektion med uranine. Første tracer gennembrud blev set ca. 100 timer efter injektion. Forsøget afsluttedes efter 1390 timer med en relativ koncentration på |

| | | |
|---|---|---|
| | | 0,43%, Ud fra den oppumpede mængde er det beregnet at 58% af den injicerede mængde er pumpet op.<br>Gennembrudskurven viser at der er tale om et opsprækket medie med en relativ hurtigt gennembrud efterfulgt af en lang hale. Dette viser at der er adviektiv transport i sprækkerne og en mere langsom trasnport styret af dispersion ind og ud af matrix.Ved at beregne niveauspecifikke koncentrationer kunne det ses at traceren Primære blev transporteret i den øverste del af kalken, sandsynligvis på grund af transport i vertikale sprækker |
| Afværgeforanstaltninger<br>***Igangværende*** | Ingen | |
| ***Planlagte*** | Indsatsområde for afværge, areal | Det primære magasin i kalken under kildeområdet |
| | Afværge | Tilsætning af kulstofkilde og bakterier til det primære magasin for at stimulere anaerob reduktiv dechlorering. Strategien er at lave en aktiv og passiv fase. I den aktive fase tilsættes letomsættelig substrat med mælkesyre og acetat, hhv laktat og dechlorerende biomasse. I den passive fase bevares reaktionszonen ved at skabe en biologisk bariere |
| | Tidshorisont | Tidshorisonten for afværgen er lang da kilden i moræneleret ikke addresseres; der er regnet for 30 og 50 års senarier |
| | Mål med afværge | At etablere er biologisk bariere så der ikke sker forureningsspredning til vandforsyningsboringerne. |
| | Strategi | Karakterisere de hydrauliske forhold i kalkmagasinet ved supplerende undersøgelser<br>kortlægge forureningen på lokaliteten<br>Undersøge forholdende for anaerob dechlorering |
| | Metodevalg | pejlinger, borehulslogs, pumpeforsøg, tracerforsøg og grundvandsmodellering |
| | Beregning af nødvendig mængde donor | Sorptionsværdien for opsprækket sandsten er benyttet da denne værdi ikke kendes for kalk, 0,0017-0,006. Der skal anvendes mellem 5-10 tønder EOS. Levetiden af substratet forventes at være 5 år. Denne kan dog variere i forhold til den indstrømmende mængde af sulfat. Det vil være nødvendig med en reinjektion efter ca. 4 år. |

**C GEOLOGISK KARAKTERISERING 165**

C.1 SORTEBROVEJ 167
C.2 RUGÅRDSVEJ 234-238 175
C.3 VESTERBRO 185
C.4 HELLESTEDVEJ 22 191
C.5 REFERENCER 197

# C Geologisk karakterisering

I det følgende er en overordnet geologisk karakterisering af Gl. Kongevej 39, Gl. Kongevej 33, Flensborggade, Vesterbrogade, Sortebrovej, Rugårdsvej, Hellestedvej og Svendborg lavet. De fire lokaliteter på Vesterbro i København (Gl. Kongevej 39, Gl. Kongevej 33, Flensborggade og Vesterbrogade) vil blive samlet i en analyse. Der er ikke lavet en geologisk karakterisering af Vasbyvej og Tværvej, da der ved undersøgelserne er lavet en geologisk karakterisering. Der er heller ikke lavet en analyse af Middelfartvej, Baldersbækvej og Høje Tåstrupvej, da disse kun i begrænset omfang indgår i erfaringsopsamlingen.

Karakteriseringen starter på et overordnet plan, hvor området betragtes ud fra eksisterende flyfoto, tilgængelige via Google Earth. Denne analyse laves med henblik på at identificere nyttige informationer, der ligger i blot at betragte området. Efterfølgende gås der mere i dybden ved en geomorfologisk analyse. Denne analyse laves ved at betragte en højdemodel og herudfra inddele området i forskellige landskabsformer. Med landskabsformer henvises til:

Sub-glaciale landskabsformer:

- Moræneflade: Isoverskredet område med et jænt/bølget relief.
- Tunneldal: dannet ved erosion ned i underlaget af flod under isen (sub-glacial flod). Vil typisk have et uformet tværsnit og en generel ondulerende bundtopografi.
- Ås: langstrakt bakke dannet under isen ved aflejring i en/subglaciale floder
- Drumlin: langstrakt bakke der er deformeret og strømlinet under en gletscher.
- Mega lineationer. Langstrakte (typisk 5 til over 30 km lange) lave rygge dannet parallet med isens bevægelsesretning under en is.

Rand og proglaciale glaciale landskabsformer:

- Randmoræne: Israndsparalelle bakker skubbet op foran en fremrykkende gletscher.
- Smeltevandsslette: flade områder med en svag gradient domineret af sand (typisk hedesletter).
- Smeltevandsdale/erosionsdale er floddale dannet foran isen ofte med terasser og en generelt flad bund. De fleste ådale i dag er gamle smeltevandsdale, men en gammel tunneldal kan også udvikle sig til en smeltevandsdal når isen er smeltet bort.

Supraglaciale landskabsformer.
Dødislandskabet er det landskab der opstår når en gletscher stagnerer og går i stå. De dominerende processer i et dødislandkab er såkaldte downwasting og backwasting processer der i praksis betyder at sedimenterne bliver omlejret og flyttet rundt talrige gange. Derfor er dødisområder præget af stærkt heterogene sedimenter med meget varierende topografi. Ofte vil et dødislandskab overpræge et underliggende landskab som f.eks. en

moræneflade, smeltevandsslette eller en randmoræne. Når isen smelter vil de sedimenter der findes i isen smelte ud og danne en lang række landskabsformer herunder:

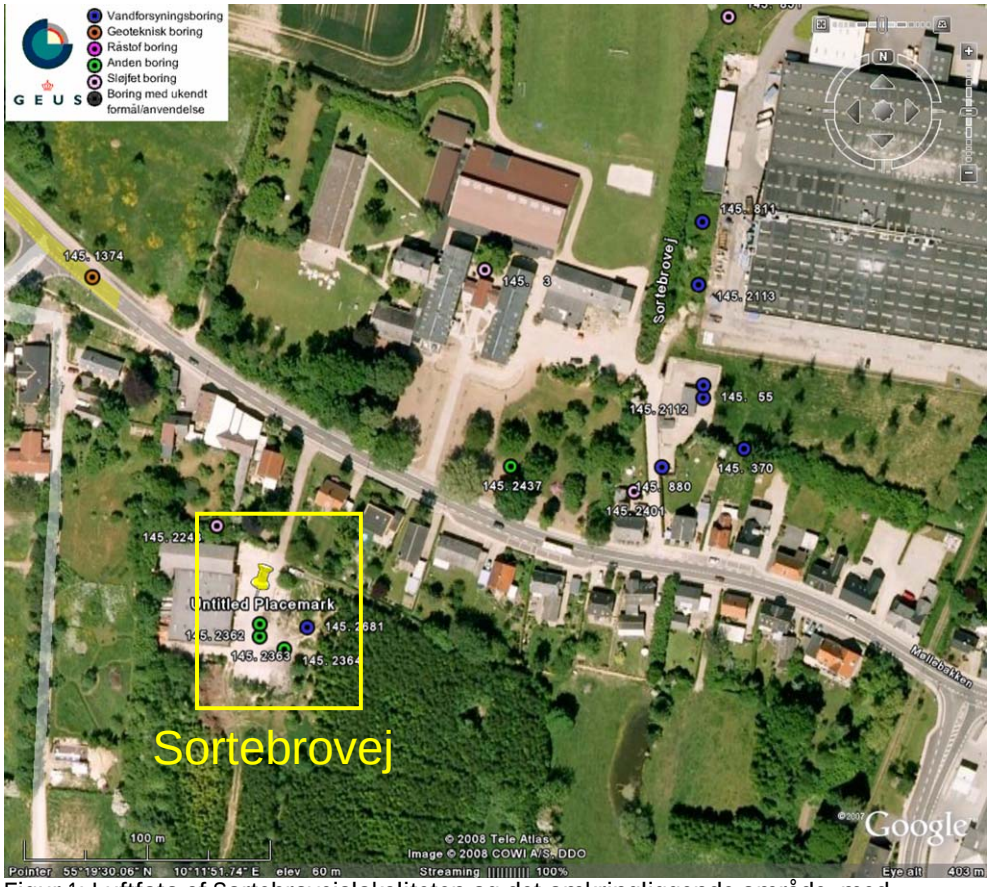
- Kamebakker:, Opstår når isdæmmede søer i et dødislanskab langsomt fyldes op med smeltevandssedimenter (ler, sand grus). Når isen smelet fremstår søerne som bakker. Kambakker har ofte en flad top.
- Hatformede bakker opstår ligesom kamebakker ved opfyldning i isdæmmede søer, men har som navnet antyder form som en bowlerhat med afrundet top.
- Dødishullerpstår når begravet is smelter og efterlader et hul i terrænet. Sådanne huler vil ofte være afløbsløse og typisk opfyldt med tørv.

Disse observationer sammenholdes med et geomorfologisk kort og et jordartskort, der beskriver sedimenterne i den øverste meter. Herved kan der opnås kendskab til dannelsesmiljøet i området. For at få et bedre kendskab til, hvordan undergrunden er dannet, og hvordan sammensætningen ser ud, betragtes regionale og lokale geologiske profiler. De geologiske profiler er lavet ved at indhente viden fra GEUS' boringsdatabase Jupiter eller ud fra tilgængelige tværsnit fra andre undersøgelser i området. Ved at kombinere den indhentede information med glacialmorfologisk viden, kan der opbygges en overordnet geologisk tolkning af den geologiske udvikling i området.

For at lave en mere detaljeret analyse kan der inddrages lithologiske logs, hvorved mere detaljeret viden kan opbygges om de specifikke enheder. Dette vil være en anvendelig undersøgelse at lave i forhold til at lave en mere detaljeret beskrivelse af tilstedeværelsen af sandlinser/slirer, sprækker og frakturer. Dette er dog ikke inddraget i nærværende analyse.

## C.1 Sortebrovej

Sortebrovejslokaliteten er en forurenet grund beliggende på Sortebrovej nr. 26A i byen Tommerup på Fyn, se Figur 1.



Figur 1: Luftfoto af Sortebrovejslokaliteten og det omkringliggende område, med placeringer af boringer i området.

### C.1.1 Geomorfologisk beskrivelse

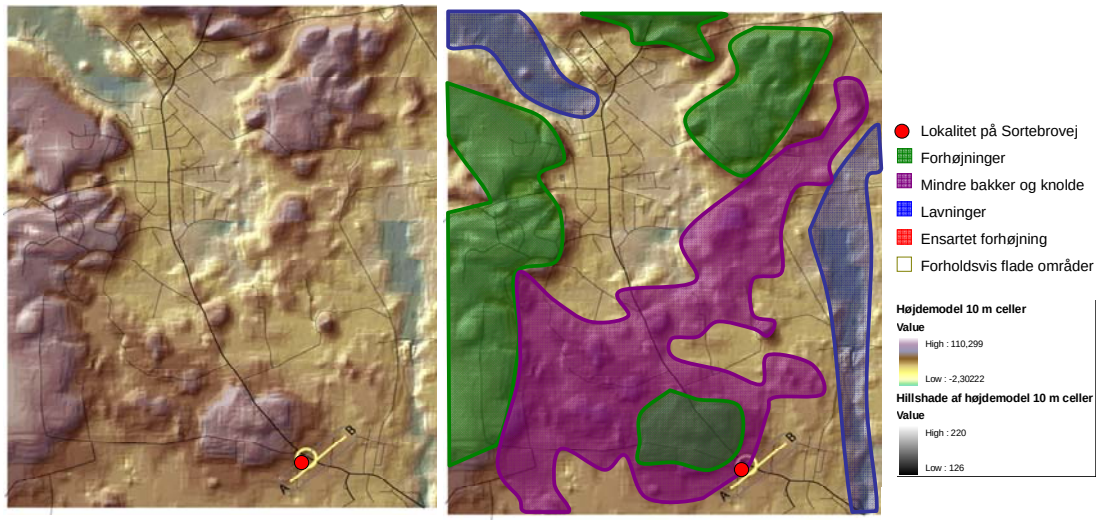
Figur 2 viser et luftfoto af et større område omkring den forurenede lokalitet på Sortebrovej. På fotoet ses tydeligt store farveforskelle i terrænet. Dette afspejler sandsynligvis mange variationer i det øverste jordlag. De hyppige farveskift imellem lyse og mørke felter tolkes at være relateret til henholdsvis lerede og sandede partier, samt lavninger domineret af tørv. Hele området er præget af disse farveskift og det må formodes, at de heterogene forhold også forekommer på Sortebrovejslokaliteten.

Figur 3 viser et højdekort over landskabet omkring lokaliteten. Heraf ses det at landskabet nord for Sortebrovej er meget kuperet. Området er præget af en række markante fladtoppede bakker overvejende bestående af smeltevandsler/sand. I lavningerne mellem de større bakker forefindes mange mindre bakker. Øst for lokaliteten skærer en rende sig gennem terrænet fra syd mod nordøst (grøn). I det nordvestlige område ses en tilsvarende lavning.

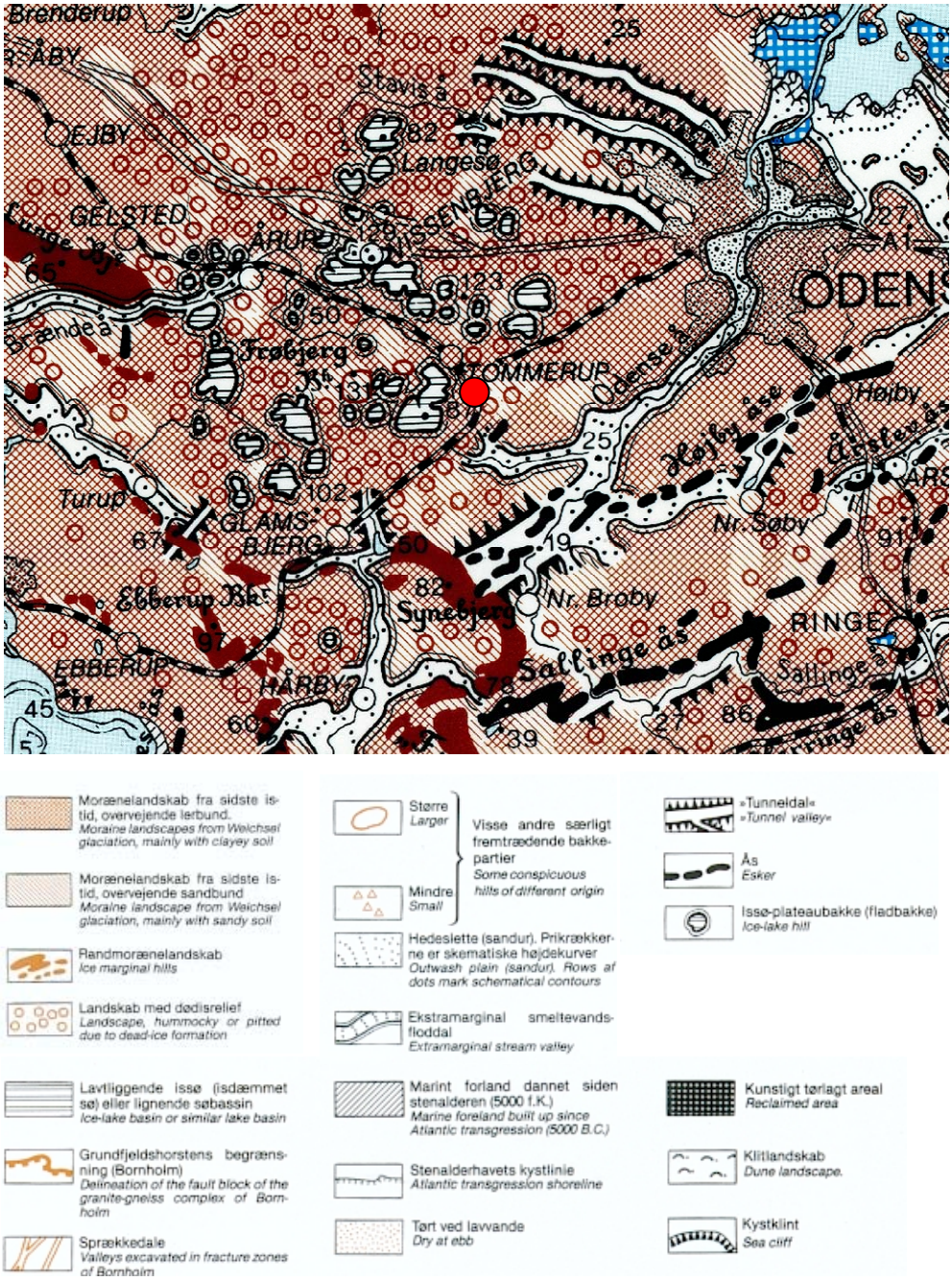
På baggrund af disse observationer kan område klassificeres som et dødislandskab, hvilket bekræftes af det geomorfologisk kort over området (figur 4). Geomorfologien på denne del af Fyn er karakteriseret som et større

dødislandskab gennemskåret af mange små ådale og præget af irregulære lavninger og bakkeøer (Smed, 1982).
Området syd for dødislandskabet er præget af mere afrundede former og tolkes dannet under en gletscher. Smed (1982) klassificerer også området som moræneflade. Sortebrovej ligger tæt på grænsen imellem de to landskabstyper.

Figur 2: Luftfoto af området omkring den forurenede lokalitet på Sortebrovej. Bemærk de "spættede" områder på markerne, der viser at området er særdeles heterogent opbygget med stærkt vekslende lerede og sandede partier.



Figur 3: (v) Højdemodel over området. (h) Højdemodel med geomorfologisk tolkning.

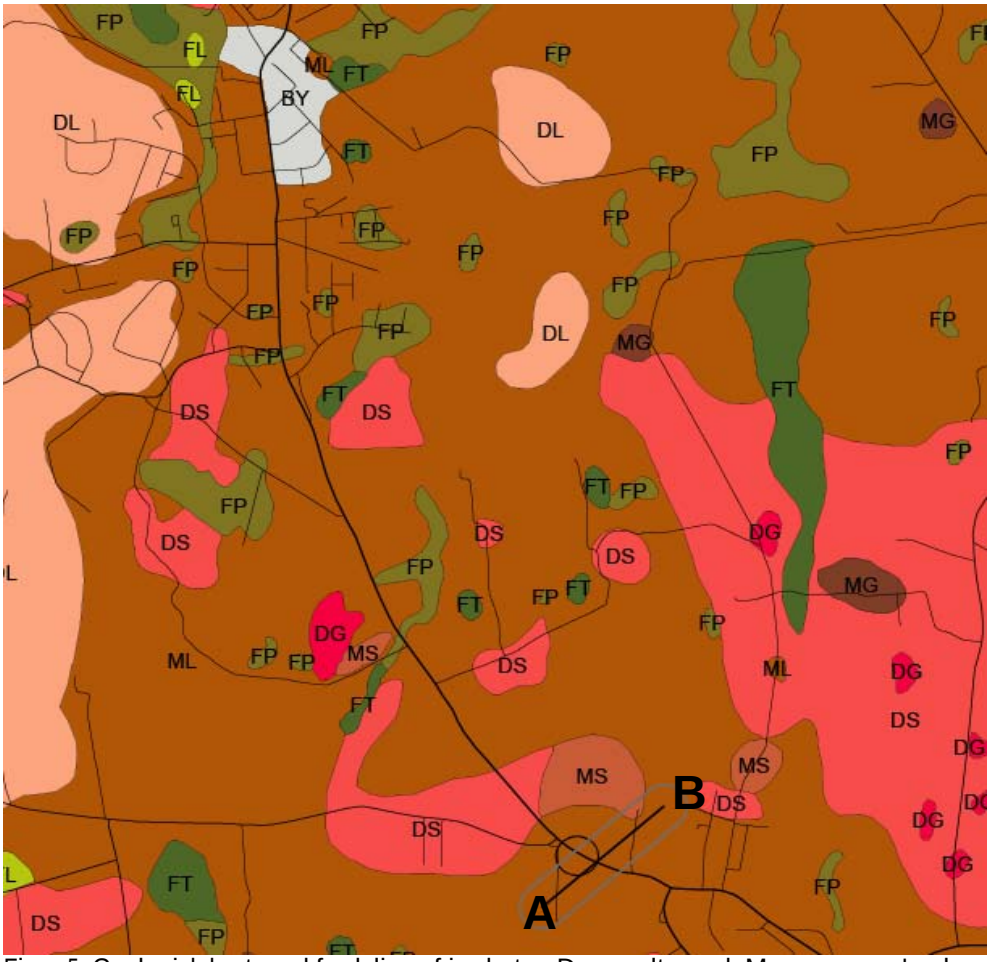



Lokaliteten på Sortebrovej

Figur 4: Geomorfologisk kort over området (Per Smed, 1982)

### C.1.2 Overordnet geologisk beskrivelse

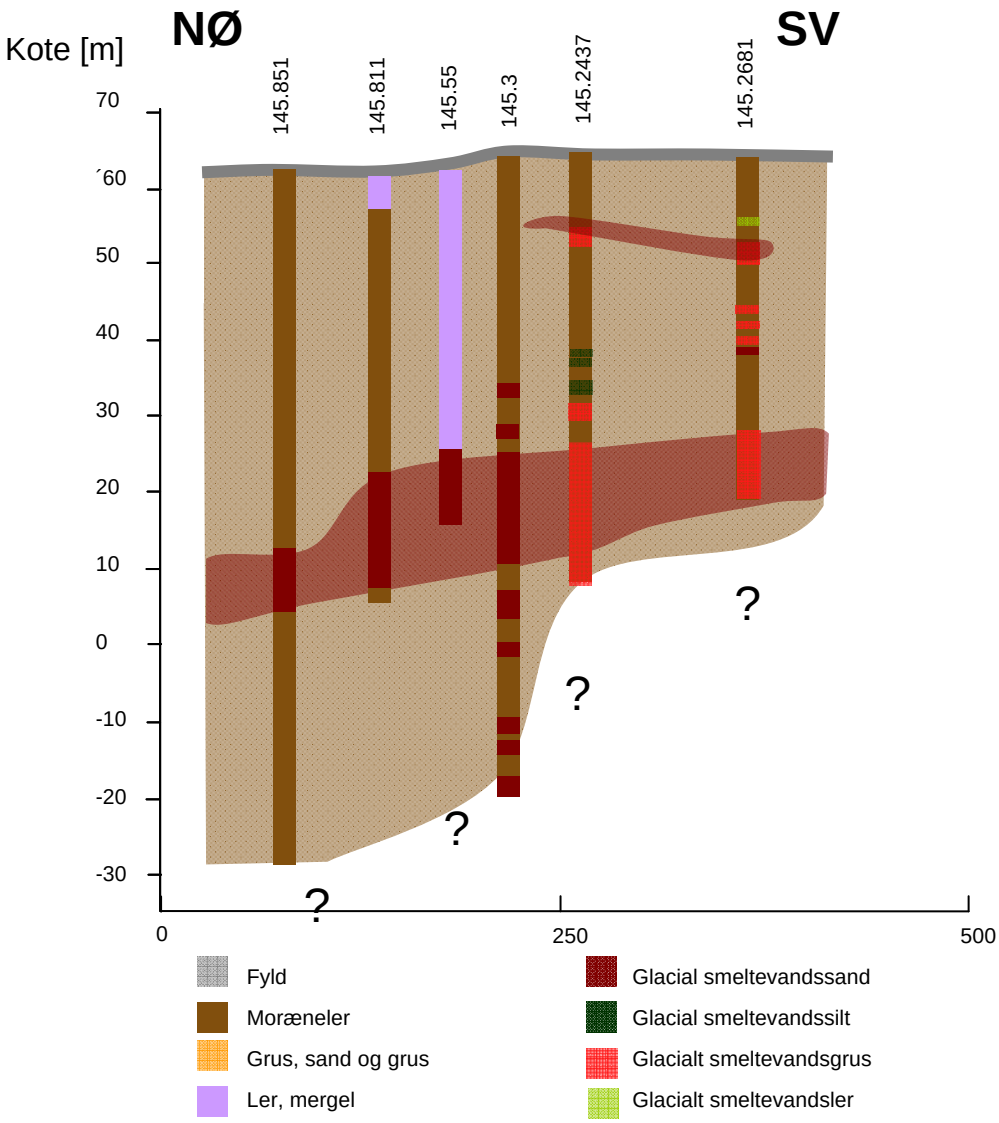
Den geologiske sammensætning af jordarter ved overfladen i området omkring Sortebrovejslokaliteten kan ses på Figur 5. De lavtliggende dele af området består i høj grad af moræneler. De højereliggende områder består af hovedsageligt af smeltevandssedimenter. I de langstrakte dale findes postglaciale aflejringer i form af tørv og gytje.



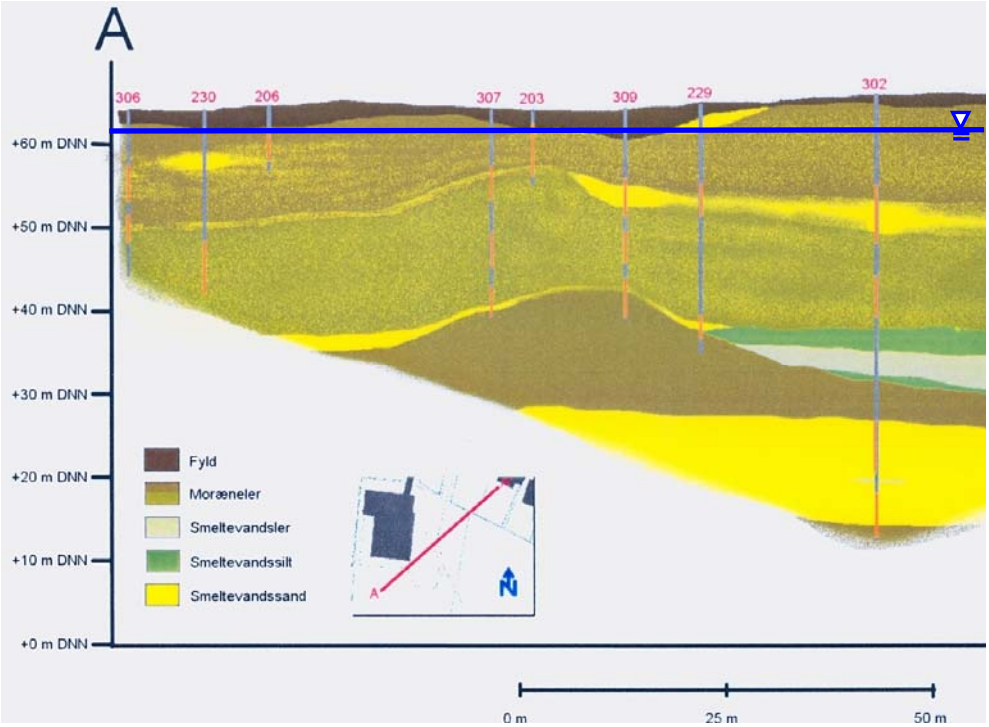
Figur 5: Geologisk kort med fordeling af jordarter. D = smeltevand; M = moræne; L = ler; S = sand; G = grus; F = ferskvand; T = tørv; P = gytje.

Lokaliteten ligger på grænsen imellem et område præget af småbakket moræneflade og decideret dødistopografi sydøst for et karakteristisk højdedrag domineret af moræne- og smeltevandssand. De større bakker mod nordvest består af finere sedimenter, primært smeltevandsler. De små bakker nord for lokaliteten samt de større bakker mod nordøst består hovedsageligt af smeltevandssand og grus. Der findes stedvis små områder med morænegrus. Det geologiske kort angiver primært moræneler i området, men flyfotoet på Figur 2 antyder at geologien er mere variabel. På den baggrund tolkes området at ligge inden for området præget af dødisprocesser.

Figur 6 viser et regionalt geologisk tværprofil, der gennemskærer den forurenede lokalitet på Sortebrovej. Profilet er ca. 600 m langt fra SV mod NØ (placering vist på Figur 3 og 5). De øverste ca. 50 m består hovedsageligt af moræneler. Under leren findes et gennemgående smeltevandssandlag på ca. 10-20 meters mægtighed, der tolkes at udgøre et sammenhængende grundvandsmagasin. Under sandlaget findes igen moræneler med sandindslag. Kun få boringer når denne dybde og det er derfor svært at sige noget om de dybereliggende sandlags udstrækning. Det lokale geologiske tværprofil vist i Figur 7 bekræfter ovenstående.




Figur 6: Geologisk tværprofil A-B (regionalt).



Figur 7. Geologisk tværprofil A-A' (lokalt) (Fyns Amt, 2004).

### C.1.3 Geologisk tolkning

Ud fra de regionale data kan det konkluderes at området omkring Sortebrovej har en meget kompliceret geologisk historie. Dog kan det konkluderes at de terrænnære lag i overvejende grad er præget af processer relateret til afsmeltning af store mængder dødis.

Specielt de højtliggende bakker nord for Tommerup og den udbredte tilstedeværelse at dødistopografi antyder at den sidste del af den geologiske historie har været domineret af nedsmeltning af store mængder dødis. Bakkerne må have været dannet som issøbakker (hvori meget fint sediment – smeltevandsler – er aflejret) i store søer opdæmmet af dødis. På et tidspunkt er søerne blevet tømt og den eksisterende dødis er langsomt bortsmeltet og har efterladt de tidligere søer som højtliggende partier i et klassisk dødislandskab med talrige små lavninger og bakker. Tilsvarende ses lidt mere grovkornede sedimenter aflejret i floderne dannet i isen ved dens afsmeltning, som aflange bakker bestående af primært smeltevandssand. Ved afsmeltningen er samtidig dannet små morænesands- og grusbakker under og foran isen. Sedimenterne er præget af down- og backwasting processer (Krüger, 2000), og optræder derfor stærkt sammenblandet med moræneler/sand og smeltevandssand/ler fordelt i et stærkt heterogent landskab, gennemskåret af lavningerne hvor smeltevandsfloderne har ledt smeltevandet bort fra området. Flodsystemerne (ådale) som har skåret sig ned i terrænet ved afsmeltningen er postglacialt blevet fyldt op med organiske sedimenter som tørv og gytje, stammende fra vegetation der har vokset i vådområderne.

Dødissedimenterne vil typisk overlejre en mere udbredt og homogen bundmoræne afsat under isen inden den stagnerede. Smeltevandsdalene har

muligvis eroderet sig igennem disse enheder og senere er der afsat postglaciale sedimenter som ler, sand, tørv, og gytje i lavningerne.

På det geologiske tværprofil i Figur 7 fremgår det at områdets øverste 50 meter sandsynligvis kan opdeles i 7 geologiske enheder overlejret af fyldmateriale. De øverste 3 enheder har relevans for oprensningsprojektet på Sortebrovejslokaliteten:

**Enhed 1 (kote +64 til +50)**
Denne enhed er domineret af moræneler med talrige indslag af sandlinser/slirer. Enheden tolkes afsat som flow till i et dødislandskab. Evt. er den øverste del flow till og den nederste del basal till. Hele enheden tolkes dannet i forbindelse med det sidste isfremstød der overskred området og den efterfølgende stagnering og bortsmeltning.

**Enhed 2 (Kote +49 til +55)**
Et mere eller mindre sammenhængende sandlag med en mægtighed på få cm til over 2 meter synes at strække sig igennem det meste af området. Det genfindes dog ikke i boringerne B368 og B369, som er de seneste boringer udført på Sortebrovejslokaliteten. Laget har draperet sig henover det underliggende moræneler og tolkes derfor deformeret måske i forbindelse med isoverskridelsen under afsætning af den ovenliggende moræneler (Enhed 1).

**Enhed 3 (Kote +38 til +55)**
Enhed 3 består af en 10-14 meter tyk morænebænk (ca 9-26 m u.t.) der strækker sig igennem hele området. Bænken består af homogen massiv moræneler med en del sandslirer. Enheden tolkes afsat som en basal till under et ældre isfremstød (jvf Houmark et al, 2005).

Umiddelbart forventes følgende transportmønstre i Enhed 1 og 3:

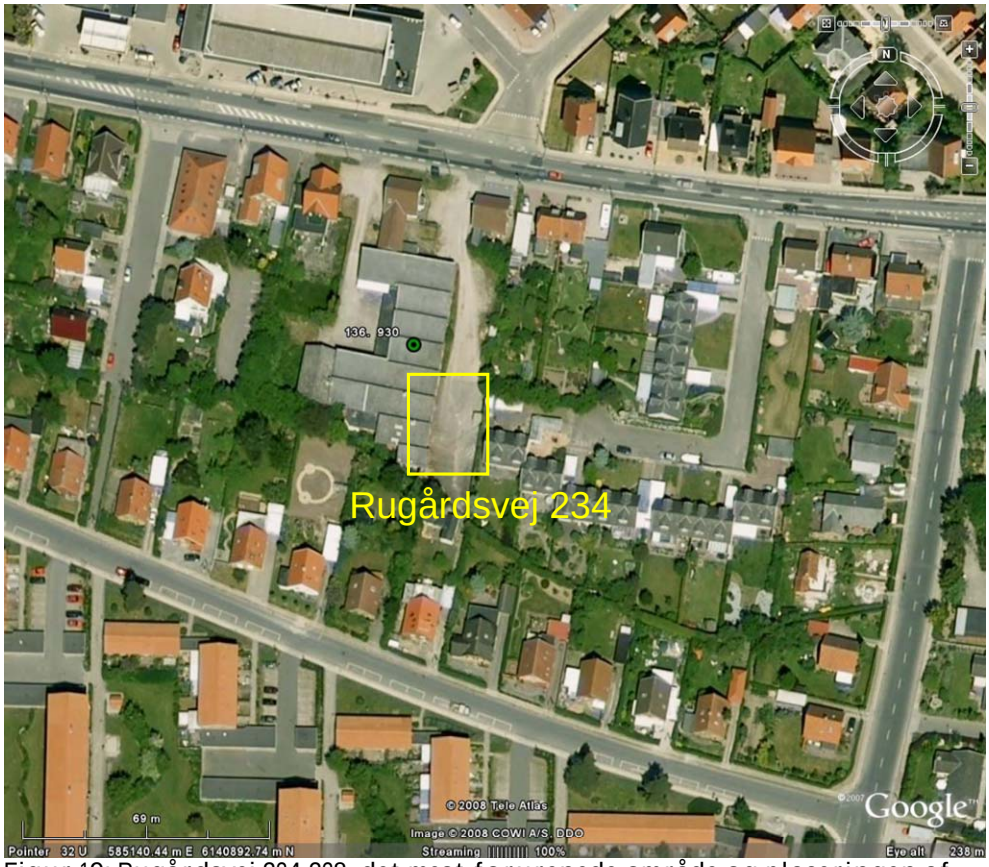
⇒ Enhed 1 – flow tills er som regel opsprækket på usystematisk vis og kan indeholde mange sandslirer/linser, så det kan være meget vanskeligt at forudsige forureningstransportveje i denne type till

⇒ Enhed 3 – basale tills er som regel opsprækket på systematisk vis, dog er det uden en udgravning og karakterisering af sedimentet og sprækkerne svært at sige med hvor stor frekvens (vertikalt og horisontalt) sprækkerne er udbredt. Sprækker tillader hurtigere transport og fordeling af forureningsstoffer både vertikalt og horisontalt, med efterfølgende udbredt matrix diffusion og ”lagring” til følge. Da hovedparten af forureningen på Sortebrovej findes netop i 10-25 (primært 15-20) m u.t., og der aldrig er fundet en decideret forureningskilde på lokaliteten, må kilden forventes at være blevet spredt mere eller mindre fuldstændigt ned gennem og og ud i den basale till via hhv vertikale og horisontale sprækker og efterfølgende diffunderet ind i matrix, hvorfra den nu forsøges oprenset.

Baggrund for ovenstående vurdering kan findes i Christiansen & Wood (2006), kapitel 3 samt Appendix K (vedlagt som bilag hertil).

## C.2 Rugårdsvej 234-238

Den forurenede grund findes på Rugårdsvej 234-238 i Taarup, en forstad til Odense, på Fyn. På Figur 19 ses lokaliteten, det mest forurenede område og placeringen af boringer registreret i GEUS Jupiter-database. Det ses at kun én boring inden for en afstand på ca. 250 m til lokaliteten. Der findes dog et større antal boringer fra pilotprojekterne forud for afværge der er udført på lokaliteten. Disse vil blive inddraget i det følgende.




Figur 19: Rugårdsvej 234-238, det mest forurenede område og placeringen af én boring registreret i GEUS Jupiter-database.

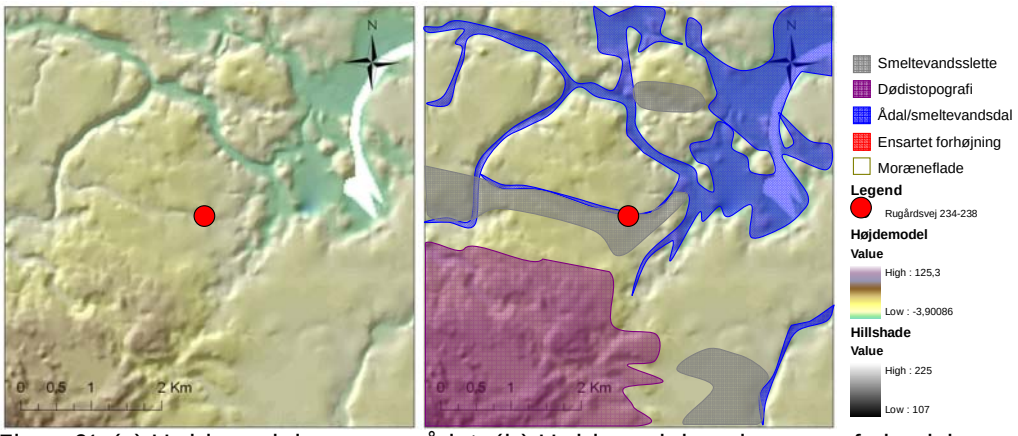
### C.2.1 Geomorfologisk beskrivelse

På Figur 20 ses et luftfoto af området omkring den forurenede lokalitet. Lokaliteten findes i Taarup der grænser op til den nordvestlige del af Odense. Langs den nordlige kant af Taarup findes der skov, og langs skovkanten løber der et vandløb. Øst for lokaliteten findes Odense kanal. Nord og vest for Taarup findes der markområder og mindre byer.

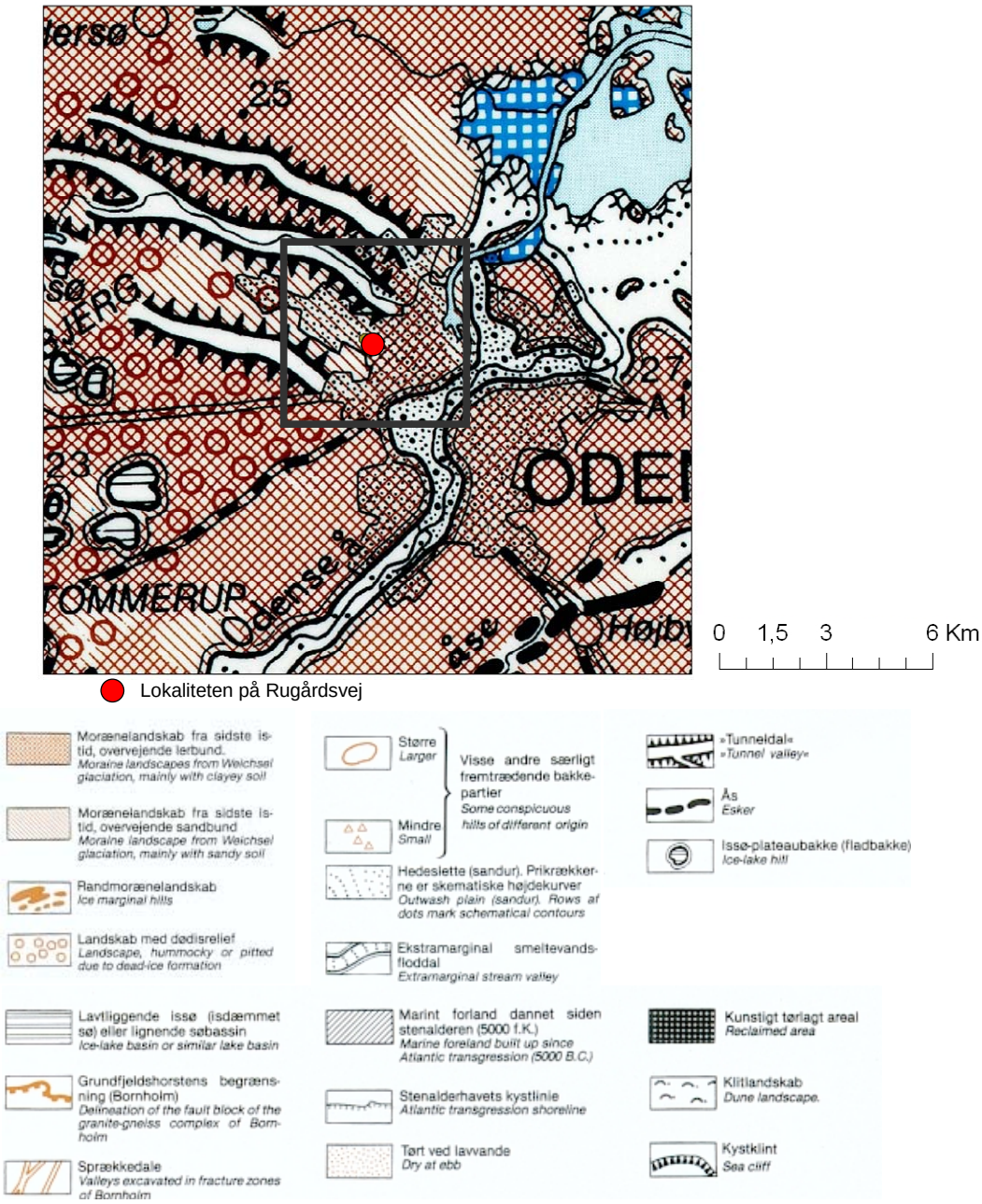
Figur 20: Luftfoto af området omkring den forurenede lokalitet på Rugårdsvej.

Figur 21 viser en højdemodel af området. Terrænet er højst sydvest for lokaliteten (ca. kote 43). Nord for lokaliteten findes der smalle lavninger, der skærer sig gennem det højere landskab. Landskabet mellem lavningerne er forholdsvis fladt, og findes ca. i kote 20m. Koten ved selve lokaliteten er ca. 15 m, da den findes i en lavning.

Lokaliteten ligger i et område præget af smeltevandsprocesser (Figur 21 og Figur 22). Nord for lokaliteten findes der større tunneldale og flere smeltevandsfloder, der skærer sig gennem landskabet (blå). Syd for lokaliteten findes et dødislandskab (lilla), sandsynligvis dannet under afsmeltningen af isen.




Figur 21: (v) Højdemodel over området. (h) Højdemodel med geomorfologisk tolkning.

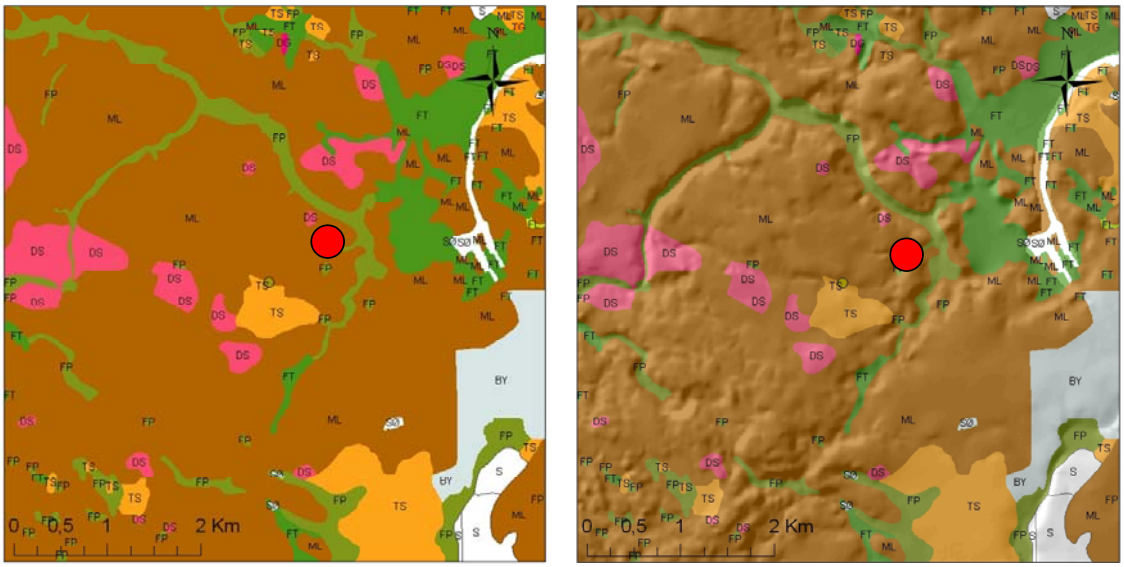


Figur 22: Geomorfologisk kort over området (Per Smed, 1982). Den grå firkant markerer området vist i Figur 21 og den grønne cirkel viser placeringen af lokaliteten.

### C.2.2 Overordnet geologisk beskrivelse

I Figur 23 ses jordarternes typer og udbredelser i en dybde af 1 meter i området (v). Jordarterne er endvidere vist sammen med en højdemodel for området (h). De flade områder findes overvejende at bestå af morænelerler. I flere områder er der også aflejret smeltevandssand. I smeltevandsfloderne der skærer sig gennem moræneleret, er der i den senglaciale periode aflejret ferskvandssand. Postglacialt er der i lavningerne, hvor der har været vand, dannet aflejringer af organisk materiale som gytje og tørv.

Lokaliteten ligger lige på grænsen mellem et område bestående af senglaciale ferskvandssand mod syd og moræneler mod nord. Lokaliteten ligger i/ved et tidligere smeltevandsvandløb der skærer sig gennem landskabet (Figur 21). Nord for lokaliteten tyder lavningerne på at der har været flere smeltevandsfloder og tunneldale der har skåret sig gennem området. På denne baggrund tolkes lokaliteten at findes i et område præget primært af smeltevandsprocesser.



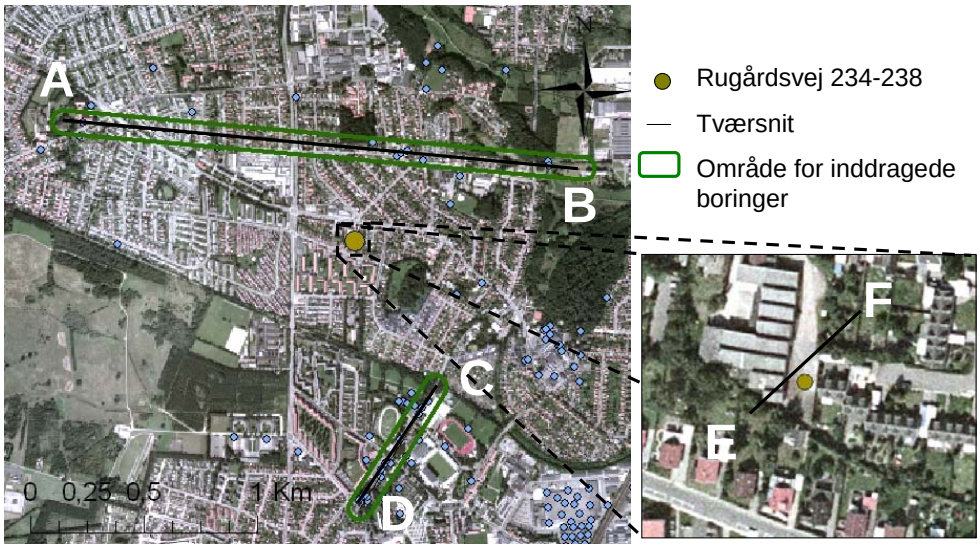

Lokaliteten på Rugårdsvej

Figur 23: (v) Geologisk kort med fordeling af jordarter. (h) Fordeling af jordarter, samt højdemodel. Postglaciale aflejringer: F = Ferskvand, H = saltvand; Senglacial aflejringer: T = Ferskvand; Glaciale aflejringer: D = Ferskvand, M = Moræne; For alle: L = ler; S = sand; G = grus; T = tørv; P = gytje.

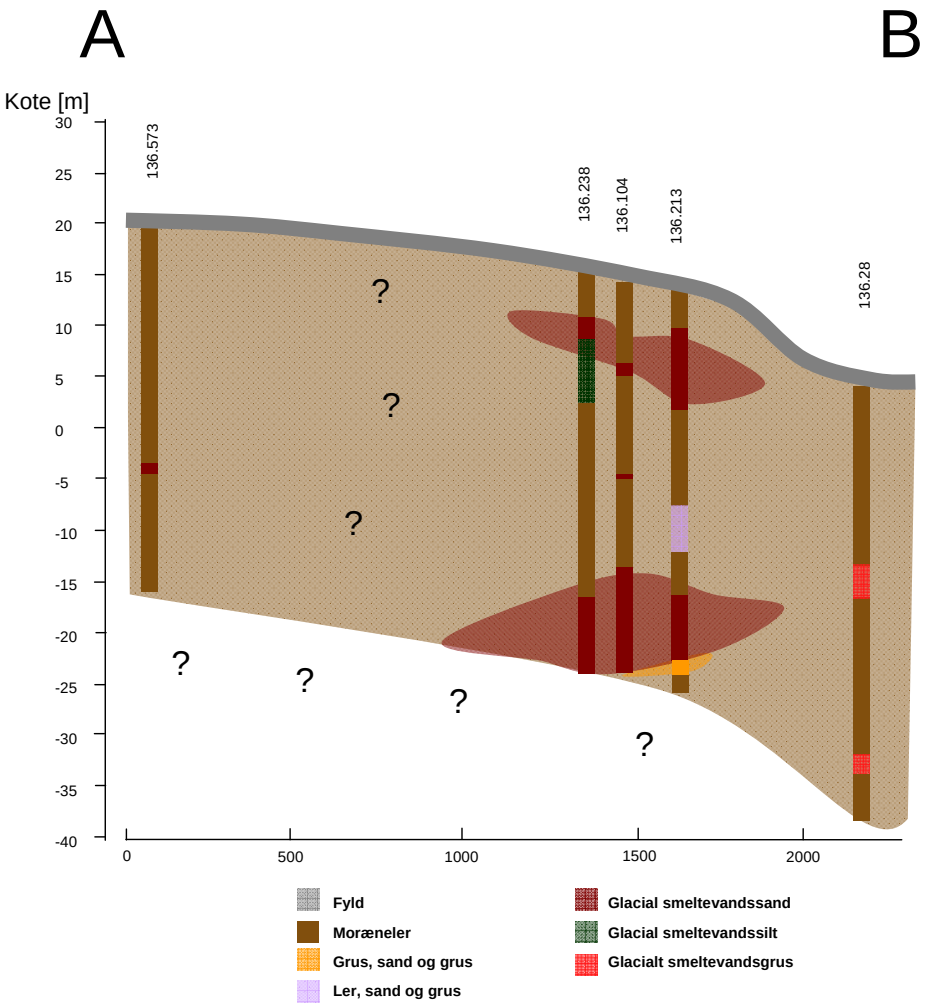
I Figur 25 ses et geologisk tværsnit lavet på baggrund af indrapporterede boringer i området (Figur 24). I tolkningen af tværsnittene bør følgende antagelse, for ældre boringer, bemærkes, hvor sedimentbeskrivelsen har været meget grov: ler = moræneler, sand = smeltevandssand. Dette er antaget ud fra nyere boringer i nærheden af den ældre, hvor en mere detaljeret beskrivelse har været tilgængelig. Tværsnittene er lavet, hvor der er fundet flere boringer. I Figur 26 ses mere lokale tværsnit fra lokaliteten lavet på baggrund af boringer etableret ved forureningsundersøgelserne. Umiddelbart

synes lagene i det lokale profil at have en større horisontal udbredelse. Dette kan skyldes at overhøjningen er anderledes tværsnittene imellem.

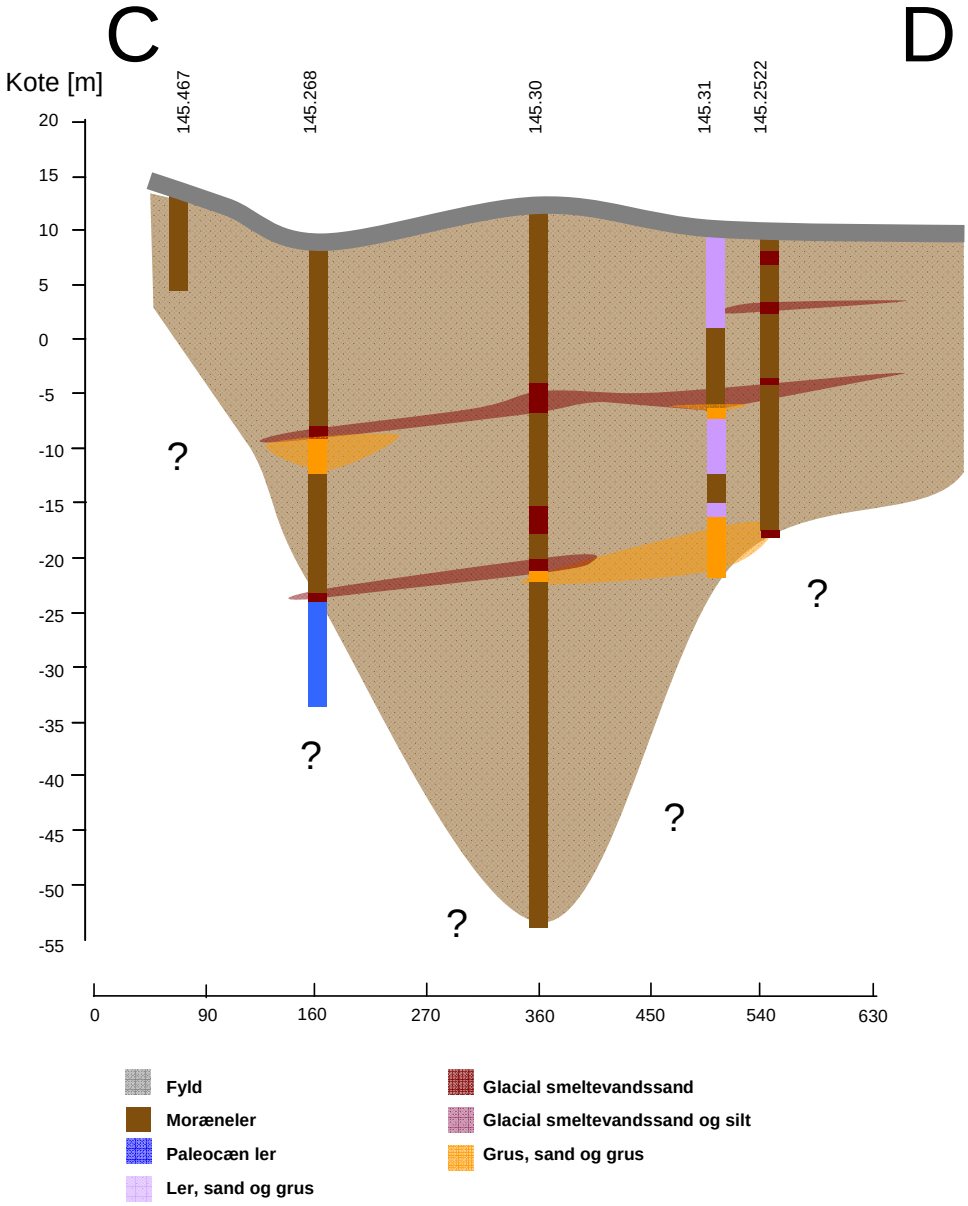
Ved at betragte tværsnittene findes geologien i området at være meget heterogen. Øverst findes ca. 1 meter muld. Herunder findes i hvert fald 30 meter moræneler, med flere indslag af smeltevandssand og grus. Hvis de regionale tværsnit betragtes (Figur 25 og Figur 26), findes der ikke umiddelbart nogen større regional sammenhæng mellem smeltevandsindslagene. Ud fra det lokale tværsnit findes et nedre sammenhængende smeltevandssandlag (ca. kote 2-3) der går gennem lokaliteten. Over dette findes et blandet smeltevandssilt/ler lag der har en mægtighed på ca. 2-3 m. I den nordlige del af lokaliteten findes et lokalt smeltevandssandlag, der har en tykkelse på 3 m. I moræneleret findes der sandlinser, som dette, til en vis grad, kan være sammenhængende med.



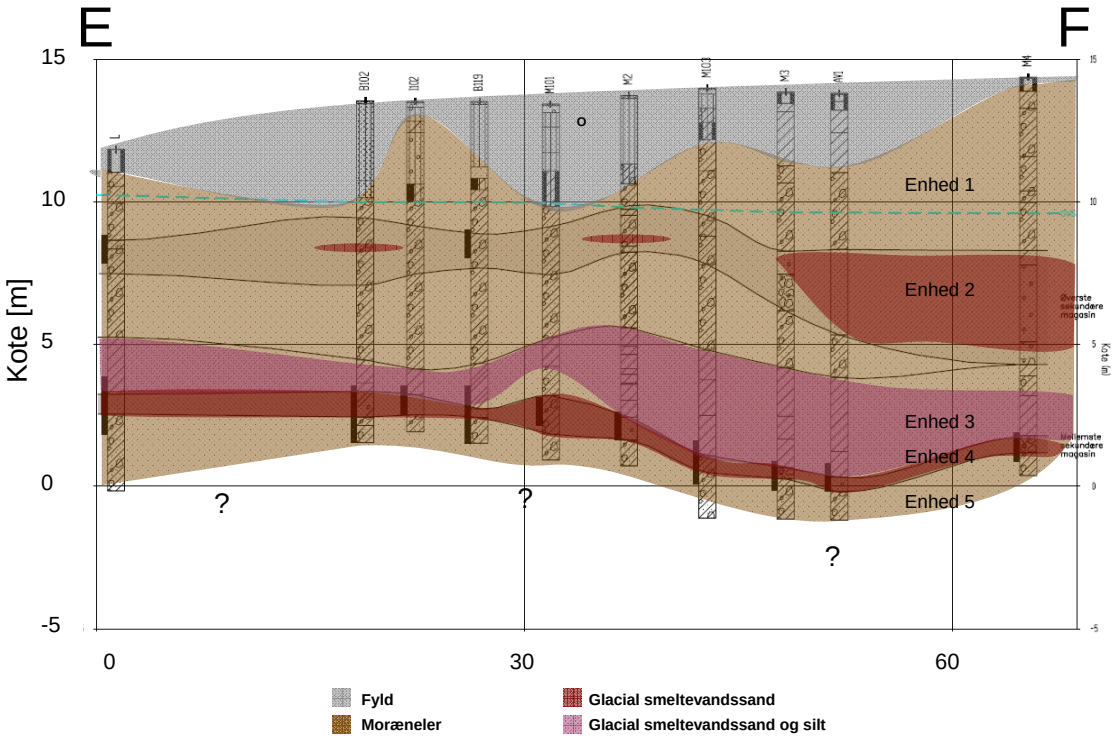

Figur 24: Oversigt over området ved Rugårdsvej, samt placeringen af de to regionale tværprofiler. Disse er placeret i områder hvor der har været flest boringer tilgængelige.




Figur 25: Geologisk tværprofil A-B.




Figur 26: Geologisk tværprofil C-D.




Figur 27: Geologisk tværprofil E-F.

### C.2.3Geologisk tolkning

Områdets terrænnære sedimenter tolkes aflejret i forbindelse med Weichsel istiden Først har isen bevæget sig gennem området og aflejret en moræneflade regionalt i området. Under afsmeltningen af isen har smeltevand under glescheren sandsynligvis dannet tunneldalene i det nordlige område. Under et af de sidste fremstød er isen sandsynligvis stagneret med en israand øst for lokaliteten (Houmark-Nielsen et al, 2005). Ved afsmeltningen har smeltevand skåret flere større og mindre kanaler ned i moræneleret. I området omkring disse lavninger er smeltevandssedimenter (overvejende sand) aflejret. I lavningerne, hvor der har været søer, er organisk materiale som tørv og gytje postglacialt dannet.

Syd øst for lokaliteten findes højere liggende område der er præget af dødisprocesser, hvilket antyder at der har været nedsmeltning af store mængder dødis. Afsmeltningen har sandsynligvis forårsaget dannelsen af mindre bakker domineret af dels smetevandssand/grus og dels morænegrus. Det organiske materiale, der er aflejret i lavninger mellem dødisbakkerne antyder, at smeltevand er transporteret derfra videre til smeltevandsfloderne.

De regionale geologiske tværsnit antyder at sedimenterne i området er aflejret under skiftende isfremstød og afsmeltning. Herved er den lidt rodede lagdeling af moræne- og smeltevandssedimenter opstået.

Det geologiske tværprofil i Figur 27 er der tolket 5 geologiske enheder under fyldlaget i de øverste ca. 15 meter i lokalområdet ved den forurenede lokalitet. Disse vil blive beskrevet i det følgende:

**Enhed 1 (kote +3 til +10)**
Denne enhed tolkes til at være en bundmoræne, der under sidste afsmeltningen af isen er gennemskåret af smeltevandsfloder. Endvidere er den varierende topografi dannet. På selve lokaliteten er der tegn på, at enheden kan inddeles i to morænebænke, da der findes et forholdsvis sammenhængende lag af smeltevandssand (Enhed 2).

**Enhed 2 (kote +5 til +7)**
Denne enhed er et mere eller mindre sammenhængende lag bestående af smeltevandssand. Mægtigheden varierer fra cm op til ca. 2 m i den nordlige del.

**Enhed 3 (kote +3 til +5)**
Enhed 3 består af glacialt smeltevandssilt og -ler og findes i et sammenhængende lag gennem lokaliteten.

**Enhed 4 (kote +2 til +3)**
Enhed 4 er et forholdsvis tyndt (ca. 0,5 m) gennemgående lag bestående af smeltevandssand.

Enhed 3 og 4 kan sandsynligvis være aflejret ved en tidligere afsmeltning af isen (Houmark et al, 2005). Smeltevandssand er sandsynligvis aflejret i en periode med en højere vandstrømning, der efterfølgende er blevet mindre, hvorved smeltevandssilt og –ler er aflejret. Der kan også forklares ved at floden har ændret løb.

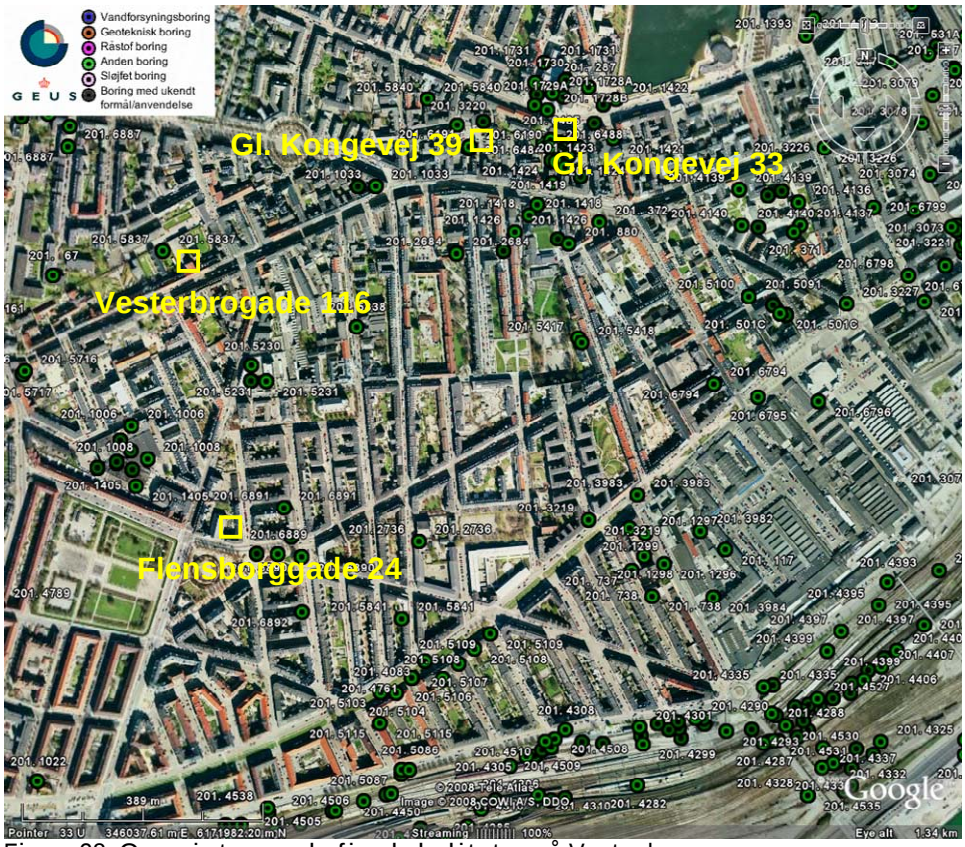
**Enhed 5 (til kote +2)**
Denne enhed består af moræneler. Mægtigheden kendes ikke ud fra de lokale profiler, men de mere regionale profiler antyder en mægtighed på ca. 10 m, hvorunder der findes et mere eller mindre sammenhængende lag bestående af smeltevandssand og –grus.

Umiddelbart forventes følgende transportmønstre i Enhed 1:

⇒ Enhed 1 – Bundmoræne, sandsynligvis er bundmoræne opsprækket i de første meter på grund af årstidsvariationer. Herunder er bundmorænen ofte systematisk opsprækket. Det er dog svært at vurdere sprække frekvensen uden en udgravning og karakterisering af sedimentet. Vertikale og horisontale sprækker i bundmorænen har sandsynligvis været transportvej for forureningen fra Rugårdsvej. Derudover har matrix diffusion forårsaget en spredning/lagring af forurening til/i matrix. Enhed 2, der består af smeltevandssand, har endvidere muliggjort/øget den horisontale spredning.

## C.3 Vesterbro

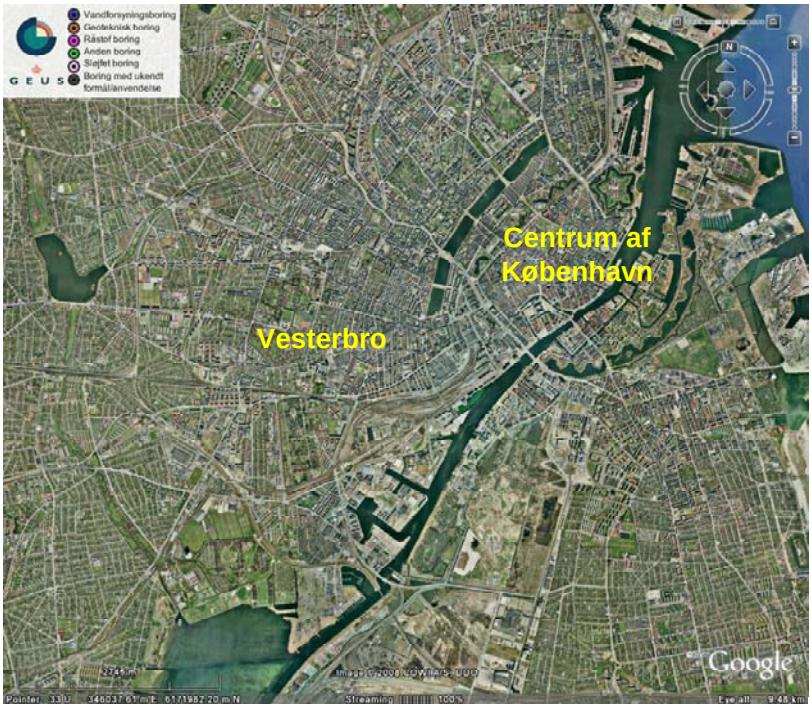
Der findes fire lokaliteter på Vesterbro der indgår i undersøgelsen. De fire lokaliteter kan ses i Figur 28. Boringer registreret i GEUS Jupiter database kan endvidere ses i figuren. Der er lavet adskillige undersøgelser og beskrivelser af den Københavnsk geologi. Denne viden vil blive inddraget i denne tolkning.




Figur 28: Oversigt over de fire lokaliteter på Vesterbro.

### C.3.1 Geomorfologisk beskrivelse

De fire Vesterbro lokaliteter findes i bymæssigt område (Figur 28). Vesterbro er en bydel af København. Den grænser op til centrum af København mod nordøst (Figur 29).

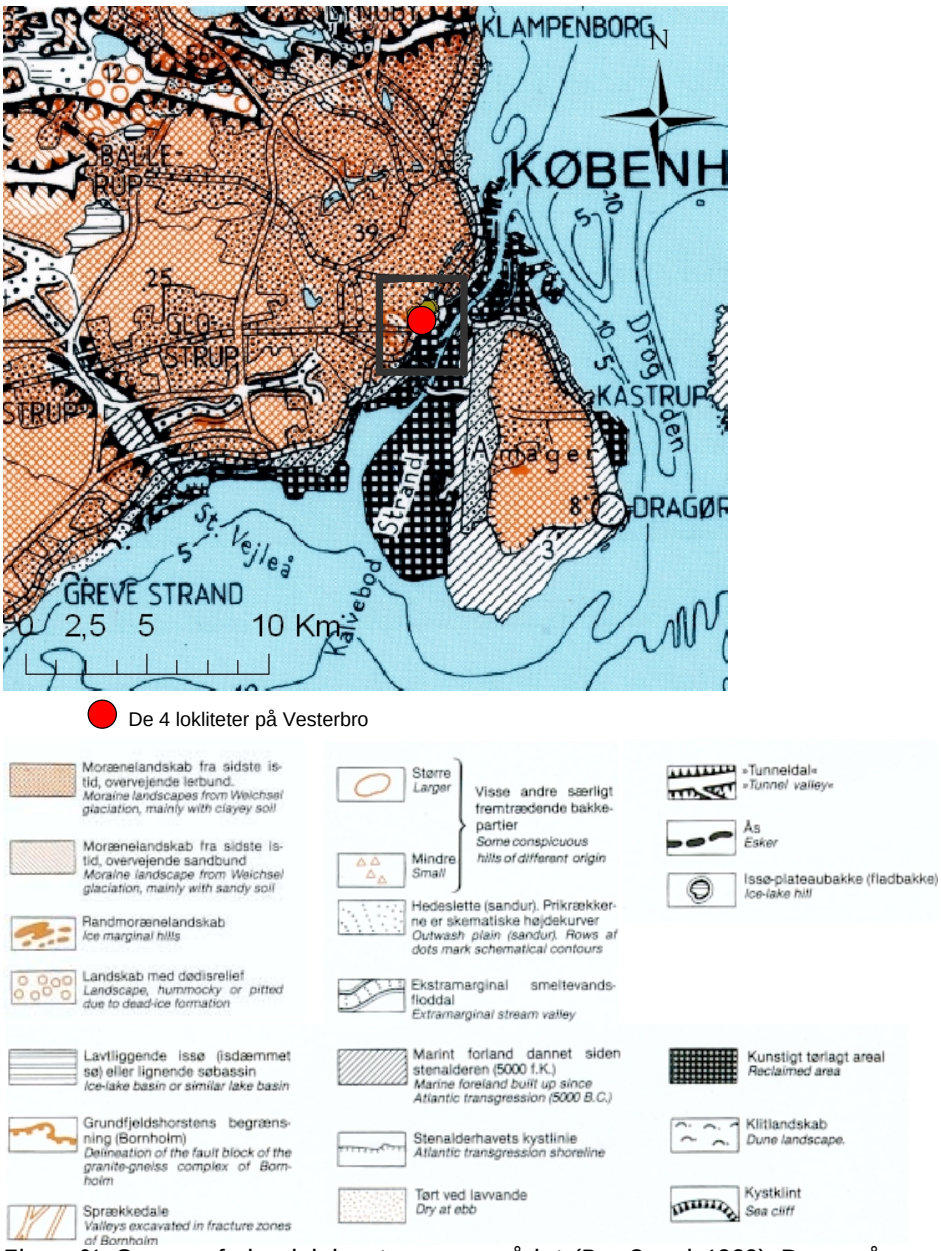



Figur 29: Luftfoto over København. Vesterbros placering i forhold til centrum af København kan ses.

Figur 30 viser en højdemodel over området. Det ses, at området sydøst for lokaliteterne ligger forholdsvis lavt (ca. kote 2,5m, markeret med blå). Bakkerne vest og nordvest for lokaliteterne findes i ca. kote 30m. Mellem bakkerne og det lavtliggende område findes et forholdsvis fladt område, der hælder ned fra nordvest mod det lavtliggende område.

Lokaliteterne findes i et morænelandskab dannet under den sidste istid (Figur 31). Sydvest og nordvest for lokaliteterne findes mindre bakkede områder, der indikere at dødisprocesser har fundet sted. Sydøst for lokaliteterne findes et stort område, hvor vand er drænet af, til det der i dag er Københavns Havn. Mindre smeltevandsfloder har endvidere eroderet lavningerne nord for lokaliteterne under vandtransporten til Københavns Havn.

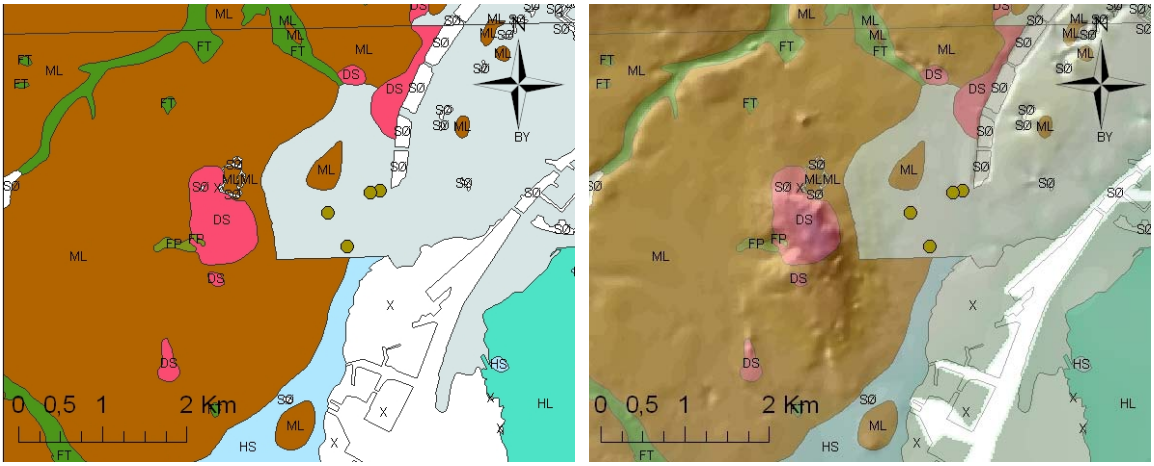
Figur 30: (v) Højdemodel over området. (h) Højdemodel med geomorfologisk tolkning.




Figur 31: Geomorfologisk kort over området (Per Smed, 1982). Den grå firkant markerer området vist i Figur 30 og den grønne cirkel viser placeringen af lokaliteten. Legende til denne figur kan ses i Figur 4, afsnit 1.1.

### C.3.2 Overordnet geologisk beskrivelse

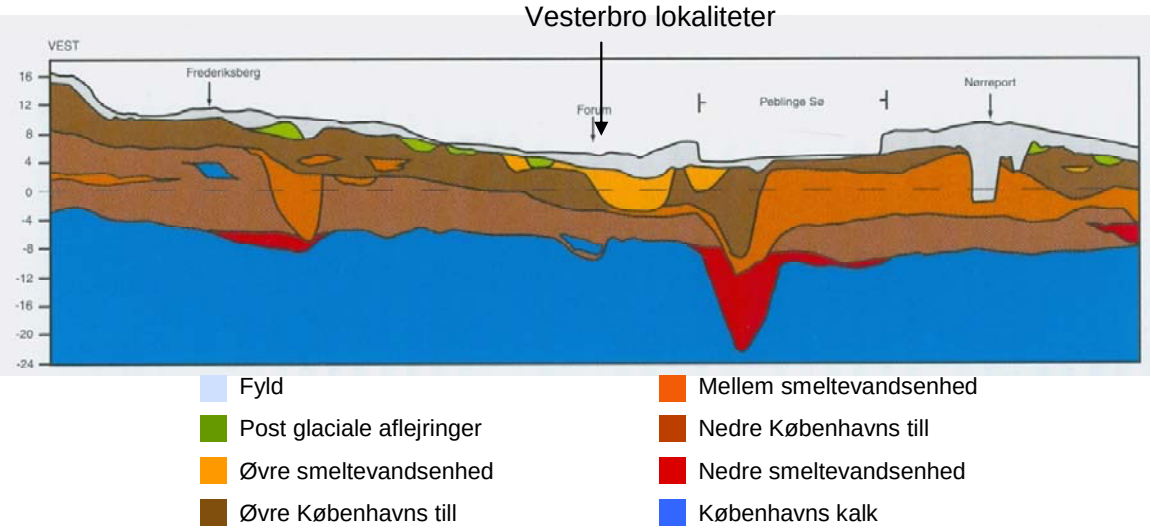
I Figur 32 ses jordarternes typer og udbredelser i en dybde af 1 meter i området (v). Jordarterne er endvidere vist sammen med højdemodellen (Figur 32, h). Af kortet fremgår det at den forholdsvis flade overflade består af moræneler. I lavningerne hvor der har været vand findes der organiske aflejringer som tørv og gytje. Bakken syd for lokaliteten består af smeltevandssand. Smeltevandssandet kan oprindeligt være aflejret oven på isen, hvor den ved isens afsmeltning kommer til at fremstå som en forhøjning i landskabet. De lavtliggende områder består af marine aflejringer, som saltvandssand og ler.




De 4 lokliteter på Vesterbro

Figur 32: (v) Jordarterne i den øverste meter. (h) Jordartskort og højdemodel. Postglaciale aflejringer: F = Ferskvand, H = saltvand; Senglacial aflejringer: T = Ferskvand; Glaciale aflejringer: D = Ferskvand, M = Moræne; For alle: L = ler; S = sand; G = grus; T = tørv; P = gytje.

Frederiksen et al (2002) har lavet en detaljeret beskrivelse af kvartæret under København ud fra tidligere undersøgelser og iagttagelser. Derudover er der lavet en detaljeret geologisk beskrivelse langs med Metroen fra Frederiksberg til Amager. Dette profil skærer området, hvor de fire Vesterbro lokaliteter findes (Figur 33).




Figur 33: Geologisk tværprofil (Frederiksen et al, 2002).

I de øvre lag findes der som beskrevet ovenfor områder med postglaciale aflejringer som tørv og gytje, samt områder med smeltevandssand. Herunder findes den øvre Københavns till. Denne er forholdsvis gennemgående i området med en varierende tykkelse fra 0,5 til 7 m. Flere steder er den dog borteroderet af smeltevandsprocessor. Mellem denne og Nedre Københavns tilll findes flere områder med smeltevandsaflejringer. Under den nedre Københavns till findes Københavns kalken (ca. kote -4m). Under Peblinge Sø findes den såkaldte Rådhusdal, hvori en nedre smeltevandsenhed findes.

### C.3.3 Geologisk tolkning

De regionale og lokale data antyder at de terrænnære lag i Københavnsområdet er præget af subglaciale processer, hvorunder en udbredt moræneflade er afsat under isen. Denne bundmoræne optræder opsprækket, og er enkelte steder gennemskåret af dels subglaciale smeltevandsløb ved feks. Rådhusdalen der strækker sig under Åboulevarfen ned mod rådhuspladsen, og dels mindre proglaciale smeltevandsfloder, hvori der er aflejret smeltevandssedimenter. Ved Valby Bakke ses et mere udpræget bakkelandskab der tolkes dannet som en gammel issøbakke. Selve de berørte lokaliteter befinder sig i et klassisk bundmoræneområde domineret af moræneler. Området er naturligvis stærkt præget af menneskelig påvirkning og der optræder således 1-3 meter fyldmateriale i den allerøverste del.

Af de geologiske tværprofiler i Figur 33 fremgår det, at findes 6 geologiske enheder overlejret af fyldmateriale i Københavnsområdet (Frederiksen et al, 2002). I det følgende vil disse enheder blive beskrevet:

**Enhed 1 (Kote 0 til +2)**
Enhed 2 findes overvejende nær ved Peblinge sø, og består af organisk gytje og ferskvandsaflejringer af silt og ler. Sedimenterne forventes at være aflejret postglacialt i forbindelse med en sø eller vandløb. Skiftet mellem ferskvandsler og silt kan tyde på at strømningen i er periode har været højere (silt aflejring).

**Enhed 2 (Kote +1 til -1)**
Denne enhed er domineret af smeltevandssand. Enheden er ikke fuld sammenhængende i hele området, men findes aflejret oven på moræneleret i flere områder. Smeltevandsaflejringerne tolkes aflejret i forbindelse med afsmeltningen af isen efter den sidste istid.

**Enhed 3 (På Vesterbro fra kote +8 til 0)**
Denne enhed korreleres til øvre Københavns till (Fredriksen et al, 2002), der har en regional udbredelse. Flere steder er moræneleret borteroderet af smeltevandsprocesser. Retningen af stenaflejringer og skurestriber afslører, at moræneleret sandsynligvis er aflejret af en gletscher, der har bevæget sig ind i området fra syd til sydsydøstlig retning. Enheden tolkes afsat under de Ungbaltiske isfremstød som en basal till.

**Enhed 4 (Ca. kote -3)**
Derunder findes mere eller mindre sammenhængende smeltevandsaflejringer. På Frederiksberg synes enheden mindre sammenhængende. Ved at betragte lokale geologiske profiler findes dette at væres tilsvarende på Vesterbro (Bilag A).

**Enhed 5 (Ca. kote -3 til –8)**
Den 5. enhed tolkes tilhørende den nedre Københavns till (Fredriksen et al, 2002). Denne er sammenhængende fra Frederiksberg indtil Nørreport. Vest for søerne er store kalkflager og sandlinser observeret, hvorfor till'en sandsynligvis er tektonisk fortykket i dette område. Enheden tolkes aflejret af en gletscher, der har overskredet området fra nordøst. Enheden tolkes aflejret som en basal lodgement till.

**Enhed 6**
Denne enhed udgøres af smeltevandssand og –grus. Enheden findes i lavninger og dale der går ned i kalken.

Umiddelbart forventes følgende transportmønstre i øvre- og nedre Københavns till (Enhed 3 og 5):

⇒ Enhed 3 – basal till, der som regel er opsprækket på systematisk vis. Det er dog svært at vurdere frekvensen af sprækker (horisontale og vertikalt), uden en udgravning og karakterisering af sedimentet og sprækkerne.

⇒ Enhed 5 - basal till, stærkt kompakteret basal till der som regel er systematisk opsprækket (tilsvarende Enhed 3).

- Sprækkerne i den øvre og nedre Københavns till har sandsynligvis muliggjort en hurtig transport og fordeling af forureningsstoffer både horisontalt og vertikalt. Endvidere kan de mere eller mindre udbredte enheder af smeltevandssand øget den horisontale transport af forureningsstofferne. Forureningsstofferne kan endvidere oplagres i morænematricen via diffusionsprocesser. Den lille afstand fra terræn til det primære magasin på Vesterbro gør at forureningsspild via ovennævnte transportmekanisker hurtigt kan spredes til det primære magasin.
- Vesterbro lokaliteterne ligger i et område, hvor der er en forholdsvis høj transmissivitet i den underliggende kalk. Lokaliteterne ligger endvidere i nærheden af Carlsbergforkastningen (høj vandføringsevne), hvorfra Frederiksberg Vandforsyning indvinder grundvand (Markussen, 2002). De forurenede grunde udgør derfor en stor risiko for Frederiksberg vandforsyning.

## C.4 Hellestedvej 22

Den forurenede grund findes på Hellestedvej 22 i Hellested på Stevns. På Figur 19 ses lokaliteten, det mest forurenede område og placeringen af boringer i området.

Figur 34: Hellestedvej 22, det mest forurenede område (gul firkant) og placeringen af boringer i området.

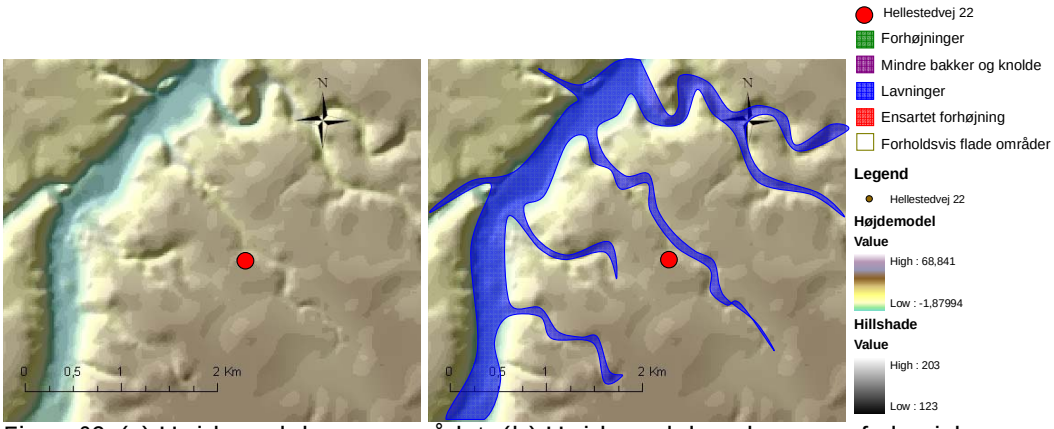
### C.4.1 Geomorfologisk beskrivelse

På Figur 20 ses et luftfoto af området omkring den forurenede lokalitet. Lokaliteten ligger i en mindre by, der er omgivet af landbrugsarealer til alle sider. Syd og øst for lokaliteten findes der enkelte skovområder. Nord- og sydvest for lokaliteten findes der to lidt større byer, Harlev og Karise.

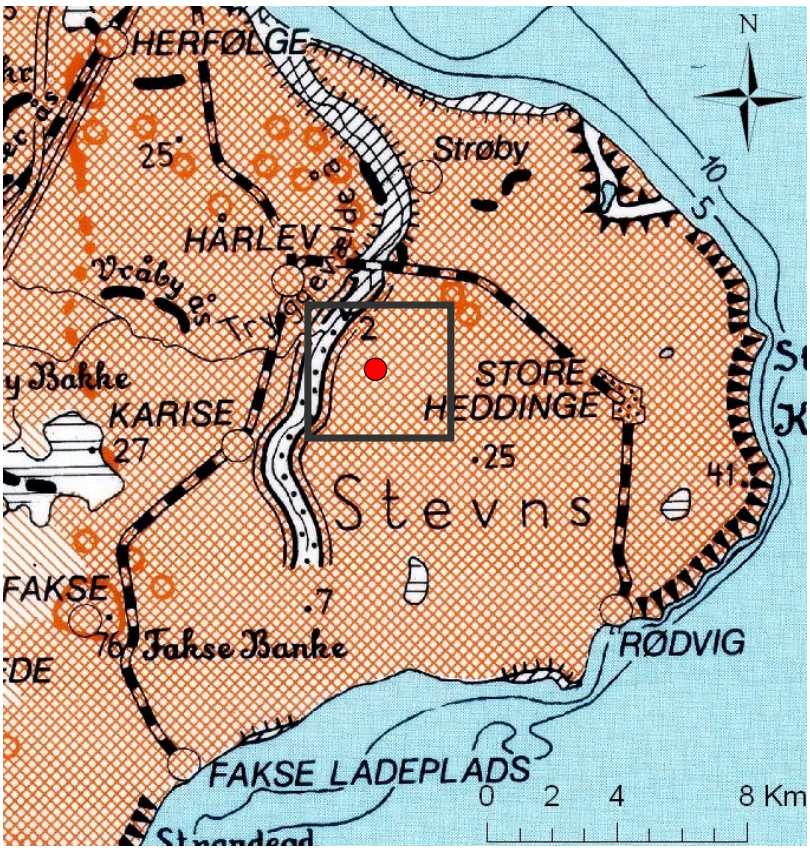
Figur 35: Luftfoto af området omkring den forurenede lokalitet på Hellestedvej 22.

Figur 36 viser en højdemodel af området. Modellen viser at terrænet er forholdsvist fladt (ca. kote 20). Gennem landskabet skærer en smeltevandsdal sig, hvorfra mindre grene fordeler sig ud (blå). Dalen er forbundet med havet i den nordlige del af Stevns (Figur 37).

Observationerne er i overensstemmelse med et morænelandskab dannet under den sidste istid, hvilket bekræftes af et geomorfologisk kort over området (Figur 37)




Figur 36: (v) Højdemodel over området. (h) Højdemodel med geomorfologisk tolkning.

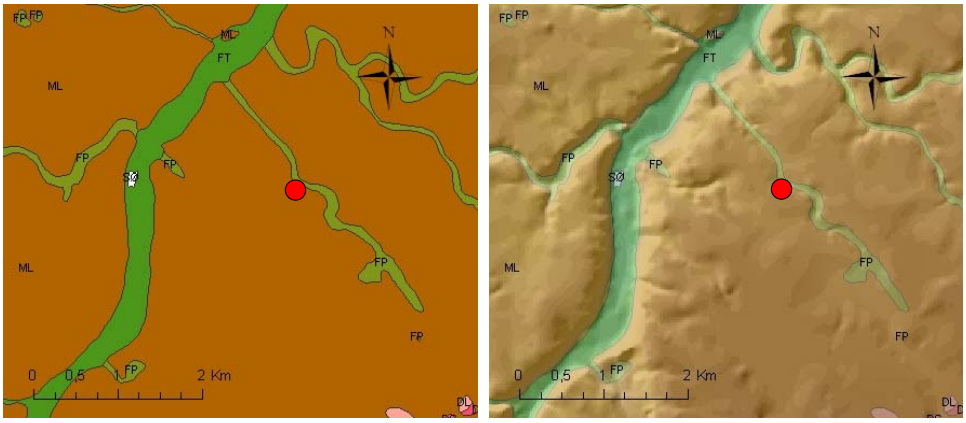



Lokaliteten på Hellestedvej

Figur 37: Geomorfologisk kort over området (Per Smed, 1982). Den grå firkant markerer området vist i Figur 36 og den grønne cirkel viser placeringen af lokaliteten.

### C.4.2 Overordnet geologisk beskrivelse

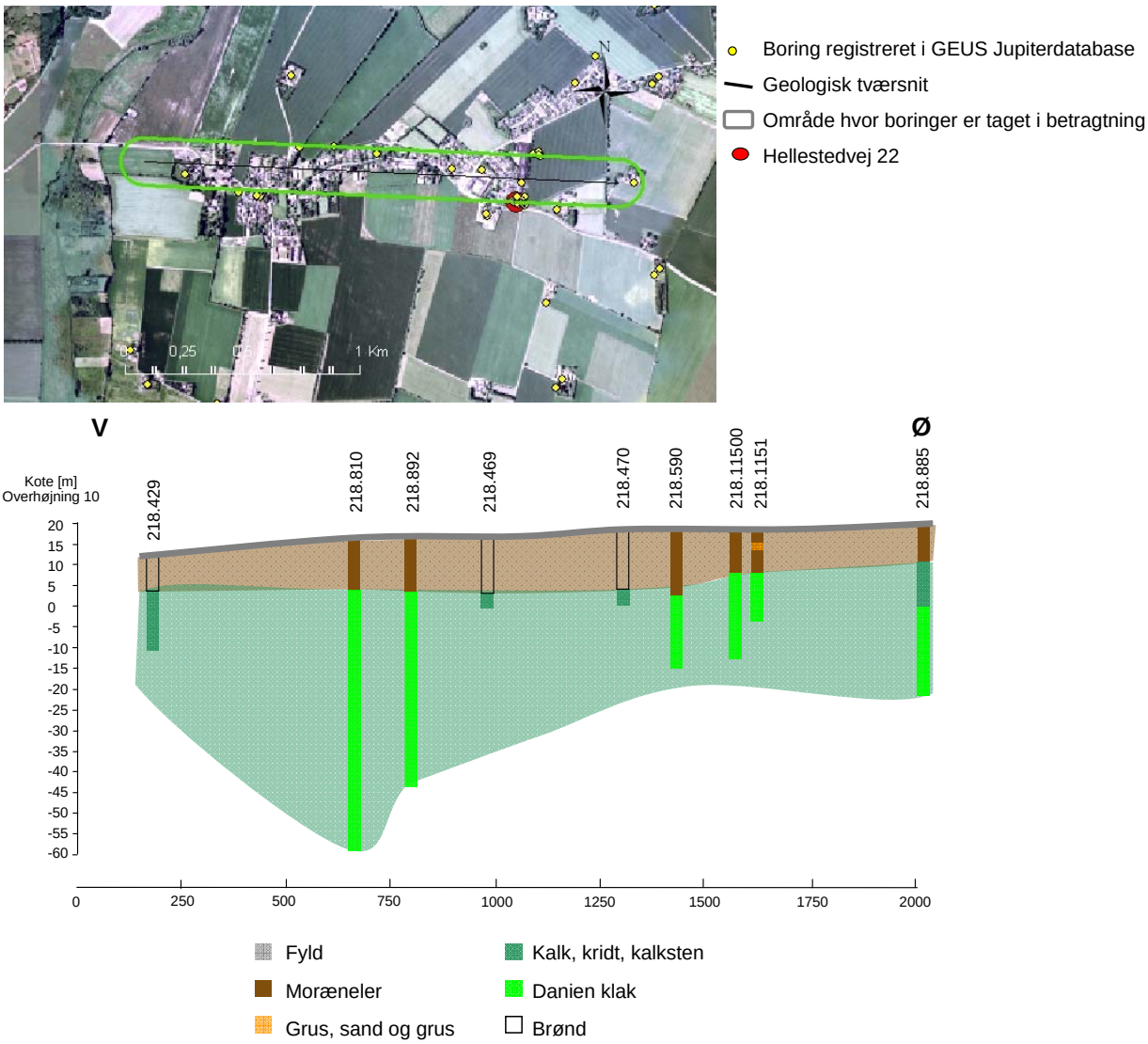
I Figur 38 ses jordarternes typer og udbredelser i en dybde af 1 meter i området (v). Jordarterne er endvidere vist sammen med højdemodellen (Figur 36, h). Af kortet fremgår det at den forholdsvis flade overflade består af moræneler. I lavningerne findes der organiske aflejringer som tørv og gytje.




Lokaliteten på Hellestedvej

Figur 38: (v) Geologisk kort med fordeling af jordarter. (h) Fordeling af jordarter, samt højdemodel. Postglacial aflejringer: F = Ferskvand, H = saltvand; Senglacial aflejringer: T = Ferskvand; Glaciale aflejringer: D = Ferskvand, M = Moræne; For alle: L = ler; S = sand; G = grus; T = tørv; P = gytje.

Ved geologiske undersøgelser af andre lokaliteter på Stevns er det fundet et 7-15 m tykt morænelag direkte oven på bryorzokalken (Kupa, 2004). Denne geologiske sammensætning er fundet generel for den sydøstlige del af Sjælland. I Figur 39 ses et geologisk tværsnit fra lokaliteten. Tilsvarende findes der 10-15 m moræneler ovenpå kalken.

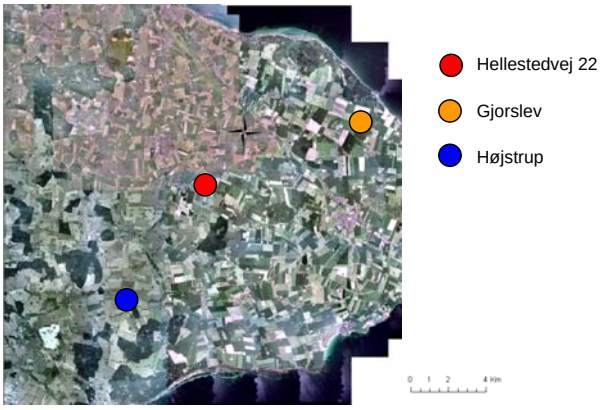


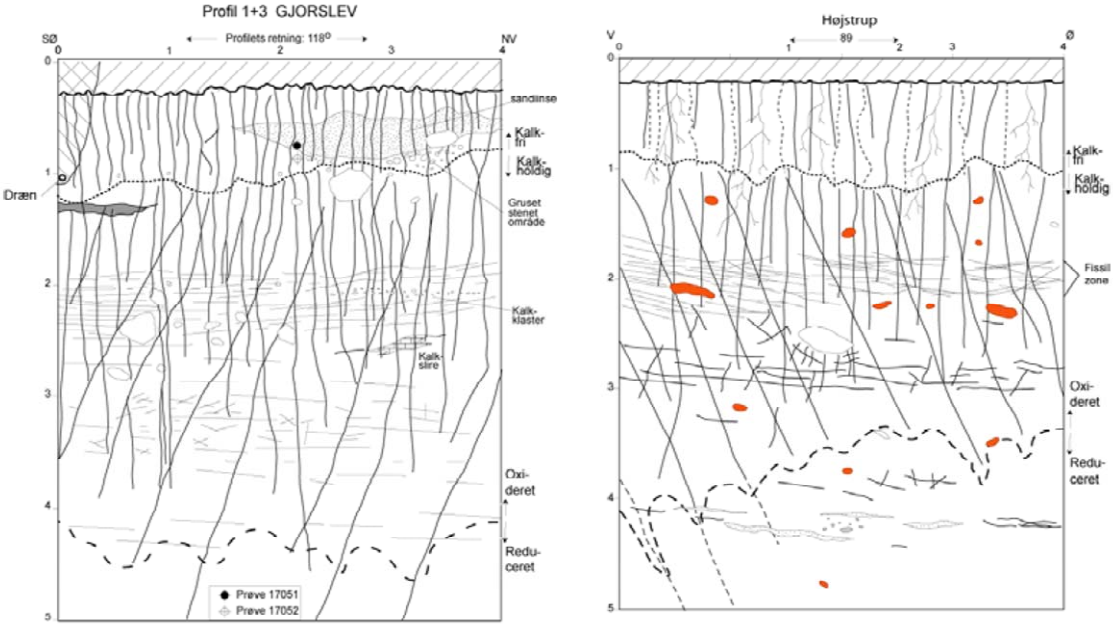

Figur 39: (ø) Oversigt af boringer registreret i GEUS Jupiterdatabse, samt placeringen af de geologiske tværsnit. (n) Geologisk tværsnit.

### C.4.3Geologisk tolkning

Landskabet omkring lokaliteten tolkes aflejret i forbindelse med det Ungbaltiske isfremstød (Houmark-Nielsen et al, 2005). Først har isen bevæget sig ind over området, hvorved morænesedimenter er aflejret og morænefladen dannet. Under isens afsmeltning har smeltevandsflader skåret sig ned i morænefladen, hvorved lavningerne er dannet. Postglacialt er der dannet organiske aflejringer, som tørv og gytje, som følge af vegetation i vådområderne. Moræneleret på Stevns er klassificeret som basal till.

Ved to andre undersøgelser på Stevns, er der opstillet konceptuelle modeller over macroporefordelingen i de øverste 5 meter af moræneleret (Kupa, 2004). Disse kan ses i Figur 40. Der er fundet at den øverste meter under fyldlaget er kalkfrit og indeholdende mange orme- og rodhuller. I de to øverste meter af moræneleret findes der et større antal vertikale sprækker forbundet med udtørring af sedimentet. Derudover findes der et antal systematiske og stejlthældende sprækket (afstand på ca. 10 cm i 2 m.u.t, ca. 50 cm i 4 m.u.t.), samt et antal subhorisontale sprækker (varierende afstand). På begge lokaliteter findes der en redoxgrænse i ca. 4 m.u.t. For mere detaljeret beskrivelse henvises til Kupa (2004).




Figur 40: Macroporefordelingen ved (v) Gjorslev og (h) Højstrup (Kupa, 2004).

Det forventes at macroporefordelingen på lokaliteten i Hellested er tilsvarende de to lokaliteter i Figur 40. På Hellestedvej 22 er moræneenheden ca. 10 m tyk (Figur 39).

⇒ Der findes et større antal sprækker i de øverste 5 meter af moræneleret. Herunder antyder Figur 40 at sprækketætheden og antal falder. De subhorisontale og horisontale sprækker gør at forureningskomponenterne kan have en større horisontal spredning.

## C.5 Referencer

Fyns Amt (2004), Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening, Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup, Hedeselskabet (i dag Orbicon) for Fyns Amt, November 2004

Houmark-Nielsen M., Krüger J. og Kjær, K. H. (2005), De seneste 150.000 år i Danmark, Houmark-Nielsen M., Krüger J. og Kjær, K. H., Geoviden, 2005

Frederiksen J. K., Klint, K. E. og Jørgensen M. E. (2002), Kvartæret under København, artikel fra Ingeniørgeologiske forhold i København, december 2002

Krüger (2000), Glacialmorfologi, fladlandsgæetscheren og landskabet, Københavns Universitet, Geografisk institut, foreløbig udgave, 2000

Kupa (2004), Afprøvning af undersøgelsesmetoder med henblik på etablering af et zpneringskoncept for danske lerjorde: Statusrapport, Udarbejdet af Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser (GEUS) og Danmarks JordbrugsForskning, 2004

Markussen, L. M. (2002), Grundvandsforhold i København, artikel fra Ingeniørgeologiske forhold i København, december 2002

# D Moniteringsparametre

Parametre der indgår i moniteringen.

| | Formål | Parametre | Gl. Kongevej 39 | Vesterbrogade | Sortebrovej |
|---|---|---|---|---|---|
| Poreluft | Giftig ved indåndelse | Svovlbrinte | X | X | |
| | Eksplotionsfarlig ved kombination med ilt | Methan | X | X | |
| Grundvand | Udvikling i sammensætningen af klorerede opløsningsmidler | PCE | X | X | X |
| | | TCE | X | X | X |
| | | 1,2-cisDCE | X | X | X |
| | | 1,2-transDCE | X | X | X |
| | | 1,1-DCE | X | X | X |
| | | VC | X | X | X |
| | | Ethen | X | X | X |
| | | Ethan | X | X | X |
| | | 1,1,1-TCA | X | | |
| | | 1,1-DCA | X | | |
| | | CA | X | | |
| | Omsætning af elektrondonor | Laktat | X | X | X |
| | | Acetat | X | X | X |
| | | Propionat | X | X | X |
| | | Format | X | X | X |
| | | NVOC | X | X | X |
| | Spredning af elektrondonor | Glukose | X | X | |
| | Udvikling i redoxforhold | Ilt | X | X | X |
| | | Nitrat | X | X | X |
| | | Opløst jern | X | X | X |
| | | Mangan | X | X | X |
| | | Sulfat | X | X | X |
| | | Sulfid | X | X | X |
| | | Methan | X | X | X |
| | Udvikling i bakterier | Kvantitativ analyse | X | X | X |
| | | VC-reduktase | | | |
| | | Sekvensering | | | |
| | Andre parametre | pH | X | X | X |
| | | Ledningsevne | X | X | X |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Bromid | | | | |
| | | Klorid | | | | |
| Jordprøver*, Kerneprøver ** | Udvikling i sammensætningen af klorerede opløsningsmidler | 1,1,1-TCA | Ikke planlagt endnu | Ikke planlagt endnu | X* | |
| | | PCE | | | X* | X** |
| | | TCE | | | X* | X** |
| | | 1,2-cisDCE | | | X* | X** |
| | | 1,2-transDCE | | | X* | X** |
| | | 1,1-DCE | | | X* | X** |
| | | 1,1-DCA | | | X* | |
| | | VC | | | X* | X** |
| | | Ethen | | | | X** |
| | | Ethan | | | | X** |
| | Omsætning af elektrondonor | Laktat | | | | X** |
| | | Acetat | | | X* | X** |
| | | Propionat | | | X* | X** |
| | | Format | | | X* | X** |
| | | NVOC | | | | X** |
| | Spredning af elektrondonor | Glukose | | | | |
| | Udvikling i redoxforhold | Nitrat | | | | |
| | | Opløst jern | | | | |
| | | Mangan | | | | |
| | | Sulfat | | | | |
| | | Sulfid | | | | |
| | | Methan | | | | |
| | Udvikling i bakterier | Kvantitativ analyse | | | | X** |
| | | VC-reduktase | | | | X** |
| | | Sekvensering | | | | |
| | Andre parametre | pH | | | | |
| | | Ledningsevne | | | | |
| | | Bromid | | | | |
| | | Klorid | | | | |

* Kommercielt laboratorium
** Laboratorium på Danmarks Tekniske Universitet