

Københavns Amt

Pneumatisk frakturering

Dokumentation af pilotforsøg
Industrivej 3, Glostrup

August 2006



Københavns Amt

Pneumatisk frakturering

Dokumentation af pilotforsøg
Industrivej 3, Glostrup

August 2006



**Rådgivende ingeniører
og planlæggere A/S**

NIRAS
Sortemosevej 2
DK-3450 Allerød

Telefon 4810 4200
Telefax 4810 4300
E-mail niras@niras.dk
Web www.niras.dk

CVR-nr. 37295728
Tilsluttet F.R.I

Udgave nr.:
Endelig

Dato:
31. august 2006

Forfatter:
Charlotte Riis /CER & Anders G. Christensen /AGC, NIRAS

Charlotte Scheutz, Stine Brok Christensen, Mette Broholm og Poul L. Bjerg, Institut for Miljø & Ressourcer,
DTU

Kvalitetskontrol:
Charlotte Riis/CER & Anders G. Christensen/AGC, NIRAS

Charlotte Scheutz, Stine Brok Christensen, Mette Broholm og Poul L. Bjerg, Institut for Miljø & Ressourcer,
DTU

Godkendt af:
Erling V. Fischer /EVF

Sag nr. og filnavn:
I:\SAG\03\792.04\Rap\Gytje\Gytje-rap PF endelig\Pneumatisk frakturering Glostrup-rap_cer_endelig.doc

Indhold

1	INDLEDNING	3
2	BAGGRUND OG FORMÅL	5
	2.1 BAGGRUND	5
	2.1.1 Lokaliteten	6
	2.2 FORMÅL	7
3	STRATEGI	9
	3.1 PRINCIPBESKRIVELSE AF PNEUMATISK FRAKTURERING	9
	3.1.1 Udførelse af pilotforsøg	10
	3.2 DOKUMENTATION AF PNEUMATISK FRAKTURERING	11
	3.2.1 Tracerblanding	12
	3.2.2 Feltobservationer	12
	3.2.3 Genfindning af tracere	13
	3.2.4 Dokumentation af substratudbredelse og stimuleret reaktiv dechlorering	13
4	FORUNDERSØGELSER MED FLUORESCERENDE TRACERE	17
	4.1 TEST AF DOKUMENTATIONSMETODER	17
	4.1.1 Opskæring af kerneprøver	17
	4.1.2 Belysning og fotografering	17
	4.1.3 FFD-sonde	18
	4.1.4 Analyse af vandprøver	18
	4.1.5 Analyse af jordprøver	18
	4.1.6 Vurdering af tracerkoncentration og sammensætning	19
	4.2 INHIBERING AF REDUKTIV DECHLORERING	19
	4.3 BEREGNING AF SUBSTRATMÆNGDE	20
5	FELTAKTIVITETER	21
	5.1 FORBEREDENDE FELTAKTIVITETER	22
	5.2 PILOTFORSØG – FELTAKTIVITETER	24
	5.2.1 Pneumatisk frakturering i testfelt 1	24
	5.2.2 Pneumatisk frakturering i testfelt 2	26
	5.2.3 Feltobservationer under frakturering i testfelt 1	28
	5.2.4 Feltobservationer under frakturering i testfelt 2	29
	5.2.5 Monitoring af ERD i testfelt 1	30
	5.2.6 Genfindning af tracere i testfelt 2	31
6	RESULTATER	33
	6.1 LOKALITETEN	33

6.1.1	Geologi, hydrogeologi og geoteknik	33
6.1.2	Forureningssituationen på gytje/siltlaget	36
6.1.3	Forureningssituationen i sandlaget	39
6.1.4	Forureningssituationen i felt 1	42
6.2	FRAKTURERING I TESTFELT 1 (SUBSTRAT)	43
6.2.1	Observationer under frakturering	43
6.2.2	Målinger af jordhævning og -sætning	46
6.2.3	Vandprøver i traditionelle boringer	46
6.3	FRAKTURERING I TESTFELT 2 (TRACER)	49
6.3.1	Observationer under frakturering	49
6.3.2	Målinger af jordhævning og -sætning	51
6.3.3	FFD-sonderinger	52
6.3.4	Kerner	54
6.3.5	Vandprøver fra sugeceller	59
7	DISKUSSION	61
7.1	SPRÆKKEUDBREDELSE I TESTFELT 1	61
7.1.1	Trykudbredelse og jordhævning under frakturering	61
7.1.2	Vurdering af udbredelse af sprækker og substrat på baggrund af indikatorparametre målt i vandprøver	61
7.1.3	Samlet vurdering af sprækkeudbredelse i testfelt 1	63
7.2	SPRÆKKEUDBREDELSE I TESTFELT 2	65
7.2.1	Trykudbredelse og jordhævning under frakturering	65
7.2.2	Sammenstilling af data fra FFD-sonderinger, belysning af kerner med UV-lys og analyse af jord- og vandprøver i testfelt 2	66
7.2.3	Samlet vurdering af sprækkeudbredelse i testfelt 2	68
7.3	SAMMENLIGNING AF TESTFELT 1 OG 2	70
7.4	SAMMENLIGNING AF TESTOMRÅDET MED RESTEN AF LOKALITETEN	71
7.5	SAMMENLIGNING AF ERFARINGER MED FRAKTURERING PÅ VADSBYVEJ	72
8	KONKLUSION	75
9	ANBEFALINGER	77
10	REFERENCER	79
11	BILAG	81

1 Indledning

Til afdækning af mulighederne for at oprense forurening i lavpermeable jordarter, har Københavns Amt iværksat nærværende pilotforsøg til afprøvning og dokumentation af metoden pneumatisk frakturering.

Baggrund

Projektet udspringer af en række forundersøgelser til stimuleret reduktiv dechlorering, som Københavns Amt har udført på Glostrup Regnvandsbassin. Disse undersøgelser har primært omfattet det sekundære sandmagasin, men efterfølgende fokus på muligheder for oprensning af den kraftige forurening i det overliggende gytjelag har vakt interesse for afprøvning af metoden pneumatisk frakturering til forbedring af fordelingen af substrat i gytjelaget.

Københavns Amt har derfor iværksat et pilotforsøg til afprøvning af pneumatisk frakturering i de lavpermeable aflejringer på denne lokalitet. Pilotforsøget er udført i henhold til /3, 4/.

Pilotforsøget har endvidere til formål at afprøve stimuleret reduktiv dechlorering i gytjelaget ved substratinjektion. Resultaterne af denne del af forsøget afrapporteres særskilt, når monitoringen for denne del er tilendebragt.

Idet mange sager, hvor der er efterladt restforurening, omfatter et kildeområde i morænelersaflejringer, blev det besluttet, at udvide pilotforsøget til ligeledes at omfatte en morænelerslokalitet, således at erfaringerne med pneumatisk frakturering i større omfang kunne overføres til andre relevante lokaliteter. Som morænelerslokalitet blev udvalgt lokaliteten Vadsbyvej 16A, Hedehusene, matrikel 61, Soderup By, Fløng (tidligere del af matrikel 5a). Pilotforsøget på morænelerslokaliteten er afrapporteret i /1, 2/.

Organisation

Projektet er finansieret af Københavns Amt og udført som et samarbejde mellem Institut for Miljø & Ressourcer, DTU og NIRAS Rådgivende Ingeniører og Planlæggere A/S, hvor NIRAS har forestået projektledelsen.

2 Baggrund og formål

2.1 BAGGRUND

- Oprensning i lavpermeabel jord Den grundlæggende forudsætning for, at en jord- eller grundvandsforurening kan oprenses in situ er, at der kan skabes kontakt mellem forureningen i undergrunden og ”oprensningsmidlet”. Fordeling af væsker eller faste stoffer i meget lavpermeable aflejringer, såsom gytje, silt og moræneler, er imidlertid en problematik, som fortsat volder problemer ved anvendelsen af in situ oprensningsmetoder. Pneumatisk frakturering er foreslået som en mulig metode til at løse dette.
- Pneumatisk frakturering Pneumatisk frakturering er en teknologi, ved hvilken der i lavpermeable aflejringer kan genereres sprækker og/eller ske udbygning af de eksisterende sprækker. Denne proces skaber ideelt set et lokalt internt forbundet sprækkenetværk, som øger formationens permeabilitet. Etablering af sprækker kan skabe en mere effektiv kontakt mellem ”oprensningsmidler” og forureningsstoffer, idet større volumener ”oprensningsmiddel” kan fordeles i formationen og adgangen til hydraulisk isolerede dele af formationen muliggøres. Samtidig forventes det, at en øget opsprækning af de lavpermeable aflejringer vil give en hurtigere oprensning, idet forureningsstofferne fjernes alle er stærkt begrænset af diffusion ud af lermatrix.
- Metoden er patenteret af New Jersey Institute of Technology /16/ og bl.a. firmaet ARS Technologies /17/ har licensrettighederne til at bruge metoden i felten. ARS Technologies har udført pneumatisk frakturering på over 200 lokaliteter i USA, mens metoden med nærværende pilotforsøg og på Vadsbyvej, Hedehusene er anvendt for første gang i Danmark.
- Perspektivet i at skabe kunstige sprækker vha. pneumatisk frakturering ved det aktuelle forsøg er ikke så meget at øge jordens hydrauliske ledningsevne, men i højere grad at kunne fordele en reagens i jordmatricen med henblik på oprensning af jordforureningen in situ. Med reagens tænkes specielt på substrat til stimuleret reaktiv dechlorering, kemisk oxidationsmiddel eller nulvalent jern.
- Pilotforsøg på to lokaliteter Københavns Amt har iværksat et demonstrationsprojekt, der har til formål at belyse og dokumentere, hvorvidt det ved hjælp af pneumatisk frakturering er muligt at fordele en væske i en lavpermeabel jordmatrice. Metoden er afprøvet ved pilotforsøg i to forskellige geologi-

typer; moræneler og gytje. I det følgende omtales alene pilotforsøget på gytjelokaliteten Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup.

2.1.1 Lokaliteten

- Undersøgelser 1995-1996 Københavns Amt har i perioden 1995-1996 udført en række undersøgelser såvel på lokaliteten Industrivej 3, Glostrup, som i den øvrige del af Industrivejskvarteret /5-11/. I 1996 blev der konstateret fri fase i det sandlag, der udgør det sekundære magasin på lokaliteten. Forekomsten af den fri fase havde en tæt sammenhæng med koten til oversiden af det underliggende moræneler, idet DNAPL fandtes i en lavning i morænelersoverfladen.
- Afværgepumpning fra sekundært grundvand Efter fjernelse af den fri fase (ca. 55 liter) blev der i 1998 etableret en afværgeoppumpning til fjernelse af forurening i det sekundære grundvand samt til hydraulisk fiksering med henblik på at reducere nedsvivning af forurening til det primære magasin. Indledningsvist er der pumpet fra tre boringer i hot spot (B20, B56 og B62, se bilag B). Omkring 2004-2005 er der alene pumpet fra B20, hvorfor koncentrationen i B56 er steget. De højeste koncentrationer findes således nu i B56, hvor de tidligere fandtes i B20, hvilket formentlig kan henføres til den ændrede pumpestrategi.
- Revurdering af afværgepumpning Der er i december 2003 foretaget en revurdering af afværgeforanstaltningerne i Industrivejskvarteret /12/. I forbindelse med revurdering af afværgestrategien for Regnvandsbassinet, Industrivej 3, Glostrup, er der iværksat undersøgelser til vurdering af, om det er muligt at implementere stimuleret reduktiv dechlorering (ERD) på lokaliteten til reduktion af koncentrationsniveauet af chlorerede opløsningsmidler i det sekundære grundvand.
- Forundersøgelser til ERD 2004-2005 Forundersøgelserne til ERD i det sekundære grundvand er udført i 2004-2005 og omfatter undersøgelser af potentialet for ERD i det sekundære grundvand /13/, laboratorieforsøg med stimulering af reduktiv dechlorering, risikoanalyse med vurdering af potentielle risikaspesker ved implementering af ERD samt skitseprojektering af udvalgte designløsninger for implementering af ERD på lokaliteten /14/.
- Undersøgelser i gytje 2005 Forundersøgelserne til ERD har været fokuseret på oprensning og afværge i det sekundære grundvand. Imidlertid blev der i forbindelse med skitseprojekteringen rettet fokus på forureningsforholdene og oprensningsmulighederne i det overliggende gytje-/siltlag. I forlængelse af skitseprojektet blev der således iværksat supplerende undersøgelser i gytjelaget /15/ med henblik på en geologisk, forureningsmæssig og geoteknisk karakterisering af gytjen inden for det område, der i /14/ er vurderet at være forurenet.

Vurdering af nedbrydning i gytjen 2005

Efterfølgende blev der installeret yderligere vandprøvetagningssteder i gytjelaget med henblik på en samlet vurdering af nedbrydningsforholdene i gytje-/siltlaget. Denne vurdering er vedlagt i bilag T og konkluderer, at der foregår reduktiv dechlorering i gytjen, såvel i hot spot som i periferien af det forurenede område, om end ikke i helt så høj grad som i det sekundære magasin.

På baggrund af denne vurdering, blev det vurderet relevant at udføre pilotforsøget med henblik på implementering af stimuleret reduktiv dechlorering i gytjelaget.

2.2 FORMÅL

Hensigten med pilotforsøget er overordnet dels, ved hjælp af en række forskellige dokumentationsmetoder, at belyse fordelingen i jordmatri- cken af en injiceret tracerblanding som følge af pneumatisk frakturering fra en enkelt fraktureringsboring, dels, at belyse effekten af substratin- jektion ved pneumatisk frakturering på den igangværende reduktive dechlorering af chlorerede ethener.

Formål

Pilotforsøget på Glostrup Regnvandsbassin har specifikt følgende formål:

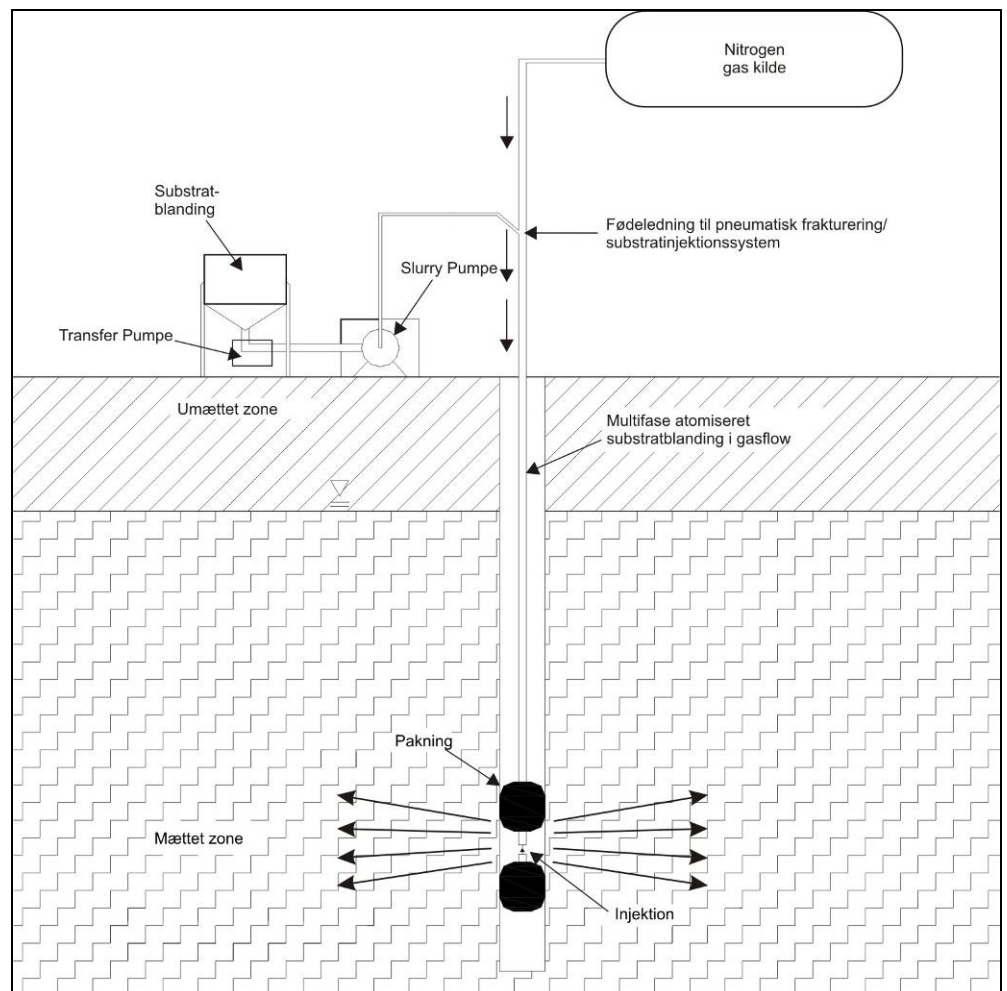
- Karakterisering af baseline i det udvalgte testområde med hen- syn til geologi, vandkemi og reduktiv dechlorering
- Karakterisering af det inducerede sprækkenetværk med hen- blik på vurdering af effekten af pneumatisk frakturering med det valgte design, herunder vurdering af sprækketæthed, - apertur, -frekvens, -orientering samt –udbredelse horisontalt og vertikalt
- Vurdering af, hvor detaljeret det med det valgte dokumentati- onsdesign reelt er muligt at beskrive det inducerede sprække- netværk
- Vurdering af fordelingen af substrat i gytje-/siltlaget som følge af pneumatisk frakturering
- Vurdering af effekten af substrattilsætningen på nedbrydnin- gen af chlorerede ethener
- Vurdering af designparametre samt anbefalinger med henblik på mulig fuld-skala anvendelse af pneumatisk frakturering på Industrivej 3, Glostrup.

De to sidstnævnte delformål adresseres i en kommende afrapportering af resultaterne af monitoringen af stimuleret reduktiv dechlorering som følge af substrattilsætning i gyjte-/siltlaget.

3 Strategi

3.1 PRINCIPBESKRIVELSE AF PNEUMATISK FRAKTURERING

Pneumatisk frakturering baserer sig på injektion af gas i jorden ved tryk, der overstiger det kombinerede hydrostatiske tryk og jordens brudstyrke, samt ved flowrater, der overstiger den effektive permeabilitet af den uforstyrrede jord /19/. Resultatet er en hurtig udbredelse af sprækker ud fra frakturerings-/injektionsboringen til forskellige afstande afhængig af geologien. Sprækkeudbredelser på 1-10 m er almindelige i aflejringer såsom silt og ler /18/. En principskitse af opstilling til pneumatisk frakturering er vist på figur 3.1.



Figur 3.1 Principskitse for pneumatisk frakturering

Typisk trykudvikling i fraktureringsboring

Selve fraktureringen følger typisk et tredelt forløb: Ved injektion af nitrogen i det forseglede fraktureringsinterval sker der først en trykophobning, der afspejler, at formationen endnu ikke er opsprækket, og at permeabiliteten fortsat er lav. Denne fase er relativ kort og med en typisk varighed på 1-2 sekunder. Idet trykket i boringen overstiger jordens in situ styrke i det forseglede interval, giver formationen efter og opsprækningen påbegyndes. Et stort volumen gas spredes ud i formationen i det forseglede niveau, og der sker en opsprækning af formationen radiært ud fra fraktureringsboringen. Herved falder trykket i boringen og stabiliserer sig på et niveau, mens injektionen fortsættes. Denne trykstabilisering afspejler, at der har indstillet sig en ligevægt for den pågældende flowrate. I denne fase vedligeholdes det inducerede sprækkenetværk. Herefter tilsættes væske til luftstrømmen og trykket fastholdes, indtil det ønskede væskevolumen er spredt i formationen.

Injektion ved LAI vs. hydraulisk injektion

Typisk injiceres væsken vha. en specielt udviklet dyse, der forstøver væsken, hvorved den medrives af det kraftige nitrogenflow. Herved sikres det, at væsken transporteres ud til væsentlig større afstand end hvis den blev tilført luftstrømmen som væske. Denne proces betegnes Liquid Atomized Injection. På den aktuelle lokalitet, hvor sedimentet er ukonsolideret og injektionerne udføres nær terræn, vurderes det dog at være for risikabelt at påtrykke gas under injektion af væskerne. Der er derfor anvendt hydraulisk injektion i stedet.

3.1.1 Udførelse af pilotforsøg

Pilotforsøget på Glostrup Regnvandsbassin er opdelt i 2 testfelter. I hvert testfelt er der udført pneumatisk frakturering i en enkelt boring.

I testfelt 1 er der udført pneumatisk frakturering og hydraulisk injektion af substrat. Formålet med substrattilsætningen er at ændre redoxforholdene mod mere reducerede forhold med henblik på at øge nedbrydningen af chlorerede ethener vha. reduktiv dechlorering. Som substrat anvendes stoffet protamylasse, der er et hollandsk restprodukt fra kartoffelstivelsesproduktion.

I testfelt 2 er der udført pneumatisk frakturering og hydraulisk injektion af en tracerblanding, bestående af fluorescerende tracere og bromid. Formålet med tracertilsætningen er at genfinde sprækkerne og derved belyse fraktureringens influensradius og sprækkedannelse.

Årsagen til, at pilotforsøget er opdelt i to adskilte testfelter, er, at laborieforsøg har vist, at aktiviteten af de dechlorerende bakterier hæmmes ved tilstedeværelse af de anvendte tracere i de aktuelle, meget høje koncentrationer. Dette beskrives nærmere i afsnit 4.2 og bilag H.

Den pneumatiske frakturering er i begge felter udført af det amerikanske firma ARS Technologies.

Pneumatisk frakturering kan udføres fra oven og ned eller fra ned og op. Fraktureringen i dette pilotforsøg er udført fra ned og op, dvs. startende i det dybeste interval.

3.2 DOKUMENTATION AF PNEUMATISK FRAKTURERING

Typisk dokumentationsomfang

Ud fra litteraturgennemgang samt informationer fra ARS Technologies vurderes det, at det gængse dokumentationsniveau for projekter med pneumatisk frakturering fokuserer på registrering af feltdata under selve fraktureringen (registrering af trykudvikling i fraktureringsboring, observationer og trykmålinger i observationsboringer under fraktureringer og registrering af hævnings inden for testfeltet under frakturering). Efter frakturering analyseres vandkvalitet, og oprensningseffektiviteten i etablerede monitoringsboringer vurderes. Parametervalget her afhænger naturligvis af den valgte oprensningstype. Såfremt den pneumatiske frakturering udføres med henblik på at øge formationens permeabilitet, udføres typisk pumpeforsøg med luft eller vand til bestemmelse af permeabiliteten og influensradius før og efter fraktureringen.

Dokumentationsomfang i pilotforsøg

Idet pilotforsøget både har til formål at karakterisere sprækkeudbredelsen som følge af pneumatisk frakturering og at vurdere effekten af substrattilsætningen på nedbrydningen af de chlorerede stoffer, er dokumentationen af pilotforsøget tilsvarende rettet mod de to delformål.

Der anvendes forskellige dokumentationsmetoder i de to testfelter, men erfaringerne fra det første testfelt søges i videst muligt omfang overført til fraktureringen i det andet testfelt, om end geologien i de to testfelter ikke er helt ens.

I det følgende beskrives dokumentationsprogrammet til karakterisering af sprækkeudbredelsen. Dokumentationsprogrammet til belysning af stimuleret reduktiv dechlorering beskrives i det følgende afsnit 3.3.

Dokumentationen af pneumatisk frakturering i nærværende pilotforsøg udføres dels vha. indirekte dokumentation (feltobservationer af trykudbredelse, jordhævninger samt udvalgte vandanalyser) samt vha. direkte dokumentation (genfinding af de injicerede tracere inden for forsøgsfeltet).

Indledningsvist udføres der en række laboratorieforsøg til udvikling og afprøvning af de påtænkte dokumentationsmetoder med henblik på endelig fastlæggelse af dokumentationsprogrammet.

Genfinding af sprækker vha. tracere	<p>3.2.1 Tracerblanding</p> <p>Med henblik på dokumentation af de inducerede sprækker injiceres en tracerblanding under fraktureringen. Tracerblandingen sammensættes af fem forskellige tracere for at sikre størst mulig bredde i dokumentationsmulighederne, således at dokumentationsmetoderne kan supplere hinanden og derved muliggøre et detaljeret samlet billede af udbredelsen og fordelingen af de inducerede sprækker. De valgte tracere er uranine, rhodamine WT, optisk hvidt, methylenblåt og bromid.</p>
Trykudvikling i fraktureringssboring	<p>3.2.2 Feltobservationer</p> <p>Under fraktureringerne og tracerinjektionerne registreres relevante injektionsparametre i begge fraktureringssboringer af ARS, herunder initierings- og vedligeholdelsestryk for fraktureringen samt injektionstryk for tracerinjektionen.</p>
Trykudbredelse	<p>En indirekte metode til vurdering af influensradius, er observation af trykudbredelse i testboringer, der er etableret inden selve fraktureringen. Baggrunden er, at den injicerede gas følger den vej i jorden, hvor der er mindst modstand. Hvis gassen møder en boring eller anden penetrering af jordmatricen, vil denne virke som en trykaflastning. Registrering af trykpåvirkning i en boring er således udtryk for at den injicerede gas er nået ud i den givne afstand og retning fra fraktureringssboringen. Filtersættes boringerne i flere niveauer, kan informationen om gasudbredelse detaljeres vertikalt.</p> <p>Til gengæld vil trykaflastning i en boring forhindre sprækken i at sprede sig yderligere i den pågældende retning.</p> <p>Til monitoring af trykudbredelsen, etableres testboringer med niveau-specifikke filtre i en afstand fra fraktureringssboringen, der svarer til et konservativt estimat af influensradius, dvs. hvor der som minimum forventes en trykpåvirkning. Der etableres 4 testboringer i felt 1 og en testboring i felt 2.</p>
Sætninger/jordhævning	<p>Jordhævninger hhv. –sætninger inden for hver af testfelterne som følge af hver af fraktureringerne registreres som maksimal hhv. residual jordhævning.</p> <p>Formålet med at registrere jordhævninger under fraktureringsforløbet er, at jordens maksimale hævnings kan give en indikation af den samlede sprækkeåbning som følge af fraktureringen i det givne interval. Den blivende jordhævning kan indikere, hvorvidt sprækkerne er helt eller delvist kollapsede efter at gstrykket er taget af. Hvis tiltagene er placeret, således at de dækker flere retninger fra fraktureringssboringen, kan jordhævningsdata endvidere give en indikation af, om sprækkeudbredelsen er sket radiært ud fra fraktureringssboringen, eller om der er sket en præferentiel spredning i enkelte retninger.</p>

FFD-sonderinger	<p>3.2.3 Genfindning af tracere</p> <p>Umiddelbart efter at fraktureringsforsøget med tracerinjektion i felt 2 er tilendebragt, udføres der CPT-sonderinger med FFD-sensor til lokalisering af sprækker med høje koncentrationer af fluorescerende tracere. FFD-sonden er en CPT-sonde til GeoProbe-systemet, der er påmonteret en FFD-sensor (Fuel Fluorescence Detector) i sidevæggen af sonden, der måler jordens fluorescens ved belysning med UV-lys (254 nm). FFD-sensoren har to kanaler, hvoraf den ene (HFFD) kan detektere uranine og rhodamine WT og den anden (LFFD) kan detektere optisk hvidt.</p>
Kerneprøver	<p>Parallelt hermed udtages der kerneprøver i felt 2, placeret hvor der på baggrund af feltobservationerne og FFD-sonderingerne forventes forekomst af inducerede sprækker.</p> <p>Kerneprøverne behandles i laboratoriet, hvor forekomsten af synlige sprækker med høje indhold af tracere registreres ved fotografering under UV-belysning. På baggrund heraf udtages deljordprøver til kemisk analyse for uranine, rhodamine WT og bromid.</p>
Sugeceller	<p>Med henblik på niveauspecifik vandprøvetagning med minimal risiko for krydskontaminering, installeres et antal sugeceller i felt 2, placeret niveauspecikt i klynger.</p>
Vandprøvetagning	<p>Der udtages vandprøver fra sugeceller af to omgange; dels umiddelbart efter etablering af prøvetagningsfiltrene (dvs. ca. 1½-2 uger efter fraktureringen), samt igen ca. 5 uger efter fraktureringen. Vandprøverne analyseres for uranine, rhodamine WT og bromid.</p>
<td data-bbox="528 1290 1445 1552"> <p>3.2.4 Dokumentation af substratubredelse og stimuleret reaktiv dechlorering</p> <p>Med henblik på vandprøvetagning til dokumentation af substratubredelsen og effekten af substratilsætningen på nedbrydningen af chlorede ethener etableres et antal filtersatte monitoringsboringer inden for testfelt 1, placeret i forskellige retninger og afstande fra fraktureringsboringen.</p> </td>	<p>3.2.4 Dokumentation af substratubredelse og stimuleret reaktiv dechlorering</p> <p>Med henblik på vandprøvetagning til dokumentation af substratubredelsen og effekten af substratilsætningen på nedbrydningen af chlorede ethener etableres et antal filtersatte monitoringsboringer inden for testfelt 1, placeret i forskellige retninger og afstande fra fraktureringsboringen.</p>
Vandprøvetagning	<p>Der udtages vandprøver fra samtlige filtersatte boringer i felt 1 til belysning af forureningssammensætning, redoxkemi samt indhold af dechlorerende bakterier. Der udtages vandprøver inden udførelse af frakturering og substratinjektion til beskrivelse af baseline-forholdene samt umiddelbart efter substratinjektionen. Endvidere udtages vandprøver regelmæssigt i en periode på 6-9 måneder efter fraktureringen til beskrivelse af udviklingen i forureningssammensætning, redoxkemi og bakterieindhold som følge af substratilsætningen.</p>

Analyseparametre substratudbredelse

På gytjelokaliteten injiceres substratet protamylasse under fraktureringen. Substratet injiceres til en resulterende koncentration på 2 g C/l i det frakturerede jordvolumen, dvs. 10 g protamylasse/l. Denne koncentration er beregnet på baggrund af de maksimale koncentrationer af TCE, nitrat og sulfat i gytjelaget med en sikkerhedsfaktor indregnet.

Denne resulterende koncentration svarer til en 1% opløsning. Ud fra analyserapporten for 0,1% opløsning af protamylasse (bilag J), ses det, at den resulterende substratopløsning vil indeholde høje koncentrationer af kalium (940 mg K⁺/l samt i øvrigt 70 mg Ca²⁺/l, 37 mg Mg²⁺/l og 36 mg Na⁺/l). Pga. ionbytning vil kationsammensætningen ændres over tid og afstand fra det frakturerede volumen, men det totale indhold af kationer kan være en egnet tracer til at dokumentere substratudbredelsen i jorden.

Den resulterende substratopløsning vil have et indhold af chlorid på ca. 100 mg/l, hvilket ikke vurderes at være tilstrækkeligt forhøjet i forhold til et typisk baggrundsniveau til at chlorid kan anvendes som tracer for substratudbredelsen.

Dog bidrager chlorid sammen med andre ioner til at ledningsevnen formentlig er forhøjet. Ledningsevne målt i vandprøver vurderes derfor som en mulig tracer eller måske nærmere indikatorparameter for substratudbredelsen.

Til belysning af substratudbredelsen foretages analyse af kationer og ledningsevne. Derudover analyseres vandprøverne for indhold af TOC (total organisk kulstof) samt VFA (korte fede syrer) til belysning af udbredelsen og styrken af substratet samt ændringen i sammensætning af substratet som følge af nedbrydning.

Analyseparametre reduktiv dechlorering

Formålet med substrattilsætningen er at ændre redoxforholdene mod mere reducerede forhold med henblik på at øge nedbrydningen af chlorerede stoffer vha. reduktiv dechlorering.

Til vurdering af effekten af substrattilsætningen udtages vandprøver fra filtersatte borer til analyse for følgende:

Parameter	Formål
TOC (total organisk kulstof)	Udbredelse og styrke af substrat
VFA (flygtige fede syrer), såsom acetat, propionat, butyrat mv.	Ændring i sammensætning af substrat som følge af nedbrydning
Redoxparametre (nitrat, jern, sulfat, methan)	Ændring i redoxkemi: reduktion af elektronacceptorer og produktion af ferrojern og methan
PCE, TCE, DCE'er, VC, ethen, ethan	Ændring i forureningssammensætning mod mindre chlorerede hhv. uchlorerede ethener
Dechlorerende bakterier, <i>Dehalococcoides Ethenogenes</i>	Ændring i dechlorerende biomasse

I de boringer, hvor der kan opnås et tilstrækkelig jævnt flow under vandprøvetagning udføres on-line feltmålinger af redoxpotentiale, pH, ledningsevne, ilt og temperatur.

Kerneprøver

Til dokumentation af oprensningseffekten som følge af substrattilsætningen, udtages der en kerneprøve til analyse af massefordelingen af PCE, TCE, DCE'er, VC, ethen og ethan. Der udtages en kerneprøve inden substratinjektionen til beskrivelse af baseline-forholdene ved fraktureringsboringen. Desuden udtages en kerneprøve i forbindelse med den sidste monitoringsrunde med vandprøvetagning, på det tidspunkt, hvor det forventes, at den reductive dechlorering er stimuleret tilstrækkeligt til at foranledige en egentlig massefjernelse.

4 Forundersøgelser med fluorescerende tracere

4.1 TEST AF DOKUMENTATIONSMETODER

Med henblik på endelig fastlæggelse af dokumentationsprogrammet er der inden fraktureringsforsøget udført en række delforsøg i laboratoriet, der har til formål at udvikle og afprøve de påtænkte dokumentationsmetoder til efterfølgende brug i felten samt med henblik på valg af tracere til injektion. Forsøgene har fokuseret på genfindning og analyse af tre fluorescerende tracere; uranine, rhodamine WT og optisk hvidt (uvitex).

Udgangspunktet for laboratorieforsøgene var, at der i felten skulle injiceres én eller flere fluorescerende tracere, som skulle genfindes vha. kerneprøver, CPT-sonderinger med FFD-sensor (Fuel Fluorescence Detector) samt analyse af jord- og vandprøver. Endvidere blev det påtænkt at injicere et farvestof, methylenblåt (brilliant blue), forudsat at dette ikke interfererede med analyser af de fluorescerende tracere. Anbefalingerne på baggrund af de enkelte delforsøg er kort beskrevet nedenfor, mens en detaljeret gennemgang af udførelse og resultater af delforsøgene findes i bilag C-F. Information om fysisk-kemiske egenskaber for tracerne er vedlagt i bilag O.

4.1.1 Opskæring af kerneprøver

Opskæring med hobby-kniv

På baggrund af forsøg, beskrevet i bilag C, er det valgt, at kerneprøver udtages i plastlinere vha. GeoProbe-systemet og opskæres på langs i laboratoriet med hobby-kniv.

4.1.2 Belysning og fotografering

Der er indledningsvist udført forsøg med UV-belysning ved forskellige bølgelængder samt fotografering af vandige standarder såvel som af kerneprøver penslet med tracer til bestemmelse af den mest optimale kombination af UV-bølgelængder (366 nm, 312 nm eller 254 nm), kameraindstillinger og tracerkoncentrationer (1-1000 mg/l). Forsøgene er beskrevet i bilag C.

UV-belysning ved 312 nm

På baggrund af forsøg til valg af UV-bølgelængder, kameraindstillinger og tracerkoncentration (bilag C), er det valgt at belyse kernerne med UV-lys med en bølgelængde på 312 nm. Der vurderes at være et tydeligt visuelt respons ved påføring af en koncentration på 1000 mg/l for hver af de tre tracere. Under UV-lys udsender uranine et gul/grønt

lys, rhodamine WT udsender et lilla/lyserødt/orange lys, mens optisk hvidt udsender et kraftigt hvidt lys.

UV-belysning af tracerblandinger

Forsøg (bilag D) viser endvidere, at der ved injektion af uranine og rhodamine WT i de samme koncentrationsniveauer primært vil kunne foretages en vurdering af fluorescensen af uranine, idet denne dominerer. Endvidere er det fundet, at hverken optisk hvidt eller methylenblåt sammen med uranine og rhodamine WT påvirker fluorescensen fra uranine og rhodamine WT.

4.1.3 FFD-sonde

FFD-detektionsgrænse i vand

Forsøg med FFD-sonden (bilag C) indikerer en detektionsgrænse i vand på ca. 100 µg/l for uranine og 1000 µg/l for rhodamine WT på HFFD-kanalen.

FFD-detektionsgrænse for kerner

Forsøg med FFD-sonden på kerneprøver indikerer en ”detektionsgrænse” for et tydeligt respons på 1000 mg/l for uranine på HFFD-kanalen. Forsøgene med rhodamine WT er mere usikre, men detektionsgrænsen vurderes at være ca. 1000 mg/l. På baggrund af forsøgene vurderes det muligt ved feltforsøget at identificere de inducerede sprækker vha. FFD-sonden. Stofferne gav som ventet intet signifikant respons på LFFD-kanalen.

Ingen forsøg med optisk hvidt

Da det på daværende tidspunkt ikke var muligt at skaffe optisk hvidt hjem, er der ikke udført systematiske forsøg i laboratoriet med dette stof, men det vides fra /20/ og bilag O, at stoffet giver et tydeligt udslag på LFFD-kanalen. Der er efterfølgende påvist et tydeligt respons på LFFD-kanalen fra stoffet ved en ikke-kvantitativ test med eksponering af stoffet på FFD-sensoren. Stoffet kan dermed medvirke til at give en større sikkerhed ved identifikationen af sprækker vha. FFD-sonden umiddelbart efter fraktureringen.

4.1.4 Analyse af vandprøver

Der er udviklet en metode til håndtering af vandprøver med henblik på analyse af uranine og rhodamine WT på fluorometer (bilag E). Detektionsgrænsen i vandprøver er fundet til 0,0001 mg/l for uranine og 0,001 mg/l for rhodamine WT. Der er ikke påvist interferens på analyserne fra stofferne optisk hvidt og methylenblåt.

4.1.5 Analyse af jordprøver

Der er udviklet en metode til håndtering af jordprøver med henblik på analyse af uranine og rhodamine WT på fluorometer (bilag F). Detektionsgrænsen i jordprøver afhænger af den analyserede jordmængde, og varierer mellem 0,003-0,006 mg/kg for uranine og 0,03-0,07 mg/kg for rhodamine WT ved analyse af en jordmængde på 0,3-0,5 gram.

Valg af tracere

4.1.6 Vurdering af tracerkoncentration og sammensætning

De udførte forsøg har vist, at uranine og rhodamine WT i tilstrækkeligt høje koncentrationer giver et signifikant udslag på HFFD-kanalen, men intet udslag på LFFD-kanalen. Optisk hvidt derimod giver iflg. /20/ et signifikant udslag på LFFD-kanalen og kan således bruges til at forbedre dokumentationssikkerheden ved anvendelse af FFD-sonden, da begge kanaler i så fald kan udnyttes.

De udførte forsøg har vist, at hverken optisk hvidt eller methylenblåt påvirker analysen af uranine og rhodamine WT i vand- eller jordprøver.

Udover de fluorescerende tracere blev det valgt at tilsætte bromid, der er en hyppigt anvendt grundvandstracer, som er relativt enkel at analysere i vandprøver, og som ikke sorberer i betydende grad.

På baggrund af de udførte forsøg samt for at muliggøre sammenligning af resultaterne med pilotforsøgte på Vadsbyvej /1/, er det valgt at injicere en tracerblanding bestående af følgende stoffer:

- Uranine
- Rhodamine WT
- Optisk hvidt
- Methylenblåt
- Bromid (som natriumbromid)

Injicerede tracerkoncentrationer

Det er valgt at fremstille tracerblandingen til injektion i testfelt 2 til samme koncentrationer af enkeltstofferne som den anvendte blanding i forsøget på Vadsbyvej /1/. Der stiles således mod at opnå en koncentration på 10.000 mg/l af hver af de fem tracere.

4.2 INHIBERING AF REDUKTIV DECHLORERING

Som beskrevet, blev det valgt at anvende to fluorescerende farvestoffer uranine og rhodamine WT samt sporstoffet bromid til undersøgelse af fraktureringsudbredelsen. På grund af matrix diffusion samt relative høje detektionsgrænser i forbindelse med måling af de fluorescerende stoffer vil det være nødvendigt at tilsætte stofferne i meget høje koncentrationer (>10.000 mg/L).

I forbindelse med oprensning er det formålet at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier af typen *Dehalococcoides* ved tilsætning af donor via de dannede sprækker. Der er derfor udført en række laboratorieforsøg (se bilag H) med formålet at undersøge, om tilsætning af

uranine, rhodamine WT samt bromid i høje koncentrationer har en toksisk virkning på anaerob dechlorering.

Laboratorieforsøgene er udført som batchforsøg, hvor tracere og TCE er tilsat en blandingsbakteriekultur (KB1TM) indeholdende bakterier af typen *Dehalococcoides ethenogens*. De to fluorescerende farvestoffer uranine og rhodamine WT samt sporstoffet bromid er tilsat i to koncentrationer (1.000 og 10.000 mg/L), derudover er også testet en blanding af uranine og rhodamine WT.

Laboratorieforsøgene viser, at tilsætning af én af de to fluorescerende stoffer uranine og rhodamine WT i en koncentration på 1.000 mg/L har en kraftig hæmmende effekt på dechloreringen af TCE. Ved tilsætning af enten uranine eller rhodamine WT i en koncentration på 10.000 mg/L ses fuldstændig hæmning. Tilsætning af bromid i en koncentration på 1.000 mg/L ses ikke at have nogen effekt på anaerob dechlorering. Tilsætning af bromid i en højere koncentration på 10.000 mg/L ses derimod indledningsvis at hæmme anaerob dechlorering. Forsøgene med bromid tyder dog på, at de dechlorerende bakterier efter en periode kan genvinde deres dechlorerende evne.

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg blev det besluttet ikke at injicere tracer i forbindelse med donorinjektion via sprækker, da dette sandsynligvis vil have en kraftig hæmmende effekt på de naturligt tilstedeværende dechlorerende bakterier. I stedet blev det besluttet at udføre to testfelter på lokaliteten, hvor tracer kun injiceredes i det ene testfelt med formålet at studere sprækkeudbredelsen, mens der injicerer donor via de dannede sprækker i det andet testfelt med formålet at studere stimulering af anaerob dechlorering.

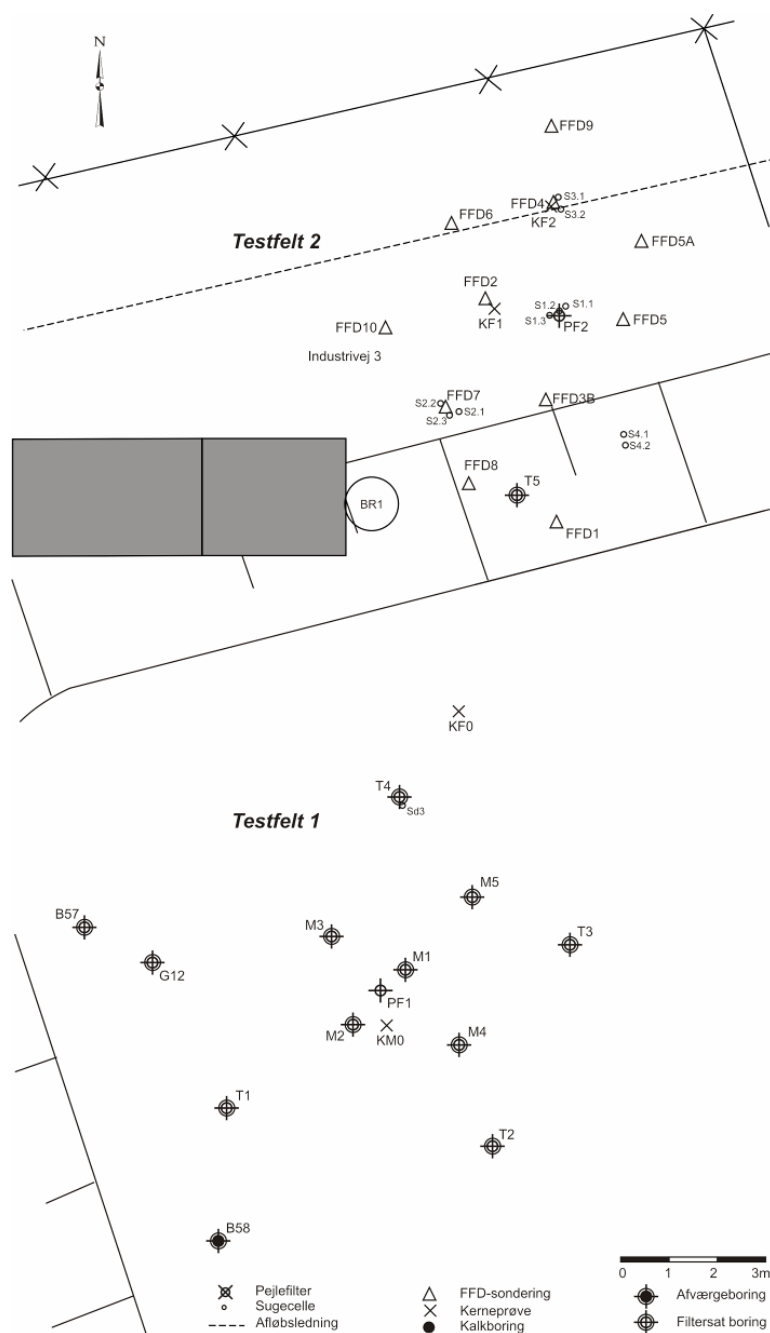
4.3 BEREGNING AF SUBSTRATMÆNGDE

På baggrund af indholdet af elektronacceptorer og chlorerede stoffer i porevandet og jorden i testfelt 1, er det nødvendige substratbehov beregnet.

Med en forventet influensradius på 4 m fra PF1 og substratinjektion over dybden 1-4 m.u.t. er der beregnet et substratbehov på i alt 800 liter protamylasse. Beregningerne samt analyserapport for substratet protamylasse er vedlagt i bilag J.

5 Feltaktiviteter

I det følgende beskrives kortfattet de udførte feltaktiviteter relateret til pilotforsøget. En detaljeret oversigt over de udførte feltaktiviteter samt de udførende parter er vedlagt i bilag A. Placering af undersøgelsespunkterne er vist på situationsplan i figur 5.1. Situationsplan i større skala er vedlagt i bilag B.



Figur 5.1 Situationsplan med placering af undersøgelsespunkter.

5.1 FORBEREDENDE FELTAKTIVITETER

Testboringer T1-T5

Til monitorering af trykudbredelsen under den pneumatisk frakturering i testfelt 1, er der den 10-11. oktober 2005 udført 4 testboringer, T1-T4, placeret i 4 meters afstand fra fraktureringsboringen (PF1) i forskellige retninger, hhv. N, Ø, SSØ og SV for fraktureringsboringen.

T1-T4 er udført som 6" forede lagfølgeboringer og filtersat i 2 niveauer med ø63 mm filter; hhv. ca. 1-2 m.u.t. og ca. 3-4 m.u.t. Der er gruskastet omkring filterne og afproppet med bentonit mellem og over filterne. Der er udtaget prøver hver ½ meter til PID-måling og geologisk bedømmelse. Boreprofiler er vedlagt i bilag P.

Endvidere er der den 7. december 2005 udført en testboring, T5, til monitorering af trykudbredelsen under pneumatisk frakturering i testfelt 2. Boringen T5 er placeret ca. 4 meter fra PF2 i retning mod testfelt 1.

T5 er udført som en 4" foret lagfølgeboring og filtersat i ét niveau 1,3-2,3 m.u.t. med ø63 mm filter. Der er gruskastet omkring filteret og afproppet med bentonit over filteret. Der er ikke udtaget prøver under borearbejdet. Boreprofilet er vedlagt i bilag P.

Kerneprøver

Til beskrivelse af den uforstyrrede geologi samt forureningsniveauet og geokemien i testfelt 1 er der den 11. oktober 2005 udtaget en kerneprøve, KM0 fra 1-4 m.u.t. Kerneprøven er udtaget i 3 stk. A-rør fra en 6" foret lagfølgeboring. Der er endvidere udtaget prøver i rilsanposer for hver ½ m til PID-måling og geologisk bedømmelse. Kerneprøven KM0 er efterfølgende behandlet og analyseret i laboratoriet. Beskrivelse af håndtering samt resultater af jordanalyser fra KM0 er vedlagt i bilag U. Borejournal er vedlagt i bilag P.

Til beskrivelse af den uforstyrrede geologi og baggrunds niveauet for fluorescens-respons ved UV-belysning samt koncentrationsniveau af tracere i jorden i testfelt 2 er der den 2. december 2005 udtaget en kerneprøve, KF0, fra 1-4 m.u.t. Kerneprøven er udtaget i en ø38 mm PVC-liner med GeoProbe. Kerneprøven KF0 er behandlet i laboratoriet sammen med de øvrige kerneprøver, således at der kunne foretages en direkte sammenligning. Beskrivelse af håndtering samt fotos af KF0 er vedlagt i bilag K.

Fikspunkter

Med henblik på registrering af evt. blivende jordhævninger/-sætninger som følge af pneumatisk frakturering i testfelt 2, er der etableret 11 fikspunkter, h1-h11, inden for testfeltet. Fikspunkterne er etableret den 7. december 2005 med landmålerstokke i forskellige afstande og retninger fra fraktureringsboringen (PF2).

Fikspunkterne er nivelleret og indmålt af landinspektør den 8. december 2005, umiddelbart inden selve fraktureringen, men efter etablering af fraktureringsboringen. Nivelleringsdata og placering af fikspunkterne er vedlagt i bilag N.

FFD-sonde baseline

Til fastlæggelse af baggrunds-FFD-responset i de forventede jordtyper (sand, silt, ler og gytje) er der udført en FFD-sondering, FFD1, til 6,1 m.u.t. FFD1 er placeret ca. 4,5 meter fra fraktureringsboringen PF2 for at undgå kortslutning af gas eller tracerblanding under fraktureringen. Resultatet af FFD1 er vedlagt i bilag L.

FFD-sonderingerne udføres ved at presse, ikke banke, proben ned i jorden. For at sikre tilstrækkeligt modtryk, er GeoProben forankret vha. 1 meter lange jordankre under nedpresningen. Ved nedpresning er stenindholdet og -størrelsen i jorden mere kritisk end ved nedbankning. Ved udførelsen af FFD1 blev det samtidig afprøvet, om FFD-sonderingerne kunne anvendes på den aktuelle lokalitet.

Vandprøvetagning baseline

Til belysning af de forureningsmæssige, mikrobielle samt geokemiske forhold i testfelt 1 samt til analyse af baggrunds niveauet af uranine, rhodamine WT og bromid er der den 17-25. oktober 2005 udtaget vandprøver fra de fire testboringer T1-T4 samt G12. Vandprøvetagningsskemaer er vedlagt i bilag Q og analyserapporter i bilag R.

Opboring af fraktureringsboringer, PF1 og PF2

Der er den 7. december 2005 boret en foret 4" lagfølgeboring, PF1, til ca. 6,5 m.u.t. til anvendelse som fraktureringsboring i testfelt 1. Boringen er udført ved at der er boret med 6" foring ned til 1,7 m.u.t. Inden i 6" foringsrøret er der boret en 4" foret lagfølgeboring til 6,5 m.u.t. 4" foringsrøret er trukket tilbage inden frakturering. Der er udtaget prøver hver ½ m til PID-måling og geologisk bedømmelse. Dybdeintervallet 4-6,5 m.u.t. blev boret for at få plads til den dybeste af packerne under injektionsdysen.

Der er den 8. december 2005 boret en foret 4" lagfølgeboring, PF2, til 5,6 m.u.t. til anvendelse som fraktureringsboring i testfelt 2. Boringen er udført ved at der er boret med 6" foring ned til 0,5 m.u.t. Inden i 6" foringsrøret er der boret en 4" foret lagfølgeboring til 5,6 m.u.t. 4" foringsrøret er trukket tilbage inden frakturering. Der er ikke udtaget prøver under borearbejdet. Dybdeintervallet 4-5,5 m.u.t. blev boret for at få plads til den dybeste af packerne under injektionsdysen.

Borejournaler er vedlagt i bilag P.

5.2 PILOTFORSØG – FELTAKTIVITETER

5.2.1 Pneumatisk frakturering i testfelt 1

Pilotforsøget i testfelt 1 er udført den 7. december 2005. Der er foretaget pneumatisk frakturering og tracerinjektion i én boring, PF1, i 2 intervaller af hver 1 meters længde fra 2-4 m.u.t. Der er dog kun fraktureret i det dybeste interval.

Umiddelbart inden fraktureringen er packerarrangementet med injektionsdysen ført ned i bunden af boringen med dysen ud for det dybeste fraktureringsinterval (3-4 m.u.t.), hvorefter 4" foringsrøret er trukket op af boringen. Efter frakturering og injektion i dette interval, er packerarrangementet trukket op til det andet, højere interval (2-3 m.u.t.). Den nederste packer er udvidet i selve jordsøjlen, mens den øvre packer er udvidet i 6" foringsrøret.

Der er injiceret ufortyndet protamylasse ved hydraulisk injektion, hhv. ca. 425 liter i intervallet 3-4 m.u.t. og ca. 375 liter i intervallet 2-3 m.u.t.

Udstyr og opstilling

Et foto af opstillingen under fraktureringsforsøget er vist på figur 5.2.

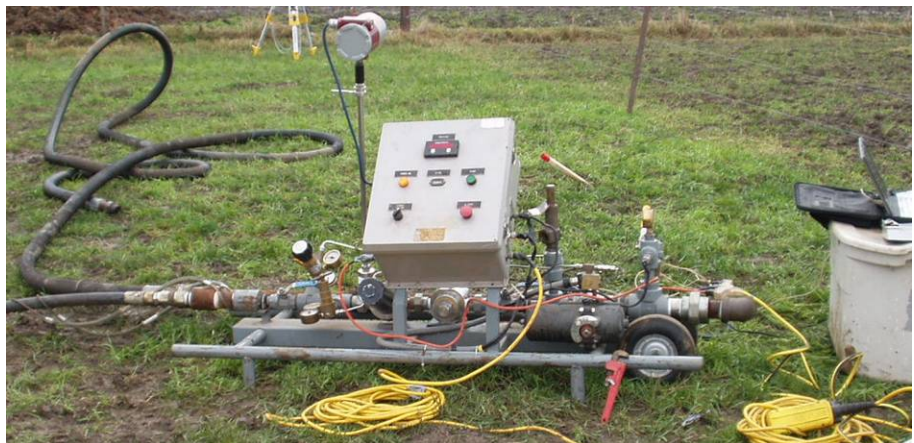


Figur 5.2 Testfelt 1 under pneumatisk frakturering

Den pneumatiske frakturering sker ved at kvælstofgas ledes ud i jorden gennem en dyse. På hver side af dysen er placeret packere af hver 1 meters længde; én packer under dysen og to packere over dysen. Inden fraktureringen, blæses packerne op vha. kvælstofgas, således at vertikale trykaflastningsveje forsegles inden gassen påtrykkes. Det område omkring dysen, der ikke er forsejlet, dvs. fraktureringsintervallet, er ca. 90 cm langt. Dysen og packerarrangementet er vist på figur 5.3. Den samlede længde er ca. 6 meter.



Figur 5.3 Packersystem nedhejses i boring vha. borerig



Figur 5.4 Reguleringsmodul

Gassen til fraktureringen fås fra kvælstofbatterier, placeret på en trailer (bagest i billedet på figur 5.2), der er forbundne til et reguleringsmodul (se figur 5.4), hvorfra kvælstoftryk og -flow styres. Modulet er koblet til en bærbar computer, der registrerer trykudviklingen i fraktureringsboringen og andre relevante procesparametre.

Fraktureringen er foretaget i to trin: først pneumatisk frakturering efterfulgt af hydraulisk injektion af substrat (protamylasse). Substratinjektionen er udført ved, at det uforyndede substrat er pumpet fra en palletank til packer-arrangementet, hvorfra væsken er spredt i jorden

I det første fraktureringsinterval blev der i slutningen af substratinjektionen kortvarigt påtrykt en gaspuls, hvilket gav anledning til øjeblikkelig forekomst af substrat og gas til terræn i og ved PF1.

På baggrund af denne observation blev det vurderet, at risikoen for at bryde forseglingen i PF1 og dermed forhindre horisontal spredning af substratet var forøget. Der blev derfor ikke i det andet, mere terrænnære fraktureringsinterval (2-3 m.u.t.) indledningsvist foretaget frakturering, men alene substratinjektion ved direkte hydraulisk injektion.

5.2.2 Pneumatisk frakturering i testfelt 2

Pilotforsøget i testfelt 2 er udført den 8. december 2005. Der er foretaget pneumatisk frakturering i én boring, PF2, i ét interval af 1 meters længde fra 1,5-2,5 m.u.t. Testfeltet er vist på figur 5.5.

Umiddelbart inden fraktureringen er packerarrangementet med injektionsdysen er ført ned i bunden af boringen med dysen ud for centrum af fraktureringsintervallet (2 m.u.t.), hvorefter 4" foringsrøret er trukket op af boringen. Efter frakturering og injektion i dette interval, er packerarrangementet trukket op til det andet, højere interval (2-3 m.u.t.). Den nederste packer er udvidet i selve jordsøjlen, mens den øvre packer er udvidet i 6" foringsrøret. Der er alene anvendt én packer over injektionsintervallet, pga. den terrænnære placering af dysen.

Der er injiceret 150 liter tracerblanding i det ene fraktureringsinterval.

Fraktureringen er foretaget i to trin: først pneumatisk frakturering efterfulgt af hydraulisk injektion af tracerblanding. Tracerinjektionen er udført ved, at traceren er pumpet fra en 200 liter plasttønde til packerarrangementet, hvorfra væsken er spredt i jorden. Der blev efter pumpningen af tracerblandingen påtrykt gas til injektionsdysen af 2 omgange, hvilket ikke forårsagede brud på forseglingen i PF2.



Figur 5.5 Testfelt 2 under pneumatisk frakturering

Tilsætning af tracere

Tracerne er blandet og fortyndet i felten umiddelbart inden fraktureringen. Opblandningen er udført i en 200 liter plasttønde, hvor tracerne uranine, rhodamine WT, optisk hvidt og methylenblåt er tilsat et omtrentligt afstemt volumen vand. Natriumbromid, der findes som salt, er opløst i et mindre volumen vand inden sammenblanding med de øvrige tracere. Med henblik på at sikre fuld opblanding af stofferne, blev tracerblandingen recirkuleret gennem pumpen og tilbage til plasttønden inden injektion. ”Opskriften” på tracerblandingen er vedlagt i bilag I.



Figur 5.6 Tracere inden opblanding i 200 liter tønde. Pumpen ses i baggrunden.



Figur 5.7 Uranine hældes i 200 liter tønde

Den tilstræbte koncentration af tracerne var 10.000 mg/l af hver for bromid, uranine, rhodamine WT og methylenblåt og 8.800 mg/l for methylenblåt.

Trykudvikling i frakturering
boringer

5.2.3 Feltobservationer under frakturering i testfelt 1

Under selve fraktureringsforløbet og substratinjektionerne er procesparametre vedr. tryk og kvælstof-flow i injektionsboringen registreret. De registrerede parametre omfatter trykudvikling i fraktureringsboringen (maksimalt tryk, vedligeholdelsestryk og injektionstryk), injiceret tracervolumen samt kvælstofdata (flowrate samt start- og sluttryk i kvælstofflaskerne). Data blev registreret vha. en computer, koblet til reguleringsmodulet.

Trykudbredelse i testboringer

Trykudbredelsen i testboringerne T1-T4 samt i de eksisterende boringer G12 og B57 er monitoreret vha. manometre isat udvalgte filtre med et packer-arrangement hhv. blå plastikhandsker, der er tapet fast på filtrene. Manometrene låser en nål fast på det maksimale udslag, således at dette kan aflæses umiddelbart efter selve fraktureringen. Under substratinjektionen er der i stedet for plastikhandsker isat skrueprop for at forhindre substrat i at presses op i boringerne. Monitoringsmetoden i de enkelte filtre fremgår af tabel 5.1.



Figur 5.8 Monitering af trykudbredelse i testboring.

Tabel 5.1 Observationsmetoder for trykudbredelse i testboringer. Dybde er angivet i m.u.t.

Filter	Dybde		Filter	Dybde	
T1-1	3,0-4,0	Manometer	T3-1	3,5-4,0	Manometer
T1-2	1,1-2,1	Plastikhandske / prop	T3-2	1,5-2,5	Plastikhandske / prop
T2-1	3,0-3,5	Manometer	T4-1	3,0-3,6	Manometer
T2-2	1,0-2,0	Plastikhandske / prop	T4-2	1,7-2,1	Plastikhandske / prop
G12	1,5-2,5	Manometer	B57	3,4-5,4	Rilsanpose
			B58	3,8-5,8	Packer

Efter fraktureringen i det dybeste interval (3-4 m.u.t.) er manometrene aflæst og nulstillet, og handskerne er afmonteret og erstattet af skrueprop.

Feltrapport for fraktureringsforsøget, herunder feltobservationerne, er vedlagt i bilag M.

Registrering af jordhævning under frakturering

Til registrering af jordhævninger under og efter fraktureringer og injektioner er der opstillet tre stadier inden for testfeltet, der er aflæst inden, under og efter hver frakturering. Resultater er vist i feltrapporten i bilag M.

Trykudvikling i fraktureringsboring

5.2.4 Feltobservationer under frakturering i testfelt 2

Som beskrevet for testfelt 1, er procesparametre vedr. tryk og kvælstof-flow i injektionsboringen registreret under frakturering og traceinjektion i testfelt 2.

Trykudbredelse i testboringer

Trykudbredelsen i testboringen T5 er monitoreret vha. manometer med et packer-arrangement, som beskrevet i afsnit 5.2.3.

	Feltrapport for fraktureringsforsøget, herunder feltobservationerne, er vedlagt i bilag M.
Registrering af jordhævning under frakturering	Til registrering af jordhævninger under og efter frakturering og injektion er der opstillet tre stadier inden for testfeltet, der er aflæst inden, under og efter hver frakturering. Resultater er vist i feltrapporten i bilag M.
Nivellering af fikspunkter	Efter pneumatisk frakturering og tracerinjektion i PF2 er fikspunkterne h1-h11 nivelleret af landinspektør. Nivellementsdata findes i bilag N.
Etablering af monitoringsboringer M1-M5	<p>5.2.5 Monitering af ERD i testfelt 1</p> <p>Med henblik på monitering af effekten på forureningsniveauet og geokemien i testfelt 1 som følge af substratinjektionen er der den 14.-15. december 2005 etableret 5 filtersatte lagfølgeboringer, M1-M5. Boringerne er udført som 8" forede boringer og ført til 4 m.u.t. Boringerne er filtersat med ø63 mm filter i tre niveauer; ca. 1,25-1,75 m.u.t., 2,25-2,75 m.u.t. og 3,25-3,75 m.u.t. og afsluttet med betondæksel i terræn.</p> <p>Boringerne er placeret i testfelt 1 i forskellige retninger hhv. ½, 1, 1½, 2 og 2½ m fra PF1.</p>
Vandprøvetagning	<p>Til belysning af udviklingen i forureningsniveauet samt de geokemiske og mikrobielle forhold som følge af substratinjektionen er der løbende udtaget vandprøver fra boringerne i testfelt 1 over en periode på foreløbig 8 måneder. Endnu en runde er planlagt i efteråret 2006.</p> <p>Boringerne er pejlet i forbindelse med hver vandprøvetagningsrunde, inden prøvetagningen.</p> <p>En oversigt over vandprøvetagningsrunderne er vist i bilag A og er delvist gengivet i tabel 5.2.</p> <p>Endvidere er der i forbindelse med den sidste prøvetagningsrunde (planlagt til ultimo september 2006) planlagt udtaget en kerneprøve, KM1, nær PF1 til dokumentation af omfanget af den stimulerede reductive dechlorering som følge af substrattilførslen.</p> <p>Resultater af monitoringerne afrapporteres særskilt efter den sidste monitoringsrunde i en rapport, der fokuserer alene på omfanget og effekten af stimuleret reaktiv dechlorering i testfelt 1.</p>

Tabel 5.2 *Oversigt over vandprøvetagningsrunder i testfelt 1*

Runde	Uge, År	Boringer	Parametre
1	51, 2005	T1-T4, M1-M5, G12	Chlor. + nedb., ethen + ethan, redoxparametre, TOC, VFA
		T1-T4, M1,G12	<i>Dehalococcoides Ethenogenes</i>
2	3, 2006	T1-T4, M1-M5, G12	Chlor. + nedb., ethen + ethan, redoxparametre, TOC, VFA
		T1-T4, M1,G12	<i>Dehalococcoides Ethenogenes</i>
3	14, 2006	T1-T4, M1-M5, G12	Chlor. + nedb., ethen + ethan, redoxparametre, VFA
4	22, 2006	T1-T4, M1-M5, G12	Chlor. + nedb., ethen + ethan, redoxparametre, TOC, VFA
		T1-T4, M1,G12	<i>Dehalococcoides Ethenogenes</i>
5	31, 2006	T1-T4, M1-M5, G12	Chlor. + nedb., ethen + ethan, redoxparametre, VFA
6	Sep., 2006	T1-T4, M1-M5, G12	Chlor. + nedb., ethen + ethan, redoxparametre, TOC, VFA
		T1-T4, M1,G12	<i>Dehalococcoides Ethenogenes</i>

5.2.6 **Genfinding af tracere i testfelt 2**

FFD-sonderinger

Til genfinding af sprækker med høje koncentrationer af fluorescerende tracere er der umiddelbart efter endt pneumatisk frakturering og den efterfølgende dag udført 10 FFD-sonderinger, FFD2-FFD10. Sondringerne er placeret i en afstand på mellem 1,5 og 4 m fra PF2. Sondringerne er ført til mellem 1,8 og 7,2 m.u.t.

FFD-sonderingerne er udført den 8.-9. december 2005. Resultaterne af FFD-sonderingerne er samlet i bilag L.

Kerneprøver KF1-KF2

Parallelt med udførelse af FFD-sonderingerne er der den 8. december 2005 udtaget 2 kerneprøver, KF1-KF2, i ø38 mm PVC-liner med GeoProbe. Kernerne er udtaget i dybden 0-4 m.u.t.

Umiddelbart efter udtagning af hver kerne, er kernen bragt til laboratoriet, hvor den er skåret op på langs i to halvdele. Den ene halvdel er fotograferet under først UV-lys (312 nm) og dernæst i dagslys. Sprækker med tracerforekomst er registreret, og på baggrund heraf er der udtaget jordprøver fra den anden kernehelvdel til efterfølgende analyse for uranine, rhodamine WT og bromid (kun udvalgte prøver). Kernehåndteringen er nærmere beskrevet i bilag K.

Installering af sugeceller

Med henblik på udtagning af niveauspecifikke vandprøver er der den 12. december 2005 installeret 10 sugeceller af typen Prenart Steel, hver af 15 cm's længde. Sugecellerne er installeret ved, at jernrør med GeoProben er banket ned til det ønskede dybde, sugecellen med påmonteret slange er ført ned i røret, hvorefter røret er trukket tilbage. Under tilbagetrækningen af røret er der gruskastet omkring sugecellen med silicamel og herover er der afproppet med bentonit.

Sugecellerne er installeret i 4 klynger, benævnt S1-S4. S1 og S2 består af hver 3 sugeceller i følgende dybder: 2,35-2,5 m.u.t. (1), 1,9-2,05 m.u.t. (2) og 1,5-1,65 m.u.t. (3). S3 består af 2 sugeceller i dybderne 1,9-2,05 m.u.t. (1) og 1,65-1,8 m.u.t. (1), mens S4 består af 2 sugeceller i dybderne 1,9-2,05 m.u.t. (1) og 1,5-1,65 m.u.t. (1). Tallene i parentes henviser til filternummer i den respektive klynge.

Vandprøvetagningen fra sugecellerne foregår ved at der i en 2 liters plastflaske koblet til sugecellens slange påtrykkes et vakuum, hvorved porevandet suges ud af matrix og op i flasken. Der har været påtrykt vakuum til flaskerne i ca. 1 døgn inden prøvetagning.

Vandprøvetagning

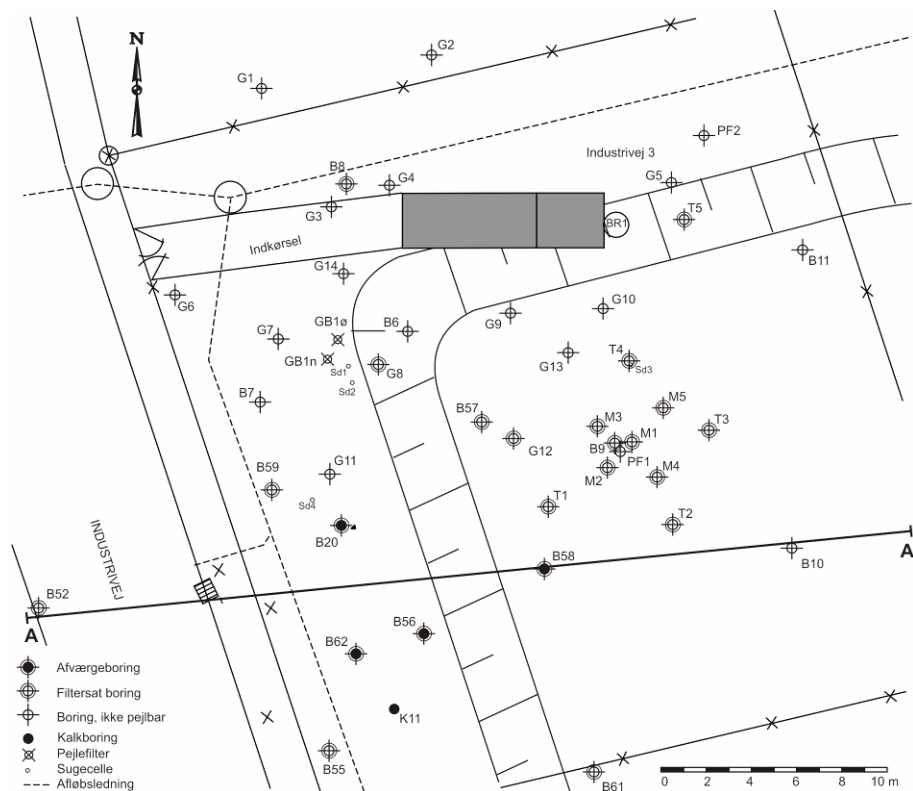
Til belysning af koncentrationsniveauet af tracere i de filtersatte intervaller er der udtaget vandprøver til analyse for uranine, rhodamine WT og bromid, dels umiddelbart efter installering af sugeceller (1. runde), dels ca. 1 måned efter fraktureringsforsøget (2. runde).

1. runde er udført i perioden 12-21. december 2005, mens 2. runde er udført i perioden 9.-12. januar 2006. Der er udtaget vandprøver fra de 10 sugeceller samt fra boring T5, i alt 11 vandprøver.

Vandprøvetagningskemaer er vedlagt i bilag Q, mens analyseresultater er vedlagt i bilag R. Vandprøverne er analyseret for uranine, rhodamine WT og bromid, som beskrevet i bilag E og K.

6 Resultater

6.1 LOKALITETEN



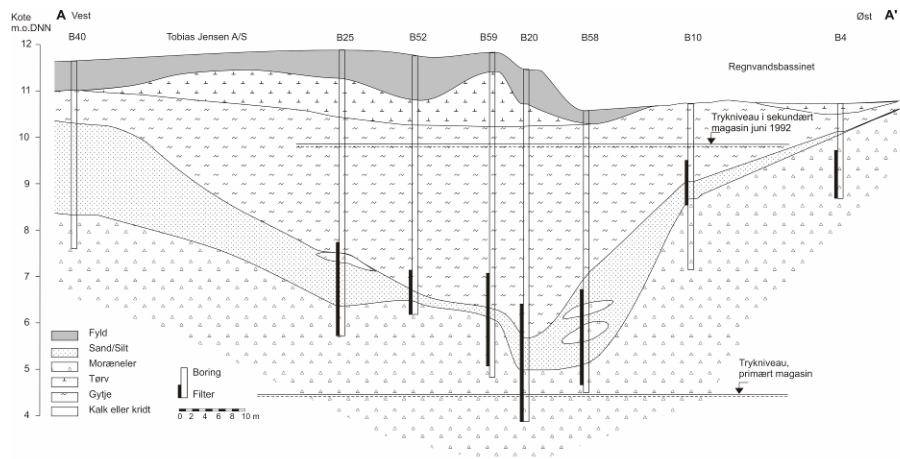
Figur 6.1 Oversigtskort med placering af profil A-A'

Geologi

6.1.1 Geologi, hydrogeologi og geoteknik

Geologien ved regnvandsbassinet består af moseaflejringer (tørv og gytje). Herunder findes et lag af sand, morænesand og silt, der underlejres af moræneler. Sandlaget udgør et lokalt sekundært magasin. Sandet og moseaflejringerne findes i en form som en skål, hvor oversiden af moræneleret udgør bunden af skålen. Det dybeste punkt i skålen findes i den nordvestligste del af bassinet, lidt syd for bassinets indløb. Moræneleret underlejres i kote ca. -1 m (DNN) af kalken, der udgør det primære magasin i området.

Figur 6.2 viser et øst-vestgående geologisk profilsnit. Som det ses heraf, er moseaflejringerne (primært gytje) omtrentligt afgrænset i østlig og vestlig retning (profil A-A'), mens de såvel nord som syd for Regnvandsbassinet har en mægtighed på 3,5-4 m.



Figur 6.2 Geologisk profilsnit A-A'

Sekundært grundvandsmagasin

Sandlaget herunder, der udgør det sekundære magasin, er gennemgående af ½-1 meters mægtighed og består af både smeltevandssand, morænesand og silt. Sandlaget følger undersiden af skålen og varierer dermed i dybde fra ca. 1 m.u.t. i B4 til 6 m.u.t. ved B20. Sandet tynder ud mod øst ved B4 og mod nord ved B8. Sandlagets udbredelse er ikke afgrænset mod syd og vest.

Hydrogeologi, sekundært magasin

Terrænkoten på lokaliteten er i kote ca. 11,5-12 m (DNN). Det sekundære magasin er spændt med et trykniveau i kote ca. 10 m (DNN). Den naturlige strømningsretning er vestlig i retning mod nabolokaliteten Tobias Jensen A/S. På baggrund af pejlinger fra 1997 (inden opstarten af afværgepumpningen) vurderes den naturlige gradient at være 5 ‰. Den hydrauliske ledningsevne i sandlaget at være i størrelsesordenen $4 \cdot 10^{-5}$ - $4 \cdot 10^{-6}$ m/s /11/. Dimensioneringsundersøgelser bekræfter dette /15/. Med en porøsitet på 0,3, fås således en porevandshastighed i sandlaget på 2,1-21 m/år.

Under afværgepumpningen er der skabt en sænkningstragt omkring afværgeboringerne B20, B56 og B62, hvortil vandet ledes fra den vestlige del af Regnvandsbassinet samt fra den østlige del af Tobias Jensen A/S, se bilag 8. Trykniveauet i B20 er ca. i kote 7,5 m under pumpning.

Hydrogeologi, primært magasin

Det primære magasin (kalken) er ligeledes spændt med et trykniveau i ca. kote 3,5 m (DNN). Der er således en nedadrettet gradient mellem det sekundære og det primære magasin både med og uden pumpning i det sekundære magasin. Der afværgepumpes fra det primære magasin på lokaliteten Tobias Jensen A/S.

Geoteknik

I forbindelse med dimensioneringsundersøgelser /15/ er der udført en række geotekniske forsøg, der viser, at gytjen og ler/silten har en me-

get lav permeabilitet (vertikalt mindre end 10^{-12} m/s og horisontalt ca. $8 \cdot 10^{-8}$ m/s).

Gytjen har som forventet en meget høj porøsitet (0,86) ifht. ler/silt prøven (0,45). Dette afspejles også i vandindholdet, der er meget højt for gytjen (227 %) mens det er væsentligt lavere for ler /silt prøven (ca. 30 %). Glødetabet på prøverne fra gytjen (6-16 %) indikerer et relativt højt indhold af organiske planterester. Prøverne af det underliggende sand og moræneler viser væsentligt lavere glødetab (1-2 %).

Plasticitetsforsøgene indikerer, at gytjen vil udvise plastiske egenskaber, mens ler/silten ikke vil udvise plastiske egenskaber. Konsolideringsforsøg viser en OCR-værdi på 1,6 for gytjen og 1,25 for ler/silten og indikerer således, at der ikke er nogen markant forskel på de vertikale og horisontale spændinger. Til sammenligning findes der typisk OCR-værdier på ca. 4-5 for intakt moræneler.

I boring G8 er der lavet vingeforsøg, og de indikerer en meget lav styrke af gytjen (20-30 kN/m²). Styrken i det underliggende moræneler er bestemt til ca. 100-150 kN/m². Ler/silt laget er ikke truffet i G8, men på baggrund af de gennemførte konsolideringsforsøg, vurderes styrken af være ca. 40-50 kN/m².

På baggrund af den meget lave permeabilitet vurderes det meget vanskeligt at injicere både ved almindelig infiltration i filtersatte boringer eller ved højt tryk med f.eks. et injektionsspyd.

Samtidig indikerer forsøgene, at spændingsforholdene i både gytjen og ler/silten er ensartede i både vertikal og horisontal retning, hvilket medfører, at sprækkeudbredelsen ved PF ikke kun vil ske horisontalt, men også til en vis grad i vertikal retning. Der er derfor en vis risiko for, at sprækkerne ikke når så langt ud som i f.eks. en typisk overkonsolideret moræneler med OCR-værdier på 4-5.

På baggrund af de geotekniske data, har ARS Technology vurderet, at det er muligt at opnå en tilstrækkelig frakturering. ARS Technology bemærker, at der ved de mest terrænnære fraktureringer kan forekomme opskydning af materiale (substratblanding) til terræn, men at dette kan imødegås ved f.eks. pulserende gasflow.

De to testfelter er beliggende i den østlige del af regnvandsbassinet, hvor moseaflejringerne aftager i mægtighed. Den lokale geologi i de to testfelter er skitseret på 3 profilsnit, der er udarbejdet på baggrund af boreprofiler samt geotekniske målinger med CPT-sonden (del af FFD-sonden). De tre profilsnit er vedlagt i bilag X.

Geologi i testfelt 1

Profilsnit 1 og 2 illustrerer geologien i testfelt 1 og gennemskærer begge fraktureringsboringen PF1. Overordnet består lagserien af øverst et ½-1 m tykt fyldlag af sandet og leret muld, underlejret af ca. 1-1½ m gytje, og derunder 1½-3 m aflejringer af leret silt hhv. siltet ler. Siltlaget er underlejret af ler med forekomst af sandslirer, bortset fra M3 og B9, hvor siltlaget underlejres af leret sand.

De to snit illustrerer, at moseaflejringerne mægtighed aftager mod øst.

Profilsnittene er i nogen grad simplificeret i forhold til den beskrevne geologi på borejournalerne. Således er der enkelte boringer (M2 og M5) fundet tørv, hvilket er inkluderet i gytjelaget. Ligeledes dækker betegnelsen leret sit over flere forskellige geologiske beskrivelser, såsom leret silt, gytjeholdigt ler og svagt sandet silt.

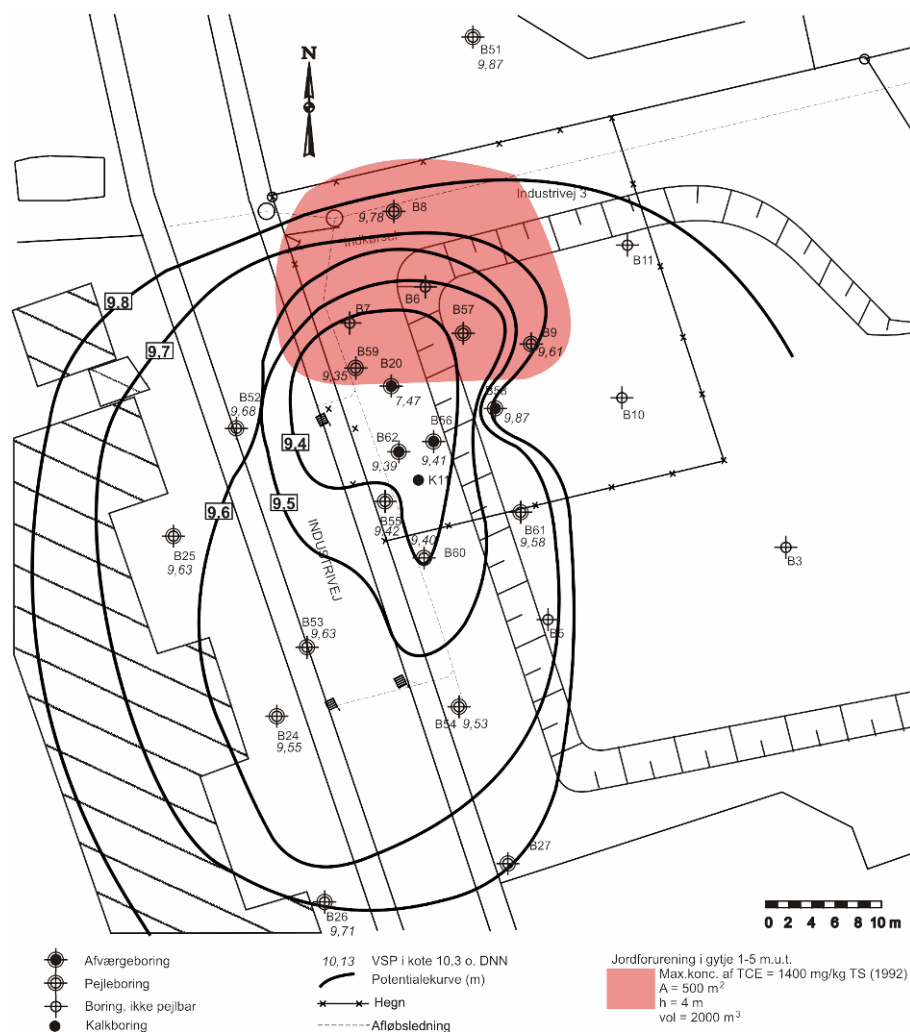
Geologi i testfelt 2

Testfelt 2 ligger i det nordøstligste hjørne af regnvandsbassinet. Profilsnit 2 er SSV-NNØ-gående og gennemskærer således både felt 1 og felt 2. Som det fremgår heraf, er geologien i testfelt 2 noget mere varierende end i felt 1 med sand i stedet for silt under gytjen i en del af området. Endvidere bemærkes det, at det øverste fyldlag i felt 2 ikke består af sandet/leret muld som på den øvrige del af lokaliteten, men af stabilgrus, hvilket tyder på en nyere terrænregulering lokalt i dette område. Stabilgruslaget har en maksimal mægtighed i KF2, hvor gytjeoverfladen først træffes 2,2 m.u.t.

Geologien i testfelterne adskiller sig således i nogen grad fra geologien i området ved G8, hvor den kraftigste forurening er fundet, idet mægtigheden lagene af gytje og silt aftager i retning mod testfelterne og specielt i testfelt 2 har en begrænset mægtighed.

6.1.2 Forureningssituationen på gytje/siltlaget

Arealet på Industrivej 3 har i en årrække fungeret som regnvandsbassin for Glostrup Kommune. Den konstaterede forurening i Regnvandsbassinet er opstået som følge af tilledning af forurenede vand fra industrilokaliteten Tobias Jensen A/S, Industrivej 4. Indløbet til Regnvandsbassinet har været lokaliseret ved boring B6, se figur 6.3.



Figur 6.3 Situationsplan med vurderet horisontal forureningsudbredelse i gytje-/silt-lag

Initiel forureningsspredning Det vurderes, at forureningsspredningen er sket ved, at kraftigt forurennet vand er ledt til Regnvandsbassinet ved B6, hvorfra den fri fase DNAPL er trængt ned gennem gytjen i dette område og derefter har spredt sig horisontalt i sandlaget i retning mod det dybeste punkt (ved B20, B56 og B62) og er ophobet oven på moræneleret.

Forurening i gytje Der er konstateret høje forureningsindhold i gytjen ved indløbet (B6) med høje PID-værdier fra terræn til ca. 4,5 m.u.t. I B6 er forureningen ikke afgrænset nedadtil. Der er konstateret maksimale forureningsindhold i jorden i G8 (2,5 m.u.t.) på 9.100 mg TCE/kg TS samt i B6 (2 m.u.t.) på 1400 mg TCE/kg TS, 1400 mg 1-butanol/kg TS, 18 mg toluen /kg TS samt 150 mg DEHP/kg TS. I en vandprøve fra B6 er der ligeledes konstateret høje indhold af især TCE (150.000 µg/l), cisDCE (75.000 µg/l), acetone (60.000 µg/l) og 1-butanol (130.000 µg/l). I en vandprøve fra G8 er der konstateret 290.000 µg TCE/l.

Den vurderede forureningsudbredelse i gytjen er skitseret på plantegning i figur 6.3. Forureningen er ikke afgrænset mod nord og vest, hvorfor den skitserede udbredelse til dels er skønnet. Forureningen i gytjen vurderes at omfatte et område på max. 500 m² fra 1-5 meters dybde, dvs. et volumen på ca. 2.000 m³. Der er maksimalt målt et indhold af TCE på 9.100 mg/kg TS (G8, 2,5 m.u.t.) i 2005 /15/.

Nedbrydningsforhold i gytje

Der er foretaget en samlet vurdering af nedbrydningsforholdene i gytjen på baggrund af vandanalyser fra hhv. hot spot og periferien af det forurenede område. Den samlede vurdering er vedlagt i bilag T, mens resultaterne opsummeres i det følgende.

Der er i hot spot (omkring G8) fundet meget høje indhold af TCE (45.000-290.000 µg/l). Endvidere er der fundet markante indhold af cisDCE og vinylchlorid. I periferien af det forurenede område (bl.a. G12 ved testfelt 1) er koncentrationsniveauet for TCE markant lavere (120-1.100 µg/l) end i hot spot, mens indholdet af nedbrydningsprodukter (specielt cisDCE) er relativt større end i hot spot. Der er påvist indhold af ethen og ethan i hot spot, mens disse stoffer ikke er påvist i G12.

Redoxparametrene indikerer, at der er methanogene forhold i hot spot, mens de geokemiske forhold vurderes at være mindre reducerede (jern-/sulfatreducerende) i periferien af det forurenede område (ved G12).

NVOC-indholdet er relativt højt (op til 50 mg/l) i periferien, men exceptionelt højt (op til 920 mg/l) i hot spot. Det samme gør sig gældende for indholdet af hydrogencarbonat, der er målt i koncentrationer op til 910 mg/l i periferien og 8.500 mg/l i hot spot.

De mikrobielle analyser viser, at der er påvist lave indhold af *Dehalococcoides Ethenogenes* i hot spot på 500-5000 celler/ml. Der synes således umiddelbart at være det samme koncentrationsniveau af bakterier i hot spot og i periferien af det forurenede område. I gytje-/siltlaget er der således maksimalt konstateret et indhold af *Dehalococcoides Ethenogenes* på $5 \cdot 10^2$ - $5 \cdot 10^3$ celler/ml. Til sammenligning er der i det sekundære magasin i sandlaget fundet mellem $5 \cdot 10^3$ - $5 \cdot 10^6$ celler/ml, hvilket indikerer at omfanget af reaktiv dechlorering er væsentligt højere i sandlaget end i den overliggende gytje/silt.

De relative molforhold for PCE, cisDCE, vinylchlorid, ethen og ethan i forhold til moderstoffet TCE er beregnet for både hot spot og periferien af gytjelaget og for sandlaget. Molforholdene for cisDCE og VC er mellem 5-1700 for sandlaget og mellem 0,01-110 for vandprøverne i gytjen. Overordnet er molforholdene i sandlaget således ca. en faktor 10-100 større end i gytjen, hvilket indikerer, at den reaktive dechlorering

rering i sandlaget er mere fuldstændig end i gytjen. Molforholdene indikerer dog, at der både i sandlaget og i gytjen foregår reaktiv dechlorering.

I gytjelaget er molforholdene for cisDCE og vinylchlorid lavest i hot spot (0,001-3) og højest i periferien (1-110) med det maksimale forhold i G12. Det konstaterede indhold af ethen og ethan i hot spot viser, at der foregår fuldstændig reaktiv dechlorering, om end omfanget formentlig er begrænset.

I G8, hvor den kraftigste forurening er fundet, er molforholdene relativt lave (0,23 for cisDCE og 0,05 for VC). Den begrænsede nedbrydning kan muligvis skyldes de høje forureningsindhold pga. evt. forekomst af fri fase. Som nævnt, er indholdet af TCE i jorden i samme størrelsesorden som i 1992, hvilket dels indikerer, at den igangværende reaktive dechlorering i hot spot ikke har været tilstrækkelig omfattende til at reducere forureningsniveauet, dels at der formentlig er residual fri fase i gytjen i området ved G8, hvor den fri fase er transporteret vertikalt fra indløbet ned gennem gytjen til sandlaget. Forurenings sammensætningen indikerer således, at der foregår reaktiv dechlorering af TCE i gytjen/siltlaget, i større omfang i periferien end i selve hot spot.

På baggrund af ovenstående vurderes det, at der foregår reaktiv dechlorering i gytjen/siltlaget og at der er bakterier af typen *Dehalococcoides Ethenogenes* til stede i gytjen/siltlaget.

Det vurderes dog endvidere, at den reaktive dechlorering ikke foregår i nær samme omfang i gytjen/siltlaget som i det sekundære sandmagasin og at indholdet af dechlorerende bakterier dermed ikke er nær så højt som i sandlaget.

Det vurderes, at det formentlig ved substrattilsætning alene vil være muligt at stimulere den naturlige reaktive dechlorering i gytje/siltlaget.

6.1.3 Forureningsituationen i sandlaget

Fri fase DNAPL i sandlag

Ved undersøgelserne i 1996 er der påvist fri fase DNAPL, bestående primært af TCE, toluen og phthalater, hvor det sekundære magasin ligger dybest (ved B20 og B56). Der er i 1997 fjernet i alt ca. 55 liter fri fase /11/.

Forurening i moræneler

Der er i 1996 analyseret 2 jordprøver fra toppen af moræneleret ca. 1 m under sandlaget i boring B56 og B59. Jordprøverne viser indhold af TCE på 52 hhv. 14 mg/kg TS og af toluen på 0,4 hhv. 0,2 mg/kg TS. Dette svarer til koncentrationer i porevandet på ca. 50-200 mg TCE/l og ca. 1 mg toluen/l. Jordprøverne viser således, at der ligeledes er

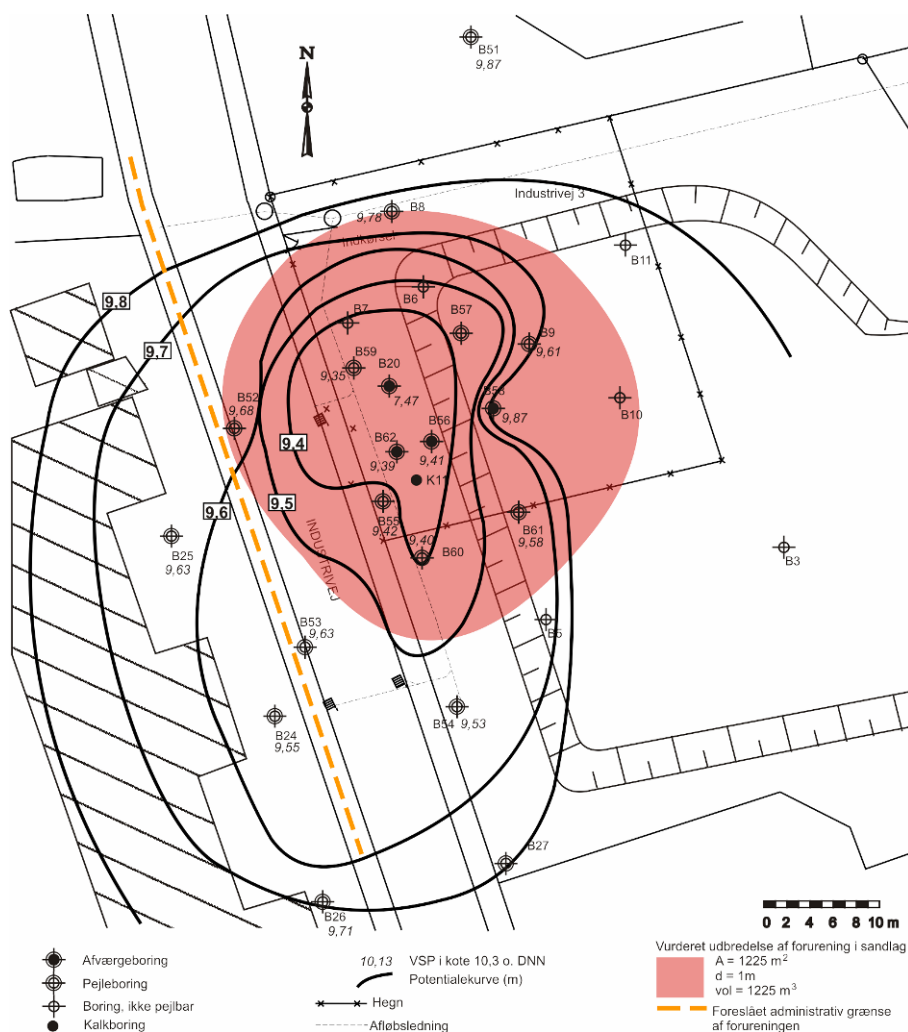
sket en forureningsspredning til moræneleret under det sekundære grundvandsmagasin. Forureningen i moræneleret er ikke afgrænset vertikalt eller horisontalt.

Forurening i sekundært magasin

Vandprøver, udtaget inden fjernelsen af den fri fase, viser høje indhold af især TCE (op til 1.200.000 µg/l i B20), af toluen (op til 18.000 µg/l i B20) samt af phthalater (op til 3.700 µg dibutylphthalat /l i B56).

Koncentrationsniveauet i det sekundære grundvand er faldet markant siden 1991-1996-undersøgelserne som følge af afværgeoppumpningen. Koncentrationen i B20 er reduceret med 10.000 gange. TCE-koncentrationen i B56 er faldet 1.000 gange, mens indholdet af cis-DCE kun er faldet 5 gange og indholdet af vinylchlorid er steget.

Den horisontale udbredelse af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter i sekundært magasin i 2004 er afbildet på figur 6.4. Det ses heraf, at de højeste koncentrationer fortsat findes i området omkring pumpeboringerne B20, B56 og B62 samt ved boring B52 ved Tobias Jensen A/S-grunden. Koncentrationerne aftager radiært herfra. Forureningen er ikke afgrænset mod nabolokaliteten Tobias Jensen A/S, hvor der ligeledes er en omfattende forurening. Forureningen i sandlaget vurderes at omfatte et område på ca. 1.225 m² i 1 meters tykkelse, dvs. et volumen på ca. 1.225 m³.



Figur 6.4 Situationsplan med vurderet horisontal forureningsudbredelse i sekundært magasin

Redoxforhold i sekundært magasin

Redoxkarakteriseringen i 2004 viser, at der er stærkt reducerede forhold i kildeområdet på lokaliteten og at der er en god korrelation mellem redoxforholdene og forureningsudbredelsen /13/. Dette skyldes, at forureningen udover chlorerede stoffer, også består af toluen og polære opløsningsmidler. Kildeområdet for de forskellige stofgrupper er sammenfaldende. Nedbrydningen af disse skaber reducerede forhold, hvilket er gunstigt for nedbrydning af de chlorerede stoffer. Således ses der at foregå en markant nedbrydning af chlorerede stoffer i området med de højeste koncentrationer af alle forureningskomponenter.

Udvikling i forurenings-sammensætning

Udover selve koncentrationsniveauet, har stofsammensætningen i vandprøverne også ændret sig i perioden fra 1996 til 2004 i retning mod en større andel af nedbrydningsprodukter. Der er i 2004, som nævnt, ikke målt for andre forureningskomponenter end chlorerede stoffer, men den øgede nedbrydning og de stærkt reducerede forhold kunne pege på, at indholdet af stoffer som toluen og polære opløs-

ningsmidler er reduceret i den mellemliggende periode, jf. ovenfor beskrevne sammenhæng.

Det bemærkes, at vandprøverne er udtaget, mens afværgepumpningen var i drift, hvorfor koncentrationsniveauet kan forventes at være højere uden drift af afværgepumpningen.

Biologisk potentiale

På baggrund af forureningssammensætningen, de gunstige, stærkt reducerede redoxforhold, forekomsten af høje indhold af ethen samt høje indhold af *Dehalococcoides Ethenogenes* vurderes der at foregå reaktiv dechlorering i det sekundære magasin med en relativ høj aktivitet /13/.

Laboratorieforsøg, udført med grundvand og sediment fra det sekundære magasin /14/, har vist, at reaktiv dechlorering foregår under naturlige forhold og at denne dechlorering kan stimuleres ved tilsætning af en passende kulstofkilde (substrat). Resultaterne viser, at en biologisk oprensning, baseret på stimuleret reaktiv dechlorering er biologisk realisabel på lokaliteten. Det er ikke nødvendigt at tilsætte dechlorerende organismer, da de rette mikroorganismer allerede naturligt er til stede i magasinet. Stimuleret reaktiv dechlorering kan således implementeres i det sekundære magasin på lokaliteten ved tilsætning af en tilstrækkelig mængde af et passende substrat.

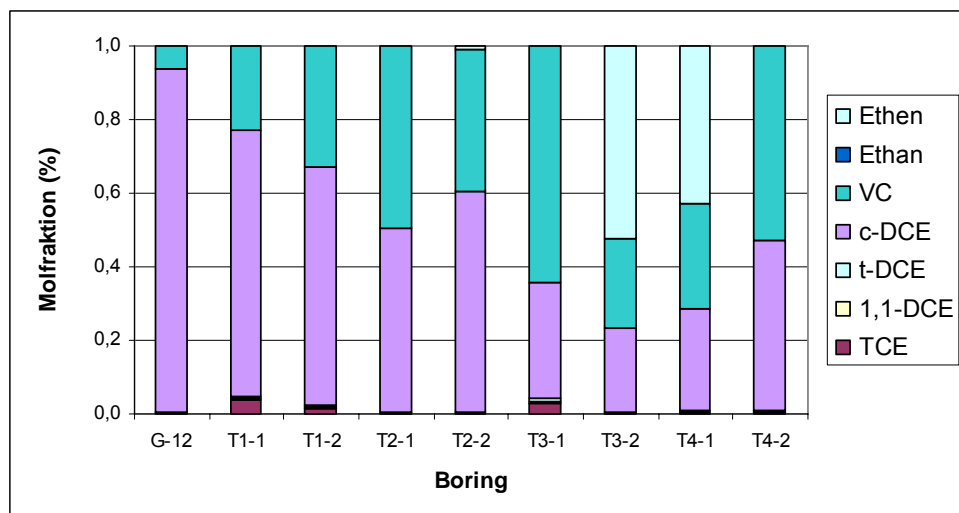
6.1.4 Forureningssituationen i felt 1

Placeringen af monitoringspunkter under fraktureringen er vist på situationsplan i figur 5.1.

Resultaterne af både vandprøver og kerneprøver viser, at redoxforholdene i testfelt 1 primært er sulfatreducerende med en tendens mod mere reducerede forhold i den dybereliggende del af testfeltet, hvor der ses methanproduktion. Resultaterne viser også, at der er meget høje koncentrationer af sulfat (ca. 800 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$, se bilag U og V), hvilket kan få betydning for tilfredsstillelse af donorbehov og for tidsperspektivet for reduktion af miljøet og dermed nedbrydning af de chlorerede ethener.

Resultaterne af vandanalyserne viser, at der findes høje indhold af chlorerede ethener i testfeltet. Generelt er de højeste koncentrationer af chlorerede ethener (op til 2569 $\mu\text{g}/\text{L}$) fundet i borerne G12, T1 og T2, som ligger i den del af testfeltet, der ligger tættest på det område, hvor der også tidligere er konstateret forurening. Resultaterne viser, at der foregår anaerob dechlorering i væsentligt omfang, idet forureningssammensætningen er domineret af *cis*-DCE, VC og ethen (se figur 6.5). Der er fundet vandkoncentrationer af VC og ethen på op til hhv. 750 $\mu\text{g}/\text{L}$ og 24 $\mu\text{g}/\text{L}$ (se bilag V). Kerneprøverne viser tegn på en større omsætning ved reaktiv dechlorering i den nedre del af pro-

filet med øgede VC koncentrationer og ethen samtidig med aftagende *cis*-DCE koncentrationer. Der er påvist *Dehalococcoides Ethenogenes* (*Dhc*) i alle boringer i koncentrationer fra $2,75 \cdot 10^5$ til $7,15 \cdot 10^8$ celler/L (se bilag V). Det høje antal af *Dhc* stemmer overens med den signifikante dechlorering, der ses i testfeltet, og indikerer at fuldstændig dechlorering til ethen kan stimuleres ved tilsætning af donor alene, såfremt donor kan spredes i testfeltet.



Figur 6.5. Molfraktionen af chlorerede ethener i boringer i testfelt 1 (se figur 5.1).

6.2 FRAKTURERING I TESTFELT 1 (SUBSTRAT)

6.2.1 Observationer under frakturering

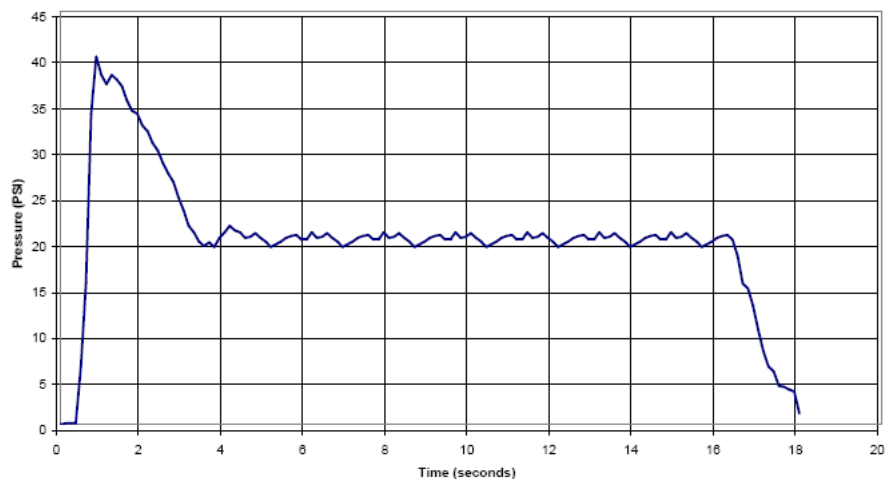
Procesparametre

Udvalgte procesparametre for fraktureringen i felt 1 er vist i tabel 6.1. Feltrapport med samtlige feltresultater samt beskrivelse heraf fra ARS Technologies Inc. er vedlagt i bilag M. Trykudviklingen i PF1 under frakturering i det dybeste interval er endvidere vist i figur 6.6.

Tabel 6.1 Procesparametre for pneumatisk frakturering i PF1, felt 1

Interval, m.u.t.		Start tids-punkt	Varighed, sekunder	Max tryk, kPa	Vedligeholdelsestryk, kPa	Injektions-tryk, kPa	Injiceret volumen (ca.), liter	N ₂ flow, m ³ /t
3-4	Frakturering	15.45	15	276	138			1512
	Injektion	15.55	1080			*	425	*
2-3	Frakturering	Der blev ikke fraktureret i dette interval						
	Injektion	16.43	880			*	375	*

*: ikke anvendt gas ved substratinjektionen. Dog påtrykt en gaspuls efter at substratet er injiceret.



Figur 6.6 Trykudvikling i PF1 under frakturering i det dybeste interval 3-4 m.u.t. (100 psi = 689 kPa).

Det maksimale tryk i fraktureringsboringen under frakturering i det dybeste interval (3-4 m.u.t) var på 276 kPa, mens vedligeholdelsesstrykket for fraktureringen var på 138 kPa.

Til sammenligning, var det maksimale tryk i fraktureringsboringen under frakturering i moræneler 7-8 m.u.t. på Vadsbyvej /1/ i det første og dybeste interval (7-8 m.u.t) på 862 kPa og vedligeholdelsestrykket for fraktureringen var på 586 kPa. I intervallet 3-4 m.u.t. på Vadsbyvej /1/ var det maksimale tryk 276 kPa og vedligeholdelsestrykket på 138 kPa, dvs. identisk med de anvendte tryk i Glostrup.

Der blev injiceret i alt ca. 800 liter af substratet protamylasse, fordelt på ca. 425 liter i intervallet 3-4 m.u.t. og 375 liter i intervallet 2-3 m.u.t.

Trykpåvirkning i omkringliggende boringer

Feltobservationer af trykpåvirkning i testboringer er vist i tabel 6.2.

Tabel 6.2 Feltobservationer fra observationsboringerne under fraktureringerne i PF1, felt 1

Interval	Trin*	T1-1 ^M	T1-2	T2-1 ^M	T2-2	T3-1 ^M	T3-2	T4-1 ^M	T4-2	T5 ^M	G12 ^M	B57	B58 ^M
Dybde, m.u.t →		3-4	1,1-2,1	3-3,5	1-2	3,5-4	1,5-2,5	3-3,6	1,7-2,1	1,3-2,3	1,5-2,5	3,4-5,4	3,8-5,8
3-4 m	F	>0	0	4,1	Udslip	5,5	Udslip	37	Udslip	i.m.	0	0	0
	I	0	i.m.	0	i.m.	>0	i.m.	31	i.m.	i.m.	0	0	0
2-3 m	F	Der er ikke fraktureret i dette interval											
	I	0	i.m.	0	i.m.	0	i.m.	0	i.m.	i.m.	0	0	0

*: F: Frakturering, I: Injektion.

M: filter bestykket med manometer med packer. Tryk er angivet i kPa.

>0: angiver trykpåvirkning under manometerets kvantifikationsgrænse hhv. mindre oppustning af plastikhandske.

i.m.: ikke målt/observeret, da filter er afproppet med skrueprop.

Udslip angiver, at vand, gas eller begge dele er blæst op i filter monteret med plastikhandske.

Frakturering og injektion
3-4 m.u.t.

Fraktureringen i intervallet 3-4 m.u.t. blev udført i 2 trin: først frakturering efterfulgt af hydraulisk injektion af substrat.

Under fraktureringen i det dybeste interval (3-4 m.u.t.) blev der registreret trykpåvirkning i testboringerne T1, T2, T3 og T4. I boringerne T2-T4 blev der i de nedre filtre (ca. 3-4 m.u.t.) registreret en målbar trykpåvirkning på manometrene, mens der i de øvre filtre (ca. 1-2 m.u.t.) skete udslip af gas og vand til terræn. I T2-2 var Whalepumpe med slange fra baseline-vandprøvetagningen ikke blevet fjernet inden fraktureringen. I stedet blev den så skudt op af boringen under fraktureringen i det første niveau.

Den hydrauliske injektion blev udført uden gasflow. Der blev observeret trykpåvirkning i de nedre filtre boring T3 og T4. Der er ikke foretaget observation i de øvre filtre.



Figur 6.7 Opskydning af gas og substrat i og ved PF1 som følge af gaspuls efter substratinjektion 3-4 m.u.t.

Efter substratinjektionen 3-4 m.u.t. blev der kortvarigt påtrykt gas gennem injektionsdysen med henblik på at presse substratet væk fra boringen og ud i formationen. Herved skete der øjeblikkeligt en opskydning af gas og substrat i og omkring fraktureringsboringen PF1. Dette er illustreret på figur 6.7.

Injektion 2-3 m.u.t.

På baggrund af opskydningen af substrat ved gaspulsering efter injektionen i 3-4 m.u.t. blev det valgt at udlade at frakturere i det øvre interval 2-3 m.u.t. Risikoen for, at forseglingen i PF1 blev brudt og mu-

ligheden for horisontal spredning dermed ødelagt, blev vurderet at være for stor.

Der blev derfor injiceret substrat ved hydraulisk injektion i 2-3 m.u.t., ligeledes uden påtrykt gasflow. Der blev ikke observeret trykpåvirkning i nogen af observationsboringerne under injektionen.

6.2.2 Målinger af jordhævning og -sætning

Resultaterne af det manuelle nivellement af jordhævningen under og umiddelbart efter fraktureringen i PF1 er vist i tabel 6.3.

Tabel 6.3 Måling af jordhævning inden for testfelt 1 under og umiddelbart efter frakturering i PF1

Interval, m.u.t.	Punkt 1 Ved PF1		Punkt 2 Mellem PF1 og T5	
	Maksimal hævn- ing, cm	Residual hævn- ing, cm	Maksimal hævn- ing, cm	Residual hævn- ing, cm
3-4	1,52	0,25	0,76	0,25
2-3	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.

i.m.: ikke målt

Det manuelle nivellement viste en maksimal hævnning af jordoverfladen under fraktureringen på 1,52 cm lige ved fraktureringsboringen og på 0,76 cm ca. 5 m NNØ for PF1. Der blev målt en residual jordhævning på 0,25 cm i begge punkter umiddelbart efter fraktureringen.

6.2.3 Vandprøver i traditionelle boringer

Med det primære formål at monitere effekten på forureningsniveauet og geokemien er der, som beskrevet i afsnit 5.2.5, udtaget vandprøver til analyse fra M- og T-boringer samt G12. Udvalgte resultater fra baseline-prøvetagningen og den første monitoringsrunde efter fraktureringen er samlet i tabel 6.4 med henblik på vurdering af substratudbredelsen som følge af frakturering og injektion i testfelt 1.

Indikatorparametre

TOC og NVOC samt de korte, fede syrer viser direkte tilstedeværelsen af substrat i lighed med lugt under vandprøvetagningen kort efter fraktureringen. Kationerne indikerer ligeledes tilstedeværelse af substrat, mere eller mindre direkte, idet det injicerede protamylasse som tidligere nævnt indeholder høje koncentrationer af kalium. Efter tilsætning vil der ske en ionbytning mellem kalium og de øvrige kationer, hvorfor alle fire betydende kationer (kalium, natrium, calcium og magnesium) må betragtes.

I tabel 6.4 er endvidere angivet parametrene ledningsevne, hydrogenkarbonat og pH, der alle er indirekte indikatorparametre, som i højere grad end de førnævnte kan være påvirket af andre processer også: Et substratindhold i porevandet vil afspejles i nogen grad i ledningsevnen

pga. det forhøjede indhold af anioner fra substratet. En stigning i hydrogenkarbonat vil typisk følge en forøgelse af den biologiske omsætning af substrat, men kan også dannes ved andre geokemiske processer i forbindelse med ændring af grundvandskemien, f.eks. som følge af substrattilsætning i høje koncentrationer. pH i substratet er relativt lavt, hvorfor en mærkbar reduktion i porevandets pH indikerer tilstedeværelse af høje indhold af substrat.

Resultater

Som det ses af tabel 6.4, er der for alle parametre en markant påvirkning af filtrene T2-2, M1-1 og M1-2.

Endvidere er der målt indhold af substrat (TOC, fede syrer) i filtrene T1-2, M2-2, M2-3, M3-2 og M4-1 samt forhøjede indhold af kationer i filtrene T1-1, T1-2, T3-1, T3-2, T4-1, T4-2, M2-2, M2-3, M3-2, M4-2 og M4-3.

Ved vandprøvetagningen er der registreret lugt af substrat i filter M1-3, men der har ikke kunnet udtages vandprøver fra boringen til analyse pga. den ringe ydelse.

Det bemærkes endvidere, at der under selve borearbejdet af boringerne M1-M5 blev konstateret lugt af melasse. Lugt-registreringerne fremgår af borejournalerne. Den kraftigste lugt blev registreret i M1 og M2 hhv. 2-4 m og 2-4 m.u.t., mens der i M3 og M4 fortrinsvist blev registreret svag lugt af melasse. I T5 blev der kun registreret svag lugt i en enkelt dybde (2,5 m.u.t.), hvor der var forekomst af våde sandstriber i moræneleret.

Ved etableringen af boring M1, blev vandstanden pejlet inden filter-sætning af boringen. Pejlingen viste, at der stod ren substrat i borehullet op til 2 m.u.t.

Tabel 6.4 Indikatorparametre for substratfordeling

	Filter m.u.t.	Organisk stof		NVOC		Smørsyre		Iso-smørsyre		Myresyre		Eddikesyre		Mælkesyre		n-Propionsyre	
		TOC		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
		baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde
T1-1	3-4	92	48	14	48	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	30	<5	<5	<5	<5
T1-2	1,1-2,1		120		120		71		5,2		<5	<5	220		<5	<5	38
T2-1	3-3,5	73	8,2	12	8,2	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
T2-2	1-2	100	13000		13000	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	3200	<5	6600	<5	1500
T3-1	3,5-4	17	9,9	10	9,9	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
T3-2	1,5-2,5	36	33		33	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
T4-1	3-3,6	13	11	13	11	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
T4-2	1,7-2,1		37		37	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
G12	1,5-2,5	40	34	34	33	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
M1-1	3,25-3,75		25000		25000		150		550		290		3700		10000		2600
M1-2	2,25-2,75		22000		22000		<5		490		260		3000		10000		2400
M1-3	1,25-1,75																
M2-1	3,25-3,75		55		55		<5		<5		<5		<5		<5		<5
M2-2	2,25-2,75		440		430		60		<5		<5		280		<5		130
M2-3	0,8-1,8		500		500		62		15		<5		400		<5		170
M3-1	3,25-3,75		13		13		<5		<5		<5		<5		<5		<5
M3-2	2,25-2,75		190		170		15		<5		<5		110		<5		49
M3-3	1,25-1,75						<5		<5		<5		<5		<5		<5
M4-1	3,15-3,65		41		39		<5		<5		<5		23		<5		<5
M4-2	2,25-2,75		35		34		<5		<5		<5		<5		<5		<5
M4-3	1,25-1,75		46		44		<5		<5		<5		<5		<5		<5
M5-1	3,25-3,75		35		35		<5		<5		<5		<5		<5		<5
M5-2	2,25-2,75						<5		<5		<5		<5		<5		<5
M5-3	1,25-1,75						<5		<5		<5		<5		<5		<5

	Filter m.u.t.	Kationer							
		Kalium		Natrium		Magnesium		Calcium	
		baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde	baseline	1.runde
T1-1	3-4	4,9	5,8	47	57		34	286	445
T1-2	1,1-2,1		7,4		170		51		671
T2-1	3-3,5	4,2	3,2	40	43		21	240	268
T2-2	1-2		3300		330		355		1690
T3-1	3,5-4	3,5	5,1	31	30		22	259	277
T3-2	1,5-2,5		9,8		340		74		981
T4-1	3-3,6	5	4,4	29	33		23	286	304
T4-2	1,7-2,1		7,9		460		46		492
G12	1,5-2,5	4,2	4,5	61	75		43	604	460
M1-1	3,25-3,75		4900		3500		834		1940
M1-2	2,25-2,75		3400		4300		867		2030
M1-3	1,25-1,75								
M2-1	3,25-3,75		14		50		35		497
M2-2	2,25-2,75		68		570		31		259
M2-3	0,8-1,8		74		510		47		505
M3-1	3,25-3,75		5,4		31		22		308
M3-2	2,25-2,75		24		610		19		153
M3-3	1,25-1,75								
M4-1	3,15-3,65		8,2		67		30		332
M4-2	2,25-2,75		8,2		530		26		333
M4-3	1,25-1,75		13		400		67		1210
M5-1	3,25-3,75		6,7		51		52		596
M5-2	2,25-2,75								
M5-3	1,25-1,75								

	Filter m.u.t.	Ledningsevne mS/m	Hydrogenkarbonat		pH		Lugt ved vandprøvetagning	Respons frakturering		
			mg/l		baseline 1.runde					
			baseline	1.runde	baseline	1.runde				
T1-1	3-4	150	170	686	660	6,67	7,4	-	+	
T1-2	1,1-2,1		322		634		7,4	-	-	
T2-1	3-3,5	130	138	615	588	6,64	7,4	-	+	
T2-2	1-2		1480		741		6,94	5,5	+	+
T3-1	3,5-4	132	130	636	623	6,55	7,3	-	+	
T3-2	1,5-2,5		375		633		6,82	7,7	-	+
T4-1	3-3,6	150	144	638	646	6,62	7,5	-	+	
T4-2	1,7-2,1		350		762		7,63	8	-	+
G12	1,5-2,5	190	225	790	761	6,72	7,6	-	-	
M1-1	3,25-3,75		2200		7500		6		+	
M1-2	2,25-2,75		2000		7420		6,1		+	
M1-3	1,25-1,75								+	
M2-1	3,25-3,75		164		702		7,1		-	
M2-2	2,25-2,75		356		1480		7,5		-	
M2-3	0,8-1,8		370		1190		7,9		-	
M3-1	3,25-3,75		132		648		6,8		-	
M3-2	2,25-2,75		335		1420		7,2		-	
M3-3	1,25-1,75		310		1230		8		-	
M4-1	3,15-3,65		175		706		7,3		-	
M4-2	2,25-2,75		276		988		7,4		-	
M4-3	1,25-1,75		278		889		7,3		-	
M5-1	3,25-3,75		165		727		7,7		-	
M5-2	2,25-2,75		240		840		7,8		-	
M5-3	1,25-1,75								-	

Blank: ikke analyseret

6.3 FRAKTURERING I TESTFELT 2 (TRACER)

6.3.1 Observationer under frakturering

Placeringen af monitoringspunkter under fraktureringen er vist på situationsplan i figur 5.1.

Procesparametre

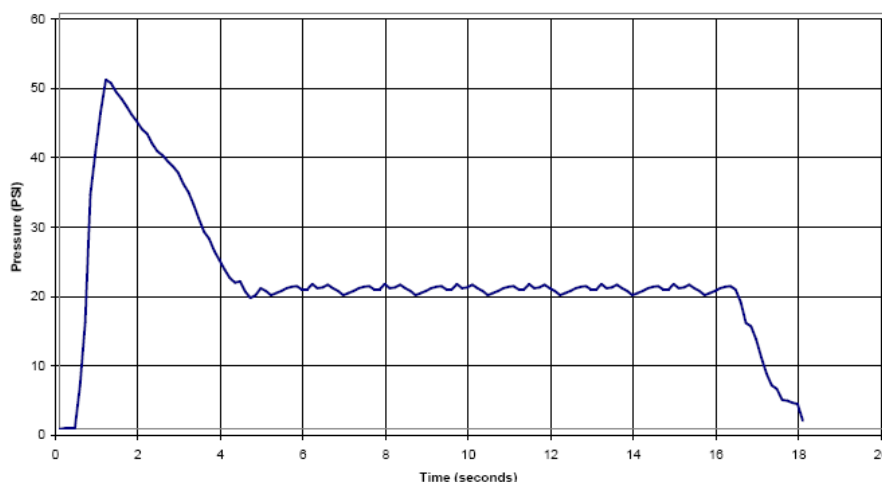
Udvalgte procesparametre for fraktureringen i felt 2 er vist i tabel 6.5. Feltrapport med samtlige feltresultater samt beskrivelse heraf fra ARS Technologies Inc. er vedlagt i bilag M.

Tabel 6.5 *Procesparametre for pneumatisk frakturering i PF2, felt 2*

Interval, m.u.t.		Start tids-punkt	Varighed, sekunder	Max tryk, kPa	Vedligeholdelsestryk, kPa	Injektions-tryk, kPa	Injiceret volumen (ca.), liter	N ₂ flow, m ³ /t
1,5-2,5	Frakturering	12.25	15	345	207			1019
	Injektion	12.35	600			*	150	*

*: ikke anvendt gas ved substratinjektionen. Dog påtrykt en gaspuls efter at substratet er injiceret.

Trykudviklingen i PF2 under frakturering i det dybeste interval er endvidere vist i figur 6.8.



Figur 6.8 *Trykudvikling i PF2 under frakturering i intervallet 1,5-2,5 m.u.t. (100 psi = 689 kPa).*

Det maksimale tryk i fraktureringsboringen under frakturering i det dybeste interval (1,5-2,5 m.u.t) var på 345 kPa, mens vedligeholdelsestrykket for fraktureringen var på 207 kPa. De anvendte tryk i PF2 er således lidt højere end trykkene i PF1.

Der blev injiceret i alt ca. 150 liter tracerblanding i det frakturerede interval.

Koncentrationerne af tracerne i den injicerede tracerblanding er analyseret (se bilag K) til ca. 7.000 mg/l af uranine, ca. 8.000 mg/l af rho-

damine WT og ca. 10.000 mg/l af bromid. Koncentrationen af optisk hvidt og methylenblåt er ikke analyseret og antages i det efterfølgende at være 7.000 mg/l af hvert af stofferne.

Der er således injiceret en samlet mængde tracer på 1,2 kg af rhodamine WT, 1,5 kg bromid og 1 kg af hver af de 3 tracere uranine, optisk hvidt og methylenblåt.

Antages en jævn fordeling af tracerne i et volumen svarende til en influensradius på 4 meter og en dybde på 1 meter, vil injektionen resultere i en teoretisk gennemsnitskoncentration i jorden på ca. 20 mg/kg af hver af tracerne svarende til en teoretisk gennemsnitskoncentration i porevandet på ca. 25 mg/l af hver af tracerne, såfremt der ikke tages hensyn til sorption. Beregningerne er vedlagt i bilag I.

Trykpåvirkning i omkringliggende boringer

Feltobservationer af trykpåvirkning i testboringer er vist i tabel 6.6.

Tabel 6.6 Feltobservationer fra observationsboringerne under fraktureringerne i PF2, felt 2

Interval	Trin*	T4-1	T4-2	T5 ^M	PF1	Ved T5**
Dybde, m.u.t →		3-3,6	1,7-2,1	1,3-2,3	-	-
1,5-2,5 m	F	Udslip	Udslip	25	Udslip	Udslip
	I	i.m.	i.m.	0	0	0

*: F: Frakturering, I: Injektion.

M: filter bestykket med manometer med packer. Tryk er angivet i kPa.

>0: angiver trykpåvirkning under manometerets kvantifikationsgrænse hhv. mindre oppustning af plastikhandske.

i.m.: ikke målt/observeret, da filter er afproppet med skrueprop.

Udslip angiver, at vand, gas eller begge dele er blæst op i filter monteret med plastikhandske.

** : Udslip i et efterladt GeoProbe-borehul efter forudgående forsøg på udtagning af kerne KF0

Frakturering og injektion 3-4 m.u.t.

Fraktureringen i intervallet 1,5-2,5 m.u.t. blev udført i 2 trin: først frakturering efterfulgt af hydraulisk injektion af substrat.

Under fraktureringen blev der registreret trykpåvirkning i testboringen T5 samt udslip af gas og vand på terræn fra begge filtre i T4, fra PF1 samt fra et efterladt borehul ved T5. Udslip på terræn er illustreret på figur 6.9.

Den hydrauliske injektion blev udført uden gasflow. Der blev observeret trykpåvirkning i T5 og heller ikke observeret udslip til terræn.

Efter tracerinjektionen 1,5-2,5 m.u.t. blev der kortvarigt påtrykt gas gennem injektionsdysen med henblik på at presse tracerblandingen væk fra boringen og ud i formationen. Dette forårsagede ikke brud på forseglingen af PF2.



Figur 6.9 Opskydning af gas og vand ved T5 under frakturering fra PF2

6.3.2 Målinger af jordhævning og -sætning

Manuelt nivellement under frakturering

Resultaterne af det manuelle nivellement af jordhævningen under og umiddelbart efter fraktureringen i PF2 er vist i tabel 6.7.

Tabel 6.7 Måling af jordhævning inden for testfelt 2 under og umiddelbart efter frakturering i PF2

Interval, m.u.t.	Punkt 1 Ved PF2		Punkt 2 2,5 m VNV for PF2		Punkt 3 3,5 m ØSØ for PF2	
	Maksimal hævnng, cm	Residual hævnng, cm	Maksimal hævnng, cm	Residual hævnng, cm	Maksimal hævnng, cm	Residual hævnng, cm
1,5-2,5	0,64	0	0,25	0	1,14	0,18

i.m.: ikke målt

Det manuelle nivellement viste en maksimal hævnng af jordoverfladen under fraktureringen på 1,14 cm 3,5 m ØSØ for PF2 og på 0,64 cm ved PF2. Der ses således ikke umiddelbart i felt 2 en tendens til at den maksimale hævnng sker tættest ved fraktureringsboringen, som det ses for felt 1.

Der blev målt en residual jordhævning på 0,18 cm i punkt 3, men ingen residual hævnng i de øvrige 2 punkter.

Landinspektørnivellement før og efter frakturering

Resultaterne af det digitale landinspektør-nivellement inden for testfelt 2 udført inden og efter fraktureringen i PF2 er vist i tabel 6.8. Resultaterne er endvidere vedlagt i bilag N.

Tabel 6.8 Nivellement af fikspunkter inden for testfelt 2, målt før og efter frakturering i PF2

Punkt	Difference (efter-før), cm	Punkt	Difference (efter-før), cm
H1	-0,2	H7	-0,4
H2	-0,2	H8	-0,2
H3	-0,2	H9	-0,1
H4	-0,3	H10	-0,3
H5	-0,4	H11	-0,2
H6	-0,3		

De manuelle nivellementer, der er foretaget under selve fraktureringen viser således såvel en maksimal som en residual hævnning af jordoverfladen på 0-0,18 cm umiddelbart efter fraktureringen. I modsætning hertil viser landinspektørnivelementet lidt efter fraktureringen en residual sætning af jordoverfladen på ca. 0,2 cm inden for hele testfelt 2.

Målingerne stemmer således ikke overens, og med en mindre difference, hvorfor der ikke kan drages entydige konklusioner vedr. terrænets blivende hævnning/sætning som følge af fraktureringen.

6.3.3 FFD-sonderinger

Ved de gennemførte sonderinger med FFD-sonden, er der påvist en række dybdeintervaller, hvor der er signifikant respons på begge de to kanaler (LFFD, HFFD). Fra de gennemførte laboratorieforsøg vides, at HFFD kanalen primært er følsom over for uranine og rhodamine WT, mens det fra /20/ vides, at LFFD kanalen primært er følsom over for optisk hvidt. I tabel 6.9 er de enkelte dybdeintervaller med signifikant udslag sammenfattet.

Tabel 6.9 Opsummering af respons på FFD-sonderinger

Sondering	Afstand fra PF1	Maksimal dybde	LFFD-udslag	HFFD-udslag
(-)	(m)	(m)	m u.t. - m u.t.	m u.t. - m u.t.
FFD1	1.5	6.1	Ingen	Ingen
FFD2	2.0	7.2	1,40-1,69	1,40-1,69
FFD3b	2.0	6.6	Ingen	Ingen
FFD4	2.3	5.3	1,47-1,83	1,47-1,83
FFD5	2.0	5.3	Ingen	Ingen
FFD5a	3.6	1.9	Ingen	Ingen
FFD6	3.0	3.2	Ingen	Ingen
FFD7 ¹⁾	3.0	5.4	Ingen	Ingen
FFD8	4.0	4.3	Ingen	Ingen
FFD9	4.0	4.1	Ingen	Ingen
FFD10	3.5	4.3	Ingen	Ingen

Note: 1) Der er påvist grøn farve på sonden efter denne og geoproberør er trukket tilbage, men dybden hvor farven kommer fra kan ikke afgøres.

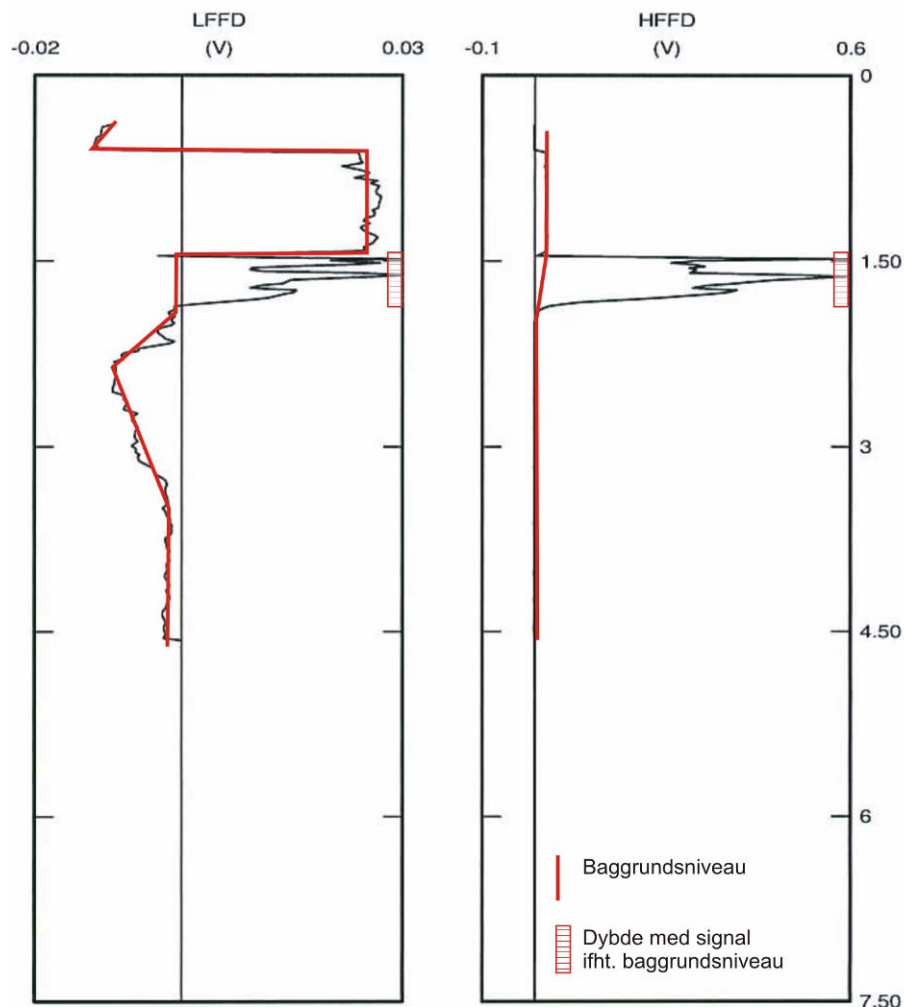
Af de 10 sonderinger er der påvist signifikant FFD-respons i 2 samt visuel tegn på tracer i én. For begge sonderinger med FFD-respons er der udslag på begge kanaler, og dette indikerer, at der er opnået detektion af både optisk hvidt på LFFD-detektoren samt uranine/rhodamine WT på HFFD detektoren.

Sonderingerne med FFD-respons er placeret i afstande mellem 2,0 og 2,3 m fra PF2, mens der visuelt er konstateret tracer i hullet for FFD7 placeret 3,0 m fra PF2. På grund af de relativt få sonderinger med respons, er der ikke data til generelt at tegne et billede af tracernes fordeling inden for hele forsøgsfeltet.

Resultatet af sondering FFD4 er optegnet på figur 6.10. Sonderingen er placeret 2,3 m fra fraktureringsboringen PF2. Der observeres et meget markant respons på HFFD-kanalen i forhold til baggrunds-niveauet, mens udslaget på LFFD-kanalen er noget mindre. Springet i baggrunds-niveauet for begge kanaler omkring 1,7 m er sammenfaldende med et meget markant skift i de geotekniske egenskaber, og dette indikerer undersiden af det fyldmateriale af sten og grus som er udlagt. Fra 1,7 og til ca. 2,3 m u.t er både friktions- og specielt spidsmodstanden meget lav, og dette indikerer at der her findes gytje, jf. bilag L. Under laget af gytje indikerer de geotekniske parametre, at der findes vekslende aflejringer af silt/ler med indslag af sand og grus. Generelt indikerer sonderingerne, at der findes fyldlag af sand og grus til mellem 1 og 2 meter inden for stort set hele forsøgsfeltet.

Sonderingerne indikerer således, at den injicerede tracer primært er spredt i bunden af det meget permeable fyldlag af sand/grus, og at der ikke er indikationer på spredning af traceren i de underliggende intakte aflejringer.

Sammenlignes geologien beskrevet ud fra den udtagne kerne KF2 og den nærliggende sondering FFD4, ses at gytjelaget ikke er genfundet i kerneprøven. Dette skyldes sandsynligvis at gytjen er så blød at kerneprøvetageren ikke har kunnet skære i materialet og i stedet er gytjen presset ud til siden uden at materiale er kommet ind i prøvetageren fra 1-2 m u.t.



Figur 6.10 Resultat af sondering FFD4

6.3.4 Kerner

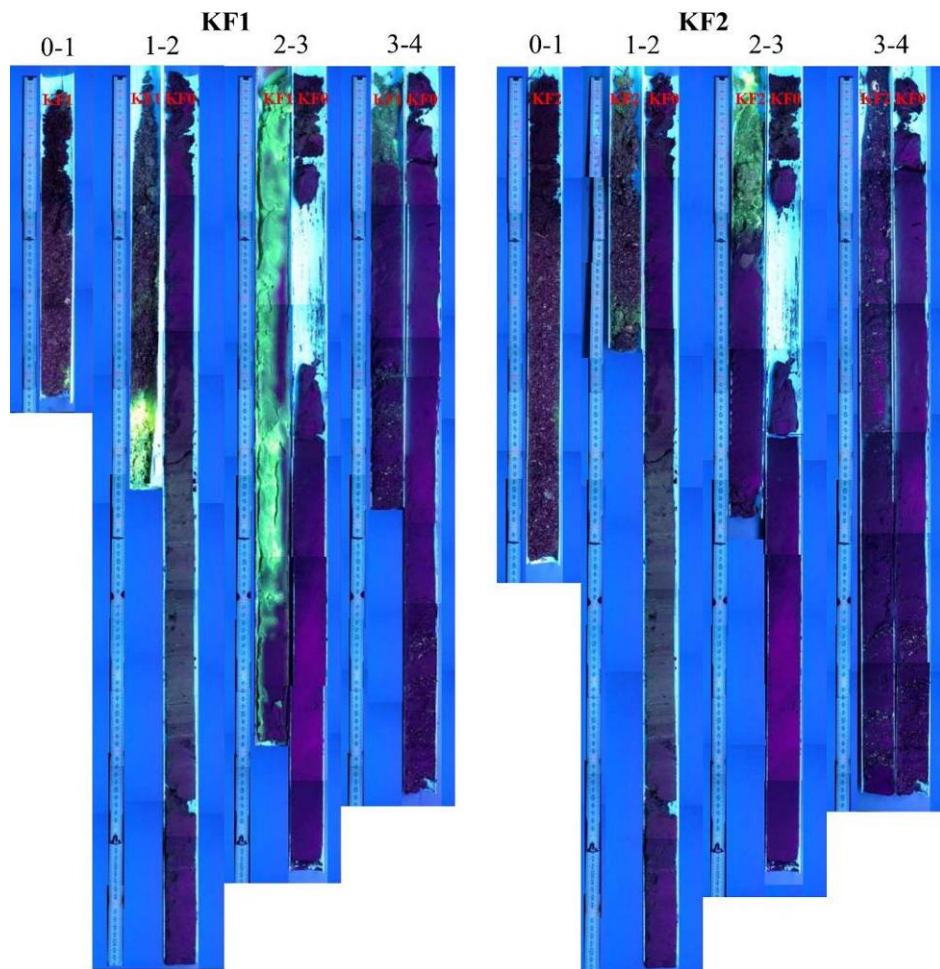
Fluorescens i kerner

På baggrund af fotografering under UV-belysning af udtagne kerner vurderes det, at der i KF1 forefindes tydelig forekomst af tracer i intervallet fra ca. 1,4 – 3,1 m.u.t., mens der i KF2 ses tydelig fluorescens fra 1,3 – 1,35 m.u.t. og fra ca. 2,0 – 2,2 m.u.t. (se tabel 6.10 og figur 6.11). Der er således for hver kerne tale om sammenhængende fluorescerende områder, hvilket stemmer overens med, at der kun er foretaget frakturering, og hermed injicering af tracer i ét interval (1,5 – 2,5 m.u.t.). Det skal dog bemærkes, at geoprobekernerne ikke var intakte ved udtagningen. Samtidig var der et højt indhold af vand i rørene, hvilket betyder, at de fluorescerende tracere nogle steder kan være blevet spredt over kernens længde, efter at kernerne er udtaget. Således repræsenterer de fluorescerende områder i kernerne ikke nødvendigvis områder, hvortil der er transporteret tracer under fraktureringen, men kan også skyldes kernernes behandling efter udtagningen.

Der er, som forventet, ikke observeret fluorescens i kontrolkernen KF0 udtaget inden fraktureringen og hermed inden injektion af tracerblandingen.

Table 6.10 *Oversigt over områder med tydelig fluorescens detekteret ved fotografering under UV-belysning i kerner fra Glostrup Regnvandsbassin. For yderligere beskrivelse se bilag K.*

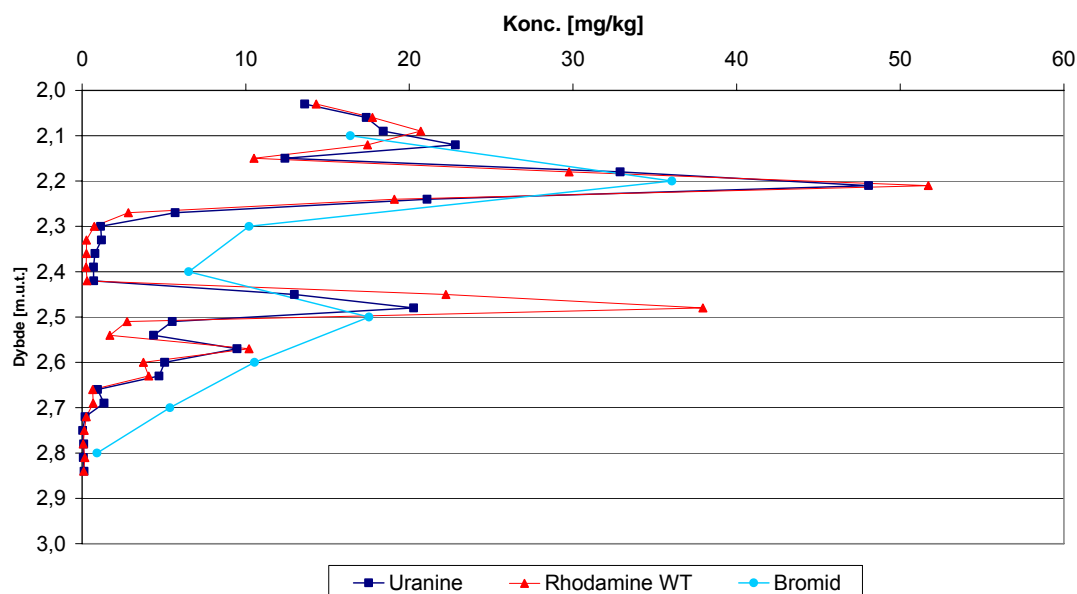
Kerne	Ca. afstand fra fraktureringsboring [m]	Kerne-interval (m.u.t.)	Fluorescens detekteret	Dybde med fluorescens (m.u.t.)	Interval hvorfra der er udtaget prøver til detailstudie	
KF0	8,5	1-5	-	-		
KF1	1,9	0-1	✓	0,39 – 0,42	spor	
		1-2	✓	1,20 – 1,36	spor	1,26-1,49
			✓	1,41 – 1,55	tydelig	
			✓	2,00 – 2,88	tydelig	2,02-2,84
KF2	2,3	3-4	✓	3,00 – 3,12	tydelig	
		0-1	-	-		
		1-2	✓	1,00 – 1,10	spor	
				1,30 – 1,35	tydelig	
		2-3	✓	2,00 – 2,21	tydelig	2,17-2,58
		3-4	✓	3,42 - 3,50	tydelig	



Figur 6.11 KF1 og KF2-kernerne fotograferet med UV-lys.

Jordanalyser af kerner

Der er analyseret for fluorescerende tracere og bromid i to detailområder i kerne KF1 (fra ca. 1,3 – 1,5 m.u.t. og fra ca. 2,0 – 2,8 m.u.t.), mens der er analyseret for fluorescerende tracer i et detailområde fra kerne KF2 (fra ca. 2,2 – 2,6 m.u.t.) (se tabel 6.10). Detailområderne er placeret, hvor belysning med UV viste områder med fluorescens og dermed mulighed for sprækker. Der er dog ikke udtaget prøver fra området mellem 1,3 til 1,35 m.u.t i kerne KF2, selv om der sås fluorescens i dette område. Et eksempel på koncentrationerne af de tre trace-re uranine, rhodamine WT og bromid målt i KF1 (2,0 – 2,8 m.u.t.) er afbilledet i figur 6.12.



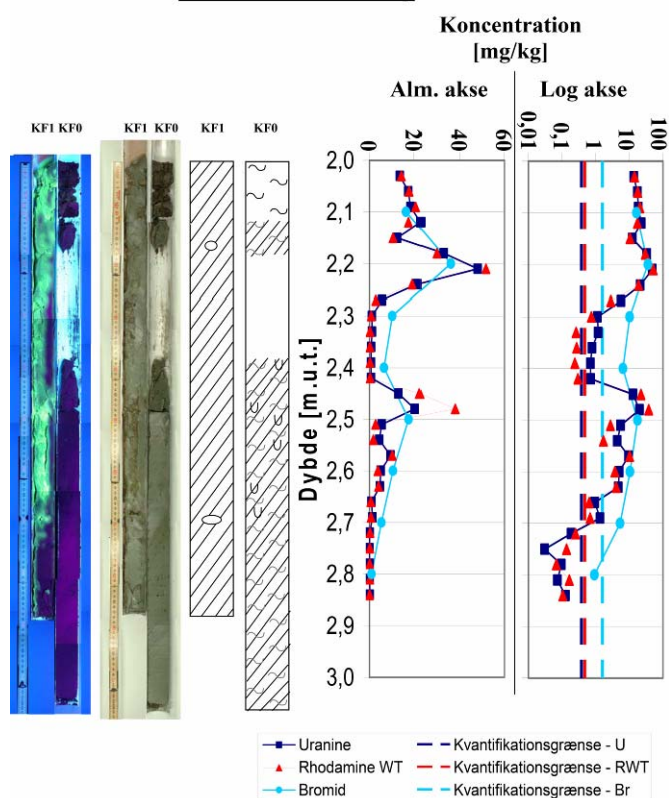
Figur 6.12 Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF1 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin.

Af figur 6.12 ses det, at koncentrationsfordelingen over dybden er sammenfaldende for de tre tracere og viser to områder med høje koncentrationer af tracere omkring 2,2 og 2,5 m.u.t., hvilket indikerer dannelse af sprækker i disse to dybder. Ser man på forholdet mellem de tre tracere ses, at koncentrationen af rhodamine WT er højest i midten af sprækkerne, mens det forholder sig omvendt i yderkanten af de to sprækkeområder. Det skyldes, at bromid sorberer mindre og diffunderer hurtigere ind i matrix end især rhodamine WT. Samme tendens ses for detailområdet i KF1 (1-2 m.u.t.), hvor der ses stigende tracer koncentrationer i den nedre del af kernen indikerende en sprække i ca. 1,4 – 1,55 m.u.t. I KF2 er der i detailområdet fra ca. 2,2 - 2,6 m.u.t. fundet meget lave koncentrationer i selve det fluorescerende område. De højeste koncentrationer ses i intervallet fra 2,15 til 2,25, hvorefter koncentrationen under kvantifikationsgrænserne. Kvantifikationsgrænsen for uranine, rhodamine WT og bromid i jordprøver er hhv. 0,38, 0,47 og 1,57 mg/kg.

Sammenligning af visuelle fluorescensrespons, kvantitative resultater og geologisk beskrivelse for kerner

Sammenlignes koncentrationerne målt i de tre detailområder med resultaterne fra UV-belysningen (figur 6.11) ses overordnet en pæn overensstemmelse for kernerne KF1 og KF2, idet begge metoder viser tilstedeværelse af tracere i hhv. 1,4 – 1,55 m.u.t. og 2,2 - 2,6 m.u.t. Geologiske profiler viser, at begge fluorescerende områder er beliggende i hydraulisk ledende lag af sand/grus. På baggrund heraf vurderes det, at tilstedeværelse af tracer skyldes spredning via eksisterende, naturligt mere vandførende lag frem for spredning via inducerede sprækker som følge af frakturering.

KF1 2-3 m.u.t. Glostrup



Figur 6.13 Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF1 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin, Glostrup.

Sammenlignes resultaterne af UV-belysning med jordanalyserne fra KF1 (2-3 m.u.t.) ses en dårligere sammenhæng, idet hovedparten af kernen fluorescerer under UV-lys, hvorimod de kvantitative analyser viser to sprækker hhv. i 2,2 og 2,5 m.u.t. (se figur 6.13). Dette skyldes formentlig, at tracer er spredt langs geoproberøret efter kernen er udtaget, pga. det høje vandindhold i gytjen, og derfor ikke repræsenterer de reelle sprækker dannet ved pneumatisk frakturering. Samlet vurderes det dog, at der som følge af frakturering er dannet to sprækker med en indbyrdes afstand af 0,3 m i dybden mellem 2,2 og 2,5 m.u.t. i KF1.

Ved sammenligning af resultaterne fra kerne KF1 baseret på UV-belysning samt delprøvetagning ses en pæn overensstemmelse med sondering FFD2, idet der ved sonderingen er fundet tracer i dybden 1,4-1,69 m.u.t., hvilket stemmer overens med tilstedeværelsen af tracer i dybden 1,4-1,55 i den udtagne kerne. Det dybereliggende lag med tracer fundet i KF1 (2,2 – 2,5 m.u.t.) giver dog ikke respons ved FFD2-sonderingen. Dette kan skyldes, at detektionsgrænsen for sonden er højere (1000 mg/kg) end for detektion med UV-belysning (1-10

mg/kg) samt analyse af jordprøver (0,1-1 mg/kg). De i parentes angivet detektionsgrænser er baseret på erfaringerne fra projektet udført på Vadsbyvej /1/. Det samme kan gøres sig gældende for sondering FFD4, hvor der kun ses tracer imellem 1,47 – 1,83 m.u.t, og ikke i de niveauer, hvor der i KF2 er fundet tracer (1,3-1,35 og 2,2 – 2,6 m.u.t). Tilstedeværelsen af tracer fundet ved sondering FFD4 kan dog ikke verificeres ved kerneprøvetagning, da der mangler kernemateriale fra 1,4 til 2 m.u.t. (se bilag K).

På baggrund af sammenstilling af observationer fra UV-belysning med udtagning af delprøver fra kerner kan det konkluderes, at der i KF1 findes tracere i 1,4 – 1,55 m.u.t. samt i 2,2 og 2,5 m.u.t. Tilstedeværelse af tracer i den øverste del af KF2 formodes at skyldes spredning via mere permeable lag af grus og sand, mens tracer genfundet i den dybere del af KF1 formodes at være spredt via to dannede frakturer. For kernen KF2 er tracer identificeret to områder hhv. 1,3-1,35 m.u.t og i 2,2 - 2,6 m.u.t., hvortil spredning er sket via naturligt hydraulisk ledende lag af sand/grus. Observation af tracer i 1,3 til 1,35 m.u.t. er alene vurderet på baggrund af UV-belysning.

6.3.5 Vandprøver fra sugeceller

Koncentrationerne af uranine, rhodamine WT og bromid i vandprøverne udtaget fra sugeceller er vist i tabel 6.11.

Tabel 6.11 Koncentrationer af tracere i vandprøver udtaget i sugeceller på Glostrup Regnvandsbassin, testfelt 2. Vandprøverne fra 1. og 2. runde er udtaget hhv. den 22. december 2005 og 10. januar 2006.

Prøve-ID	Dybde m.u.t	Uranine (mg/l)		Rhodamine WT (mg/l)		Bromid (mg/l)	
		1. runde	2. runde	1. runde	2. runde	1. runde	2. runde
S1-1	2,35	8,631	21,3	0,505	2,72	70,6	79,1
S1-2	1,9	-	83,1	-	27,0	-	-
S2-3	1,5	3,897	2,51	0,182	0,150	35,8	44,7
S3-2	1,65	-	0,230	-	0,352	-	u.d.
S4-1	1,9	0,020	0,014	0,005	0,015	0,000	u.d.
S4-2	1,5	4,273	2,09	0,489	0,456	12,7	8,84
T5-1	1,8	1,078	0,370	0,339	0,167	3,14	u.d.
Detektionsgrænse		0,000036		0,00033		0,600	
Kvantifikationsgrænse		0,007		0,009		1,25	

-: angiver at der ikke er udtaget vandprøve, da der ikke var vand i cellen.

u.d: under detektionsgrænsen.

u.k: under kvantifikationsgrænsen

Der er ikke udtaget baggrundsvandprøver til analyse for tracere fra testfelt 2, da sugecellerne først er installeret efter fraktureringen er udført. Baggrundsprøver fra testfelt 1 viste dog, at alle tracer-koncentrationer var under kvantifikationsgrænsen. Kvantifikations-

grænsen for uranine, rhodamine WT og bromid i vandprøver er hhv. 0,007, 0,009 og 1,25 mg/L.

Efter frakturering og tracerinjektion ses tracere at være spredt til samtlige de sugeceller, der kunne udtages vand fra, i koncentrationer af uranine, rhodamine WT og bromid på op til hhv. 83, 27 og 79 mg/L. De højeste koncentrationer er fundet i S1-1 og S1-2, som er placeret i umiddelbar nærhed af fraktureringsboringen. Ved fraktureringen er der injiceret 150 L tracerblanding med koncentrationer af uranine, rhodamine WT og bromid på hhv. 7500, 8000 og 10.000 mg/L. Der er således målt uranine og bromidkoncentrationer, der er 100 gange lavere end koncentrationen i den injicerede tracerblanding, mens rhodamine WT koncentrationen er reduceret yderligere. Der ses lave koncentrationer af tracer i boring T5, hvilket viser, at tracer er spredt op til 4 meter fra injektionsboringen.

Resultaterne viser en god overensstemmelse mellem forholdet af koncentrationen af de tre tracere. Således ses, at bromid koncentrationen generelt er højest, mens forekomsten af rhodamine WT i vandprøverne er lavest. Dette kan, som tidligere nævnt, skyldes stoffernes sorptionsegenskaber, da rhodamine WT og i mindre grad uranine tilbageholdes i matrix.

Der ses en pæn overensstemmelse mellem tilstedeværelse af tracer i sugecelle S3.2, placeret i dybden 1,65 m.u.t, og FFD-responset mellem 1,47 og 1,83 m.u.t. fra sondering FFD4, udført i umiddelbart nærhed af sugecelle S3.2. Koncentrationen af tracere i sugecellen forekommer dog meget lav sammenlignet med responset fra FFD-sonden. De høje tracerkoncentrationer fundet i S2.3 stemmer godt overens med de visuelle observationer i forbindelse med optrækning af FFD-sonden i FFD7, hvor der kunne konstateres en grøn farve af tracerblanding. Der sås ikke respons ved denne sondering, pga. tilklogning af sondevinduet med silt.

7 Diskussion

7.1 SPRÆKKEUDBREDELSE I TESTFELT 1

7.1.1 Trykudbredelse og jordhævning under frakturering

Trykudbredelse

Under fraktureringen i PF1 blev der registreret en markant trykpåvirkning i borerne T2, T3 og T4 i begge filterniveauer. I T1 blev kun registreret et lille respons, mens der ingen respons var i G12 og B57 mod vest. Trykudbredelsen er således fortrinsvist sket i nordlig, østlig og sydøstlig retning, mens trykudbredelsen i vestlig retning formentlig har været begrænset.

Fraktureringen er foretaget i siltlaget under gytjen. Mægtigheden af dette lag synes at aftage mod vest, hvor gytjelaget bliver tykkere.

Under den hydrauliske injektion 3-4 m.u.t. blev der registreret respons i T3 og T4, men ikke i de øvrige borer. Ved den anden injektion (2-3 m.u.t.) blev der ikke registreret trykpåvirkning i nogen af borerne.

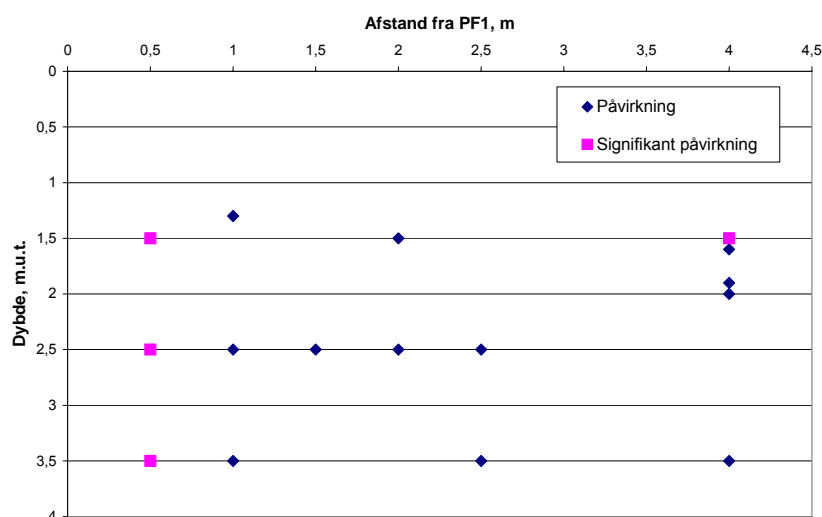
Jordhævning

Jordhævningsdata under fraktureringen viser blot, at hævingen af terrænoverfladen under fraktureringen som ventet er størst ved fraktureringsboringen og mindre 5 m herfra. Der er målt maksimale hævinger på 0,76-1,52 cm, dvs. inden for de 1-2 cm som typisk angives som tolerabelt for byggerier /21/.

7.1.2 Vurdering af udbredelse af sprækker og substrat på baggrund af indikatorparametre målt i vandprøver

Vandkemiske indikatorer

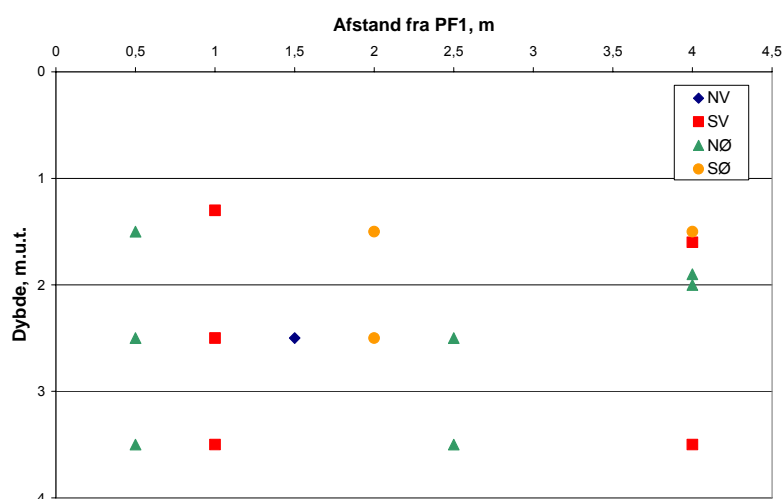
På baggrund af de vandkemiske indikatorparametre for substratudbredelse er der i figur 7.1 udarbejdet et plot af data som funktion af dybde og afstand fra PF1. I figuren er data inddelt i 2 kategorier; data, der viser en signifikant påvirkning af vandkemien (f.eks. stigning af TOC fra 100 til 13.000 mg/l) og data, der viser en påvirkning af vandkemien som følge af substrattilsætning (f.eks. en stigning i TOC fra 100 til 500 mg/l). Der er ikke vist datapunkter (filtre) uden påvirket vandkemi. Der er vist 16 påvirkede filtre ud af i alt 24 filtre, som er prøvetagede.



Figur 7.1 Alle data fra samtlige retninger som funktion af afstand fra PF1, dybde og substratpåvirkning

Figur 7.1 viser, at der er konstateret en signifikant påvirkning i 4 filtre: boring M1, beliggende ½ m fra PF1 og boring T2-2, beliggende 4 m SØ for PF1. For disse fire filtre er alle de vandkemiske indikatorparametre signifikant ændret som følge af tilstedeværelse af melasse i høje koncentrationer. Figuren viser endvidere, at der er spredt melasse i moderate koncentrationer til filtre, jævnt fordelt over dybden og afstanden inden for den forventede influensradius (4 m).

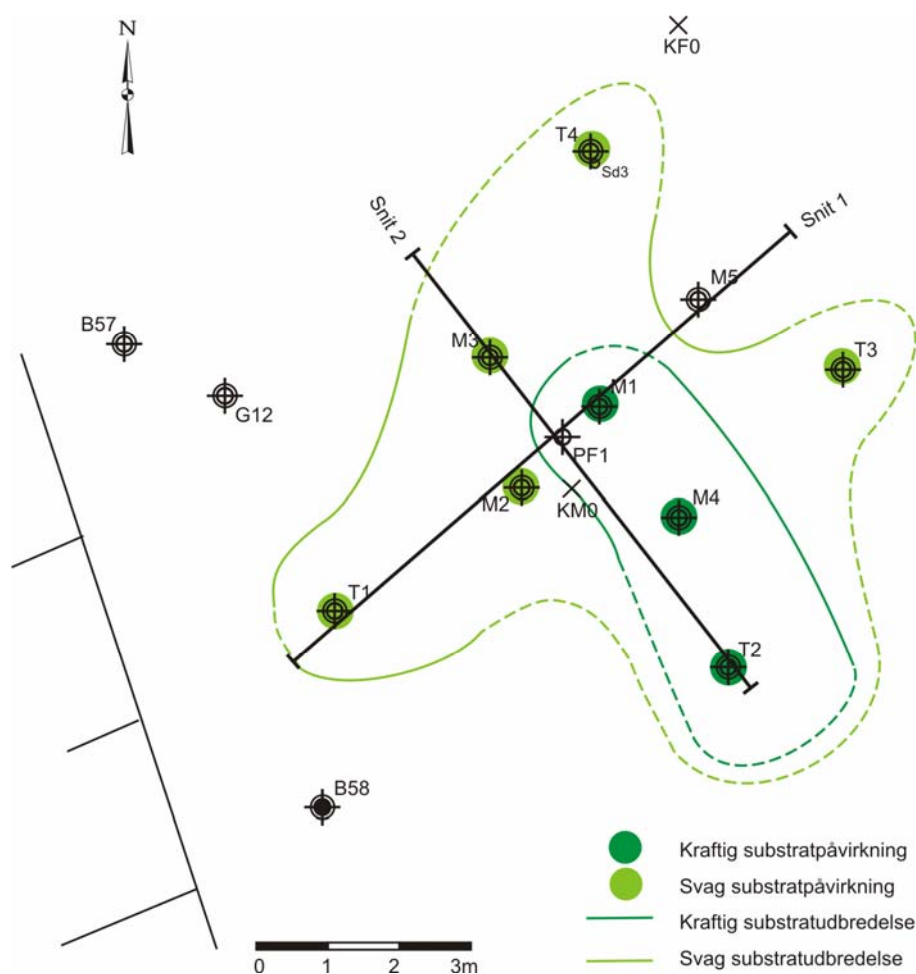
Rumlig udbredelse af substrat



Figur 7.2 Alle data som funktion af dybde, afstand og retning fra PF1

Til vurdering af den rumlige fordeling af substratet, er data fra figur 7.1 plottet som funktion af dybde, afstand og retning fra PF1 i figur 7.2 uden hensyntagen til graden af påvirkning i de enkelte filtre. Ligeledes er resultaterne sammenfattet for alle dybder på situationsplan i

figur 7.3. Igen er dog kun medtaget data, der viser tilstedeværelsen af substrat på baggrund af vandkemiske data.



Figur 7.3 Vurderet horisontal substratudbredelse

Figur 7.2 og 7.3 viser, at de fleste filtre med tilstedeværelse af substrat findes i de sydvestlige og nordøstlige kvadranter. Der er ligeledes set substratpåvirkede filtre i den sydøstlige kvadrant, mens kun én observation er registreret i den nordvestlige kvadrant. Dette er i overensstemmelse med den registrerede trykudbredelse under selve fraktureringen, hvor der ikke blev registreret trykpåvirkning i nordøstlig retning.

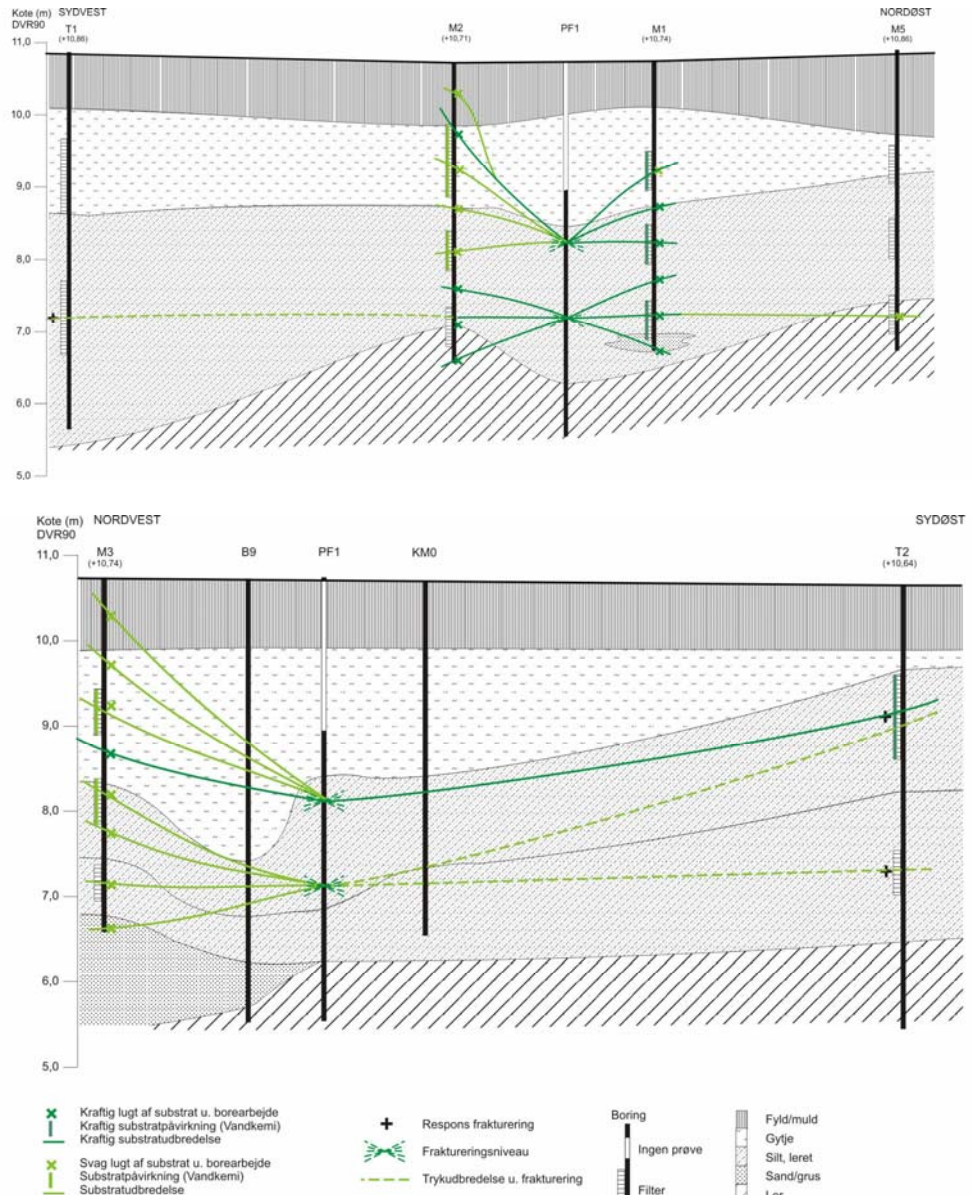
7.1.3 Samlet vurdering af sprækkeudbredelse i testfelt 1

Sprækkeudbredelse i felt 1

Det foreliggende datasæt består dels af indirekte data (trykpåvirkning), direkte observationer i vandprøver med en vertikal opløsning svarende til filterlængderne (0,5-1 m) samt direkte, men ikke-kvantitative lugtobservationer under borearbejdet med en større vertikal opløsning end vandprøverne. Karakteren af datasættet muliggør en indirekte vurdering af sprækkeudbredelsen, ved at vurdere hvor sub-

stratet er spredt til, men det er ikke muligt at genfinde egentlige sprækker og vurdere tæthed og apertur m.v. med denne type data.

På de geologiske profilsnit 1 og 2 (figur 7.4) er substratubredelsen skitseret ud fra samtlige observationer i testfelt 1 (feltobservationer (trykpåvirkning), substratubredelse (vandkemiske data) samt lugtobservationer under borearbejde). Profilsnittene er ligeledes vedlagt i bilag X.



Figur 7.4 Profilsnit 1 (øverst) og 2 (nederst) med substratubredelse

Profilsnittene viser, at der op til 1½ m væk fra fraktureringsboringen er fundet substrat i jord og porevand i både middel og høje koncentrationer. Længere væk fra PF1 (2,5-4 m) er der væsentlig færre registreringer af substratindhold. I ét filter, 4 m fra PF1 (T2-2) er der dog påvist TOC-indhold på 6,5 % af initialkoncentrationen. Til sammenlig-

ning, er den teoretiske gennemsnitskoncentration for porevandet i hele jordvolumenet inden for en radius af 4 m ca. 1-2 % af initialkoncentrationen.

Sammenhæng med geologi

Ud fra lugtregistreringerne under borearbejdet (se bilag P), synes der for silt- og leraflejringerne at være en tendens til, at kraftigere substratlugt findes i forbindelse med forekomst af våde sandstriber. Dette er ikke overraskende, idet den højere permeabilitet i sandriben vil lede substratet derigennem. I boring M2 er der 3,4 m.u.t. registreret en egentlig ”melassestriben” i det svagt sandede siltlag.

I gytjelaget ses der ikke forekomst af sandstriber, men der er alligevel registreret områder med kraftig substratlugt, hvilket nærmere indikerer spredning af substrat via inducerede sprækker.

Influensradius

Umiddelbart vurderes hovedparten af substratmængden at findes inden for en radius af 1,5 m fra PF1, mellem 1-4 m.u.t.

7.2 SPRÆKKEUDBREDELSE I TESTFELT 2

Trykudbredelse

7.2.1 Trykudbredelse og jordhævning under frakturering

Under fraktureringen i PF2 blev der registreret en markant trykpåvirkning i boring T5, mens der sås udslip af gas og vand til terræn i begge filterniveauer i boring T4. På baggrund af disse observationer er der således sket en trykudbredelse mod syd i retning af testfelt 1. Hvorvidt fraktureringen har ført til trykudbredelse i andre retninger er uvist, da der ikke er andre observationsboringer end T4 og T5.

Fraktureringen er foretaget i gytjelaget, der overlejrer et lag af leret silt. Det er dog sandsynligt at den øverste del af gasudbredelsen/sprækkedannelsen er udført i et øvre lag af sand og grus. Dette øverste fyldlag af grus er meget lokalt og anderledes end på resten af lokaliteten skyldes sandsynligvis en nyere terrænregulering med stabilgrus.

Under den hydrauliske injektion af tracer blev T4 afproppet, hvorfor der ikke foreligger data for observeret respons i denne boring. Der sås dog ingen respons i boring T5 under tracerinjektionen, som blev udført uden påtrykning af gas.

Jordhævning

Jordhævningsdata under fraktureringen viser, at der er sket en hævnning af terrænoverfladen under fraktureringen i 3,5 m fra PF2 i sydøstlig retning (1,14 cm) og i 2,5 m fra PF2 i nordvestlig retning (0,25 cm). Der er målt en maksimal hævnning på 1,14 cm, hvilket er sammenligneligt med testfelt 1, hvor der sås hævnninger på op til 1,52 cm.

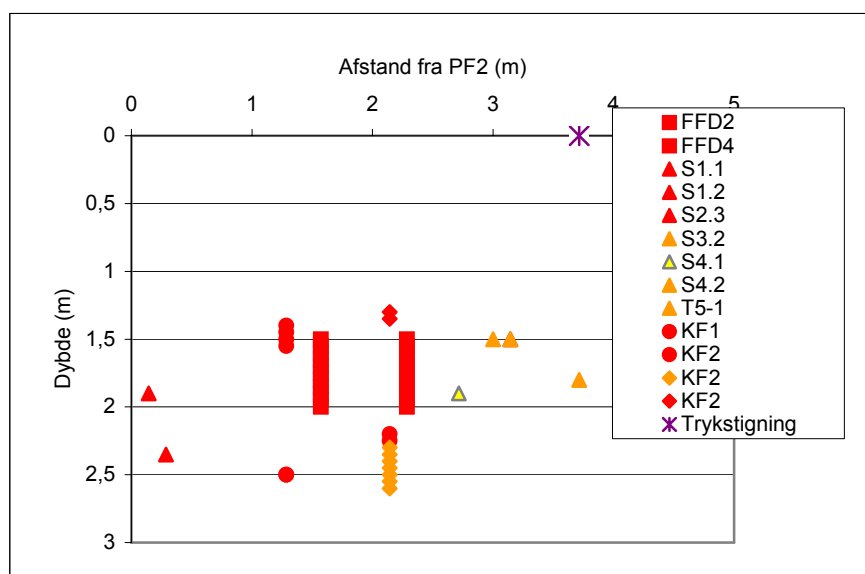
Observationerne under fraktureringen tyder samlet på, at der er sket en påvirkning i primært 3 til 4 meters afstand i syd/sydøstlig retning samt

i nordvestlig retning. Omfanget af udbredelsen af tracer kan dog ikke afgøres på baggrund af de registrerede observationer af trykpåvirkning og jordhævning, da trykket under den hydrauliske injektion er væsentlig lavere end fraktureringstrykket.

Genfinding af tracer

7.2.2 Sammenstilling af data fra FFD-sonderinger, belysning af kerner med UV-lys og analyse af jord- og vandprøver i testfelt 2

På baggrund af de fundne resultater fra FFD-sonderinger, belysning af kerner med UV-lys samt analyse af jord- og vandprøver er der i figur 7.5 udarbejdet et plot af data som funktion af dybde og afstand fra PF2. Der er vist forskellig signatur afhængig af hvilken data-type, der er repræsenteret på plottet. Til angivelse af koncentrationsniveauer er data er plottet i tre farver: rød svarer til de højeste målte koncentrationer (10-1000 mg/L i vandprøver og 1-1000 mg/kg i jordprøver fra kerner), de visuelle detektioner samt udslag på FFD-sonden, orange svarer til de signifikante, men ikke visuelt detekterbare koncentrationer (0,1-10 mg/L i vandprøver og 0,1-1 mg/kg i jordprøver fra kerner), mens gul svarer til koncentrationer, der alene kan detekteres i vandprøver (0,006-0,1 mg/L). Der er ikke vist datapunkter fra kerner, FFD-sonderinger eller sugeceller, hvori der ikke er fundet tracer.



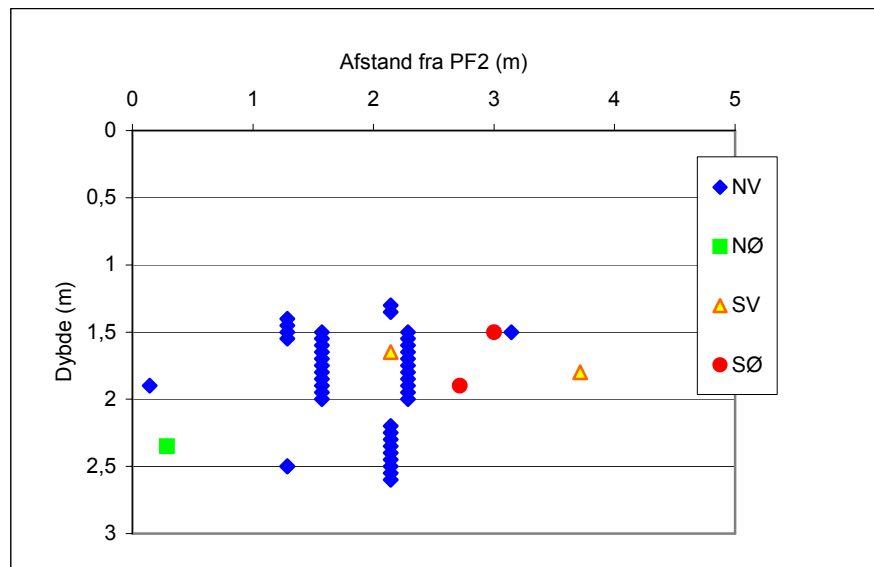
Figur 7.5 Alle data fra samtlige retninger som funktion af afstand fra PF2, dybde og tracerpåvirkning.

Figur 7.5 viser, at der er konstateret høje koncentrationer af tracer inden for en radius af 2,5 m fra fraktureringsboringen, mens der ses lavere koncentrationer af tracer mellem 2,5-3,8 m fra PF2. Figuren viser endvidere, at der primært er fundet tracer i dybden mellem 1,3 og 2,5 m.u.t., hvilket stemmer overens med fraktureringsintervallet fra 1,5 til 2,5 m.u.t. Resultaterne fra kerner og FFD-sonderinger viser også, at

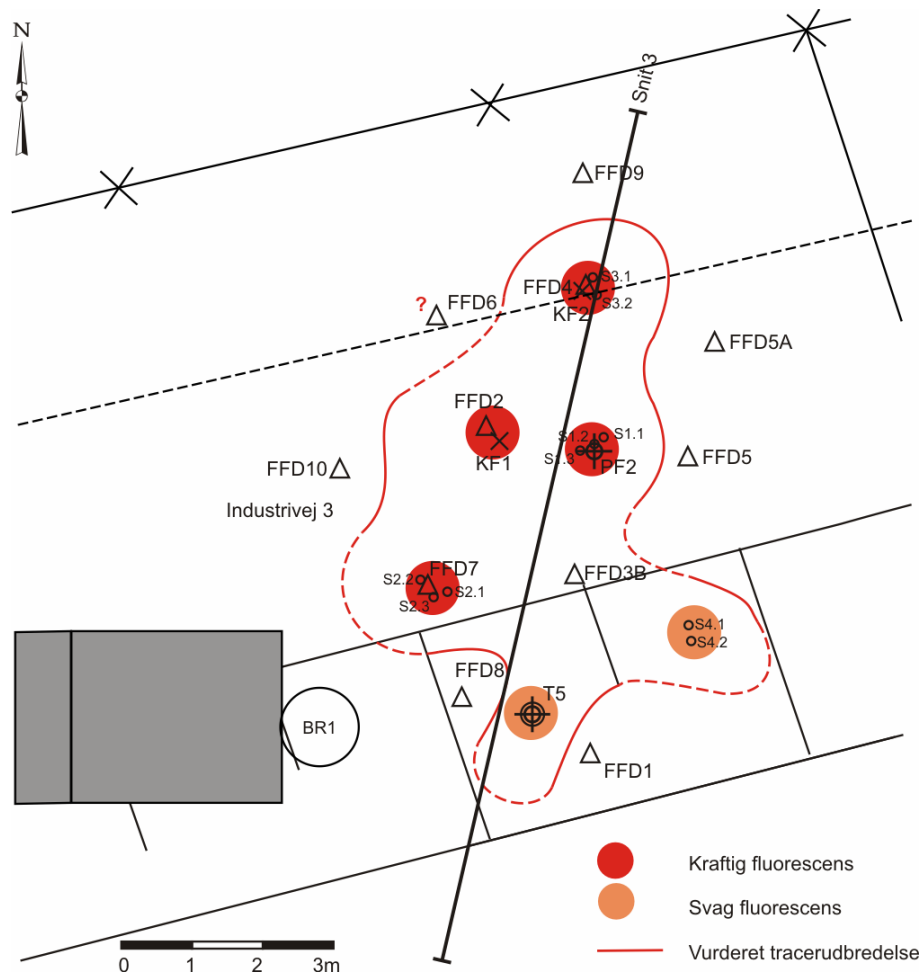
tracer findes fordelt i længere sammenhængende intervaller af minimum 0,5 m over dybden.

Til vurdering af den rumlige fordeling af tracer, er udarbejdet to figurer; figur 7.6 og figur 7.7. På 7.6 er plottet data som funktion af dybde, afstand og retning fra PF2, hvor samtlige data er opdelt i fire dele af testfeltet, afgrænset af hhv. nord, øst, syd og vest. Figur 7.7 viser et horisontalt konturplot af tracerudbredelsen i testfeltet. Til angivelse af graden af forurening er i figur 7.7 anvendt samme farvesignatur som til figur 7.5. Igen er dog kun medtaget data, der viser tilstedeværelsen af tracer på baggrund af de udførte undersøgelser.

Rumlig udbredelse af tracer



Figur 7.6 Alle data som funktion af dybde, afstand og retning fra PF2



Figur 7.7 Horizontal udbredelse af tracer baseret på resultater fra FFD-sonderinger, kerneudtagning og vandprøver fra sugeceller.

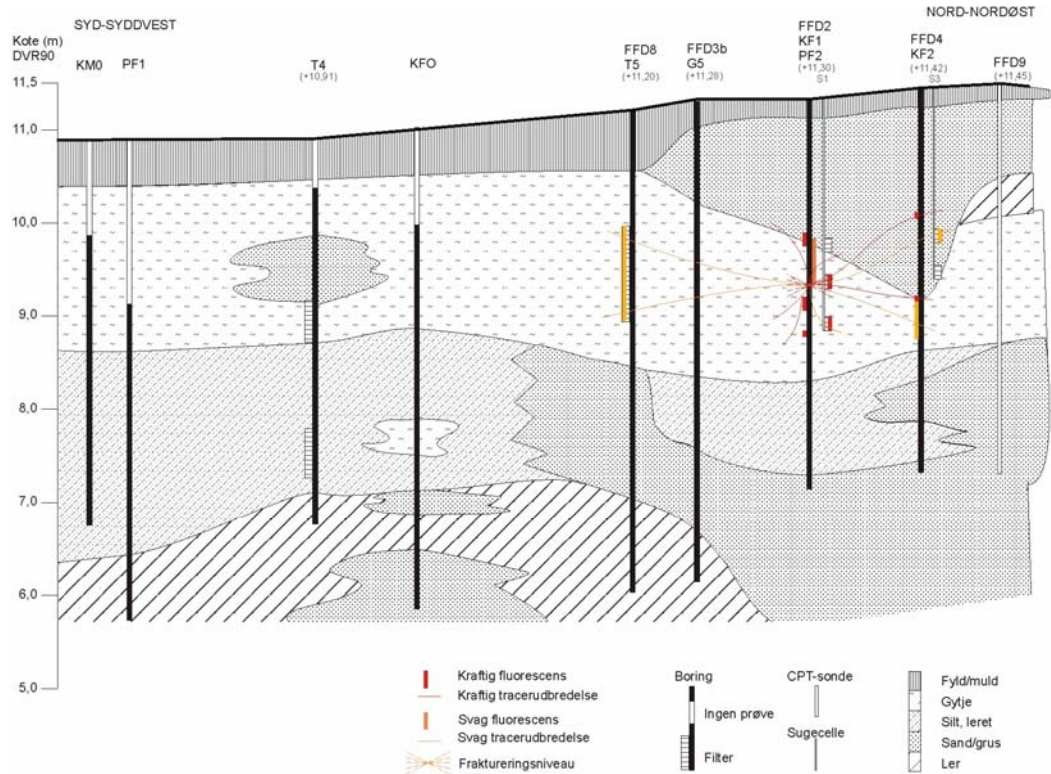
Af både figur 7.6 og figur 7.7 fremgår det, at tracer er udbredt primært i nordvestlig samt syd/sydvestlig retning. Der er ikke fundet tracer i FFD-sonderingerne (FFD9, FFD5 og FFD5a), udført i nordøstlig retning, mens der kun ses en svag påvirkning i sugecellerne (S4) i sydøstlig retning. Dette er i overensstemmelse med den registrerede trykudbredelse og jordhævning under selve fraktureringen, hvor der sås en påvirkning i primært 3 til 4 meters afstand i nordvestlig og syd/sydøstlig retning i retning.

7.2.3 Samlet vurdering af sprækkeudbredelse i testfelt 2

Sprækkeudbredelse i felt 2 På baggrund af de indirekte observationer som trykpåvirkning og jordhævning, samt de direkte observationer af tracer vha. FFD-sonderinger, kerneudtagning og vandanalyser er der foretaget en samlet vurdering af udbredelsen af tracer i testfelt 2.

De samlede data er afbilledet på et profilsnit igennem testfeltet, vist på figur 7.8 og vedlagt i bilag X. Profilsnittet gennemskærer testfeltet fra syd-sydvest gennem PF2 til nord-nordvest. Den venstre del af profilet

er beliggende i testfelt 1. Situationsplan med placering af profilsnit fremgår ligeledes af bilag X. Profilet er optegnet i den retning, hvor dataintensiteten er størst. Data på profilsnittet er ligesom for figur 7.5-7 afbilledet med tre forskellige farver afhængig af det koncentrationsniveau, de repræsenterer: rød angiver de højeste koncentrationer, orange det mellemste koncentrationsniveau og gul de lavere koncentrationer af tracere.



Figur 7.8 Profilsnit 1 med tracerudbredelse i testfelt 2

Profilsnittet viser, at der op til 2,8 m væk fra fraktureringsboringen er fundet tracer i jord og porevand i høje koncentrationer mens der ses lavere koncentrationer af tracer i op til 3,8 m fra injektionspunktet. Hvorvidt tracer er spredt til T4 beliggende i testfelt 1, hvor der blev observeret gasudslip under frakturereringen, er uvist, da der ikke er udtaget vandprøve til analyse af tracer fra denne boring. Den manglende observation af tracer ved sondering FFD3b beliggende mellem injektionsboringen og T5 kan dels skyldes problemer med tilkloging med silt af sonde-vinduet under sonderingen eller dels, at tracer er til stede i koncentrationer under dektionsgrænsen for FFD-sonden. Det er tidligere skønnet, at kvantifikationsgrænsen for de anvendte tracere ved FFD-sonderinger er imellem 10-100 mg/kg, mens kvantifikationsgrænsen i porevandsprøver og jordprøver er i niveauet 0,01 til 1 hhv. mg/L og mg/kg. Det kan derfor heller ikke afgøres om tracer findes spredt længere mod nord-nordøst forbi FFD9 i koncentrationer lavere end, hvad der er målbar med FFD-sonden.

Sammenhæng med geologi Af profilet vist i figur 7.8 ses, at tracer formentlig er skudt opad i gruslaget beliggende over fraktureringsområdet i gytjelaget, hvilket primært baseres på observationer af tracer i kerner i forbindelse med lag af grus. Det er således sandsynligt at en væsentlig del af massen af tracer er spredt til gruslaget. At der også er sket en spredning af tracer i gytjen bekræftes af tracerobservationer i både kerner og sugeceller. For eksempel indikerer detailundersøgelsen af tilstedeværelsen af tracer i den dybere del af KF1-kernen, at der er dannet to sprækker i hhv. 2,2 og 2,5 m.u.t. Tilstedeværelse af tracer i T5 indikerer, at tracer er spredt via sprækker i gytjelaget, da filtret i T5 ikke er i kontakt med gruslaget, beliggende øverst i fraktureringsboringen.

Influensradius Umiddelbart vurderes hovedparten af substratmængden at findes inden for en radius af 2,0 m fra PF1, mellem 1,5 til 2,5 m.u.t. Endvidere vurderes det, at tracer er spredt ved en kombination af transport via naturlige vandførende lag af grus og sand samt via inducerede sprækker i gytjeformationen. På baggrund af de foreliggende data kan den egentlige udbredelse af sprækker herunder tæthed og apertur ikke vurderes.

7.3 SAMMENLIGNING AF TESTFELT 1 OG 2

På trods af forskelle i geologi, fraktureringsinterval samt anvendt injektionsmetode mellem de to testfelter kan flere overordnede paralleller drages på baggrund af de opnåede resultater.

Trykudbredelse Under fraktureringen er der i begge testfelter registreret en trykudbredelse i filtersatte boringer i en afstand af 4 meter fra fraktureringsboringen. I testfelt 2 sås gasudslip i en boring 10,5 m fra injektionsboringen. Endvidere ses i begge testfelter en sammenhæng mellem trykudbredelse under fraktureringen og udbredelse af injiceret substrat og tracer. Observationer af trykudbredelse under frakturering kan således give et umiddelbart indtryk af influensområdet.

Influensradius og horisontal fordeling I begge testfelter ses en influensradius mellem 2 til 4 m., hvor de højeste koncentrationer af tracer og substrat, og dermed også hovedandelen af den injicerede masse, findes i en afstand op til 2 m fra injektionsboringen med aftagende koncentration længere væk fra injektionsfeltet. Resultaterne fra de to testfelter tyder dog på, at man ikke umiddelbart kan forvente en ensartet horisontal udbredelse af sprækker. Således ses i testfelt 1 primært spredning af tracer i sydvestlig og nordøstlig retning mens tracer i testfelt 2 primært er fundet i nordvestlig og syd/sydøstlig retning.

Vertikal fordeling Af resultaterne fremgår, at tracer/substrat primært er spredt i et dybdeinterval sammenfaldende med frakturerings- og injektionsintervallet. I testfelt 1, hvor der blev fraktureret og injiceret substrat i to niveauer

(hhv. 2 - 3 og 3 - 4 m.u.t.), ses de højeste koncentrationer i dybdeintervallet mellem 1 - 4 m.u.t. I testfelt 2, hvor der kun er fraktureret i eet niveau, ses de højeste tracer koncentrationer i dybden mellem 1,5 - 2,5 m.u.t., som er sammenfaldende med fraktureringsniveauet. I begge testfelter ses dog en tendens til at sprækker er skudt opad, således at der genfindes tracer/substrat i højere liggende lag sammenlignet med injektionsniveauet.

På trods af forskellige geologiske forhold i de to testfelter, ses for begge felter en tendens til at transporten af tracer/substrat er sket via naturlige permeable aflejringer af sand/grus. Hvorvidt samme influensområde ville være nået ved anvendelse af hydraulisk injektion alene kan ikke afgøres ud fra den foreliggende undersøgelse. Resultaterne tyder dog på, at der i begge testfelter er sket en opsprækning af gytjen/silt som følge af fraktureringen, hvilket har ført til spredning af substrat og tracer til områder, der må formodes ikke at være i direkte hydraulisk kontakt. Resultaterne fra de to testfelter kan dog ikke sige noget om sprækkeantal, -tæthed og -apertur.

7.4 SAMMENLIGNING AF TESTOMRÅDET MED RESTEN AF LOKALITETEN

Som beskrevet i afsnit 6.1.1, adskiller geologien i de to testfelter sig fra geologien i den mest forurenede del af lokaliteten (figur 6.3.) og dermed fra den del af lokaliteten, hvor pneumatisk frakturering mhp. ERD evt. vil tænkes anvendt.

Den primære forskel mellem de to områder er lagtykkelserne, idet gytje-/siltlaget i det forurenede område er tykkere (op til 5 m) og dermed når til større dybde end i testområdet. Det gælder dog generelt for lokaliteten, at oversiden af gytjen ligger terrænnært, ca. 1,5-2 m.u.t.

I kraft af det terrænnære lag af stabilgrus fundet i testfelt 2, adskiller dette område sig i højere grad fra den øvrige del af lokaliteten, da det alene er her, stabilgrus er truffet. Præferentiel spredning af stof i stabilgrus vil således ikke forekomme på resten af lokaliteten.

Den konstaterede sprækkeudbredelse i pilotforsøget vurderes at kunne overføres til den øvrige del af lokaliteten for så vidt angår den øvre del af gytje/silt-formationen. Mht. til den nedre del af formationen, som ikke er undersøgt ved pilotforsøget, vurderes mulighederne for forsegling af fraktureringsboringen bedre ligesom tyngden af overjorden er øget med dybden, hvilket principielt øger mulighederne for sprække dannelse. Det vurderes således overordnet, at forudsætningerne for pneumatisk frakturering er bedre i hot spot-området end i testfelterne i periferien.

Vurderingen af nedbrydningsforholdene i gytjen peger på, at der foregår fuldstændig reaktiv dechlorering i gytjen/siltlaget både i hot spot og ved testfelt 1, dog i lidt mindre omfang i hot spot. Det er vurderet muligt at stimulere den naturlige reaktive dechlorering i gytje/siltlaget ved tilsætning af substrat alene, såvel i hot spot som i periferien.

7.5 SAMMENLIGNING AF ERFARINGER MED FRAKTURERING PÅ VADSBYVEJ

Der er som beskrevet udført i alt to pilotforsøg med pneumatisk frakturering; dels på nærværende lokalitet, Glostrup Regnvandsbassin, dels på en morænelerslokalitet Vadsbyvej 16A, Hedehusene /1/. Udførelsen af to forsøg er begrundet med, at geologien på de to lokaliteter er grundlæggende forskellig. Dette giver naturligvis nogle forskelle i, hvordan pneumatisk frakturering kan udføres og hvilken stoffordeling, fraktureringen resulterer i.

Gytje vs. moræneler

Forskellen mellem lokaliteterne består både i selve aflejringstypen (ukonsolideret gytje og silt vs. overkonsolideret moræneler) og i fraktureringsdybden, idet gytje- og siltaflejringerne findes betydeligt mere terrænnært end moræneleret, hvorfor fraktureringerne i Glostrup er foretaget mere terrænnært end i Hedehusene. Af denne årsag er der i Glostrup ikke påtryk gas under injektion af tracer hhv. substrat.

Det bemærkes endvidere, at datagrundlaget i Glostrup er væsentlig mindre omfattende end i Hedehusene.

I det følgende sammenholdes data fra de to lokaliteter.

- På begge lokaliteter ses en tendens til, at sprækkerne søger opad mod terræn, enten fordi de udbredes i en skål-facon og/eller fordi inducerede horisontale sprækker rammer naturlige vertikale sprækker.
- I begge testfelter ses en influensradius på ca. 4 m fra injektionsboring. Der ses meget høje koncentrationer af tracer hhv. substrat tæt på injektionsboringen inden for ca. 2 m, mens indholdet af tracer/substrat aftager i koncentration og frekvens mellem 2-4 m fra fraktureringsboringen.
- På begge lokaliteter synes geologien at have en afgørende rolle for udbredelsen af sprækker. Således sås på Vadsbyvej at tracer i større afstand fra injektionsboringen primært var spredt via det naturlige sprækkesystem. Ligeledes ses på Glostrup en tendens til, at transport af tracer/substrat er sket i naturlige permeable sandstriber i siltaflejringerne.

- På begge lokaliteter er der sket en yderligere opsprækning som følge af fraktureringen med efterfølgende spredning af substrat og tracer.
- På Vadsbyvej sås ikke en sammenhæng mellem trykudbredelsen under fraktureringen og udbredelse af injiceret tracer, hvilket blev observeret i begge testfelter på Glostrup.
- I Glostrup blev der, i modsætning til Vadsbyvej, ikke påtrykt gas under injektion af tracer/substrat. Sammenfaldet mellem trykudbredelsen og tracer/substratudbredelsen i Glostrup indikerer, at fraktureringen har spillet en betydende rolle for fordelingen af stof.
- Udtagning af kerner fra gyjte/siltaflejringerne har ikke været så vellykket som fra moræneleret, hvilket skyldes at sedimentet er meget blødt og klistret, så det dels er svært at få fyldt kerneprøvetageren, dels er svært at få prøven skåret rent op.
- Det vurderes umiddelbart, at det ikke vil være muligt visuelt at registrere egentlige sprækker i gyjte-/siltaflejringerne pga. den klistrede konsistens. Sprækkerne i moræneleret på Vadsbyvej fremstod i mange tilfælde meget tydeligt.

8 Konklusion

Der er på Regnvandsbassinet, Industrivej 3 i Glostrup udført et pilotforsøg med pneumatisk frakturering med henblik på at undersøge potentialet for senere hen at anvende metoden i forbindelse med oprensning af lokaliteten ved stimuleret anaerob dechlorering. Der er udført pneumatisk frakturering i to testfelter fra en enkelt boring i hvert testfelt. I testfelt 1 er der udført frakturering i 2 intervaller (2 - 3 og 3 - 4 m.u.t.) og efterfølgende injiceret substrat i form af protamylasse til stimulering af anaerob dechlorering, mens der i testfelt 2 er udført frakturering i et interval (1,5 - 2,5 m.u.t.) og injiceret en tracerblanding med formålet at undersøge effekten af fraktureringen. Pilotforsøget har omfattet efterfølgende undersøgelser i felt og laboratorium med henblik på genfindning af injicerede tracere og substrat.

Til dokumentation af spredning af tracer har været anvendt en kombination af flere metoder; FFD-sonderinger, UV-belysning samt delprøvetagning af udtagne kerner, samt analyse af vandprøver udtaget fra sugeceller. I tråd med tidligere udførte undersøgelser på Vadsbyvej har de anvendte metoder vist sig anvendelige samt at supplere hinanden godt. Udtagelse og efterfølgende beskrivelse samt analyse af kerner har dog vist sig at være problematisk på grund af gytjens høje vandindhold og plasticitet, som besværliggør udtagelse af intakte kerner samt øger risikoen for "smearing" under udtagelsen.

Anvendelsen af vandkemiske indikatorparametre har vist sig velegnet til genfindning af substrat, idet substratpåvirket porevand fremstår med klar kontrast til upåvirket porevand. Der ses god overensstemmelse mellem de enkelte parametre (TOC, ledningsevne, kationer samt luft ved vandprøvetagning). Endvidere har lugtregistrering under borearbejde bidraget til en vertikal detaljering af datagrundlaget for substrat-udbredelsen.

En vurdering af substrattilsætningens effekt på den reductive dechlorering af de chlorerede ethener udføres i en senere rapport, der udarbejdes efter at alle monitoringsaktiviteter er tilendebragt.

Under fraktureringen er der målt trykudbredelse samt jordhævning i udvalgte punkter. På baggrund af de opnåede resultater vurderes det, at måling af trykudbredelse under fraktureringen kan give et umiddelbart indtryk af influensområdets størrelse. Derimod ses ingen sammenfald mellem jordhævning og efterfølgende injektion og spredning af tracer/substrat. Hævningsdata vil dog have relevans til vurdering af

risiko for påvirkninger af bygninger eller ledningsføringer i nærområdet.

Pilotforsøget har vist, at det med pneumatisk frakturering har været muligt at injicere mellem 150 og 425 L tracer/substrat i hvert fraktureringsinterval og få spredt tracer/substrat i en radius op til 4 m fra fraktureringsboringen. Af resultaterne fremgår endvidere, at tracer/substrat primært er spredt i et dybdeinterval sammenfaldende med frakturerings- og injektionsintervallet. På baggrund af de udførte undersøgelser vurderes det, at hovedparten af den injicerede masse findes i en afstand af op til 2 m fra injektionsboringen med aftagende koncentrationer længere væk fra fraktureringsboringen. Undersøgelsen har også vist, at man med pneumatisk frakturering ikke kan forvente et homogent cirkulært influensområde, men snarere vil se et stjerneformet influensområde, hvor udbredelse af sprækker sker i forskellige retninger fra fraktureringsboringen.

Undersøgelsen viser, at udbredelsen af tracer/substrat vil være styret af de geologiske forhold på lokaliteten. Således ses en tendens til, at sprækkedannelsen og den efterfølgende transport af tracer/substrat vil ske via naturlige permeable aflejringer af sand/grus. Det vurderes dog, at der i begge testfelter, som følge af pneumatisk frakturering er sket en opsprækning af gytjen/silt, hvilket har ført til spredning af substrat og tracer til områder, der må formodes ikke at være i direkte hydraulisk kontakt under naturlige forhold. Ved fraktureringen er set en tendens til, at sprækker er skudt opad, således at der genfindes tracer/substrat i højereliggende lag sammenlignet med injektionsniveauet. På baggrund af det foreliggende datagrundlag har det ikke været muligt at vurdere sprækkeantal, -tæthed og -apertur.

På baggrund af pilotforsøget vurderes det, at pneumatisk frakturering har et potentiale til at forbedre fordelingen af stof i en formation af silt og gytje med henblik på in situ-oprensning med stimuleret anaerob dechlorering. I dele af formationen, hvor der findes aflejringer af sand, kan det være svært at styre sprækkedannelsen. Det er endvidere sandsynligt at frakturering i større dybde og i en gytje/silt-formation af større vertikal mægtighed vil resultere i en mere homogen og finmasket sprækkeudbredelse. Sprækkeudbredelsen ved frakturering i større dybde er dog ikke undersøgt her.

9 anbefalinger

Pneumatisk frakturering på Regnvandsbassinet

Det har ikke været muligt på det foreliggende datagrundlag og i den aktuelle geologi at foretage en vurdering af sprækkeintensiteten i gytje- og siltaflejringerne. Imidlertid er der injiceret et relativt stort volumen væske (i alt 800 liter substrat i to intervaller) uden at der er sket opskydning til terræn. Den største udfordring på den aktuelle lokalitet har været den terrænnære injektions- og fraktureringsdybde. På den mest forurenede del af lokaliteten, er mægtigheden af gytje- og siltaflejringerne op til 5,5 m. Vælges det at udføre pneumatisk frakturering i fuld skala på lokaliteten, vil hovedparten af fraktureringerne og injektionerne foregå i områder med større mægtighed af disse aflejringer end i testfelterne, hvilket er fordelagtigt i forhold til at opnå en horisontal spredning af substratet.

På baggrund af pilotforsøget, vurderes det muligt at tilføre den nødvendige mængde substrat til gytje- og siltaflejringerne ved hjælp af pneumatisk frakturering og efterfølgende hydraulisk injektion. Ved injektion af substrat vurderes det af afgørende betydning for injektionens succes med en tæt forsegling over injektionsintervallet for at undgå at substratet spredes til terræn langs borestængerne i stedet for horisontalt ud i formationen.

Pneumatisk frakturering vurderes på baggrund af pilotforsøget at have et potentiale til forbedring af fordelingen af stof i forbindelse med in situ oprensning af forurening i gytje-/siltaflejringer. I randområderne, hvor mægtigheden af disse aflejringer er begrænset og lagene er beliggende terrænnært, vurderes det dog ikke umiddelbart økonomisk rentabelt at oprense forureningen vha. pneumatisk frakturering og stimuleret reduktiv dechlorering. I stedet skønnes en opgravning at være økonomisk fordelagtigt i disse områder.

10 Referencer

- /1/ Københavns Amt. Pneumatisk frakturering. Dokumentation af pilotforsøg. Vadsbyvej 16A, Hedehusene. Maj 2006. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S og Institut for Miljø og Ressourcer, DTU.
- /2/ Københavns Amt. Pneumatisk frakturering. Pilotforsøg på Vadsbyvej 16A, Hedehusene. Supplerende undersøgelser. 15. august 2006. Udarbejdet af NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S og Institut for Miljø og Ressourcer, DTU.
- /3/ Københavns Amt. Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3 og Vadsbyvej 16A, Hedehusene. Stimuleret reduktiv dechlorering. Oplæg til pilotforsøg med pneumatisk frakturering. Juni 2005. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S
- /4/ Pilotforsøg pneumatisk frakturering - revision af test på Glostrup Regnvandsbassin. Brev af 1. december 2005 fra NIRAS til Københavns Amt og Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.
- /5/ Københavns Amt. Grundvandsundersøgelse. Industrivejskvarteret, Brøndby. Januar 1995. Kemp & Lauritzen Vand & Miljø A/S
- /6/ Københavns Amt. Industrivejskvarteret, Brøndby. Fase 1, Supplerende undersøgelser. Supplerende undersøgelse i Regnvandsbassin og samlet risikovurdering af Industrivejskvarteret. September 1995. NNR A/S
- /7/ Københavns Amt. Industrivejskvarteret, Brøndby. Fase 2, Modelrapportering af SHE-modeller for Industrivejskvarteret. Januar 1996. NNR A/S
- /8/ Københavns Amt. Industrivejskvarteret, Brøndby. Fase 3, Supplerende undersøgelser. Undersøgelse af forurening i det primære magasin og i regnvandsbassinet, samlet risikovurdering og vurdering af afværgemuligheder. Januar 1996. NNR A/S
- /9/ Københavns Amt. Industrivejskvarteret, Brøndby. Fase 4, Skitseprojekt. Supplerende afværgeforanstaltninger. Juni 1996. NNR A/S

- /10/ Københavns Amt. Industrivejskvarteret, Brøndby. Pilotforsøg med to-fase ekstraktion i regnvandsbassinet. December 1996. NNR A/S.
- /11/ Københavns Amt. Industrivejskvarteret, Brøndby. Supplerende forureningsafgrænsning og pilot-test. Maj 1997. NNR A/S
- /12/ Københavns Amt, Teknisk Forvaltning. Jord & Vandafdelingen. Afværgeforanstaltninger i Industrivejskvarteret, Brøndby. Re-vurdering af afværgeforanstaltninger. December 2003.
- /13/ Københavns Amt. Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Stimuleret reduktiv dechlorering. Resultater af undersøgelser i fase 1. 30. april 2004. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S
- /14/ Københavns Amt. Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Stimuleret reduktiv dechlorering. Fase 2: Indledende design og risikoanalyse. 17. marts 2005. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S og Bioclear B.V.
- /15/ Københavns Amt. Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Dimensioneringsundersøgelser til stimuleret reduktiv dechlorering. Datarapport. 27. april 2005. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S
- /16/ United States Patent. Schuring et al. Method and apparatus eliminating non-naturally occurring subsurface, liquid toxic contaminants from soil. Patent no. 5,032,042. Date of patent: Jul.16, 1991.
- /17/ www.arstechnologies.com
- /18/ J.R. Schuring. Fracturing technologies to enhance remediation. Technology evaluation report. Prepared for Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. April 2002.
- /19/ J.R. Schuring. Pneumatic Fracturing of Low Permeability Media. Remediation of DNAPL in Low Permeability Media Project. Sponsored by US DOE & API. Focus Paper. August 1996.
- /20/ John Haas, ARA Vertek, Pers.Comm.
- /21/ Miljøstyrelsen. Frakturering. Inducerede sprækker ved hydraulisk og pneumatisk frakturering. Miljøprojekt nr. 541, 2000. Udarbejdet af B. Nilsson, C. Gormsen, B. Blem, B. Slack og L. Murdoch.

11 Bilag

A	Oversigt over feltarbejde
B	Situationsplan med placering af undersøgelsespunkter
C	Pneumatisk frakturering – dokumentationsmetoder. FFD-sonde og indledende fotografering.
D	Pneumatisk frakturering – dokumentationsmetoder. Fotografering.
E	Pneumatisk frakturering – dokumentationsmetoder. Analyse af fluorescerende sporstoffer i vandprøver.
F	Pneumatisk frakturering – dokumentationsmetoder. Analyse af fluorescerende sporstoffer i jordprøver.
G	Diffusionsberegninger.
H	Indflydelse af tracere på reduktiv dechlorering. Inhiberingsforsøg.
I	Beregning af tracermængder og –koncentration
J	Beregning af substratbehov.
K	Dokumentation vha. fluorescerende tracere. Håndtering af kerneprøver i laboratorium.
L	Dokumentation vha. fluorescerende tracere. CPT-sonde med FFD-sensor (Fuel Fluorescence Detector).
M	Pneumatisk frakturering – notat fra <i>ARS</i>
N	Jordhævnings og –nivelementsdata
O	Data vedr. tracere
P	Borejournaler
Q	Vandprøvetagningskemaer
R	Analyseresultater vandprøver
S	Analyseresultater jordprøver

- T Prebaseline - Nedbrydningsforhold i gytje/silt
- U KM0 Baseline – kerneprøvetagning og baggrundsmålinger
- V Baseline – vandforurening, bakterier og nedbrydning.
- X Geologiske profilsnit med substrat- hhv. fluorescensrespons

Bilag A
Oversigt over feltarbejde

Bilag A

Oversigt over feltarbejde

Industrivej 3, Glostrup

Borearbejde

Boring	Dybde, m.u.t.	Filtre	Prøver	Boringstype	Udført dato	Udført af	Tilsyn	Prøve-håndtering	Kommentar
T1	5	ø63: 1,1-2,1m,3-4m	PID, hver ½m	6" foret snegl	11-10 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS	NIRAS	
T2	5	ø63:1-2m,3-3,5m	PID, hver ½m	6" foret snegl	11-10 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS	NIRAS	
T3	4	ø63: 1,5-2,5m,3,5-4m	PID, hver ½m	6" foret snegl	10-10 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS	NIRAS	
T4	4	ø63: 1,7-2,1m,3-3,6m	PID, hver ½m	6" foret snegl	10-10 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS	NIRAS	
T5	5	ø63: 1,3-2,3m	ingen	4" foret snegl	7-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS	NIRAS	
KM0	4	ingen	6 A-rør fra 1-4 m.u.t., PID hver ½ m	6" foret snegl	11-10 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS,DTU	DTU	
PF1	5	ingen	PID, hver ½ m	6" foring til 2 mut m 4" snegl	7-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS	NIRAS	
PF2	5,6	ingen	ingen	6" foring til ½ mut m 4" snegl	8-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS		
M1	4	ø63: 1,25-1,75m,2,25-2,75m, 3,25-3,75m	ingen	8" foret snegl	14-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS		
M2	4	ø63: 0,8-1,8m,2,25-2,75m, 3,25-3,75m	ingen	8" foret snegl	14-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS		
M3	4	ø63: 1,25-1,75m,2,25-2,75m, 3,25-3,75m	ingen	8" foret snegl	14-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS		
M4	4	ø63: 1,25-1,75m,2,25-2,75m, 3,15-3,65m	ingen	8" foret snegl	15-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS		
M5	4	ø63: 1,25-1,75m,2,25-2,75m, 3,25-3,75m	ingen	8" foret snegl	15-12 2005	K.Schmidt ApS	NIRAS		

Kerneprøvetagning

Kerne	Dybde, m.u.t.	Dimension, mm	Formål	Boremethode	Udført dato	Udført af	Tilsyn	Prøve-håndtering	Kommentar
KF0	1-4	ø38	tracer, baseline	GeoProbe	2-12 2005	NIRAS	NIRAS	DTU	fotos
KF1	0-4	ø38	tracer	GeoProbe	8-12 2005	NIRAS	NIRAS	DTU	fotos, jordanalyser
KF2	0-4	ø38	tracer	GeoProbe	8-12 2005	NIRAS	NIRAS	DTU	fotos, jordanalyser

FFD-sonderinger

Sonde	Dybde, m.u.t.	Formål	Boremethode	Udført dato	Udført af	Tilsyn		Kommentar
FFD1	6,1	tracer	GeoProbe	2-12 2005	NIRAS	NIRAS		
FFD2	7,2	tracer	GeoProbe	8-12 2006	NIRAS	NIRAS		stop pga sten
FFD3b	6,6	tracer	GeoProbe	8-12 2006	NIRAS	NIRAS		
FFD4	5,3	tracer	GeoProbe	8-12 2006	NIRAS	NIRAS		
FFD5	5,3			8-12 2006				
FFD5a	1,9	tracer	GeoProbe	9-12 2006	NIRAS	NIRAS		
FFD6	3,2	tracer	GeoProbe	9-12 2006	NIRAS	NIRAS		stop pga sten
FFD7	5,4	tracer	GeoProbe	9-12 2006	NIRAS	NIRAS		stop pga sten
FFD8	4,3	tracer	GeoProbe	9-12 2006	NIRAS	NIRAS		stop pga sten
FFD9	4,1	tracer	GeoProbe	9-12 2006	NIRAS	NIRAS		stop pga sten
FFD10	4,3	tracer	GeoProbe	9-12 2006	NIRAS	NIRAS		stop pga sten

Installering af sugeceller

Sugeceller	Dybde, m.u.t.	Samlet antal sugeceller	Installeret m.	Udført dato	Udført af	Tilsyn
S1.1	2,35-2,5	10	GeoProbe	12-12-2005	NIRAS	NIRAS
S1.2	1,9-2,05					
S1.3	1,5-1,65					
S2.1	2,35-2,5					
S2.2	1,9-2,05					
S2.3	1,5-1,65					
S3.1	1,9-2,05					
S3.2	1,65-1,8					
S4.1	1,9-2,05					
S4.2	1,5-1,65					

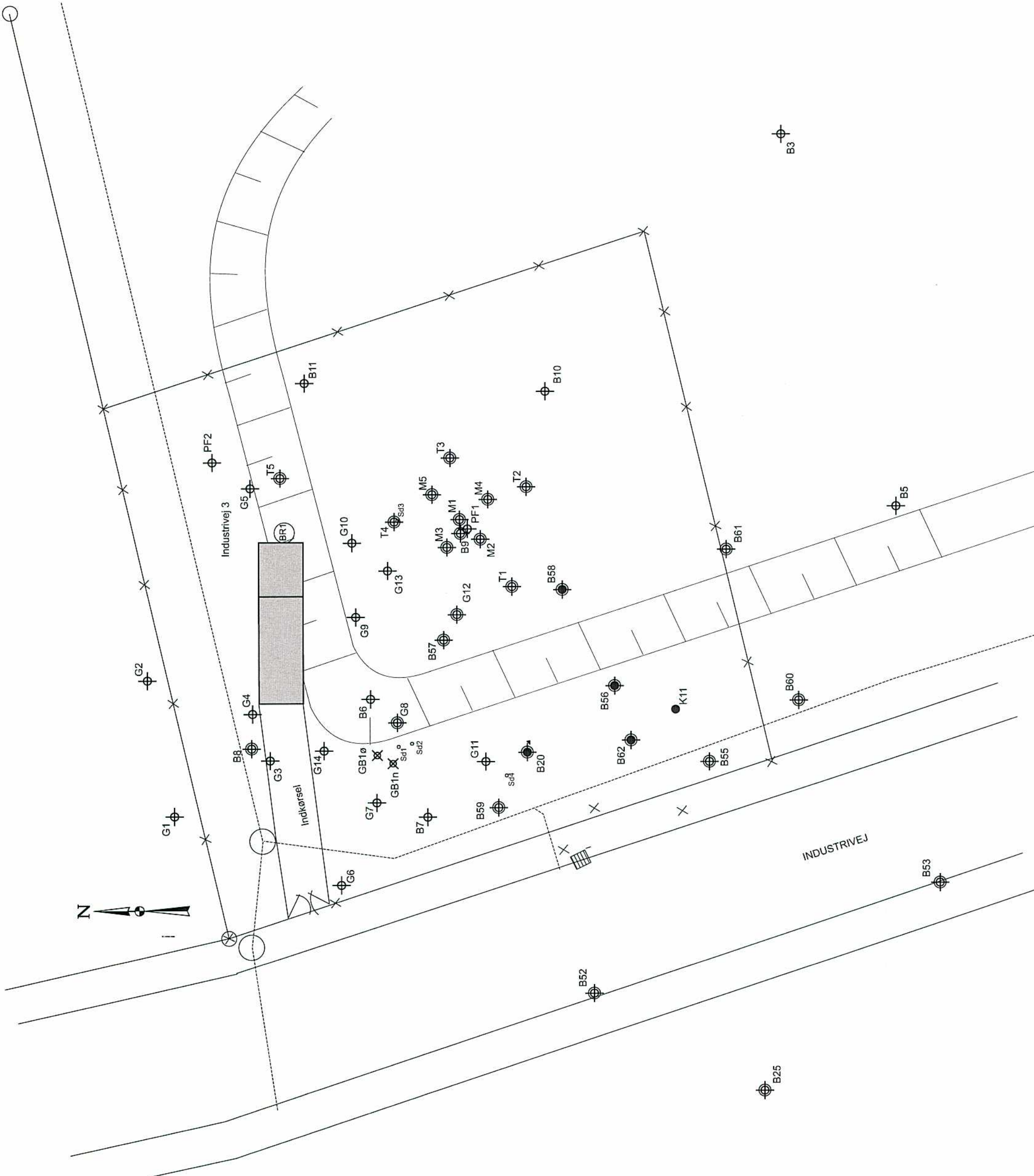
Nivellering af fikspunkter

Fikspunkter	Formål	Udført dato	Udført af
h3-h10	Nivellering før frakturering, felt 2	8-12 2005	Landinspektørerne LE34
h3-h10	Nivellering efter frakturering, felt 2	8-12 2005	Landinspektørerne LE34
T1-T5, M1-M5, G12, S1-S4, FFD2-3, FFD5, FFD8-10, KF1	Indmåling og nivellering af undersøgelsespunkter	21-12 2005	Landinspektørerne LE34

Vandprøvetagning

Prøvetagningsrunde	Parametre	Laboratorium	Boringer	I alt antal vandprøver	Udtaget dato	Udtaget af
Baseline	Chlorerede+nedbr., redoxparametre, TOC	Milana	T1-T4,G12	24	17-25/10-2005	NIRAS
	VFA	Eurofins	T1-T4,G13	24		
	Ethen, ethan	DTU	T1-T4,G14	24		
	Dehalococcoides Ethenogenes	Bioclear	T1-T4,G12	12		
	Bromid, fluorescens	DTU	T1-T4	5		
1. runde	Bromid, fluorescens	DTU	T5, sugeceller	11	21-22/12-2005	NIRAS
	Chlorerede+nedbr., redoxparametre, TOC	Milana	T1-T4,M1-M5,G12	24		
	VFA	Eurofins	T1-T4,M1-M5,G12	24		
	Ethen, ethan	DTU	T1-T4,M1-M5,G12	24		
	Dehalococcoides Ethenogenes	Bioclear	T1-T4,M1,G12	12		
2. runde	Bromid, fluorescens	DTU	T5, sugeceller	11	9-10/1-2006	NIRAS
	Chlor, nedb., redox, ethen, ethan, VFA	DTU	T1-T4,M1-M5,G12	24	18-01-2006	DTU
3. runde	Chlorerede+nedbr., redoxparametre, TOC	Milana	T1-T4,M1-M5,G12	21	4-7/4-2006	NIRAS
	VFA	Eurofins	T1-T4,M1-M5,G12	21		
	Ethen, ethan	DTU	T1-T4,M1-M5,G12	21		
	Dehalococcoides Ethenogenes	Bioclear	T1-T4,M1,G12	12		
4. runde	Chlor, nedb., redox, ethen, ethan, VFA	DTU	T1-T4,M1-M5,G12	24	30-05-2006	DTU
5. runde	Chlorerede+nedbr., redoxparametre, TOC	Milana	T1-T4,M1-M5,G12	24	2-4/8-2006	NIRAS
	VFA	Eurofins	T1-T4,M1-M5,G12	24		
	Ethen, ethan	DTU	T1-T4,M1-M5,G12	24		
	Dehalococcoides Ethenogenes	Bioclear	T1-T4,M1,G12	12		
6. runde	Chlor, nedb., redox, ethen, ethan, VFA	DTU	T1-T4,M1-M5,G12	24	ult. Sep., 2006	DTU

Bilag B
Situationsplan med placering
af undersøgelsespunkter



- Afværgerboring
- Filtersat boring
- Boring, ikke pejlbår
- Kalkboring
- Pejlefilter
- Sugecelle
- Afledningsledning



Tegningen er baseret på afotograferet materiale og er ikke nødvendigvis målfast

Bilag B1

**Regnvandsbassin,
Industrivej 3, Glostrup**

Situationsplan

Sag nr.: 03792.04

August 2006



- X Kerneprøve
- △ FFD-sondering
- ⊕ Afværgeboring
- ⊕ Filtersat boring
- Kalkboring
- ⊗ Pejlefilter
- Sugecelle
- Afledningsledning

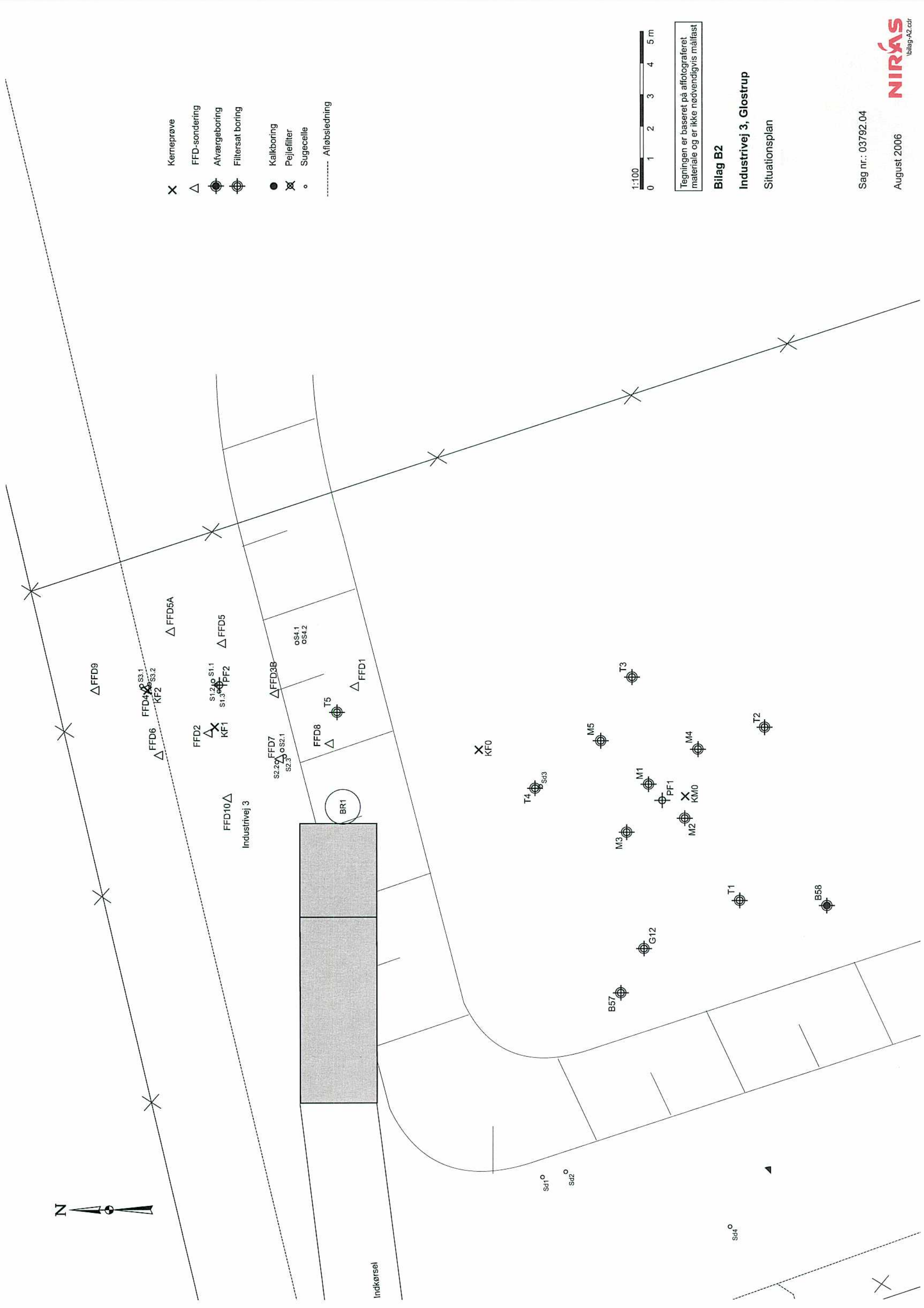


Tegningen er baseret på affotograferet materiale og er ikke nødvendigvis målfast

Bilag B2
Industrivej 3, Glostrup
Situationsplan

Sag nr.: 03792.04

August 2006



Bilag C
Pneumatisk frakturering
- dokumentationsmetoder
FFD-sonde og indledende fotografering

Københavns Amt

BILAG C PNEUMATISK FRAKTURERING – DOKUMENTATIONS- METODER

Laboratorieforsøg med fluorescerende tracere til dokumentation af sprækkeudbredelse

10. november 2005

1. Indledning

Som led i udvikling og afprøvning af metoder til dokumentation af sprækkeudbredelsen opnået ved pneumatisk frakturering er der gennemført en række delforsøg. Forsøgene er udført i samarbejde med DTU og det praktiske arbejde er gennemført i NIRAS' laboratorium.

Den første metode, som blev afprøvet, var en CPT-sonde, der ved hjælp af en FFD-sensor (Fuel Fluorescence Detector) monteret i sidevæggen af sonden, måler jordens fluorescens ved belysning med UV-lys (254 nm). Den anden metode er en ren visuel detektion (herunder fotografering) af de fluorescerende tracere indlagt i kunstige sprækker, etableret i små kerneprøver, og belyst med UV-lys. Endelig er der eksperimenteret med, hvordan kerneprøver, udtaget med GeoProbe systemet, kan opskæres på en hensigtsmæssig måde med henblik på de efterfølgende forsøg.

2. Materialer og metoder

Med GeoProbe systemet er der d. 1. september udtaget en 1 m lang kerneprøve (ø43 mm) af moræneler fra ca. 5 m's dybde fra lokaliteten Vadsbyvej 16A i Hedehusene. Dette materiale har været anvendt til de fleste forsøg, på nær forsøgene med opskæring af kerneprøver i betonlaboratoriet.

Forsøgene med opskæring af prøver i betonlaboratoriet blev udført på en kerneprøve fra en lokalitet med en del sten, og var således meget mere usorteret end materialet fra Hedehusene. Kerneprøverne er opskåret på langs med en speciel diamantsav, både med og uden anvendelse af vand til køling.

Til forsøgene med tracere er der anvendt Uranine, Rhodamine WT og optisk hvidt. De foreliggende fysisk/kemiske og toksikologiske data for disse stoffer er beskrevet i et separat notat /ref. 2/. Der er lavet

standardrækker for vandige opløsninger af de tre stoffer i varierende koncentrationer fra 0,1 ppb og op til 1000 ppm.

Til belysning af jordprøverne er der anvendt to forskellige UV-lamper. Den ene UV-lampe udsender lys ved 312 nm, mens en kombinationslampe udsender UV-lys ved hhv. 254 nm eller 366 nm. Fotografering og visuel inspektion af jordprøver er udført ved forskellige kombinationer af UV-lys og almindelig indendørs belysning.

Til fotografering er der anvendt en fotostand monteret med et digitalt spejlreflekskamera af typen Nikon D70 med 17-80 mm ED-linse. Kameraet er styret fra en tilkøbt PC ved hjælp af Nikon Capture software, og billederne er lagret direkte på computeren i JPEG- og/eller RAW-format. Et rødt hhv. orange filter er testet for at se, om dette kunne øge kontrasten mellem fluorescenslyset og det naturlige baggrundsllys.

De enkelte kerneprøver er forberedt ved at skære ca. 4-8 cm lange stykker af den 1 m lange intakte kerne fra Hedehusene, og herefter forsigtigt brække kernen på tværs i to halvdele, således at der opstår en rimelig jævn brudflade. På brudfladen af den ene halvdel er der herefter med et lille bundt penselhår påført et tyndt lag af de forskellige opløsninger. Kernen er herefter forsigtigt først samlet igen, og dernæst delt på langs med en skarp kniv. De to halvdele er herefter overført til fotostanden for visuel inspektion og evt. fotografering eller måling med FFD-sonden. For Uranine blev der endvidere målt på en kerne skåret med diamantsav og vand, med det formål at vurdere, om der skete en udvaskning/spredning af traceren i forhold til opskæring med en skarp kniv.

For enkelte prøver penslet med Uranine er de to halvdele igen samlet og gemt mørkt i en 1 uge, hvorefter de igen er visuelt inspiceret.

Til forsøgene med CPT-sonden er der anvendt en FFD-sonde fra det amerikanske firma ARA /ref. 1/. Procedure for kalibrering og løbende test af apparatet er udført i henhold til anvisningerne i manualen /ref. 1/. Et billede af sonden er vist i bilag 1. Alle målinger er udført i mørkekammer, og data er løbende opsamlet på en tilkøbt computer. Jordprøver er målt ved at presse jordprøvens snitflade ned på måle-sonden og herefter langsomt (ca. 1 cm/s) trække prøven henover målevinduet. Der er målt 1 gang på hver halvdel. Enkelte prøver er yderligere halveret, så der er målt på 4 delprøver. Signalet fra sonden samples ca. 5 gange pr. cm prøven bevæges henover målevinduet. Målevinduet er ca. 1 cm i diameter. De vandige standarder af Uranine og Rhodamine WT er overført til specielle UV-cuvetter, og målt med sonden ved at presse UV-cuvetten direkte ind på målevinduet.

3. Resultater

3.1 Opskæring af kerneprøver

De to morænelersprøver er skåret på langs med hhv. uden brug af kølevand på diamantklingen. På bilag 2.1 ses billeder af de resulterende overflader. For prøve nr.1 (1 tør, 1 våd), der indeholder en del fintmellemkornet materiale, ses, at der ved anvendelse af vand sker en

tydelig udvaskning af disse fraktioner, mens grus og sten sidder tilbage. Uden vand fås en pæn overflade, og evt. større sten gennemskæres.

For prøve nr. 2 (2 tør – højre halvdel, 2 våd), der indeholder mindre fint materiale, ses en mindre udvaskning ved anvendelse af vand og der fås en jævnere overflade. Den langsgående revne er lavet med en kniv efter opskæringen, og skyldes således ikke opskæringen af selve kernen. Uden vand opnås også en pæn overflade, men det kan ses, at der generelt ved skæring uden vand fås en vis udtværing af den helt fine fraktion langs snitfladen.

3.2 *Fotografering af tracer standarder*

Billeder optaget i dagslys af standardrækkerne (0,1-1000 ppm) med Uranin, Rhodamine WT og optisk hvidt fremgår af bilag 3.1.

Billeder af udvalgte standarder (1, 10, 100, 1000 ppm) med Uranine belyst med 312 nm fremgår af bilag 3.2. Uranine standarder har markant stærkere fluorescensrespons ved 312 nm sammenlignet med både 254 nm og 366 nm, og det er derfor valgt at arbejde med denne lampe i alle forsøg med Uranine. Der ses dog tydelig fluorescens ved alle 3 bølgelængder, og det kraftigere signal opnået med 312 nm kan også delvist skyldes, at denne lampe sandsynligvis har en større lysintensitet. Som det fremgår, øges fluorescensresponsen med stigende koncentrationer, og har tilsyneladende et maximum mellem 10 og 1000 ppm. Dette er også forventet iht. litteraturen omkring Uranine.

Der er ikke optaget billeder af Rhodamine WT standarder under UV-lys, da de ikke viste tydelig fluorescensrespons ved de tre bølgelængder. En tydelig lilla farve kunne dog konstateres ved koncentrationer over 1 ppm under både UV-lys og dagslys. Der skal sandsynligvis en lampe med længere bølgelængde til, førend et tydeligt visuelt fluorescensrespons kan opnås.

Billeder af udvalgte standarder (10, 100, 1000 ppm) med optisk hvidt belyst med 366 nm fremgår af bilag 3.3. Optisk hvidt havde stærkest fluorescensrespons ved 366 nm og lidt svagere ved 312 nm, mens 254 nm var meget svagere. Ved de efterfølgende forsøg er det derfor valgt at arbejde med 366 nm lampen. Som det fremgår, stiger fluorescensresponsen med stigende koncentration, og der ses ikke noget tegn på maksima inden for de testede koncentrationer.

3.3 *Fotografering og visuel påvisning af fluorescens i kerneprøver*

Resultaterne for Uranine ved koncentrationerne 10, 100 og 1000 ppm i de kunstige sprækker fremgår af bilag 4.1, 4.2 og 4.3. Der er taget billeder både under UV-lys (312 nm) alene og ved en kombination af UV-lys og dagslys for at vurdere muligheden for visuel identifikation under disse forhold.

Ved 10 ppm kan der ikke ses noget respons overhovedet. Billedet i dagslys giver i øvrigt et udmærket indtryk af morænelerets struktur og naturlige farve. Ved 100 ppm ses ikke noget respons i dagslys+UV, men med UV-lys alene ses et svagt, men tydeligt fluorescensrespons i

et tyndt bånd på tværs af prøven. Ved 1000 ppm ses et tydeligt respons under dagslys+UV, og endnu mere markant ses det under UV-lys alene. Prøverne med 100 og 1000 ppm blev efter 1 uges henstand i mørke og ved 4 °C genmålt, og der kunne ikke konstateres fluorescens respons. Dette kan skyldes en kombination af den fotokemiske nedbrydningsproces, der igangsættes, når Uranine belyses samt diffusion væk fra sprækken og ind i matrixen.

Resultaterne for optisk hvidt ved koncentrationerne 10, 100 og 1000 ppm i de kunstige sprækker fremgår af bilag 4.4. Der er kun vist billeder for 1000 ppm under UV-lys (366 nm), idet der ikke kunne konstateres noget respons ved UV-lys eller UV+dagslys for 10 og 100 ppm prøverne. Fluorescensresponsen fra optisk hvidt er tydeligt gråligt-blåt, og det bemærkes, at stoffet er spredt lidt mere ud fra den kunstige sprække, end hvad der ses for Uranine. Dette skyldes sandsynligvis, at prøvematerialet er tørret lidt mere ud siden forsøgene med Uranine blev udført, og at der derfor er mere kapillært sug i matrixen, hvorved tracerblandingen hurtigt bliver suget et stykke ind i matrixen. Dette ses også på det nederste af de to billeder i bilag 4.4, der viser kerneprøven efter en yderligere opsplittning af de to halvdele.

Resultaterne for Rhodamine WT ved koncentrationen 1000 ppm i de kunstige sprækker fremgår af bilag 4.5. Der er kun lavet forsøg med denne koncentration, idet indledende forsøg med UV-belysning og visuel bedømmelse af standarderne indikerede, at koncentrationerne skulle være høje (> 100 ppm) for overhovedet at kunne se tegn på fluorescens eller farve. Der er vist billeder under alle tre UV-lys (254, 312 og 366 nm) samt under dagslys alene for at se selve tracers farve. Fluorescensresponsen er svagt orange og mest markant ved 254 og 312 nm, men stadig tydeligt ved 366 nm. Ved denne koncentration ses selve farvestoffets lilla farve også svagt.

3.4 *Målinger med FFD-sonden på vandige standarder*

Målinger på Uranine standarder i UV-cuvetter er sammenfattet i bilag 5.1. Forsøget indikerer en detektionsgrænse i vand på ca. 100 ppb for HFFD-kanalen. Efter forsøgene er det konstateret, at 10 ppm standarden, der er anvendt til forsøgene, sandsynligvis var identisk med 100 ppm standarden. For koncentrationer mellem 100 ppm og 1000 ppm er der maksimalt udslag på denne kanal. Som forventet ses intet signifikant signal på LFFD-kanalen.

Målinger på Rhodamine WT standarder i UV-cuvetter er sammenfattet i bilag 5.2. Forsøget indikerer en detektionsgrænse i vand på ca. 1000 ppb for HFFD-kanalen. For koncentrationer mellem 1000 ppb og 100 ppm er der kun et svagt signal i forhold til det tilsvarende for Uranin. Som forventet ses intet signifikant signal på LFFD-kanalen.

3.5 *Målinger med FFD-sonden på kerneprøver tilsat tracere*

Der er gennemført målinger med Uranine ved 100 og 1000 ppm, og resultaterne er afbildet og yderligere beskrevet i bilag 6.1 og 6.2. Der kan ikke konstateres noget sikkert respons ved 100 ppm, mens der er et tydeligt respons ved 1000 ppm på HFFD-kanalen. Det målte respons er maksimalt i et interval på ca. 1 mm eller mindre og aftager på

hver side af sprækken over en strækning på ca. 5 mm. Dette er i god overensstemmelse med de visuelle observationer, jf. bilag 4.3. Det absolutte respons (mV) er meget lavt i forhold til de direkte målinger på standarderne i UV-cuvetter, og dette skyldes sandsynligvis, at jorden dæmper fluorescenssignalet ganske betydeligt. Endvidere ses det, at der tilsyneladende ikke sker nogen udtværing eller omfordeling af traceren ved at skære kerneprøven op med diamantsav kølet med vand. Dette ses ved at koncentrationsprofilet og den maksimale koncentration omkring centret af sprækken er sammenligneligt på delprøverne skåret ved de to metoder.

De tilsvarende målinger med Rhodamine WT ved 10 og 100 ppm er afbildet og yderligere beskrevet i bilag 6.3 og 6.4. Der kan ikke med stor sikkerhed konstateres respons på de indlagte sprækker. Dette er også forventeligt ud fra målingerne foretaget på standarderne, idet der generelt ses en ringere følsomhed for Rhodamine WT i forhold til Uranine.

4. **Konklusion**

Opskæring af kerner med vandkølet diamantbor vurderes at give en brugbar overflade for den aktuelle moræneler fra Hedehusene. Da moræneleren ikke er særligt stenet, er den dog forholdsvis nem at skære i med en hobbykniv. Da denne metode forstyrrer prøven mindst, bør den også anvendes. Prøverne af gytje og silt fra Glostrup er ligeledes meget nemme at skære i med en hobbykniv, og denne metode bør også anvendes til disse prøver.

Fotografering af kerneprøver både med og uden UV-lys er afprøvet, og en række brugbare kombinationer af lys og eksponering er fundet. Generelt giver Uranine det tydeligste og kraftigste fluorescenssignal i forhold til både moræneler og gytje, og vurderes derfor at være den bedste tracer til visuel påvisning i laboratoriet. Forholdet omkring tabet af fluorescens responset på mindre end en uge bør kontrolleres med et supplerende laboratorieforsøg, og kan skyldes en kombination af nedbrydning og diffusion. Rhodamine WT ses mindre tydeligt på grund tracerens naturlige mørke farve (lilla) og dens svage mørkeorange fluorescens, der ikke giver nogen særlig kontrast til jordens ligeledes mørke farve. Stoffet vil være en udmærket tracer i vandfasen, idet den sammen med Uranine kan måles ned til meget lave koncentrationer. Optisk hvidt ses også relativt tydeligt i jordprøver.

Traceren optisk hvidt fluorescerede ikke så tydeligt som Uranine, men lidt bedre end Rhodamine WT. Denne tracer er alene medtaget i forsøgene, fordi den forventes at give et kraftigt signal på FFD-sondens LFFD-kanal – dvs. den kanal, hvor hverken Uranine eller Rhodamine WT giver noget respons. Den bør således medvirke til en større sikkerhed ved den indledende identifikation af sprækker ved hjælp af FFD-sonden, der skal anvendes umiddelbart efter at fraktureringen er gennemført. Dette er ikke afprøvet i praksis med FFD-sonden, da traceren ikke var til rådighed i perioden hvor sonden blev testet i laboratoriet.

Forsøgene med FFD-sonden på kerneprøver af moræneler med kunstige sprækker penslet med tracer-opløsning indikerer, at det er muligt at identificere sprækkerne. Målinger af det naturlige baggrundsfluorescens signal på gytje prøver fra Glostrup er udført af ARA. Målingerne indikerede at tracer signalet skulle være fuldt detekterbart, idet gytjen ikke udviste et forhøjet naturligt fluorescens niveau. For begge jordtyper kræves dog, at koncentrationen af traceren i sprækken er større end 1000 ppm for Uranine og sandsynligvis på tilsvarende niveauer for både Rhodamine WT og optisk hvidt. Da der også må forventes en vis hurtig spredning af traceren væk fra sprækken under feltforhold, bør der anvendes koncentrationer på ca. 5000 ppm for både Uranine og Rhodamine WT. Hvis optisk hvidt anvendes, skal koncentrationen også være på dette niveau. Inden optisk hvidt injiceres sammen med de to andre tracere, bør det undersøges, om der kan være interferens fra optisk hvidt på målingen af de to andre tracere i vand- og jordprøver.

5. Referencer

- /Ref. 1/. ARA Vertek. Datapack 200F. Users manual.
- /Ref. 2/. Københavns Amt. GLOSTRUP REGNVANDSBASSIN, INDUSTRIVEJ 3 OG VADSBYVEJ 16A, HEDEHUSENE. Ansøgning om anvendelse af Uranine og Sulforhodamine WT som tracere. 28. september 2005. Udarbejdet af NIRAS.

Bilag C1

Billeder af FFD-sonden med målevindue



Bilag C2



1ter.jpg



1våd.JPG



2ter.JPG

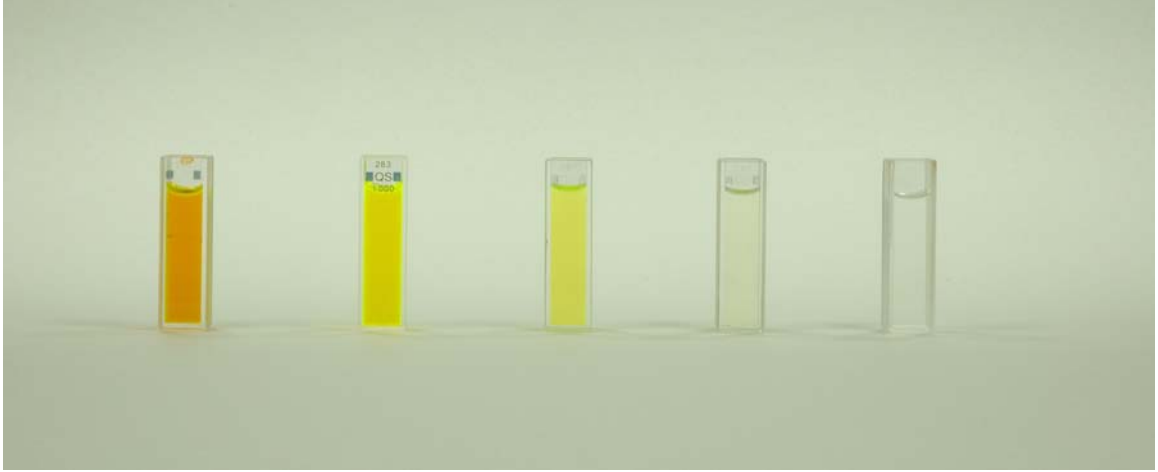


2våd.JPG

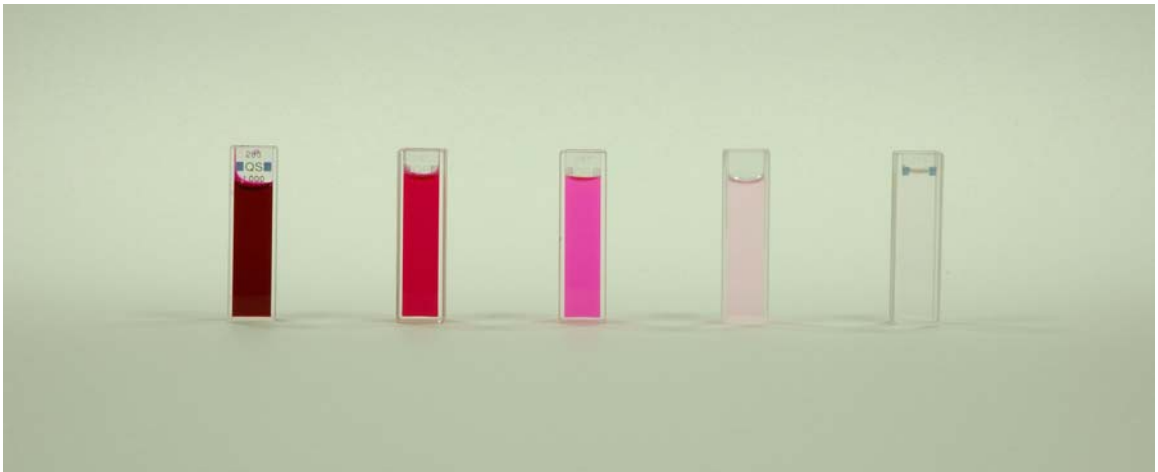
Bilag C3

3.1 Standardrækker af Uranine, Rhodamine WT og optisk hvidt i dagslys

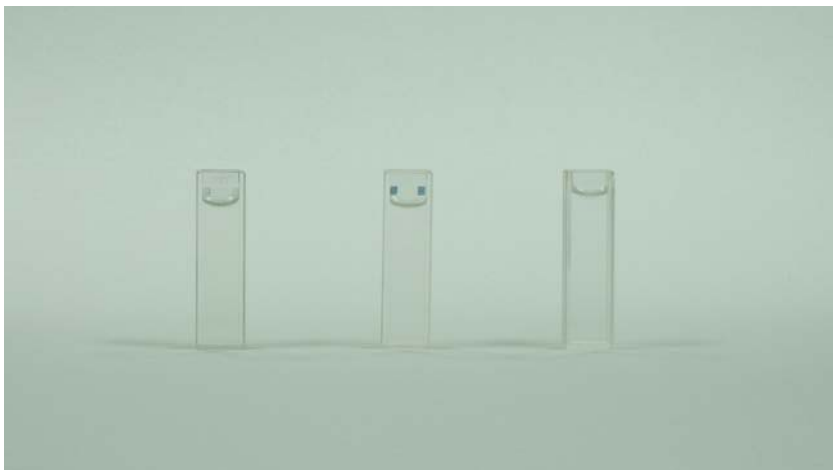
Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1, 0,1 ppm Uranine opløsning.



Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1, 0,1 ppm Rhodamine WT opløsning.



Fra venstre mod højre 1000, 100, 10 ppm optisk hvidt opløsning.



3.2 Standardrækker for Uranine i UV-lys (312 nm).

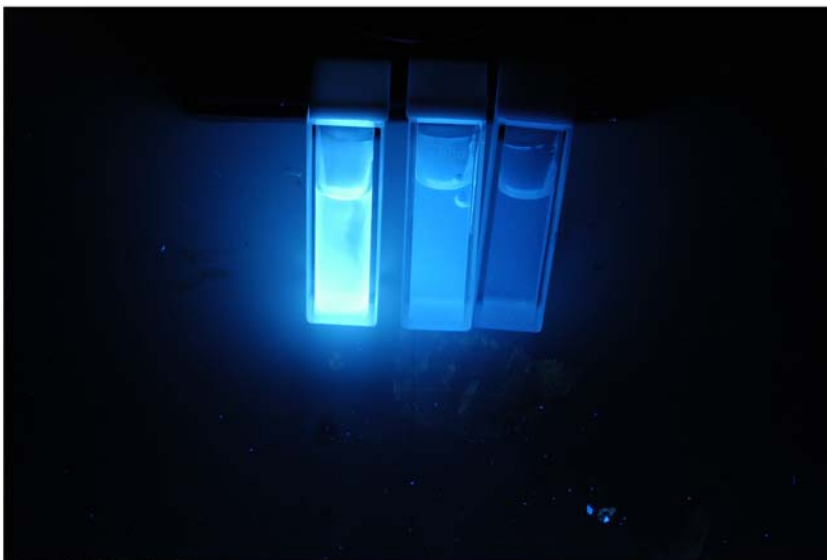
Fra venstre mod højre 1, 10, 100 og 1000 ppm Uranine opløsning.



Img0073.jpg 2005/10/03 14:00:09
Nikon D70 5 sec - F/29 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: AF-S, Sensitivity: ISO 250

3.3 Standardrække for optisk hvidt i UV-lys (366 nm)

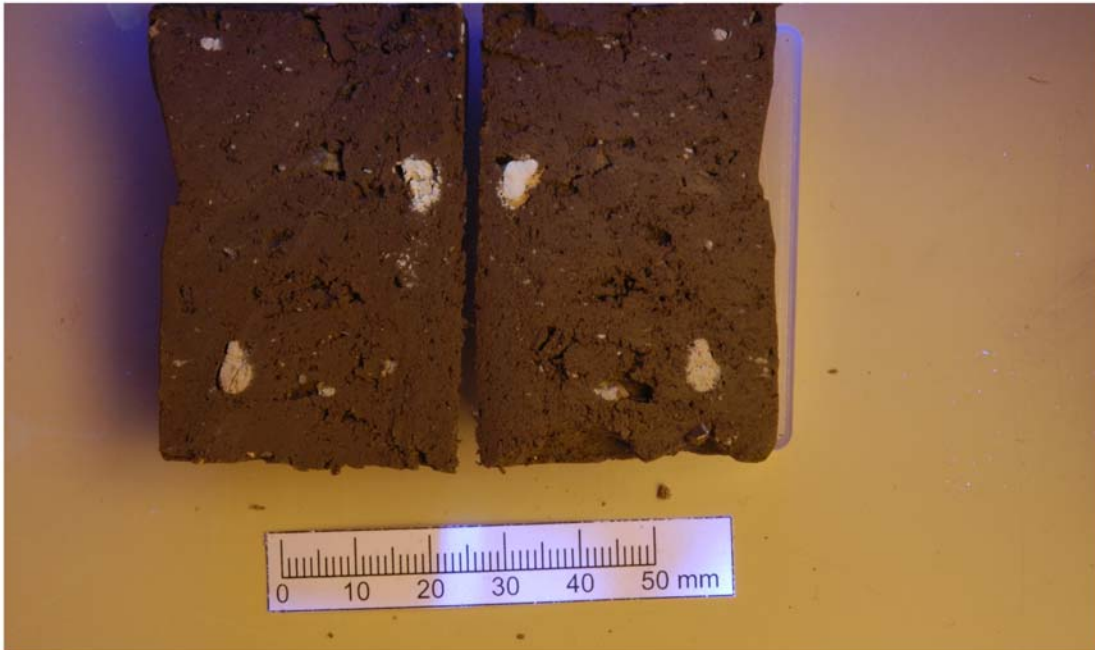
Fra venstre mod højre 1000,100,10 ppm optisk hvidt opløsning.



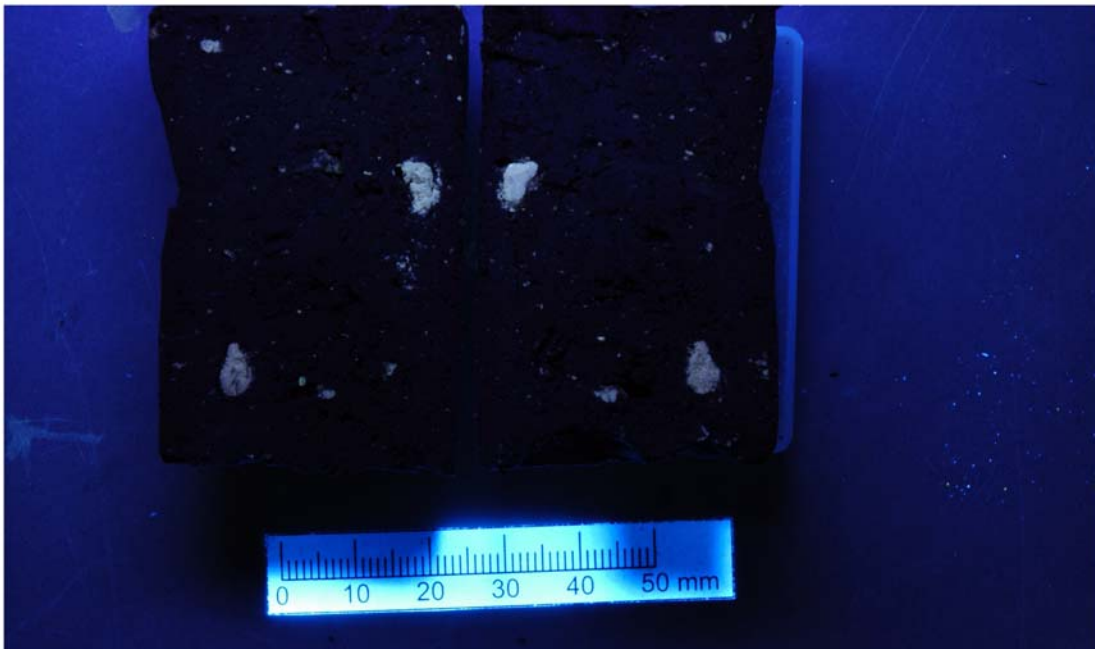
Img0106.jpg 2005/10/10 11:16:49.2
Nikon D70 20 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 65mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

Bilag C4

4.1 Uranine standard på 10 ppm. Belyst med både UV (312 nm) og kunstlys på øverste billede. Med UV (312 nm) alene på nederste billede.



Img0094.jpg 2005/10/03 15:05:51
Nikon D70 30 sec - F/22 Large (2000 x 3008)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

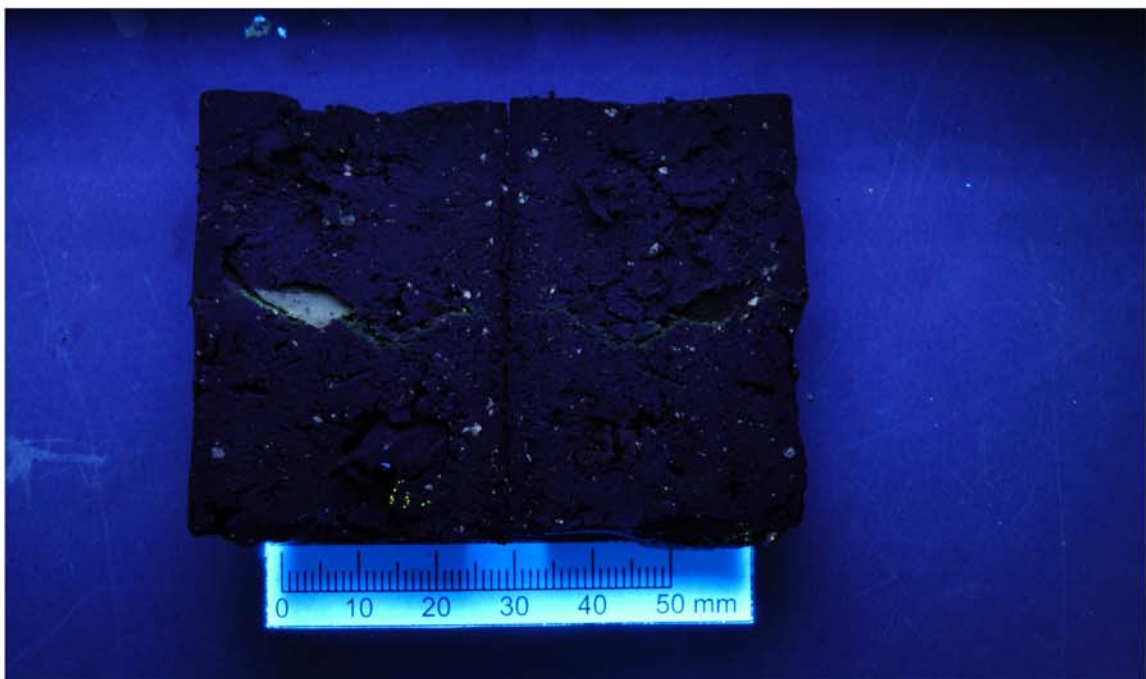


Img0096.jpg 2005/10/03 15:09:48.7
Nikon D70 30 sec - F/13 Large (2000 x 3008)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

4.2 Uranine standard på 100 ppm. Belyst med både UV (312 nm) og kunstlys på øverste billede. Med UV (312 nm) alene på nederste billede.

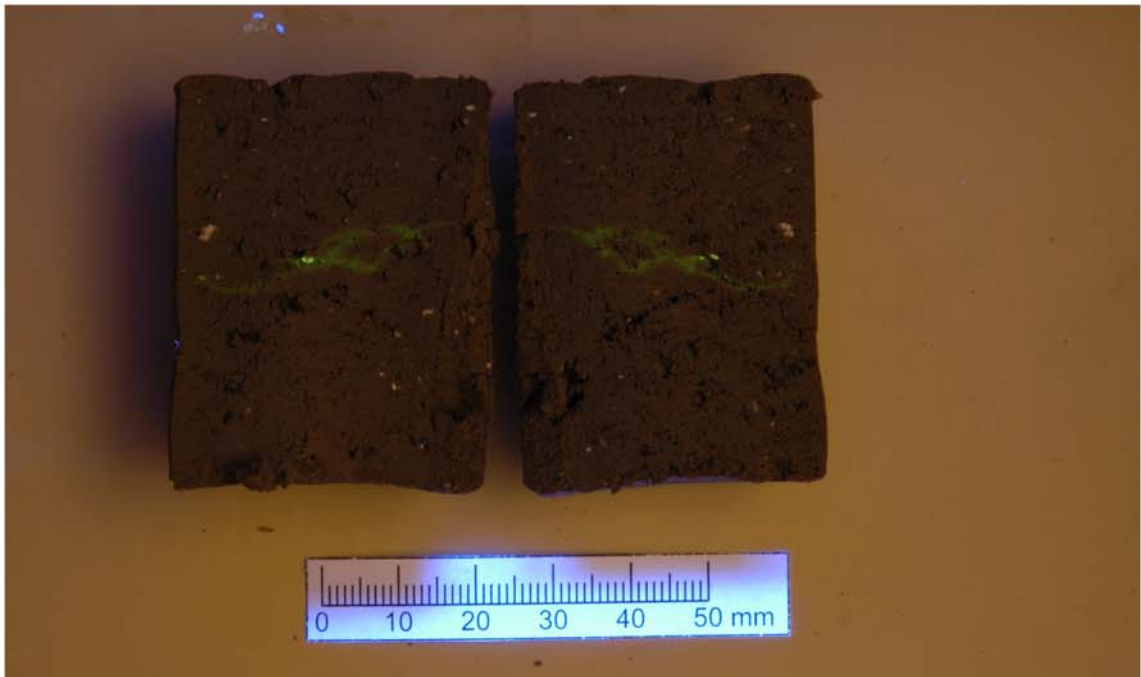


Img0081.jpg 2005/10/03 14:29:11.7
Nikon D70 20 sec - F/29 Large (2000 x 3008)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

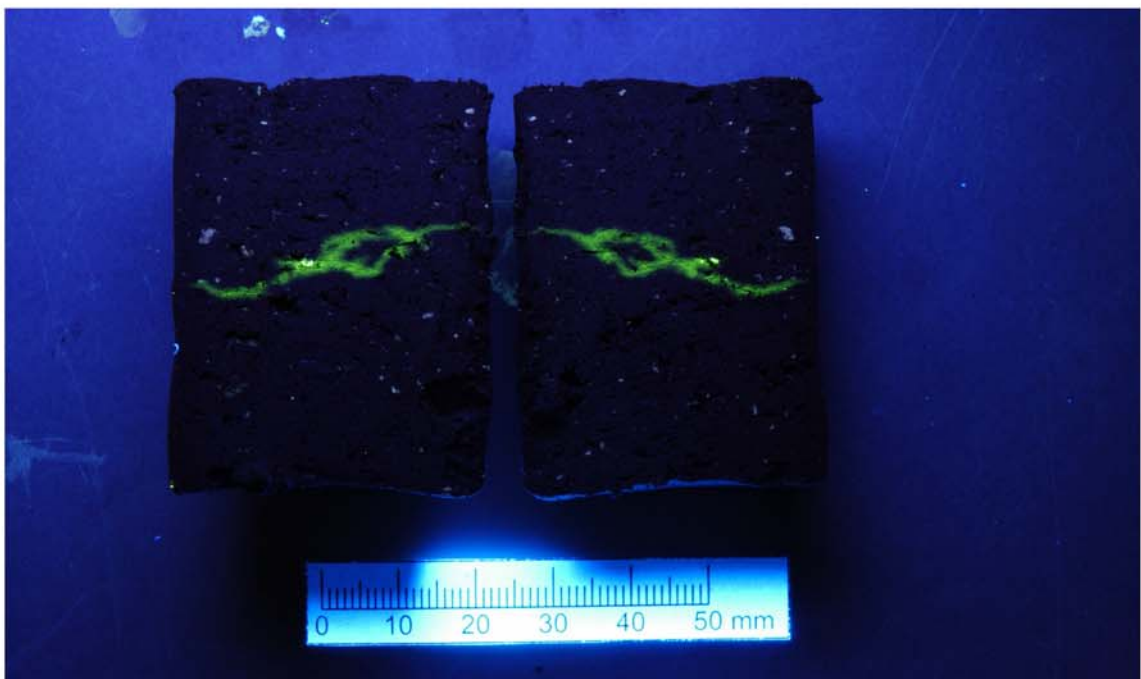


Img0083.jpg 2005/10/03 14:31:27.2
Nikon D70 30 sec - F/13 Large (2000 x 3008)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

4.3 Uranine standard på 1000 ppm. Belyst med både UV (312 nm) og kunstlys på øverste billede. Med UV (312 nm) alene på nederste billede.

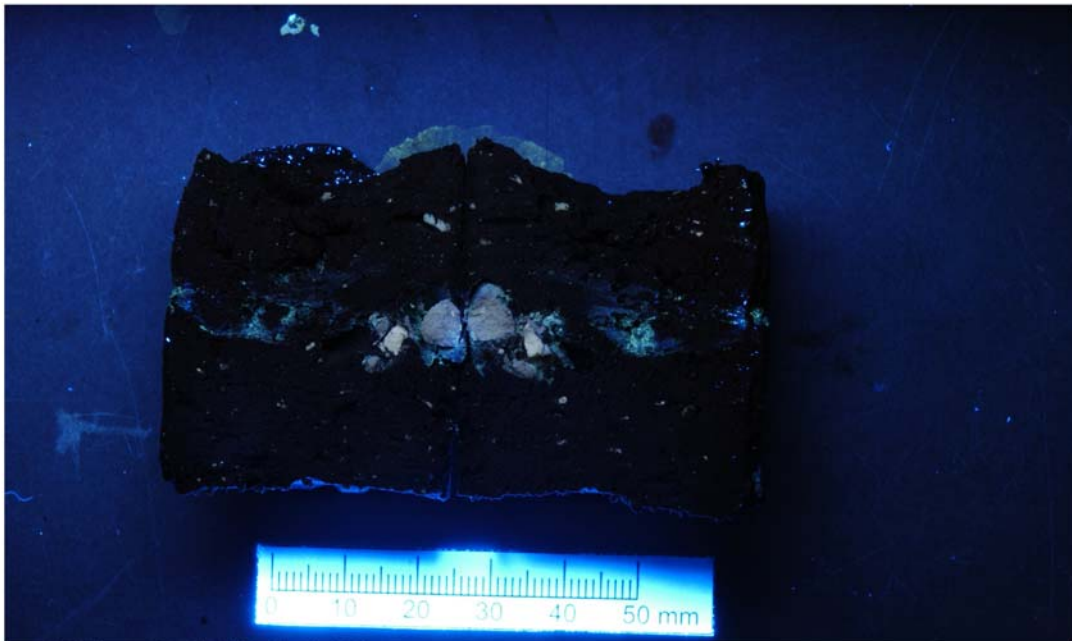


Img0085.jpg 2005/10/03 14:42:46.1
Nikon D70 30 sec - F/29 Large (2000 x 3008)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

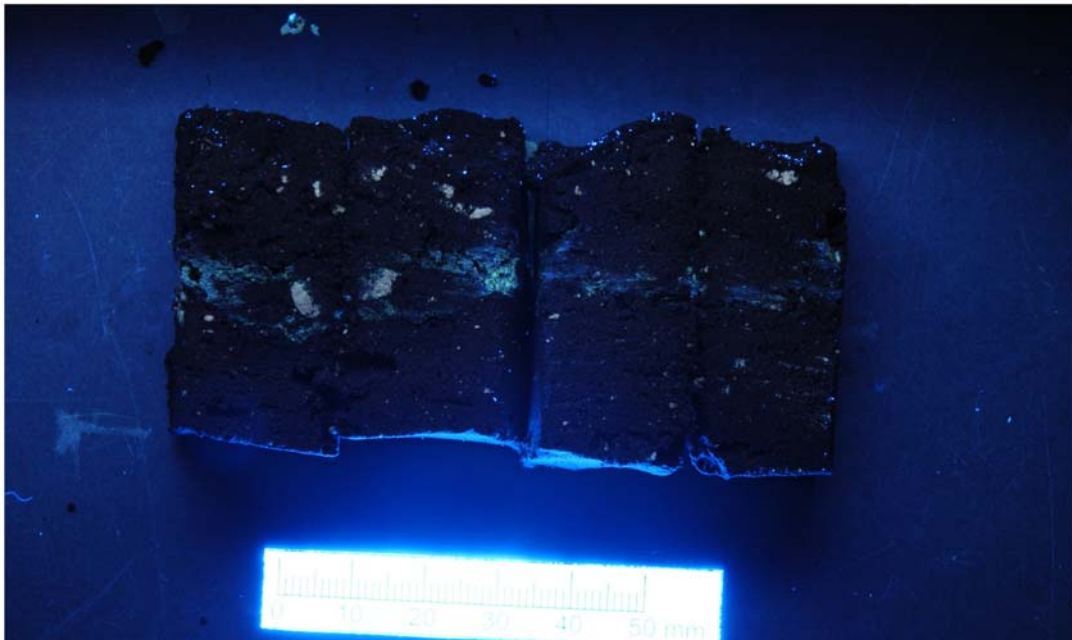


Img0086.jpg 2005/10/03 14:44:14.1
Nikon D70 30 sec - F/13 Large (2000 x 3008)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

4.4 Optisk hvidt standard på 1000 ppm. Belyst med UV-long (366 nm) på det øverste billede. De to halvdele yderligere halveret og igen belyst med UV-long (366 nm) på nederste billede.

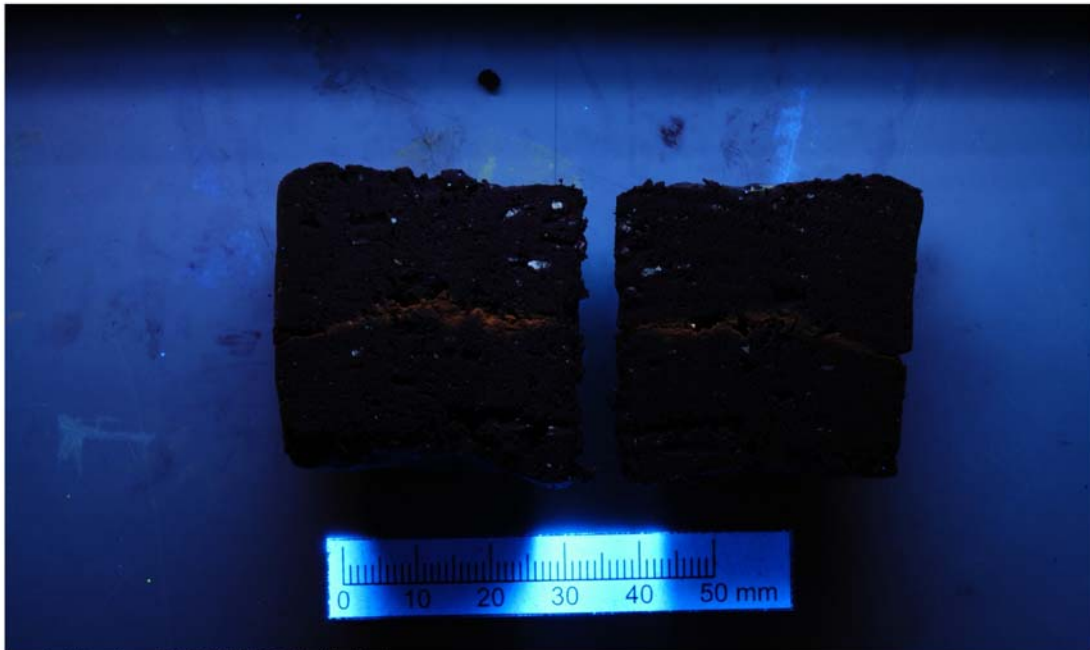


Img0113.jpg 2005/10/10 11:51:47.1
Nikon D70 20 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

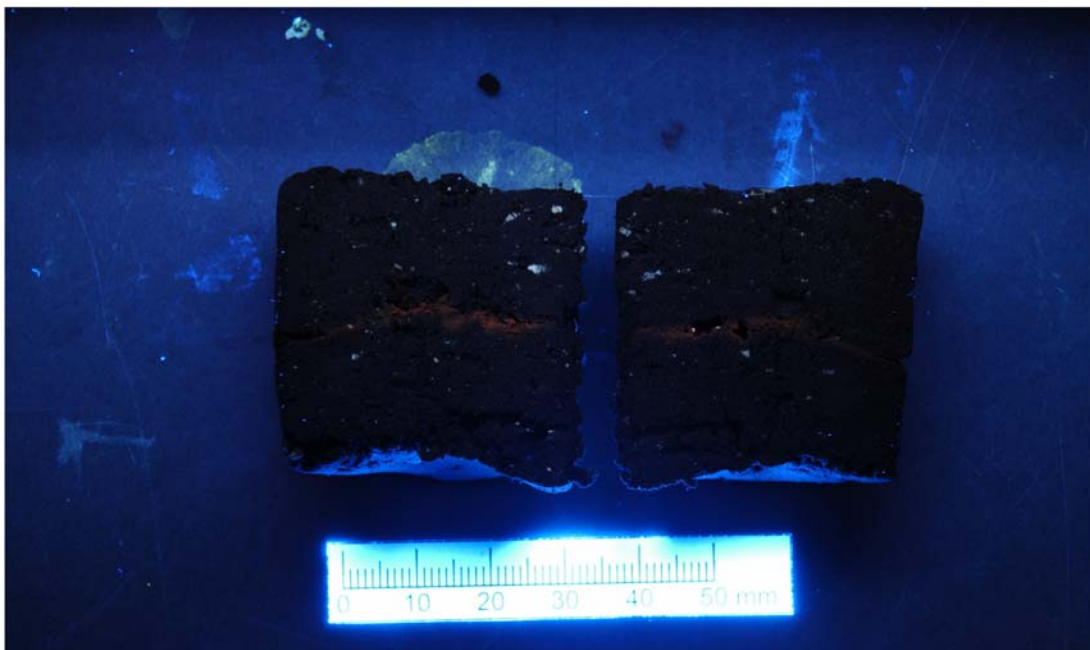


Img0114.jpg 2005/10/10 11:54:21.9
Nikon D70 20 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

4.5 Rhodamine WT standard på 1000 ppm. Belyst med UV-short (254 nm) på det øverste billede. Belyst med UV-long (366 nm) på nederste billede.

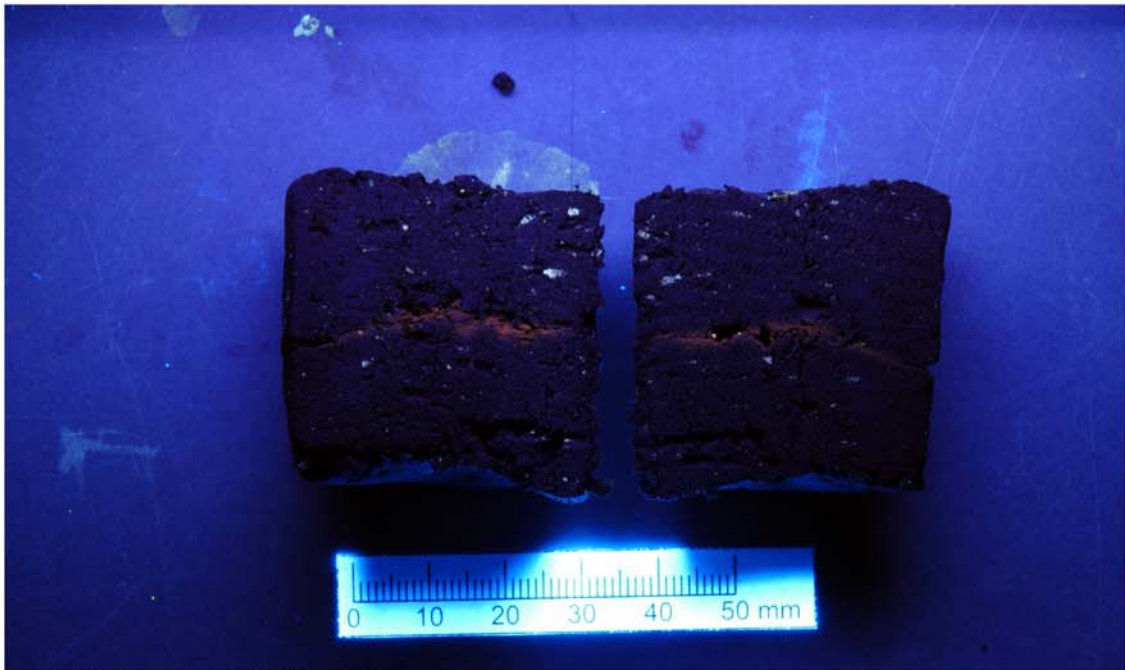


Img0117a.jpg 2005/10/10 12:11:16.8
Nikon D70 20 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250



Img0118a.jpg 2005/10/10 12:12:37.1
Nikon D70 20 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

4.6 Rhodamine WT standard på 1000 ppm. Belyst med UV (312 nm) på det øverste billede. Belyst med dagslys på nederste billede.



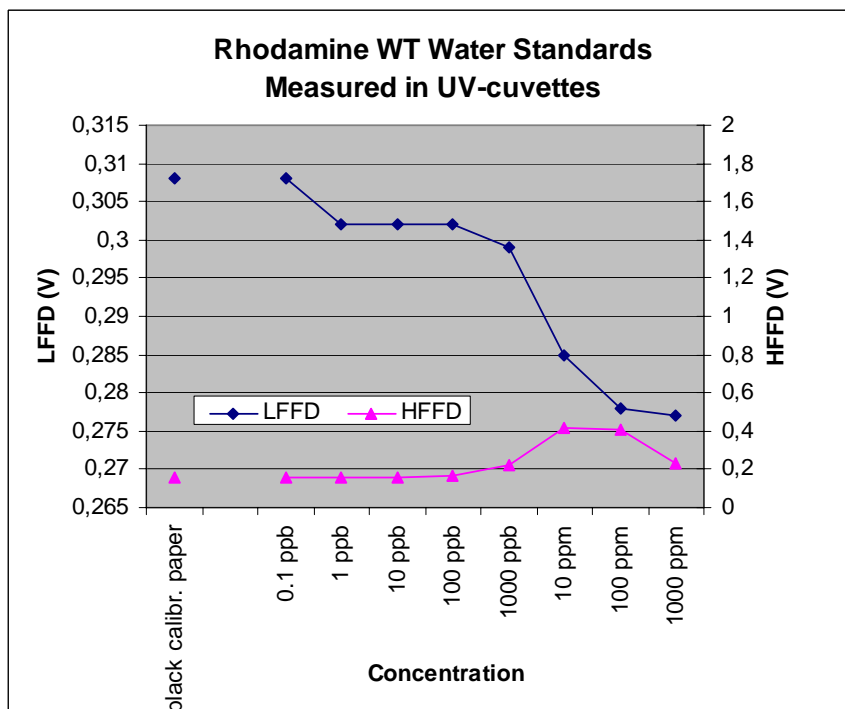
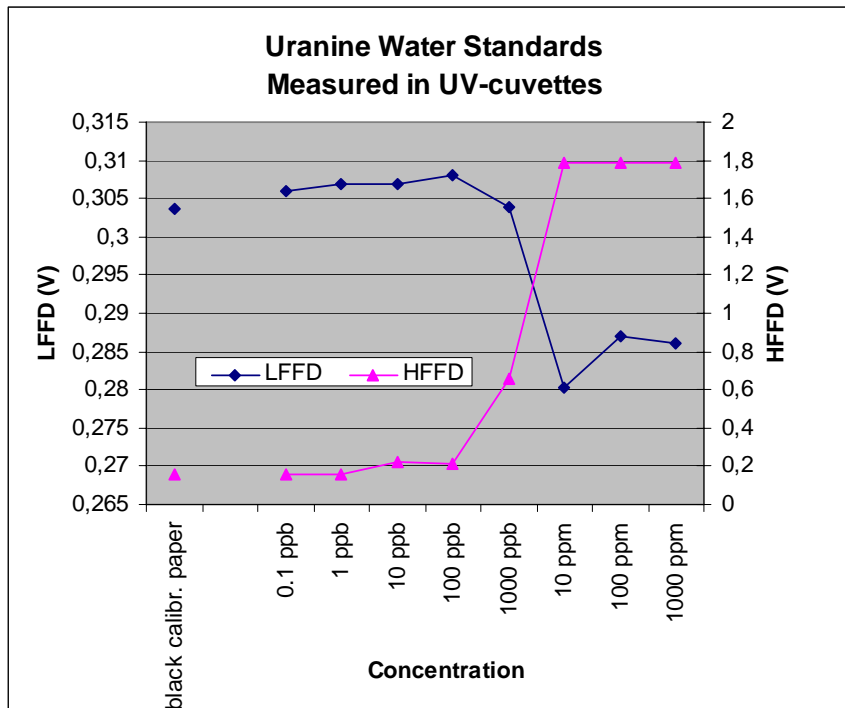
Img0119a.jpg 2005/10/10 12:15:03
Nikon D70 20 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250



Img0120a.jpg 2005/10/10 12:17:47.2
Nikon D70 2 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 250

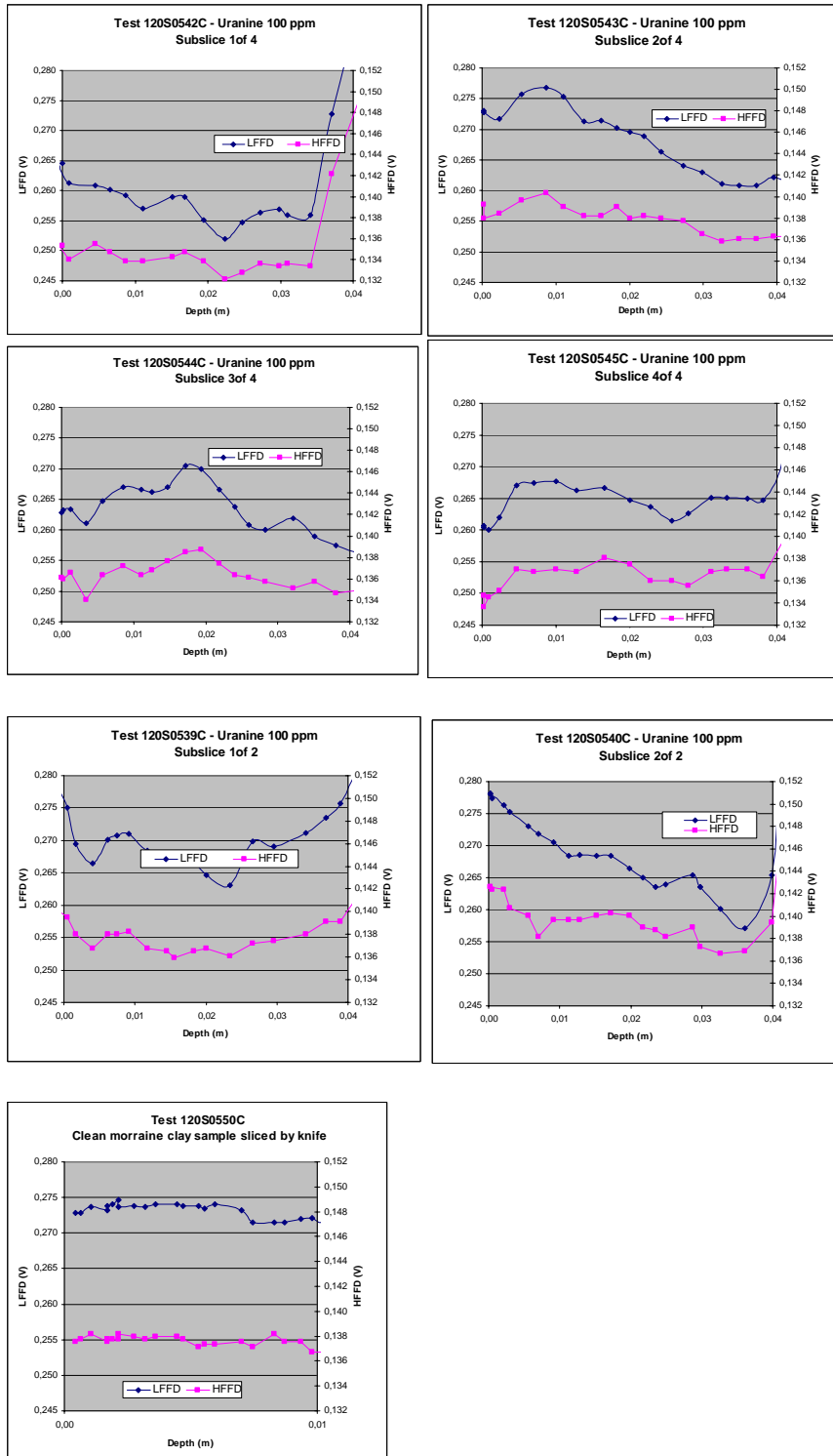
Bilag C5

5.1 Water samples prepared by SCB on 19 september and measured in NIRAS lab on tuesday 20 september. Water samples poured into 5 ml square UV-cuvettes attached directly on saphire window and fixed by black tape and measured in dark room. Uranine detection limit is 100-1000 ppb and above 10 ppm there is maximum reading on the instrument. Rhodamine WT detection limit is 100-1000 ppb and maximum reading is in the range 10-100 ppm on the instrument. Rhodamine WT gives significantly smaller response than Uranine.

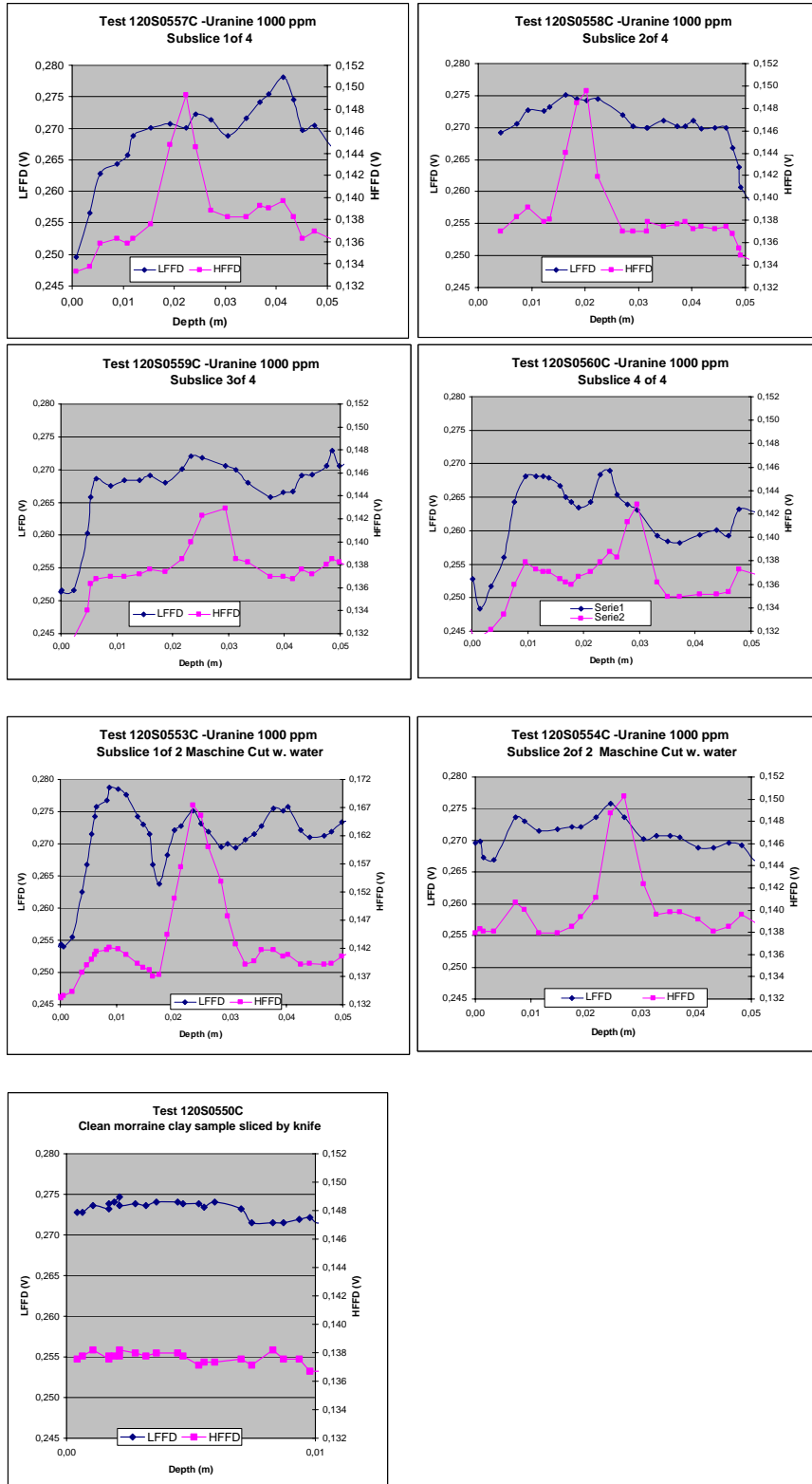


Bilag C6.

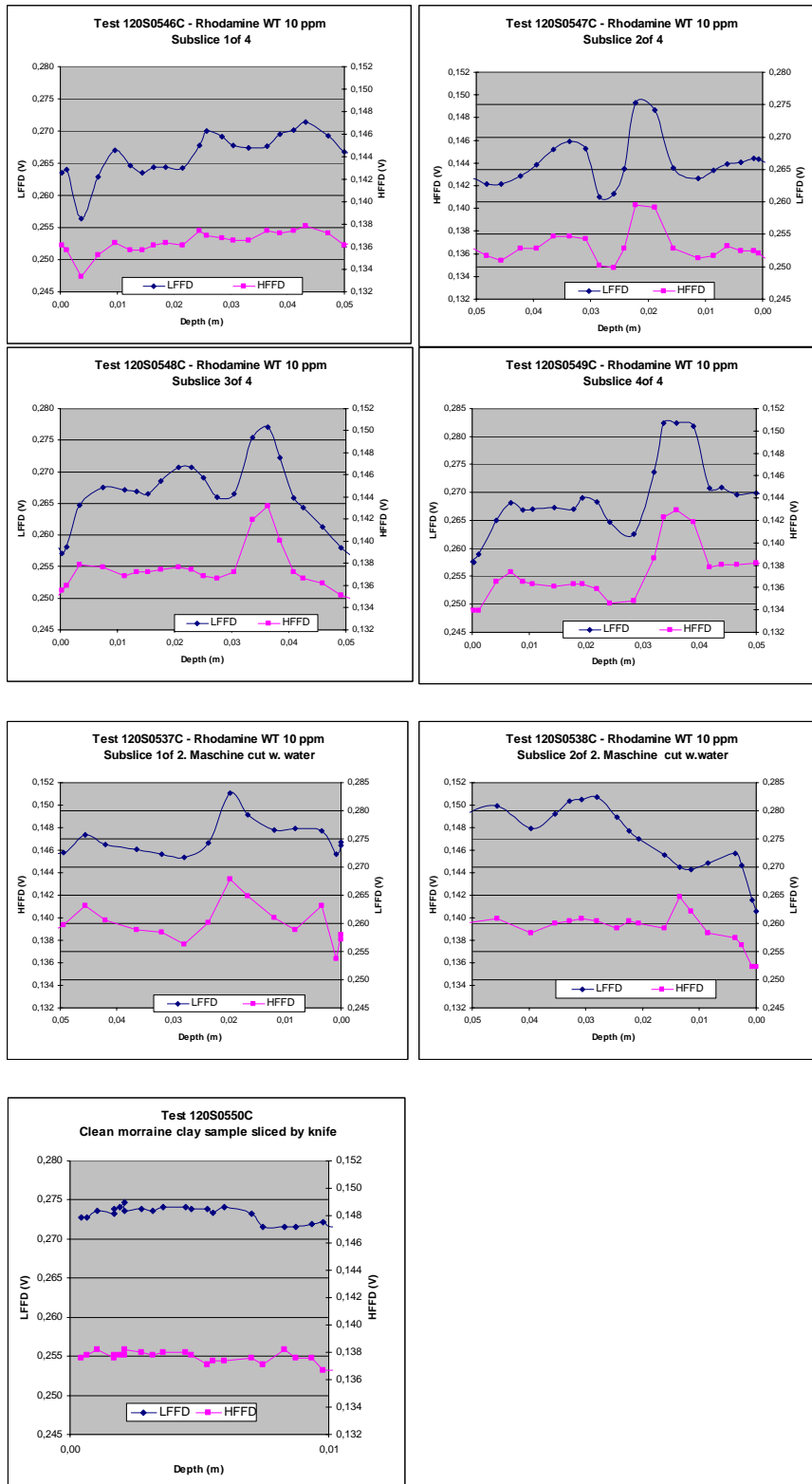
6.1. A 5,5 cm long core of grey clay till are broken in two halves and padded with a 100 ppm solution of Uranine in water. The core is then sliced in 2 by a cutting machine that uses water cooling and then measured (539C and 540C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The two halves are then again sliced in 2 by a hobby knife and then measured (542C - 545C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The background signal from an uncontaminated sample (550C) show stable readings (0.272 V LFFD/ 0.138 V HFFD). Maximum (weak) peak (544C) shows 0.003V increase over background for HFFD channel. Rest of samples shows no peaks (<0.001 V) over background for HFFD channel. It seems difficult to interpret the response and to evaluate the effects of the dye on the LFFD.



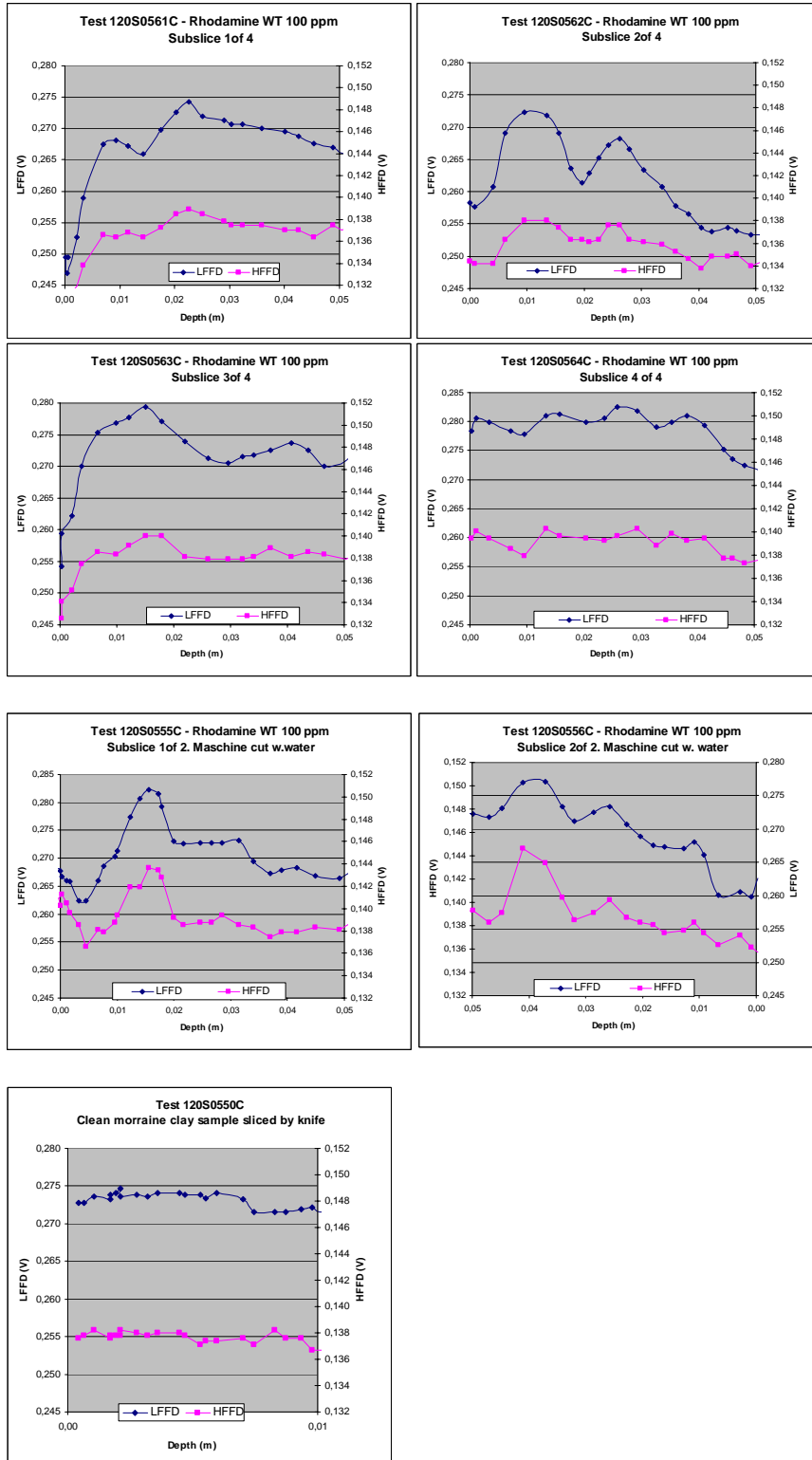
6.2 A 8 cm long cores of grey clay till are broken in two halves and padded with a 1000 ppm solution of Uranine in water. The core is then sliced in 2 by a cutting machine that uses water cooling and then measured (553C and 554C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The two halves are then again sliced in 2 by a hobby knife and then measured (557C - 560C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The background signal from an uncontaminated sample (550C) show stable readings (0.272 V LFFD/ 0.138 V HFFD). Maximum peak (553C) shows 0.025V increase over background for HFFD channel. Minimum peak (559C) shows 0.005V increase over background for HFFD channel. No significant peaks at the interval of the dye on the LFFD.



6.3 A 7 cm long core of grey clay till are broken in two halves and padded with a 10 ppm solution of Rhodamine WT in water. The core is then sliced in 2 by a cutting machine that uses water cooling and then measured (537C and 538C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The two halves are then again sliced in 2 by a hobby knife and then measured (546C - 549C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The background signal from an uncontaminated sample (550C) show stable readings (0.272 V LFFD/ 0.138 V HFFD). Maximum peak (548C) shows 0.005V increase over background for HFFD channel. Minimum peak (546C) shows no significant (<0.001 v) over background for HFFD channel. It seems difficult to interpret the response and to evaluate the effects of the dye on the LFFD.



6.4 The core is then sliced in 2 by a cutting machine that uses water cooling and then measured (555C and 566C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The two halves are then again sliced in 2 by a hobby knife and then measured (561C - 564C) by sliding the sample across the window and having the stringpod attached to record the movement. The background signal from an uncontaminated sample (550C) show stable readings (0.272 V LFFD/ 0.138 V HFFD). Maximum peak (556C) shows 0.006V increase over background for HFFD channel. Minimum peak (564C) shows no significant (<0.001 v) over background for HFFD channel. Difficult to interpret the response and to evaluate the effects of the dye on the LFFD.



Bilag D
Pneumatisk frakturering
- dokumentationsmetoder
Fotografering

3. februar 2006

BILAG D

NOTAT

KØBENHAVNS AMT

PNEUMATISK FRAKTURERING – ANALYSE AF FLUORESCERENDE SPORSTOFFER – FOTOGRAFERING

Indledning

Som led i udvikling og afprøvning af metoder til dokumentation af sprækkeudbredelsen opnået ved pneumatisk frakturering er der gennemført en række delforsøg med analysemetoder til vurdering af den kvantitative forekomst af fluorescerende stoffer i sedimentkerner. Forsøgene er udført i samarbejde med Anders G. Christensen fra NIRAS og er udført på Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.

På lokaliteterne Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3, og Vadsbyvej 16A, Hedehusene, skal der foretages pneumatisk frakturering. For at kortlægge sprækkesystemet vil der samtidigt blive injiceret forskellige fluorescerende sporstoffer. Ved belysning med UV-lys vil disse fluorescerende tracere lyse op og den del af sprækkesystemet hvor tracerkoncentrationerne er tilstrækkeligt høje, kan ses visuelt.

Formålet med dette notat er:

- At undersøge hvilke(n) fotoopstilling(er) samt kameraindstillinger der giver de bedste billeder under henholdsvis UV-belysning og ved almindelig belysning.
- At undersøge fluorescensen af uranine, rhodamine WT samt en blanding af disse to tracere.
- At undersøge hvorvidt tilstedeværelsen af optisk hvidt og methylenblåt påvirker fluorescence af uranine og rhodamine WT.

- At undersøge holdbarheden af fluorescensen efter påførsel af tracer.

Materialer og metoder

Der er udført forsøg med de fluorescerende sporstoffer uranine (cas. nr. 518-47-8), rhodamine WT (cas. nr. 37299-86-8) og optisk hvidt (fluorescent brightner 28, FB28) (cas. nr. 4404-43-7). Under UV-lys udsender uranine et gul/grønt lys, rhodamine WT et lilla/lyserødt/orange lys, mens optisk hvidt udsender et kraftigt hvidt lys. Endvidere er der udført forsøg med en blanding bestående af de tre fluorescerende sporstoffer samt det ikke fluorescerende farvestof methylenblåt. Methylenblåt (brilliant blue) er et kraftigt blå madfarvestof, der ikke fluorescerer, men kan ses i dagslys med det blotte øje.

Der er foretaget fotografering af uranine, rhodamine WT og optisk hvidt standarder under UV- og dagslys. Til dette formål er standarderne overført til specielle UV-cuvetter af kvartsglas og fotograferet.

Der er udført fotografering af jordprøver og visuel inspektion af jordprøver ved UV-lys og almindelig indendørs spot. Til fotografering er der anvendt en fotostand monteret med et digitalt spejlreflekskamera af typen Nikon D70s med 17-80 mm ED-linse. Kameraet er styret fra en tilkøbt PC ved hjælp af Nikon Capture software, og billederne er lagret direkte på computeren i JPEG- og/eller RAW-format. Billederne er redigeret ved hjælp af programmet Nikon Capture 4 Editor, hvor blandt andet skarphed og hvidbalancen kan justeres. Hermed er det muligt at ændre farvebalancen på billedet, hvorved de fluorescerende sporstoffers farver kan tydeliggøres.

Fotografering og visuel inspektion af jordprøver er udført ved UV-lys og almindelig indendørs belysning.

Til UV-belysning af jordprøver samt standarder er der anvendt en Cole Parmer 30 W 312 nm UV-lampe. Som almindeligt lys er benyttet to Kaiser RB-5000 fotolamper med hver 2 x 18 W lysstofrør.

De enkelte kerneprøver til testfotos er forberedt ved at forme nogle lange kerner af en sedimentprøve fra Vadsbyvej i Hedehusene. Herefter er kernen forsigtigt brækket i to halvdele, således at der opstår en rimelig jævn brudflade. På brudfladen af den ene

halvdel er der påført et tyndt lag af enten 1000 mg/L uranine, 1000 mg/L rhodamine WT eller en blanding bestående af både 500 mg/L uranine og 500 mg/L rhodamine WT.

Kernen er herefter forsigtigt samlet igen, og dernæst delt på langs med en skarp kniv. De to halvdele er herefter overført til fotostanden for visuel inspektion og fotografering.

Der er benyttet koncentrationer på 1000 mg/L, idet dette, jf. bilag C, er de forventede resulterende koncentrationer efter injicering af fluorescerende tracere i koncentrationer på 10 000 mg/L.

Da det påtænkes at injicere to yderligere sporstoffer sammen med uranine og rhodamine WT, henholdsvis det fluorescerende sporstof optisk hvidt og det ikke fluorescerende farvestof methylenblåt, er det undersøgt, hvorvidt disse stoffer influerer på fluorescensen af uranine og rhodamine WT.

Tidligere forsøg indikerede, at fluorescensen fra de påførte tracere aftog kraftigt i løbet af relativ kort tid (en uge). På denne baggrund har Christiansen & Wood (2006) foretaget en nærmere undersøgelse af holdbarheden af fluorescensen efter påføring på kerner. Der er udført forsøg med blandinger bestående af følgende tracere i koncentrationer på 1000 mg/L; uranine, rhodamine WT, optisk hvidt, uranine + rhodamine WT, uranine + rhodamine WT + optisk hvidt og uranine + rhodamine WT + optisk hvidt + methylenblåt. Kernerne er blevet penslet med de enkelte tracerblandinger, så kernefladen er dækket med tracer. Kernerne med de påførte tracerblandinger er fotograferet efter henholdsvis 0, 6, 24, 48 og 72 timer. For hver tracerblanding er fremstillet fem kerner, således, at en af de fem kerner er åbnet og fotograferet efter hvert af tidsintervallerne. Kernerne forbliver således mørklagt indtil fotograferingen.

Resultater

Fotoopstilling

Der er arbejdet med at skabe den optimale fotoopstilling af kamera, lamper, stativer mv. Billeder med den endelige opstilling findes i bilag D1. Endvidere er der foretaget forsøg med fotografering med forskellige baggrundsfarver.

Som baggrundsmateriale er benyttet karton i forskellige farver; hvid, lys grå, lys grøn, lys blå, mørk blå, orange og sort. Fotoeksempler er opstillet i bilag D2. Ved belysning

med UV-lys skifter nogle af baggrundskartonerne farve. Karton med lyse farver fluorescerer i sig selv ved belysning med UV-lys, hvorfor de medfører, at de fluorescerende tracere på/i kernerne ikke kan ses så tydeligt. Det skal bemærkes, at billederne med de forskellige baggrundsfarver er taget af tørrede lerkerner, hvorfor den observerede fluorescence ikke kan sammenlignes direkte med den fluorescence, der vil være ved friske kerner.

Det er fundet, at den tydeligste kontrast mellem kerner og baggrund fremtræder ved brug af mørk blå karton ved UV-lys og hvidt karton ved alm. spot.

Kameraindstillinger

Der er eksperimenteret med forskellige kameraindstillinger, herunder dybdeskarphed, lukketid, blænde, fokusering, afstand fra kameraplan til kerneoverflade samt fokusbølgelængden. De valgte kameraindstillinger er opstillet i bilag D3 og et eksempel på billeder taget med de valgte fotoindstillinger er vist i bilag D4.

Under UV-belysning er fundet, at de tydeligste billeder af de fluorescerende tracere optræder ved brug af en blænde på F/10 og en lukketid på 30 sekunder. Ved en afstand på 0,5 m fra kameraplan til kerneoverflade og med en fokusbølgelængde på 50 mm (som benyttet) fås ved en blænde på F/10 en dybdeskarphed på ca. 3 cm (Hogan, 2004). Hermed er fokuseringen afhængig af en forholdsvis ensartet og jævn overflade. Ved at øge blænden vil dybdeskarpheden kunne øges. Det skal således tilstræbes, at kernerne ved opskæring opnår en så jævn overflade som mulig. Under belysning med alm. spots benyttes en blænde på F/29, hvorfor dybdeskarpheden er ca. 8 cm (Hogan, 2004).

Der er foretaget fotografering af følgende uranine og rhodamine WT standarder; 0,1, 1, 10, 100 og 1000 mg/L, mens der for optisk hvidt er fotograferet standarder med koncentrationerne 10, 100 og 1000 mg/L. For billede af standardrækkerne i dagslys og under UV-belysning, se bilag D5. Det bemærkes, at der ikke er benyttet de samme kameraindstillinger, dvs. blænde og lukketid, til fotografering af de forskellige standarder. Dette skyldes, at f.eks. uranine og optisk hvidt udsender et kraftigere lys end rhodamine WT, hvorfor kameraindstillingerne ikke kan være ens.

Til fotografering af kerner med fluorescerende tracere ses tracerne tydeligt på lerkernerne ved den samme kameraindstilling. Hermed skal der ikke tages flere billeder med forskellige kameraindstillinger for hver kerne.

Ved brug af almindelig spots kan der umiddelbart efter påføringen af uranine på kernen anes en gul farve, men denne forsvinder dog efter få minutter. Rhodamine WT's kraftige mørke røde farve medfører, at denne i dagslys er tydeligere længere end uraninen efter påførsel på kernen. Et eksempel kan ses i bilag D4.

Redigering af billeder

Billederne er redigeret ved hjælp af programmet Nikon Capture 4 Editor, hvor blandt andet skarphed og hvidbalance kan justeres. Hermed er det muligt at ændre farvebalancen på billedet, hvormed de fluorescerende sporstoffers farver kan tydeliggøres.

Ved UV-belysning er det fundet, at de fluorescerende sporstoffer er tydeligst hvis hvidbalancen og hermed farvetemperaturen (color temperature), indstilles til "High color rendering fluorescence - Daylight". Ved alm. belysning opnås det bedste resultat ved farvetemperaturen "Daylight – cloudy".

Rene standarder kontra blandinger

Generelt er fluorescensen fra uranine ved brug af koncentrationer på 1000 mg/L kraftigere end ved brug af 1000 mg/L rhodamine WT (se bilag D5). Hvis de to 1000 mg/L standarder blandes i forholdet 1:1, således at koncentrationerne er 500 mg/L for begge tracere, ses af bilag D4, at der udsendes et gulligt lys, som er kraftigt domineret af uranine indholdet. Dette kan bl.a. skyldes, at der forekommer maksimal fluorescence af uranine og rhodamine WT ved forskellige koncentrationer. Således ses i bilag D5, at fluorescensen for uranine standarderne i UV-cuvetter er kraftigst ved en koncentration på 100 mg/L, mens der ses den største fluorescence ved rhodamine WT standarden på 10 mg/L.

Ved injektion af både uranine og rhodamine WT i de samme koncentrationsniveauer vil der således primært kunne foretages en vurdering af fluorescensen af uranine, idet denne dominerer.

Holdbarhed af fluorescence på lerkerner

Christiansen & Wood (2006) har foretaget en nærmere undersøgelse af holdbarheden af fluorescensen efter påføring på kerner. Undersøgelsen konkluderer, at fluorescensen fra både uranine og rhodamine WT aftager med tiden. Efter 24 timer er fluorescensen mærkbart aftaget, mens fluorescensen er tilnærmelsesvist forsvundet efter 48 timer med den påtænkte mængde tracer.

På denne baggrund kan det konkluderes, at intensiteten af fluorescensen fra tracerne er størst jo tættere tidsmæssigt på påsmøringen/injiceringen kernerne belyses. Hermed skal det tilstræbes, at de kerner der skal fotograferes under UV-lys fra feltlokaliteterne, udtages hurtigst muligt efter fraktureringen har fundet sted, således at der går kortest muligt tid inden fotograferingen. Kernerne bør blive opskåret og fotograferet inden 48 timer fra fraktureringen finder sted.

Optisk hvidt

Christiansen & Wood (2006) har undersøgt, om tilstedeværelsen af optisk hvidt i en påsmurt blanding af tracer har nogen indflydelse på fluorescensen ved UV-lys og hermed, om det er muligt at vurdere forekomsten af de to andre tracere uranine og rhodamine WT, hvis optisk hvidt injiceres sammen med disse. Til dette formål er der fremstillet to blandinger med henholdsvis 1000 mg/L uranine, rhodamine og enten postevand eller optisk hvidt. Disse blandinger er penslet på en kerne som tidligere beskrevet. Kernerne er herefter belyst med en UV-lampe og der er foretaget en bedømmelse af optisk hvidts indflydelse på fluorescensen af uranine og rhodamine WT. Christiansen & Wood (2006) konkluderer, at tilstedeværelsen af optisk hvidt ikke påvirker intensiteten af fluorescensen fra uranine og rhodamine WT (se billeder i bilag D6).

Methylenblåt

I forlængelse af den pneumatiske frakturering vil der på Vadsbyvej, Hedehusene, blive udført en udgravning ved/i frakturfeltet en uge efter fraktureringen. Formålet med udgravningen er, at vurdere den naturlige og inducerede sprækkeudbredelse. Da forsøg med tracerholdbarhed indikerer, at de fluorescerende tracere ikke kan ses en uge efter injektionen, undersøges det, hvorvidt en injicering af methylenblåt sammen med de fluorescerende tracere vil give en bedre chance for at kortlægge sprækkeudbredelsen. Methylenblåt (brilliant blue) er et kraftigt blå madfarvestof, der

ikke fluorescerer, men kan ses i dagslys med det blotte øje. I en undersøgelse foretaget af Christiansen & Wood (2006) er det undersøgt, hvorvidt tilstedeværelsen af brilliant blue påvirker den kvantitative vurdering af forekomsten af de fluorescerende tracere foretaget ved fotografering. Undersøgelsen konkluderer, at tilstedeværelsen af methylenblåt ikke påvirker fluorescensen af de øvrige tracere (uranine og rhodamine WT) under UV-lys (se billeder i bilag D6). I dagslys vil methylenblåt derimod danne en tydelig blå farvning i og langs sprækken.

Konklusion

- Gennem de beskrevne eksperimenter er det fundet hvilken kameraopstilling og kameraindstillinger der giver de bedste billeder af de fluorescerende tracere til en vurdering af sprækkernes udbredelse i kerner.
- Der ses den tydeligste kontrast mellem kerner og baggrund ved brug af mørk blå karton ved UV-lys og hvidt karton ved alm. spot.
- Ved UV-belysning er det fundet, at de fluorescerende sporstoffer er tydeligst hvis hvidbalancen og hermed farvetemperaturen (color temperature), indstilles til ”High color rendering fluorescence - Daylight”. Ved alm. belysning opnås det bedste resultat ved farvetemperaturen ”Daylight – cloudy”.
- Ved injektion af både uranine og rhodamine WT i de samme koncentrationsniveauer vil der primært kunne foretages en vurdering af fluorescensen af uranine, idet denne dominerer.
- Fluorescensen af uranine og rhodamine WT aftager kraftigt med tiden og fotografering af kerner fra feltlokaliteterne bør foregå inden for 48 timer fra fraktureringen.
- En injicering af optisk hvidt og/eller brilliant blue sammen med uranine og rhodamine WT påvirker ikke fluorescensen fra uranine og rhodamine WT.

Referencer

- Christiansen, C. & Wood, J. S. A. (2006):
Environmental Fracturing in Clay Till Deposits.
Eksamensprojekt udført ved Institut for Miljø & Ressourcer,
DTU.
- Hogan, T. (2004): Thom Hogans' Complete guide to the Nikon D70, 1st edition,
CD-rom, Thom Press, 2004.

Bilag D1

Billede af fotoopstilling



Figur 1.1: Fotoopstilling ved billeder taget oppefra. Den blå lampe i midten er en Cole Parmer 30 W 312 nm UV-lampe, mens de to sorte lamper i siderne er Kaiser RP-5000 fotolamper med 2 x 18 W lysstofrør. Kamera er fastspændt i midten på fotostanden.



Figur 1.2: Fotoopstilling ved billeder taget forfra. Den blå lampe i midten er en Cole Parmer 30 W 312 nm UV-lampe, mens de to sorte lamper i siderne er Kaiser RP-5000 fotolamper med 2 x 18 W lysstofrør. Kamera står på trefod (fotostadie).

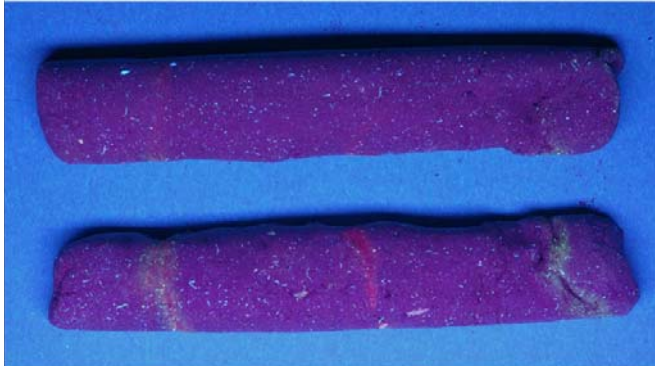
Bilag D2

Fotoeksempler med forskellige baggrundsfarver

Til forsøget med fotografering af kerner på forskellige farver karton er benyttet kerner der har ligget 1-2 døgn, og hermed er tørret ind. Den observerede fluorescence skal derfor ikke sammenlignes, med den fluorescence der vil være ved friske kerner.

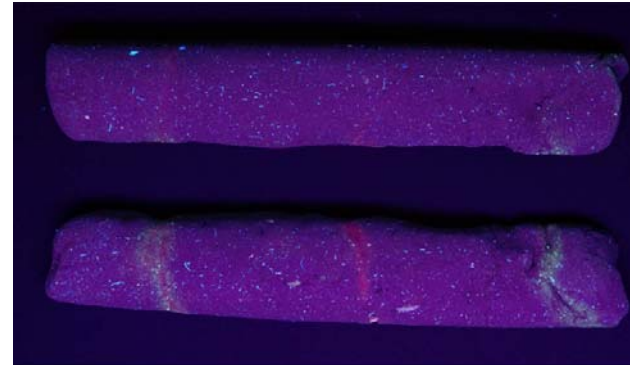
Det første billede under hver kartonfarve er under UV-lys, mens det andet er under almindelig belysning.

MØRK BLÅ:



Img011.nef 2005/11/02 10:33:53.8
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Fluorescent
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

SORT:



Img014.nef 2005/11/02 10:39:06.7
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200



Img034.nef 2005/11/02 10:52:35.9
Nikon D70s 1/6 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200



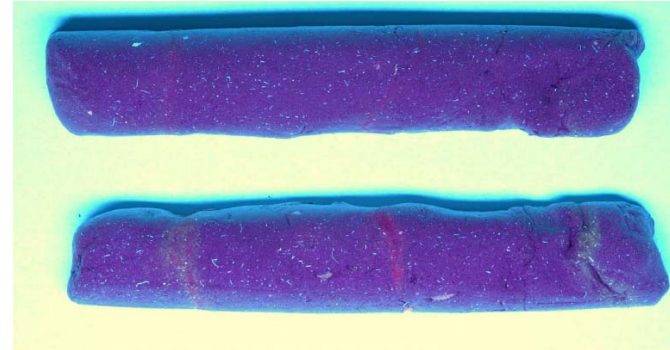
Img025.nef 2005/11/02 10:47:19.8
Nikon D70s 1/5 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

LYS GRÅ:



Img013.nef 2005/11/02 10:37:40.7
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

LYS BLÅ:



Img019.nef 2005/11/02 10:43:30
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Fluorescent
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200



Img031.nef 2005/11/02 10:50:55.2
Nikon D70s 1/6 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200



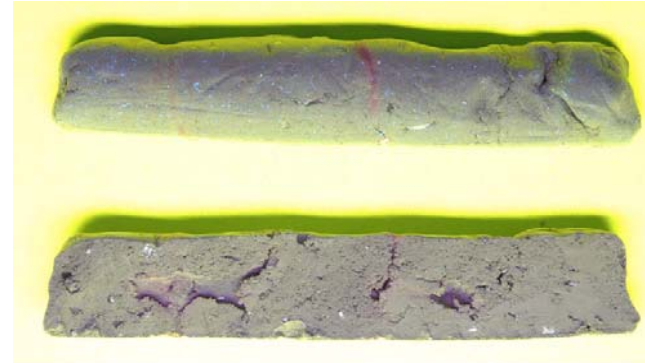
Img024.nef 2005/11/02 10:46:18.9
Nikon D70s 1/5 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 56mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

ORANGE:



Img078.nef 2005/11/02 14:48:24.1
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

LYS GRØN:



Img067.nef 2005/11/02 14:38:26.1
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200



Img076.nef 2005/11/02 14:46:48.9
Nikon D70s 1/6 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200



Img073.nef 2005/11/02 14:44:41.9
Nikon D70s 1/6 sec - F/20 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Direct sunlight
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Bilag D3

Fotoindstillinger

Kameraet placeres på fotostanden i en højde svarende til 0,5 m fra bordet. Objektivet indstilles på 50 mm og der benyttes autofokus.

Kerner med fluorescerende tracers:

Tabel 3.1: Kameraindstillinger ved fotografering af kerner med fluorescerende tracers.

Kerner	Baggrundsfarve	Lysindstilling	Lukketid	Blænde
UV-lys	Mørk blå karton	High color rendering fluorescence - Daylight (6500K)	30 sek	F/10
Alm. spot	Hvid karton	Daylight – Cloudy	1/2 sek	F/29

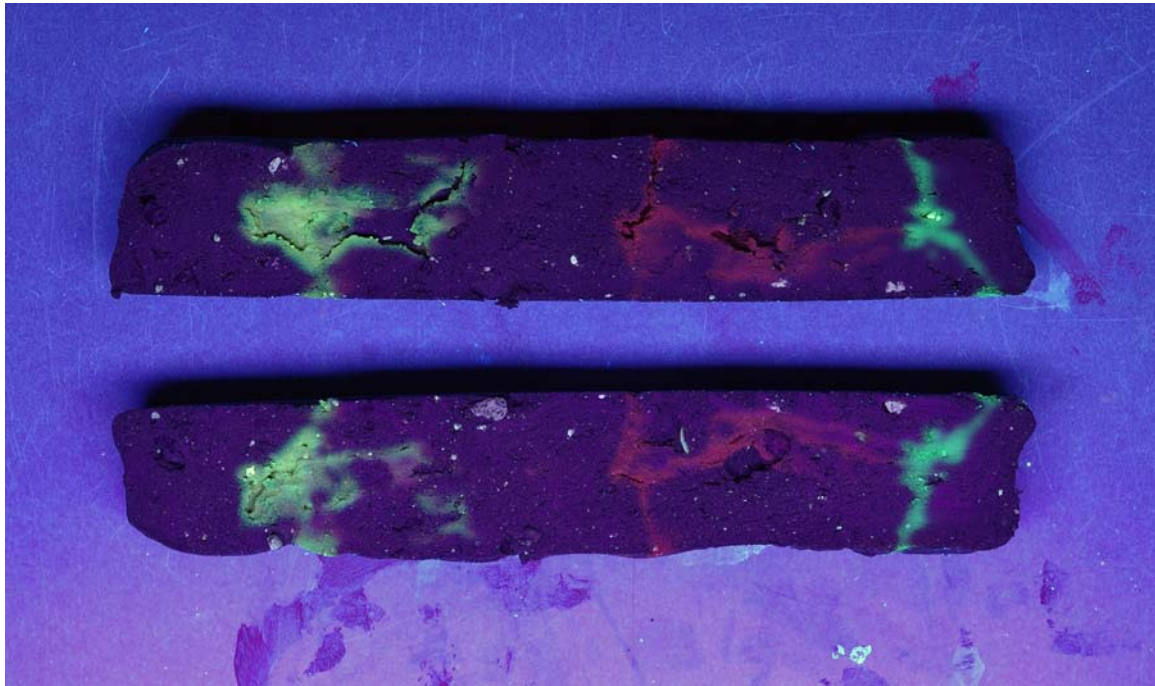
Standarder i UV-cuvetter

Tabel 3.2: Kameraindstillinger ved fotografering af flurescerende tracer standarder i UV-cuvetter.

UV-cuvetter	Baggrundsfarve	Lysindstilling	Lukketid	Blænde
Uranine				
UV-lys	Mørk blå karton	High color rendering fluorescence - Daylight (6500K)	10 sek	F/29
Alm. spot	Hvid karton	Daylight – Cloudy	1/2 sek	F/29
Rhodamine WT				
UV-lys	Mørk blå karton	High color rendering fluorescence - Daylight (6500K)	5 sek	F/10
Alm. spot	Hvid karton	Daylight – Cloudy	1/2 sek	F/29
Optisk hvidt (FB28)				
UV-lys	Mørk blå karton	High color rendering fluorescence - Daylight (6500K)	10 sek	F/29
Alm. spot	Hvid karton	Daylight – Cloudy	1/3 sek	F/25

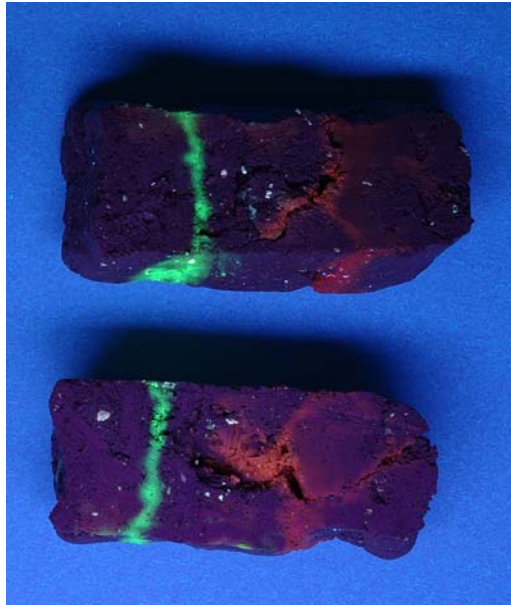
Bilag D4

Kerner med fluorescerende tracers med de valgte kameraindstillinger og baggrunde



Img0003.nef 2005/10/31 16:23:21.1
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Fluorescent
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 52mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 4.1: Foto af kerne under UV-belysning. Fra venstre mod højre er der påført tracer i koncentrationer på 500 mg/L uranine og rhodamine WT (blanding), 1000 mg/L rhodamine WT og 1000 mg/L uranine. Billedet er redigeret i Nikon Capture 4 Editor, hvor skarpheden er øges og hvidbalancen indstillet. Der er således benyttet farvetemperaturen "high color rendering fluorescent". Baggrund er fotostand.



Img001-red.jpg 2005/11/07 12:40:12.7
Nikon D70s 30 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 48mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 4.2: Foto af kerne under UV-belysning (sammen kerne som på figur 4,3). Fra venstre mod højre er der påført tracer i koncentrationer på 1000 mg/L uranine og 1000 mg/L rhodamine WT. Billedet er redigeret i Nikon Capture 4 Editor, hvor skarpheden er øges og hvidbalancen indstillet. Der er således benyttet farvetemperaturen "high color rendering fluorescent - daylight". Baggrund er mørk blå karton.



Img007-red.jpg 2005/11/07 12:48:59
Nikon D70s 1/2 sec - F/29 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 48mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 4.3: Foto af kerne under belysning med almindelige spots (sammen kerne som på figur 4,2). Fra venstre mod højre er der påført tracer i koncentrationer på 1000 mg/L uranine og 1000 mg/L rhodamine WT. Billedet er redigeret i Nikon Capture 4 Editor, hvor skarpheden er øges og hvidbalancen indstillet. Der er således benyttet farvetemperaturen "Daylight - cloudy". Baggrund er hvidt karton.

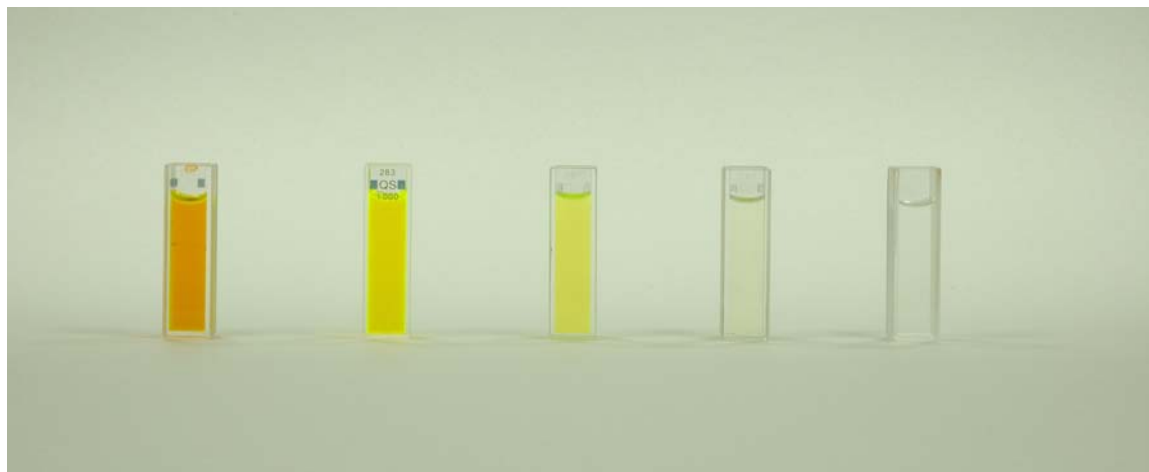
Bilag D5

Billeder af standardrækkerne for uranine, rhodamine WT og optisk hvidt (FB-28) hhv. i dagslys og under UV-belysning

Uranine

Standardrække for uranine ved belysning med alm. spot

Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1, 0,1 mg/L uranine opløsning.

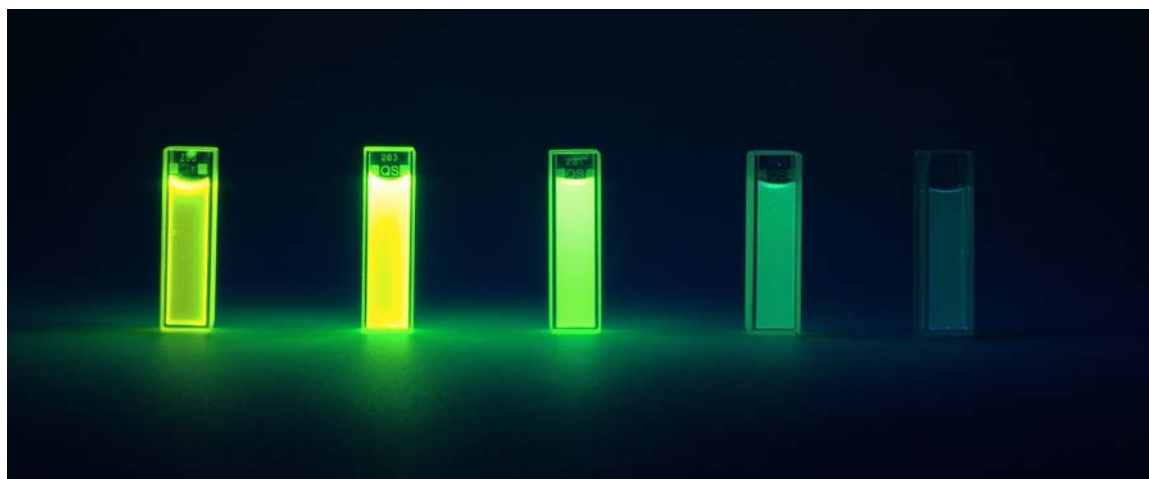


Img029.nef 2005/11/03 16:28:51.8
Nikon D70s 1/2 sec - F/29 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 5.1: Uranine standarder i dagslys. Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1 og 0,1 mg/L (vandig opløsning).

Standardrækker for uranine i UV-lys (312 nm).

Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1, 0,1 mg/L uranine opløsning.



Img019.nef 2005/11/03 16:15:55.7
Nikon D70s 10 sec - F/29 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 5.2: Uranine standarder ved UV-belysning med 30W's UV-lampe med en bølglængde på 312 nm. Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1 og 0,1 mg/L (vandig opløsning).

Rhodamine WT

Standardrække for rhodamine WT ved belysning med alm. spot

Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1, 0,1 mg/L rhodamine WT opløsning.

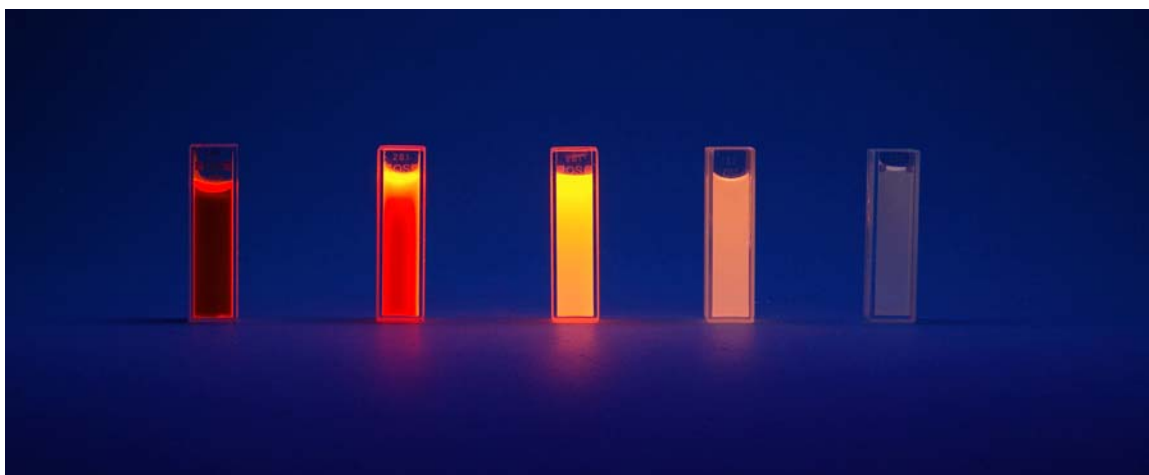


Img039.nef 2005/11/03 16:45:14.9
Nikon D70s 1/2 sec - F/29 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 5.3: Rhodamine WT standarder i dagslys. Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1 og 0,1mg/L (vandig opløsning).

Standardrækker for rhodamine WT i UV-lys (312 nm).

Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1, 0,1 mg/L rhodamine WT opløsning.



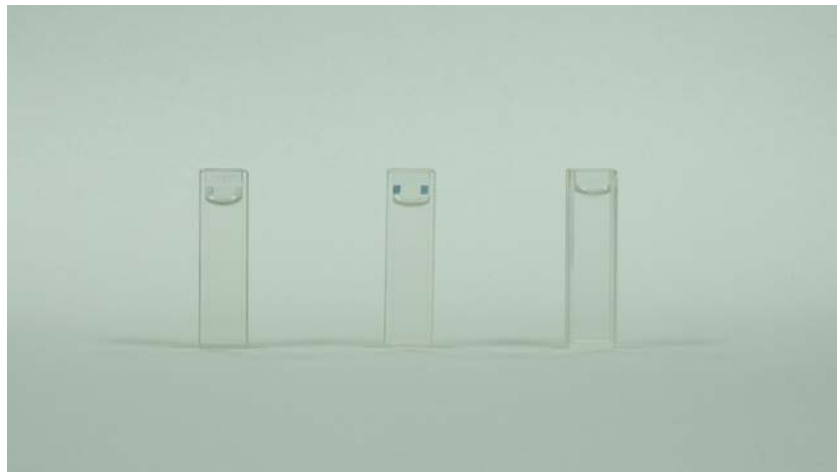
Img050.nef 2005/11/03 16:54:36.1
Nikon D70s 5 sec - F/10 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 5.4: Rhodamine WT standarder ved UV-belysning med 30 W's UV-lampe med en bølgelængde på 312 nm. Fra venstre mod højre 1000, 100, 10, 1 og 0,1 mg/L (vandig opløsning).

Optisk hvidt (FB-28)

Standardrække for optisk hvidt ved belysning med alm. spot

Fra venstre mod højre 1000, 100, 10 mg/L FB-28 opløsning.

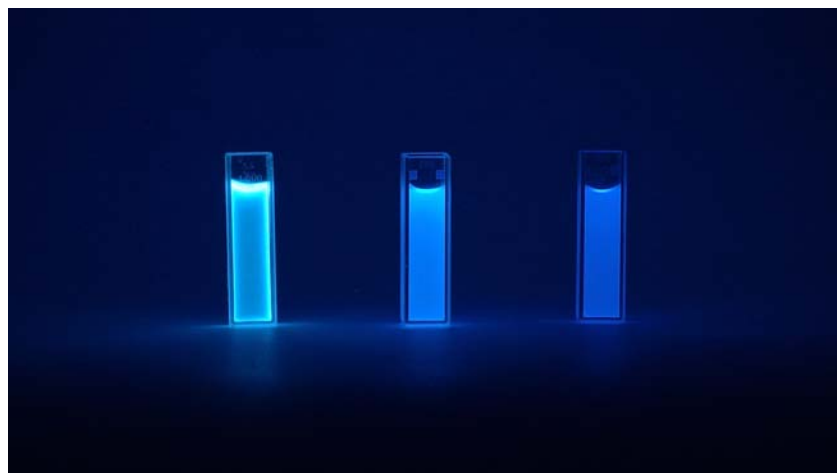


Img078.nef 2005/11/03 17:17:30.7
Nikon D70s 1/3 sec - F/25 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Auto
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

Figur 5.5: Optisk hvidt standarder i dagslys. Fra venstre mod højre 1000, 100, 10 mg/L (vandig opløsning).

Standardrække for optisk hvidt i UV-lys (312 nm)

Fra venstre mod højre 1000, 100, 10 mg/L FB-28 opløsning.

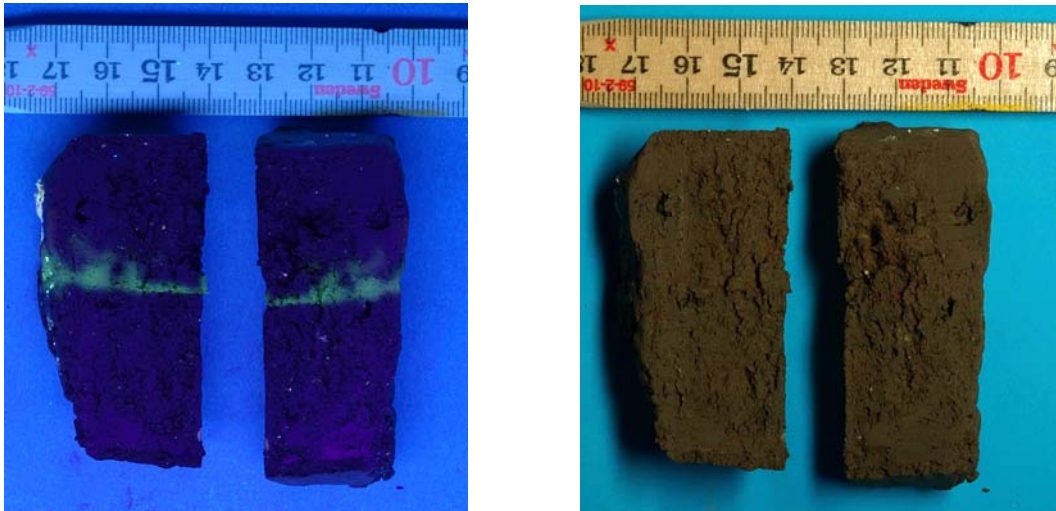


Optisk hvidt UV.jpg 2005/11/09 17:40:48
Nikon D70s 10 sec - F/29 Large (3008 x 2000)
Exposure Mode: Manual, White Balance: Cloudy
Metering Mode: Multi-Pattern, Exposure Comp.: 0 EV
Focal Length: 70mm, AF Mode: Manual, Sensitivity: ISO 200

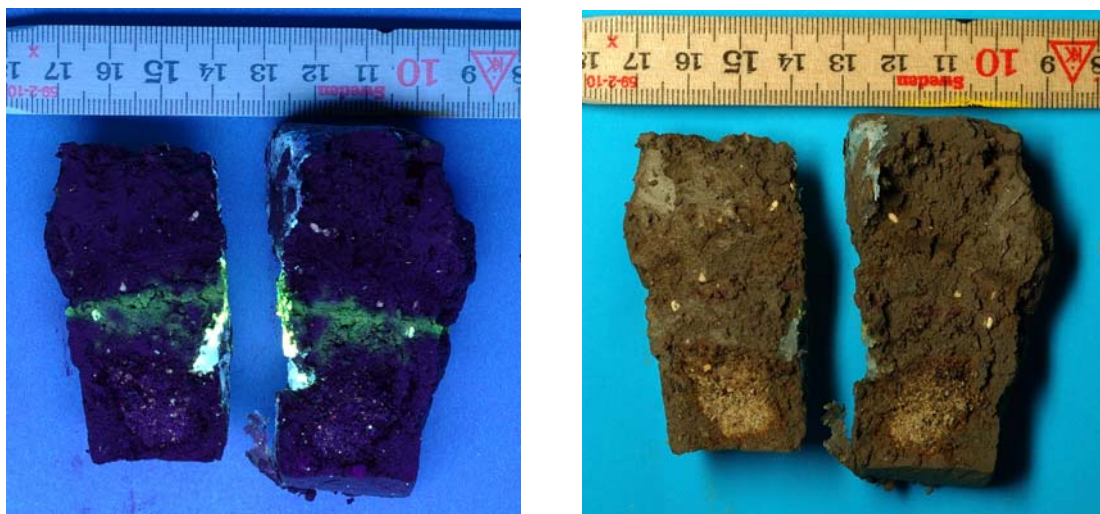
Figur 5.6: Optisk hvidt (FB-28) standarder ved UV-belysning med 30 W's UV-lampe med en bølgelængde på 312 nm. Fra venstre mod højre 1000, 100 og 10 mg/L (vandig opløsning).

Bilag D6

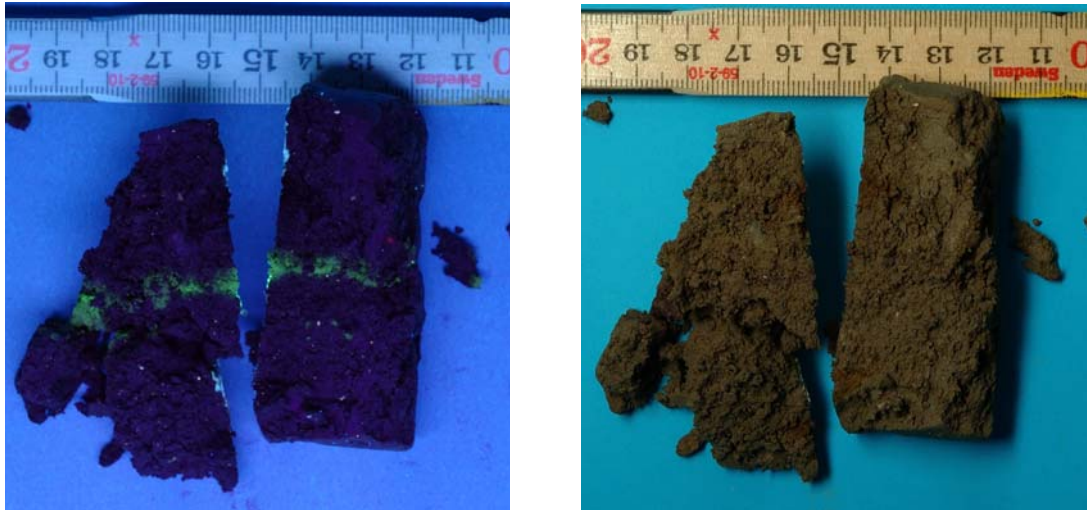
Billeder af kerner påført uranine, rhodamine WT, optisk hvidt samt methylenblåt hhv. under UV-belysning og i dagslys.



Figur 6.1: Sprække med en 1000 mg/L Uranine og rhodamine WT opløsning belyst med 30 W's UV-lampe med en bølgelængde på 312 nm (til venstre) og med almindelig spot (Kaiser RB-5000 fotolamper med hver 2 x 18 W lysstofrør) (til højre).



Figur 6.2: Sprække med en 1000 mg/L Uranine, rhodamine WT og optisk hvidt opløsning belyst med 30 W's UV-lampe med en bølgelængde på 312 nm (til venstre) og med almindelig spot (Kaiser RB-5000 fotolamper med hver 2 x 18 W lysstofrør) (til højre).



Figur 6.3: Sprække med en 1000 mg/L Uranine, rhodamine WT, optisk hvidt samt methylenblåt opløsning belyst med 30 W's UV-lampe med en bølgelængde på 312 nm (til venstre) og med almindelig spot (Kaiser RB-5000 fotolamper med hver 2 x 18 W lysstofrør) (til højre).

Bilag E
Pneumatisk frakturering
- dokumentationsmetoder
Analyse af fluorescerende sporstoffer i vandprøver

3. februar 2006

BILAG E

NOTAT

KØBENHAVNS AMT

PNEUMATISK FRAKTURERING – ANALYSE AF FLUORESCERENDE SPORSTOFFER I VANDPRØVER

Indledning

Som led i udvikling og afprøvning af metoder til dokumentation af sprækkeudbredelse opnået ved pneumatisk frakturering er der gennemført en række delforsøg med analysemetoder til vurdering af forekomsten af fluorescerende stoffer i grundvand. Forsøgene er udført af Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.

Der er udført forsøg med de fluorescerende sporstoffer uranine (cas. nr. 518-47-8), rhodamine WT (cas. nr. 37299-86-8) og optisk hvidt (fluorescent brightner 28, FB28) (cas. nr. 4404-43-7) samt med det ikke fluorescerende farvestof methylenblåt (farvefabrikken OPAL, blåfarve fld. 150808). I bilag C foreslås der injiceret sporstoffer i koncentrationer på enten 5000 eller 10 000 mg/L på lokaliteterne Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3 og Vadsbyvej 16A, Hedehusene. Det forventes, at den resulterende koncentration af tracer lokalt i sprækkerne efter injicering vil være ca. 1000 mg/L (bilag C).

Begrundelse for valg af de fluorescerende sporstoffer er gennemgået i nedenstående afsnit. Det påtænkes, jf. separat notat (Bilag C), at benytte en CPT-sonde med en FFD-sensor monteret i sidevæggen af sonden, der måler jordens fluorescens ved belysning med UV-lys (254 nm). Hermed skulle det være muligt at identificere sprækker inden kerner udtages. FFD-sonden måler på to kanaler, en høj (HFFD) og en lav (LFFD). I

Bilag C er det fundet, at optisk hvidt giver et kraftigt udslag på LFFD-kanalen, mens hverken uranine eller rhodamine WT kan detekteres på denne kanal. På HFFD-kanalen ses uranine og rhodamine WT derimod tydeligt. Brugen af optisk hvidt kan dermed medvirke til en større sikkerhed ved den indledende identifikation af sprækker ved hjælp af FFD-sonden, der skal udføres umiddelbart efter at fraktureringen er gennemført.

På lokaliteten på Vadsbyvej, Hedehusene, ønskes udført en udgravning ved/i frakturfeltet en uge efter fraktureringen. Det ønskes at benytte de fluorescerende tracere til en vurdering af sprækkeudbredelsen. Da det ikke vides om det er muligt at se de fluorescerende tracere en uge efter injektion undersøges det, hvorvidt en injicering af methylenblåt sammen med de fluorescerende tracere vil give en bedre chance for at kortlægge sprækkeudbredelsen.

Inden det beslutes hvorvidt optisk hvidt og/eller methylenblåt skal injiceres sammen med uranine og rhodamine WT, skal det undersøges, om forekomsten af disse påvirker analysen af uranine og rhodamine WT ved brug af fluorometer. Det benyttede fluorometer kan analysere for to tracere ad gangen (uranine og en yderligere tracer (heriblandt rhodamine WT, men ikke optisk hvidt)) (Geomagnetism Group, 2000). Hermed foretages der udelukkende analyser af indholdet af uranine og rhodamine WT i vandprøver.

Formålet med dette notat er, at fastlægge:

- Målemetode til fluorescerende sporstoffer uranine og rhodamine WT i vandprøver.
- Påvirkningen fra optisk hvidt samt methylenblåt på fluorometeranalysen af uranine og rhodamine WT.

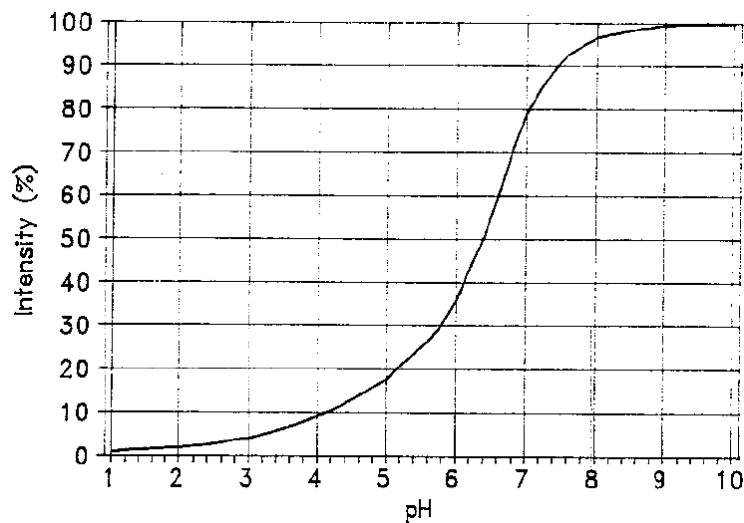
Materialer og metoder

Der er udført forsøg med de fluorescerende sporstoffer uranine (cas. nr. 518-47-8), rhodamine WT (cas. nr. 37299-86-8) og optisk hvidt (fluorescent brightner 28, FB28) (cas. nr. 4404-43-7). Under UV-lys udsender uranine et gul/grønt lys, rhodamine WT et

lilla/lyserødt/orange lys, mens optisk hvidt udsender et kraftigt hvidt lys. Endvidere udføres forsøg med methylenblåt (brilliant blue), der er et kraftigt blå farvestof, der ikke fluorescerer, men kan ses i dagslys med det blotte øje.

Der er lavet vandige opløsninger af de tre fluorescerende tracere uranine, rhodamine WT samt optisk hvidt i varierende koncentrationer fra 10^{-4} til 1000 mg/L og foretaget fotografering af standarder under UV- og dagslys. Til dette formål er standarderne overført til specielle UV-cuvetter og fotograferet. For billeder af standardrækkerne i dagslys og under UV-belysning, se bilag D.

Uranine nedbrydes af lys og er pH-afhængig (det fluorescerer 100 % ved pH-værdier over 8,5) (Käss, 1998), jf. figur E1.



Figur E1: Sammenhæng mellem fluorescensen af uranine og pH (Käss, 1998).

Rhodamine WT og optisk hvidt nedbrydes derimod ikke af lyspåvirkning. Fluorescensen af rhodamine WT er endvidere uafhængig af pH (Käss, 1998).

Fluorometer

Til analyse for fluorescerende sporstoffer er benyttet et flow-through fluorometer (GGUN-FL Fluorometer, Geomagnetism Group, University of Neuchâtel, Switzerland,

nr. 028). Fluorometeret kan måle og separere to forskellige fluorescerende sporstoffer der fluorescerer ved to forskellige bølgelængder (i dette tilfælde uranine og rhodamine WT). Fluorometeret tilkobles en computer, således at der for hver analyseret prøve, oprettes to output filer, en med de målte signaler (mV) og en med de beregnede koncentrationer (ppb).

Ved udførelse af et detektionsgrænsforsøg for uranine og rhodamine WT på det benyttede fluorometer er der fundet kvantifikationsgrænser på hhv. $9,67 \cdot 10^{-5}$ mg/L for uranine og $1,07 \cdot 10^{-3}$ mg/L for rhodamine WT (bilag E1). Jf. manualen for fluorometer er detektionsgrænsen for uranine ved analyse i rent vand $5 \cdot 10^{-5}$ mg/L og stiger ved øget turbiditet. Manualen nævner ikke fluorometerets detektionsgrænse for rhodamine WT (Geomagnetism Group, 2000).

Én tracer

Hvis der kun er én tracer til stede i væsken plottes standardrækkens forventede koncentration mod signalet målt på fluorometeret (L1C1 for tracer 1 og L2C2 for tracer 2) [mV] minus signalet for postevand [mV]. Hermed fås for standarder i postevand en ret linie i intervallet 0 – 0,25 mg/L for uranine og 0-75 mg/L for rhodamine WT. Ligningen for denne linie benyttes herefter til at udregne koncentrationen af traceren i en given væske. Standardkurverne for hhv. uranine og rhodamine WT ses i bilag E2. Da det påtænkes at injicere tracerne i koncentrationer på 10 000 eller 5 000 mg/L, med en forventet resulterende koncentration i vandprøverne på 1 000 mg/L er det nødvendigt, at foretage fortyndinger inden analysen på fluorometeret.

Separation af to tracere

Den optik der skal måle forekomsten af fluorescerende tracer, er følsom over for forekomsten af den modsatte tracer. Således er optikken, som måler uranine, følsom over for rhodamine WT, mens rhodamine WT-optikken er følsom over for uranine. Derfor benytter fluorometeret nedenstående formler til at skelne mellem de to tracere.

$$C_{Uranine} = \frac{C_{22} \cdot X_1 - C_{12} \cdot X_2}{C_{11} \cdot C_{22} - C_{12} \cdot C_{21}} \quad \text{og} \quad C_{RWT} = \frac{C_{11} \cdot X_2 - C_{21} \cdot X_1}{C_{11} \cdot C_{22} - C_{12} \cdot C_{21}}$$

(Schneegg & Doerfliger, 1997)

Hvor;

C11 = L1C1 signalet for en 0,1 mg/L uranine standard minus L1C1 for en blindprøve.

C12 = L1C1 signalet for en 0,1 mg/L rhodamine WT standard minus L1C1 en blindprøve.

C21 = L2C2 signalet for en 0,1 mg/L uranine standard minus L2C2 for en blindprøve.

C22 = L2C2 signalet for en 0,1 mg/L rhodamine WT standard minus L2C2 for en blindprøve.

X1 = L1C1 signalet for prøven der analyseres minus L1C1 signalet for en blindprøve.

X2 = L2C2 signalet for prøven der analyseres minus L2C2 signalet for en blindprøve.

(L1C1 signalet svarer til indholdet af uranine, mens L2C2 er signalet for rhodamine WT)

Alle signaler angives i mV og den resulterende koncentration bliver i hhv. 0,1 mg/L

Uranine og 0,1 mg/L Rhodamine WT enheder.

Formlerne gælder kun for det lineære stykke af standardkurven. For en opløsning indeholdende både uranine og rhodamine WT gælder dette, jf. standardkurver i bilag E2, for koncentrationer mellem 0 og 0,25 mg/L.

Methylenblåt

Til en undersøgelse af hvorvidt tilstedeværelsen af methylenblåt påvirker analysen af fluorescerende tracere på fluorometeret er fremstillet tre vandige opløsninger (uranine (U) + rhodamine WT (R), U+R+optisk hvidt (O) og U+R+O+methylenblåt) med en koncentration på 0,1 mg/L af hver tracer. Denne test er udført af Camilla Christiansen og Judith Wood, eksamenprojektstuderende ved Institut for Miljø & Ressourcer, DTU (Christiansen & Wood, 2006).

Resultater

pH-justering

pH i postevand samt i uranine standarder (i postevand) ligger mellem 7,5 og 8 (bilag E3). Da fluorescensen af uranine er pH-afhængig og fluorescerer 100 % ved pH-værdier over 8,5, er det forsøgt at hæve pH ved brug af forskellige buffere.

NaOH

Ved tilsætning af 1 dråbe 2M NaOH (vandig opløsning) til 20 mL vandprøve er pH hævet til > 10. Ved efterfølgende analyser af standarder tilsat 1 dråbe 2 M NaOH på fluorometer er det fundet, at fluorometeret er ustabil og svært at nulstille. Hermed vurderes pH-justering med NaOH ikke at være en brugbar løsning.

0,02 M borax opløsning

Der fremstilles en 0,02 M borax-opløsning (natriumtetraborat) (CAS nr. 1330-43-4) i postevand. Denne buffer har en pH på 9,26. 2 mL vandprøve blandes med 18 mL borax-opløsning og denne analyseres. Standardkurven for uranine og rhodamine WT standarder fremstillet i 0,02 M borax giver en ret linie (se bilag E2). Analyser udført på fluorometeret er stabile og de opnåede koncentrationer af standarder som forventet. Ved forsøg med ekstraktion af fluorescerende tracere fra ler og gytje (som har en større buffer kapacitet end vandprøver) opnås ligeledes pH-værdier over 9 (se bilag E3). Hermed vurderes, at 0,02 M borax-opløsning egner sig fint som bufferopløsning til brug ved analyse af vandprøver på fluorometer.

Analyse af vandprøver

På grund af den ønskede pH-justering udføres der som udgangspunkt en 10 gange fortynding for alle vandprøver. Dette gøres ved at blande 2 mL vandprøve og 18 mL 0,02 M borax. Herefter vil pH i opløsningen være over 9, hvormed fluorescence af uranine kan antages at være 100 %. Vandprøverne fortyndes således, at koncentrationerne ligger indenfor den lineære standardkurve (dvs. mellem 0 og 0,25 mg/L). Yderligere fortyndinger foretages i 0,02 M borax, hvormed en pH-værdi over 9 opretholdes. Det er valgt at benytte en 0,02 M boraxopløsning som buffer, idet denne også benyttes som ekstraktionsmiddel ved analyse af fluorescerende sporstoffer i jordprøver i nærværende projekt.

Fluorometeret er følsomt overfor turbiditet. Ved forsøg med analyse af vandprøver er det bedste resultat opnået ved at filtrere vandprøverne gennem et 0,45 µm (25 mm) Pall Life Science nylonfilter (HPLC certificeret), inden det forsigtigt hældes i fluorometeret til

analyse. Det er vigtigt, at der ikke dannes bobler i fluorometeret, da dette kan påvirke den målte koncentration i forhold til den reelle. Fluorometeret tændes, analysen foretages og fluorometeret skylles med destilleret vand inden næste analyse.

Koncentrationerne af tracerne i vandprøverne udregnes ud fra metoderne beskrevet i materiale og metodeafsnit afhængig af, om det besluttes at injicere enten uranine eller rhodamine WT eller en blanding af disse.

Optisk hvidt og methylenblåt

Der er foretaget en undersøgelse af, hvorvidt tilstedeværelsen af optisk hvidt og/eller methylenblåt i en vandprøve har indflydelse på hvilke uranine og rhodamine WT koncentrationer, der måles i vandprøven. I de vandprøver der udtages efter injiceringen forventes det, at de tre/fire tracere alt efter kemiske egenskaber forefindes i tilnærmelsesvis samme koncentrationsniveau. Det forventes som tidligere nævnt, at den resulterende koncentration efter injicering er 1000 mg/L. Da fluorometerets standardkurver er lineære i intervallet 0 – 0,25 mg/L for en vandprøve indeholdende både uranine og rhodamine WT, skal de udtagne vandprøver fortyndes inden analysen.

Optisk hvidt

Undersøgelsen af optisk hvidts indflydelse på målingen af hhv. uranine og rhodamine WT er baseret på vandige opløsninger af tracerne. Da pH i standarderne er forholdsvis konstante (dog ikke 100 % fluorescence) vurderes dette ikke at have indflydelse på testresultatet.

Ved en analyse af en 10 mg/L optisk hvidt opløsning (vandig opløsning) er der fundet et indhold af uranine og rhodamine WT på hhv. $0,12 \cdot 10^{-3}$ og $0,15 \cdot 10^{-3}$ mg/L. Endvidere er der lavet målinger på opløsninger bestående af 2 mL 10^{-2} mg/L uranine standard i henholdsvis 18 mL postevand og 18 mL 10 mg/L optisk hvidt. På samme måde er der foretaget en analyse af koncentrationerne på opløsninger bestående af 2 mL 10^{-2} mg/L rhodamine WT standard i henholdsvis 18 mL postevand og 18 mL 10 mg/L optisk hvidt. Resultaterne er opsummeret i nedenstående tabeller.

Tabel 1: Målte koncentrationer på fluorometer af uranine standard fortyndet med hhv. postevand og 10 mg/L optisk hvidt (FB-28).

Standard [10^{-2} mg/L] (2mL)	Fortyndingsmiddel (18 mL)	Koncentrationer [mg/L]	
		Uranine	RWT
Uranine	Postevand	$1,03 \cdot 10^{-3}$	$3,88 \cdot 10^{-5}$
	10 mg/L optisk hvidt	$1,27 \cdot 10^{-3}$	0,00
Afvigelse ml. postevand og FB28		+ $0,24 \cdot 10^{-3}$	- $3,88 \cdot 10^{-5}$

Tabel 2: Målte koncentrationer på fluorometer af rhodamine WT standard fortyndet med hhv. postevand og 10 mg/L optisk hvidt (FB-28).

Standard [10^{-2} mg/L] (2mL)	Fortyndingsmiddel (18 mL)	Koncentrationer [mg/L]	
		Uranine	RWT
Rhodamine WT	Postevand	u.d.	$0,91 \cdot 10^{-3}$
	10 mg/L optisk hvidt	$9,15 \cdot 10^{-5}$	$1,08 \cdot 10^{-3}$
Afvigelse ml. postevand og FB28		+ $8,10 \cdot 10^{-5}$	+ $0,17 \cdot 10^{-3}$

u.d. = under detektionsgrænse

Af tabellerne ses, at afvigelsen mellem koncentrationen målt ved brug af postevand og optisk hvidt som fortyndingsmiddel højst er $0,24 \cdot 10^{-3}$ mg/L. Denne forskel kan skyldes, at der i denne test er benyttet en høj koncentration af optisk hvidt sammenlignet med de to andre tracere uranine og rhodamine WT. For at undersøge dette er der fremstillet en blanding af 1 mL 10 mg/L uranine og 1 mL 10 mg/L optisk hvidt i 1 L postevand (hermed er den forventede koncentration af både uranine og optisk hvidt lig 10^{-2} mg/L). Den målte koncentration af sporstofferne i denne opløsning er $9,92 \cdot 10^{-3}$ mg/L uranine og koncentrationen af rhodamine WT er under den forventede detektionsgrænse. En tilsvarende blanding med 1 mL 10 mg/L rhodamine WT og 1 mL 10 mg/L optisk hvidt i 1 L postevand gav koncentrationer på $7,51 \cdot 10^{-5}$ mg/L uranine og $9,66 \cdot 10^{-3}$ mg/L rhodamine WT,

På baggrund af alle ovenstående analyser vurderes, at injicering af optisk hvidt i koncentrationer på niveau med de andre tracere (uranine og rhodamine WT) ikke påvirker analysen af vandprøverne på fluorometeret betydeligt. Det skal dog vurderes om optisk hvidts kraftige fluorescence, har betydning for en analyse af opskårede kerner belyst med UV-lys i forhold til den kvalitative koncentration af uranine og rhodamine WT.

Optisk hvidt og methylenblåt

En undersøgelse udført af Christiansen & Wood (2006), hvor den potentielle interferens i vand mellem uranine og rhodamine WT og henholdsvis optisk hvidt og methylenblåt er undersøgt konkluderer, at der ikke er forskel på koncentrationen af uranine og rhodamine WT målt i de tre opløsninger. Hermed vurderes, at hverken tilstedeværelsen af optisk hvidt eller methylenblåt påvirker analysen af uranine og rhodamine WT på fluorometeret. Dette stemmer overens med den tidligere foretagne analyse af optisk hvidts influens på analysen af uranine og rhodamine WT.

Konklusion

- Der er udviklet en metode til analyse af vandprøver for de fluorescerende sporstoffer uranine og rhodamine WT.
- Der skal foretages korrektion af pH ved fortynding med en 0,02 M borax-opløsning, således at forskelle i fluorescens intensiteten pga. pH-variationer undgås.
- En eventuel injicering af optisk hvidt (FB28) og/eller methylenblåt sammen med tracerne uranine og rhodamine WT vil ikke påvirke analyseresultaterne for uranine og rhodamine WT foretaget med fluorometeret betydeligt.

Referencer

Christiansen, C. & Wood, J. S. A. (2006):

Environmental Fracturing in Clay Till Deposits. Eksamensprojekt udført ved Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.

Geomagnetism Group (2000):

GGUN-FL Fluorometer – User Manual. Geomagnetism Group, Institute of Geology, University of Neuchâtel, Switzerland.

Käss, W. (1998):

Tracing Technique in Geohydrology. AA.Balkema, Rotterdam, Brookfield, 1998.

Schnegg, P.-A. & Doerfliger, N. (1997):

An inexpensive flow-through field fluorometer. Proc. of the 6e Colloque d'hydrologie en pays calcaire et milieu fissuré, la Chaux-de-Fonds, August 1997.

<http://www-geol.unine.ch/GEOMAGNETISME/tract.html>

Bilag E1

Detektionsgrænser for fluorescerende sporstoffer

Ved analyse af 10 blindprøver (0,02 M borax) og 10 prøver med en forventet koncentration på 0,001 mg/L uranine og rhodamine WT er der udregnet detektions- og kvantifikationsgrænser for analyse af de fluorescerende sporstoffer på fluorometeret.

Detektionsgrænsen udregnes som gennemsnittet af blindprøverne + 3 gange standardafvigelsen på prøverne med en forventet koncentration på 1 ppb.

Kvantifikationsgrænsen er udregnet som gennemsnittet af blindprøverne + 10 gange standardafvigelsen på prøverne med en forventet koncentration på 1 ppb.

De opnåede detektions- og kvantifikationsgrænser er opstillet i nedenstående tabeller.

Tabel 1.1: Detektionsgrænser for uranine og rhodamine WT analyser på fluorometer i 0,02 M borax-opløsning.

Detektionsgrænser	Uranine	Rhodamine WT
µg/L	0,04	0,33
mg/L	$3,58 \cdot 10^{-5}$	$3,29 \cdot 10^{-4}$

Tabel 1.2: Kvantifikationsgrænser for uranine og rhodamine WT analyser på fluorometer i 0,02 M borax-opløsning.

Detektionsgrænser	Uranine	Rhodamine WT
µg/L	0,10	1,07
mg/L	$9,67 \cdot 10^{-5}$	$1,07 \cdot 10^{-3}$

Bilag E2

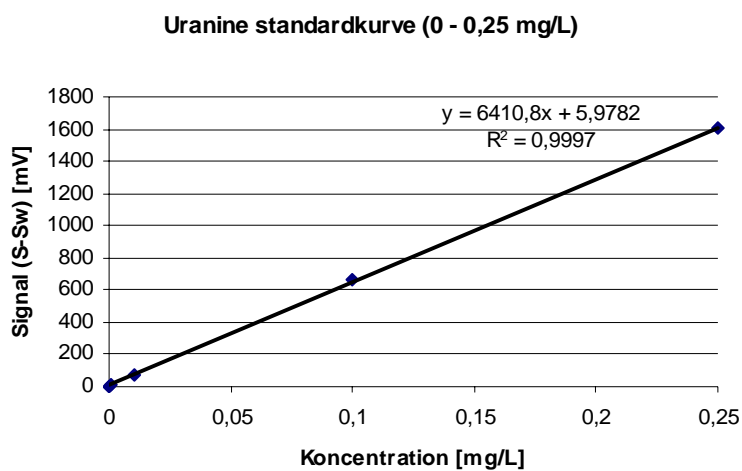
Standardkurver

Postevand

Uranine

Tabel 1.1: Koncentration og signal for **uranine** i postevand fra den 28.09.05.

Konc [mg/L]	Signal		
	Vandprøve [mV]	poste vand [mV]	S-Sw
C	S	Sw	[mV]
$1 \cdot 10^{-4}$	8,21	6,57	1,64
$1 \cdot 10^{-3}$	14,26	6,57	7,68
0,01	74,65	6,57	68,08
0,10	672,94	6,57	666,37
0,25	1607,61	6,57	1601,04

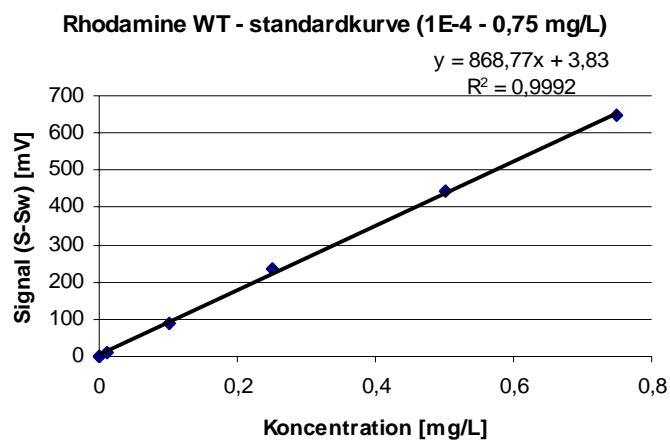


Figur 1.1: Standardkurve for **uranine** fra 0,1 – 0,25 mg/L fra den 28.09.05.

Rhodamine WT

Tabel 1.2: Koncentration og signal for **rhodamine WT** i postevand fra den 30.09.05.

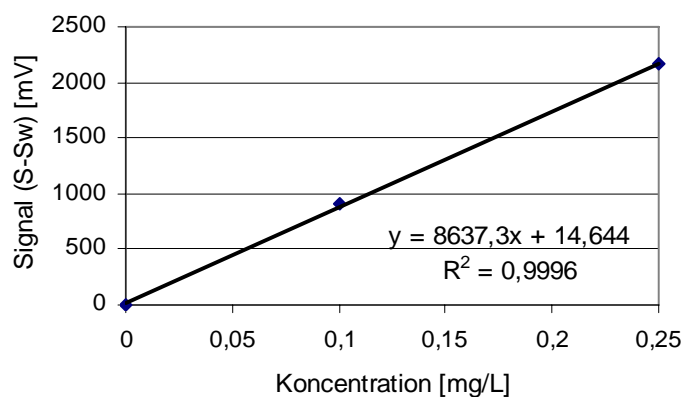
Konc [mg/L]	Signal		
	Vandprøve [mV]	poste vand [mV]	S-Sw
C	S	Sw	[mV]
1·10 ⁻⁴	1,81	1,67	0,14
1·10 ⁻³	2,80	1,67	1,13
0,01	11,63	1,67	9,96
0,10	91,08	1,67	89,41
0,25	235,94	1,67	234,27
0,50	446,33	1,67	444,66
0,75	648,57	1,67	646,90



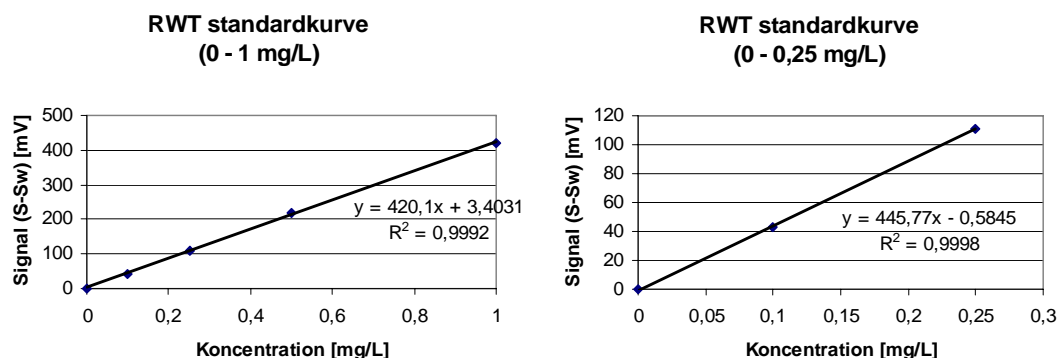
Figur 1.2: Standardkurve for **rhodamine WT** i postevand fra 0,1 – 0,75 mg/L fra d. 30.09.05.

0,02 M boraxUranine**Tabel 1.3:** Koncentration og signal for **uranine** i 0,02 M borax fra den 05.12.05.

Konc [mg/L]	Signal		
	Vandprøve [mV]	0,02 M borax [mV]	S-Sw
C	S	Sw	[mV]
0,10	910,56	7,78	902,78
0,25	2171,99	7,78	2164,21

Uranine standardkurve**Figur 1.3:** Standardkurve for **uranine** i 0,02 M borax fra den 05.12.05.Rhodamine WT**Tabel 1.4:** Koncentration og signal for **rhodamine WT** i 0,02 M borax fra den 05.12.05.

Konc [mg/L]	Signal		
	Vandprøve [mV]	0,02 M borax [mV]	S-Sw
C	S	Sw	[mV]
0,10	44,80	1,78	43,02
0,25	113,03	1,78	111,25
0,5	222,12	1,78	220,34
1	421,37	1,78	419,59

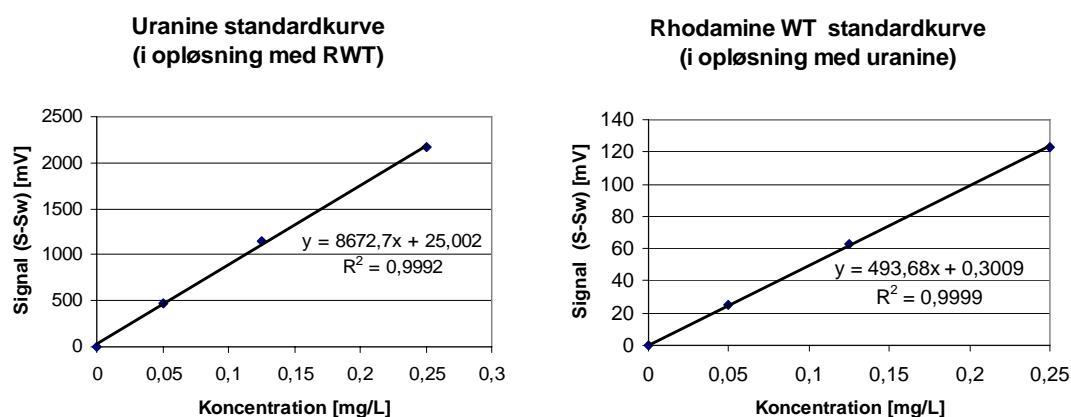


Figur 1.4: Standardkurver for rhodamine WT i 0,02 M borax fra den 05.12.05.

Opløsning med både uranine og rhodamine WT

Tabel 1.5: Koncentration og signal for uranine og rhodamine WT i opløsning indeholdende både uranine og rhodamine WT i 0,02 M borax fra den 05.12.05.

Konc. [mg/L]	Signal URANINE [mV]			Signal RHODAMINE WT		
	Vandprøve	0,02 M borax	S-Sw	Vandprøve	0,02 M borax	S-Sw
C	S	Sw		S	Sw	
0,00	478,13	7,78	470,35	26,67	1,78	24,91
0,125	1148,14	7,78	1140,36	64,52	1,78	62,74
0,25	2183,00	7,78	2175,21	125,15	1,78	123,37



Figur 1.4: Standardkurver for uranine og rhodamine WT i opløsning indeholdende både uranine og rhodamine WT i 0,02 M borax fra den 05.12.05.

Bilag E3**pH af uranine standarder i postevand****Tabel 2.1:** pH af uranine standarder i postevand målt d. 3. okt. 2005.

Konc. [mg/L]	pH (ved 20,8 °C)
postevand	8,04
1·10 ⁻⁴	7,57
1·10 ⁻³	7,76
0,01	7,67
0,10	7,72
1,00	7,82
10	7,78
100	7,85
1000	7,93

pH af 0,02 M borax-opløsning**Tabel 2.2:** pH af sediment fra hhv. Vadsbyvej, Hedehusene og Glostrup Regnvandsbassin udrystet i 0,02 M borax-opløsning samt pH af 0,02 M borax-opløsning målt d. 22. nov. 2005.

0,02 M borax	Dybde [m.u.t.]	pH
Vadsbyvej	2-3	9,243
(ler)	4-5	9,270
	6-7	9,278
Glostrup	2	9,269
Regnvandsbassin	2,5	9,290
(gytje)	3	9,289
Blind	-	9,262

Bilag F
Pneumatisk frakturering
- dokumentationsmetoder
Analyse af fluorescerende sporstoffer i jordprøver

BILAG F

NOTAT

KØBENHAVNS AMT

PNEUMATISK FRAKTURERING – ANALYSE AF FLUORESCERENDE SPORSTOFFER I JORDPRØVER

Indledning

Som led i udvikling og afprøvning af metoder til dokumentation af sprækkeudbredelse opnået ved pneumatisk frakturering er der gennemført en række delforsøg med analysemetoder til vurdering af den kvantitative forekomst af fluorescerende stoffer i sediment. Forsøgene er udført af Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.

Der er udført forsøg med de fluorescerende sporstoffer uranine (cas. nr. 518-47-8) og rhodamine WT (cas. nr. 37299-86-8). Uranine udsender et gul/grønt lys, mens rhodamine WT udsender et lilla/lyserødt lys. Begrundelse for valg af de fluorescerende sporstoffer forefindes i bilag E. I bilag C forslås der injiceret sporstoffer i koncentrationer på 10 000 mg/L på lokaliteterne Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3 og Vadsbyvej 16A, Hedehusene. Det forventes, at den resulterende koncentration i porevandet lokalt i sprækkerne efter injicering vil være ca. 1000 mg/L (bilag C).

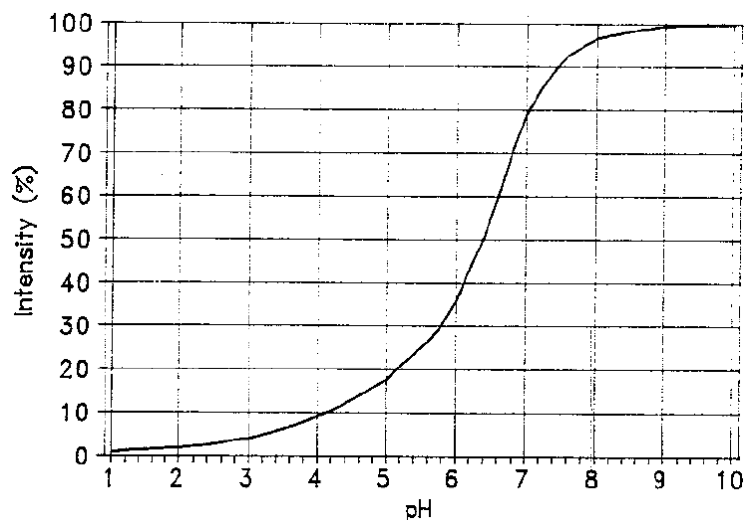
Formålet med dette notat er at fastlægge:

- En metode til analyse af indholdet af fluorescerende sporstoffer i jordprøver
- At finde egnet ekstraktionsmiddel

Materialer og metoder

Til analyse for fluorescerende sporstoffer er benyttet et flow-through fluorometer (GGUN-FL Fluorometer, Geomagnetism Group, University of Neuchâtel, Switzerland, nr. 028). Fluorometeret kan måle og separere to forskellige fluorescerende sporstoffer der fluorescere ved to forskellige bølgelængder (i dette tilfælde uranine og rhodamine WT). Fluorometeret tilkobles en computer, således at der for hver analyseret prøve oprettes to output filer, en med de målte signaler (mV) og en med de beregnede koncentrationer. Metoden til beregning af koncentrationer i den analyserede prøve forefindes i bilag E.

Uranine nedbrydes af lys og er pH-afhængig (det fluorescerer 100 % ved pH-værdier over 8,5) (Käss, 1998), jf. figur F1.



Figur F1: Sammenhæng mellem fluorescensen af Uranine og pH (Käss, 1998).

Rhodamine WT nedbrydes derimod ikke af lys og fluorescensen er endvidere uafhængig af pH (Käss, 1998).

Ekstraktionsmiddel samt pH-justering

De fluorescerende sporstoffer uranine og rhodamine WT forventes ud fra deres kemiske egenskaber at sorbere til sedimentet. På denne baggrund er det forsøgt at finde et egnet ekstraktionsmiddel. På grund af fluorescensen af uranines pH-afhængighed skal pH i den

analyserede prøve være over 8,5 for at opnå 100 % fluorescens. Hermed vil et ideelt ekstraktionsmiddel samtidig fungere som en buffer og modvirke den pH-sænkende effekt specielt lerpartikler medfører. Der er udført ekstraktionsforsøg med standarder i hhv. en 0,02 M borax-opløsning (natriumtetraborat, cas. nr. 1330-43-4) og en 0,2 M ethanolamin-opløsning (+ 0,13 M saltsyre) (ethanolamin, cas. nr. 141-43-5).

Fremgangsmåden ved ekstraktionsforsøget er beskrevet nedenfor. 30 mL medicinflasker med PE-liner vejes med låg og label. Ca. 0,2-0,6 g jord overføres ved delprøvetagningen til medicinflasken, der efterfølgende vejes. Der fremstilles en standardrække for hvert ekstraktionsmiddel. Standardrækken består af opløsninger med både uranine og rhodamine WT med følgende koncentrationer; 10 000, 1000, 100, 1, 0,1, og 0,01 mg/L af hver af de to sporstoffer. Den højeste koncentration stemmer således overens med den forventede koncentration af den injicerede væske. Flaskerne stilles i aftrækterskab (uden låg) i 1 time (mørkt). Der tilsættes 20 ml af de respektive standarder og flasken omrystes indtil sedimentet er opløst. Parallelt med flaskerne indeholdende sediment fremstilles en række flasker indeholdende standarder, men ingen sediment. Hermed kan koncentrationen i væskefasen i flasken med og uden sediment sammenlignes og den opnåede sorption kan vurderes. Hermed kan den mængde sporstof der er sorberet per kilogram sediment udregnes. Ekstraktion af fluorescerende sporstoffer fra sediment og til ekstraktionsmidlet kan ikke direkte sammenlignes med den tilbageholdelse der vil ske, når fluorescerende sporstoffer i ekstraktionsmidlet sorbere til sedimentet. Alligevel vurderes, at resultaterne fra det udførte ekstraktionsforsøg er repræsentative for den tilbageholdelse af de fluorescerende sporstoffer, der sker ved ekstraktion af fluorescerende sporstoffer i sediment.

Glassene sættes i roterkasse i 36 timer og centrifugeres inden analyse ved 1500 rpm i 5 minutter. Prøverne skal gennem hele proceduren være placeret i et mørkt rum eller være tildækket, da uranine, som tidligere nævnt, er nedbrydelig under påvirkning af lys. Ved analyse på fluorometeret overføres ca. 15 mL væske til fluorometeret med engangssprøjte med påsat engangsfiltet (0,45 µm).

Resultater

Valg af ekstraktionsmiddel

Til at vurdere genfindingen af de fluorescerende sporstoffer ved brug af de to ekstraktionsmidler 0,02 M borax og 0,2 M ethanolamin (+ 0,13 M HCl) er beregnet et genfindingsindeks C/C0. De målte koncentrationer er opstillet i bilag F1.

Genfindingsindekset er forholdet mellem koncentrationen målt i væskefasen i flasken indeholdende sediment divideret med koncentrationen målt i væskefasen i flasken der udelukkende indeholdt standard. Et forhold tæt på 1 beskriver således, at der ikke er fjernet noget sporstof fra væskefasen. Der er udført ekstraktionsforsøg for sediment fra begge lokaliteter; Glostrup Regnvandsbassin (gytje) og Vadsbyvej, Hedehusene (ler). Genfindingsindekser for de to ekstraktionsmidler er opstillet nedenfor.

Tablet 1: Genfindingsindekser for ekstraktion med 0,02 M borax-opløsning og 0,2 M ethanolamin-opløsning (+ 0,13 M HCl) for sediment fra Glostrup Regnvandsbassin.

Standard Koncentration [mg/L]	Glostrup Regnvandsbassin - C/C0			
	Uranine		Rhodamine WT	
	Borax	Ethanolamin	Borax	Ethanolamin
10 000	0,93	0,85	0,96	0,91
1000	0,92	0,86	0,96	0,88
100	0,93	0,85	0,92	0,86
1	0,94	0,86	0,64	0,71
0,1	0,96	0,84	0,66	0,60
0,01	0,90	0,82	0,53	0,41

Tablet 2: Genfindingsindekser for ekstraktion med 0,02 M borax-opløsning og 0,2 M ethanolamin-opløsning (+ 0,13 M HCl) for sediment fra Vadsbyvej, Hedehusene.

Standard Koncentration [mg/L]	Vadsbyvej, Hedehusene - C/C0			
	Uranine		Rhodamine WT	
	Borax	Ethanolamin	Borax	Ethanolamin
10 000	1,01	0,99	1,01	0,98
1000	0,99	0,98	0,95	0,95
100	0,99	0,98	0,98	0,95
1	0,99	1,00	0,89	0,90
0,1	1,00	1,00	0,89	0,86
0,01	1,02	0,99	0,86	0,78

Af genfindingsindekserne ses, at der for sediment fra begge lokaliteter og ved brug af begge ekstraktionsmidler sker størst sorption af rhodamine WT, hvilket stemmer overens med de fluorescerende sporstoffers egenskaber. Endvidere ses, at genfindingsindekset er

størst for sediment fra Vadsbyvej, dvs. for lerjorde, sammenlignet med sediment fra Glostrup Regnvandsbassin (gytje). Hvis de to ekstraktionsmidler sammenlignes ses, at der for begge sedimenttyper opnås en bedre genfinding ved brug af 0,02 M borax i forhold til 0,2 M ethanolamin (+0,13 M HCl). Ved brug af 0,02M borax-opløsning opnås genfindingsindeks tæt på 1 for uranine på begge lokaliteter og for rhodamine WT på Vadsbyvej. Genfindingen af rhodamine WT for sediment fra Glostrup Regnvandsbassin er tæt på 1 ved de højeste standarder, men kun lige over 0,5 ved de laveste.

Der er foretaget en måling af pH af sediment udrystet i ekstraktionsmiddel (bilag F2). Ved ekstraktion med både 0,02 M borax og 0,2 M ethanolamin (+ 0,13 M HCl) opnås pH-værdier over 9, hvorfor fluorescensen af uranine forventes at være 100 %. Ud fra de resulterende pH-værdier egner både 0,02 M borax og 0,2 M ethanolamin sig som ekstraktionsmiddel.

På baggrund af ovenstående ekstraktionsforsøg er det valgt at benytte 0,02 M borax-opløsning som ekstraktionsmiddel til ekstraktion af de fluorescerende sporstoffer uranine og rhodamine WT fra sediment. Der gøres opmærksom på, at det også er 0,02 M borax, der benyttes som buffer ved analyse af vandprøver i nærværende projekt.

Metode til analyse af indhold af de fluorescerende sporstoffer uranine og rhodamine WT i sedimentprøver.

En 30 mL brun medicinflaske med 20 mL 0,02 M borax-opløsning vejes på analysevægt inkl. låg og label. Ca. 0,1 cm³ ler/gytje overføres til medicinflaske (ca. 0,5 cm ler og 1,0 cm gytje med lille prøvetager) Dette svarer til ca. 0,3 - 0,5 g sediment. Medicinflasken vejes herefter med sediment. Flasken omrystes til sedimentet er helt opslæmmet. Herefter sættes flaskerne i roterkasse ved 15 °C i 24 timer. Prøverne centrifugeres herefter ved 1500 rpm i 5 minutter. Hvis nødvendigt fortyndes prøven med 0,02 M borax inden analyse. Væskefasen filtreres gennem et 0,45 µm (25 mm) Pall Life Science nylonfilter (HPLC certificeret), inden det forsigtigt hældes i fluorometeret til analyse. Det er vigtigt, at der ikke dannes bobler i fluorometeret, da dette kan påvirke den målte koncentration i forhold til den reelle.

Fluorometeret tændes, analysen foretages og fluorometeret skylles med destilleret vand inden næste analyse.

Konklusion

- Der er udviklet en egnet analysemetode til analyse af indholdet af fluorescerende sporstoffer i sedimentprøver.
- Den bedste genfinding af de fluorescerende sporstoffer opnås ved brug af en 0,02 M borax-opløsning som ekstraktionsmiddel.
- Ved brug af 0,02 M borax-opløsning skal der ikke foretages yderligere pH-justering inden analyse.

Referencer

Käss, W. (1998): *Tracing Technique in Geohydrology*. AA.Balkema, Rotterdam, Brookfield, 1998.

BILAG F1

Resultater fra ekstraktionsforsøg

Glostrup Regnvandsbassin

Tabel 1.1: Koncentrationer målt i ekstraktionsforsøg med 0,02M borax som ekstraktionsmiddel og sediment fra Glostrup Regnvandsbassin (2 m.u.t.).

Standardkonc. [mg/L]	Målt koncentration [mg/L]			
	Standard		Glostrup Regnvandsbassin	
	Uranine	Rhodamine WT	Uranine	Rhodamine WT
10 000	9831,587	9710,821	9153,273	9365,208
1000	974,282	947,494	899,072	908,753
100	99,431	95,086	92,766	87,417
1	0,986	0,974	0,928	0,626
0,1	0,100	0,098	0,096	0,064
0,01	0,010	0,009	0,009	0,005

Tabel 1.2: Koncentrationer målt i ekstraktionsforsøg med 0,2M ethanolamin (+ 0,13 M HCl) som ekstraktionsmiddel og sediment fra Glostrup Regnvandsbassin (2 m.u.t.).

Standardkonc. [mg/L]	Målt koncentration [mg/L]			
	Standard		Vadsbyvej, Hedehusene	
	Uranine	Rhodamine WT	Uranine	Rhodamine WT
10 000	10005,862	9825,695	8500,081	9009,861
1000	987,957	960,684	852,382	847,898
100	99,094	94,825	84,484	81,951
1	0,992	0,953	0,856	0,676
0,1	0,101	0,100	0,085	0,060
0,01	0,010	0,010	0,008	0,004

Tabel 1.3: Genfindingsindekser for ekstraktion med 0,02 M borax-opløsning og 0,2 M ethanolamin-opløsning (+ 0,13 M HCl) for sediment fra Glostrup Regnvandsbassin.

Standard Koncentration [mg/L]	Glostrup Regnvandsbassin - C/C0			
	Uranine		Rhodamine WT	
	Borax	Ethanolamin	Borax	Ethanolamin
10 000	0,93	0,85	0,96	0,91
1000	0,92	0,86	0,96	0,88
100	0,93	0,85	0,92	0,86
1	0,94	0,86	0,64	0,71
0,1	0,96	0,84	0,66	0,60
0,01	0,90	0,82	0,53	0,41

Vadsbyvej, Hedehusene

Tabel 1.4: Koncentrationer målt i ekstraktionsforsøg med 0,02M borax som ekstraktionsmiddel og sediment fra Vadsbyvej, Hedehusene (4-5 m.u.t.).

Standardkonc. [mg/L]	Målt koncentration [mg/L]			
	Standard		Glostrup Regnvandsbassin	
	Uranine	Rhodamine WT	Uranine	Rhodamine WT
10 000	9831,587	9710,821	9915,090	9783,281
1000	974,282	947,494	963,931	895,435
100	99,431	95,086	98,246	93,489
1	0,986	0,974	0,975	0,868
0,1	0,100	0,098	0,100	0,087
0,01	0,010	0,009	0,010	0,008

Tabel 1.5: Koncentrationer målt i ekstraktionsforsøg med 0,2M ethanolamin (+ 0,13 M HCl) som ekstraktionsmiddel og sediment fra Vadsbyvej, Hedehusene (4-5 m.u.t.).

Standardkonc. [mg/L]	Målt koncentration [mg/L]			
	Standard		Vadsbyvej, Hedehusene	
	Uranine	Rhodamine WT	Uranine	Rhodamine WT
10 000	10005,862	9825,695	9868,901	9623,105
1000	987,957	960,684	971,931	914,437
100	99,094	94,825	97,004	89,661
1	0,992	0,953	0,996	0,858
0,1	0,101	0,100	0,101	0,085
0,01	0,010	0,010	0,010	0,008

Tabel 1.6: Genfindingsindekser for ekstraktion med 0,02 M borax-opløsning og 0,2 M ethanolamin-opløsning (+ 0,13 M HCl) for sediment fra Vadsbyvej, Hedehusene.

Standard Koncentration [mg/L]	Vadsbyvej, Hedehusene - C/C0			
	Uranine		Rhodamine WT	
	Borax	Ethanolamin	Borax	Ethanolamin
10 000	1,01	0,99	1,01	0,98
1000	0,99	0,98	0,95	0,95
100	0,99	0,98	0,98	0,95
1	0,99	1,00	0,89	0,90
0,1	1,00	1,00	0,89	0,86
0,01	1,02	0,99	0,86	0,78

BILAG F2

pH-målinger i ekstraktionsmidler

Tabel 2.1: pH af sediment fra hhv. Vadsbyvej, Hedehusene og Glostrup Regnvandsbassin udrystet i 0,02 M borax-opløsning eller 0,2 M ethanolamin (+ 0,13 M HCl) målt d. 22. nov. 2005.

pH	Dybde [m.u.t.]	0,02 M borax	0,2 M ethanolamin (+ 0,13 M HCl)
Vadsbyvej,	2 - 3	9,25	9,48
Hedehusene	4 - 5	9,27	9,50
	6 - 7	9,28	9,50
Glostrup	2	9,27	9,51
Regnvandsbassin	2,5	9,29	9,50
	3	9,29	9,50
Rent ekstraktionsmiddel	-	9,26	9,53

Bilag G
Diffusionsberegninger

Industrivej, Glostrup. Bilag G.

Diffusionsberegninger for bromid og fluorescerende tracere i moræneler med pneumatisk inducerede sprækker.

Baggrund og formål

For at dokumentere dannelsen af sprækker og undersøge afstand og udbredelse af sprækker etableret ved pneumatisk frakturering er der ved pilotforsøget injiceret en forstøvet opløsning af bromid og fluorescerende farvestoffer (uranine og rhodamine WT) som tracere. Ved pneumatisk frakturering forventes meget tynde sprækker (0,5-1 mm) i begrænset indbyrdes afstand. For tynde sprækker kan diffusion af stofferne ind i og sorption til matrix forventes at føre til et betydeligt fald i koncentrationerne i sprækkerne. Matrixdiffusion er således bestemmende for den resulterende koncentration i sprækker og matrix af de tracere, der injiceres ved frakturering.

Tilsvarende er matrixdiffusion af betydning for resulterende koncentrationer af fede syrer og brint fra nedbrydning af donor samt redoxforhold og koncentrationer af chlorerede ethener i matrix ved nedbrydning ved reduktiv dechlorering i sprækker. Christiansen og Wood (2006) og Broholm et al. (2006) har vist, at hvis matrixdiffusion er den begrænsende faktor, er afstanden mellem sprækker afgørende for oprensningstiden ved nedbrydning af chlorerede ethener i sprækker. Rimelige oprensningstider kan opnås ved sprækkeafstande på størrelseordenen 10-30 cm. Dette er eksemplificeret for DCE i matrix ved forskellige sprækkeafstande (for Rugårdsvej, Odense) i bilag 1.

For at belyse effekten af reduktiv dechlorering på forureningen i matrix er planlagt udtagelse og delprøvetagning af intakte kerner fra lokaliteten i Glostrup. Oprindeligt var det planen at injicere tracerne sammen med donor til reduktiv dechlorering på lokaliteten i Glostrup. Det var håbet, at beliggenheden af inducerede sprækker derved kunne observeres ved den senere delprøvetagning for profiler af redoxparametre, fede syrer og chlorerede ethener i matrix. Da de høje koncentrationer af tracere viste sig at være toksiske for de specifikke nedbrydere, blev det imidlertid besluttet, at injicere tracerne i et separat forsøgsfelt.

Formålet med at udføre diffusionsberegninger for tracerne har været:

- at vurdere hvor hurtigt tracerkoncentrationer (og dermed evt. opløst donor/fede syrer) i inducerede sprækker aftager som følge af matrixdiffusion,
- at estimere det resulterende koncentrationsniveau i sprækker og matrix med henblik på at træffe beslutning om koncentrationsinterval for tracerne i den injicerede opløsning,
- at vurdere om sprækkerne stadig vil kunne observeres visuelt ved farve/fluorescens efter en periode på ca. ½ år,
- at vurdere diskretiseringen for delprøvetagning af matrix for at opnå profiler for tracer, donor (nedbrydningsprodukter fra doner) og chlorerede ethener.

Matrixdiffusion

En-dimensional diffusion for et sorberende stof i et homogent porøst medie kan beskrives med Ficks anden lov:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (1)$$

hvor C er koncentrationen af stoffet i porevandet i matrix ($\mu\text{g/l}$), t er tid (s), D_e^* er den effektive diffusionskoefficient (cm^2/s) for det sorberende stof, og z er afstanden fra kilden (cm). Den effektive diffusionskoefficient for et sorberende stof er:

$$D_e^* = \tau D / R \quad (2)$$

hvor D er den frie diffusionskoefficient for stoffet i vand (cm^2/s), R er retardationsfaktoren for diffusionen af reaktive stoffer i matrix, og τ er den "tilsyneladende tortuositets" faktor. τ defineres som D_e/D , hvor D_e er den effektive diffusionskoefficient for et ikke-reaktivt stof (f.eks. bromid) i det porøse medie (her moræneler matrix, erfaringsværdi $\tau = 0,11$ (Broholm, 2006). For anioner (bromid) er anvendt rapporterede D værdier fra Lide (1992, 25 °C), som er korrigeret for temperatur og ændring i vands viskositet som følge af temperaturforskelle (cm^2/s).

D -værdier for fluorescerende tracere er estimeret ud fra følgende udtryk rapporteret i Hayduk og Laudie (1974):

$$D = \frac{13.26 \cdot 10^{-5}}{\eta_w^{1.14} \cdot V_B^{0.589}} \quad (3)$$

hvor η_w er vands viskositet (1.307 cp) ved 10°C og V_B er LaBas molære volumen baseret på molekyle strukturen for de fluorescerende tracere (ml/mol).

Retardation af de fluorescerende tracers diffusion er forårsaget af sorption til den faste fase af matrix. Under antagelse af lineær sorption kan sorptionen repræsenteres ved den lineære sorptionskoefficient K_d (l/kg). Retardationsfaktoren er da:

$$R = 1 + (\rho/\phi) K_d \quad (4)$$

hvor ρ er tør bulkdensiteten (1,96 kg/l), og ϕ er porøsiteten af matrix (0,275), begge erfaringsværdier for moræneler (Avedøre) fra Broholm (2006).

K_d -værdier for uranine (2,6 l/kg) og rhodamine B (39,9 l/kg) i moræneler fra Havdrup bestemt af Jacobsen (2006) er anvendt.

Koncentrationerne af tracere i sprække og matrix er beregnet for endimensional matrixdiffusion ved hjælp af MATLAB. Der er regnet fra midten af en sprække til midten af matrix mellem 2 sprækker, med nul-flux grænsebetingelser, varierende apertur (sprække tykkelse) og afstand mellem sprækker. Den konceptuelle model bag opstillingen af 1-D model i MATLAB er vist i bilag 2.

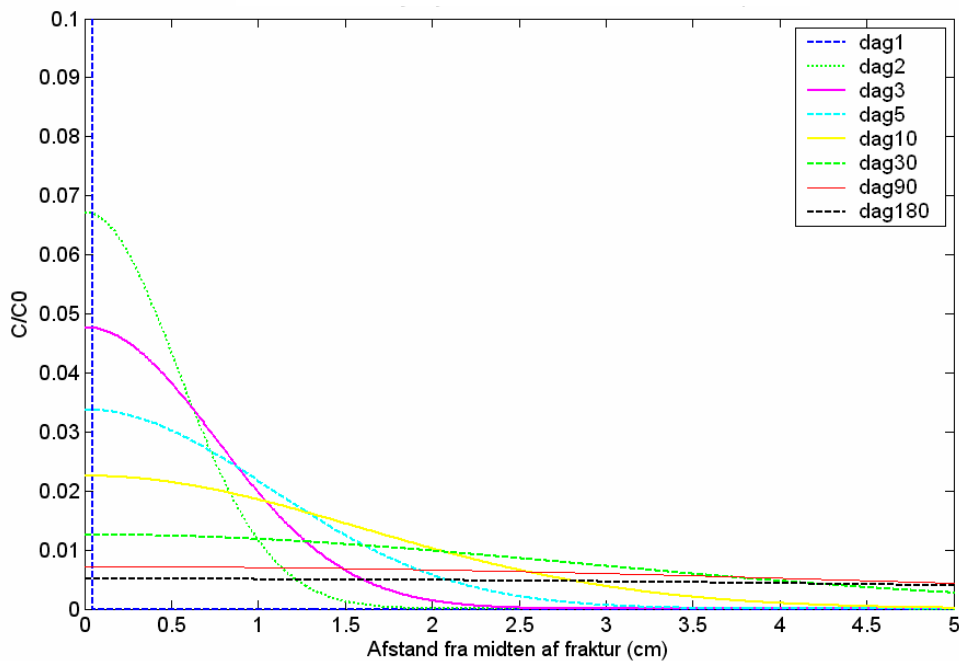
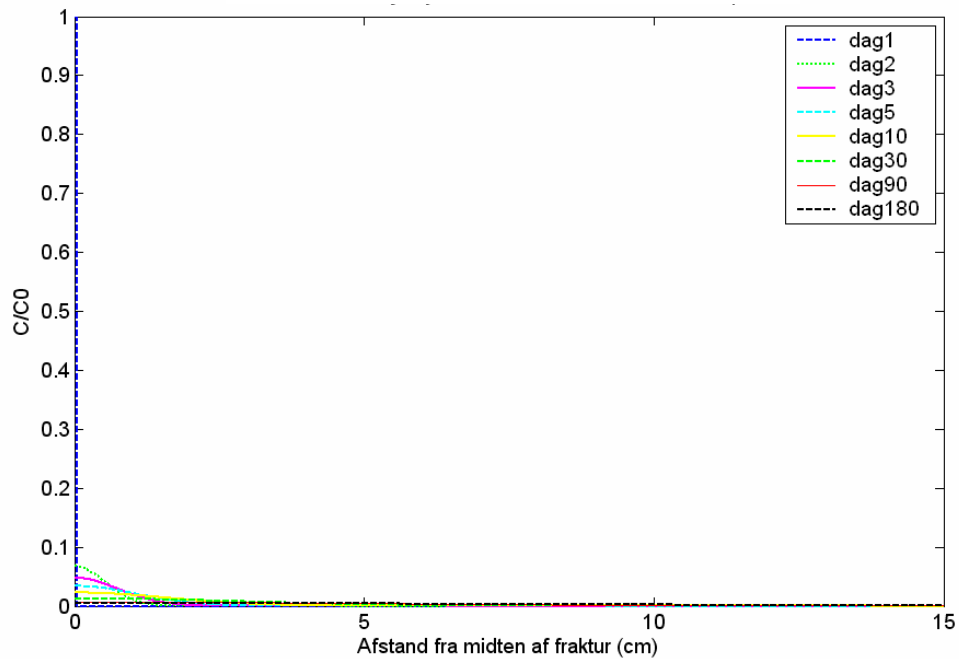
I opsætningen i MATLAB regnes på koncentrationsforhold i vandfasen. Det er ikke muligt at fastsætte porøsiteten og dermed vælge forskellig porøsitet i matrix (ϕ_{matrix}) og i sprække ($\phi_{\text{sprække}}$), dvs. i modellen er $\phi_{\text{sprække}} = \phi_{\text{matrix}} (= 0,275)$. Det har betydning for den initielle masse af tracer i sprækken og dermed på koncentrationsfaldet i sprækken, hvis denne har en anden porøsitet end matrix. Hvis sprækken reelt ikke er udfyldt med materiale, dvs. $\phi_{\text{sprække}} = 1$ vil den reelle sprække have en mindre apertur ($\text{apertur}(\phi_{\text{sprække}} = 1) = \phi_{\text{matrix}} \cdot \text{apertur}(\phi_{\text{sprække}} = \phi_{\text{matrix}}) = 0,275 \cdot \text{apertur}(\phi_{\text{sprække}} = \phi_{\text{matrix}})$). For at opnå ensartet koncentration i selve sprækken er diffusionskoefficienten i sprækken sat lig med diffusionskoefficienten i frit vand, svarende til negligibel tortuositetseffekt ($\tau=1$).

Beregningsresultater for bromid

Beregninger af bromids diffusion i matrix er udført for sprække-aperturer på 0,5 mm og 1 mm med afstande mellem sprækker på 10 cm og 30 cm. Der er indledende antaget en startkoncentration i sprækken (C_0) på 1 og i matrix på 0. De beregnede koncentrationsprofiler for sprække og matrix er vist for bromid i bilag 3 og eksemplificeret ved et enkelt profil i figur 1, for hvert profil er også vist et forstørret udsnit. Graferne repræsenterer den relative koncentration (y-akse) som funktion af afstanden fra midten af sprækken og til midt mellem to sprækker (x-aksen) for forskellige tidspunkter (forskellige kurver, tid i dage).

I MATLAB opsætningen er porøsiteten i sprækken og i matrix som nævnt ens ($\phi_{\text{sprække}} = \phi_{\text{matrix}} = 0,275$). Såfremt de reelle sprækker ikke er udfyldt med materiale ($\phi_{\text{sprække}} = 1$) vil de beregnede profiler svare til reelle aperturer på 0,138 mm og 0,275 mm.

For de meget tynde sprækker, der opnås ved pneumatisk frakturering, falder koncentrationen af bromid (non-reaktiv tracer) i sprækken hurtigt som følge af diffusion ind i matrix. Der bliver derfor tale om et meget fladt profil med maksimal-koncentration efter få dage på få % af initialkoncentrationen. Den begrænsede afstand mellem sprækkerne bevirker, at bromid allerede efter godt 1 måned er ensartet i hele matrix mellem de inducerede sprækker. Den endelige koncentration midt i matrixen (efter længere tid) afhænger af afstanden mellem sprækkerne.



Figur 1: Beregnet (MATLAB) bromidprofil fra sprække med 1 mm apertur ($\varphi_{\text{sprække}} = \varphi_{\text{matrix}}$), svarende til 0,275 mm ikke udfyldt sprække ($\varphi_{\text{sprække}} = 1$), og 30 cm afstand mellem sprækkerne. Nederste figur viser et forstørret udsnit fra øverste figur.

Monitering på vandprøver udtaget fra filtersatte borerer for vurdering af influensradius for fraktureringen kræver koncentrationer i borererne, som klart overskrider baggrunds-

eller detektionsniveauet for stoffet (helst faktor 10). Der må forventes en vis fortynding i vandfasen i borerne i forhold til koncentrationen i en sprække med tracer (måske yderligere faktor 10). Når koncentrationen i sprækken aftager til få % indenfor få dage kræves derved en koncentration i injektionsblandingen som er ca. 10000 gange højere end baggrunds- eller detektionsniveauet for stoffet. Detektionsniveauet for bromid er ca. 0,2-0,5 mg/l. Koncentrationen i injektionsblandingen bør således være af størrelsesordenen 1000-10000 mg/l bromid.

For bestemmelse af profiler i lermatrix ønskes det, at koncentrationer i porevand i matrix på ned til ca. 1% af koncentrationen i sprækken kan måles, dvs. overskrider detektionsgrænsen. Når koncentrationen i sprækken aftager til få % indenfor få dage kræves derved en koncentration i injektionsblandingen, som er ca. 10000 gange højere end baggrunds- eller detektionsniveauet for stoffet. Da matrixprøver udrystes i vand for analyse, sker der en fortynding af porevandet på faktor 5 til 10, svarende til et detektionsniveau på 1-5 mg/l. Koncentrationen i injektionsblandingen bør således være mindst 10000 mg/l bromid.

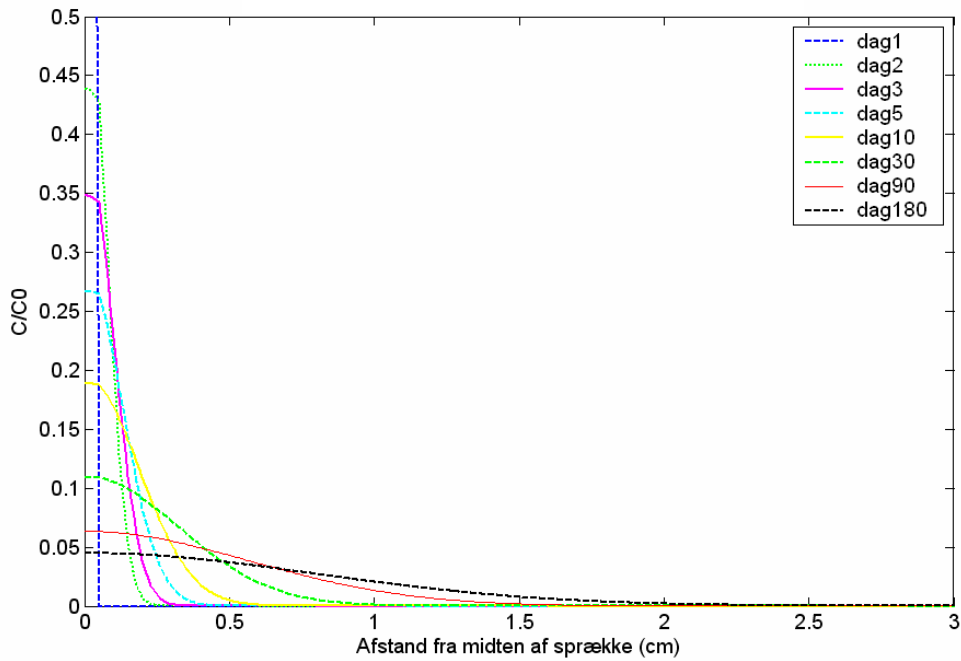
For profiler i matrix er en diskretisering svarende til 5-10 prøver for hver decade koncentrationen aftager ønskelig. For profiler for bromid i matrix efter få dage svarer det til 5-10 prøver for hver 1-1,5 cm. Det er dog kun praktisk muligt at tage prøver med en diskretisering på ca. 0,3-0,5 cm.

Beregningsresultater for farvetracere

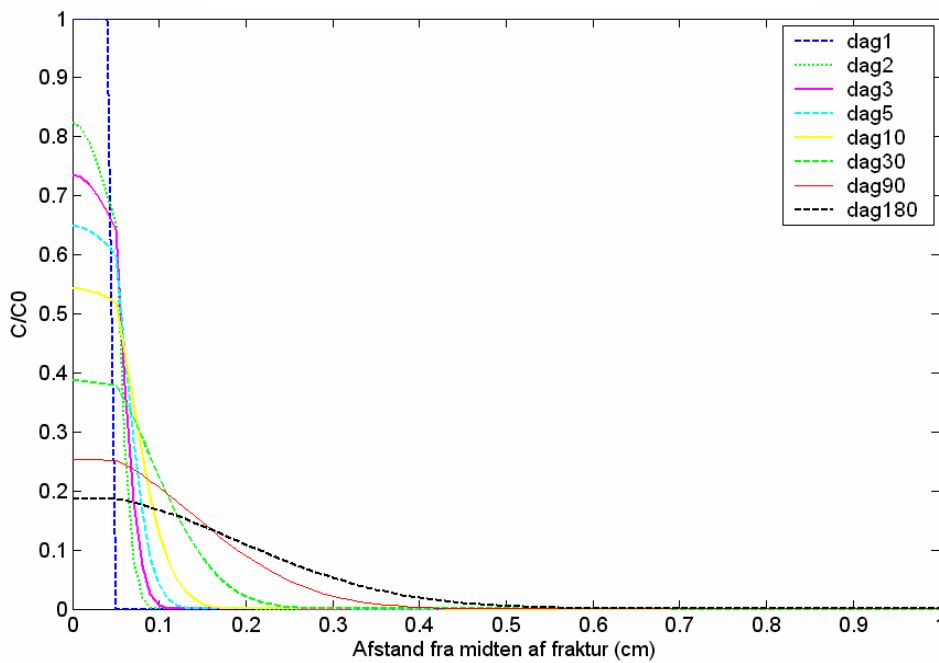
Oprindelig var det planen at injicere fluorescerende farvetracere sammen med donor i testfeltet på lokaliteten i Glostrup. På denne lokalitet skal udtages kerner til vurdering af effekten af reduktiv dechlorering i matrix efter ca. ½ år. Hvis de fluorescerende farvetracere stadig overvejende ville optræde ved de inducerede sprækker, ville det være en betydelig hjælp ved udtagelse af prøver til profiler i matrix.

Med henblik på at vurdere koncentrationsprofilet og dermed spredning og synlighed for de fluorescerende farvetracere i matrix ved senere såvel som initial prøvetagning af matrix er udført nogle indledende diffusionsberegninger for tracerne. Da der ikke var kendskab til parametre for den lokale geologi (gytje mv.) er beregningerne udført med parametre for moræneler.

Beregnete diffusionsprofiler for uranine og rhodamine B er illustreret i bilag 4 og de forstørrede udsnit er gengivet i figur 4 og 5 for en sprække med 1 mm apertur (ved $\varphi_{\text{sprække}} = \varphi_{\text{matrix}}$) og en sprækkeafstand på 30 cm. Beregninger er udført for Rhodamine B, da sorptionsdata for rhodamine WT ikke var tilgængelige for moræneler. Der er < 3% forskel på de estimerede diffusionskoefficienter i frit vand for rhodamine B og WT.



Figur 4: Beregnede (MATLAB) uranineprofiler for sprække med 1 mm apertur og 30 cm indbyrdes afstand mellem sprækker ($\tau = 0,11$).



Figur 5: Beregnede (MATLAB) rhodamine B profiler for sprække med 1 mm apertur og 30 cm indbyrdes afstand mellem sprækker ($\tau = 0,11$).

De beregnede koncentrationsprofiler for farvetracerne viser tydeligt den markante tilbageholdelse ved sorption, som bevirker at spredningen ind i matrix er begrænset.

Rhodamine, som tilbageholdes mest ved sorption, vil fortsat være på et niveau svarende til 20% af initial-ligevægts-koncentrationen i sprækken 6 måneder efter injektionen, og koncentrationen aftager med mere end en faktor 10 indenfor 0,5 cm efter 6 måneder. Det var på dette grundlag forventeligt, at den fluorescerende farvetracer stadig ville kunne observeres som en markant zone omkring sprækker også flere måneder efter frakturering og injektion.

Beregningerne tager udgangspunkt i en ligevægtssituation i sprækken med samme sorptionskoefficient for farvetracerne i sprækken som i matrix og med $\phi_{\text{sprække}} = \phi_{\text{matrix}}$. C/C_0 er dette tilfælde det samme for total-koncentrationer og for vandige koncentrationer. Hvis de inducerede sprækker reelt ikke er udfyldte ($\phi_{\text{sprække}} = 1$) vil der heller ikke være sorption i sprækken. I så fald vil den vandige koncentration i sprækken aftage dramatisk som følge af inddiffusion i matrix, mens profilet også her vil være stejlt som følge af tilbageholdelse ved sorption i matrix. C/C_0 er i så tilfælde ikke det samme for total-koncentrationer som for opløste koncentrationer.

Inddiffusionen i matrix og sorption i matrix vil føre til et markant fald i koncentrationen af de fluorescerende farvetracer i vandfasen i sprækken på kort tid. Udtagne vandprøver fra boringer eller porøse felter må således forventes meget hurtigt at aftage markant i koncentration. Hvilke koncentrationer af farvetracer, det vil være optimalt at injicere, vil derfor være afhængigt af, om der efterfølgende monitoreres på vand eller sedimentprøver (forudsat de fluorescerende farvetracer, som er sorberet, kan observeres i/på sedimentprøver). Endelige koncentrationer for fluorescerende farvetracer blev fastsat ud fra laboratorietests af visuel observation og sondemålinger rapporteret i andre bilag.

Konklusioner

- Tracerkoncentrationer i inducerede sprækker aftager meget hurtigt (til få % indenfor få dage) som følge af matrixdiffusion.
- Det resulterende koncentrationsniveau af bromid i sprækker og matrix bliver hurtigt lavt, når der injiceres i tynde sprækker, hvorfor der kræves høje koncentrationer i den injicerede opløsning (krav mindst ca. 10000 mg/l bromid) for detektion efter få dage.
- Det resulterende koncentrationsniveau af de fluorescerende farvetracer i vandfasen i sprækker bliver hurtigt lavt, når der injiceres i tynde sprækker, hvorfor der kræves høje koncentrationer i den injicerede opløsning for detektion i vandfasen efter få dage, derimod aftager total-koncentrationerne af de fluorescerende farvetracer i materialet ved selve sprækken kun langsomt.
- Forudsat sorberet fluorescerende farvetracer kan ses, indikerer beregningerne at sprækkerne stadig vil kunne observeres visuelt ved farve/fluorescens for rhodamine efter en periode på ca. ½ år.

- Diskretiseringen for delprøvetagning af matrix skal være meget fin (gerne 5-10 prøver indenfor få cm) for at opnå profiler for bromidtracer og dermed for nedbrydningsprodukter fra doner ved prøvetagning efter få dage. Efter en længere periode vil tracerkoncentrationerne være ensartede i hele matrix.
- Diskretiseringen for delprøvetagning af matrix skal være meget fin (gerne 5-10 prøver indenfor få cm) for at opnå profiler for fluorescerende farvetracere (og andre sorberende stoffer) også efter en periode på ½ år.

Referencer

Broholm, M.M., 2006. Retardation of herbicides by matrix diffusion in three fractured clayey till aquitards. In prep.

Broholm, M.M., Scheutz, C., Begtrup, E., Bjerg, P.L., Jacobsen, C.S., Jørgensen, T.H., Nielsen, L., Rasmussen, P., 2006. Oprensning af chlorerede opløsningsmidler i moræneler: Betydning af diffusion. I ATV Jord og Grundvand Vintermøde 2006. Vingstedcentret. ATV Jord og Grundvand, Lyngby, Danmark.

Christiansen, C., og Wood, J.S.A, 2006. Environmental fracturing in clay till deposits. M.Sc. project ved M&R, DTU.

Jacobsen, O.S., 2006. Upublicerede data fra Ole Stig Jacobsen, GEUS.

Hayduk, W., and Laudie, H., 1974. Prediction of diffusion coefficients for non-electrolytes in dilute aqueous solutions. AICHE J., 20, 611-615.

Lide, D.R., 1992. CRC Handbook of Chemistry and physics, 73rd edn. CRC Press, New York, U.S.A.

Bilagsfortegnelse

Bilag 1: Eksempel på den beregnede effekt af nedbrydning af DCE i sprækker i moræneler for koncentrationsudviklingen i matrix over tid.

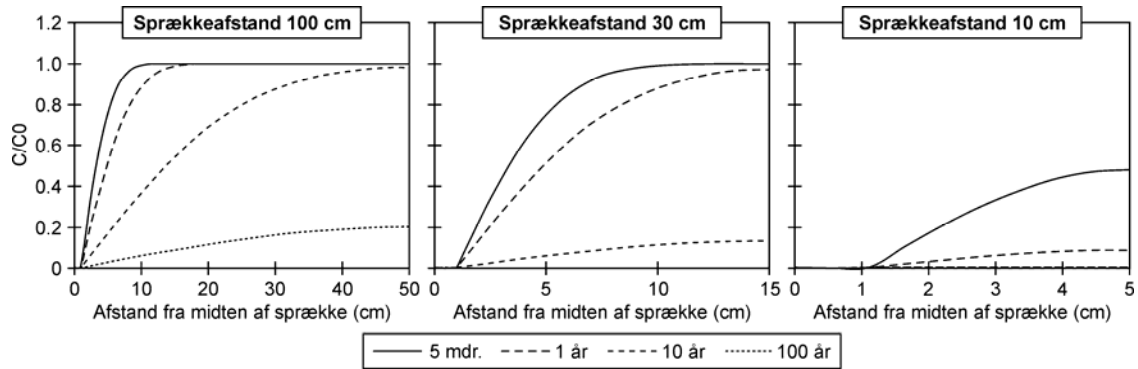
Bilag 2: Konceptuel model for matrix og sprække som danner grundlag for MATLAB-opsætning i 1D.

Bilag 3: Beregnede (MATLAB) bromidprofiler i moræneler for forskellige sprækkeaperturer og –afstande.

Bilag 4: Beregnede (MATLAB) profiler for fluorescerende tracere i moræneler.

Bilag 1.

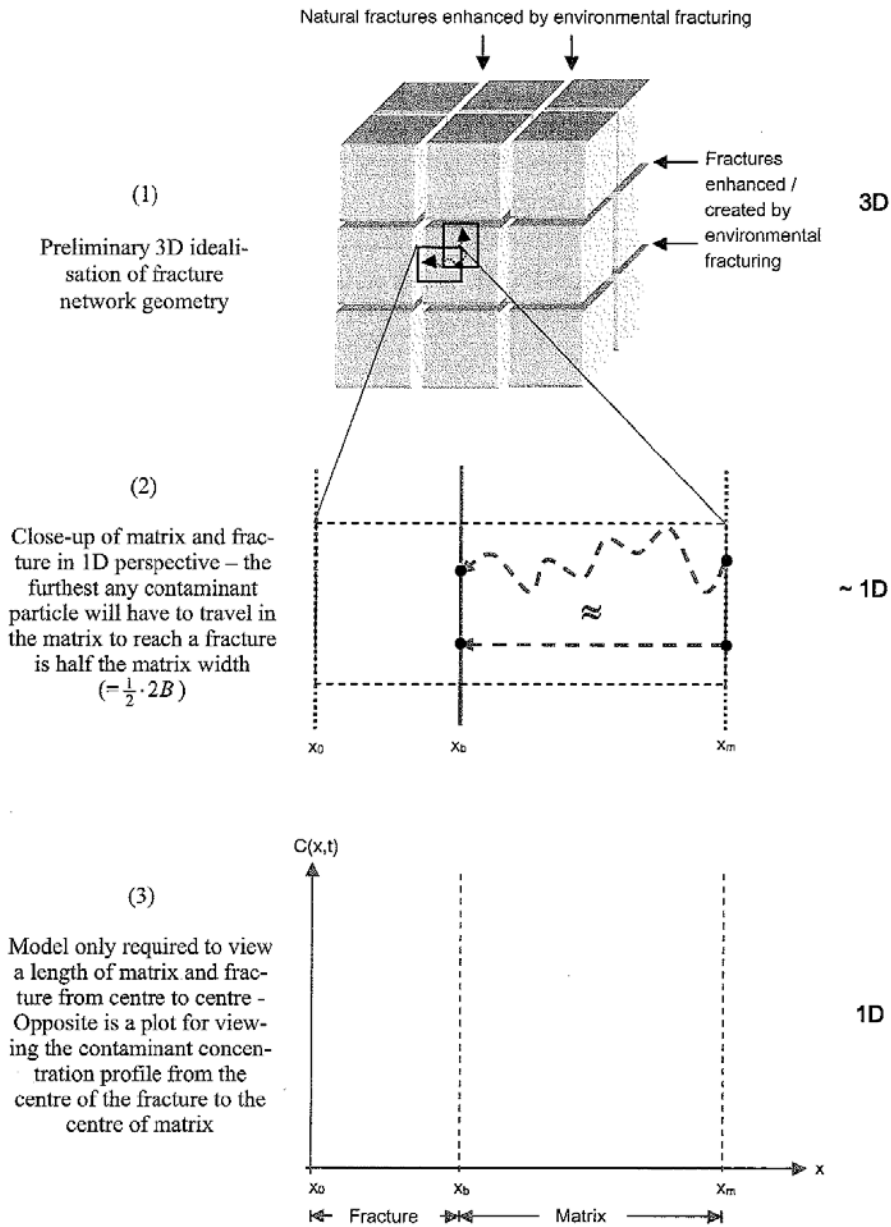
Eksempel på den beregnede effekt af nedbrydning af DCE i sprækker i moræneler ved forskellig afstand mellem sprækker for koncentrationsudviklingen i matrix (parametre for lokaliteten Rugårdsvej, Odense, er anvendt) fra Broholm et al. (2006).



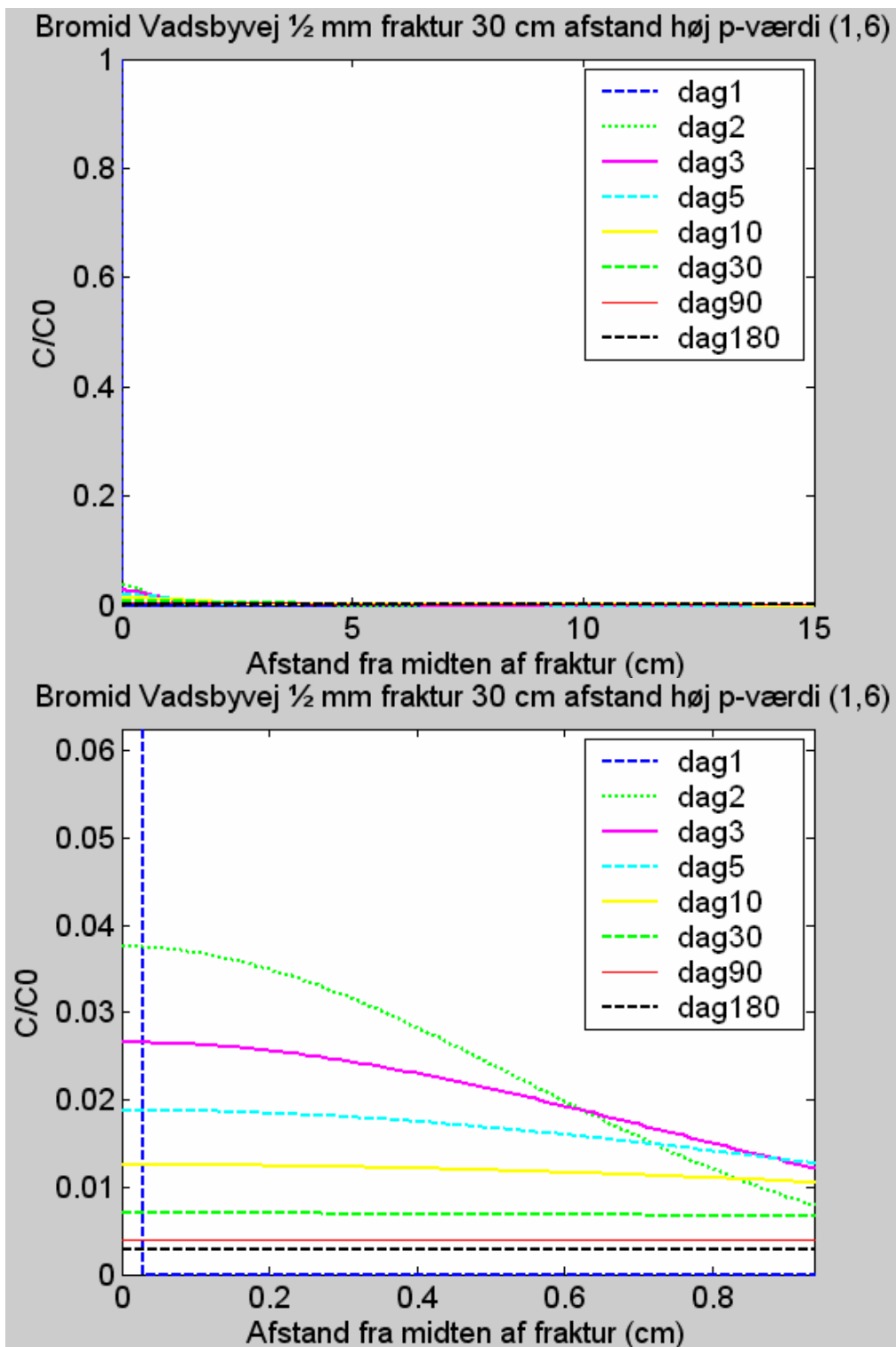
Udviklingen i relative DCE koncentrationer (i forhold til udgangskoncentration i matrix før stimulering af nedbrydning i sprækker) i matrix og sprække over tid som følge af nedbrydning i sprækken vist som funktion af afstand fra midten af sprækken for varierende sprækkeafstand. Det ses, at sprækkeafstanden skal være mindre end 10 til 30 cm før, der observeres en reduktion af betydning af DCE koncentrationerne centralt i matrix indenfor 1 hhv. 10 år såfremt nedbrydning alene sker i sprækkerne. Da PCE og TCE tilbageholdes mere ved sorption i matrix vil tidsperspektivet for oprensning af disse stoffer i matrix være endnu længere.

Bilag 2.

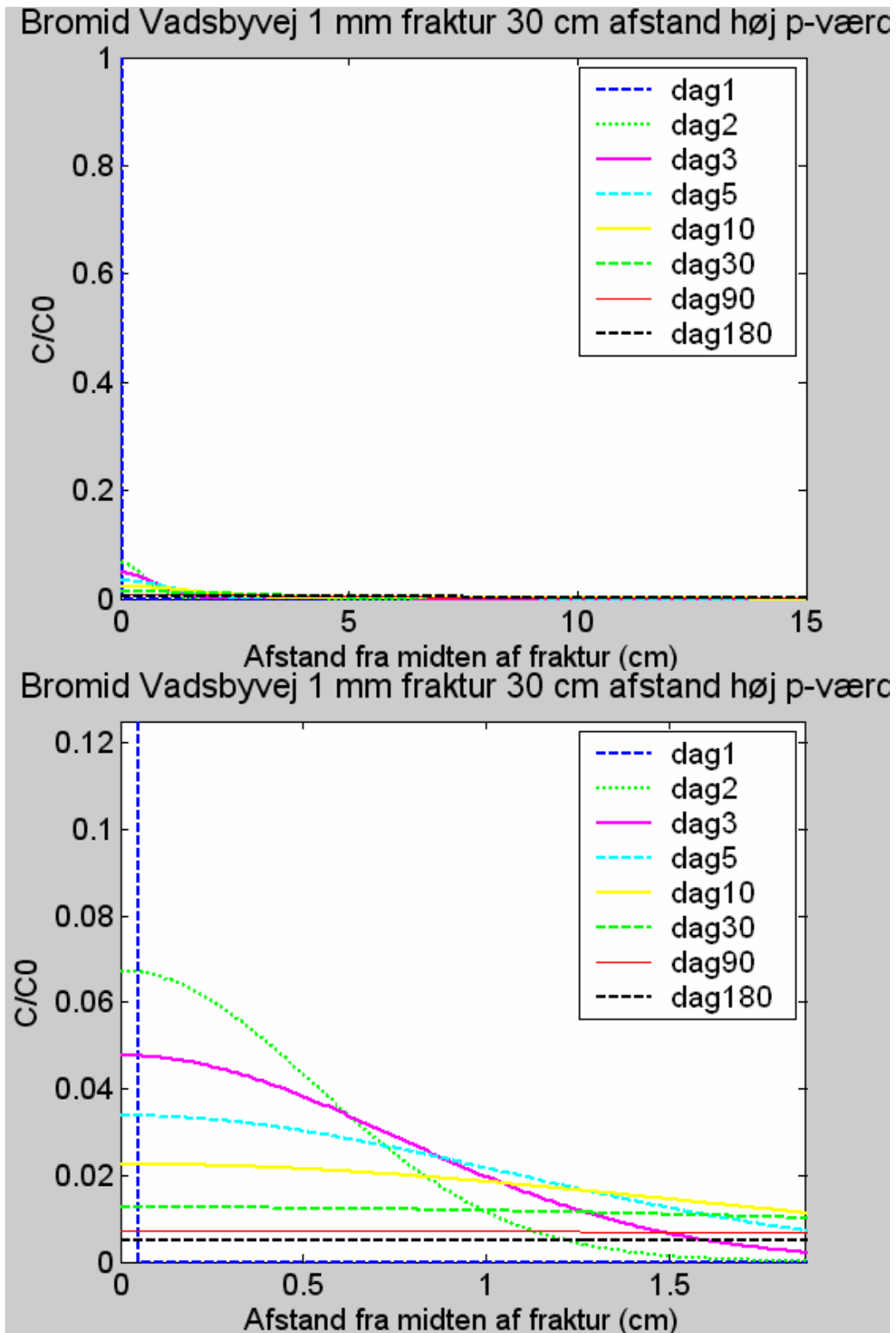
Konceptuel model for matrix og sprække som danner grundlag for MATLAB-opsætning i 1D. Sprækkeaperturen er $2 \cdot x_b$ og afstanden mellem sprækker er $2 \cdot x_m$.



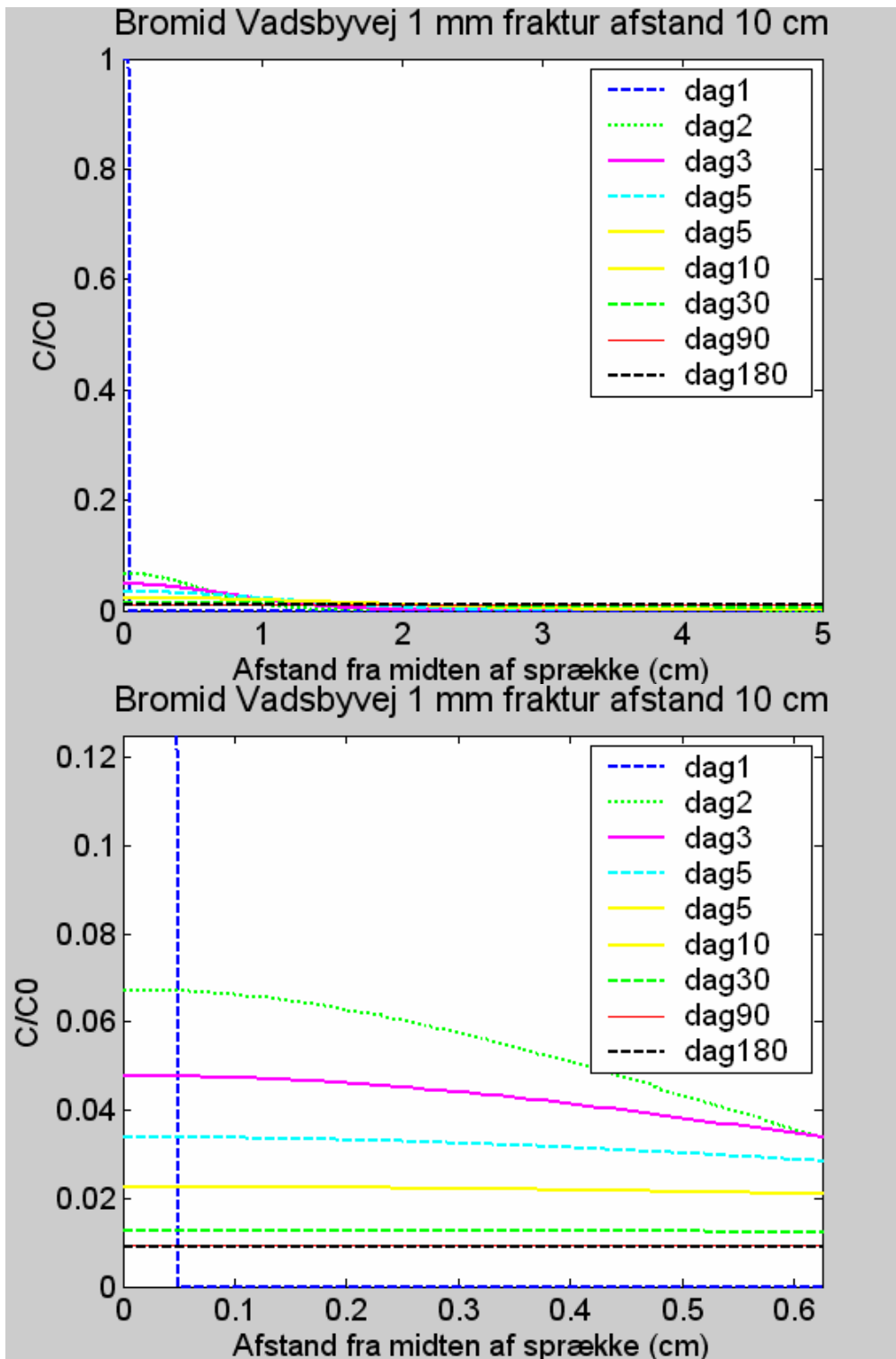
Bilag 3



Figur 1: 0,5 mm apertur ($\varphi_{\text{sprække}} = \varphi_{\text{matrix}}$), svarende til 0,14 mm ikke udfyldt sprække ($\varphi_{\text{sprække}} = 1$), og 30 cm afstand mellem sprækker.

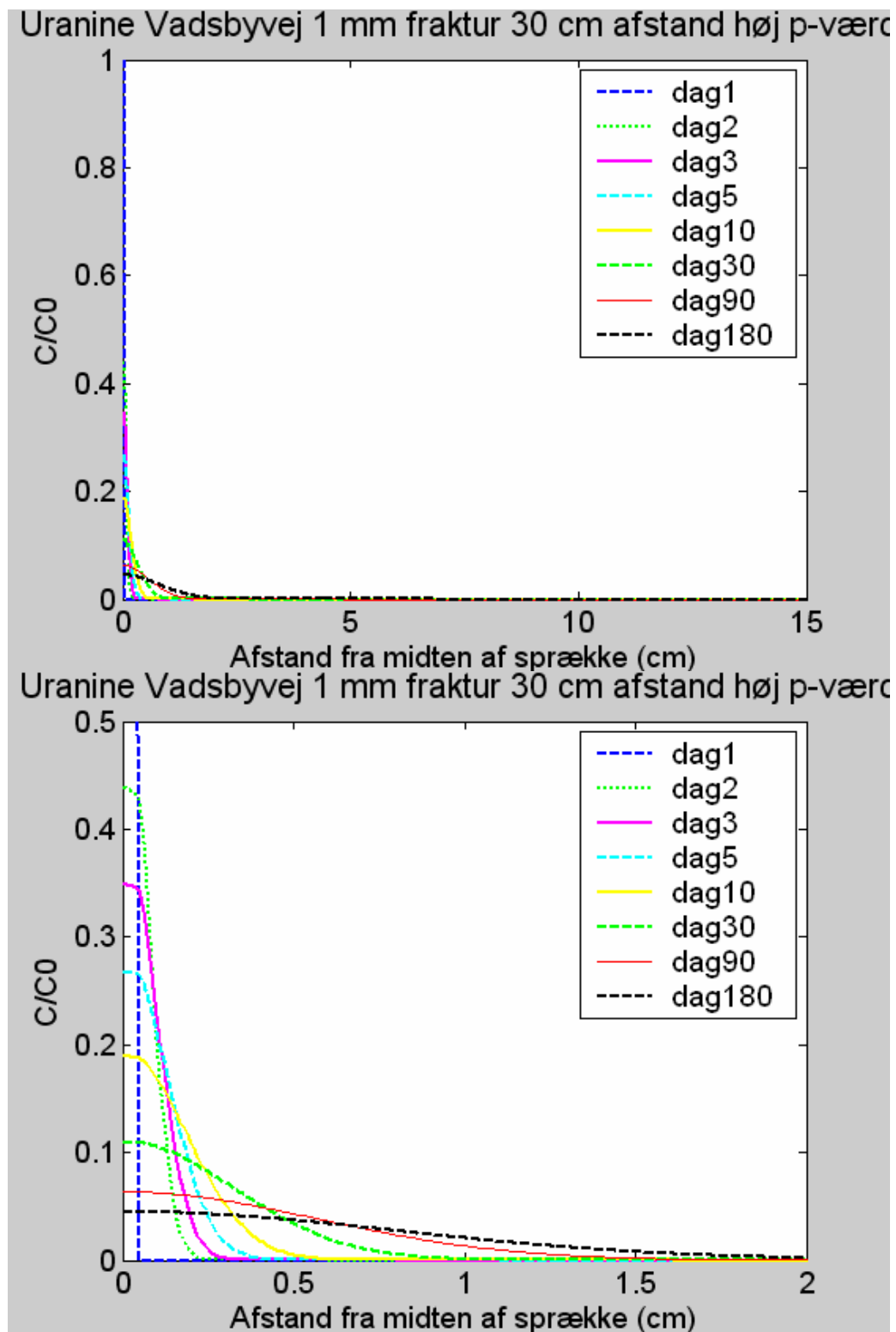


Figur 2: 1 mm apertur ($\varphi_{\text{sprække}} = \varphi_{\text{matrix}}$), svarende til 0,275 mm ikke udfyldt sprække ($\varphi_{\text{sprække}} = 1$), og 30 cm afstand mellem sprækker.



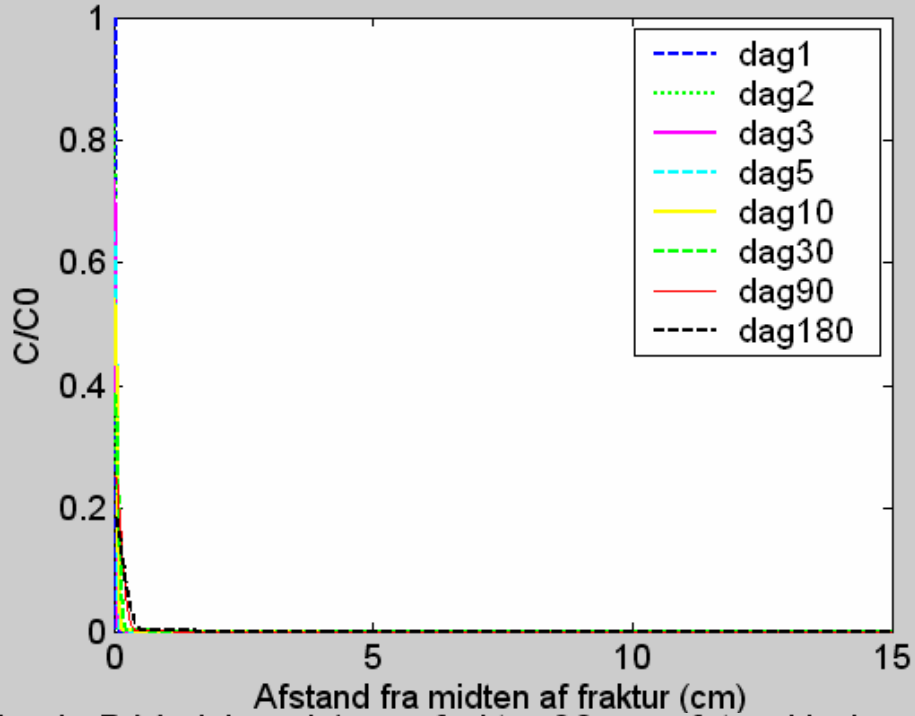
Figur 3: 1 mm apertur ($\varphi_{\text{sprække}} = \varphi_{\text{matrix}}$), svarende til 0,275 mm ikke udfyldt sprække ($\varphi_{\text{sprække}} = 1$), og 10 cm afstand mellem sprækkerne.

Bilag 4

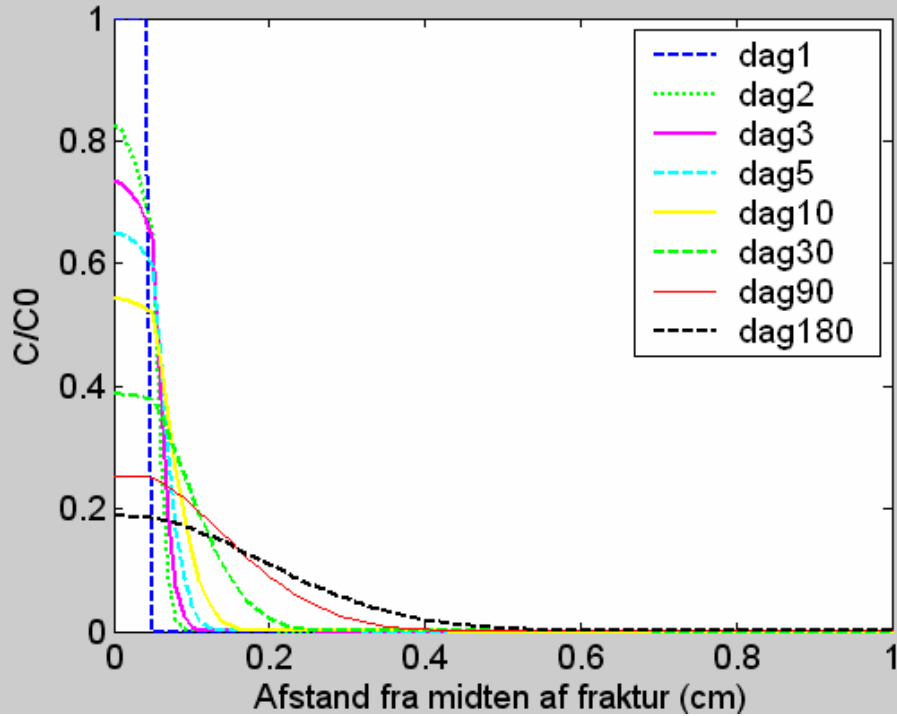


Figur 1: Beregnede uranine profiler i moræneler.

damin B Vadsbyvej 1 mm fraktur 30 cm afstand høj p-værd



damin B Vadsbyvej 1 mm fraktur 30 cm afstand høj p-værd



Figur 2: Beregnede rhodamine B profiler i moræneler.

Bilag H
Indflydelse af tracere på
reduktiv dechlorering. Inhiberingsforsøg

BILAG H

Undersøgelse af toksiciteten af farvestofferne uranine og rhodamine WT samt bromid på bakterier af typen *Dehalococcoides*.

Baggrund

Til undersøgelse af fraktureringsudbredelsen i forbindelse med oprensning vha. stimuleret anaerob dechlorering på Regnvandsbassinet, Glostrup skal anvendes to fluorescerende farvestoffer uranine og rhodamine WT samt sporstoffet bromid. På grund af matrix diffusion samt relative høje detektionsgrænser i forbindelse med måling af de fluorescerende stoffer vil det være nødvendigt at tilsætte stofferne i meget høje koncentrationer (>10.000 mg/L). I forbindelse med oprensningen ønskes det at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier af typen *Dehalococcoides* ved tilsætning af donor via de dannede frakturer. Det ønskes derfor undersøgt, hvorvidt høje koncentrationer af uranine, rhodamine WT samt bromid virker hæmmende på anaerob dechlorering.

Formål

Formålet med forsøget er at undersøge om tilsætning af uranine, rhodamine WT samt bromid i høje koncentrationer har en toksisk virkning på anaerob dechlorering af trichlorethen (TCE) ved anvendelse af en bakteriekultur indeholdende bakterier af typen *Dehalococcoides ethenogens*.

Forsøgsopsætning

Laboratorieforsøgene er udført som batchforsøg i 120 mL serumflasker med butylgummi propper og alu caps. Til alle flasker er tilsat 100 mL anaerob medium indeholdende laktat som elektrondonor i en koncentration på 3mM = 270 mg laktat/L. Det anaerobe medium indeholder desuden en række essentielle makro- og mikronæringsstoffer. TCE er tilsat i en startkoncentration på ca. 1500 µg/L, da denne koncentration vil sikre dannelse af nedbrydningsprodukter i målbare koncentrationer. Til alle flasker er tilsat en blandingskultur (KB1TM) indeholdende bakterier af typen *Dehalococcoides ethenogens*. Bakteriekulturen KB1TM består af en blandingskultur af naturligt forekommende mikroorganismer, der er isoleret og naturligt selekteret fra en TCE-forurenede lokalitet i USA. Udover bakterier af typen *Dehalococcoides ethenogens* indeholder kulturen omkring 15 andre bakteriearter bl.a. acetogene og sulfatreducerende bakterier. Bakteriekulturen har en celledensitet på ca. 10⁸ til 10⁹ celler/mL. Til hver forsøgsflaske er tilsat 1 mL, svarende til en startkoncentration på ca. 10⁷ til 10⁸ celler/mL, hvilket forventes at medføre en relativ hurtig nedbrydning dvs. fuldstændig dechlorering til ethen indenfor 3 til 4 uger.

De to fluorescerende farvestoffer uranine og rhodamine WT samt sporstoffet bromid er tilsat i to koncentrationer (1.000 og 10.000 mg/L), derudover er også testet en blanding af uranine og rhodamine WT. Tabel 1 viser opsætningen af forsøgene. Alle forsøg blev udført i duplikater og ved en temperatur på 22°C. Der er udtaget prøver til analyse for chlorerede ethener samt ethen og ethan straks efter opsætning af forsøgene.

Vandprøver til analyse for chlorerede ethener samt ethen og ethan er analyseret på en gaschromatograf udstyret med et massespektrometer (GC-MS). De målte vandkoncentrationer er derefter omregnet til totale masser i mol, hvorved der tages højde for de forskellige stoffers molvægte. Ved opstilling af massebalance for de chlorerede stoffer er koncentrationerne korrigeret for volumenændringer i gas og væskefase som følge af udtag af vand- og gasprøver. Der er i behandlingen af data dog ikke taget hensyn til den mængde af stof, der fjernes i forbindelse med prøvetagningen.

Table 1. Opsætning af batchforsøg til undersøgelse af effekten af tracere (uranine, rhodamine WT samt bromid) på anaerob dechlorering.

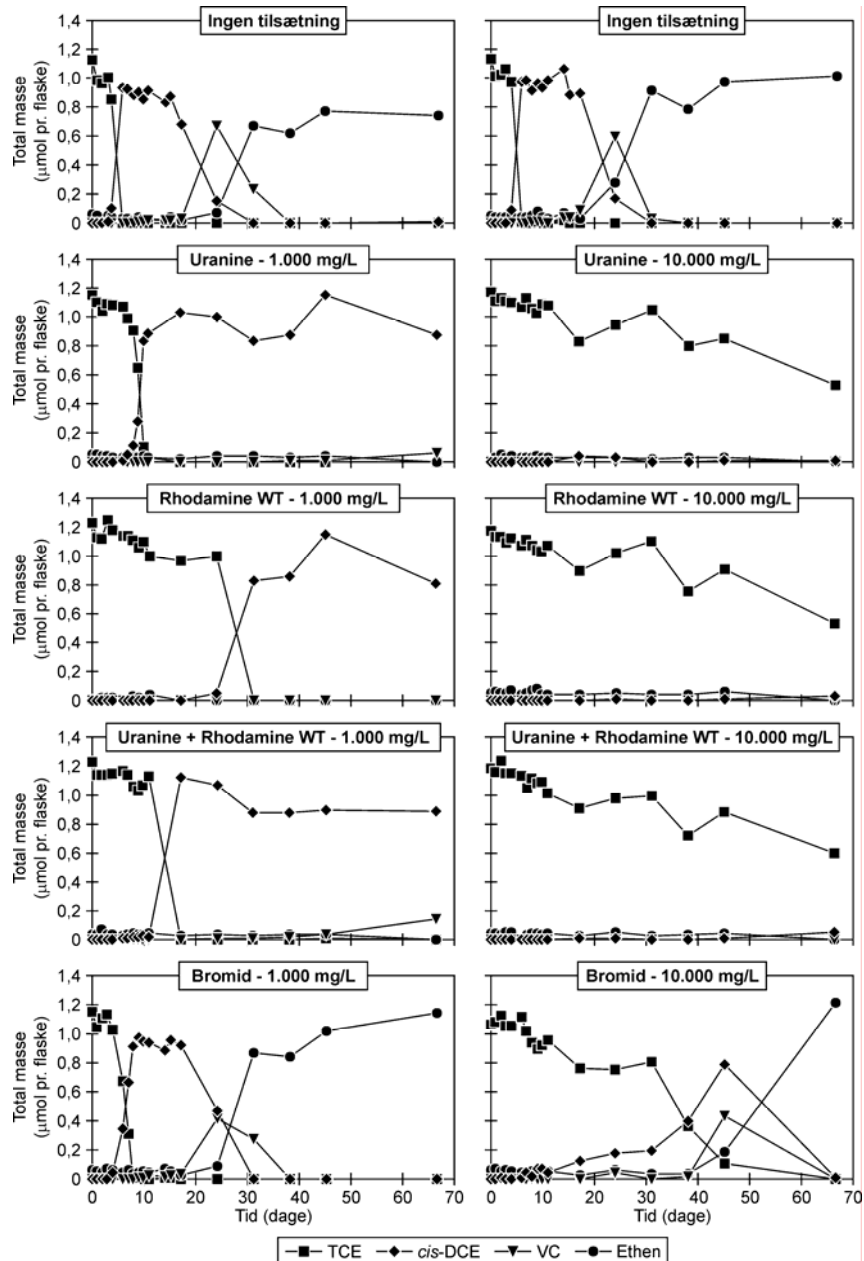
Batch nr.	Stof tilsat	Vandkonc. (mg/L)	Antal flasker
1,2	Ingen tilsætning	0	2
3,4	Uranine	1.000	2
5,6	Uranine	10.000	2
7,8	Rhodamine WT	1.000	2
9,10	Rhodamine WT	10.000	2
11,12	Uranine + rhodamine WT	2*1.000	2
13,14	Uranine + rhodamine WT	2*10.000	2
15,16	Bromid	1.000	2
17,18	Bromid	10.000	2
Totale antal flasker			18

Nedbrydning af klorerede ethener i laboratorieforsøg ved tilstedeværelse af diverse tracere.

Figur 1 viser nedbrydningskurver for TCE for udvalgte forsøg med og uden tilsætning af tracere. I forsøg uden tilsætning af tracere ses fuldstændig dechlorering af TCE til ethen via *cis*-DCE og VC inden for ca. 40 dage. Nedbrydningen af TCE til *cis*-DCE ses at starte efter en kort lagfase på 3-5 dage. Af de udførte forsøg fremgår det, at nedbrydningen af TCE forløber hurtigere end nedbrydningen af *cis*-DCE, hvilket medfører akkumulering af *cis*-DCE. Endvidere ses, at vinylklorid nedbrydes relativt hurtigt sammenlignet med *cis*-DCE, da der ses dannelse af vinylklorid og ethen samtidig med, at der foregår nedbrydning af *cis*-DCE. Dette nedbrydningsforløb er i overensstemmelse med andre forsøg udført med bakteriekulturen KB1TM, hvor nedbrydningen af *cis*-DCE til vinylchlorid er fundet at være det hastighedsbegrænsende trin, mens omsætning af vinylchlorid til ethen var relativt hurtig /1-4/.

Tilsætning af uranine og rhodamine WT ses at have en kraftig hæmmende effekt på dechloreringen. I forsøg tilsat fluorescens i en koncentration på 1.000 mg/L ses en væsentlig længere lagfase (7-24 dage) før der ses dechlorering af TCE til *cis*-DCE sammenlignet med forsøg uden tilsætning af farvestoffer, hvor der ses dechlorering af TCE allerede på dag 3-4. Endvidere ses kun dechlorering af TCE til *cis*-DCE. I enkelte forsøg ses begyndende dechlorering af *cis*-DCE til VC ved forsøgets afslutning dvs. efter ca. 60-70 dage. Ved tilsætning af fluorescens i koncentrationer på 10.000 mg/L ses ikke væsentlig dechlorering af TCE inden for forsøgets længde på 66 dage.

Af de udførte forsøg tilsat bromid fremgår det, at tilsætning af bromid i en koncentration på 1.000 mg/L ikke har nogen effekt på den anaerobe dechlorering, idet nedbrydningsforløbet er sammenligneligt med forsøg uden tilsætning af sporstoffer. Ved tilsætning af bromid i koncentrationer på 10.000 mg/L ses hæmning af dechloreringen af TCE, idet der ses en forlænget lagfase på ca. 10 dage og efterfølgende en relativ langsom dechlorering af TCE til *cis*-DCE. Dernæst ses dog relativ hurtig dechlorering af *cis*-DCE til VC og ethen, hvilket indikerer, at bakterierne kan reaktiveres efter en kortere periode med høje koncentrationer af bromid. På dag 66 ses der fuldstændig dechlorering til ethen.



Figur 1. Anaerob dechlorering af TCE ved tilsætning af diverse tracere i batchforsøg tilsat bakterier af typen *Dehalococcoides*.

Sammenfatning og vurdering

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg kan følgende konklusioner drages:

- Tilsætning af de to fluorescerende stoffer uranine og rhodamine WT i en koncentration på 1.000 mg/L har en kraftig hæmmende effekt på dechloreringen af TCE. Ved tilsætning af uranine og rhodamine WT i en koncentration på 10.000 mg/L ses fuldstændig hæmning.
- Tilsætning af bromid i en koncentration på 1.000 mg/L ses ikke at have nogen effekt på anaerob dechlorering. Tilsætning af bromid i en højere koncentration på 10.000 mg/L ses derimod indledningsvis at hæmme anaerob dechlorering. Forsøgene tyder dog på, at de dechlorerende bakterier efter en periode kan genvinde deres dechlorerende evne.

På baggrund af de udførte nedbrydningsforsøg er det besluttet ikke at injicere tracer i forbindelse med donorinjektion via frakturer, da dette sandsynligvis vil have en kraftig hæmmende effekt på de naturligt tilstedeværende dechlorerende bakterier. I stedet er det besluttet at udføre to testfelter på lokaliteten, hvor tracer kun injiceres i det ene testfelt med formålet at studere frakturudbredelsen, mens der injiceres donor via de dannede frakturer i det andet testfelt med formålet at studere stimulering af anaerob dechlorering.

Referencer

- /1/ Major, D., E. Edwards, P. McCarty, J. Gossett, E. Hendrickson, F. Loeffler, S. Zinder, D. Ellis, J. Vidumsky, M. Harkness, G. Klecka og E. Cox. 2002. A Response to Environment vs. Bacteria or Let's Play, "Name that Bacteria" by E. K. Nyer, F. Payne and S. Suthersan. Ground Water Monitoring & Remediation
- /2/ Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening. Sortebrovej, Tommerup. Fyns Amt. November 2004.
- /3/ Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering ved oprensning af grundvandsforurening. Middelfartvej, Odense. Fyns Amt. August 2004.
- /4/ Jørgensen, T.H., Scheutz, C., Durant, N.D., Cox, E., Jacobsen, R., og Bjerg, P.L. 2006. Teknologiprojekt vedr. belysning af stimuleret in-situ reduktiv deklorering som afværgemetode. Fase 2. Arbejdsrapport. Miljøstyrelsen.

Bilag I
Beregning af tracermængder og -koncentration

Opskrift til blanding af tracere

Glostrup Regnvandsbassin

Der skal injiceres 150 liter i 1 niveau (1,5-2,5 mut)

De viste mængder med gråt skal blandes sammen

Navn	Form	Nødvendig mængde aktiv stof der skal opløses i 150 l færdig tracerblanding for at opnå 10.000 mg-aktivstof/l	Procent Aktiv Stof i produkt	Nødvendig mængde produkt i den leverede form	Densitet af produkt i den leverede form	Volumen af den nødvendige mængde
(-)	(-)	(kg)	(%)	(kg-produkt)	(kg/l)	(l)
Bromid 0)	Salt	1,5	77	1,9	0,65	3,0
Uranine	Væske	1,5	40	3,8	1,27	3,0
Rh. WT	Væske	1,5	45	3,3	1,13	2,9
Optisk hvidt 1)	Væske	1,33	20	6,7	1,16	5,7
Brilliant Blue 2)	Væske	0,25	8,5	2,9	1	2,9
<i>Samlet volumen af enkelt tracere</i>						17,6
<i>Nødvendigt volumen af vand til blandingen</i>						132,4
<i>I alt blanding af tracere og vand</i>						150,0

Note 0) Der tilsættes NaBr (Na MW=23, Br MW=81 -->NaBr MW=104). Br⁻ ionen udgør ca 77% (81/104) af den tilsatte NaBr masse.

Note 1) Der er kun 20kg UVITEX (optisk hvidt) totalt, hvorfor vandkoncentration af UVITEX kun bliver 8867 mg/l.

Note 2) Brilliant Blues (methylenblåt) densitet kendes ikke præcist men indholdet af selve farvestoffet (aktiv stof) er ca. 8,5%

Da det består af 60 % vand og 35% propylenglycol (rho=1.0 kg/l) er densitet på 1.0 kg/l et rimeligt estimat

Den nødvendige mængde aktiv stof er beregnet ud fra den skønnede densitet og ønsket om at tilsætte 1l Brilliant Blue pr. 50 l tracerblanding

Glostrup Regnvandsbassin PF2: Tracer

For denne lokalitet tages der udgangspunkt i de skønnede mængder af tracer der skal injiceres, idet traceren opblandes i vand og injiceres. Der injiceres over et 1m langt interval (1,5-2,5 m.u.t.) og der antages at stoffet bliver fordelt homogent inden for en afstand af 4 m (ROI) fra injektionsboringen.

Jordtype	Dybde	Vand	Jordvolumen	Jordvægt	Porevand
(-)	(mut)	(l)	(m ³)	(tons)	(m ³)
Gytje	1,5-2,5	150	50	60,5	43,2

Injicerede koncentrationer

Jordtype	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid	Brilliant Blue
(-)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Gytje	7000	8000	7000	10000	7000

Masse i jorden

	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid	Brilliant Blue
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)
	1,05	1,2	1,05	1,5	1,05
i alt	1,05	1,2	1,05	1,5	1,05

Koncentration i jorden (mg/kg)

(-)	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid	Brilliant Blue
Gytje	17	20	17	25	17

Koncentration i porevand (mg/l)

(-)	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid	Brilliant Blue
Gytje	24	28	24	35	24

Bilag J
Beregning af substratbehov

BILAG J BEREGNING AF SUBSTRATBEHOV

Til vurdering af den nødvendige substratmængde til injektion i testfelt 1 ved fraktureringsforsøget, er der foretaget en beregning af det støkiometriske substratbehov inden for det forventede påvirkede jordvolumen, baseret på de målte indhold af chlorerede ethener samt uorganiske elektronacceptorer.

Beregningen er foretaget efter retningslinierne i "Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents, Appendix C. AFCEE, NAVFAC, ESTCP. August 2004".

Beregningen er foretaget med udgangspunkt i en forventet influensradius på 4 meter samt frakturering i et enkelt felt i tre niveauer med geologien gytje 1-3 m.u.t. og silt 3-4 m.u.t. Der er beregnet et substratbehov for hver af de tre fraktureringsintervaller (1-2, 2-3 og 3-4 m.u.t.).

Der er ved beregningerne fundet følgende substratbehov:

1-2 m.u.t.: 509 kg protamylasse = 425 liter (densitet er 1,2 kg/l)

2-3 m.u.t.: 234 kg protamylasse = 195 liter

3-4 m.u.t.: 207 kg protamylasse = 172 liter

Pga. at geologien i testfeltet er ukonsolideret, blev det umiddelbart forud for fraktureringen besluttet ikke at frakturere og injicere i det øverste interval 1-2 m.u.t. Idet det injicerede substrat forventes at fordele sig opad i retning mod terræn, blev det besluttet at injicere det samlede beregnede volumen (ca. 800 liter substrat) fordelt på de 2 intervaller 2-3 m.u.t. og 3-4 m.u.t.

Der blev injiceret ca. 425 liter (509 kg) i intervallet 3-4 m.u.t. og ca. 375 liter (450 kg) i intervallet 2-3 m.u.t.

Beregningerne og forudsætningerne herfor fremgår af de følgende tabeller.

Forudsætninger for beregning af substratbehov

Areal:	50 m ²	Antager influensradius (ROI) på 4 m
Behandlingsområde	8 m lang 8 m bred 3 m tyk	Heraf 2 m gytje 1 m silt
Design periode	1 år	antaget varighed af substrat ??
Horisontal gradient	0	der forventes minimal horisontal gennemstrømning i gytjen/siltlaget
Horisontal porevandshastighed	0 m/år	der forventes minimal horisontal gennemstrømning i gytjen/siltlaget
Total porøsitet i gytje	0,86	jf. GEO forsøg /ref.1/
effektiv porøsitet i gytje	0,2	? Skøn
Total porøsitet i silt	0,45	jf. GEO forsøg /ref.1/
effektiv porøsitet i silt	0,2	? Skøn
bulk densitet, gytje	1,21 kg/l	jf. GEO forsøg /ref.1/
bulk densitet, silt	1,92	jf. GEO forsøg /ref.1/
foc	1 ‰	? Skøn
Total volumen	150 m ³	
ét porevolumen	108,5 m ³	
Gennemstrømmende porevand	0 m ³ /år	der forventes minimal gennemstrømning i gytjen/siltlaget
Mængde jord	217 tons	

/ref. 1/: Københavns Amt. Glostrup regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Dimensioneringsundersøgelser til stimuleret reaktiv dechlorering. Datarapport. 27. april 2005. NIRAS.

Lag 1: 1 m gytje (1-2 m.u.t.)

Beregning af behandlingsområdets totale substratbehov jf. Appendix C i Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. August 2004

De indsatte koncentrationer er målt i G12 (vandprøver udtaget 26/8-2005), kontrolleret med baseline-vandprøver fra T1-T4.

Sulfat-koncentrationen er korrigeret i hht. T3ø og T2ø

Beregningerne er foretaget dels ud fra de opløste vandkoncentrationer og deraf beregnede sorberede indhold (A), og dels pba. de målte totalkoncentrationer i KM0 (B)

Porevolumenet i lag 1 er 43 m³

Mængde jord i lag 1 er 60,5 tons

Mængde vandfase = konc*(porevand + gennemstrømmende porevand)= Cvand*43 m³

(A): Basis:
vandkonc.

(B): Basis:
Jordkonc. KM0

Vandfase uorganiske elektronacceptorer

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)	
Ilt	0	0	7,9	0	0	
Nitrat	0	0	10,2	0	0	
Sulfat	966	41,5	10,6	3,92	3,92	
CO2 (som produceret CH4)	10	0,43	5,5	0,08	0,08	konc er skønnet

Fastsiddende elektronacceptorer

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)	
Mangan (som prod MnII)	20	0,86	27,5	0,031	0,031	konc er skønnet
Jern (som prod FeII)	10	0,43	55,9	0,008	0,008	konc er skønnet
Jern (som reducerbart Fe(III) i moræneler)	207	12,5235	55,9	0,224	0,224	

Opløste CAH

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	0,003	0,0001	20,6	6,26214E-06	
TCE	1,1	0,0473	21,7	0,0022	
cDCE	4,2	0,1806	24	0,0075	
VC	0,98	0,0421	31	0,0014	

Sorberede CAH

	Koc (l/kg)	konc (mg/kg)	Cjerd=Koc*foc*Cvand	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	263	0,000789	0,0000	20,6	2,31721E-06
TCE	107	0,1177	0,0071	21,7	0,0003
cDCE	42	0,1764	0,0107	24	0,0004
VC	3	0,00294	0,0002	31	5,73774E-06

Total CAH fra kerneanalyser - max total

	konc (mg/kgTS)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	0,000	0,0000	20,6		0
TCE	0,038	0,0023	21,7		0,0001
cDCE	199,105	12,0458	24		0,5019
VC	11,142	0,6741	31		0,021745608

Samlet H2-behov

4,3 4,8 kg H2

H2-behov med sikkerhedsfaktor 5x

21,4 23,9 kg H2

Mængde melasse

(~complexed sugars, jf. tabel C6 i Principles & Practices) omregningsfaktor 0,047

454 509 kg melasse

Lag 2: 1 m gytje (2-3 m.u.t.)

Beregning af behandlingsområdets totale substratbehov jf. Appendix C i Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. August 2004

De indsatte koncentrationer er målt i G12 (vandprøver udtaget 26/8-2005), kontrolleret med baseline-vandprøver fra T1-T4.

Beregningerne er foretaget dels ud fra de opløste vandkoncentrationer og deraf beregnede sorberede indhold (A), og dels pba. de målte totalkoncentrationer i KM0 (B)

Porevolumenet i lag 2 er 43 m³

Mængde jord i lag 2 er 60,5 tons

Mængde vandfase = konc*(porevand + gennemstrømmende porevand)= Cvand*43 m³

(A): Basis: vandkonc. (B): Basis: Jordkonc. KM0

Vandfase uorganiske elektronacceptorer

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)		H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
			behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)		
Ilt	0	0	7,9	0	0	0
Nitrat	0	0	10,2	0	0	0
Sulfat	330	14,2	10,6	1,34	1,34	1,34
CO2 (som produceret CH4)	10	0,43	5,5	0,08	0,08	0,08 konc er skønnet

Fastsiddende elektronacceptorer

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
Mangan (som prod MnII)	20	0,86	27,5	0,031	0,031 konc er skønnet
Jern (som prod FeII)	10	0,43	55,9	0,008	0,008 konc er skønnet
Jern (som reducerbart Fe(III) i moræneler)	207	12,5235	55,9	0,224	0,224

Opløste CAH

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	0,003	0,0001	20,6	6,26214E-06	
TCE	1,1	0,0473	21,7	0,0022	
cDCE	4,2	0,1806	24	0,0075	
VC	0,98	0,0421	31	0,0014	

Sorberede CAH

	Koc (l/kg)	konc (mg/kg)	Cjerd=Koc*foc*Cvand	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	263	0,000789	0,0000	20,6	2,31721E-06
TCE	107	0,1177	0,0071	21,7	0,0003
cDCE	42	0,1764	0,0107	24	0,0004
VC	3	0,00294	0,0002	31	5,73774E-06

Total CAH fra kerneanalyser - max total

	konc (mg/kgTS)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	0,000	0,0000	20,6	0	0
TCE	0,038	0,0023	21,7	0,0001	0,0001
cDCE	199,105	12,0458	24	0,5019	0,5019
VC	11,142	0,6741	31	0,21745608	0,21745608

Samlet H2-behov

1,7 2,2 kg H2

H2-behov med sikkerhedsfaktor 5x

8,5 11,0 kg H2

Mængde melasse

(-complexed sugars, jf. tabel C6 i Principles & Practices) omregningsfaktor 0,047

180 234 kg melasse

Lag 3: 1 m gytje (3-4 m.u.t.)

Beregning af behandlingsområdets totale substratbehov jf. Appendix C i Principles and Practices of Enhanced Anaerobic Bioremediation of Chlorinated Solvents. August 2004

De indsatte koncentrationer er målt i G12 (vandprøver udtaget 26/8-2005), kontrolleret med baseline-vandprøver fra T1-T4.

Beregningerne er foretaget dels ud fra de opløste vandkoncentrationer og deraf beregnede sorberede indhold (A), og dels pba. de målte totalkoncentrationer i KM0 (B)

Porevolumenet i lag 3 er 22,5 m³ Mængde jord i lag 3 er 96 tons

Mængde vandfase = konc*(porevand + gennemstrømmende porevand)= Cvand*22,5 m³

(A): Basis: vandkonc. (B): Basis: Jordkonc.

Vandfase uorganiske elektronacceptorer

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
Ilt	0	0	7,9	0	0
Nitrat	0	0	10,2	0	0
Sulfat	330	7,4	10,6	0,70	0,70
CO2 (som produceret CH4)	10	0,23	5,5	0,04	0,04 konc er skønnet

Fastsiddende elektronacceptorer

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
Mangan (som prod MnII)	20	0,45	27,5	0,016	0,016 konc er skønnet
Jern (som prod FeII)	10	0,225	55,9	0,004	0,004 konc er skønnet
Jern (som reducerbart Fe(III) i moræneler)	207	19,8720	55,9	0,355	0,355

Opløste CAH

	konc (mg/l)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	0,003	0,0001	20,6	3,2767E-06	
TCE	1,1	0,0248	21,7	0,0011	
cDCE	4,2	0,0945	24	0,0039	
VC	0,98	0,0221	31	0,0007	

Sorberede CAH

	Koc (l/kg)	konc (mg/kg)	Cjord=Koc*foc*Cvand	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	263	0,000789	0,0001	20,6	3,67689E-06
TCE	107	0,1177	0,0113	21,7	0,0005
cDCE	42	0,1764	0,0169	24	0,0007
VC	3	0,00294	0,0003	31	9,10452E-06

Total CAH fra kerneanalyser - max total

	konc (mg/kgTS)	Mængde (kg)	Støkiometrisk H2-behov (wt/wt H2)	H2-behov (kg)	H2-behov (kg)
PCE	0,000	0,0000	20,6	0	
TCE	0,038	0,0036	21,7	0,0002	
cDCE	199,105	19,1140	24	0,7964	
VC	11,142	1,0697	31	0,03450543	

Samlet H2-behov

1,1 1,9 kg H2

H2-behov med sikkerhedsfaktor 5x

5,6 9,7 kg H2

Mængde melasse

(~complexed sugars, jf. tabel C6 i Principles & Practices) omregningsfaktor 0,047

120 207 kg melasse

Tabel 1. Samenstelling Protamylasse

Samenstelling	mg/l product
Totaal fosfor	6.400
Totaal zwavel	12.000
Totaal stikstof = total nitrogen	32.000
Ruw eiwit <i>rough protein</i>	199.000
Aminozuren	147.000
Suikers:	
Fructose	31.000
Glucose	31.000
Sacharose	61.000
Organische zuren:	
Azijnzuur	3.500
Melkzuur	11.000
Oxaalzuur	5.200
Appelzuur	31.000
Citroenzuur	62.000
Kationen:	
Kalium	80.000
Magnesium	4.100
Calcium	580
Natrium	580
Ammonium	3.500
Anionen:	
Chloride	4.100
Nitraat	1.740
Sulfaat	18.000
Fosfaat	20.300

TOC (total organic carbon) = 210.000 mg/l

Bilag K
Dokumentation vha. fluorescerende tracere.
Håndtering af kerneprøver i laboratorium

BILAG K

NOTAT

KØBENHAVNS AMT

DOKUMENTATION VHA. TRACERE

1.0 Indledning

Med henblik på vurdering af effektiviteten af pneumatisk frakturering i gytje er udtaget (fotograferet og analyseret) kerneprøver før og efter udførelsen af pneumatisk frakturering med tracerinjektion på lokaliteten Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup.

Dette notat beskriver håndteringen af sedimentkerner og vandprøver udtaget på lokaliteten, i december 2005. Kernerne samt vandprøver er udtaget før og efter, der den 7. - 8. december 2005 er foretaget pneumatisk frakturering på lokaliteten. I forbindelse med fraktureringen af testfelt 2 (PF2) den 8. december 2005 er der injiceret en tracerblanding bestående af de fluorescerende tracere uranine, rhodamine WT og optisk hvidt, methylenblåt (brilliant blue) og bromid. Den påtænkte koncentration af hvert af de injicerede stoffer var ca. 10.000 mg/L ved injiceringen. Ved hjælp af visuelle analyser (gennem fotografering) samt kvantitative analyser af udtagne delprøver fra sedimentkerner samt vandprøver ønskes det at kortlægge sprækkesystemet, opnået ved fraktureringen. I dette notat præsenteres opnåede fluorescens og bromidresultater, både for vandprøver og sedimentkerner.

Håndtering og fotografering af kerner samt analyser af fluorescerende tracere og bromid i vandprøver er udført på Institut for Miljø & Ressourcer, DTU.

I bilag B findes en situationsplan over lokaliteten, hvor placering af undersøgelsespunkter (kerner, boringer og sugeceller) er markeret.

2.0 Metoder

2.1 Udtagning af delprøve af injiceret tracerblanding

Efter blanding af alle tracere i en 200L tønde og recirkulation af tracerblandingen for bedre opblanding er der udtaget en delprøve af denne. Delprøven er udtaget fra en spildspand, som under selve fraktureringen var opstillet under pumpen, der stod for tilføringen af tracer til boringen. Hermed bør delprøven være en repræsentativ prøve for gennemsnitskoncentrationen i tracerblandingen.

2.3 Udtagning af kerner på Glostrup Regnvandsbassin, Glostrup

I tabel 1 forefindes en oversigt over de udtagne kerner, med udtagningstidspunkt, dybdeinterval m.m. KF0 er en kontrolkerne som er udtaget inden den pneumatiske frakturering, og hermed inden injiceringen af tracer, er foretaget. Kernerne KF1 og KF2 er udtaget umiddelbart efter fraktureringen.

Tabel 1: Oversigt over kerner udtaget på Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej, Glostrup, dec. 2005.

Kerne	Udtaget dato	Tidsinterval (Ca.)	Dybdeinterval [m.u.t.]	Antal geoproberør
KF0	02.12.05	12 - 14	1 - 5	4
KF1	08.12.05	20 - 22	0 - 4	4
KF2	08.12.05	22 - 24	0 - 4	4

2.4 Håndtering af kerneprøver i laboratoriet

Kernerne er udtaget med geoprobe i geoproberør (PVC-liner og ø38mm) af NIRAS og umiddelbart herefter fragtet til Institut for Miljø & Ressourcer, DTU, hvor de er opbevaret på køl ved 10 °C indtil opskæring. I tabel 2 er opstillet en oversigt over håndteringen af de enkelte kerner.

Tabel 2: Oversigt over håndtering af kerner.

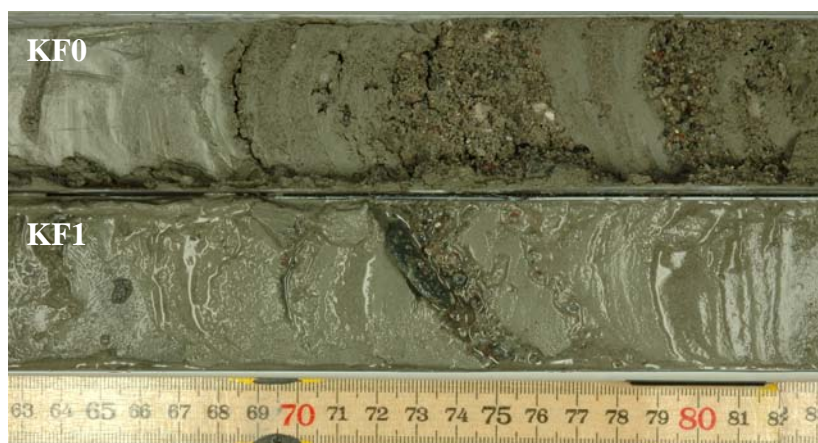
Kerne	Dybde [m.u.t.]	Fotografering	Delprøvetagning		Geologisk beskrivelse
			Fluorescerende tracere	Bromid	
KF0	1 - 5	✓	✓	✓	✓
KF1	0 - 4	✓	✓	✓	✓
KF2	0 - 4	✓	✓	✓	✓

Tidsplan for håndtering af kerner findes i bilag K1.

Geoproberørene er opskåret på langs, således at de deles i to lige store stykker (se bilag K2). Med en kniv skæres kernen herefter igennem og halvdelene vippes forsigtigt fra hinanden sammen med den tilhørende halvdel af geoproberøret. Den ene

halvdel benyttes til fotografering og geologisk beskrivelse, mens den anden halvdel benyttes til delprøvetagningen. Kernen, hvorfra der udtages delprøver, har således ikke været udsat for lys fra fotograferingen, hvormed risikoen for nedbrydning af uranine ved udsættelse for lys er minimeret. Bund og top markeres, og kernerne pakkes forsigtigt ind i stanniol og opbevares i kølerum ved 10 °C indtil videre håndtering.

Fotografering af kernerne er foretaget med kameraindstillinger og opstilling som beskrevet i bilag D. Ved fotografering af kernerne KF1 og KF2 er kontrolkernen (KF0) fra den tilsvarende dybde placeret ved siden af kernerne udtaget efter fraktureringen. På den modsatte side af kernen udtaget efter fraktureringen er vist en tommestok, som er placeret med begyndelsen ved kernens top (se figur 1 og bilag K3).



Figur 1: Billede af fotoopstilling af kerner. Øverst ses kernen KF0 2-3 m.u.t, mens kerne KF1 2-3 m.u.t. ses i midten. Nederst er placeret tommestok til angivelse af afstand fra toppen af kernen.

Der er først foretaget fotografering under UV-lys og herefter med almindelige spots. Hermed har kernerne ikke været udsat for unødigt belysning inden fotograferingen under UV-lys og hermed inden en vurdering af tracernes fluorescens foretages. Fotos af kernerne er redigeret ved brug af redigeringsprogrammet Nikon Capture 4.0 (som beskrevet i bilag D).

Efter fotograferingen af en hel kerne (dvs. f.eks. fra 0 - 4 m.u.t. for KF1), er der udvalgt områder omkring de fundne sprækker, hvorfra der er udtaget delprøver til analyse for de fluorescerende tracere uranine og rhodamine WT samt bromid. Der er udtaget delprøver fra samtlige KF0-delkerner, KF1 1-2 og 2-3 m.u.t. samt KF2 2-3

m.u.t.. Delprøvetagningen af prøver til analyse for fluorescerende tracere og bromid er foretaget på den kernehaldel, som siden opskæringen har ligget mørkt i kølerum.

Der er foretaget delprøvetagning af alle KF0-kernerne med en afstand af ca. 0,2 m mellem hver delprøve. For KF1 og KF2 er der ud fra fotografierne udvalgt områder omkring de mest fluorescerende områder. Der er udtaget delprøver med ca. 1 cm's mellemrum tættest på sprækken, og med gradvist længere afstand væk fra sprækken. Til delprøvetagningen for fluorescerende tracere er benyttet en lille prøvetager (se billeder fra delprøvetagningen i bilag K4). Fremgangsmåden ved delprøvetagningen er beskrevet i det følgende. En 30 mL brun medicinflaske med 20 mL 0,02 M borax inkl. låg og label vejes lige inden delprøvetagningen. Ca. 0,1 cm³ sediment udtages med lille prøvetager og overføres forsigtigt til medicinflaske. Medicinflasken vejes og omrystes til sedimentet er helt opslæmmet. Resterende håndtering inden og under analysen er beskrevet i bilag E og F. Hele delprøvetagningen foregår under UV-belysning, hvormed risikoen for nedbrydning af uranine ved udsættelse for lys er minimeret.

Delprøvetagning til bromidanalyser er udført efter delprøvetagningen af prøver til analyse for fluorescerende tracere. Delprøvetagningen er foretaget i alm. belysning og ved brug af en skarp kniv. Ca. 2 cm³ sediment skæres ud af kernen og overføres til 25 ml pyrexrør med 5 ml IC¹-eluent (forvejet). Inden analyse omrystes prøven, så sedimentet bliver helt opslæmmet og prøven sættes i roterkasse ved 15 °C i 24 timer. Prøverne tages ud af roterkassen og stilles til side indtil sedimentet er bundfældet. Herefter dekanteres vandfasen over i et centrifuge glas og der tilsættes 25 µL 10 g/L NaCl-opløsning (i destilleret vand). Prøverne centrifugeres (15 min ved 2000 rpm). Væsken filtreres gennem et 0,45 µm (25 mm) Pall Life Science nylonfilter (HPLC certificeret) over i Eppendorf vial og prøverne fryses ned indtil analysen foretages. Blandt de udtagne delprøver er udvalgt hvilke af disse prøver der analyseres for bromid.

¹ Ion chromatograph

Efter fotografering samt delprøvetagning af kernerne er der udført en geologisk beskrivelse af de enkelte kerner. I bilag K5 forefindes den geologiske beskrivelse for kernerne KF0, KF1 og KF2 fra Vadsbyvej.

2.5 Håndtering af vandprøver i laboratoriet

Ved ankomsten til DTU er prøverne stillet i 10 °C mørkt kølerum, indtil prøverne er analyseret for fluorescerende tracere eller der er udtaget prøver til analyse for bromid. Skema over udtagne vandprøver på lokaliteten forefindes i bilag K6.

Forbehandling af vandprøver til analyse for fluorescerende tracers er beskrevet i bilag E. Til analyse for bromid er ca. 2 mL vandprøve filtreret gennem et 0,45 µm (25 mm) Pall Life Science nylonfilter (HPLC certificeret) over i Eppendorf vial og prøverne fryses ned indtil analysen foretages. For vandprøver med et stort indhold af suspenderede partikler er prøven centrifugeret før filtrering.

Der er udtaget kontrolvandprøver den 17. okt. 2005. Efter fraktureringen er der udtaget vandprøver i to prøvetagningsrunder, hhv. i december (22. dec. 2005) og i januar (10. jan. 2006).

2.6 Analyser

Analyserne for fluorescerende tracere i vand- og jordprøver er beskrevet i bilag E og F. Prøver til bromidanalyse analyseres på en DX-120 Ion Chromatograph fra DIONEX tilsluttet en 234 Autoinjector fra Gilson. En 3,5 mM Na₂CO₃ opløsning er anvendt som eluent. Der er benyttet standarder med bromidkoncentrationer på 0,1 – 100 mg/L. Koncentrationerne er udregnet ved brug af to standardkurver fra henholdsvis 0,1 – 1 mg/L og fra 10 – 100 mg/L. Efter analysen er data manuelt redigeret med GC Solution Analysis version 2.21.00. Til udregning af koncentrationen i jordprøverne er benyttet en vægt per jordprøve på 6 g (bilag K7).

Detektions- og kvantifikationsgrænser for analysen af fluorescerende tracere og bromid i vand- og jordprøver er opstillet i tabel 3. Begrundelse for valg af detektions- og kvantifikationsgrænser, findes i bilag K8.

Tabel 3: Detektions- og kvantifikationsgrænser for uranine, rhodamine WT og bromid (se bilag K8).

Tracer	Vandprøver [mg/L]		Jordprøver [mg/kg] ^a	
	Detektion	Kvantifikation	Detektion	Kvantifikation
Uranine	$3,58 \cdot 10^{-5}$	0,007	$2,38 \cdot 10^{-3}$	0,38
Rhodamine WT	$3,29 \cdot 10^{-4}$	0,009	0,02	0,47
Bromid	0,60	1,25	0,75	1,57

^a Estimeret ud fra en jordmængde på hhv. 0,3 g for uranine og rhodamine WT analyse og for 4 g for bromidanalyse.

2.7 Jord- og vandprøver

For at sammenligne koncentrationerne i kernerne [mg/kg] og i vandprøverne [mg/L] omregnes koncentrationerne i kernerne til porevandskoncentrationer. I beregningen tages ikke hensyn til sorption, hvorfor de angivne koncentrationer beskriver koncentrationen i porevandet, hvis alt tracer i jordprøven overføres til porevandet. For kontrolkernen KM0 udtaget d. 11. oktober 2005 (delprøvetaget d. 17. oktober 2005) er der bestemt en gennemsnitlig porøsitet af gytjeforekomsterne i Glostrup Regnvandsbassin på 0,78, mens den gennemsnitlige bulkdensitet er 1,38 kg/L (Bilag U). Hermed kan følgende formel benyttes:

$$C_p = \frac{C_s \cdot \rho_b}{n} = \frac{C_s \cdot 1,38 \text{ kg/L}}{0,78}$$

hvor;

- C_p = porevandskoncentration [mg/L]
- C_s = koncentrationen i sediment [mg/kg]
- n = porøsitet
- ρ_b = bulkdensitet [kg/L]

De udregnede porevandskoncentrationer er opstillet i appendix S og kommenteres i hovedrapporten.

3.0 Resultater

3.1 Injiceret tracerblanding

Koncentrationen af den injicerede tracerblanding er ved analyse af delprøve fundet at være ca. 7500 mg/L for uranine og 8000 mg/L for rhodamine WT (se tabel 4).

Tabel 4: Koncentration af fluorescerende tracere i injiceret tracerblanding på Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup.

Analyse	Fortynding	Konc. [mg/L]	
		Uranine	Rhodamine WT
1	40 000	7162	8034
2	100 000	7465	7998
3	200 000	7660	8330
Gns.		7429	8121

Koncentrationen af bromid i den injicerede tracerblanding er fundet til 10.396 mg/L. Således ses for alle tre tracere god overensstemmelse med det planlagte koncentrationsniveau på 10 000 mg/L.

3.2 Kerner

3.2.1 Geologisk beskrivelse

Hovedparten af de udtagne kerner er, jf. bilag K5 og K9, ikke helt intakte. Det ser ikke umiddelbart ud som om, at kernerne er komprimeret, hvorfor det antages, at kernernes længde repræsenterer det aktuelle dybdeinterval. Da det i alle kerner er den nederste del der mangler formodes det, at f.eks. KF1-kernen fra 0-1 m.u.t. er 0,41 m lang, så repræsenterer kernen dybden på 0 – 0,41 m.u.t. Kerner i et fyldt geoproberør er 1,16 meter lang. Et fyldt geoproberør repræsenterer 1 meter, f.eks. 1-2 m.u.t. i felten, hvorfor sådanne kerner er korrigeret for forskellen mellem kernelængden i geoproberøret og den aktuelle længde på 1 meter. Hermed ses ikke altid overensstemmelse mellem afstanden på den på billederne viste tommestok og den dybde (m.u.t.), der er angivet for et fluorescerende område.

Sammenlignes KF0, KF1 og KF2, ses, at KF1 og KF2 geologisk minder meget om hinanden, mens geologien af disse afviger fra KF0's geologi. Dette skyldes, at KF1 og KF2 er placeret i udkanten af regnvandsbassinet (på kanten), mens KF0 er placeret længere mod midten af regnvandsbassinet (se Bilag B). Således består KF1 og KF2 øverst af et fyldlag af sand/grus efterfulgt af lerlag, mens KF0 øverst består af gytje/leret gytje. På denne baggrund kan der ikke foretages en direkte sammenligning mellem fluorescensen af KF0-kernen og de to andre kerner.

3.2.2 Visuel dokumentation

Der er, som forventet, ikke observeret fluorescens i kontrolkernen KF0 udtaget inden fraktureringen og hermed inden injicering af tracerblandingen.

Billeder af hele KF0 og omkring områder med fluorescens i KF1 og KF2 (0-4 m.u.t.), findes i bilag K9, mens tabel 5 indeholder en oversigt over områder med tydelig fluorescens detekteret ved fotografering under UV-belysning.

Table 5: Oversigt over områder med tydelig fluorescens detekteret ved fotografering under UV-belysning i kerner fra Glostrup Regnvandsbassin. For yderligere beskrivelse se tabel i bilag K10.

Kerne	Ca. afstand fra fraktureringsboring [m]	Kerne-interval (m.u.t.)	Fluorescens detekteret	Dybde med fluorescens (m.u.t.)	Interval hvorfra der er udtaget prøver til datailstudie
KF0	8,5	1-5	-	-	
KF1	1,9	0-1	✓	0,39 – 0,42	spor
		1-2	✓	1,20 – 1,36	spor
		2-3	✓	1,41 – 1,55	tydelig
		3-4	✓	2,00 – 2,88	tydelig
KF2	2,3	0-1	-	-	
		1-2	✓	1,00 – 1,10	spor
		2-3	✓	1,30 – 1,35	tydelig
		3-4	✓	2,00 – 2,21	tydelig
				3,42 - 3,50	tydelig

Det bemærkes, at da geoprobekernerne ikke er intakte, og da der samtidig var et stort indhold af vand i rørene, har dette medført, at de fluorescerende tracere nogle steder er blevet spredt over hele kernens længde efter kernerne er udtaget. Således repræsenterer de fluorescerende områder i kernerne ikke nødvendigvis områder, hvortil der er transporteret tracer under fraktureringen, men kan også skyldes kernernes behandling efter udtagningen.

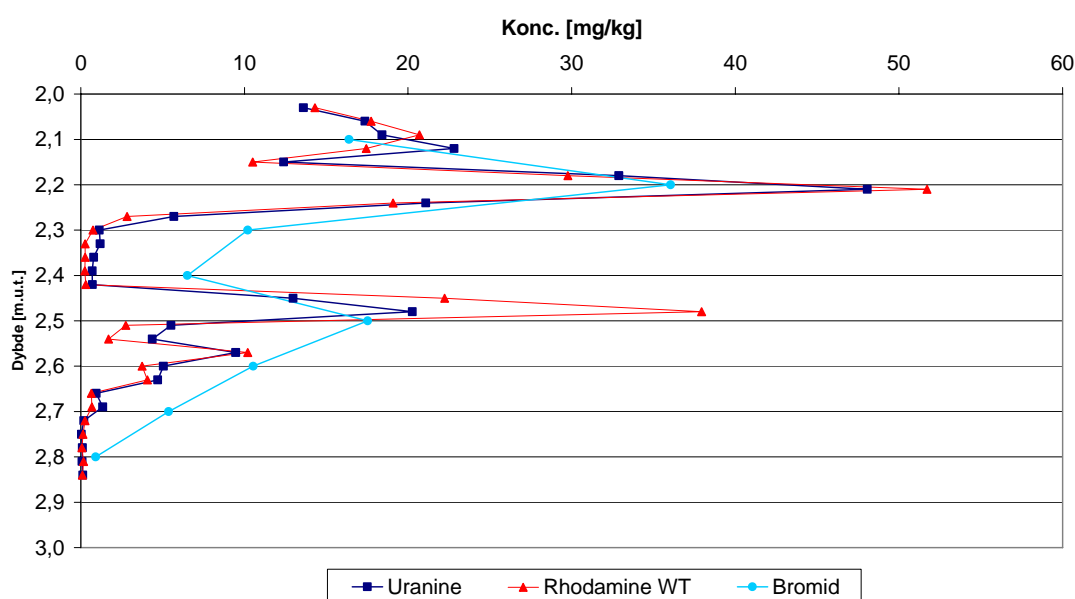
Ud fra fotografierne (bilag K9) vurderes, at der i KF1 forefindes en tydelig forekomst af tracer fra ca. 1,4 – 3,1 m.u.t., mens der i KF2 ses tydelig fluorescence fra 1,3 – 1,35 m.u.t. og fra ca. 2,0 – 2,2 m.u.t. Der er således for hver kerne tale om sammenhængende fluorescerende områder, hvilket stemmer overens med, at der kun er foretaget frakturering, og hermed injicering af tracer i ét interval (1,5 – 2,5 m.u.t.).

3.2.3 Kvantitativ dokumentation

Der er udtaget delprøver til analyse for fluorescerende tracere og bromid fra kernerne KF1 (1-2 m.u.t. (fra ca. 1,26 – 1,49 m.u.t.) og 2-3 m.u.t. (fra ca. 2,02 – 2,84 m.u.t.)), mens prøver fra KF2 (2-3 m.u.t., fra ca. 2,17 – 2,58 m.u.t.) udelukkende er analyseret for fluorescerende tracere (se tabel 5). Koncentrationerne af de fluorescerende tracere og bromid i delprøverne udtaget fra samtlige kerner er afbildet i bilag K11 og i appendix S forefindes tabeller med samtlige koncentrationer målt i delprøverne.

I kernerne udtaget efter pneumatisk frakturering er der fundet uranine koncentrationer på op til 48 mg/kg i KF1 og 1,5 mg/kg i KF2. For rhodamine WT er de tilsvarende koncentrationer 52 mg/kg i KF1 og 2 mg/kg i KF2. Omkring de fluorescerende områder er der fundet bromidkoncentrationer op til ca. 45 mg/kg i KF1. Uden for disse områder aftager bromid koncentrationerne, i overensstemmelse med forventningen om diffusion fra sprækkerne og ind i lermatrix, til koncentrationer under kvantifikationsgrænsen.

Koncentrationerne af de tre tracere uranine, rhodamine WT og bromid målt i KF1 (2 - 3 m.u.t.) er afbildet i figur 2 som et eksempel.

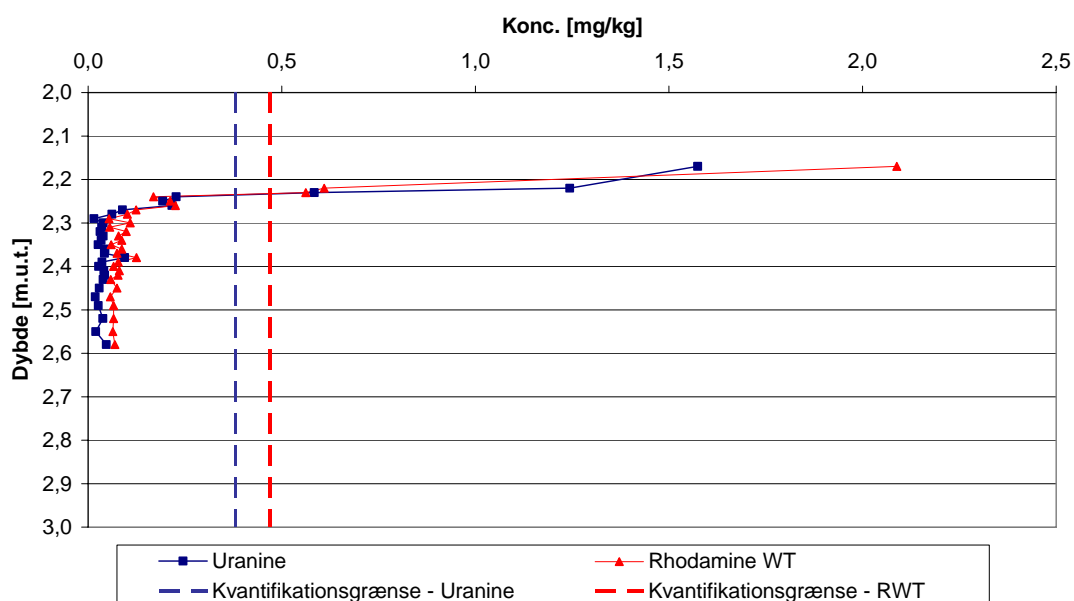


Figur 2: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF1 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin. Kvantifikationsgrænsen for hhv. uranine, rhodamine WT og bromid i jordprøver er 0,38, 0,47 og 1,57 mg/kg (se også tabel 3).

Der er ikke udtaget delprøver til analyse for bromid i præcis de samme dybder, som prøverne, der er analyseret for fluorescerende tracere, er udtaget i. Af figur 2 ses, at der forekommer forhøjede tracerkoncentrationer i to dybder, hhv. ca. 2,2 og 2,5 m.u.t. Det ses, at koncentrationsfordelingen er sammenfaldende for de tre tracere. I midten af sprækken er forekomsten af rhodamine WT højest, og der ses en tendens til, at bromidindholdet er mindst. Dette skyldes forskellen i tracernes diffusions- og sorptionsegenskaber. Således sorberer rhodamine WT mest, mens bromid sorberer mindst (bilag G). Bromid diffunderer hurtigere ind i matrix end de fluorescerende tracere, som har større molekylestruktur (bilag G). Hermed er kurven for bromid spredt mere ud (hurtigere diffusion), og der findes således bromid i en større del af

kernen end for de to andre tracere. Uranine og rhodamine WT tilbageholdes i selve sprækken ved sorption, hvilket resulterer i de observerede høje koncentrationer. Samme tendens ses lidt mere uklart for detailområdet i KF1 fra 1-2 m.u.t. (se bilag K11).

I detailområdet i KF2 fra ca. 2,2 - 2,6 m.u.t. er der, jf. figur 3, fundet meget lave koncentrationer i selve det fluorescerende område og en hurtig aftagen til koncentrationer under kvantifikationsgrænserne. Der er ikke foretaget en analyse for bromid i KF2-kernen.

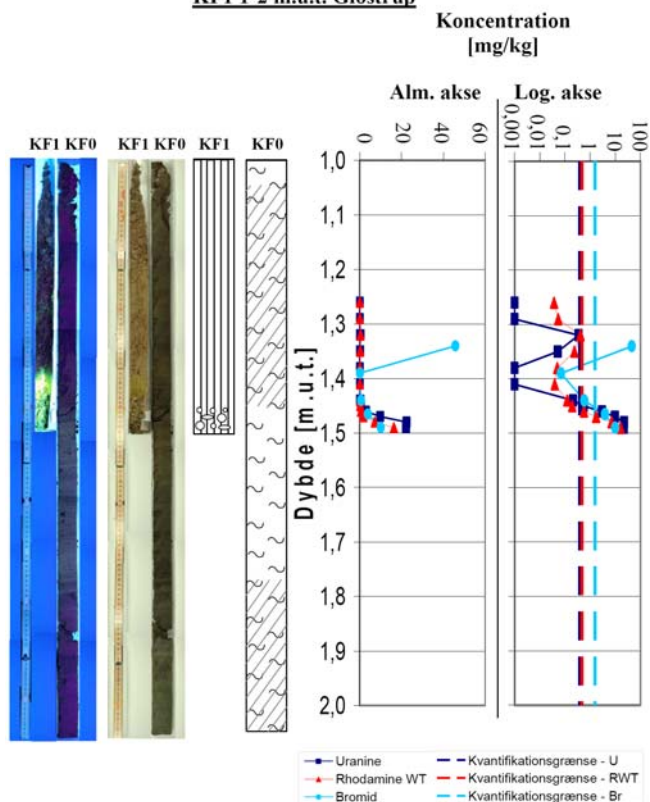


Figur 3: Koncentration af uranine og rhodamine WT i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF2 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin.

3.2.4 Sammenligning af visuelle og kvantitative resultater for kerner

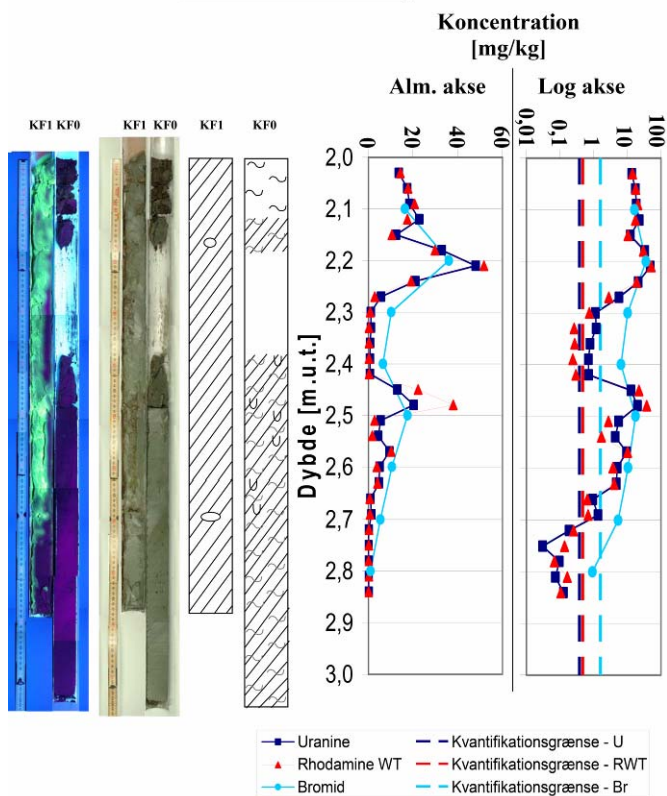
Koncentrationerne målt i delprøverne udtaget i kernerne er i figur 4, 5 og 6 (samt i bilag K12 (større figurer)) sammenlignet med fotografier af kernerne taget under almindeligt og UV-lys samt de udførte geologibeskrivelser.

KF1 1-2 m.u.t. Glostrup



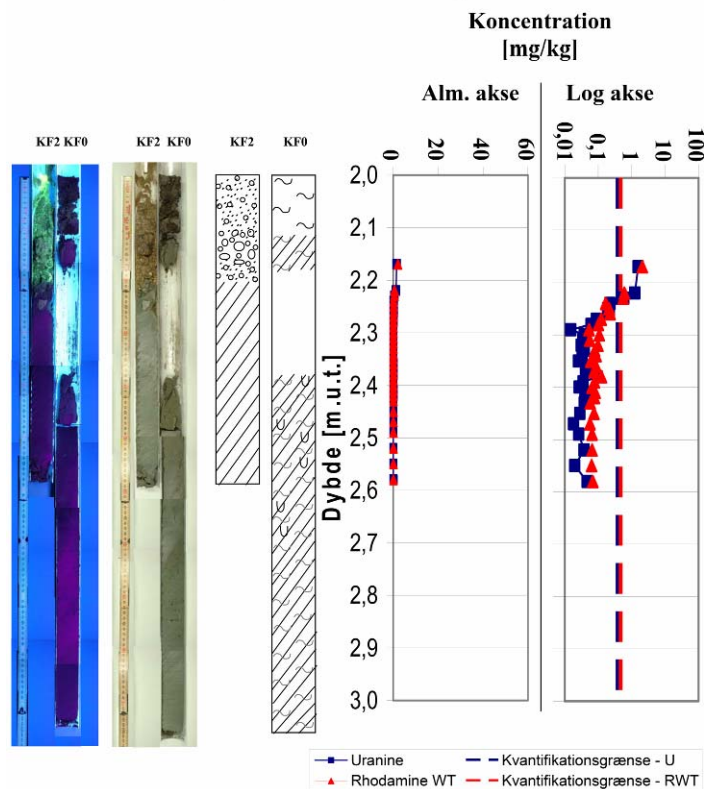
Figur 4: Kongcentration af uranine, rhodamine WT og bromid i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF1 (1-2 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin, Glostrup.

KF1 2-3 m.u.t. Glostrup



Figur 5: Kongcentration af uranine, rhodamine WT og bromid i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF1 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin, Glostrup.

KF2 2-3 m.u.t. Glostrup



Figur 6: Koncentration af uranine og rhodamine WT i delprøver udtaget fra sedimentkernen KF2 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin, Glostrup.

Den på fotografierne visuelle fluorescens i KF1 (1-2 m.u.t.), figur 4, stemmer overens med de målte koncentrationer af de fluorescerende tracere i kernen, som samlet viser en sprække i ca. 1,4 – 1,55 m.u.t. I KF1 (2-3 m.u.t.) ses på fotografierne, at hovedparten af kernen fluorescerer under UV-lys. Ud fra de analyserede delprøver ses en tendens til, at der er to sprækker (og hermed to koncentrationstoppe i figur 5), hhv. i 2,2 og 2,5 m.u.t.. Grunden til, at der visuelt kan ses fluorescens i hovedparten af kernen, også udenfor de to ”sprækker”, kan skyldes, at geoproberøret ved udtagningen ikke var helt fyldt med sediment og samtidigt havde et stort vandindhold. Som tidligere beskrevet kan dette medføre, at de fluorescerende tracere er blevet spredt i geoproberøret, efter kernen er udtaget og derfor ikke repræsenterer de reelle sprækker dannet ved pneumatisk frakturering. Hvis man ser nærmere på kernen (KF1, 2-3 m.u.t.) ses, at der ud for sprækkerne i de overskårne kerner er fluorescerende tracer over hele kernediameteren, mens der mellem ”sprækkerne” kun ses fluorescens i den ene halvdel af kernen. Dette underbygger formodningen om, at tracer er spredt til det mellemliggende område efter kernen er udtaget. I KF2 (2-3 m.u.t.) (jf. figur 6) ses en forholdsvis lav koncentration af tracer i det på fotografierne tydeligt fluorescerende område. Det fluorescerende område er beliggende i et hydraulisk ledende gruslag,

hvorigennem tracerblandingen formodes at være blevet spredt. Således vurderes det fluorescerende område at være en spække fra 2,0 – 2,2 m.u.t..

Samlet vurderes, at dokumentation ved hjælp af fotografering af kerner fra Glostrup Regnvandsbassin under UV-lys er afhængig af flere parametre. På grund af det høje vandindhold i sediment fra lokaliteten har det stor betydning for fotodokumentationen, at geoproberørerne ved udtagningen er forholdsvis fyldte med sediment, således at spredningen af tracer, efter kernerne er udtaget, mindskes. Hermed har sedimentets vandindhold samt intakte kerner stor betydning for fotodokumentationen på Glostrup Regnvandsbassin.

3.3 Vandprøver

Koncentrationerne af uranine, rhodamine WT og bromid i de udtagne vandprøver er opstillet i tabel 6 (forefindes også i appendix R).

Tabel 6: Koncentrationer af tracere i vandprøver udtaget på Glostrup Regnvandsbassin før og efter frakturering. Kontrolprøverne er udtaget den 17. oktober 2005, mens vandprøverne fra 1. og 2. runde er udtaget hhv. den 22. december 2005 og 10. januar 2006.

Prøve-ID	Dybde [m.u.t.]	Uranine [mg/L]			Rhodamine WT [mg/L]			Bromid [mg/L]		
		Kontrol	1. runde	2. runde	Kontrol	1. runde	2. runde	Kontrol	1. runde	2. runde
T1-1	3,50	u.d.	-	-	u.d.	-	-	u.d.	-	-
T2-1	3,25	u.d.	-	-	u.d.	-	-	u.d.	-	-
T3-1	3,75	u.d.	-	-	u.d.	-	-	u.d.	-	-
T3-2	2,00	u.k.	-	-	u.k.	-	-	u.d.	-	-
T4-2	1,90	0,010	-	-	0,013	-	-	u.d.	-	-
T5-1	1,80	-	1,078	0,370	-	0,339	0,167	-	3,136	u.d.
S1-1	2,35	-	8,631	21,313	-	0,505	2,715	-	70,610	79,058
S1-2	1,90	-	-	83,133	-	-	27,022	-	-	-
S2-3	1,50	-	3,897	2,506	-	0,182	0,150	-	35,792	44,679
S3-2	1,65	-	-	0,230	-	-	0,352	-	-	u.d.
S4-1	1,90	-	0,020	0,014	-	u.k.	0,015	-	u.d.	u.d.
S4-2	1,50	-	4,273	2,087	-	0,489	0,456	-	12,733	8,842

-: angiver at der ikke var vand nok i sugecellerne til udtagning af vandprøve til analyse.

Ved ingen af prøvetagningsrunderne var der vand i følgende sugeceller: S1.3, S2.1, S2.2., S3.1, hvorfor der ingen resultater er fra disse celler.

I kontrolvandprøverne udtaget før fraktureringen er alle koncentrationer, på nær vandprøve T4-2, under de respektive kvantifikationsgrænser. For rhodamine WT er koncentrationen i alle vandprøver fra runde 1 samt hovedparten fra runde 2 under 1 mg/L. Der ses en god overensstemmelse mellem forholdet mellem de tre tracere. Således ses, at bromid koncentrationen generelt er højest, mens koncentrationen af

rhodamine WT i vandprøverne er lavest. Dette kan, som tidligere nævnt, skyldes stoffernes sorptionsegenskaber, da rhodamine WT og i mindre grad uranine tilbageholdes i matrix.

De højeste koncentrationer er fundet i S1-1 og S1-2, som er placeret i umiddelbar nærhed af fraktureringsboringen. Ved fraktureringen er der injiceret 150 L tracerblanding med koncentrationer af uranine, rhodamine WT og bromid på hhv. 7500, 8000 og 10.000 mg/L. Der er således målt uranine og bromidkoncentrationer, der er 100 gange lavere end koncentrationen i den injicerede tracerblanding, mens rhodamine WT koncentrationen er reduceret yderligere.

4.0 Konklusion

Ud fra de udtagne kerner konkluderes, at;

- fotografering af kerner som dokumentationsmetode ved brug af fluorescerende tracere er på grund af et stort vandindhold i sedimentet afhængig af, at sedimentkernerne udtages således, at geoproberørene bliver næsten helt fyldte.
- visuelt er der i KF1 og KF2, vha. fotografier, observeret et sammenhængende fluorescerende område fra henholdsvis 1,4 – 3,5 m.u.t. og 2,0 – 2,2 m.u.t.
- på grund af ikke intakte geoprobekerner samt et højt vandindhold i rørene, repræsenterer de fluorescerende områder i kernerne ikke nødvendigvis områder, hvortil der er transporteret tracer under fraktureringen, men kan skyldes kernernes behandling efter udtagningen.
- sprækkezoner er identificeret kvantitativt og til dels visuelt ved hjælp af fluorescerende tracere og bromid
- ved kvantitativ analyse ses i KF1 (2-3 m.u.t.) to sprækker med en indbyrdes afstand af 0,3 m.

Ud fra vandprøver konkluderes, at:

- Koncentrationerne i vandprøver udtaget tæt på fraktureringsboringen er højere end i vandprøver udtaget længere væk.
- På grund af tracernes sorptionsegenskaber er forekomsten af rhodamine WT og herefter uranine i vandprøverne lavere end bromid.

BILAGSLISTE

BILAG K1	16
TIDSPLAN – KERNEHÅNDBTERING	16
BILAG K2	17
HÅNDBTERING AF KERNER	17
BILAG K3	18
FOTOGRAFERING AF KERNER	18
BILAG K4	19
DELPRØVETAGNING AF JORDPRØVER	19
BILAG K5	21
GEOLOGISK BESKRIVELSE AF KERNER	21
BILAG K6	23
VANDPRØVER – OVERSIGT.....	23
BILAG K7	24
UDREGNING AF BROMIDKONCENTRATION I DELPRØVER UDTAGET FRA SEDIMENTKERNER.....	24
BILAG K8	26
DETEKTIONS- OG KVANTIFIKATIONSGRÆNSER	26
BILAG K9	30
BILLEDER AF KERNER	30
BILAG K10	37
BESKRIVELSE AF FLUORESCENS I KERNER	37
BILAG K11	38
SAMMENSTILLING AF URANINE, RHODAMINE WT OG BROMID I KERNER	38
BILAG K12	42
VISUEL OG KVANTITATIV FOREKOMST AF TRACERE I KERNER	42

BILAG K1

Tidsplan – kernehåndtering

Tabel K1.1: Tidsplan for håndtering af kerner i laboratoriet

	m.u.t.	Foto		Delprøvetagning			
				Bromid		Fluorescerende	
				Dato	Klokken	Dato	Klokken
KF0	1-2	09-12-2005	16:15	09-12-2005	19:55	09-12-2005	19:45
	2-3	09-12-2005	17:20	09-12-2005	20:10	09-12-2005	20:00
	3-4	09-12-2005	19:00	09-12-2005	20:30	09-12-2005	20:20
	4-5	09-12-2005	19:30	09-12-2005	20:45	09-12-2005	20:35
KF1	0-1	09-12-2005	16:00	-	-	-	-
	1-2	09-12-2005	16:15	09-12-2005	21:30	09-12-2005	21:00
	2-3	09-12-2005	17:20	09-12-2005	22:30	09-12-2005	22:00
	3-4	09-12-2005	19:00	-	-	-	-
KF2	0-1	10-12-2005	10:20	-	-		-
	1-2	10-12-2005	10:35	-	-		-
	2-3	10-12-2005	10:50	10-12-2005	12:15	10-12-2005	11:15
	3-4	10-12-2005	11:00	-	-		-

Tidspunkter markeret med gult angiver, at disse er estimeret

Frakturering foregik d. 8.12.05 kl. 12:30 - 13:00

Der benyttes et referencetidspunkt for frakturering og tracerinjektion i testfelt 2 på **d. 8. dec. 05 kl. 13**

BILAG K2

Håndtering af kerner



Figur K2.1: KF0-kerner fra Glostrup inden opskæring.

Del 1: foto



Del 2: Delprøvetagning til fluorescens og bromid

Figur K2.2: Skitse af opskæringen af kerner

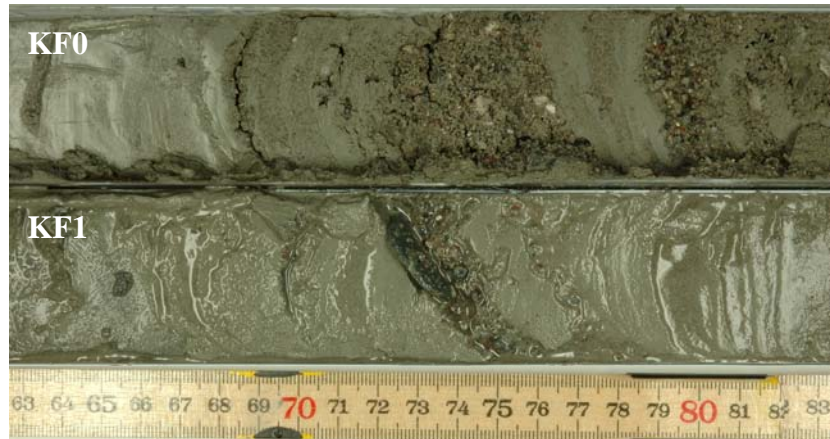


Figur K2.3: Opskæring af kerne.

BILAG K3

Fotografering af kerner

Den benyttede billedkompositionen ved fotografering af kerner ses nedenfor. Øverst ses kernen KF0 2-3 m.u.t, mens kerne KF1 2-3 m.u.t. ses i midten. Nederst er placeret en tommestok til angivelse af afstand fra toppen af kernen.



Figur K3.1: Billede af fotoopstilling af kerner. Øverst ses kernen KF0 2-3 m.u.t, mens kerne KF1 2-3 m.u.t. ses i midten. Nederst er placeret tommestok til angivelse af afstand fra toppen af kernen.

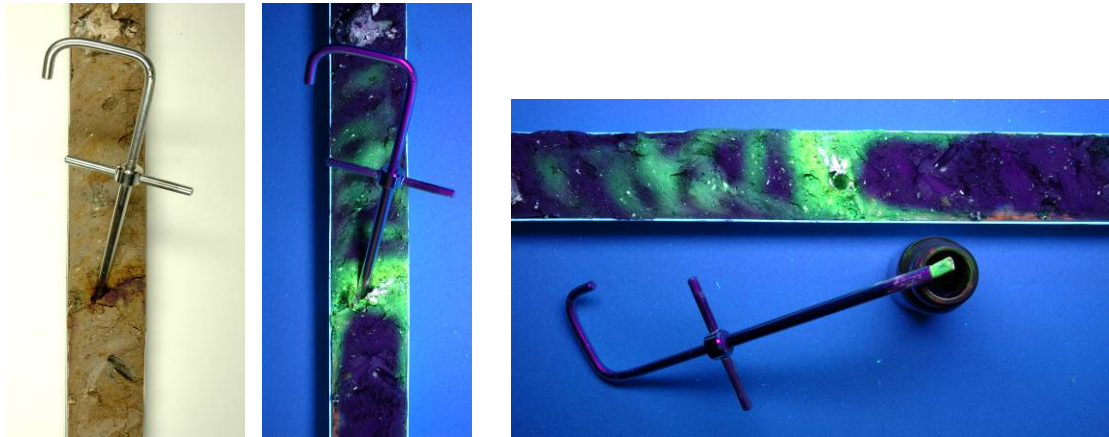


Figur K3.2: Fotografering af kontrolkerne under almindelige spots.

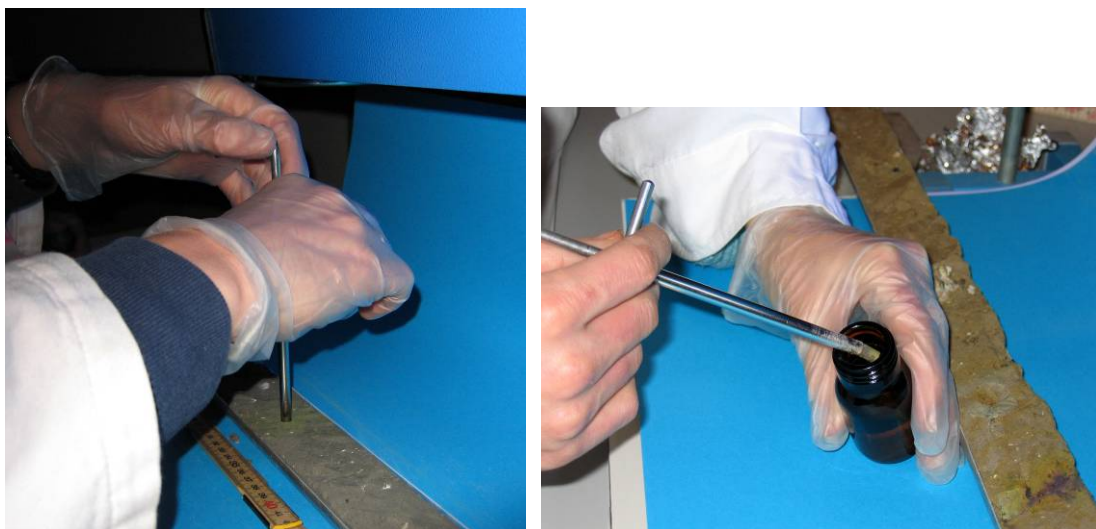
BILAG K4

Delprøvetagning af jordprøver

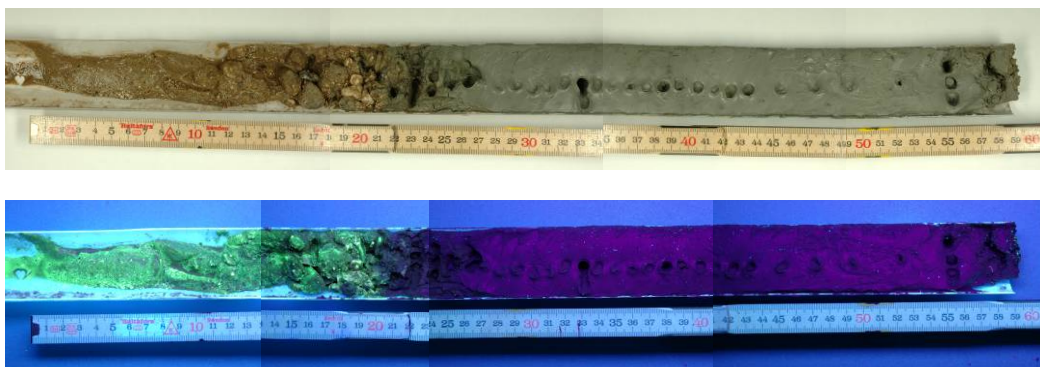
Delprøvetagning – Fluorescerende tracere



Figur K4.1: Lille prøvetager til udtagning af prøver til analyse for fluorescerende tracere.

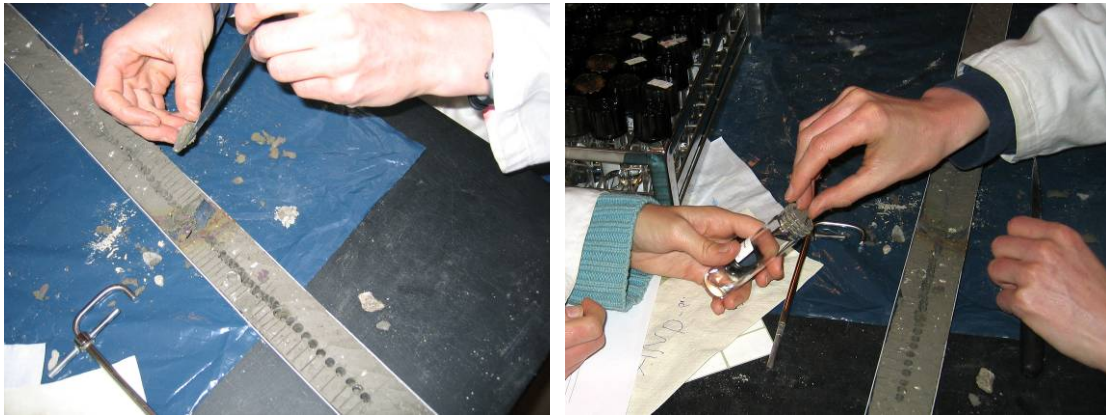


Figur K4.2: Delprøvetagning af prøver til analyse for fluorescerende tracere.



Figur K4.3: Delprøvetagning af prøver til analyse for fluorescerende tracere. KF2, 2-3 m.u.t. Afstand mellem delprøver er ca. 1 cm i området tættest på sprækken og bliver herefter gradvist større og større.

Delprøvetagning – Bromid



Figur K4.4: Delprøvetagning af prøver til analyse for bromid

BILAG K5

Geologisk beskrivelse af kerner

	Top af kerne (m.u.t.)	Bund af kerne (m.u.t.)	Kerne-længde (cm)	Laggrænser og kerneender (cm fra top af kerne)		Afstand fra terræn (m.u.t.)		Beskrivelse
				Fra:	Til:	Fra:	Til:	
KF0 (1-2)	1	2	116	0	5	1,00	1,04	Gytje, lagdelt aflejret, svovl aflejret fra oxidering af sulfider, brun (rødtligt)
				5	50	1,04	1,43	Svagt leret gytje, lagdelt aflejret, mørkebrun
				50	85	1,43	1,73	Gytje minus ler, planterester, lagdelt aflejret, tydelige planterester, svovl aflejret fra oxidering af sulfider, mellebrun
				85	116	1,73	2,00	Leret gytje, planterester, lagdelt aflejret, færre planterester, lysebrun/grå
KF0 (2-3) (delt i 2) (antager kerner hænger sammen)	2	3	79	0	9	2,00	2,09	Gytje, planterester, mørkebrun
				9	13	2,09	2,13	Ler (ferskvands), gytjeholdigt, overgang mellem grå og mørkesbrun
				0	36	2,13	2,49	Ler (ferskvands), gytjeholdigt, med skalfragmenter, grå med mørke striber, ingen planterester
				36	66	2,49	2,79	Ler (ferskvands), gytjeholdigt, grå med lidt mørke striber, ingen planterester
KF0 (3-4)	3	4	94	0	7	3,00	3,07	Gytje med tydelige planterester, flintesten ved 6 cm, mørkebrun
				7	19	3,07	3,19	Leret gytje, grå
				19	24	3,19	3,24	Leret gytje, lidt sandet, svagt lagdelt, grå
				24	28	3,24	3,28	Leret gytje, grå
				28	34	3,28	3,34	Leret gytje, lidt sandet, svagt lagdelt, grå
				34	45	3,34	3,45	Ler, grå
				45	72	3,45	3,72	Ler, stærkt siltet, sandet, gradvist mere sandet
				72	80	3,72	3,80	Dårligt sorteret sand (grus, sand, småsten), grå
				80	85	3,80	3,85	Dårligt sorteret sand (grus, sand, småsten) med ler, grå
				85	88	3,85	3,88	Dårligt sorteret sand (grus, sand, småsten), grå
			88	94	3,88	3,94	Dårligt sorteret sand (grus, sand, småsten) med lidt ler, grå	
KF0 (4-5)	4	5	102	0	34	4,00	4,33	Gytjeholdigt ler, grå med mørke striber, grå/sort, enkelte brune områder
				34	47	4,33	4,46	Sand, siltet, gråbrun, men med sandkorn i mange farver
				47	51	4,46	4,50	Sand/ler område. Leret ligger i klumper, grå
				51	76	4,50	4,75	Dårligt sorteret sand (grus, sand, småsten), grå
				76	82	4,75	4,80	Stor sten, grønne aflejringer omkring denne
				82	102	4,80	5,00	Sandet silt, grå

	Top af kerne (m.u.t.)	Bund af kerne (m.u.t.)	Kernelønde (cm)	Laggrænser og kerneender (cm fra top af kerne)		Afstand fra terræn (m.u.t.)		Beskrivelse
				Fra:	Til:	Fra:	Til:	
KF1 (0-1)	0	1	41	0	3	0	0,03	Græs/muldjord, mørkebrun
				3	14	0,03	0,14	Muldjord, rødder, mørkebrun
				14	41	0,14	0,41	FYLD, sand + silt + sten (op til Ø1cm) + grus, lysebrun
KF1 (1-2)	1	2	35	0	5	1	0	FYLD, sand + silt, lysebrun
				5	27	1,05	1,25	FYLD, sand, enkelte store sten (op til Ø2 cm)
				27	35	1,27	1,35	FYLD, grus og sten (spredt evt pga udvaskning), rødlig farve = tracer
KF1 (2-3)	2	3	88	0	88	2	2,88	LER, vådt, grå
				ved 16				rund sten Ø1,5 cm
				ved 70				Sten Ø1,0 cm
KF1 (3-4)	3	4	62	0	17	3	3,17	Udvasket
				17	44	3,17	3,44	LER/SILT, sandet
				44	46	3,44	3,46	SAND
				46	48	3,46	3,48	LER/SILT, sandet
				48	52	3,48	3,52	SAND
				52	62	3,52	3,62	Dårligt sorteret sand (grus, sand, småsten), grå
				ved 56				Sten Ø1,0 cm
KF2 (0-1)	0	1	63	0	14	0	0,14	Græs i top, muld med rødder, mørkebrun
				14	19	0,14	0,19	Overgangszone, mellebrun
				19	63	0,19	0,63	FYLD, sand med enkelte sten op til Ø1,0 cm, lysebrun
KF2 (1-2)	1	2	32	0	1	1,00	1,01	Græs i top (løs tot), formentligt nedfald
				0	8	1,00	1,08	FYLD, sand
				8	14	1,08	1,14	FYLD, grus/sten. Ved 8 cm ses klump org. mat., sort på Ø2,0 cm
				14	27	1,14	1,27	FYLD, sand. Ved 19 c ses tynd stribe org. mat. (sort)
KF2 (2-3)	2	3	59	0	14	2	2,14	Sand, udvasket
				14	21	2,14	2,21	Grus/sten (vandførende lag), (kraftig fluorescence under UV-lys)
				21	59	2,21	2,59	LER, vådt, grå
KF2 (3-4)	3	4	85	0	37	3	3,37	Dårligt sorteret sand (grus, sand, silt), grå
				37	38	3,37	3,38	GRUS/sand
				38	63	3,38	3,63	SILT/LER m. småsten + stor 2 cm lang sten
				63	65	3,63	3,65	Skråt bånd af groft sand (forholdsvist rent)
				65	79	3,65	3,79	SILT/LER m. småsten
				79	82	3,79	3,82	GRUS/sand
82	85	3,82	3,85	Siltet LER/sand				

Den fotograferede halvdel er 55 cm lang.

BILAG K6

Vandprøver – oversigt

Tabel K6.1: Udtagne vandprøver fra T- og S-boringer fra Glostrup Regnvandsbassin, Glostrup

Prøve-ID	Kontrol	Runde 1	Runde 2
	17.10.05	22.12.05	10.01.06
T1-N	✓		
T2-N	✓		
T3-N	✓		
T3-Ø	✓	✓	
T4-Ø	✓	✓	
T5		✓	✓
S1-1		✓	✓
S1-2			✓
S2-3		✓	✓
S3-2			✓
S4-1		✓	✓
S4-2		✓	✓

BILAG K7

Udregning af bromidkoncentration i delprøver udtaget fra sedimentkerner.

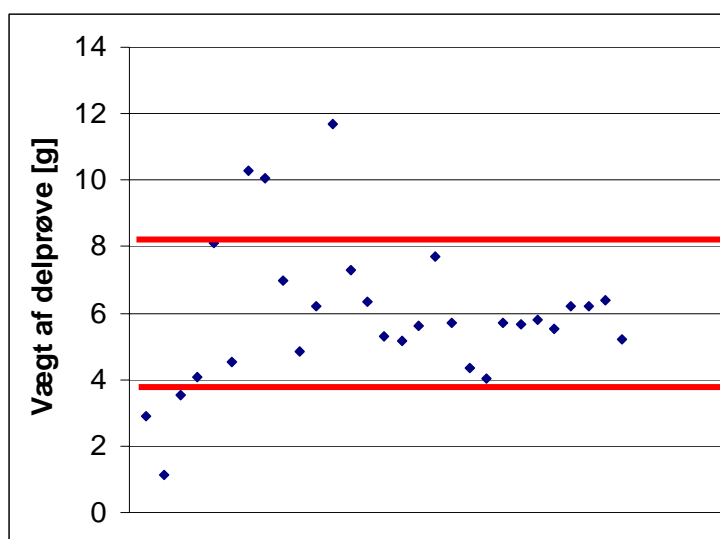
Da der ikke blev foretaget nogen vejning af pyrexglas inkl. jordprøve udtaget ved delprøvetagningen inden analyse, og da den eksakte mængde jord udtaget ved hver delprøve dermed ikke kendes, estimeres mængden af jord per prøve. Mængden af jord estimeres ud fra de delprøver, der er udtaget fra kernerne på Glostrup

Regnvandsbassin, KF0, KF1 og KF2, men som ikke er udvalgt til analyse.

Gennemsnittet af mængden af jord udtaget i delprøverne samt standardafvigelsen mellem disse er opstillet i tabel K7.1.

Tabel K7.1: Vægt af delprøver udtaget fra kerner på Glostrup Regnvandsbassin, men som ikke er blevet analyseret

	ID-nr	Jord [g]
KF0 (1-2)	151	2,89
KF0 (1-2)	152	1,13
KF0 (1-2)	153	3,53
KF0 (3-4)	158	4,09
KF0 (3-4)	159	8,10
KF0 (3-4)	160	4,52
KF0 (3-4)	161	10,27
KF0 (3-4)	162	10,08
KF0 (3-4)	163	6,97
KF0 (4-5)	164	4,83
KF0 (4-5)	165	6,20
KF0 (4-5)	166	11,69
KF0 (4-5)	167	7,29
KF0 (4-5)	168	6,34
KF0 (4-5)	169	5,31
KF2 (2-3)	183	5,18
KF2 (2-3)	184	5,61
KF2 (2-3)	185	7,72
KF2 (2-3)	186	5,73
KF2 (2-3)	187	4,36
KF2 (2-3)	188	4,04
KF2 (2-3)	189	5,69
KF2 (2-3)	190	5,65
KF2 (2-3)	191	5,79
KF2 (2-3)	192	5,52
KF2 (2-3)	193	6,21
KF2 (2-3)	194	6,22
KF2 (2-3)	195	6,40
KF2 (2-3)	196	5,23
Gns		5,95
Std. afv.		2,18



Figur K7.1: Vægt af delprøver udtaget af kerner på Glostrup Regnvandsbassin, men som ikke er analyseret. Punkter mellem de to røde linier ligger inden for gennemsnittet +/- standard afvigelsen.

Fra tabel K7.1 og figur K7.1, ses at prøverne udtaget ved delprøvetagningen i gennemsnit vejer ca. 6 g, mens standardafvigelsen er ca. 2 g. Denne vægt benyttes herefter til at regne koncentrationerne af bromid ud i de jordprøver der er analyseret for bromid.

Koncentrationen af bromid i de analyserede prøver er opstillet i tabel K7.2

Tabel K7.2: Koncentrationen af bromid i de analyserede delprøver fra Glostrup Regnvandsbassin.

Prøve ID	Kerne	Dybde [m.u.t.]	Konc. bromid (mg/L)	Konc. af bromid i jord (mg/kg)		
				4 g	6 g	8 g
149	KF0 (1-2)	0,20	11,643	14,6264	9,7509	7,3132
150	KF0 (1-2)	0,40	0,909	1,1421	0,7614	0,5710
154	KF0 (2-3)	0,08	1,188	1,4919	0,9946	0,7459
155	KF0 (2-3)	0,18	0,932	1,1709	0,7806	0,5854
156	KF0 (2-3)	0,37	0,000	0,0000	0,0000	0,0000
170	KF1 (1-2)	1,15	54,617	68,6123	45,7415	34,3061
171	KF1 (1-2)	1,20	0,084	0,1050	0,0700	0,0525
172	KF1 (1-2)	1,25	0,706	0,8864	0,5910	0,4432
173	KF1 (1-2)	1,28	4,710	5,9172	3,9448	2,9586
174	KF1 (1-2)	1,30	12,045	15,1316	10,0877	7,5658
175	KF1 (2-3)	2,10	19,569	24,5830	16,3886	12,2915
176	KF1 (2-3)	2,20	43,043	54,0727	36,0485	27,0364
177	KF1 (2-3)	2,30	12,178	15,2992	10,1994	7,6496
178	KF1 (2-3)	2,40	7,780	9,7733	6,5155	4,8866
179	KF1 (2-3)	2,50	20,936	26,3010	17,5340	13,1505
180	KF1 (2-3)	2,60	12,574	15,7965	10,5310	7,8983
181	KF1 (2-3)	2,70	6,411	8,0544	5,3696	4,0272
182	KF1 (2-3)	2,80	1,091	1,3707	0,9138	0,6853
NaCl i IC-eluent		0	0,000	0,0000	0,0000	0,0000

NB: Kernen er delt i 2 ,dvs afstand angivet for prøve 154 er afstand fra top af del 1 og til prøve, mens afstanden for 155 og 156 er afstanden af top af del 2 til prøve

For KF0 er angivet afstand fra top af kerne

BILAG K8

Detektions- og kvantifikationsgrænser

Fluorescerende tracere

Detektionsgrænsen er fluorometerets grænseværdi, mens kvantifikationsgrænsen er den værdi, man med sikkerhed kan stole på. Det vil sige, at hvis en koncentration er over detektionsgrænsen, men under kvantifikationsgrænsen, angiver dette, at traceren er til stede, men at den angivne koncentration er usikker. Er koncentrationen over kvantifikationsgrænsen er den angivne koncentration lig koncentrationen i prøven.

Tabel K8.1: Fluorometerets detektions- og kvantifikationsgrænser for vandprøver [mg/L]

	Uranine		Rhodamine WT	
	Detektionsgrænse	Kvantifikationsgrænse	Detektionsgrænse	Kvantifikationsgrænse
ppb	0,036	0,097	0,329	1,073
mg/L	$3,58 \cdot 10^{-5}$	$9,67 \cdot 10^{-5}$	$3,29 \cdot 10^{-4}$	$1,07 \cdot 10^{-3}$

Således er kvantifikationsgrænsen ca. tre gange så høj som detektionsgrænsen.

Til en vurdering af indholdet af fluorescerende tracere i jordprøverne benytter vi kvantifikationsgrænserne. Disse kan omregnes til mg/kg jord, men er meget afhængig af den benyttede jordmængde. Der er udtaget jordprøver på mellem ca. 0,3 og 0,7 g. Kvantifikationsgrænserne for disse to mængder jord er opstillet i nedenstående tabel.

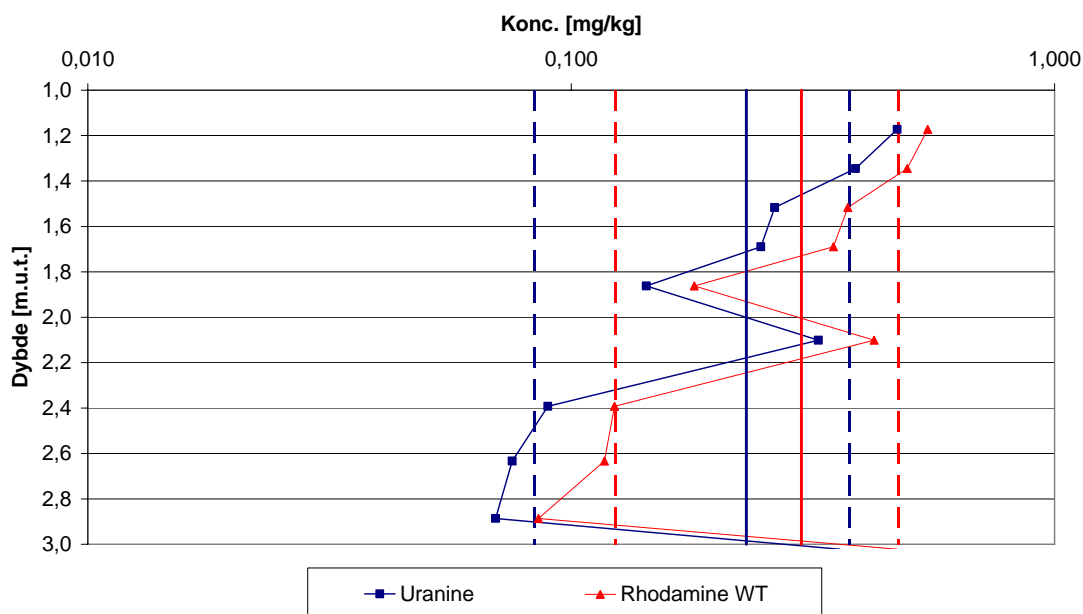
Tabel K8.2: Kvantifikationsgrænser for jordprøver [mg/kg]

Mængde jord	Kvantifikationsgrænse [mg/kg]	
	Uranine	Rhodamine WT
0,3 g	0,006	0,072
0,7 g	0,003	0,031

Således svinger kvantifikationsgrænsen for uranine mellem 0,003 og 0,006 mg/kg, mens kvantifikationsgrænsen for rhodamine WT ligger mellem 0,03 og 0,07 mg/kg.

Resultater fra KF0-kernen

Koncentrationerne målt i delprøverne udtaget fra KF0-kernen fra Glostrup Regnvandsbassin 1-3 m.u.t. er afbildet nedenfor (forefindes i appendix S). Der afbildes kun koncentrationer i dette interval, da alle delprøver er udtaget her. Samtidig er den gennemsnitlige koncentration samt standard afvigelserne angivet. Disse er også opstillet i tabel K8-3.



Figur K8.1: Koncentration i KF0 kernen fra 1 – 3 m.u.t. Fast linie = gennemsnit af koncentration mellem 1 og 5 m.u.t., stiplet linie = gennemsnit minus std. afvigelse af koncentration mellem 1 og 3 m.u.t..

Tabel K8.3: Gennemsnit (mg/kg) og std. afv. for fluorescerende tracere i 1 - 3 m.u.t. KF0, Glostrup Regnvandsbassin.

mg/kg	Uranine	Rhodamine WT
Std. afv.	0,146	0,176
Gns. - std. afv.	0,084	0,123
Gns.	0,230	0,299
Gns + std. afv.	0,377	0,475

Hvis koncentrationerne i KF0 udregnes ud fra koncentrationen i ekstraktet samt delprøvens vægt er hovedparten af både uranine og rhodamine WT koncentrationerne målt i ekstraktionsvæsken over kvantifikationsgrænsen (opstillet i tabel K8.2).

Vurdering af kvantifikationsgrænsen for jordprøver

Baggrundskoncentrationen, dvs. gennemsnitskoncentration i KF0 (+ std. afv.), ligger over kvantifikationsgrænserne i tabel K8.2. Baggrundskoncentrationerne benyttes således som en kvantifikationsgrænse for uranine og rhodamine WT og kvantifikationsgrænsen for uranine og rhodamine WT fastsættes til henholdsvis **0,38** og **0,47** mg/kg.

Kvantifikationsgrænser for vandprøver

Fluorometerets kvantifikationsgrænser for uranine og rhodamine WT er opstillet i tabel K8.1. Gennemsnittet samt standard afvigelsen af kontrol vandprøverne fra Glostrup Regnvandsbassin er opstillet i tabel K8.4.

Tabel K8.4: Gennemsnit (mg/L) og std. afv. for fluorescerende tracere i baseline vandprøver.

mg/L	Uranine	Rhodamine WT
Std. afv.	0,004	0,005
Gns. - std. afv.	-0,002	0,000
Gns.	0,003	0,005
Gns + std. afv.	0,007	0,009

Hovedparten af koncentrationerne i baseline vandprøverne ligger over fluorometerets kvantifikationsgrænse (tabel K8.1). På denne baggrund benyttes baggrundskoncentrationen, dvs. gennemsnitskoncentration i baseline vandprøverne (+ std. afv.), som en kvantifikationsgrænse for uranine og rhodamine WT. Dvs. at kvantifikationsgrænserne bliver hhv. **0,007 mg/L** (uranine) og **0,009 mg/L** (rhodamine WT).

Bromid

Ionkromatografens detektionsgrænse for bromid i vandprøver er 0,6 mg/L, mens kvantifikationsgrænsen er 1,25 mg/L. Ved analyser af bromidindholdet i jordprøver er detektionsgrænsen, lige som for de fluorescerende tracere, afhængig af massen af jord der analyseres. Ved delprøvetagningen er der på Glostrup Regnvandsbassin udtaget jordprøver på mellem ca. 4 og 8 g til analyse for bromid.

De udregnede detektions- og kvantifikationsgrænser for bromid i jordprøver på hhv. 4 og 8 g er opstillet i nedenstående tabel.

Tabel K8.5: Detektions- og kvantifikationsgrænse for bromid for jordprøver [mg/kg]

Mængde jord	Detektionsgrænse [mg/kg]	Kvantifikationsgrænse [mg/kg]
4 g	0,75	1,57
8 g	0,38	0,79

Resultater fra KF0-kernen

Bromidkoncentrationerne målt i delprøverne udtaget fra KF0-kernen fra Glostrup Regnvandsbassin 1-3 m.u.t. er opstillet i tabel K8.6.

Tabel K8.6: Koncentration af bromid i delprøver fra KF0-kernen fra 1 - 3 m.u.t.

KF0-kerne	Dybde [m.u.t.]	Bromid konc. [mg/kg]
1-2	1,17	9,75
	1,34	0,76
2-3	2,08	1,00
	2,31	0,78
	2,50	0,00

Det vurderes, at koncentrationen på ca. 10 mg/kg i 1,17 m.u.t. adskiller sig så meget fra de andre analyser, at denne ikke repræsenterer den gennemsnitlige forekomst af bromid i KF0-kernen. For de resterende prøver analyseret fra 1-3 m.u.t. udregnes gennemsnit samt standard afvigelse, se tabel K8.7.

Tabel K8.7: Gennemsnit (mg/kg) og std. afv. for bromid i 1 - 3 m.u.t. KF0 (minus prøve fra 1,17 m.u.t.), Glostrup Regnvandsbassin.

mg/kg	Bromid
Std. afv.	0,44
Gns. - std. afv.	0,20
Gns.	0,63
Gns + std. afv.	1,07

Da gennemsnittet + standardafvigelsen af bromidkoncentrationen i KF0-kernen fra 1-3 m.u.t. er lavere end ionkromatografens kvantifikationsgrænse (omregnet til mg/kg). Således benyttes ”worst case”, hvorfor kvantifikationsgrænsen for bromid i jordprøver sættes til **1,57 mg/kg**.

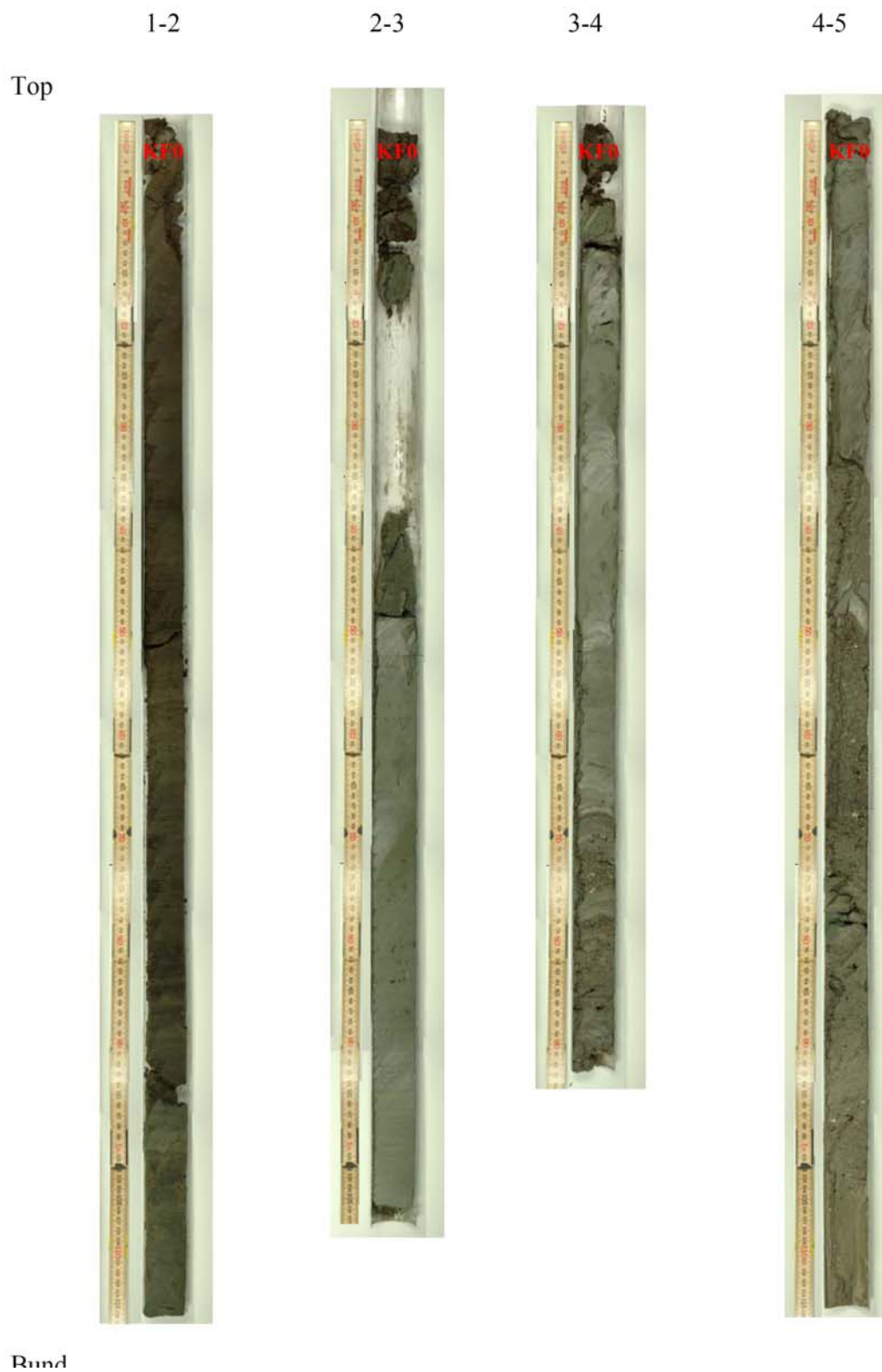
Kvantifikationsgrænse for vandprøver

Bromidindholdet i baselinevandprøverne ligger alle under ionkromatografens detektionsgrænse på 0,6 mg/L. Hermed bibeholdes ionkromatografens detektions- og kvantifikationsgrænse (hhv. 0,6 mg/L og **1,25 mg/L**) for bromid i vandprøver.

BILAG K9

Billeder af kerner

KF0 – Glostrup Regnvandsbassin 1-5 m.u.t. - Dagslys



KF0 – Glostrup Regnvandsbassin 1-5 m.u.t. - UV



KF1 – Glostrup Regnvandsbassin 0-4 m.u.t. - Dagslys

0-1

1-2

2-3

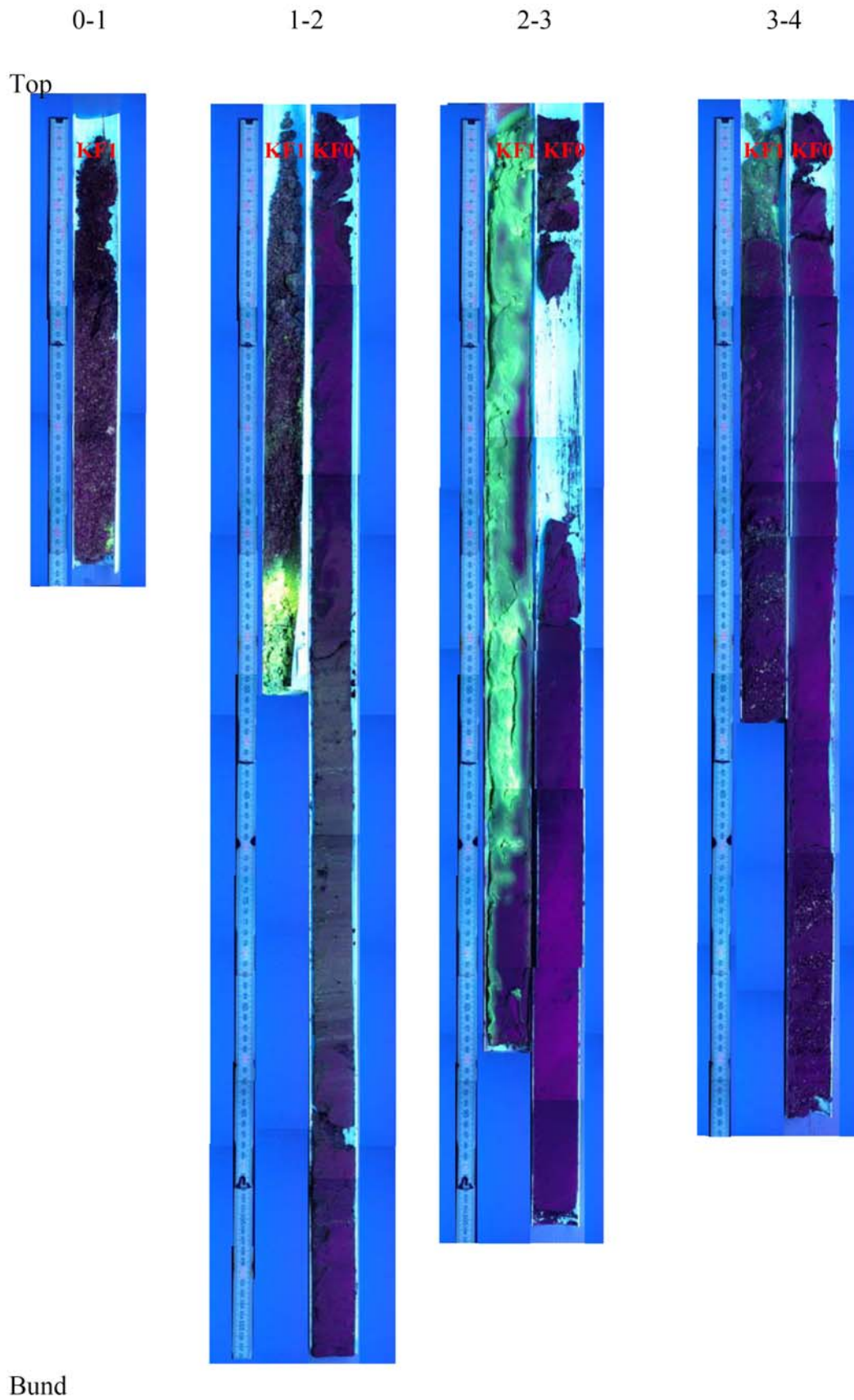
3-4

Top



Bund

KF1 – Glostrup Regnvandsbassin 0-4 m.u.t. - UV



KF2 – Glostrup Regnvandsbassin 0-4 m.u.t. - Dagslys

0-1

1-2

2-3

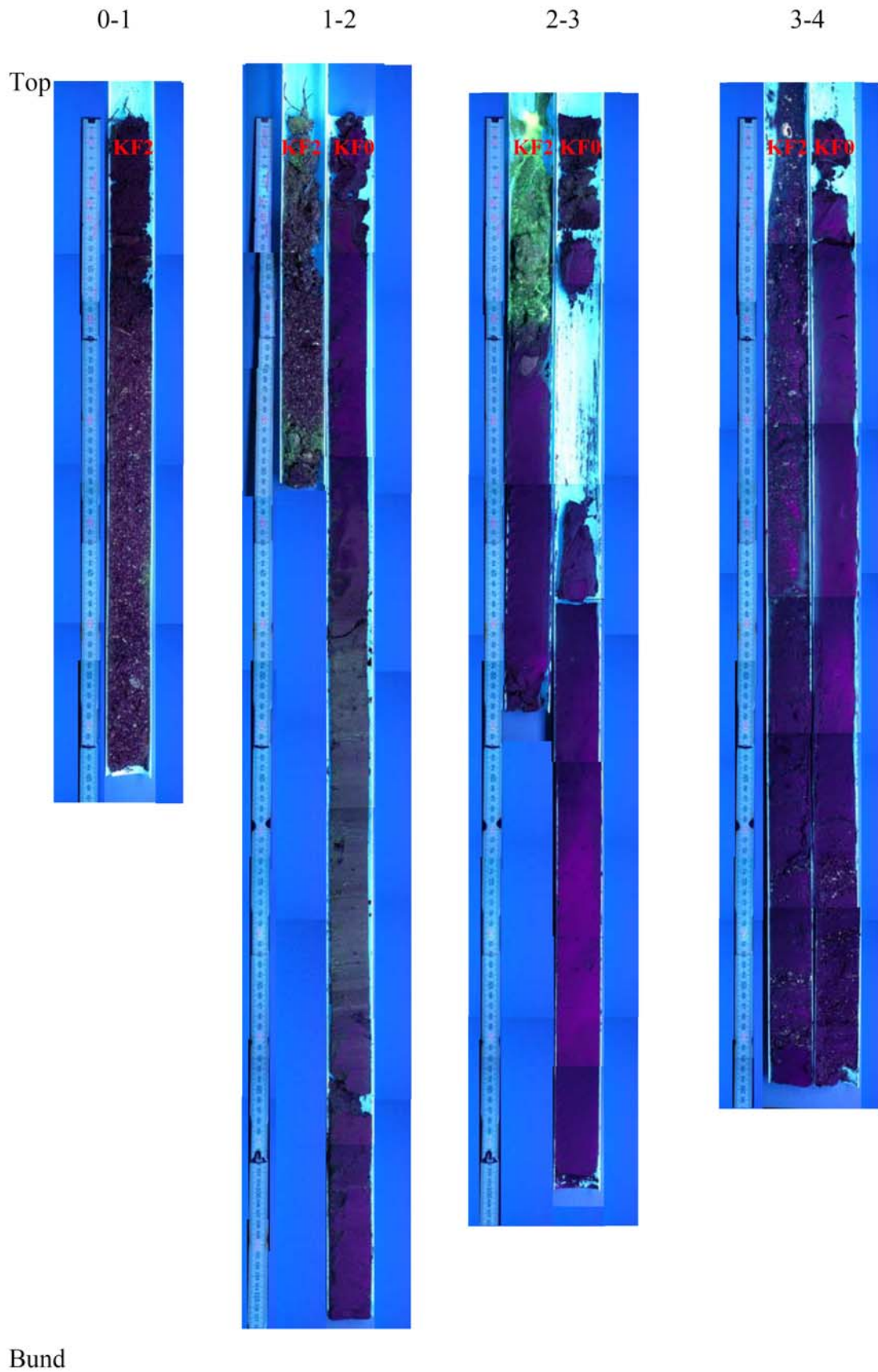
3-4

Top



Bund

KF2 – Glostrup Regnvandsbassin 0-4 m.u.t. - UV



BILAG K10

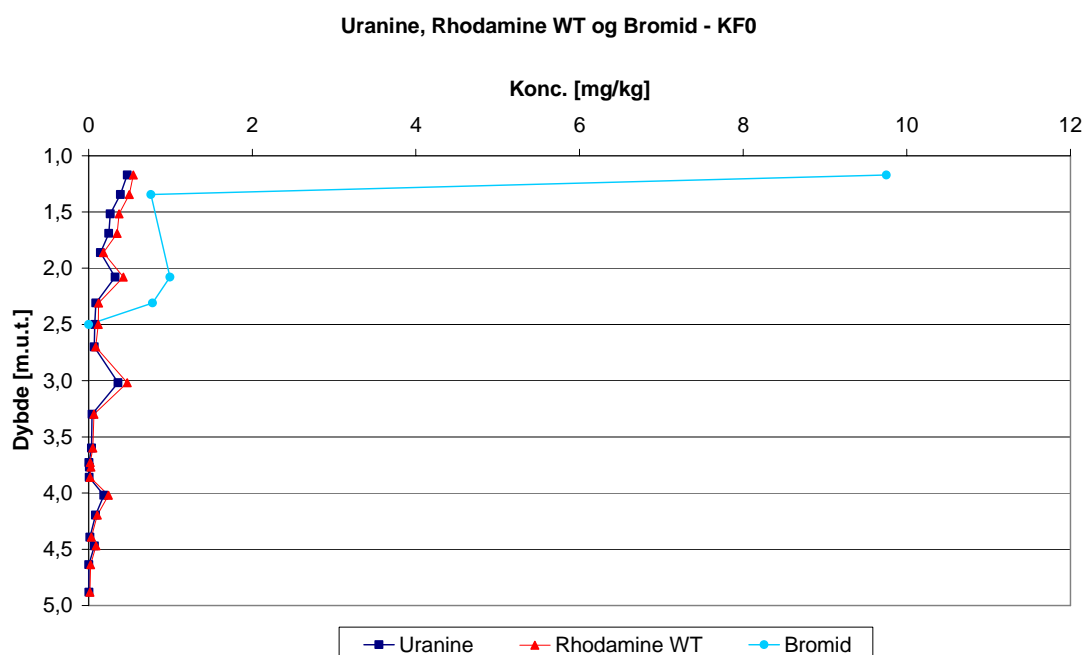
Beskrivelse af fluorescens i kerner

	Kerne-interval	Top af fl. område (cm fra top af kerne)	Bund af fl. område (cm fra top af kerne)	Længde af kerne (cm)	Kote (m.u.t.)		Tydelig sprække	Beskrivelse
					Fra	Til		
		original	original					
KF0	1-5 mut	-	-		-	-	-	-
KF1	0-1 mut	39	42	43	0,39	0,42	-	Fluorescens v. 40 cm, dog ingen tydelig sprække
	1-2 mut	20	36	55	1,20	1,36	-	Lidt gul/grønt v. 20-36cm, men er udtværet fra større sprække v. bund af KF1, 1-2 m.u.t.
		41	55	55	1,41	1,55		Sprække v. 42 - 55 cm. Meget stort område i sandområde.
	2-3 mut	0	88	88	2,00	2,88	-	Udtværet fluorescens fra 0 - 65 cm, evt. pga for meget vand i rør. Kan <u>ikke</u> være udtværet fra kniv, da kerne er opskåret fra bunden.
	3-4 mut	0	12	56	3,00	3,12	-	Fluorescens fra 0 - 12 cm, gul diffust
KF2	0-1 mut	-	-	64	-	-	-	-
	1-2 mut	0	10	36	1,00	1,10	-	Fluorescens i græstot fra 0 - 5 cm (græstot i 1 mut ? => nedfald og ikke reelle fluorescens.
		30	35	36	1,30	1,35		Fluorescens i 30 - 40 cm (gul/grøn, diffus fl.)
	2-3 mut	0	21	59	2,00	2,21	-	0 - 20 fluorescens. Da geoproberør ikke er helt fyldt med sediment, og da der samtidig har været meget vand i røret, har den fluorescerende væske bredt sig via rørets kanter. Det kraftigst fluorescerende lag er i grus => kan være vandførende lag, som fungerer som tunnel for tracer.
	3-4 mut	42	50	94	3,42	3,50	-	Svag fluorescens v. 42-50 cm (meget tynd skygge)

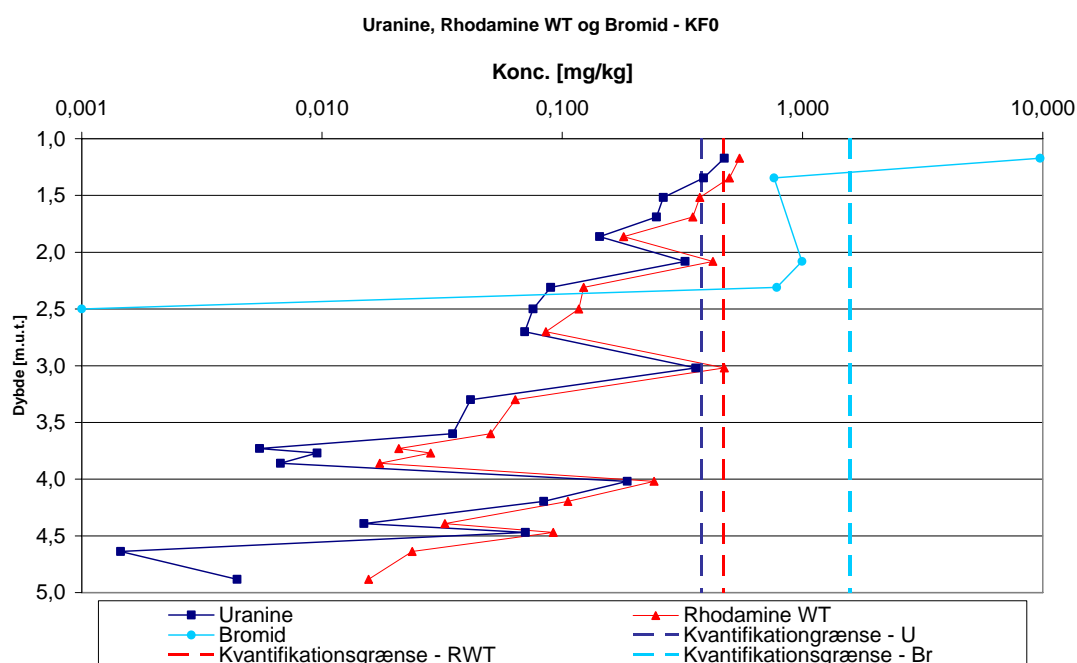
Generel kommentar: Sandkorn (lidt groft) har naturlig fluorescens => lyser i mange farver (rød, grøn og hvid)

BILAG K11

Sammenstilling af uranine, rhodamine WT og bromid i kerner

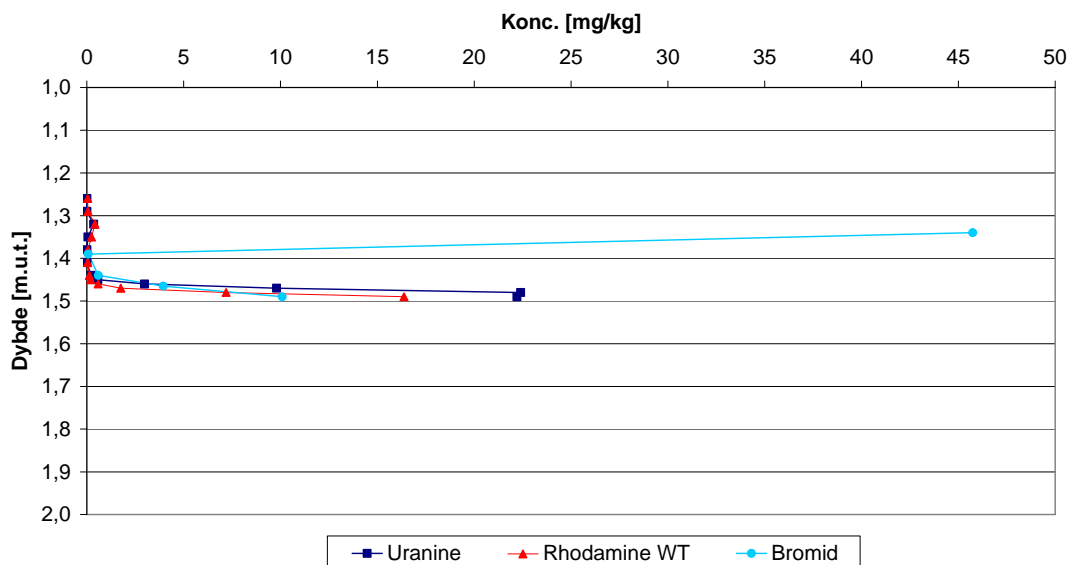


Figur K11.1: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid samt de respektive kvantifikationsgrænser i kontrolkernen KF0 fra Glostrup Regnvandsbassin.



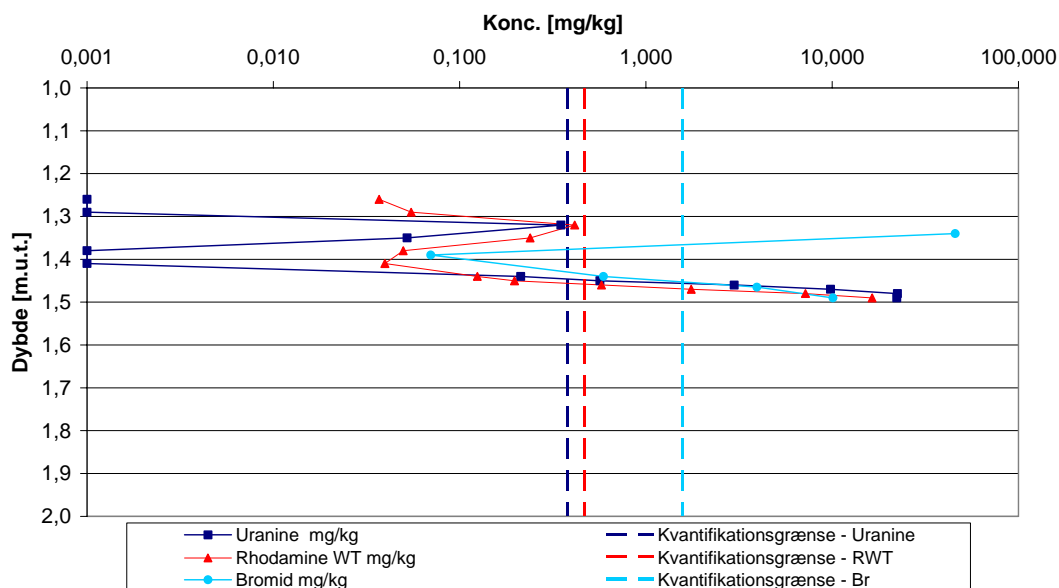
Figur K11.2: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid samt de respektive kvantifikationsgrænser i kontrolkernen KF0 fra Glostrup Regnvandsbassin. Bemærk logaritmisk X-akse

Uranine, Rhodamine WT og Bromid - KF1 (1-2 m.u.t.) (Glostrup)

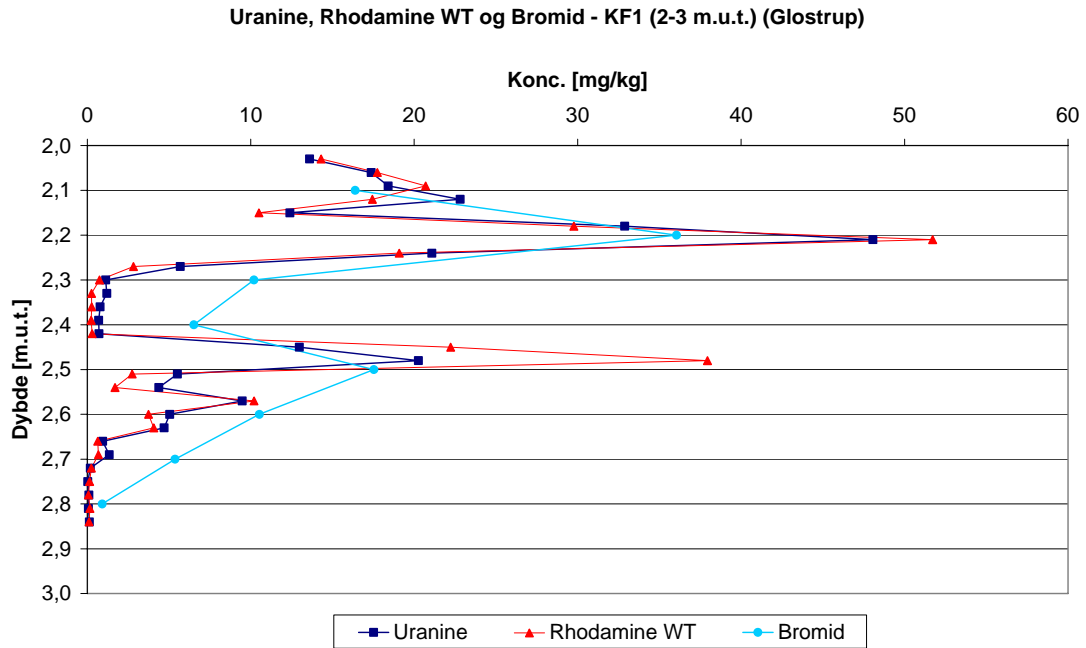


Figur K11.3: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid i KF1 (1-2 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin.

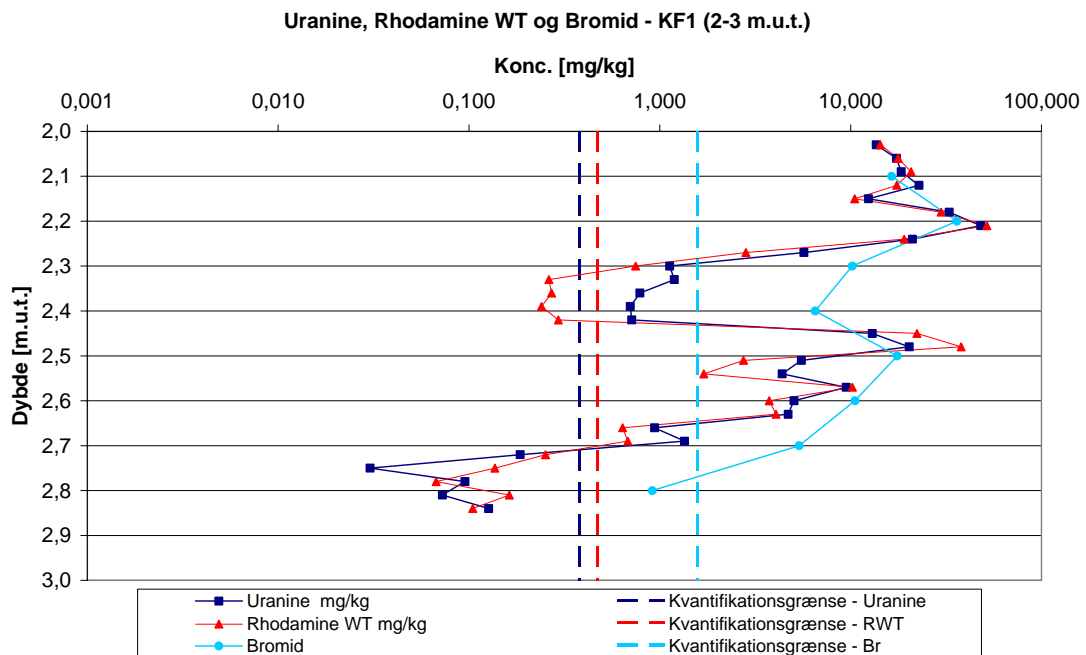
Uranine, Rhodamine WT og Bromid - KF1 (1-2 m.u.t.)



Figur K11.4: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid samt de respektive kvantifikationsgrænser i KF1 (1-2 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin. Bemærk logaritmisk X-akse.



Figur K11.5: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid i KF1 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin.



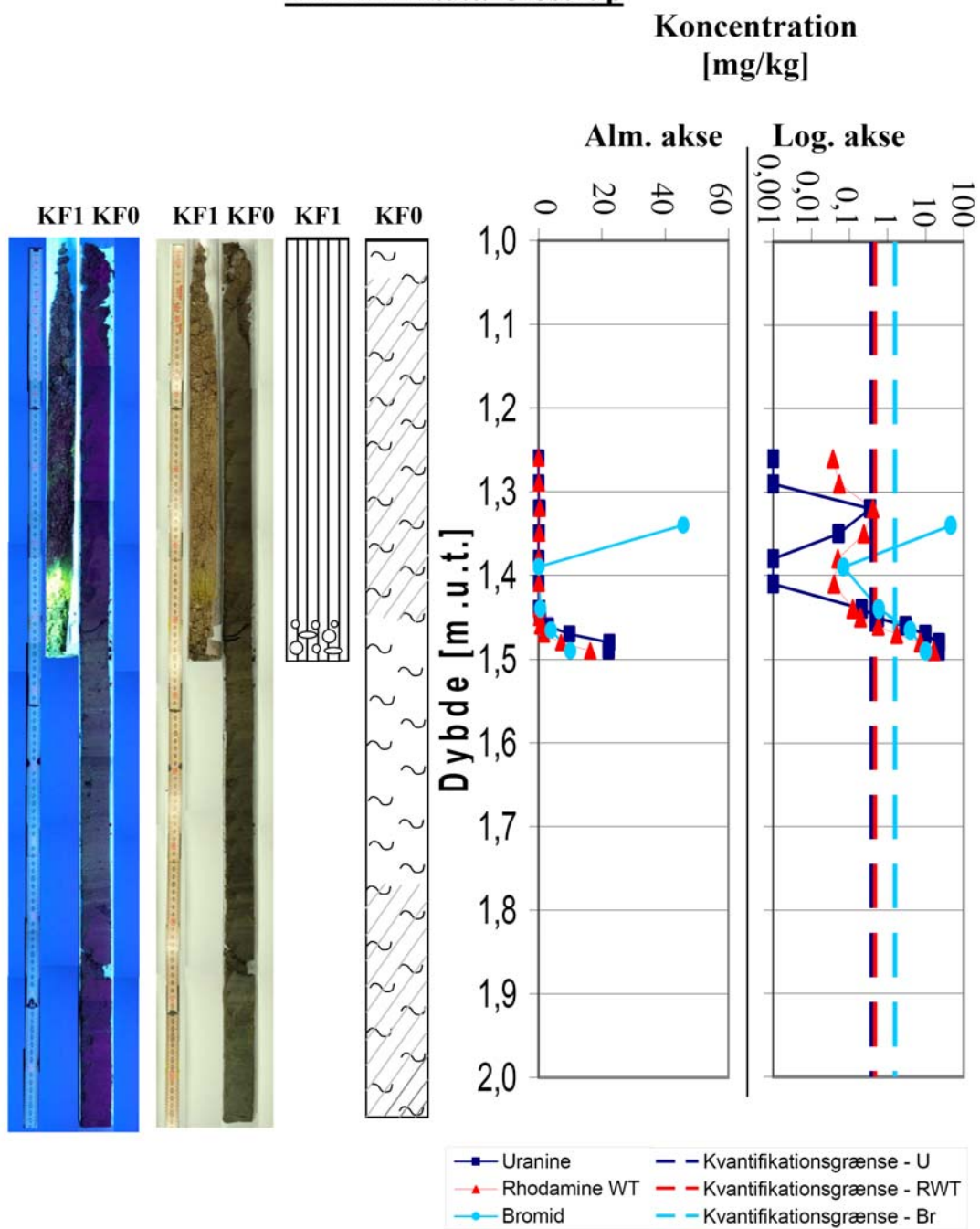
Figur K11.6: Koncentration af uranine, rhodamine WT og bromid samt de respektive kvantifikationsgrænser i KF1 (2-3 m.u.t.) fra Glostrup Regnvandsbassin.

BILAG K12

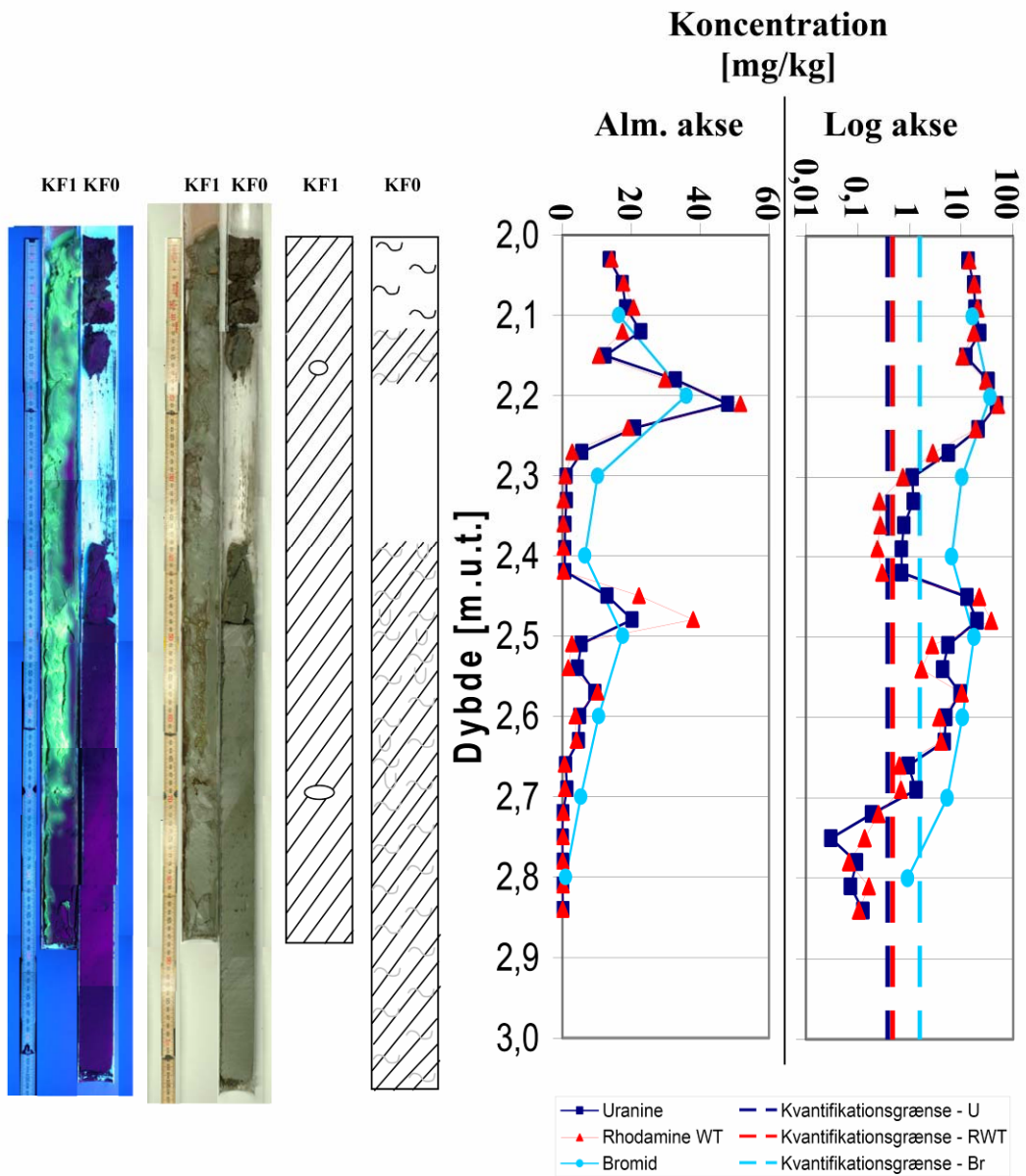
Visuel og kvantitativ forekomst af tracere i kerner

Billeder af kerner sammenholdt med de fundne koncentrationer af hhv. uranine og rhodamine WT samt bromid hvor der analyseret for dette ses nedenfor.

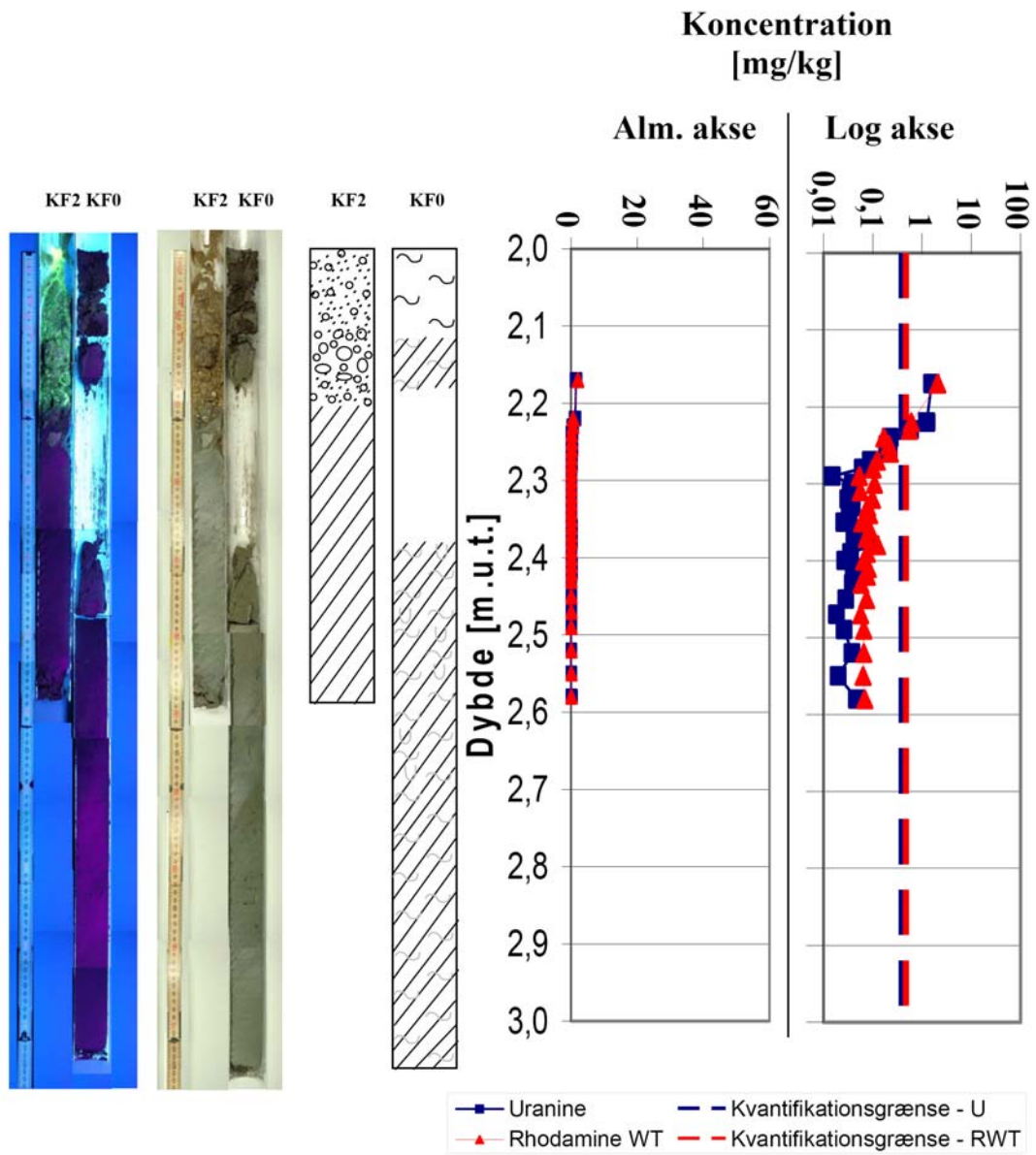
KF1 1-2 m.u.t. Glostrup



KF1 2-3 m.u.t. Glostrup



KF2 2-3 m.u.t. Glostrup



Signaturforklaring



Fyld



Ler



Ler, gytjeholdigt



Gytje, leret



Gytje



Skalfragmenter



Grus og småsten



Sand, lidt gruset

Bilag L
Dokumentation vha. fluorescerende tracere.
CPT-sonde med FFD-sensor (Fuel Fluorescence Detector)

Københavns Amt

PNEUMATISK FRAKTURERING – INDUSTRIVEJ 3

Bilag L

Resultater af FFD-sonderinger til kortlægning af fluorescerende tracere injiceret ved pneumatisk frakturering

15. august 2006

1. Indledning

Som led i dokumentationen af sprækkeudbredelsen opnået ved pneumatisk frakturering, er der den 2., 8. og 9. december 2005 gennemført sonderinger med en FFD-sensor (Fuel Fluorescence Detector). Metoden er tidligere afprøvet og dokumenteret ved laboratorieforsøg med de injicerede tracere og den aktuelle jordtype /ref. 1/.

2. Målemetode

Med NIRAS' GeoProbe-system (54-DT) er FFD-sonden presset ned i jorden med en omtrentlig hastighed på 2 cm/s. For at kunne presse sonden jævnt ned, er GeoProbe-udstyret forankret. Den anvendte FFD-sonde af mærket Vertek/ARA kombinerer fluorescens-målinger med standard CPT-målinger. CPT-parametrene omfatter spidsmodstand, friktionsmodstand og porevandstryk.

Procedure for kalibrering og løbende test af apparatet er udført i henhold til anvisningerne i manualen /ref. 2/. Et billede af selve sonden og udstyret i brug i felten fremgår af bilag L1.

3. Måleresultater

Der er den 2. december 2005 gennemført en referencesondering (FFD1) til vurdering af det naturlige fluorescensrespons i jorden. Inden for selve testfeltet er der den 8. og 9. december 2005 gennemført i alt 10 sonderinger (FFD2 til FFD10). Placeringen af målepunkterne i forhold til testfeltet fremgår af bilag L2. Optegnede profiler for de enkelte sonderinger fremgår af bilag L3.

De jordfysiske parametre (maksimal Sleeve-Friction, Tip-Stress og Pore-Pressure) for de enkelte sonderinger er resumeret i tabelform og fremgår af bilag L4.

HFFD-detektoren er specielt følsom over for Uranine og Rhodamine WT, mens LFFD-detektoren er specielt følsom over for Uwitex (optisk hvidt). Dybdeintervallerne, hvor der vurderes at være respons, er bestemt ved at sammenligne de aktuelle udslag med det naturlige baggrunds-fluorescensniveau. På de optegnede sonderinger er baggrunds-niveauet vist med en separat signatur, og de enkelte niveauer med respons er ligeledes anført. De påviste dybdeintervaller med fluorescensrespons på enten LFFD- eller HFFD-kanalen er endvidere resumeret i tabelform og fremgår af bilag L4.

4. **Vurderinger**

Der er generelt udført sonderinger til dybder mellem 4 og 7 m u.t. og kun et enkelt sted var det på grund af sten kun muligt at nå ned til ca. 1.9 m u.t. De intakte jordlag under fyldlaget af stabilgrus var generelt meget bløde. I tre af sonderingerne (FFD3b, FFD6 og FFD7) blev det konstateret at silt kunne vedhæfte på FFD-sondens vindue og ikke blev skrabet af ved penetrering af dybere lag af den meget bløde gytje. Målesondens fluorescens respons i disse tre sonderinger vurderes derfor ikke at troværdige.

De jordfysiske parametre udtrykt ved de rå måleværdier af spids- og friktionsmodstand indikerer relativt store variationer over dybden, hvilket afspejler de store variationer i de geotekniske egenskaber af hhv. sand/grus, gytje, silt og moræneler.

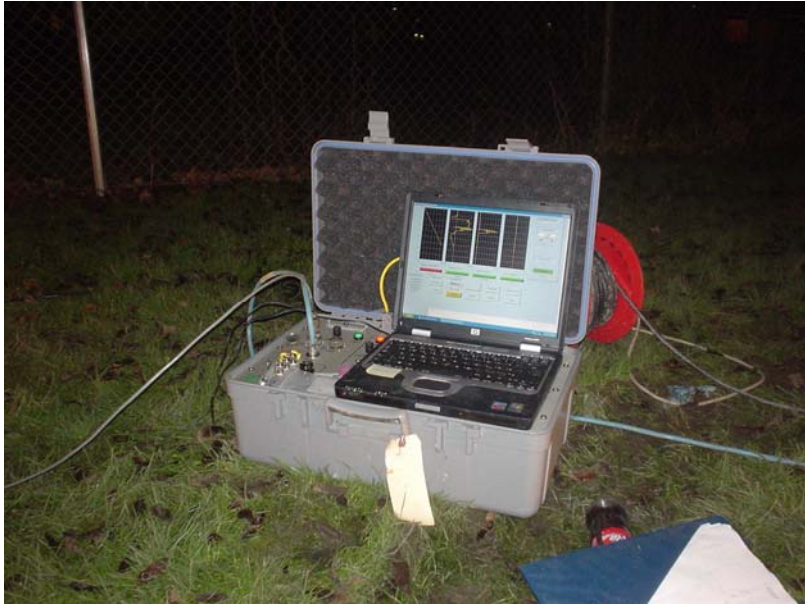
Der er påvist fluorescensrespons i 2 af de 10 sonderinger, og i begge sonderinger ses udslagene samtidigt på både HFFD- og LFFD detektoren. I begge sonderinger (FFD2 og FFD4) er der påvist et dybdeinterval omkring 1,5-2 m u.t. med respons. I FFD2 er der under 2 m.u.t. registreret respons over baggrunds-niveauet i 4 dybder, men væsentlig mindre kraftigt end 1,5-2 m.u.t. Grundet det markant lavere respons og den varierende geologi i de pågældende dybder (se CPT-data i bilag L3), vurderes alene responset i 1,5-2 m.u.t. at repræsentere signifikant fluorescens.

Udover fluorescensresponset fra FFD-sonden, blev der i sondering FFD7 visuelt konstateret en tydelig grønlig farvning af FFD-sonden efter sonderingen. På grund af, at den bløde silt dækkede vinduet ved denne sondering, ses der ikke fluorescensrespons fra FFD-sonden, jf. bilag L4.

5. **Referencer**

/Ref. 1/ Københavns Amt. Pneumatisk Frakturering – Dokumentationsmetoder. Laboratorieforsøg med fluorescerende tracere til dokumentation af sprækkeudbredelse, 10. november 2005. Udarbejdet af NIRAS og M&R/DTU.

/Ref. 2/ ARA Vertek. Datapack 2000F. Users manual.



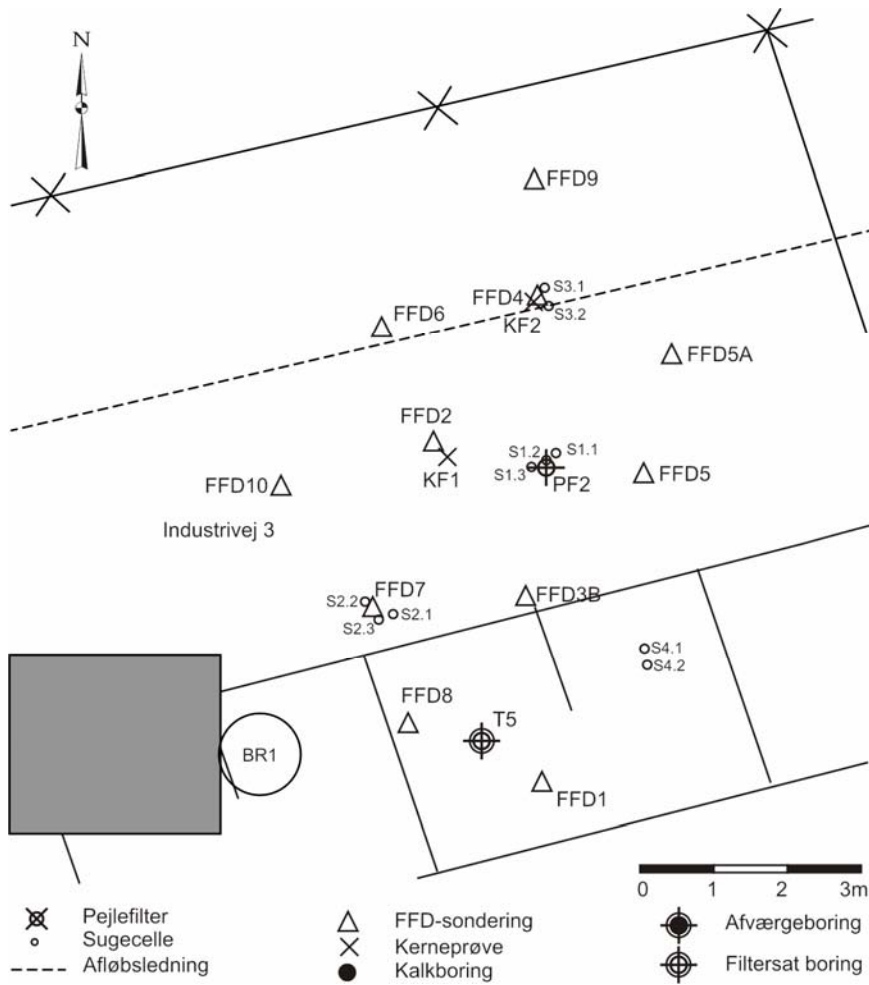
Dataopsamling og on-line display af måledata



FFD-sonde med målevinduet afdækket inden nedpresningen med NIRAS' GeoProbe system.




FFD-sonde dækket af blød silt og med tydelig grøn farve på ydersiden



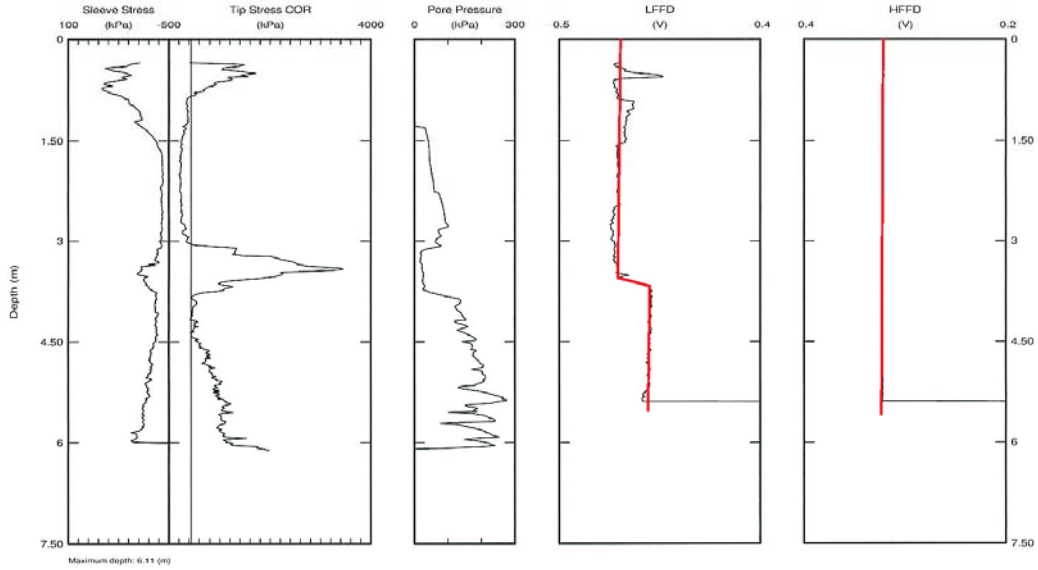
✕ Pejlefilter
 • Sugecelle
 - - - - - Afløbsledning

△ FFD-sondering
 ✕ Kerneprøve
 ● Kalkboring


0 1 2 3m
 ● Afværgeboring
 ⊕ Filtersat boring

 NIRAS Sortemosevej 2, 3450 Allerød +45 48104400 info@niras.dk www.niras.dk	Northing: Easting: Elevation:	Date: 02/Dec/2005 Test ID: FFD-1, v-. T5 Project: Glostrup
	Client: Københavns Amt Site: Industrivej, Glostrup	
	(Empty space for additional data)	
	(Empty space for additional data)	

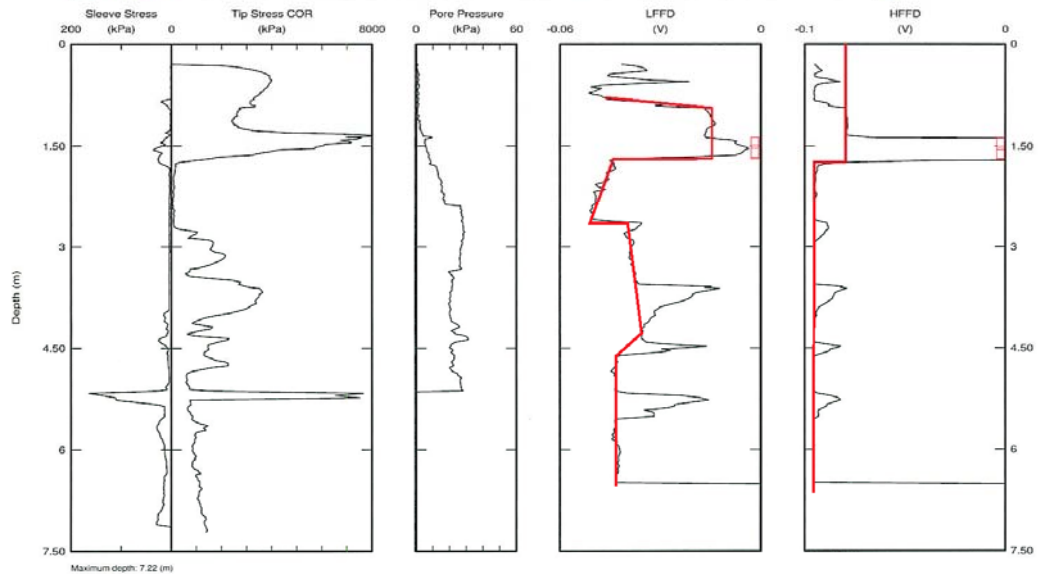
| Baggrunds niveau
 | Dybde med signal ifht. baggrunds niveau



Test ID: FFD-1, v-. T5
 File: 2609594C.ECP

 NIRAS Sortemosevej 2, 3450 Allerød +45 48104400 info@niras.dk www.niras.dk	Northing: Easting: Elevation:	Date: 08/Dec/2005 Test ID: FFD-2 Project: Glostrup
	Client: Københavns Amt Site: Industrivej 3-Glostrup	
	(Empty space for additional data)	
	(Empty space for additional data)	

| Baggrunds niveau
 | Dybde med signal ifht. baggrunds niveau



Test ID: FFD-2
 File: 2609594C.ECP

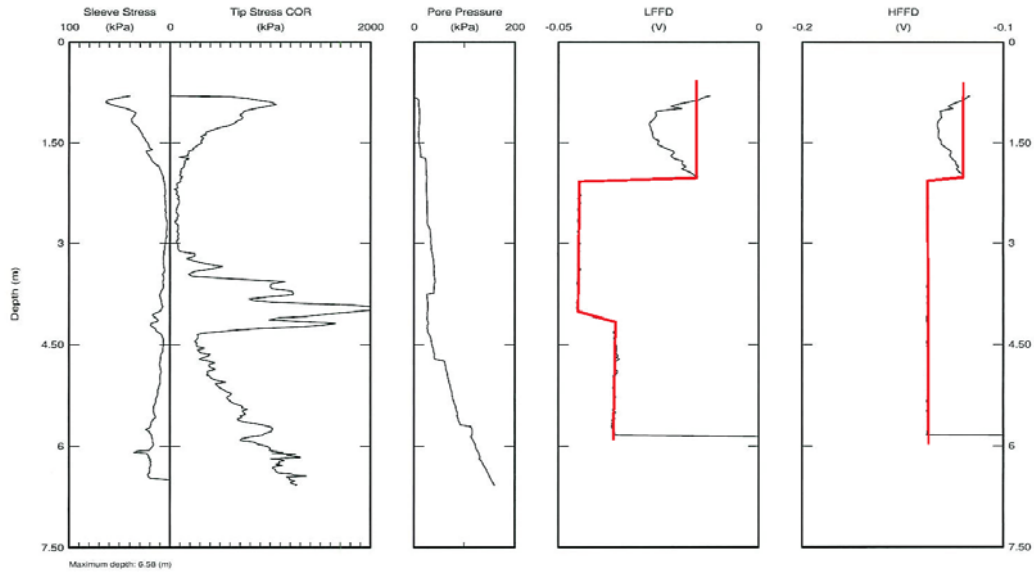


NIRAS
Sortemosevej 2, 3450 Allerød
+45 48104400
info@niras.dk
www.niras.dk

Northing:
Easting:
Elevation:
Client: Københavns Amt
Site: Industrivej 3, Glostrup

Date: 08/Dec/2005
Test ID: FFD-3b
Project: Glostrup

Baggrunds niveau
Dybde med signal
sftl. baggrunds niveau



Test ID: FFD-3b
Flw: 20406690 ECP

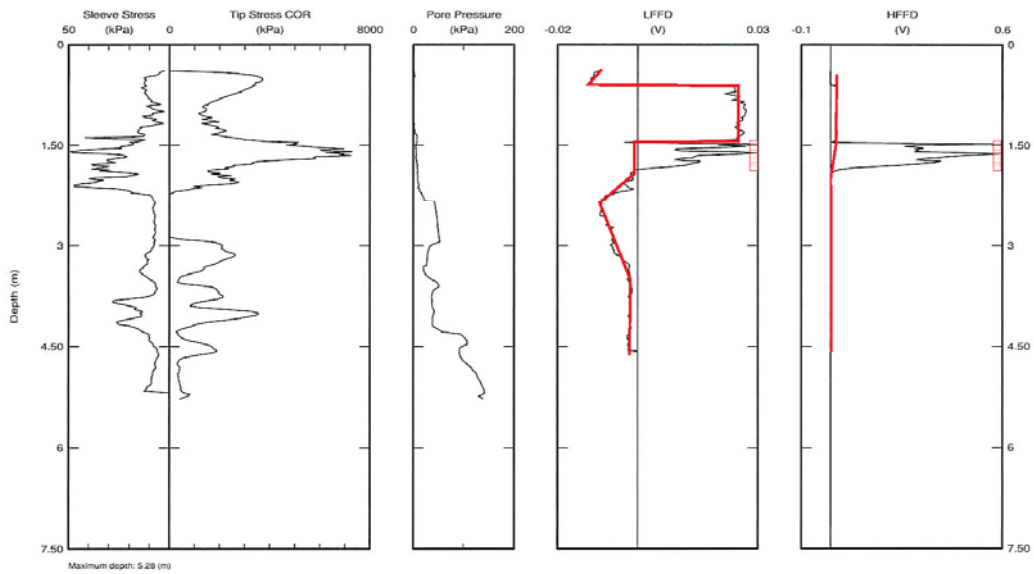


NIRAS
Sortemosevej 2, 3450 Allerød
+45 48104400
info@niras.dk
www.niras.dk

Northing:
Easting:
Elevation:
Client: Københavns Amt
Site: Industrivej 3, Glostrup

Date: 08/Dec/2005
Test ID: FFD-4
Project: Glostrup

Baggrunds niveau
Dybde med signal
sftl. baggrunds niveau



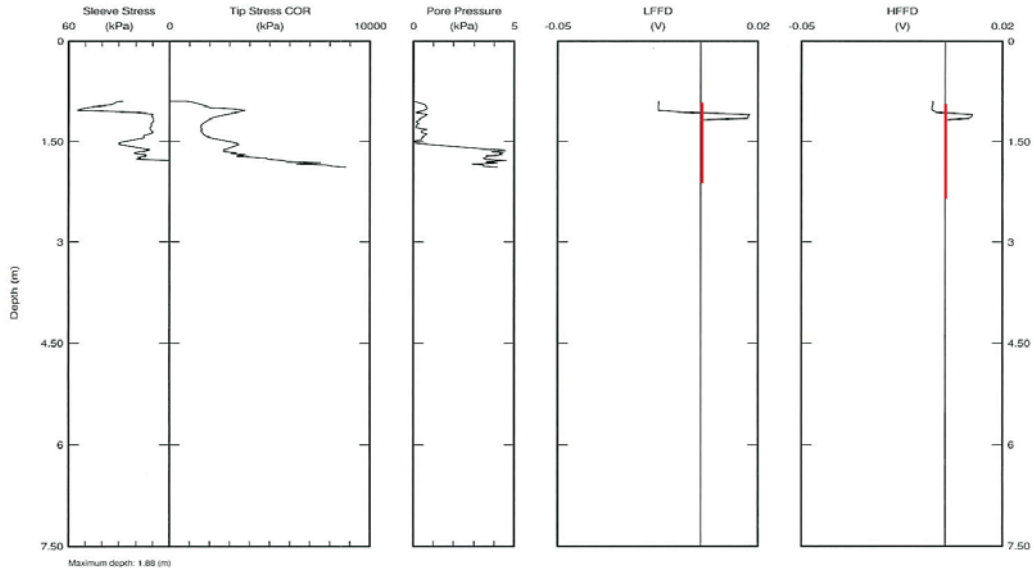
Test ID: FFD-4
Flw: 20406670 ECP

NIRAS
 NIRAS
 Sortemosevej 2, 3450 Allerød
 +45 48104400
 info@niras.dk
 www.niras.dk

Northing:
 Easting:
 Elevation:
 Client: Københavns Amt
 Site: Industrivej 3, Glostrup

Date: 09/Dec/2005
 Test ID: FFD-5a
 Project: Glostrup

■ Baggrundsniveau
 ■ Dybde med signal
 ■ Hft. baggrunds niveau



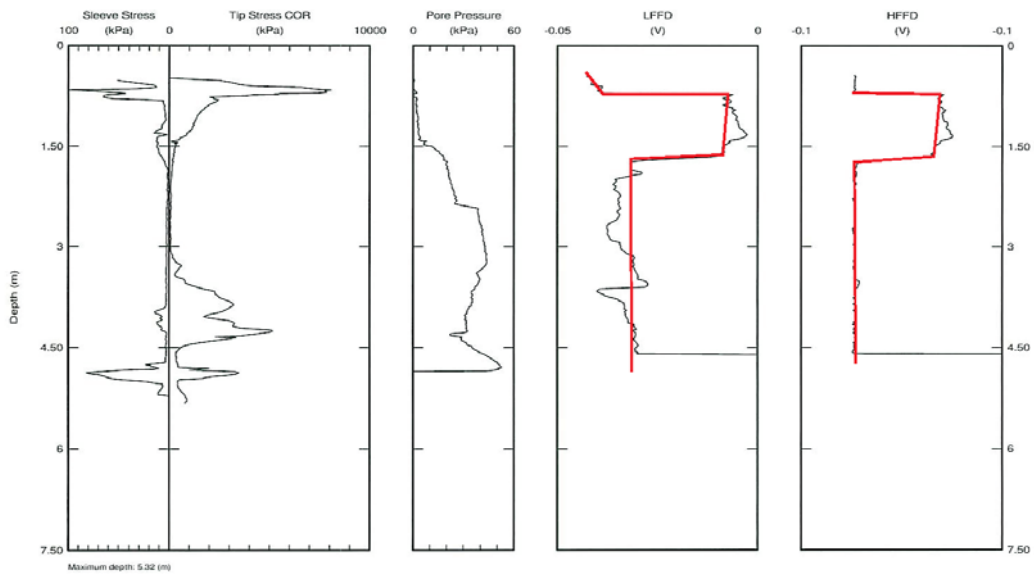
Test ID: FFD-5a
 Fil: 29060501C.ECP

NIRAS
 NIRAS
 Sortemosevej 2, 3450 Allerød
 +45 48104400
 info@niras.dk
 www.niras.dk

Northing:
 Easting:
 Elevation:
 Client: Københavns Amt
 Site: Industrivej 3, Glostrup

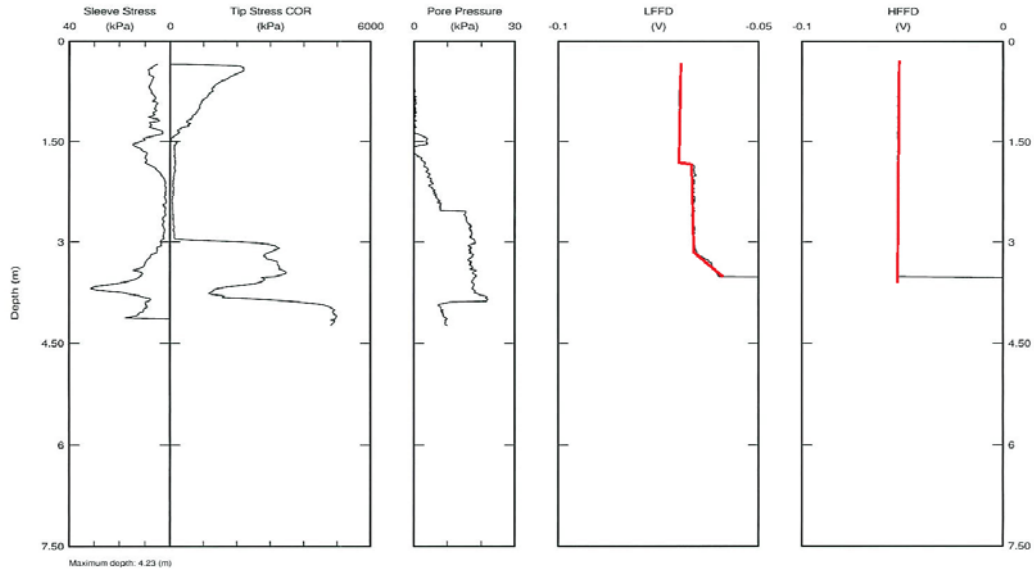
Date: 08/Dec/2005
 Test ID: FFD-5
 Project: Glostrup

■ Baggrunds niveau
 ■ Dybde med signal
 ■ Hft. baggrunds niveau




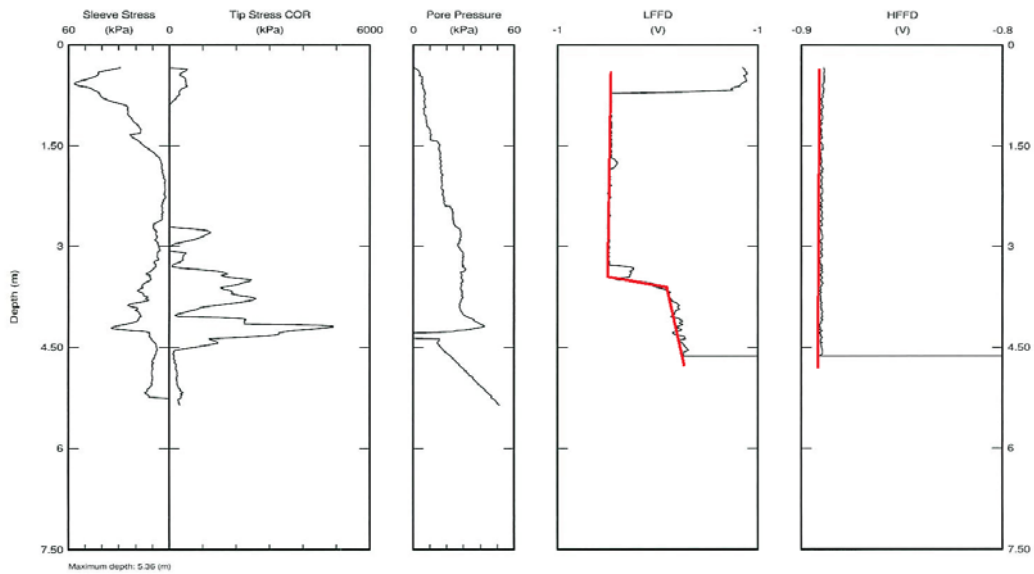
Test ID: FFD-5
 Fil: 29060500C.ECP

 NIRAS Sortemosevej 2, 3450 Allerød +45 48104400 info@niras.dk www.niras.dk	Northing: Easting: Elevation:	Date: 09/Dec/2005 Test ID: FFD-6 Project: Glostrup
	Client: Københavns Amt Site: Industrivej 3, Glostrup	
	Background level: Baggrundsniveau	
	Depth with signal: Dybde med signal Depth relative to background level: Dift. baggrundsniveau	




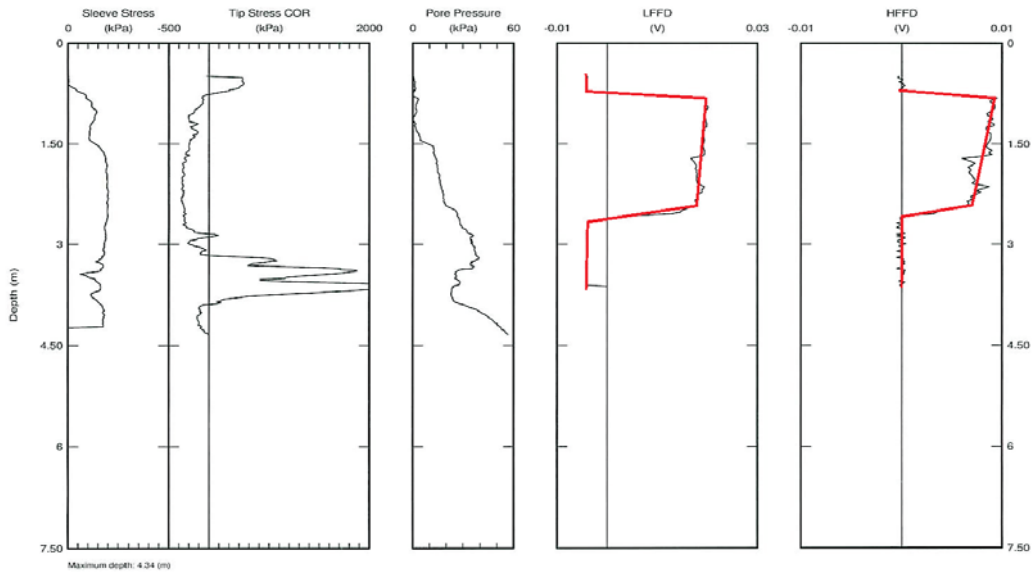
Test ID: FFD-6
 File: 20060502.ECP

 NIRAS Sortemosevej 2, 3450 Allerød +45 48104400 info@niras.dk www.niras.dk	Northing: Easting: Elevation:	Date: 09/Dec/2005 Test ID: FFD-7 Project: Glostrup
	Client: Københavns Amt Site: Industrivej 3, Glostrup	
	Background level: Baggrundsniveau	
	Depth with signal: Dybde med signal Depth relative to background level: Dift. baggrundsniveau	




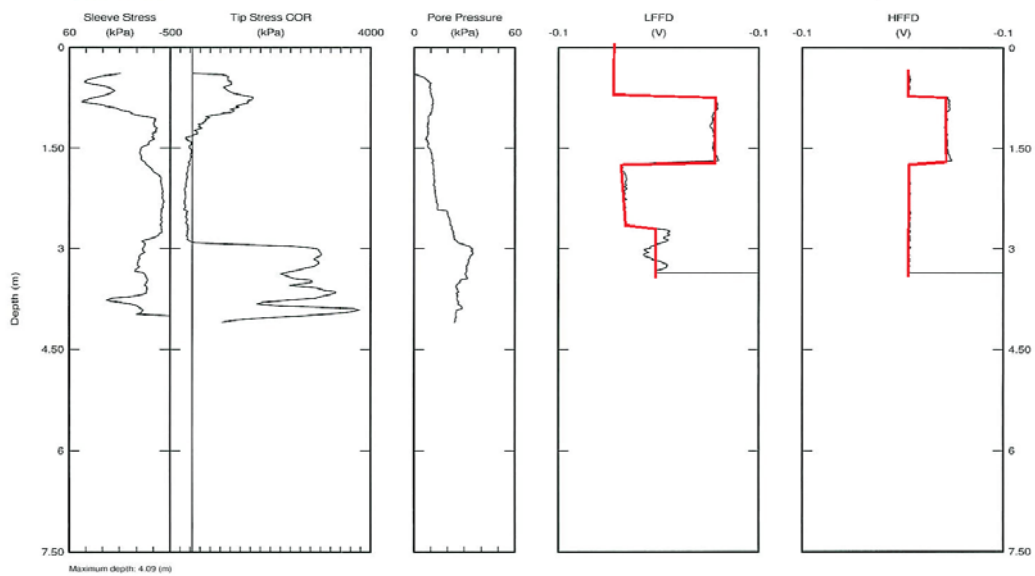
Test ID: FFD-7
 File: 20060503.ECP

 NIRAS Sortemosevej 2, 3450 Allerød +45 48104400 info@niras.dk www.niras.dk	Northing: Easting: Elevation:	Date: 09/Dec/2005 Test ID: FFD-8 Project: Glostrup
	Client: Københavns Amt Site: Industrivej 3, Glostrup	
	(Empty space for additional data)	
	(Empty space for additional data)	



Test ID: FFD-8
 Fil: 20050508.ECP

 NIRAS Sortemosevej 2, 3450 Allerød +45 48104400 info@niras.dk www.niras.dk	Northing: Easting: Elevation:	Date: 09/Dec/2005 Test ID: FFD-9 Project: Glostrup
	Client: Københavns Amt Site: Industrivej 3, Glostrup	
	(Empty space for additional data)	
	(Empty space for additional data)	



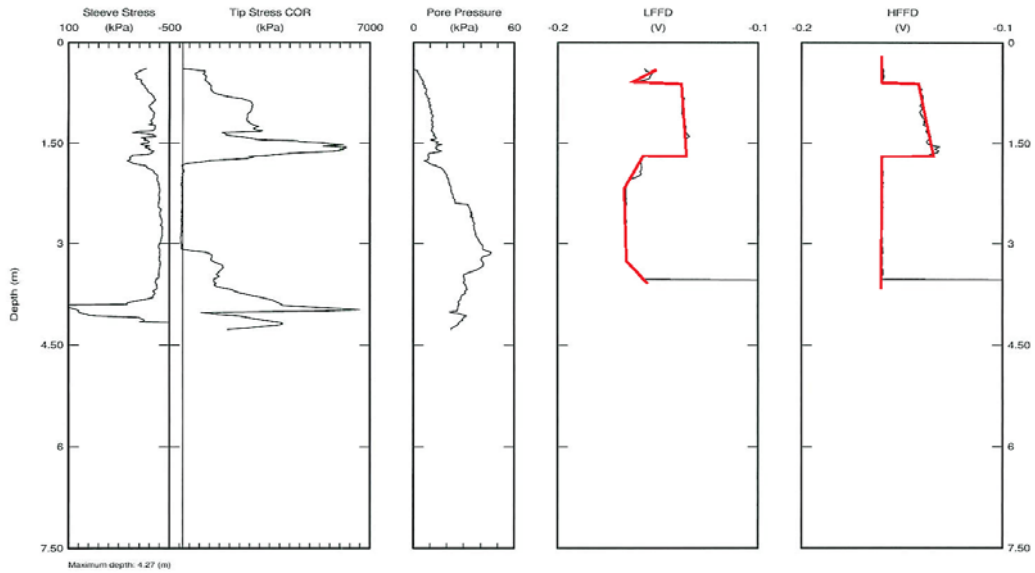
Test ID: FFD-9
 Fil: 20050509.ECP

NIRAS
 NIRAS
 Sortemosevej 2, 3450 Allerød
 +45 48104400
 info@niras.dk
 www.niras.dk

Northing:
 Easting:
 Elevation:
 Client: Københavns Amt
 Site: Industrivej 3, Glostrup

Date: 09/Dec/2005
 Test ID: FFD-10
 Project: Glostrup

— Baggrundsniveau
 □ Dybde med signal
 □ sft. baggrundsniveau



Industrivej 3, Glostrup

Resume af FFD-sonderinger

15-08-2006/AGC

03.792.04

Jordfysiske Parametre

Sondering	Afstand fra PF-1 (m)	Forborings dybde (m)	FFD Vindue (m. o.t)	Korektions faktor (m)	Maksimal dybde (m)	Sleeve Friction		Tip Stress		Pore Pressure	
						max (kPa)	max (kPa)	max (kPa)	max (kPa)	max (kPa)	max (kPa)
FFD-1	1.5	0.35	0.35	-0.3416449	6.11	70	3500	270			
FFD-2	2	0.3	0.4	-0.2928384	7.22	175	8100	30			
FFD-3b	2	0.81	-0.11	-0.7906638	6.58	30	2000	180			
FFD-4	2.25	0.4	0.3	-0.3904513	5.28	50	7000	130			
FFD-5	2	0.45	0.25	-0.4392577	5.32	90	8000	50			
FFD-5a	3.6	0.9	-0.2	-0.8785153	1.88	55	8000	4			
FFD-6	3	0.35	0.35	-0.3416449	4.23	30	5000	20			
FFD-7	3	0.35	0.35	-0.3416449	5.36	55	5000	50			
FFD-8	4	0.5	0.2	-0.4880641	4.33	40	2000	50			
FFD-9	4	0.4	0.3	-0.3904513	4.09	90	3900	35			
FFD-10	3.5	0.4	0.3	-0.3904513	4.27	100	6500	55			

Fluorescens Respons

Sondering	Afstand fra PF-1 (m)	Forborings dybde (m)	FFD Vindue (m. o.t)	Korektions faktor (m)	Maksimal dybde (m)	LFFD		LFFD		HFFD	
						baggrund (V)	udslag m u.t. - m u.t.	baggrund (V)	udslag m u.t. - m u.t.	baggrund (V)	udslag mut- mut
FFD-1	1.5	0.35	0.35	-0.3416449	6.11	-0.45	Ingen	-0.3	Ingen		
FFD-2	2	0.3	0.4	-0.2928384	7.22	-0.04	1.40-1.69	-0.09	1.40-1.69		
FFD-3b	2	0.81	-0.11	-0.7906638	6.58	-0.04	Ingen	-0.13	Ingen		
FFD-4	2.25	0.4	0.3	-0.3904513	5.28	0	1.47-1.83	0	1.47-1.83		
FFD-5	2	0.45	0.25	-0.4392577	5.32	-0.03	Ingen	-0.09	Ingen		
FFD-5a	3.6	0.9	-0.2	-0.8785153	1.88	0	Ingen	0	Ingen		
FFD-6	3	0.35	0.35	-0.3416449	4.23	-0.07	Ingen	-0.05	Ingen		
FFD-7	3	0.35	0.35	-0.3416449	5.36	-0.5	Ingen	-0.85	Ingen		
FFD-8	4	0.5	0.2	-0.4880641	4.33	0.02	Ingen	0	Ingen		
FFD-9	4	0.4	0.3	-0.3904513	4.09	0	Ingen	0	Ingen		
FFD-10	3.5	0.4	0.3	-0.3904513	4.27	-0.15	Ingen	-0.15	Ingen		

Indikerer at der visuelt er påvist grønt farvestof på sonde eller rør efter målingen

Bilag M
Pneumatisk frakturering.
Datarapport fra ARS Technologies



Report of Results

Pneumatic Fracturing Substrate Injection Pilot Study

**GLOSTRUP SITE AND HEDEHUSENE SITE
DENMARK**

Prepared for:

NIRAS
Sortemosevej 2, 3450 Allerød
Denmark

Prepared by:

ARS Technologies, Inc.
98 North Ward Street
New Brunswick, New Jersey 08901

December 2005

TABLE OF CONTENTS

1.0	INTRODUCTION.....	4
2.0	TECHNOLOGY BACKGROUND	4
3.0	PNEUMATIC FRACTURING OVERVIEW	2
4.0	PNEUMATIC FRACTURING DATA PARAMETERS	2
4.1	Injection Initiation and Maintenance Pressures	2
4.2	Pressure Response at Adjacent Wells.....	4
4.3	Ground Surface Heave.....	4
5.0	FIELD IMPLEMENTATION SUMMARY	5
5.1	Site 1 - (Hedehusene Site).....	5
5.1.1	Fracture Initiation and Maintenance Pressures	5
5.1.2	Pressure Response at Adjacent Monitoring Wells	6
5.1.3	Surface Heave	6
5.2	Site 2 - (Glostrup Site).....	7
5.2.1	Fracture Initiation and Maintenance Pressures	7
5.2.2	Pressure Response at Adjacent Monitoring Wells	8
5.2.3	Surface Heave	8
6.0	CONCLUSION	9



1.0 INTRODUCTION

This document presents the results of a Pneumatic Fracturing and Liquid Atomized Injection (PF/LAI) Pilot Study implemented by ARS Technologies, Inc. (ARS) for NIRAS at two sites located in the towns of Hedehusene and Glostrup, Denmark. The study was initiated to assess the effectiveness of ARS' PF/LAI processes as a permeability enhancer and delivery mechanism to augment the insitu treatment of subsurface contamination within the two suspected source areas at the above-mentioned sites. The results generated from the study will be used to ascertain the fracturing characteristics and/or mechanism specific to two distinct soil types through an evaluation of achievable radius of influence, uniformity and apparent density of the induced fracture network and achievable reagent dosages that can be effectively distributed within an established fracture network.

The two sites where the Pilot Tests were executed consisted of the Hedehusene Site (Site 1) and the Glostrup Site (Site 2). Field operations at Site 1 were initiated on December 5 and completed December 6, 2005. Operations at Site 2 were initiated on December 7 and completed December 8, 2005. At Site 1, PF and LAI were applied within a treatment interval extending from a depth of 3 to 8 meters bgs, resulting in the emplacement of 250 liters of tracer solution. At Site 2, PF was applied within two borings designated as PF-1 and PF-2 resulting in the injection of 800 liters of molasses within boring PF-1 from a depth of 2 - 4 meters and the injection of 150 liters of tracer solution in boring PF-2 at a depth of 1.5 - 2.5 meters.

2.0 TECHNOLOGY BACKGROUND

Pneumatic Fracturing is a patented technology that creates and/or enhances existing fractures within fine-grained subsurface soils and bedrock. This process creates a localized interconnected fracture network, which reduces geologic heterogeneities and increases the bulk permeability of the formation. An increase in bulk permeability can promote more effective contact between the reagents and the contaminants by allowing greater volumes of reagent to be distributed in the subsurface and by providing better access to hydraulically isolated pockets of the formation. Although the response of different geologic conditions to pneumatic fracturing will vary, the net effect remains the same, i.e. acceleration of the rate at which pore gases and liquids can move through the formation ultimately resulting in the reduction of insitu remediation times and also extension of current insitu technologies to more difficult geologic conditions.

PF relies on the injection of gas into the subsurface at pressures that exceed the combined overburden pressure and cohesive soil strength of the geologic matrix, and at flow rates that exceed the effective permeability of the undisturbed soil. The result is a rapid propagation of fractures outward from the injection well to various distances depending upon the geology. Fracture propagation distances of 30 - 60 feet are common in rock formations. Unconsolidated materials such as silts and clays typically exhibit fracture propagation distances of 20 - 40 feet.



A critical component of ARS' injection process is ensuring that the reactive media is distributed effectively within the established fracture network to facilitate intimate contact and promote the desired chemical reactions. To accomplish this enhanced distribution, ARS incorporates its gas-based LAI technology for the emplacement of reactive media.

3.0 PNEUMATIC FRACTURING OVERVIEW

In general, the equipment used for the PF process consists of a skid mounted high-pressure high-flow control module complete with an injection control manifold, a precision gas flow meter and a digital data logger used to monitor various operational parameters. Due to the large quantity of compressed gas needed for fracturing, pressurized nitrogen tube trailers and/or cylinder banks are utilized as the fracturing fluid.

In low permeable soils, the application of PF serves as a critical precursor to reagent injections. Typically, PF consists of applying pressurized nitrogen for approximately 15 seconds within a 1-meter vertical interval. The actual size of an injection interval can vary and is based on the site-specific geologic conditions, down-hole assembly configurations and the dispersion properties of the nozzle employed for the study. The nozzle can be positioned at any elevation within the borehole depending on the desired number of fractures required. Upon completion of a PF injection, the desired reagent injections are initiated. This approach is then repeated for each subsequent injection interval prior to the reagent injections.

4.0 PNEUMATIC FRACTURING DATA PARAMETERS

Evaluation of the PF technology requires the measurement of a number of system parameters relating to fracture initiation and propagation. As a result, several methods and monitoring techniques have been developed to detect and measure pneumatically induced fractures. Those parameters pertinent to the present study are: initiation and maintenance pressures, pressure response at surrounding monitoring points and surface heave. The parameters discussed below can be used as a confirmatory measure on whether fractures and/or reagent were successfully propagated within the targeted intervals.

During each PF injection, data parameters including initiation and maintenance pressures, pressure response, ground surface heave and visual field observations are recorded. The following section describes in detail the data parameters that were collected during the PF operations at Site 1 and Site 2.

4.1 Injection Initiation and Maintenance Pressures

During each PF injection, pressures in the fracture interval were recorded by a pressure transducer located in-line within the conduit leading to the injection nozzle. These pressures are recorded by a data logging system located on the injection module and accessed using a lap top



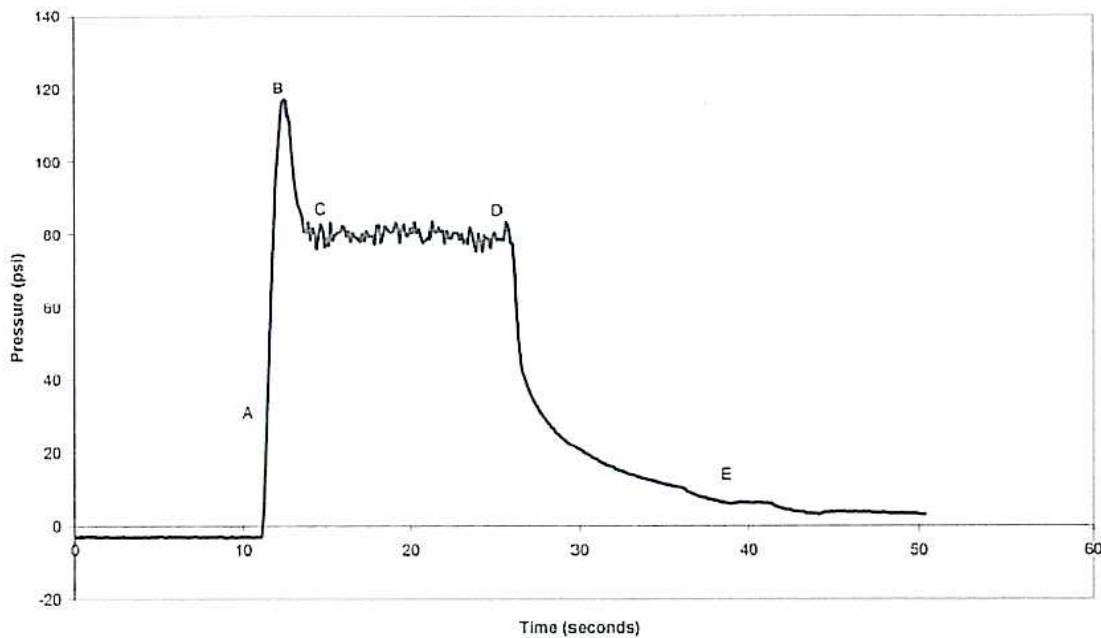
computer. By comparing the magnitude and shape of the pressure-history curve to previously collected curves in similar geology, an assessment can be made on whether fracture propagation occurred. This information allows the evaluation of two critical measurements; the fracture initiation pressure and the fracture maintenance pressure. A typical pneumatic fracturing event can be subdivided into three distinct stages consisting of:

- Breakdown of formation
- Fracture Initiation
- Fracture Maintenance

These independent stages are illustrated in Figure 1. It should be noted that the shape of the pressure-time history curve depends on a number of factors including insitu stress fields and geologic characteristics of the medium being fractured.

FIGURE 1 – Pressure Versus Time Curve

Source - Clay Site, Alabama
Injection Depth - 5 meters bgs



The following section describes each stage as it relates to the pneumatic fracturing mechanism as illustrated in Figure 1. During the first stage identified as “breakdown”, the pressure rapidly builds up as gas is injected into the discrete sealed interval of the borehole. This stage is identified as curve segment A-B. The formation of these initial elevated pressures result from the fact that the formation is not yet fractured and still has low permeability. This stage is relatively short and typically last 1-2 seconds. Once the pressure exceeds the insitu stress conditions and media strength prevailing within the sealed pressurized interval, the formation



yields and fracture initiation instantaneously occurs. The pressure at this instant is identified as the initiation pressure identified as Stage B in Figure 1. Following the instantaneous fracture initiation stage, the pressure decreases rapidly in the sealed interval and eventually stabilizes at a pressure plateau as the injection continues. During this time period, high volumes of gas rush out of the pressurized interval and fractures propagate radially into the formation. This accounts for the rapid decline in the borehole pressure as represented by curve segment B-C. The pressure plateau C-D represents a period of the fracture maintenance and dilation, which is nearly constant for the remainder of the injection period. This pressure indicates that an equilibrium state has been attained for that particular injection flowrate. During this period, the flow rate into the fractured formation exactly equals the leak-off into the formation from the fracture surfaces and tips. As the injection pressure is terminated, the maintenance pressure declines rapidly from D-E.

4.2 Pressure Response at Adjacent Wells

Evaluation of pressure response data collected during PF operations can provide a reasonable assessment on the extent of fracture propagation. This data also assists in determining which directions fractures and the subsequent reagent may have propagated. In addition, the degree of pressure response can often help determine whether a monitoring point has been directly influenced (i.e. fractures propagate outward and intersect wells or boreholes), or indirectly influenced (i.e. existing pathways such as naturally occurring or induced fractures are dilated). Minimal pressure response in monitoring wells located close to the injection point may indicate that fluidization and significant gas dispersion is occurring.

During the injections, pressure influence was measured at target wells using calibrated pressure (psi) gauges. Each pressure gauge was outfitted with a drag arm indicator that records the maximum pressure detected at the monitoring point during the injection.

4.3 Ground Surface Heave

Ground surface heave is used as one of the primary methods to detect fracture initiation and propagation. Since soil is a deformable medium, the observed surface heave represents the lower limit of fracture aperture and radius. One limitation of surface heave measurements is depth. As injection depths increase, the magnitude of observed surface effects becomes smaller, since heave is absorbed by the formation as elastic strain.

At both sites, ground surface heave monitoring was conducted during the injections using surveying transits in conjunction with heave rods. A total of three heave rods were placed at predetermined radial distances from the fracture well. During each injection event, the rod was observed for the maximum amount of upward motion (surface heave) and residual or permanent heave.



5.0 FIELD IMPLEMENTATION SUMMARY

5.1 Site 1 - (Hedchusene Site)

Field operations at Site 1 consisted of applying PF/LAI within one boring designated as PF-1. A total of five injections were performed within discrete 1-meter intervals extending from a depth of 3 to 8 meters bgs. PF was applied within each interval prior to the reagent injections to increase the bulk permeability of the clayey soils through the creation of a fracture network within the target treatment zones. The discrete 1-meter injection intervals where PF and the LAI of the tracer solution were performed are as follows:

- Interval 1 (7 – 8 meters)
- Interval 2 (6 – 7 meters)
- Interval 3 (5 – 6 meters)
- Interval 4 (4 – 5 meters)
- Interval 5 (3 – 4 meters)

PF/LAI within the shallowest interval (2–3 meters) was not performed due to significant daylighting of gas, formation water and tracer solution from around the annulus of well cluster T1 located 5 meters from the fracture boring PF-1.

Data parameters collected during each fracturing event included the discrete injection interval, initiation and maintenance pressures collected off the laptop, pressure influence at surrounding monitoring wells, ground surface heave and visual field observations. These parameters are presented in Tables 1, 2 and 3. An approximation of the pressure-history curves for each PF event is presented in Appendix A of this report.

5.1.1 Fracture Initiation and Maintenance Pressures

The information presented in Table 1 summarizes the injection parameters collected by ARS during the pneumatic fracturing and tracer injections at Site 1. Each of the five treatment intervals in Table 1 have been subdivided into the data specific to PF and LAI. Analysis of the PF data indicates that fractures were successfully initiated and propagated within all five targeted fracture intervals. This conclusion is substantiated through the distinctly higher initiation pressures relative to the maintenance pressures and represents, as identified in Figure 1, the three critical stages signifying a discrete fracture event.

Injection pressures between 40 and 125 psi were required to initiate and propagate fractures within the subsurface. In all cases, fracture dilation and/or maintenance pressures were significantly lower than the initiation pressures ranging between 20 and 85 psi. Nitrogen flowrates during pneumatic fracturing ranged between 240 and 940 standard cubic feet per



minute (SCFM). The highest flowrates were observed within the deepest intervals and decreased as the injections became shallower. Nitrogen flowrates during the LAI of the tracer solution were set substantially lower in effort to mitigate borehole deterioration and subsequent daylighting of the tracer.

The reagent injections at PF-1 resulted in the emplacement of 250 liters of tracer solution within 5 fracture intervals corresponding to a target dosage of 50 liters per interval. The injection pressures relative to time (Pressure-History Curves) are presented in Appendix A. The pressure-history curves for the above intervals, illustrates a typical response indicative of a fracture event as illustrated in Figure 1. A distinct pressure peak is visible during early times of these injections, representing the breaking pressure as the formation fractures. It is at this point when new fractures are created and/or existing fractures or planes of weakness (such as bedding planes) are dilated. Following this peak, a drop in pressure typically observed and represents the maintenance pressure required to maintain dilation of the fractures and maintain gas flow through the formation.

5.1.2 Pressure Response at Adjacent Monitoring Wells

A total of twelve (12) monitoring wells were measured for pressure influence during the PF/LAI injections at Site 1. The data presented in Table 2 identified several wells (T1-3, T2-3, T3-1, T3-3 and T4-3) that showed significant pressure response during the PF injections indicating direct pneumatic connection across the well screen and confirming the lateral propagation of fractures in excess of 5 meters. Pressure response was also observed around an abandoned geoprobe boring located approximately 7 meters to the west of PF-1. During the third injection interval, significant pneumatic connection at well cluster T-1 and T-4 resulted in the short-circuiting of gas around the well annulus. This occurrence likely limited any type of uniform (360°) fracture propagation within the upper three intervals resulting in preferential propagation towards the short-circuiting wells.

5.1.3 Surface Heave

Surface heave measurements recorded during the PF injections are presented in Table 3. A total of three locations were monitored for heave during the fracturing injections as identified in Table 3 as Point 1, Point 2 and Point 3. Point 1 was located closest to the injection well (approximately 1 meter) while Points 2 and 3 were positioned approximately 3 meters away from PF-1 in a general northerly and southwesterly direction, respectively.

The maximum heave data collected during the PF injections for the two deepest intervals (Intervals 1 and 2) revealed a relatively uniform surface heave during injections at all three monitoring locations. It is apparent from these measurements that fractures were likely propagated in a uniform 360° fashion around PF-1. More notably, since surface heave represents the lower limit of fracture aperture and radius, these comparable heave measurements



demonstrate that a relatively uniform fracture density was established during injections between the fracture well and the monitoring points located 3 meters away.

In general, the magnitude of surface heave was observed to be inversely proportional to depth with heave magnitude diminishing as the injections became shallower. A possible explanation for the reduced heave within the top three intervals may relate to the short-circuiting of the gas and subsequent preferential flow towards well cluster T1 and T4. Heave data collection during the shallowest injection interval (3 – 4 meters) was limited to one location (Point 3) due to a lack of sufficient light at the site.

Residual heave measurements collected immediately after the injections at PF-1 revealed a cumulative residual vertical surface deflection of 0.216 inches adjacent to injection boring (Point 1). The cumulative residual heave was observed to decrease with distance from the fracture well corresponding to a residual heave of 0.10 inches and 0.20 inches at monitoring points 2 and 3, respectively. These observations would be expected since the density of the fracture network diminishes with distance as a result of gas leak off and diffusion through the primary and secondary fractures in the soil matrix.

5.2 Site 2 - (Glostrup Site)

Site 2 PF/LAI injections were performed within two borings designated as PF-1 and PF-2. PF was applied prior to the reagent injections to increase the bulk permeability of the site soils through the creation of a pneumatically induced fracture network within the target treatment interval.

The instability and/or collapsible nature of the soils at Site 2 required the advancement of a 4-inch casing to the target depth. Once this was accomplished, ARS' fracture assembly was lowered to the bottom of the boring and the casing was then retracted to expose the full assembly to the formation.

5.2.1 Fracture Initiation and Maintenance Pressures

The information presented in Table 4 summarizes the injection parameters for wells PF-1 and PF-2. Each treatment interval in Table 4 is subdivided into data relating to pneumatic fracturing and LAI. Evaluation of the data reveals that fractures were successfully initiated and propagated during the two injections performed at PF-1 and PF-2. This conclusion is substantiated through a distinctly higher initiation pressure relative to the maintenance pressure and represents, as identified in Figure 1, the three critical stages that signify a fracture event.

Injections at PF-1 utilized fracturing to emplace a biostimulant (molasses) within a contaminated region of the site to promote reductive dechlorination of the target compounds. Injections consisted of fracturing coupled with the hydraulic delivery of 800 liters of molasses. PF was successfully applied within one injection interval at a depth of 3 – 4 meters bgs. PF was not



applied within the second most shallowest interval located 2 – 3 meters bgs in an attempt to maximize lateral distribution and minimize borehole deterioration and subsequent daylighting of the molasses to ground surface.

Injections at PF-2 utilized fracturing to emplace a tracer solution within one interval from a depth of 1.5 – 2.5 meters. PF was applied and then followed by the hydraulic delivery 150 liters of tracer solution.

5.2.2 Pressure Response at Adjacent Monitoring Wells

A total of twelve (12) monitoring wells were measured for pressure influence during the PF/LAI injections at PF-1 Site 2. The data presented in Table 5 identified several wells (T2-2, T3-2, T4-1, T4-2 and T5) that showed significant pressure response during the PF injections indicating direct pneumatic connection across the well screen and confirming the lateral propagation of fractures in excess of 5 meters.

Significant pressure influence during PF injections at Site 2 PF-2 was observed within all the wells within the immediate vicinity of PF-2, corresponding to wells T4-1, T4-2 and T5 indicating gas propagation within the treatment zone.

5.2.3 Surface Heave

Surface heave measurements recorded during the PF injections at Site 2 PF-1 and PF-2 are presented in Table 6. A total of two locations were monitored for heave during the fracturing injections at PF-1 and three locations were monitored for PF-2. The heave locations relative to injection wells PF-1 and PF-2 are identified in Table 6 as Point 1 and Point 2 for PF-1 and Point 1, Point 2 and Point 3 for PF-2.

The data presented for PF-1 show a more pronounced variation in heave between Point 1 and Point 2 indicating a higher degree of gas leak off into the soil matrix suggesting the presence of more permeable soils. The residual heave between the two monitoring locations were identical demonstrating presence of a uniform fracture density within 1.5 meters of PF-1.

The data presented for PF-2 shows a more significant variation in heave between Point 1, Point 2 and Point 3 suggesting preferential flow and a high degree of gas leak off into the soil matrix indicative of permeable soils. The residual heave recorded for the three monitoring points were zero with the exception of Point 3, which registered a small residual of .07. This observation suggests that fractures were not created due to the low cohesiveness high permeability of the site soils.



6.0 CONCLUSION

A pilot study was successfully implemented at two sites in Denmark to assess the effectiveness of ARS' PF/LAI processes as a permeability enhancer and delivery technique. The process was shown to be viable as a means to augment insitu treatment of subsurface contamination within two distinct soil types. ARS was contracted by NIRAS to implement the pilot scale study, which was performed during December 2005. The success of PF was demonstrated through evaluation of operational data parameters, which provided evidence that an interconnected fracture network was successfully established and permeability enhancements occurred within the targeted treatment zone. Pressure vs. time curves, pressure influence and surface heave data collected during each fracture event provided evidence of fracture initiation and propagation within the treatment zone. The achievable ROI during the PF/LAI injections was identified through an evaluation of injection operational parameters and noted field observations. These operational parameters, collected during the PF injections confirmed that a minimum fracture propagation distance of 5 meters could be consistently achieved within Site 1 soils. Due to the inherent heterogeneity of the soils present at Site 2, a more conservative radius of 3 meters was estimated.



TABLE 1
Pneumatic Fracturing and Injection Data Table
Site 1 (Clay Site), Hedehusene, Denmark

Injection Data										Nitrogen Data			
Date	Borehole Name	Interval (meters bgs.)	Fracture or Injection	Start Time (Approx.)	Approx. Duration (sec.)	Peak Pres. (PSI)	Maintenance Pres. (PSI)	Injection Pres. (PSI)	Volume Injected (ltrs)	Flowrate (scfm)	Initial Pres. (PSI)	End Pres. (PSI)	Banks Open
December 6th, 2005	PF - 1	7 - 8	Fracture	12:31	15	125	85	/	/	940	2900	/	2
			Injection	13:02	130	/	/	80	/	350	/	2220	/
		6 - 7	Fracture	14:03	15	60	40	/	/	750	2220	/	2
			Injection	14:11	138	/	/	30	/	325	/	1580	/
		5 - 6	Fracture	15:11	15	55	20	/	/	600	1580	/	2
			Injection	15:18	161	/	/	20	/	310	/	1170	/
	4 - 5	Fracture	15:56	15	45	20	/	/	480	1170	/	2	
		Injection	15:57	150	/	/	30	/	290	/	850	/	
	3 - 4	Fracture	16:32	15	40	20	/	/	240	850	/	2	
		Injection	16:32	155	/	/	30	/	200	/	590	/	

"/" - signifies that the data is not applicable

TABLE 2
Monitoring Well Data Table
Site 1 (Clay Site), Hedehusene, Denmark

		Monitoring Well Influence (psi)															
Injection																	
Date	Borehole Name	Interval (meters bgs.)	Fracture or Injection	T1-1	T1-2 (P)	T1-3	T2-1	T2-2 (P)	T2-3	T3-1	T3-2 (P)	T3-3	T4-1	T4-2 (P)	T4-3		
December 6th, 2005	PF - 1	7 - 8	Fracture	>0	>0	Discharge	0	0	0	0	0	Discharge	>0	1.5	0		
			Injection	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Fracture	0	0	Discharge	0	0	Discharge	Discharge	Discharge	Discharge	>0	Discharge	2.4	0	Discharge
				6 - 7	Injection	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
				5 - 6	Fracture	0	0	Discharge	0	0	0	0	Discharge	0			
					Injection	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
				4 - 5	Fracture	nd	0	nd	nd	0	nd	nd	0	nd			
					Injection	nd	0	nd	nd	0	nd	nd	0	nd			
				3 - 4	Fracture	nd	0	nd	nd	0	nd	nd	0	nd			
					Injection	nd	0	nd	nd	0	nd	nd	0	nd			

(P) - indicates well with packer installed

Discharge - indicates water, gas or both erupted from well

>0 - indicates pressure readings below gauge sensitivity range

nd - indicates that no data was recorded for that event

Daylighting. Seal around well annulus compromised. No pressure readings available.

Daylighting. Seal around well annulus compromised. No pressure readings available.

TABLE 3

TABLE 3
Surface Heave Data Table
Site 1 (Clay Site), Hedehusene, Denmark

Injection		Heave Location and Magnitude (inches)				
Date	Borehole ID	Interval (meters bgs.)	Pt. 1 (Max/Res)	Pt. 2 (Max/Res)	Pt. 3 (Max/Res)	Comments
December 6th, 2005	PF - 1	7 - 8	.50 / .125	.45 / .10	.40 / .10	(Pt1): Located 1 meter from Fracture Well. (Pt2): Located 3 meters North of PF-1 (Pt3): Located 3 meters southwest of PF-1
		6 - 7	.375 / .031	.25 / 0	.30 / .05	
		5 - 6	.25 / .06	.20 / 0	.05 / 0	
		4 - 5	.125 / 0	.10 / 0	.10 / .05	
		3 - 4	nd	nd	.1 / 0	

Note - All heave measurements collected during and immediately after PF injections

nd - signifies "No Data"

nm - signifies "Not Monitored"

TABLE 4
Pneumatic Fracturing And Injection Data Table
Site 2 (Glostrup Site), Glostrup, Denmark

Injection Data											Nitrogen Data			
Date	Borehole Name	Interval (meters bgs.)	Fracture or Injection	Start Time (Aprox.)	Aprox. Duration (sec.)	Peak Pres. (PSI)	Maintenance Pres. (PSI)	Injection Pres. (PSI)	Volume Injected (llrs)	Flowrate (scfm)	Initial Pres. (PSI)	End Pres. (PSI)	Banks Open	
December 7th, 2005	PF - 1	3 - 4	Fracture	15:45	15	40	20	/	/	890	2850	2460	1	
			Injection	15:55	1080	/	/	No Gas used.	425					
			Fracture			No Pneumatic Fracturing event took place. Strictly Hydraulic Injection.								
December 8th, 2005	PF - 2	1.5 - 2.5	Injection	16:43	830	/	/	No Gas used.	375	600	2300	1870	1	
			Fracture	12:25	15	50	30	/	/					
			Injection	12:35	600	/	/	No Gas used.	150					

"/" - signifies that the data is not applicable

TABLE 5
Monitoring Well Data Table
Site 2 (Glostrup Site), Glostrup, Denmark

Injection		Monitoring Well Influence (PSI)													
Date	Borehole Name	Interval (meters bgs.)	Fracture or Injection	T1-1(P)	T1-2	T2-1 (P)	T2-2	T3-1 (P)	T3-2	T4-1 (P)	T4-2	T5 (P)	G12 (P)	B57	B58 (P)
December 7th, 2005	PF - 1	3 - 4	Fracture	>0	0	.6	Discharge	.8	Discharge	5.4	Discharge	nd	0	0	0
			Injection	0	nd	0	nd	>0	nd	4.5	nd	nd	0	0	0
No Pneumatic Fracturing Event.															
December 8th, 2005	PF - 2	1.5 - 2.5	Injection	0	nd	0	nd	0	nd	0	nd	nd	0	0	0
			Fracture	nd	nd	nd	nd	nd	Discharge	Discharge	3.6	nd	nd	nd	nd
			Injection	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0	nd	nd

(P) - indicates well with packer installed
 Discharge - indicates water, gas or both erupted from well
 >0-indicates pressure readings below gauge sensitivity range
 nd - indicates that no data was recorded for that event

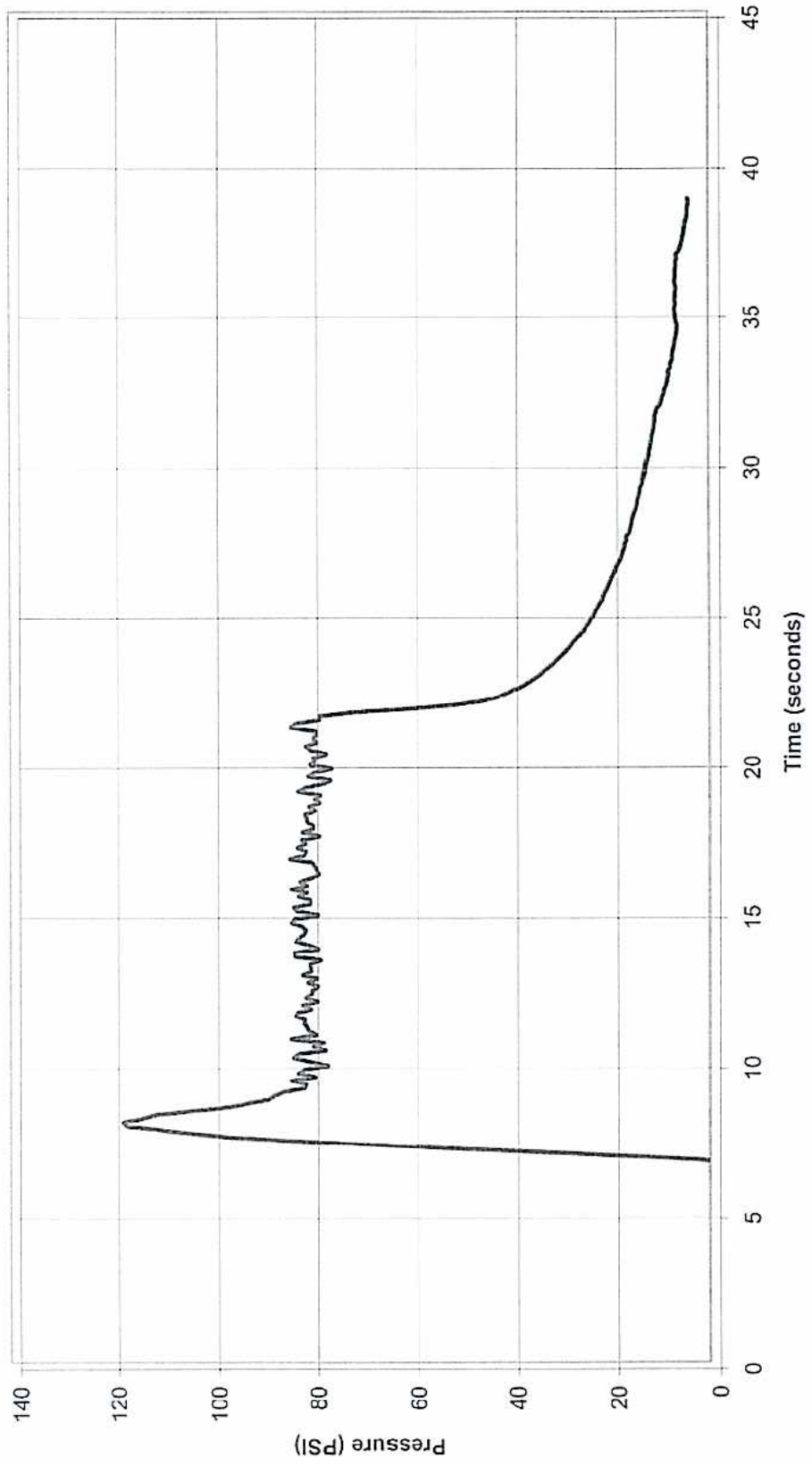
TABLE 6
Heave Data Table
Site 2 (Glostrup Site), Glostrup, Denmark

Injection		Heave Location and Magnitude (inches)				
Date	Borehole Name	Interval (meters bgs.)	Pt. 1 (Max/Res)	Pt. 2 (Max/Res)	Pt. 3 (Max/Res)	Comments
December 7th, 2005	PF - 1	3 - 4	.60 / .1	.30 / .1	nm	(Pt1): Fracture Well. (Pt2): Between Fracture Point and MW T5. All heave data was collected after fracture events only.
		2 - 3	nm	nm	nm	
December 8th, 2005	PF - 2	1.5 - 2.5	.25 / 0	.10 / 0	.45 / .07	(Pt1): Fracture Well. (Pt2): 2.5 meters away toward hedgerow. (Pt3): 3.5 meters away toward main road. All heave data was collected after fracture events only.

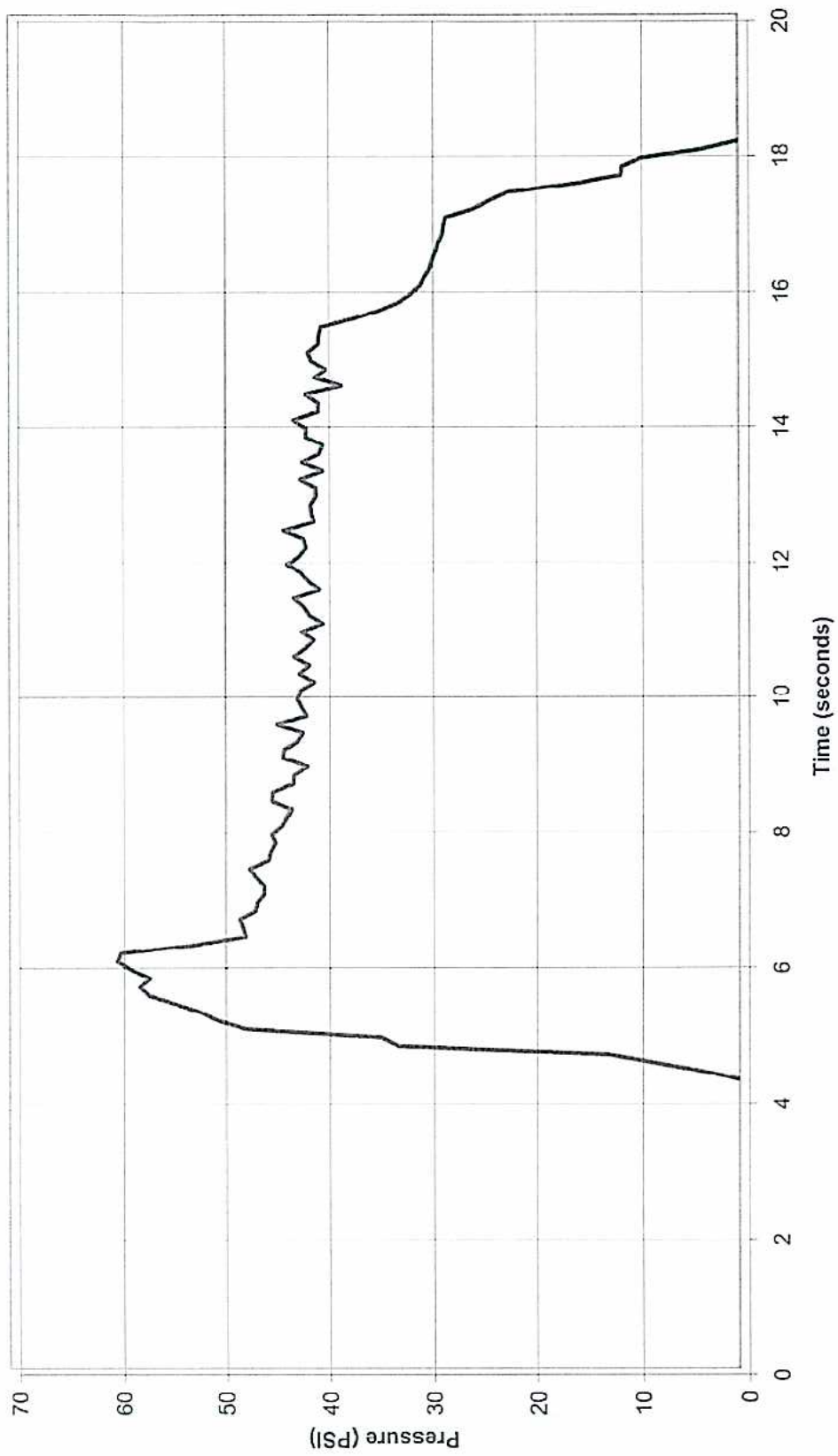
nd - signifies "No Data"

nm - signifies "Not Monitored"

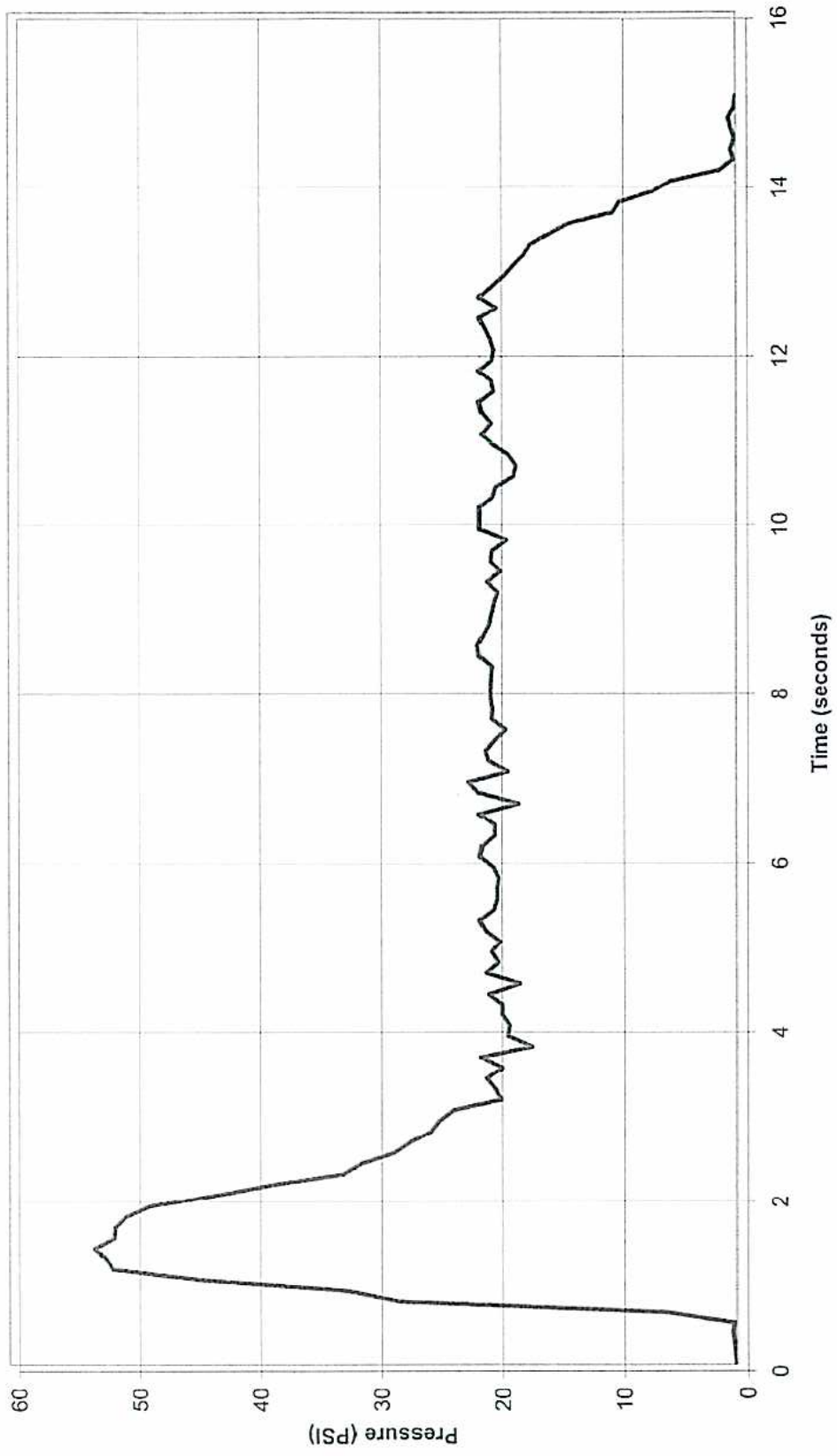
Pressure vs Time
PF-1 Clay Site
7 - 8 meters



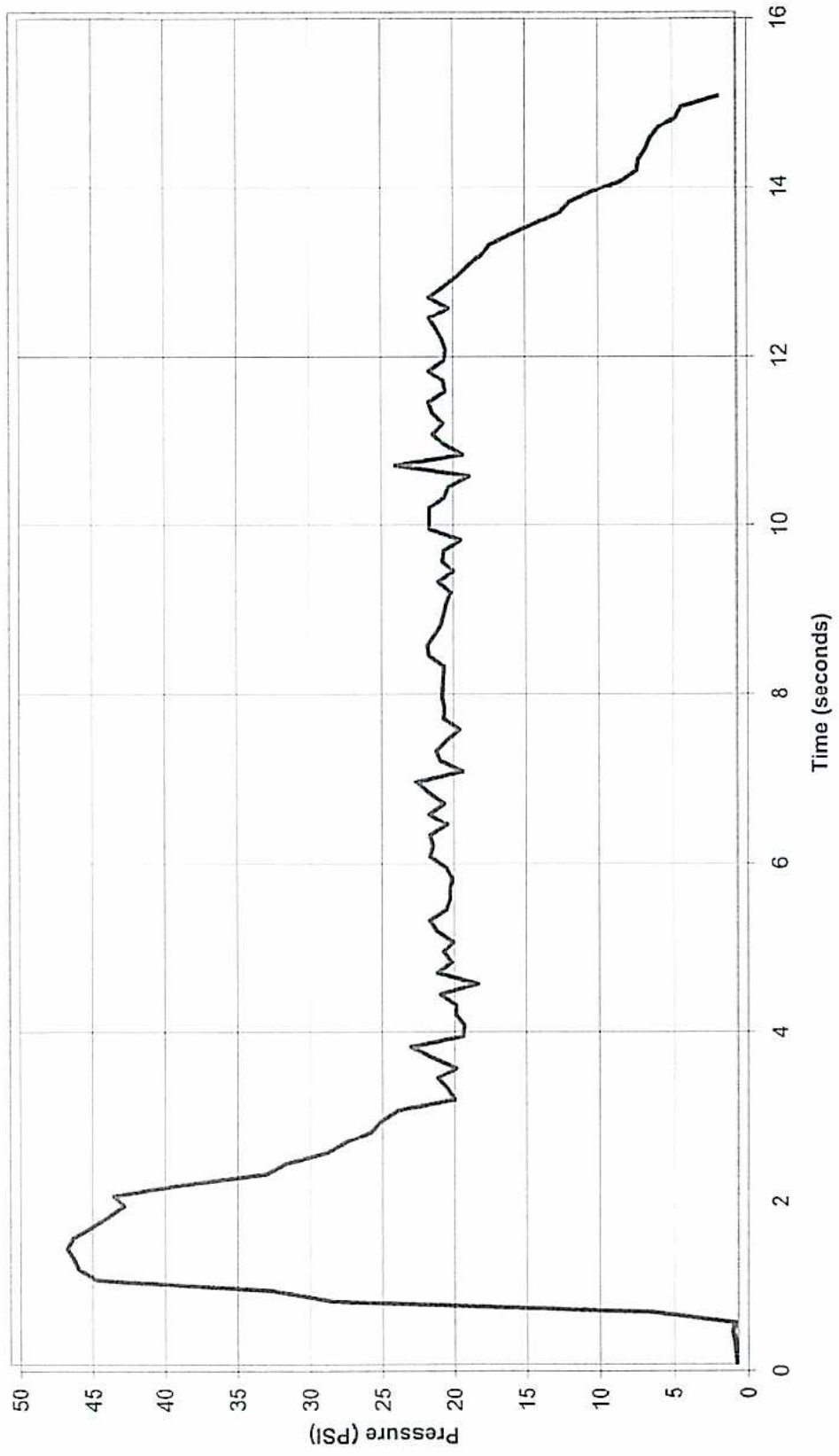
Pressure vs Time
PF-1 Clay Site
6 - 7 meters bgs



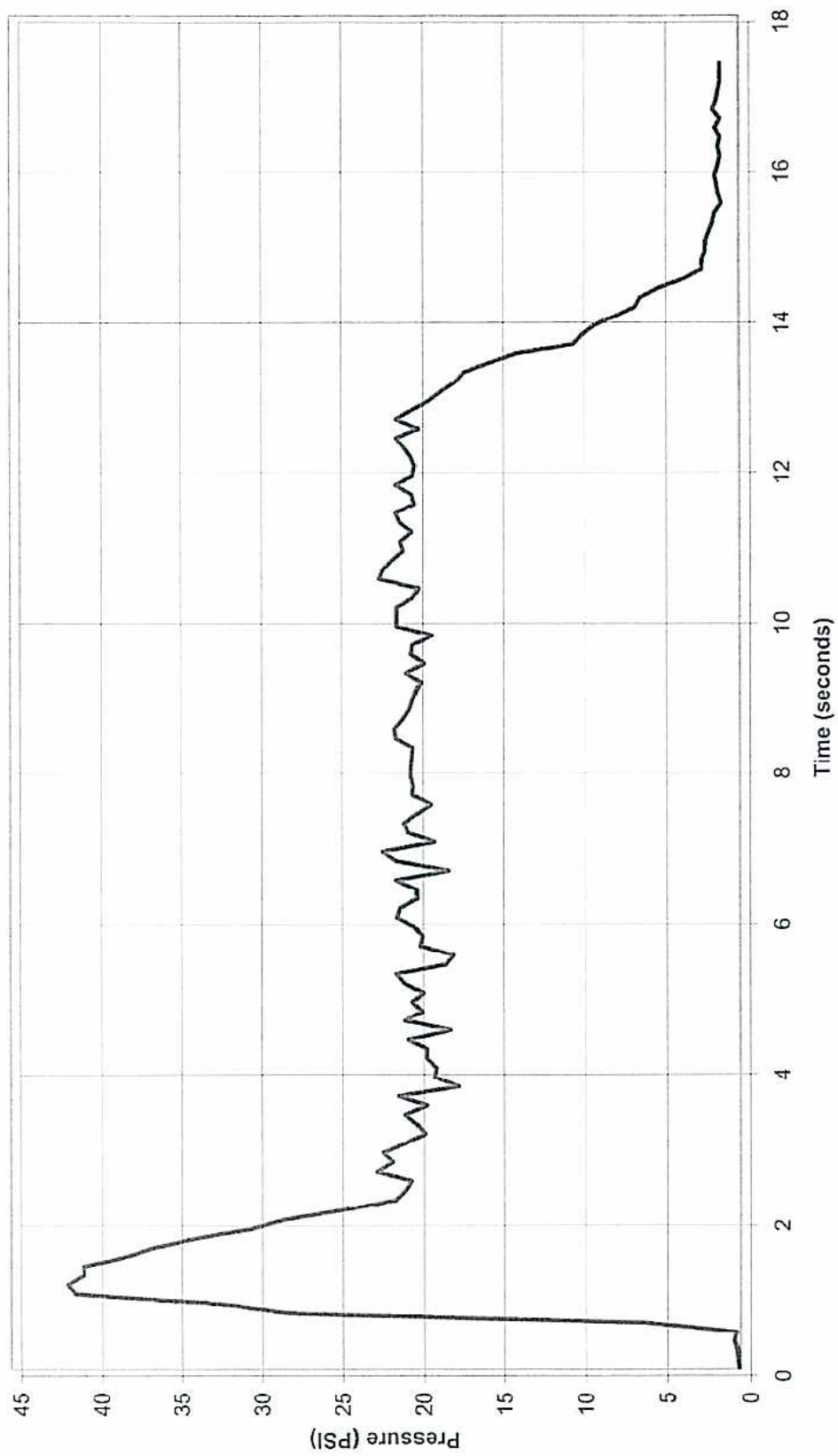
Pressure vs Time
PF-1 Clay Site
5 - 6 meters bgs



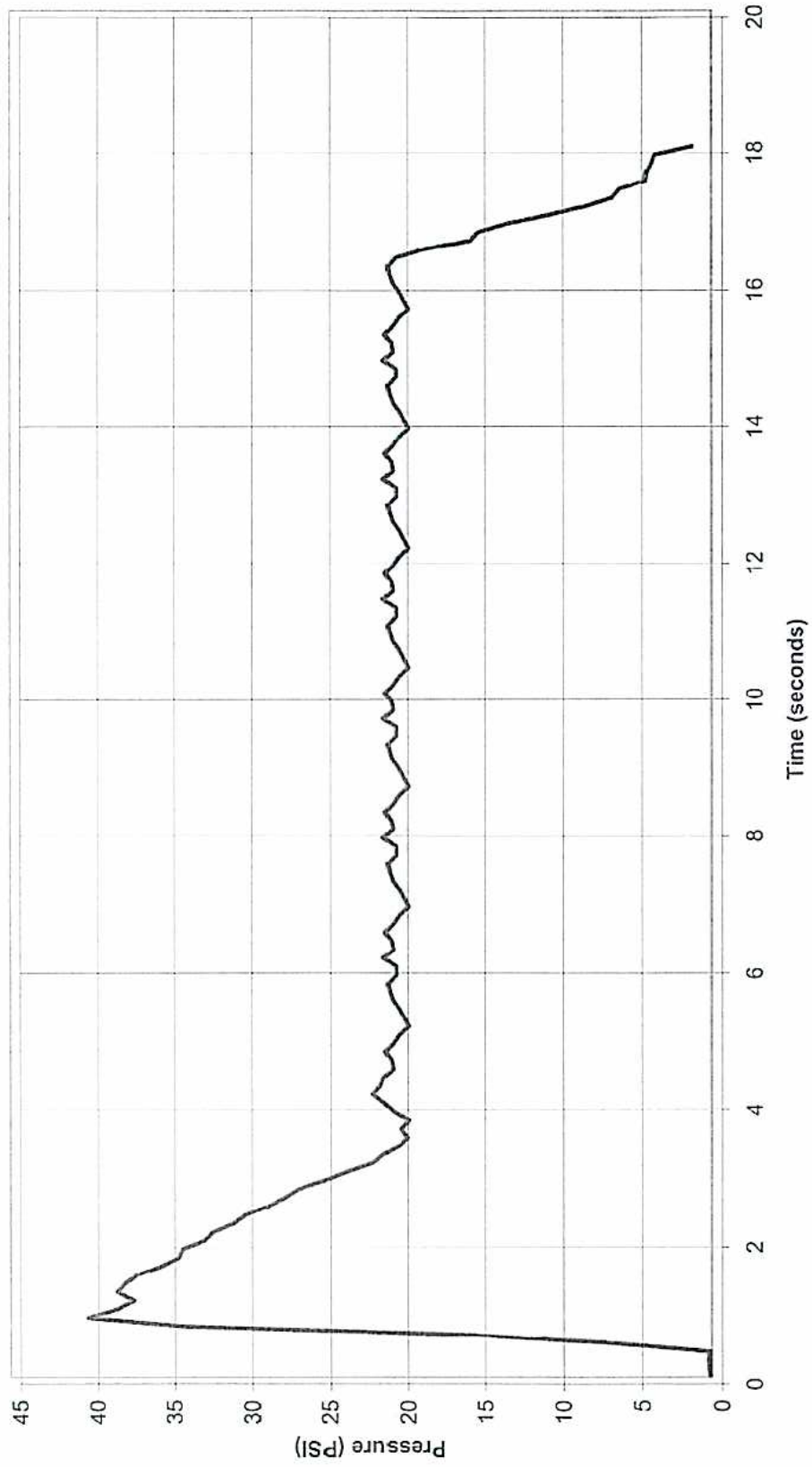
Pressure vs Time
PF-1 Clay Site
4 - 5 meters bgs



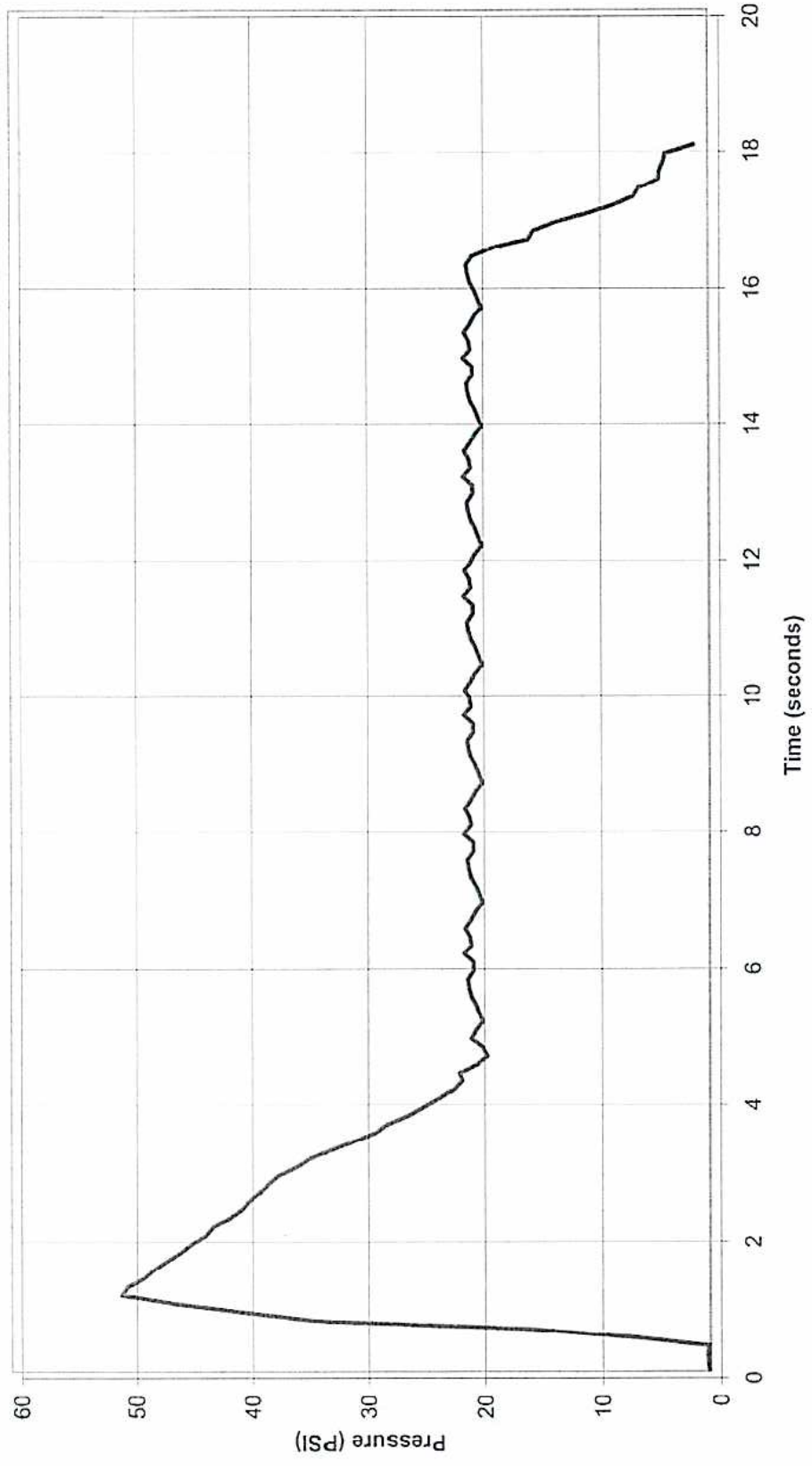
Pressure vs Time
PF-1 Clay Site
3 - 4 meters bgs



Pressure vs Time
PF-2 Glostrup Site
3 - 4 meters



Pressure vs Time
PF-3 Glostrup Site
1.5 - 2.5 meters



Bilag N
Jordhævnings- og nivellementsdata

Lokaliteter, Industrivej 3

Punktnr.	Y koord.	X koord.	Z koord.	Bemærkning
1001	138486,492	82901,689	11,195	Terrænkote
1002	138476,890	82909,246	10,809	Terrænkote
1003	138478,223	82902,752	10,864	Terrænkote
1004	138475,150	82903,102	10,705	Terrænkote
1005	138475,387	82905,318	10,707	Terrænkote
1006	138477,140	82905,849	10,743	Terrænkote
1007	138476,667	82904,317	10,745	Terrænkote
1008	138480,121	82904,329	10,913	Terrænkote
1009	138473,857	82908,064	10,856	Terrænkote
1010	138472,988	82902,630	10,637	Terrænkote
1011	138477,396	82900,836	10,807	Terrænkote
1012	138487,638	82899,684	11,294	Terrænkote
1013	138486,606	82901,734	11,199	Terrænkote
1014	138486,767	82902,650	11,181	Terrænkote
1015	138488,413	82903,094	11,224	Terrænkote
1016	138488,374	82901,217	11,283	Terrænkote
1017	138490,090	82899,329	11,385	Terrænkote
1018	138490,435	82901,121	11,342	Terrænkote
1019	138490,503	82902,357	11,299	Terrænkote
1020	138490,013	82904,288	11,251	Terrænkote
1021	138492,523	82901,012	11,421	Terrænkote
1022	138494,055	82900,976	11,451	Terrænkote
1023	138491,793	82899,029	11,427	Terrænkote
FFD10	138489,888	82904,441	11,566	
FFD2	138490,545	82902,455	12,480	
FFD3B	138488,425	82901,160	12,391	
FFD5	138490,036	82899,568	13,020	
FFD5A	138491,686	82899,126	11,877	
FFD8	138486,696	82902,752	11,438	
FFD9	138494,124	82901,041	11,754	
G12	138476,824	82909,321	10,991	
KF1	138490,337	82902,261	11,691	
M1.1	138476,489	82904,256	10,519	
M1.2	138476,548	82904,298	10,592	
M1.3	138476,537	82904,195	10,581	
M2.1	138475,680	82905,366	10,372	
M2.2	138475,617	82905,400	10,407	
M2.3	138475,569	82905,367	10,465	
M3.1	138477,329	82905,780	10,447	
M3.2	138477,328	82905,826	10,500	
M3.3	138477,410	82905,779	10,478	
M4.1	138475,111	82902,972	10,458	
M4.2	138475,037	82902,990	10,364	
M4.3	138475,068	82902,936	10,439	
M5.1	138478,007	82902,943	10,602	
M5.2	138478,088	82902,924	10,517	
M5.3	138478,074	82902,821	10,590	
S1.1	138490,404	82900,777	11,868	
S1.2	138490,302	82900,896	11,868	
S1.3	138490,220	82901,097	11,854	
S2.1	138488,211	82902,992	11,748	
S2.2	138488,143	82903,177	11,723	
S2.3	138488,395	82903,359	11,696	
S3.1	138492,658	82900,942	11,952	
S3.2	138492,413	82900,894	11,802	
S4.1	138487,747	82899,547	11,814	
S4.2	138487,534	82899,527	11,797	
T1.1	138473,678	82907,822	10,936	
T1.2	138473,658	82907,883	10,980	

Lokaliteter, Industrivej 3

Punktnr.	Y koord.	X koord.	Z koord.	Bemærkning
T2.1	138473,008	82902,386	10,657	
T2.2	138472,964	82902,357	10,648	
T3.1	138477,122	82900,689	10,836	
T3.2	138477,205	82900,661	10,806	
T4.1	138480,321	82904,437	11,003	
T4.2	138480,234	82904,465	10,996	
T5	138486,498	82901,795	11,109	



Fraktureringsforsøg, Industrivej 3

Punktnr.	Basismåling (before)			Kontrol (after)			Kontrol-Basis Δ Z meter
	Y meter	X meter	Z meter	Y meter	X meter	Z meter	
h3	138488,909	82903,750	12,152	138488,907	82903,748	12,150	-0,002
h4	138489,754	82901,813	12,232	138489,754	82901,805	12,229	-0,003
h5	138488,351	82901,421	12,188	138488,350	82901,419	12,184	-0,004
h6	138487,859	82900,036	12,234	138487,859	82900,037	12,231	-0,003
h7	138490,850	82901,293	12,118	138490,846	82901,290	12,114	-0,004
h8	138492,290	82900,720	12,328	138492,290	82900,717	12,326	-0,002
h9	138492,807	82898,635	12,368	138492,808	82898,632	12,367	-0,001
h10	138490,484	82899,055	12,314	138490,483	82899,052	12,311	-0,003
h11	138489,225	82897,360	11,840	138489,224	82897,356	11,838	-0,002



LANDINSPEKTØRFIRMAET LE 34
ENERGIVEJ 34 · 2750 BALLEBUJ · TELEFON 77 33 32 32
FLUGLEBAKVEJ 30 · 2770 KASTRUP · WWW.LE34.DK · 4449344.DK



x = 82900 y = 138495

• h1
12.242
12.240

• h9
12.368
12.367

• h8
12.328
12.326

o 2

• h2
12.186
12.184

• h7
12.118
12.114

o 1

• h10
12.314
12.311



• h4
12.232
12.229

o 3

• h3
12.452
12.450

• h11
11.840
11.838

• h5
12.188
12.184

• h6
12.234
12.231

o 2 Målestok (stadie)

Jernrør nr. h2

• h2
24.467
24.452

Kote før frakturering

Kote efter frakturering

NB! Højdesystemet er DVR90

Fraktureringsforsøg

Industrivej 3

x = 82900 y = 138485

x = 82905 y = 138485

UDG.	REVISION	UDFØRT AF	DATE	GODKENDT

s:\051988\Ramme-002-2d-051988.dgn

MÅLFORHOLD 1: 50 DATE 12.12.2005

KOORDINATSYSTEM S34 Sjælland. SAGSNUMMER 051988

KOTESYSTEM DVR90 UDFØRT AF srh/hwj

GODKENDT TEGNING ØD 2.0

Sætningsmåling

LE 34

LANDINSPEKTØRFIRMAET LE34 A/S

LE34 BALLERUP ENERGIVEJ 34 TELEFON 77 33 22 22 FAX 77 33 22 99
LE34 TÅRNBY FUGLEBÆKVEJ 3 D TELEFON 77 33 22 86 FAX 32 52 77 22
LE34 FREDERIKSSUND LUNDEVEJ 44 TELEFON 47 31 04 23 FAX 47 38 39 90



Bilag O
Data vedr. tracere

NIRAS
Cirk. Beh. af CEC Kopi
- 5 DEC. 2005
Sag nr. 03 742 04
Arkiv



KØBENHAVNS AMT

TEKNISK FORVALTNING

Niras
Sortemosevej 2
2450 Allerød
Att: Charlotte Riis

Stationsparken 27
2600 Glostrup
Tlf. 4322 2222
Fax 4322 2899
www.kbhamt.dk

Dato: **02 DEC. 2005**
Sagsnr.: 9868790-14
Arkiv: 8-76-5-00

Sagsbeh.: HEKEJE

Godkendelse til anvendelse af fluorescerende tracere i sprækkeforsøg.

Københavns Amt samarbejder med DTU om udvikling af hurtigere og billigere metoder til rensning af forureninger med chlorerede opløsningsmidler. En væsentlig del af udviklingsarbejdet er afprøvning af metoden pneumatisk frakturering til dannelse af kunstige sprækker i moræneler/gytje. Til dokumentation af metoden anvendes blandt andet fluorescerende tracere og bromid. Denne tilladelse omfatter ikke tilsætning af bromid. Bromid er hyppigt anvendt som tracer i Danmark og amtet har ikke yderligere bemærkninger til anvendelsen i dette tilfælde. Niras er rådgiver for Københavns Amt.

Baggrund for sprækkeforsøget.

Primo december 2005 udfører det amerikanske firma ARS-Technology et forsøg til dannelse af kunstige sprækker ved pneumatisk frakturering på to lokaliteter i Københavns Amt. De to lokaliteter er Vadsbyvej 16A i Hedehusene og Industrivej 3 i Glostrup. Fælles for lokaliteterne er, at de er kraftigt forurenede med blandt andet klorerede opløsningsmidler og de er prioriteret til undersøgelse og oprensning for offentlige midler. Disse lokaliteter er udvalgt til sprækkeforsøget, fordi stimuleret reduktiv deklorering er en potentiel afværgemetode på begge lokaliteter. Forudsætningen for succes med stimuleret reduktiv deklorering er en effektiv fordeling af substrat i jordmatricen, hvilket er baggrunden for at gennemføre sprækkeforsøget.

For at kunne dokumentere sprækkedannelsen tilsættes blandt andet fluorescerende tracere i forbindelse med sprækkeforsøget.

Ansøgning om anvendelse af fluorescerende tracere på de to lokaliteter.

Niras har søgt om tilladelse til anvendelse af tracere i forbindelse med sprækkeforsøget. Det materiale, der ligger til grund for amtets vurdering af stofferne er:

- Ansøgningen fra Niras den 1. september 2005
- Information fra DTU 27. november 2005 om især Brilliant Blue.
- Information om mængder og koncentrationer fra Niras den 1. december 2005.
- Information fra Niras 14. oktober om FB28

Niras søger om tilladelse til at anvende følgende tracere:

1. Uranine (fluorescin)
2. Rhodamine WT
3. Brilliant Blue
4. FB28 (Optisk hvidt)

Tracerne tilsættes i en vandig opløsning under selve sprækkeforsøget. Det betyder, at tracerne på dråbeform "blæses" ud i formationen ved hjælp af kvælstof.

Niras har beregnet hvilke startkoncentrationer, stofferne skal tilsættes i, for at de kan forventes at dokumentere sprækkedannelsen. Beregningerne fremgår af vedlagte bilag 1 for Vadsbyvej 16A og bilag 2 for Regnvandsbassinet.

DTU og Niras har undersøgt hvilke koncentrationer, der er nødvendige for at kunne måle og fotografere sprækkedannelsen. Når der tages højde for fortynding i sprækkerne, så kan det fastsættes, hvilken startkoncentration der er nødvendig for at kunne dokumentere sprækkerne. Der tilsættes derfor 10.000 mg/l af hver tracer på hver lokalitet.

Anvendelsen af tracere på de to lokaliteter:

Vadsbyvej 16A, Hedehusene

Fraktureringen sker i 6 dybder mellem 2 til 8 meter under terræn. Det forventes at sprækkedannelsen vil ske horisontalt til en afstand af 5 meter fra injektionsboringen. Det betyder, at tracerne forventes fortyndet i et cirkulært område med en radius på 5 meter i dybden mellem 2 og 8 meter under terræn. Slut koncentrationen forventes at være 14 mg/l i porevandet af hver tracer og 4 mg/kgTS i jorden af hver tracer. I alt tilsættes 3 kg af hver tracer på Vadsbyvej.

Regnvandsbassinet, Glostrup.

Fraktureringen sker i 3 dybder mellem 1 til 4 meter under terræn. Det forventes at sprækkedannelsen vil ske horisontalt til en afstand af højst 4 meter fra injektionsboringen. Det betyder, at tracerne forventes fortyndet i et cirkulært område med en radius på 4 meter over en dybde på 3 meter. Slut koncentrationen forventes at være 12-22 mg/l i porevandet af hver tracer og 5-8 mg/kgTS i jorden af hver tracer. I alt tilsættes 1,5 kg af hver tracer på Regnvandsbassinet.

Fakta om tracerne.

Uranine, Rhodamine WT og FB28 tilhører gruppen af fluorescerende farvetracere. Uranine og Rhodamine WT er egentlige grundvandstracere og har begge været anvendt i projekter i Danmark. Brilliant Blue er valgt som supplerende tracer, da den er synlig i dagslys. Stoffet anvendes som tilsætning til levnedsmidler.

Sikkerhedsdatablad for Uranine/fluorescin:

Økotoksikologiske test viser en effekt-værdi EC50 på 337 mg/l overfor dafnier (48 timer). Forsøg med fisk har vist lavere EC50 værdier afhængig af fiskearten (EC50 på 3,4-1,5). Undersøgelser tyder på akut toksisk virkning overfor mus og rotter ved indtagelse af ca. 4700 og 6700 mg/kgTS. Kd-værdien for Uranine er i forsøg på lerjord udført af GEUS bestemt til 2,6.

Sikkerhedsdatablad for Rhodamine WT:

De økotoxikologiske oplysninger er ifølge sikkerhedsdatablad: "På baggrund af de tilgængelige oplysninger vurderes det at produktet ved brug i lave koncentrationer ikke er farligt for miljøet. Ingen økotoxicitet som følge af test udført på fisk og dafnie". Kd-værdien for Rhodamine B, der er beslægtet med Rhodamine WT er bestemt til 40 af Geus i forsøg på en lerlokaltet.

Information om FB28 (optisk hvidt)

Der foreligger få oplysninger om optisk hvidt af miljømæssig karakter. Der er angivet en LD50-værdi på 14,5 mg/kgTS for rotter. Der er ikke oplysninger om nedbrydning, sorption, opløselighed eller lignende. .

Information om Brilliant Blue.

Stoffet anvendes i dette tilfælde i en opløsning af propylenglykol. DTU har lavet søgning på forskellige databaser om brilliant Blue og propylenglykols sundhedsskadelige virkning. Søgningen tyder på, at der ikke er miljø og sundhedsmæssig risiko forbundet med den påtænkte anvendelse af stoffet som tracer. DTU refererer til sager, hvor brilliant Blue har anvendt som tracer med startkoncentrationer på 5-12 mg/l.

Amtets vurdering af tracerne.

Niras og DTU har foreslået at anvende 3 fluorescerende tracere samt Brilliant Blue.

I hvert fald to af de fluorescerende stoffer er egentlige grundvandstracere, som er blevet brugt i Danmark ved direkte tilsætning til grundvandet. Brilliant Blue er kendt som tilsætningsstof fra levnedsmiddelindustrien.

Ved Niras' udvælgelse af tracerne er lagt vægt på, at de hverken er kræftfremkaldende eller mutagene og at de sorberer til jorden (relativ høje Kd-værdier). Tilsætningen sker fortrinsvis i den umættede zone over grundvandsmagasinet.

Efter tilsætning vil en stor andel af stofferne sorberes til jordpartiklerne. Derudover må forventes at en del af stofferne udvaskes og nedbrydes. Det er dog sparsomt med informationer om hvorledes stofferne opfører sig i miljøet.

Injektionen med de fluorescerende stoffer sker fra 1 meter under terræn i Regnvandsbassinet og fra 2 meter under terræn på Vadsbyvej. På sidstnævnte lokalitet drives landbrug. Det er amtets vurdering, at anvendelsen af tracerne ikke har betydning for arealanvendelsen på Vadsbyvej, da tilsætningen af sporstoffer sker et godt stykke under rodzonen. Tilsætningen har heller ikke betydning for arealanvendelsen af regnvandsbassinet.

Formålet med tilsætning af tracerne er, at dokumentere at der skabes et sprækkesystem. Det er baggrunden for, at de injicerede koncentrationer er højere end ved de fleste andre forsøg. Det betyder også, at tracerne kun anvendes i disse to pilotforsøg, men ikke er nødvendige i forhold til et eventuelt fuld skala oprensningsprojekt. Derfor vurderer amtet, at det er miljømæssigt forsvarligt at etablere to mindre testfelter til injektion af de nævnte tracere. På baggrund af de data der foreligger, er det amtets vurdering, at tilsætningen af tracerne ikke udgør en risiko for grundvandet.

Godkendelse

På baggrund af ovenstående har Københavns Amt ingen bemærkninger til brug af de nævnte tracere i de mængder, som Niras har redegjort for på henholdsvis Regnvandsbassinet og Vadsbyvej 16A.

Normalt forudsætter tilsætning at potentielt forurenende stoffer til jord og grundvand, at amtet meddeler tilladelse i henhold til Miljøbeskyttelseslovens §19. I tilfælde som dette, hvor tilsætningen sker i forbindelse med undersøgelser på grunde, der er omfattet af den offentlige indsats, er det ikke nødvendigt, jf. §63 i Lov om forurennet jord.

Med venlig hilsen



Henriette Kern-Jespersen

Glostrup Regnvandsbassin PF2: Tracer

For denne lokalitet tages der udgangspunkt i de skønnede mængder af tracer der skal injiceres, idet traceren opløses i vand og injiceres. Der injiceres over tre 1m lange intervaller (1-4 m.u.t.) og der antages at stoffet bliver fordelt homogent inden for en afstand af 4 m (ROI) fra injektionsboringen.

Jordtype	Dybde	Vand	Jordvolumen	Jordvægt	Porevand
(-)	(m/ft)	(l)	(m ³)	(tons)	(m ³)
Gytje	1-2	50	50	60,5	43,2
Gytje	2-3	50	50	60,5	43,2
Silt	3-4	50	50	96,0	22,6

Jordtype	Injicerede koncentrationer					Masse i jorden			
	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid	Brilliant Blue	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid
(-)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)
Gytje	10000	10000	10000	10000	10000	0,5	0,5	0,5	0,5
Gytje	10000	10000	10000	10000	10000	0,5	0,5	0,5	0,5
Silt	10000	10000	10000	10000	10000	0,5	0,5	0,5	0,5
						i alt	1,5	1,5	1,5

(-)	Koncentration i jorden (mg/kg)					(-)	Koncentration i porevand (mg/l)			
	Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid	Brilliant Blue		Uranine	Rh WT	FB-28	Bromid
Gytje	8	8	8	8	8	Gytje	12	12	12	12
Gytje	8	8	8	8	8	Gytje	12	12	12	12
Silt	5	5	5	5	5	Silt	22	22	22	22

Københavns Amt

GLOSTRUP REGNVANDSBASSIN, INDUSTRIVEJ 3 OG VADSBYVEJ 16A, HEDEHUSENE

Ansøgning om anvendelse af Uranine og Sulforhodamine WT som tracere

28. september 2005

1. Baggrund

På lokaliteterne Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3 og Vadsbyvej 16A, Hedehusene er planlagt pilotforsøg med pneumatisk frakturering /1/. Formålet er at øge jordens permeabilitet ved at generere et sprækkesystem i jorden ved hjælp af gasinjektion ved højt flow.

For at påvise den faktiske udbredelse af de inducerede sprækker planlægges flere tracere - herunder to fluorescerende tracere - injiceret med gassen. De to fluorescerende tracere, som planlægges anvendt, er Uranine og Rhodamine WT, der beskrives i nærværende notat.

2. Fluorescerende farvetracere

Uranine og Rhodamine WT tilhører gruppen af fluorescerende farvestoffer. Disse farvestoffer er kendetegnende ved at absorbere lys ved én bølgelængde og frigive lys ved en anden bølgelængde – dvs. stofferne fluorescerer. Dette giver unikke egenskaber for deres anvendelse som hydrogeologiske tracere. For det første kan farvestofferne anvendes som visuelle tracere, idet de kan ses enten ved naturligt lys eller ved hjælp af en lyskilde med den rette bølgelængde. Dette giver mulighed for at vurdere strømningsveje i jord og vand, som fx sprækker i moræneler. For det andet kan farvestofferne med succes anvendes som traditionelle grundvandstracere, idet koncentrationen i vandet bestemmes ud fra intensiteten af fluorescens. Disse målinger kan foretages simpelt med et såkaldt fluorometer, hvor med det er muligt at måle meget lave koncentrationer ($\mu\text{g/l}$ til ng/l).

Forskellige fluorescerende farvestoffer har været anvendt i Danmark både som visuelle tracere og som grundvandstracere. For eksempel anvendte GEUS farvetracerne Acid Yellow 7 og Sulforhodamine B til visualisering af sprækker i moræner ved Gjorslev /2/. Ved Avedøre blev tracerne Uranine og Sulforhodamine B anvendt som grundvands-tracere til måling af transporthastigheden i sprækket moræner /3, 4/. Uranine er ligeledes planlagt anvendt som grundvandstracer i det primære kalkmagasin på Hellestedvej 22 i Hellested. NIRAS har netop modtaget godkendelse på anvendelsen af Uranine på lokaliteten (se bilag 1) og forsøgene planlægges udført i uge 41.

3. Uranine og Rhodamine WT

Uranine og Rhodamine WT er udvalgt som tracere til pilotforsøgene med pneumatisk frakturering /1/. Disse tracere er valgt, idet de opfylder følgende kriterier:

- lav toksicitet, idet Uranine og Rhodamine WT tilhører gruppen af tracere uden kræftfremkaldende og mutagene effekter /5/ (se vedlagte abstract i bilag 2).
- let sorberende, dvs. begge farvestoffer vil sorbere til jorden og kan dermed visuelt genfindes efter forsøget.
- fluorescerer ved forskellig bølgelængde, dvs. de to stoffer kan måles samtidigt uden at influere på hinanden.

3.1 *Uranine*

Uranine (også kendt under navnet fluorescein sodium) er et organisk stof med den kemiske formel $C_{20}H_{10}Br_4Na_2O_5$. Uranine er en af de hyppigst anvendte grundvandstracere i udlandet /6/. En beskrivelse af stoffet er vedlagt i bilag 3.1 fra British Geological Survey /7/. Derudover er sikkerhedsdatablad for Uranine vedlagt som bilag 3.2.

3.2 *Rhodamine WT*

Rhodamine WT er et organisk farvestof med den kemiske formel $C_{29}H_{29}N_2O_5Na$. Rhodamine WT er udviklet specielt med henblik på anvendelse som grundvandstracer. Beskrivelse af stoffet er vedlagt i bilag 4.1 fra British Geological Survey /7/. Derudover er sikkerhedsdatablad for Rhodamine WT vedlagt som bilag 4.2. Dette kunne kun fremskaffes på fransk, hvorfor oversættelse af de væsentligste karakteristika er vedlagt som bilag 4.2.

4. Referencer

- /1/ Københavns Amt. Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3 og Vadsbyvej 16A, Hedehusene. Stimuleret reaktiv dechlorering. Oplæg til pilotforsøg med pneumatisk frakturering. Juni 2005. NIRAS A/S.
- /2/ GEUS. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zonerings. Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljøministeriet, 2004.
- /3/ Mortensen, A.P., K.H. Jensen, B. Nilsson og R.K. Juhler. Multiple tracing experiments in unsaturated fractured clayey till. Vadose Zone Journal 3, 2004.
- /4/ Nilsson B., J. Aamand, O.S. Jacobsen, R.K. Juhler, A.P. Mortensen og M. Broholm. Udvalgte pesticiders transportveje og omsætning i sprækket moræneler i Københavnsområdet. Samarbejdsprojekt mellem GEUS og Københavns Energi. GEUS rapport 2002/34, 2002.
- /5/ Smart, P.L. A review of the toxicity of twelve fluorescent dyes used for water tracing. The NSS Bulletin, vol. 46, no2, pp. 21-33, Oktober 1984
- /6/ Käss, W. Tracing Techniques in Geohydrology. AA. Balkema/Rotterdam/Brookfield. 1998.
- /7/ Ward, R.S., A.T. Williams, J.A. Barker, L.J. Brewerton og I.N. Gale. Groundwater Tracer Tests: a review and guidelines for their use in British aquifers. British Geological Survey, Technical report WD/98/19. 1998.

Bilag 1

Anvendelse af Uranine
ved Hellested

**Godkendelse fra Storstrøms Amt vedr. brug af Uranine på lokalitet i Hellested.
Modtaget per mail den 12. september 2005.**

Hej Henrik,

jeg har snakket med Ole Stig Jacobsen på GEUS, som har brugt denne tracer i andre forsøg. Han vurderer ikke, at der skal tages særlige hensyn ved brug.

Ifølge vores grundvandsmodel er grundvandsstrømningen fra sydøst, så vandet fra Veng strømmer altså forbi Hellested.

mvh

Philip Grinder Pedersen
Afdelingsleder
Jord & Grundvand
Storstrøms Amt
Parkvej 37
4800 Nykøbing F.
Tlf. 54 84 47 84
Email: pqp@jg.stam.dk
Fax: 54 84 47 04

Bilag 2

Abstract vedr. toksicitet

The NSS Bulletin - ISSN 0146-9517

Volume 46 Number 2: 21-33 - October 1984

A publication of the National Speleological Society

A Review of the Toxicity of Twelve Fluorescent Dyes Used for Water Tracing*P.L. Smart***Abstract**

Toxicological information is reviewed for twelve fluorescent dyes used in water tracing, Fluorescent Brightener 28, Tinopal CBS-X, Amino G Acid, Diphenyl Brilliant Flavine 7GFF, Pyranine, Lissamine Yellow FF, Fluorescein, Eosine, Rhodamine WT, Rhodamine B, Sulphorhodamine B and Sulphorhodamine G. Mammalian tests indicate a low level of both acute and chronic toxicity. However, only three tracers could be demonstrated not to provide a carcinogenic or mutagenic hazard. These were Tinopal CBS-X, Fluorescein and Rhodamine WT. Rhodamine B is a known carcinogen and should not be used. In aquatic ecosystems, larval stages of shellfish and algae were the most sensitive. Persistent dye concentrations in tracer studies should not cause problems provided they are below 100 µg/l.

This page last updated: 6 November, 2002 8:02
Web Author: Jim Pisarowicz

Bilag 3.1

Uranine
British Geological Survey

Uranine (Sodium Fluorescein)

colour index	CI 45350; Acid Yellow 73
chemical formula	$C_{20}H_{10}O_5Na_2$
molecular weight	376
background level	variable - some naturally occurring organic matter fluoresces at similar wavelength
detection limit	depends on instrument and background: 0.002-0.01 $\mu\text{g/l}$
max excitation wavelength	491 nm
max emission wavelength	514 nm
solubility	25 g/l, 500 g/l @ 80°C
sorption tendency	tends to sorb to Chalk
photochemical instability	high
effect of pH	fluorescence affected below pH6.5; max intensity >pH9
environmental/health effects	not toxic to goldfish or crucians, non-carcinogenic, non-mutagenic
commercial form	powder; aqueous solution
manufacturer	Holliday Dyes and Chemicals PO Box 22 Huddersfield HD2 1UH

Kopi fra:

Ward, R.S., A.T. Williams, J.A. Barker, L.J. Brewerton og I.N. Gale. Groundwater Tracer Tests: a review and guidelines for their use in British aquifers. British Geological Survey, Technical report WD/98/19. 1998.

Bilag 3.2

Uranine
Sikkerhedsdatblad

SIGMA-ALDRICH

Sikkerhedsdatablad

Udskriftsdato: 07/SEP/2005
 Dato for opdatering: 13/MAR/2004
 Version 1.3
 I.h.t. 91/155/EEC

1 - Identifikation af stoffet/materialet og leverandøren

Produktnavn	FLUORESCEIN SODIUM
Produkt nummer	F6377
Firma	Sigma-Aldrich Denmark A/S Kirkebjerg Allé 84 DK-2605 Brøndby
Teknisk service telefonnummer.	0045 43 56 59 00
Fax	0045 43 56 59 05

2 - Sammensætning/oplysning om indholdsstoffer

Produktnavn	CAS nr.	EC nummer	Annex I Indeks nummer
FLUORESCEIN SODIUM	518-47-8	208-253-0	None

Formel	C ₂₀ H ₁₀ Na ₂ O ₅
Molekylvægt	376.28 AMU
Synonymer	Aizen uranine * Calcocid uranine B4315 * 9-o-Carboxyphenyl-6-hydroxy-3-isoxanthone, disodium salt * Certiqua fluoresceine * C.I. 766 * C.I. Acid Yellow 73 * C.I. 45350 disodium salt * C.I. 45350 sodium salt * D&C Yellow No. 8 * Disodium 6-hydroxy-3-oxo-9-xanthene-o-benzoate * Fluorescein sodium * Fluorescein sodium B.P * Fluorescein, soluble * Fluor-I-strip A.T. * Ful-Glo * Funduscein * Furanium * Hidacid uranine * NCI-C54706 * Resorcinol phthalein sodium * Sodium fluorescein * Sodium fluoresceinate * Sodium salt of hydroxy-o-carboxy-phenyl-fluorone * Soluble fluorescein * Soluble fluoresceine * Spiro(isobenzofuran-1(3H),9'-(9H)xanthen)-3-one, 3',6'-dihydroxy-, disodium salt * Uranin * Uranine * Uranine A Extra * Uranine O * Uranine SS * Uranine USP XII * Uranine WSS * Uranine Yellow * 11824 Yellow * 12417 Yellow

3 - Fareidentifikation

SPECIEL INDIKATION PÅ FARER FOR MENNESKER OG MILJØRET.
 Ikke påkrævet i henhold til Directive 67/548/EC

4 - Førstehjælpsforanstaltninger

EFTER INDÅNDING

Ved indånding skal den tilskadekomne straks flyttes til frisk luft. Hvis vejrtrækningen bliver besværet tilkaldes læge.

EFTER HUDKONTAKT

Ved hudkontakt skylles huden straks med sæbe og rigeligt vand.

EFTER ØJENKONTAKT

Ved øjenkontakt skal der skylles med rigelige mængder vand i mindst 15 minutter med udspilet øjenlåg. Tilkald læge.

EFTER INDTAGELSE

Ved indtagelse skylles munden med vand, hvis tilskadekomne er ved bevidsthed. Kontakt læge.

5 - Brandbekæmpelse

BRANDSLUKNINGSMIDLER

Egnet: Vand spray. Kuldioxid, tørt kemikalie pulver eller passende skum.

SPECIELLE FARER

Speciel(le) fare(r): Afgiver giftig røg ved brand.

SPECIELLE PERSONLIGE VÆRNEMIDLER FOR BRANDSLUKNINGSPERSONALE

Brug luftforsynet åndedrætsværn og beskyttelsestøj for at undgå kontakt med hud og  jne.

6 - Forholdsregler overfor udslip ved uheld

PERSONBESKYTTELSE VED SPILD OG UDSLIP

Ud v passende forholdsregler for at minimere den direkte kontakt med hud eller øjne og undgå ind nding af støv.

OPSAMLINGSMETODER

T r op, placér i en pose og opbevar til bortskaffelse. Undgå at ophvirvle st v. Udluft og skyl området efter spildopsamling.

7 - Håndtering og opbevaring

HÅNDTERING

Vejledning til sikker håndtering: Undg  ind nding. Undgå kontakt med øjne, hud og beklædning. Undg  langvarig eller gentagen kontakt.

OPBEVARING

Oplagringskriterier: Holdes tæt lukket.

SPECIELLE FORANSTALTNINGER.: Vandsugende.

8 - Eksponeringskontrol/Personlige værnemidler

TEKNISKE FORANSTALTNINGER

N dbruser og øjenskyller anbefales. Arbejd i aftr ksskab/stinkskab..

HYGIEJNISKE RUTINER GENERELT

Vask grundigt efter brug.

PERSONLIGE VÆRNEMIDLER

Åndedrætsværn: Brug støvfiltermaske.
Beskyttelseshandsker: Beskyttelseshandsker.
Øjenbeskyttelse: Sikkerhedsbriller.

9 - Fysiske og kemiske egenskaber

Form/konsistens	Fysisk tilstand: Fast stof	
Egenskab	Vérði.	Ved temperatur eller tryk
pH	N/A	
Kogepunkt	N/A	
Smeltepunkt	N/A	
Flammepunkt	N/A	
Bréndbarhed	N/A	
Selvanténdelses temperatur.	N/A	
Brandnórende egenskaber	N/A	
Eksplósive egenskaber	N/A	
Eksplósiónsgrénser	N/A	
Damptryk	N/A	
Specífik vógt/densitet	N/A	
Fordelingskoefficient	N/A	
Viskositet	N/A	
Dampmasséfylde	N/A	
Méttet damp koncentration	N/A	
Fordampningshastighed	N/A	
Bulkmasséfylde	N/A	
Decomponeringstemp.	N/A	
Indhold af oplýsningsmiddel	N/A	
Vandindhold	N/A	
Overfladespénding	N/A	
Ledningsevne	N/A	
Diverse data	N/A	
Oplýselighed	N/A	

10 - Stabilitet og reaktivitet

STABILITET

Stabil: Stabil.

Forhold, der skal undgås.: Fugt.

Materialer, der skal undgås.: Stórkrt oxiderende forb.

FARLIGE NEDBRYDNINGSPRODUKTER.

Farlige nedbrydningsprodukter.: Kulmonooxid, kuldioxid.

FARLIG POLYMERISERING

Farlig polymerisering: Vil ikke opstá.

11 - Toksikologiske oplysninger

RTECS NUMMER: LM5425000

AKUT TOKSICITET

LD50

Oral.

Rotte.

6721 mg/kg

Bemérkninger: Adfórd: Ataxi. Adfórd: Óndring i motorisk aktivitet (specífik analyse). Lunger, thorax eller respiration: Dyspnř.

LD50

Intravenřs.

Rotte.

1 GM/KG

Bemærkninger: Blod: Andre forandringer.

LD50

Oral.

Mus.

4738 mg/kg

Bemærkninger: Adfærd: Ændring i motorisk aktivitet (specifik analyse). Adfærd: Ataxi. Lunger, thorax eller respiration: Dyspnø.

LD50

Intravenøs.

Mus.

1 GM/KG

LD50

Intravenøs.

Hund.

1 GM/KG

Bemærkninger: Mave-tarm: Forandringer i struktur eller funktionen af spytkirtlerne.

SYMPTOMER PÅ UDSÆTTELSE

Efter vores bedste overbevisning er de kemiske, fysiske og toksikologiske forhold ikke undersøgt tilstrækkeligt.

OPTAGELSESVEJE

Hudkontakt.: Kan forårsage hudirritation.

Hudoptagelse: Kan være sundhedsskadelig, hvis stoffet optages gennem huden.

Øjenkontakt: Kan give øjenirritation.

Indånding.: Materialet kan virke irriterende på slimhinder og øvre luftveje. Kan være sundhedsskadelig ved indånding.

Indtagelse.: Kan være sundhedsskadelig ved indtagelse.

INFORMATION OM MÅLORGAN

Nyrer.

KRONISK UDSÆTTELSE - CARCINOGEN

Rotte.

Applikationsvej: Subcutant (under huden).

Eksponeringstid: 79W

Resultat: Tumorgenetisk: Tumorer på stedet eller applikation.

Tumorgenetisk: Tvivlsomt tumorgenetisk middel ifølge RTECS kriterier.

Rotte.

Applikationsvej: Subcutant (under huden).

Eksponeringstid: 1Y

Resultat: Tumorgenetisk: Tvivlsomt tumorgenetisk middel ifølge RTECS kriterier. Hud og andet: Andre: Tumorer. Tumorgenetisk:

Tumorer på stedet eller applikation.

KRONISK PÅVIRKNING - MUTAGEN

Mus.

200 MG/L

Cellestype: Lymfocyt.

Mutation i pattedyrs somatiske celler.

Hamster.
50100 UG/L
Celletype: Ovarier.
Sřster kromatid udveksling.

KRONISK PLVIRKNING - REPRODUKTIONSSKADER

Arter.: Kanin.
Dosis: 933 MG/KG
Applikationsvej: Intravenřs.
Eksponeringstid: (5-8D PREG)
Resultat: Maternelle effekter: Efter frřdsel. Effekt př nyfrřdte:
Levedygtighed (fx antal i live př 4. dag pr. antal levendefřdte).

12 - Miljřoplysninger

ŘKOTOKSIKOLOGISKE EFFEKTER

Test type: EC50 Daphnia
Arter.: Daphnia pulex
Tid: 48 h
Vęrdi.: 337 mg/l

Test type: LC50 Fisk
Arter.: Lepomis macrochirus.
Tid: 96 h
Vęrdi.: 3,433 mg/l

Test type: LC50 Fisk
Arter.: Onchorhynchus mykiss.
Tid: 96 h
Vęrdi.: 1,372 mg/l

13 - Bortskaffelse

BORTSKAFFELSE AF KEMIKALIE

Bortskaffes via kommunal modtagestation for affald/Kommunekemi.
Afleveres i henhold til amtslige forskrifter som farligt affald.
Fřlg alle amtslige, statslige samt lokale forskrifter př
miljřomrřdet.

14 - Transportoplysninger

RID/ADR

Ingen risiko ved vejtransport.

IMDG

Non-hazardous for sea transport.

IATA

Non-hazardous for air transport.

15 - Oplysninger om regulering

KLASSIFICERING OG MČRKNING IFŘLGE EU'S DIREKTIVER

S-SČTNINGER: 22-24/25

Undgř indřnding af střv. Undgř kontakt med huden og řjnene.

Ikke přkręvet i henhold til Directive 67/548/EC

SPECIFIKKE INFORMATIONER FOR ENKELTE LANDE

16 - Andre oplysninger

GARANTI

Ovennævnte oplysninger er efter vores bedste overbevisning korrekte, men indeholder nødvendigvis ikke alle informationer og skal kun betragtes som en vejledning. Sigma-Aldrich Denmark A/S kan ikke drages til ansvar for nogen skade i forbindelse med brug eller kontakt med ovennævnte produkt. Se venligst bagsiden af fakturaen eller følgesedlen for øvrige betingelser for salg. Copyright 2005 Sigma-Aldrich Co. Der er kun givet tilladelse til at lave ubegrænsede kopier i papirformat til internt brug

FRALØGGELSE

Kun til forskning og analyse. Ikke til medicin, husholdning eller andet brug.

Bilag 4.1

Rhodamine WT
British Geological Survey

Rhodamine WT

colour index	CI Acid Red 388
chemical formula	$C_{29}H_{29}N_2O_5Na$
molecular weight	508
background level	variable
detection limit	0.006 $\mu\text{g/l}$
max excitation wavelength	554 nm
max emission wavelength	572 nm
sorption tendency	Medium, low in Chalk. Sorbs to activated charcoal, which can be used as a passive sampling method
photochemical instability	very low
effect of pH	fluorescence affected below pH5
environmental/health effects	$LD_{50} > 25$ g/kg (rat); possibly carcinogenic; possibly non-mutagenic; $LC > 320$ mg/l (rainbow trout)
commercial form	20% solution
manufacturer	Crompton and Knowles Ltd Waterside Industrial Park, Smiths Road Bolton BL3 2QJ Tel: 01204 363644

At present (1998) Rhodamine WT costs £29.30/ kg.

Kopi fra:

Ward, R.S., A.T. Williams, J.A. Barker, L.J. Brewerton og I.N. Gale. Groundwater Tracer Tests: a review and guidelines for their use in British aquifers. British Geological Survey, Technical report WD/98/19. 1998.

Bilag 4.2

Rhodamine WT
Sikkerhedsdatablad

Oversættelse af udvalgte oplysninger fra sikkerhedsblad for Rhodamine WT

01 Anvendelse

Hydrogeologi (som tracer), farvestof i kemiske produkter.

03 Fareindikationer

Irriterende for øjne, luftveje og hud

11 Toksikologiske oplysninger

02 Primær hudirritation/kanin: Lettere irriterende

03 Primær øjenirritation/kanin: Irriterende

04 Risiko ved indånding: En overdrevet udsættelse for stoffet kan give anledning til en lokal irritation

12 Økologiske oplysninger

På baggrund af de tilgængelige oplysninger vurderes det at produktet, ved brug i lave koncentrationer, ikke er farligt for miljøet.

Ingen økotoxicitet på baggrund af test udført på fisk og dafnier

01 Identification de la substance/préparation et de la société.

01 Dénomination commerciale :
RHODAMINE WT LIQUIDE

02 Utilisation :
Hydrologie (traçage), coloration de produits chimiques...

03 Société :
COLOREY SAS
11 Chemin de la Rivière
F69290 GREZIEU LA VARENNE
Tél : 33.(0)4.78.57.88.89
Fax : 33.(0)4.78.57.88.80
e-mail : contact@colorey.com

04 Numéro de téléphone d'appel d'urgence :
ORFILA (INRS) : 01.45.42.59.59

02 Composition/informations sur les composants.

01 Description générale :
Colorant organique dérivé du xanthène, en dispersion aqueuse.
Color Index : Acid Red 388 CAS N° : 37299-86-8

02 Composants dangereux :
Acid Red 388 (< 30%) CAS N° : 37299-86-8 Xi – R36-38
Acide Triméthylrique (3%) CAS N° : 528-44-9 Xi – R37-38

03 Identification des dangers.

01 Indications de danger :
Irritant pour les yeux, les voies respiratoires et la peau.

04 Mesures de premiers secours.

01 Procédures générales :
Enlever les vêtements contaminés. Ne rien faire ingérer à une personne inconsciente.

02 Inhalation :
Si des symptômes dus à l'inhalation sont observés, déplacer le sujet à l'air frais. Demander avis médical.

03 Contact avec la peau :
Après contact avec la peau, laver avec eau et savon.

04 Contact avec les yeux :
Après contact avec les yeux, rincer immédiatement avec beaucoup d'eau et demander avis médical.

05 Ingestion :
Si avalé, rincer la bouche avec beaucoup d'eau et donner de l'eau à boire. Demander avis médical.

05 Mesures de lutte contre l'incendie.

01 Moyens d'extinction :
Eau pulvérisée, mousse, produit chimique sec, dioxyde de carbone CO₂.

02 Equipement de protection :
Appareil respiratoire à circuit autonome.

03 Dangers d'exposition particuliers :

Si concerné dans un incendie, peut émettre des fumées toxiques/irritantes (CO, NOx, SOx).

06 Mesures en cas de dispersion accidentelle.

01 Protection personnelle :

Eviter inhalation de vapeurs / gaz. Eviter tout contact avec la peau et les yeux.

02 Protection de l'environnement :

Empêcher toute pénétration, à dose massive, dans égouts, sources d'eau ou le sol.

Contenir et recueillir tout déversement accidentel à l'aide de matériaux absorbants inertes et non combustibles (sable, terre...) dans des fûts, en vue de l'élimination des déchets. Eliminer en décharge agréée.

Si le produit contamine, néanmoins, des nappes d'eau / rivières / égouts, alerter les autorités compétentes, selon les procédures réglementaires.

03 Mesures de nettoyage :

En cas de déversement accidentel sur le sol, absorber le produit, et laver la surface avec beaucoup d'eau.

07 Manipulation et stockage.

01 Manipulation :

Maintenir une ventilation dans la zone de stockage et une aspiration dans la zone de travail.

02 Précautions contre feu ou explosion :

n.d.a.

03 Stockage :

Maintenir le récipient bien fermé et stocker au frais.

08 Contrôle de l'exposition/protection individuelle.

01 Substances avec limites d'exposition :

n.d.a.

02 Protection personnelle :

Protection respiratoire : éviter l'inhalation de vapeurs / aérosols. Porter un appareil respiratoire approprié en cas d'exposition prolongée.

Protection de la peau : porter des gants et un vêtement de protection approprié.

Protection du visage : lunettes de sécurité.

Mesures générales : stocker, manipuler et utiliser selon les pratiques de bonne hygiène industrielle lors de la manipulation de produits chimiques.

Ne pas manger, boire, fumer. Se laver les mains et le visage après utilisation.

09 Propriétés physiques et chimiques.

01 Forme physique :

Liquide visqueux

02 Couleur :

Rouge foncé

03 Odeur :

Légèrement aromatique, caractéristique du produit.

-
- 04 Point d'ébullition/zone d'ébullition :
n.d.a.
- 05 Point de solidification :
n.a.
- 06 Point de fusion/zone de fusion :
n.d.a.
- 07 Point d'éclair :
> 100°C (liquide non inflammable)
- 08 Inflammabilité :
Liquide non inflammable.
- 09 Température de décomposition :
n.d.a.
- 10 Propriétés explosives :
n.d.a.
- 11 Propriétés comburantes :
n.a.
- 12 Pression de vapeur :
n.a.
- 13 Densité relative :
n.d.a.
- 14 Densité apparente :
n.d.a.
- 15 Solubilité dans l'eau :
Miscible.
- 16 Solubilité dans les autres solvants :
n.d.a.
- 17 pH (à 20°C) : Solution à 10 g/l : pH = 10,2
 Solution à 0,25 g/l : pH = 8,5
 Solution à 0,025 g/l : pH = 7,4
- 18 Coefficient de partage (n-octanol/eau) :
n.d.a.
- 19 Viscosité :
n.a.

10 Stabilité et réactivité.

- 01 Stabilité :
Aucune décomposition si stocké dans des conditions normales.
- 02 Matériaux à éviter :
Agents oxydants et réducteurs.

03 Conditions à éviter :

Emballages ouverts exposés à l'humidité / gel / chaleur.

04 Réactions dangereuses :

Aucune si stocké dans des conditions normales.

En cas d'incendie, peut émettre des gaz / fumées toxiques / irritants.

05 Produits de décomposition dangereux :

Néant dans les conditions normales d'utilisation.

11 Informations toxicologiques.

01 Toxicité aiguë LD50/orale/rat :

n.d.a.

02 Irritation primaire de la peau/lapin :

Légèrement irritant.

03 Irritation primaire de l'oeil/lapin :

Irritant.

04 Risque d'inhalation :

Une exposition excessive peut provoquer une irritation locale.

05 Effets chroniques induits par une exposition à court et à long termes :

Dans une étude de 1966, les tests de génotoxicité effectués sur *Salmonella* et microsomes, ainsi que les analyses cytogéniques, se sont révélés positifs, sur le colorant en poudre concentré.

12 Informations écologiques.

01 Persistance et dégradabilité :

n.d.a.

02 Toxicité sur les poissons :

n.d.a.

03 Toxicité sur bactéries dans l'effluent :

n.d.a.

04 Autres informations :

Pas d'écotoxicité à partir des tests réalisés sur les poissons et les daphnies

Les informations disponibles laissent présager que le produit, utilisé à faible concentration, n'est pas dangereux pour l'environnement.

13 Considérations relatives à l'élimination.

01 Produit :

Le produit doit être détruit par incinération dans un site autorisé selon les réglementations locales.

02 Emballages :

Les emballages propres peuvent être réutilisés. Les emballages non nettoyés doivent être éliminés comme le produit.

14 Informations relatives au transport.

Le produit n'est pas classifié comme dangereux pour le transport.

Information supplémentaire : tenir à l'écart des denrées alimentaires.

15 Informations réglementaires.

01 Classification selon les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE :

Etiquetage obligatoire :

Contient : Acid Red 388

Xi – Irritant

R36-37-38 : Irritant pour les yeux, les voies respiratoires et la peau.

S24-25 : Eviter le contact avec la peau et les yeux.

02 Réglementations nationales :

16 Autres informations.

* : ajouts / modifications relatifs à la dernière révision

n.a. : non applicable

n.d.a. : pas de données disponibles

Ce produit doit être stocké, manipulé et utilisé selon de bonnes pratiques d'hygiène industrielle et en conformité avec les législations locales.

L'information contenue dans ce document est basée sur l'état actuel de nos connaissances et est destinée à décrire les produits selon un point de vue de santé et des exigences de sécurité. Il ne doit, par conséquent, pas être considéré comme constituant une garantie de propriétés spécifiques.

RHODAMINE WT LIQUIDE

COLOREY
11 Chemin de la Rivière
F-69290 GREZIEU LA VARENNE
Tél : 33.(0)4.78.57.88.89
Fax : 33.(0)4.78.57.88.80
E-Mail : contact@colorey.com

Nature Chimique :

- Formule Chimique : $C_{29}H_{29}N_2O_5Cl \cdot 2Na + C_9H_6O_6$
- Classe : Xanthène ; colorant acide, en dispersion aqueuse.
- Masse molaire : 567 g/mol

Nomenclature :

- COLOR INDEX : Acid Red 388
- N° de Constitution : -
- CAS : 37299-86-8

Principales Caractéristiques :

- **Aspect** : liquide visqueux, de couleur rouge foncé ; odeur (aromatique) caractéristique du produit.
- **Couleur en solution** :
 - à 10 g/l : solution rouge bleuté foncé
 - à 0,25 g/l : solution rose vif bleuté, limpide
 - à 0,025 g/l : solution rose vif bleuté, limpide ; fluorescence orangé, sous UV
- **Solubilité dans l'eau (à 20°C)** : miscible à l'eau, sans limites.
- **pH (à 20°C)** :
 - solution à 10 g/l : pH = 10,2
 - solution à 0,25 g/l : pH = 8,5
 - solution à 0,025 g/l : pH = 7,4
- **Délai de péremption** : 6 mois, en emballages hermétiquement clos, à l'abri de l'humidité, du gel et de la chaleur.

Ce colorant est caractérisé par un pouvoir colorant élevé, ainsi qu'un effet fluorescent, qui le rendent intéressant pour des opérations de repérage en lumière du jour et/ou en lumière UV.

Principaux domaines d'application :

- Hydrologie : repérage du débit des cours d'eau ou des fuites dans les canalisations...
(environ 10 mg/l)
- Hydrogéologie

Notat vedr. traceren Brilliant Blue

I forbindelse med fraktureringen på Vadsbyvej, Hedehusene er der allerede søgt om lov til at injicere to fluorescerende tracere: uranine (fluorescein) og rhodamine WT. Da disse ikke er synlige i dagslys, ønskes stoffet Brilliant Blue også injiceret til brug i den foreslåede udgravning på stedet, hvis formål det er at karakterisere lokalitetens naturlige samt inducerede sprækkenetværk. Identifikation og dokumentation af inducerede sprækker vil i så fald lettes betydeligt.

Stoffet har fundet bred anvendelse som tracer i andre lande, der kan bl.a. henvises til Kasteel et al. (2005) og Forrer et al. (2000), der har injiceret ved koncentrationer på hhv. 5 og 12 g/L. Væsentlige sorptionsparametre for stoffet er angivet i nedenstående tabel.

Parameter	Værdi
Retardationskoefficient, R	2,2
Partitionskoefficient, K_{ow}	$<10^{-4}$

Stoffet er meget dyrt at indkøbe på ren form (pulver), men kan fås i propylenglycol-opløsning til overkommelige priser hos *Materialisten / Farvefabrikken Opal*, da denne form fremstilles til brug i levnedsmidler – stoffet har således levnedsmiddelfarvekoden E133.

Toksikologiske data for brilliant blue og propylenglycol er søgt på DTUs kemiske database *kemibrug*, samt on-line databaserne *Toxfaq* og *GPO* oprettet af hhv. det amerikanske *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) og den amerikanske *Food & Drug Association* (FDA). Data herfra er vedlagt. Ligeledes er *Materialistens* sikkerhedsdatablad for deres brilliant blue/propylenglycol blanding vedlagt. Det vurderes ud fra disse data, samt stoffets tidligere uproblematisk brug som tracer, at der ikke er nogen toksikologisk fare ved dets brug som tracer i de nedenfor anførte mængder på Vadsbyvej, Hedehusene.

Tracer	Injektionsvolumen pr. fraktureringsniveau (6 i alt)	Fortynding	
Brilliant blue i propylen glycol opløsning	8,5 % 60 % (resterende 31,5 % er vand opløser <i>Materialisten</i>)	1 L brilliant blue opløsning opblandet i 50 L øvrig tracer opløsning (vandbaseret)	1:50

Det har ikke været muligt at få oplyst den nøjagtige koncentration af brilliant blue i omtalte levnedsmiddel blanding af producenten (se vedlagte datablad), men dens farvning af vand og sediment ved ovennævnte fortyndingsgrad er meget lig farvningen set ved forsøg lavet med en ren 10 g/L opløsning.

Referencer

- Kasteel, R. et al. (2005): Characterization of Field Tracer Transport Using High-Resolution Images. *Vadose Zone Journal* 4, pp. 101-111. Soil Science Society of America, Madison, USA.
- Forrer, A. et al. (2000): Quantifying dye tracers in soil profiles by image processing. *European Journal of Soil Science* 51, pp. 313-322. Blackwell Science Ltd.

FARVEFABRIKKEN Opal

RÆVMOSEVEJ 4 • MORILD • 9830 TÅRS • TELF. 98 48 02 05 • FAX 98 48 03 08
 GIRO 16 78 88 80 • SE-NR.: 45 49 76 58 • BANK: JYSKE BANK A/S, HJØRRING
 E-mail: info@opalfarver.dk • www.opalfarver.dk



S
I
K
K
E
R
H
E
D
S
D
A
T
A
B
L
A
D

1.PRODUKTNAVN	Blåfarve Fld. 150808 Anvendelse: Farvestoffer til levnedsmidler
2.SAMMENSÆTNING	Brillant Blue FCF E133 (8,5 %) Propylenglycol (60,0 %) Vand
3.FAREINDIKATION	Ufarlig ved almindelig brug. Kan dog være let irriterende ved øjenkontakt.
4.FØRSTEHJÆLPSFOR- ANSTALTNINGER	Indånding: Hudkontakt: Fjern forurenet tøj, vask med rigelig mængde vand og sæbe Øjenkontakt: Skyl med rigeligt vand, søg evt. læge Indtagelse: Søg lægehjælp, hvis større mængder er indtaget
5.FORHOLDSREGLER VED BRAND	Undgå indånding af røg. Slukningsmidler: <input type="checkbox"/> vand <input checked="" type="checkbox"/> skum <input checked="" type="checkbox"/> CO ₂ <input checked="" type="checkbox"/> kemisk Fjern om muligt beholdere eller hold beholdere nedkølet med vandtåge for at undgå overophedning.
6.FORHOLDSREGLER VED UDSLIP	Personlige sikkerheds foranstaltninger Brug handsker og beskyttelsesbriller. Miljøbeskyttelsesforanstaltninger Undgå udløbning til kloak, jord og vandmiljø. Metoder til oprydning Hårde overflader bliver glatte ved spild Spild opsamles med absorberende materiale. Ved opsamling anvend beskyttelsesudstyr som anført under dette punkt. Opsamlet spild bortskaffes som anført under dette punkt.
7.HÅNDTERING OG OPBE- VARING	Undgå kontakt med produktet. Emballagen holdes tæt lukket.
8.EKSPONERINGS- KONTROL PERSONLIGE- VÆRNEMIDLER	Arbejdspladsen skal være vel ventileret. Åndedrætsværn Beskyttelsesbriller Beskyttelsesdragt Handsker <input type="checkbox"/> <input checked="" type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input checked="" type="checkbox"/>

FARVEFABRIKKEN *Opal*

RÆVMOSEVEJ 4 • MORILD • 9830 TÅRS • TELF. 98 48 02 05 • FAX 98 48 03 08
GIRO 16 78 88 80 • SE-NR.: 45 49 76 58 • BANK: JYCKE BANK A/S, HJØRRING
E-mail: info@opalfarver.dk • www.opalfarver.dk

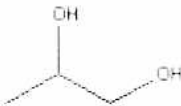


S
I
K
K
E
R
H
E
D
S
D
A
T
A
B
L
A
D

PRODUKTNAVN	Blåfarve Fid. 150808
9.FYSISKE-KEMISKE EGENSKABER	<p>Udseende: Væske Farve: Mørk blå</p> <p>Opløselighed: Fuldstændig opløselig i vand</p> <p>Flammepunkt: <input type="checkbox"/> ≤0 <input type="checkbox"/> ≥0 - ≤21 <input type="checkbox"/> ≥21 - ≤55 <input checked="" type="checkbox"/> ≥55</p>
10.STABILITET OG REAKTIVITET	Stabil ved håndtering og opbevaring som anført overfor. Undgå kontakt med stærke baser, stærke oxidationsmidler.
11.TOKSIKOLOGISKE OPLYSNINGER/SUNDHEDSFARLIGE EGENSKABER	<p>Indånding</p> <p>Hudkontakt Hyppig kontakt kan medføre irritation af huden.</p> <p>Øjenkontakt Kan virke Irriterende.</p> <p>Indtagelse</p>
12.MILJØOPLYSNINGER	Ved normal brug Ingen miljømæssige problemer.
13.BORTSKAFFELSE	Affald afleveres til kommunal modtagestation i henhold til gældende regler.
14.TRANSPORT OPLYSNINGER	Produktet er ikke klassificeret som farligt gods efter ADR.
15.OPLYSNINGER OM REGULERING	Skal ikke mærkes i henhold til Miljøministeriets bekendtgørelse nr 829 af 15. oktober 1993
16.ANDRE OPLYSNINGER	<p>Dette produkt er ikke beregnet til direkte fortæring, men doseres efter behov og gældende lovgivning.</p>

Propylene glycol [57-55-6]

Synonyms: 1,2-Dihydroxypropane; 1,2-Propanediol; 1,2-Propylene glycol; alpha-propyleneglycol; dowfrost; Methylethylene glycol; monopropylene glycol; PG 12; propane-1,2-diol; Propanediol; PROPYLENEGLYCOL, REAGENT (ACS); Propylene glycol; sirlene; solar winter ban; Trimethyl glycol;

	Tools	OpenChem
	BUY AT CHEMACX.COM VIEW CHEMDRAW STRUCT VIEW CHEM3D MODEL CAS RN Lookup THE MERCK INDEX NCI DATABASE	VIEW LINKS ADD COMPOUND ADD/CHANGE PROPERTY ADD LINK

Formula	C ₃ H ₈ O ₂	Molecular Weight	76.095
CAS RN	57-55-6	Melting Point (°C)	-59
ACX Number	X1001485-8	Boiling Point (°C)	187.6
Density	1.036	Vapor Density	2.6
Refractive Index	1.432	Vapor Pressure	
Evaporation Rate		Water Solubility	>=10 g/100 mL at 21 C
Flash Point (°C)	107	EPA Code	
DOT Number		RTECS	TY2000000
Comments	Clear, colorless, viscous liquid. HYGROSCOPIC.		

Propylenglycol

1,2-Dihydroxypropane; 1,2-Propanediol; Trimethyl glycol

Identifikation

CAS nr.: 57-55-6
Grænseværdi: -



Xi

Forslag til mærkning:

R 43: Kan give overfølsomhed ved kontakt med huden.

S 25: Undgå kontakt med øjnene.

S 37: Brug egnede beskyttelseshandsker under arbejdet.

Fysisk-kemiske egenskaber

Molvægt:	76,10	Kogepunkt:	187°C
Smeltepunkt:	-60°C	Massefylde:	1,036 g/cm ³
Selvantændelsestemperatur:	420°C	Flammepunkt:	103°C
Eksplosionsgrænse:	2,5-12,6 %	Damptryk mm Hg:	0,09 mm ved 25°C
Fordampningshastighed:	0,01, butylacetat=1	VHI(VHR):	
Log. Octanol:Vand:	-0,92	Omregningsfaktor 1:	1 ppm = 3,1 mg/m ³
Mætningskoncentration:	540 mg/m ³ ved 20°C	Omregningsfaktor 2:	

Kommunekemifaldsgruppe:	Klasse:	Klass. kode:	PKG:	UN nr.
C	-	-	-	Ingen risiko ved vejtransport

ToxFAQs™ for Ethylene Glycol and Propylene Glycol (*Glicol de Etileno y Glicol de Propileno*)

CAS# Ethylene Glycol 107-21-1
Propylene Glycol 57-55-6

This fact sheet answers the most frequently asked health questions about ethylene glycol and propylene glycol. For more information, you may call the ATSDR Information Center at 1-888-422-8737. This fact sheet is one in a series of summaries about hazardous substances and their health effects. This information is important because this substance may harm you. The effects of exposure to any hazardous substance depend on the dose, the duration, how you are exposed, personal traits and habits, and whether other chemicals are present.

HIGHLIGHTS: Ethylene glycol and propylene glycol are clear liquids used in antifreeze and deicing solutions. Exposure to large amounts of ethylene glycol can damage the kidneys, heart, and nervous system. Propylene glycol is generally regarded as safe for use in food. Ethylene glycol has

been found in at least 34, and propylene glycol in at least 5, of the 1,416 National Priorities List sites identified by the Environmental Protection Agency (EPA).

What are ethylene glycol and propylene glycol?

Both ethylene glycol and propylene glycol are clear, colorless, slightly syrupy liquids at room temperature. Either compound may exist in air in the vapor form, although propylene glycol must be heated or briskly shaken to produce a vapor. Ethylene glycol is odorless but has a sweet taste. Propylene glycol is practically odorless and tasteless.

Both compounds are used to make antifreeze and de-icing solutions for cars, airplanes, and boats; to make polyester compounds; and as solvents in the paint and plastics industries. Ethylene glycol is also an ingredient in photographic developing solutions, hydraulic brake fluids and in inks used in stamp pads, ballpoint pens, and print shops.

The Food and Drug Administration (FDA) has classified propylene glycol as an additive that is "generally recognized as safe" for use in food. It is used to absorb extra water and maintain moisture in certain medicines, cosmetics, or food products. It is a solvent for food colors and flavors.

Propylene glycol is also used to create artificial smoke or fog used in fire-fighting training and in theatrical productions.

[back to top](#)

What happens to ethylene glycol and propylene glycol when they enter the environment?

- Neither compound is likely to exist in large amounts in air.
- About half of the compounds that enter the air will break down in 24-50 hours.
- Both compounds break down within several days to a week in water and soil.

[back to top](#)

How might I be exposed to ethylene glycol and propylene glycol?

- You can be exposed to ethylene glycol when you use antifreeze, photographic developing solutions, coolants, and brake fluid.
- You can be exposed to propylene glycol by eating food products, using cosmetics, or taking medicine that contains it.

- If you work in an industry that uses ethylene glycol or propylene glycol, you could be exposed by breathing or touching these substances.

[back to top](#)

How can ethylene glycol and propylene glycol affect my health?

Eating or drinking very large amounts of ethylene glycol can result in death, while large amounts can result in nausea, convulsions, slurred speech, disorientation, and heart and kidney problems.

Female animals that ate large amounts of ethylene glycol had babies with birth defects, while male animals had reduced sperm counts. However, these effects were seen at very high levels and would not be expected in people exposed to lower levels at hazardous waste sites.

Ethylene glycol affects the body's chemistry by increasing the amount of acid, resulting in metabolic problems. Similar to ethylene glycol, propylene glycol increases the amount of acid in the body. However, larger amounts of propylene glycol are needed to cause this effect.

[back to top](#)

How likely are ethylene glycol and propylene glycol to cause cancer?

The Department of Health and Human Services (DHHS), the International Agency for Research on Cancer (IARC), and the EPA have not classified ethylene glycol and propylene glycol for carcinogenicity. Studies with people who used ethylene glycol did not show carcinogenic effects. Animal studies also have not shown these chemicals to be carcinogens.

[back to top](#)

Is there a medical test to show whether I've been exposed to ethylene glycol and propylene glycol?

Tests are available to determine if you have been exposed to ethylene glycol. These tests are only used on people who are showing symptoms of ethylene glycol poisoning (but they could be used in other situations). The tests are most often used on people who have intentionally consumed, or who suspect they have consumed, large amounts of ethylene glycol.

Propylene glycol is generally considered to be a safe chemical, and is not routinely tested for, unless specific exposure, such as to a medicine or cosmetic, can be linked with symptoms. Since both

chemicals break down very quickly in the body, they are very difficult to detect, even though symptoms may be present.

[back to top](#)

Has the federal government made recommendations to protect human health?

The EPA has set a drinking water guideline for ethylene glycol of 7,000 micrograms (7,000 µg/L) in a liter of water for an adult.

The Food and Drug Administration (FDA) has classified propylene glycol as "generally recognized as safe," which means that it is acceptable for use in flavorings, drugs, and cosmetics, and as a direct food additive.

The American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) recommends a maximum level of 127 milligrams of ethylene glycol per cubic meter of air (127 mg/m³) for a 15-minute exposure.

[back to top](#)

Glossary

Acid: A sour substance.

Carcinogenicity: Ability to cause cancer.

CAS: Chemical Abstracts Service.

Metabolic: Chemical changes in cells that provide energy to the body.

Synthetic: Made by humans.

[back to top](#)

References

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1997. Managing Hazardous Materials Incidents. Volume III – Medical Management Guidelines for Acute Chemical Exposures: Ethylene Glycol and Propylene Glycol. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 1997. Toxicological Profile for ethylene glycol and propylene glycol. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

[back to top](#)

Where can I get more information?

ATSDR can tell you where to find occupational and environmental health clinics. Their specialists can recognize, evaluate, and treat illnesses resulting from exposure to hazardous substances. You can also contact your community or state health or environmental quality department if you have any more questions or concerns.

For more information, contact:

Agency for Toxic Substances and Disease Registry

Division of Toxicology

1600 Clifton Road NE, Mailstop F-32

Atlanta, GA 30333

Phone: 1-888-42-ATSDR (1-888-422-8737)

FAX: (770)-488-4178

Email: ATSDRIC@cdc.gov

[back to top](#)

Coomassie brilliant blue G-250

Brilliant blue G; Coomassie@brilliant blue G-250; Acid blue 90; CI42655; Serva blue G

Identifikation

CAS nr.: 6104-58-1 Der foreligger ikke information, der gør det muligt at klassificere stoffet.

Fysisk-kemiske egenskaber

Molvægt: 854,04 Kogepunkt:
Smeltepunkt: Massefylde:
Selvantændelsestemperatur: Flammepunkt:
Eksplosionsgrænse: Damptryk mm Hg:
Fordampningshastighed: VHI(VHR):
Log. Octanol:Vand: Omregningsfaktor 1:
Mætningskoncentration: Omregningsfaktor 2:

Kommunekemifaffaldsgruppe:	Klasse:	Klass. kode:	PKG:	UN nr.
B				Ingen risiko ved vejtransport.

This electronic document was downloaded from the GPO web site, August 2002, and is provided for information purposes only. The Code of Federal Regulations, Title 21, is updated each year in early summer. The most current version of the regulations may be found at the GPO web site or from the current printed version. -

[Code of Federal Regulations]

[Title 21, Volume 11]

[Revised as of April 1, 2002]

From the U.S. Government Printing Office via GPO Access

[CITE: 21CFR74.1011]

[Page 391-3921]

TITLE 21--FOOD AND DRUGS

CHAPTER I--FOOD AND DRUG ADMINISTRATION, DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN

SERVICES

PART 74--LISTING OF COLOR ADDITIVES SUBJECT TO CERTIFICATION--Table of Contents

Subpart A--Foods

Sec. 74.101 FD&C Blue No. 1.

(a) Identity. (1) The color additive FD&C Blue No. 1 is principally the disodium salt of ethyl [4-[p-[ethyl (m-sulfobenzyl) amino]<greek-a>-(o-sulfophenyl) benzylidenel -2,5 -cyclohexadien -1 -ylidene] (m-sulfobenzyl) ammonium hydroxide inner salt with smaller amounts of the isomeric disodium salts of ethyl [4-[p-[ethyl(p-sulfobenzyl) amino]-<greek-a>-(o-sulfophenyl) benzylidenel-2,5-cyclohexadien-1-ylidene] (p-sulfobenzyl) ammonium hydroxide inner salt and ethyl [4-[p-[ethyl (o-sulfobenzyl) amino] -<greek-a>-(o -sulfophenyl) benzylidenel-2,5-cyclohexadien-1-ylidenel (o-sulfobenzyl) ammonium hydroxide inner salt.

(2) Color additive mixtures for food use (including dietary supplements) made with FD&C Blue No. 1 may contain only those diluents that are suitable and that are listed in part 73 of this chapter as safe for use in color additive mixtures for coloring foods.

(b) Specifications. FD&C Blue No. 1 shall conform to the following specifications and shall be free from impurities other than those named to the extent that such other impurities may be avoided by current good manufacturing practice:

Sum of volatile matter (at 135 deg, C) and chlorides and sulfates (calculated as sodium salts), not more than 15.0 percent.

Water-insoluble matter, not more than 0.2 percent.

Leuco base, not more than 5 percent.

Sum of o-, m-, and p-sulfobenzaldehydes, not more than 1.5 percent.

N-Ethyl,N-(m-sulfobenzyl)sulfanilic acid, not more than 0.3 percent.

Subsidiary colors, not more than 6.0 percent.

Chromium (as Cr), not more than 50 parts per million.

Manganese (as Mn),not more than 100 parts per million.

Arsenic (as As), not more than 3 parts per million.

Lead (as Pb), not more than 10 parts per million.

Total color, not less than 85.0 percent.

(c) Uses and restrictions. FD&C Blue No. 1 may be safely used for coloring foods (including dietary supplements) generally in amounts consistent with good manufacturing practice except ...

[[Page 39211



Ciba® UVITEX® NFW liquid

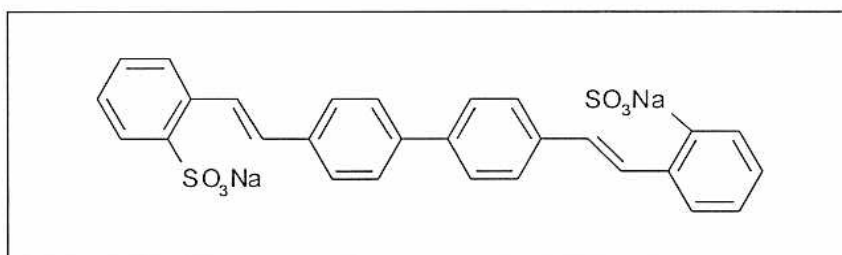
Fluorescent Whitening Agent

General

UVITEX NFW liquid is a fluorescent optical brightener that shows:

- brilliant bluish whitening effects
- good compatibility in a wide range of resins

Chemical Composition



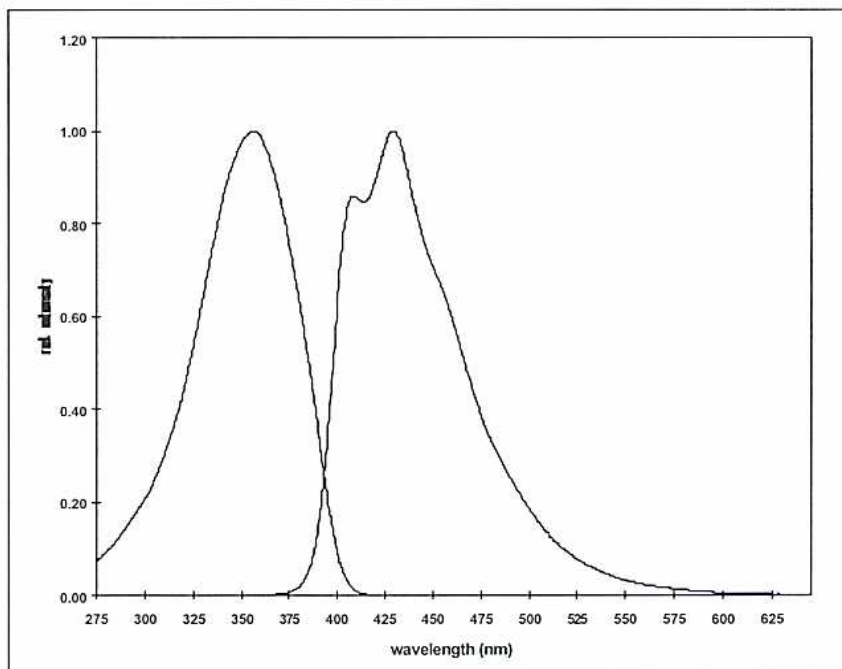
4,4'-bis(2-sulfoethyl)-biphenyl disodium salt

Molecular Weight: 562.5 CAS No. 27344-41-8

UVITEX NFW liquid is a solution containing 20% active substance

Absorption and Emission Spectra

in DMF/H₂O 1:1
cell thickness 1 cm

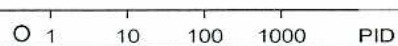
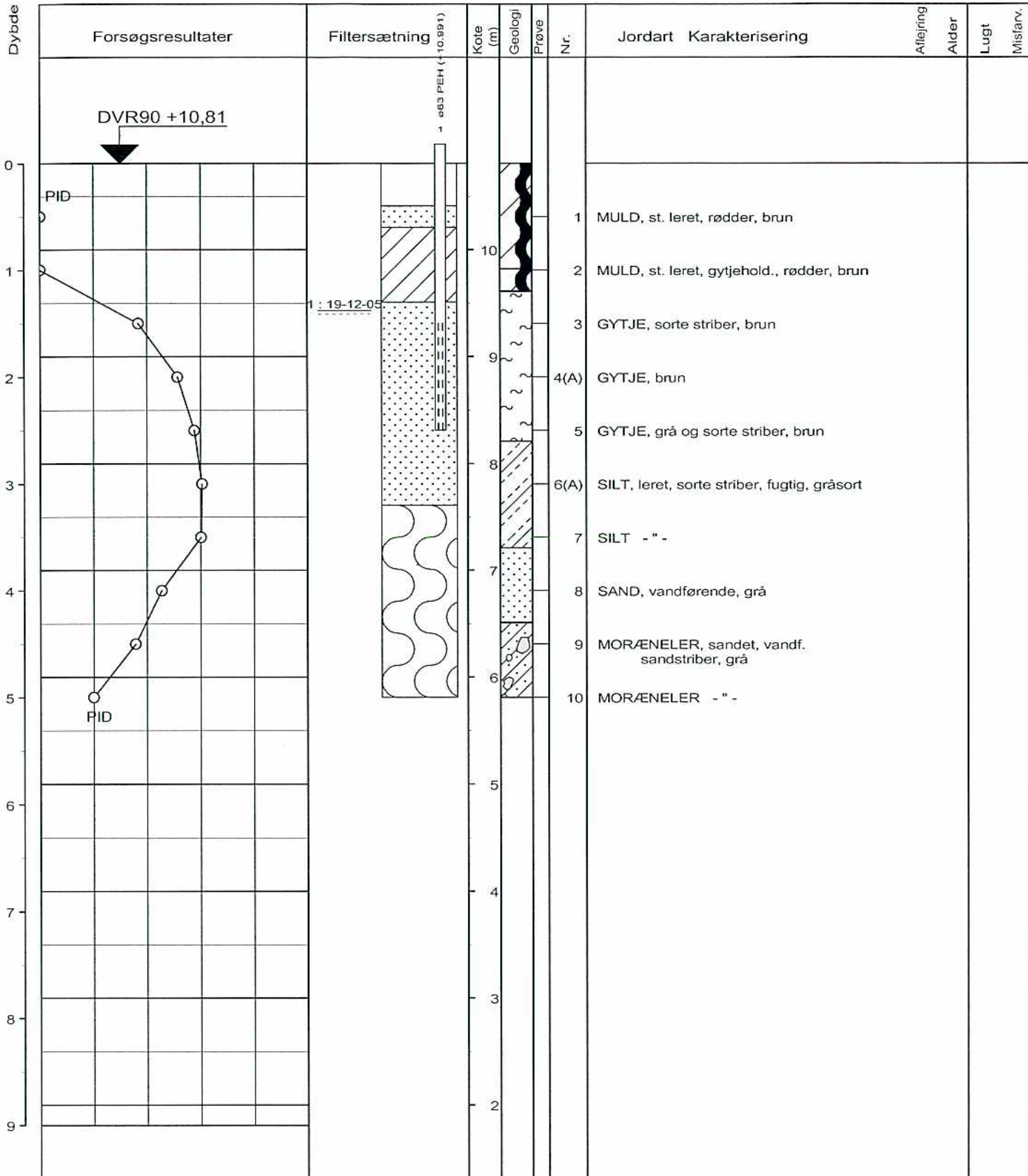


Physical Properties

Appearance: yellow-green liquid

Specific density at 20°C: 1.16-1.19 g/cm³

Bilag P
Borejournaler



(A): Prøve sendt til analyselaboratorie
 - : ingen mislugt
 * : svag mislugt
 ** : middel mislugt
 ***: kraftig mislugt

Boremethode : 6" foret snegleboring

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

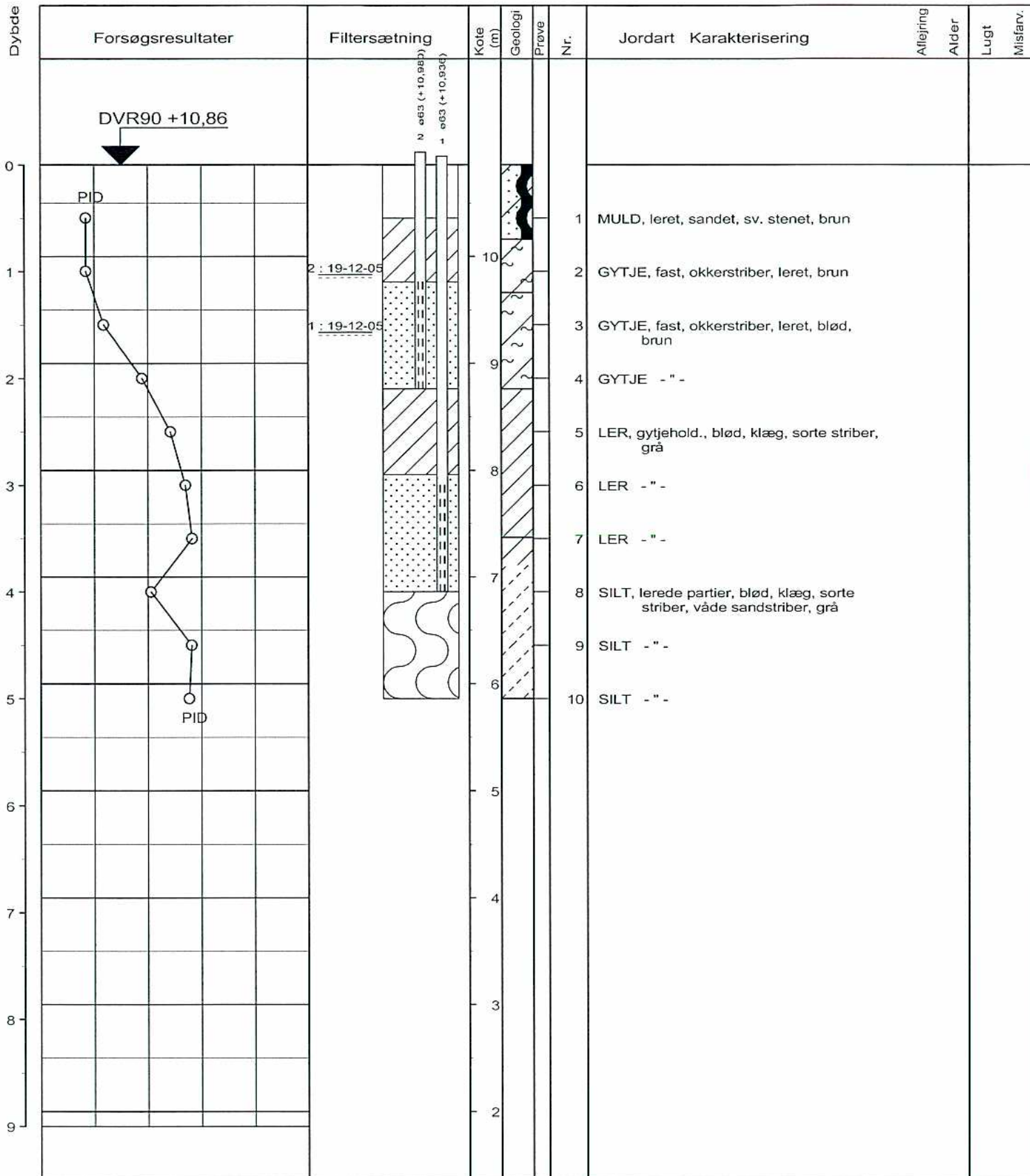
Dato : 18-02-02 Boret af : GEO DGU-nr. : Boring : G12
 Udarb. af : CER Kontrol : Godkendt : Dato : S. 1 / 1



Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S

Borejournal

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 17/08/2006 07:27:13



○ 1 10 100 1000 PID

(A): Prøve sendt til analyselaboratorie
PID: Photovac 2

- : ingen mislugt
* : svag mislugt
** : middel mislugt
***: kraftig mislugt

Boremethode : 6" foret snegleboring

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 11-10-05
Udarb. af : CER

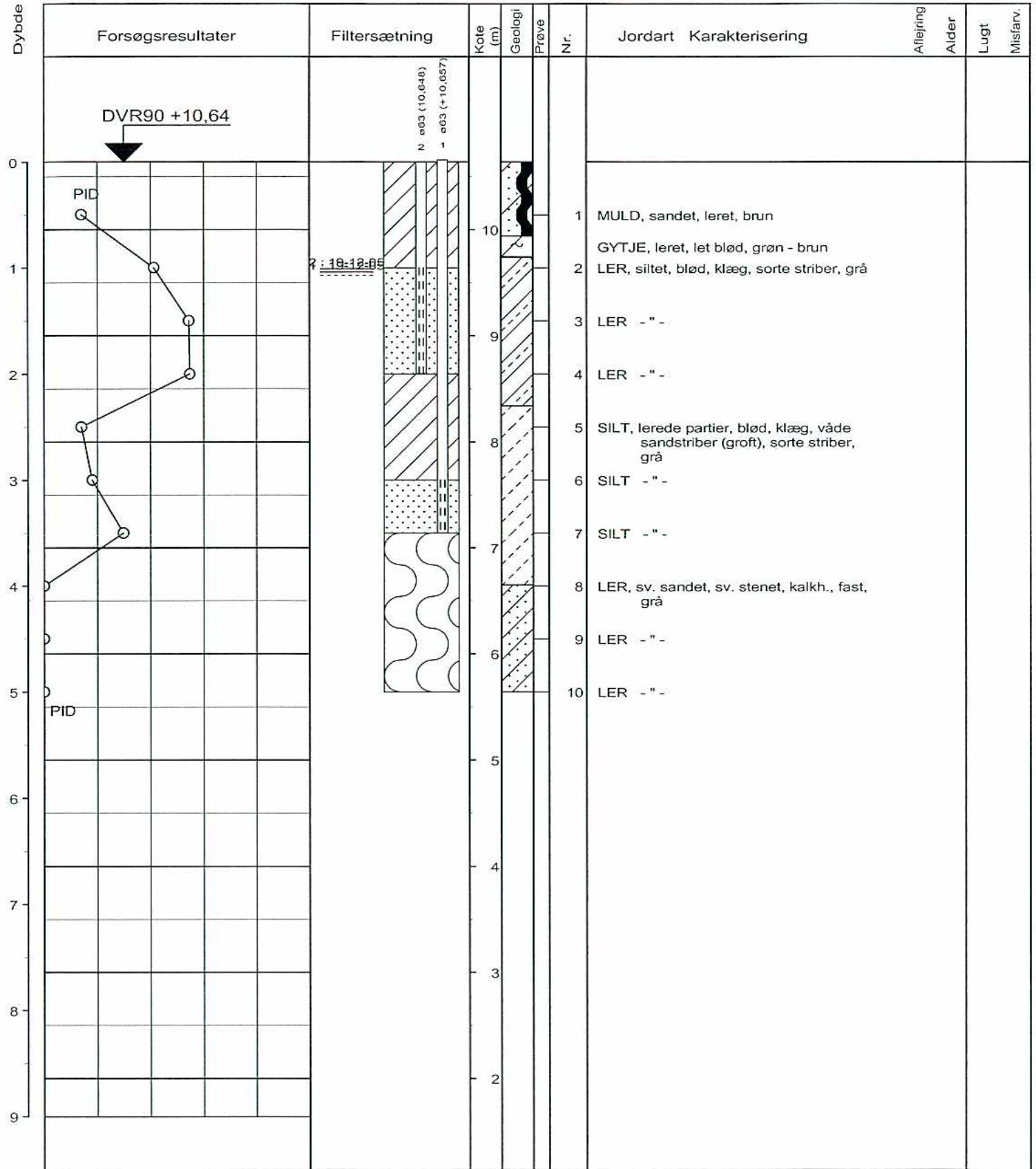
Boret af : KRISTIAN SCHMIDT
Kontrol : Godkendt :

DGU-nr.:
Dato :

Boring : T1

S. 1 / 1

Dybde



○ 1 10 100 1000 PID

(A): Prøve sendt til analyselaboratorie
 PID: Photovac 2

- : ingen mislugt
 * : svag mislugt
 ** : middel mislugt
 ***: kraftig mislugt

Boremethode : 6" foret snegleboring

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 11-10-05 Boret af : KRISTIAN SCHMIDT DGU-nr.: Boring : T2
 Udarb. af : CER Kontrol : Godkendt : Dato : S. 1 / 1

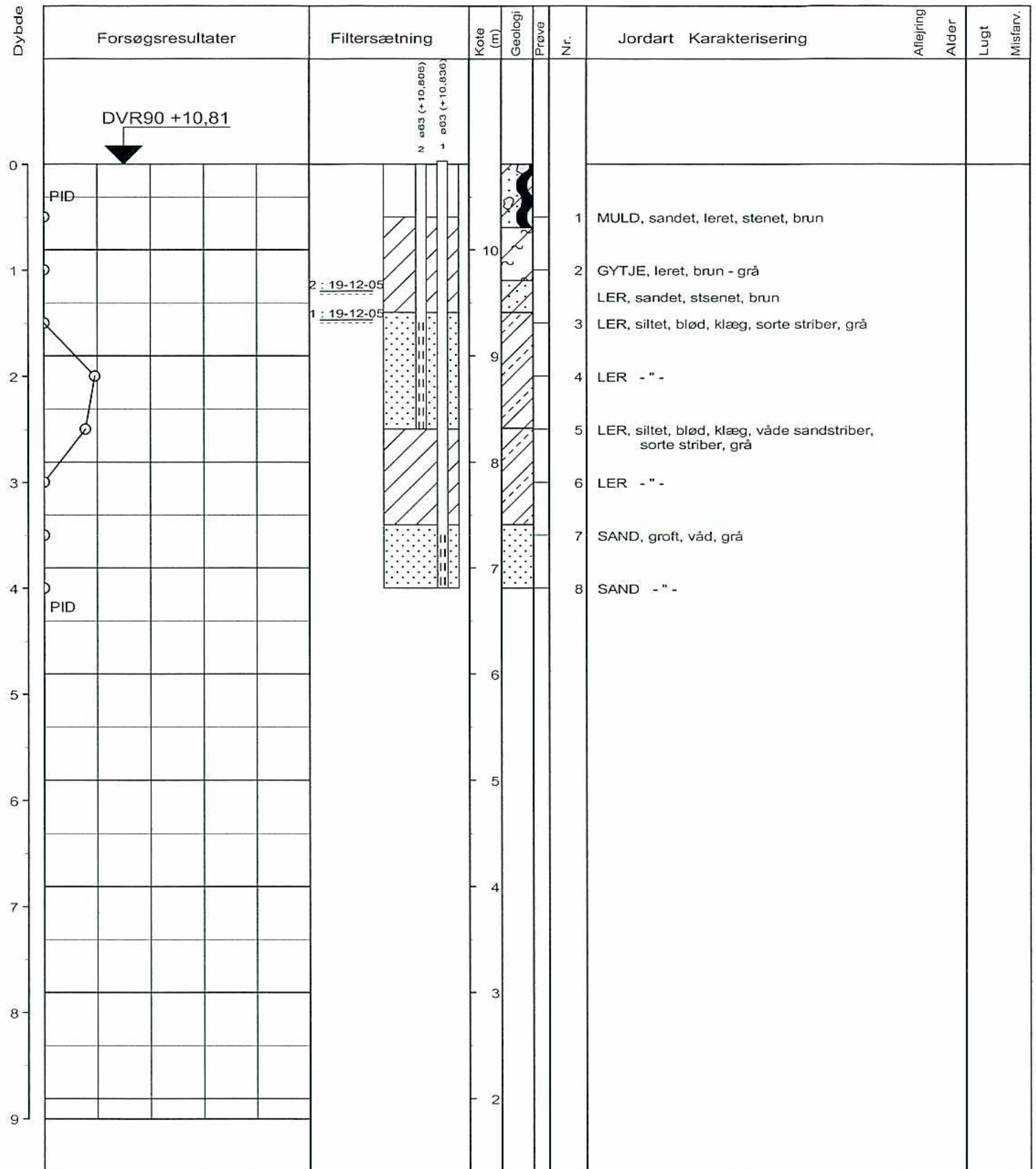


Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S

Borejournal

BRRegister - PSTMDK 2.0 - 17/08/2006 07:28:07

Dybde



○ 1 10 100 1000 PID

(A): Prøve sendt til analyselaboratorie

PID: Photovac 2

Boremethode : 6" foret snegleboring

- : ingen mislugt

* : svag mislugt

** : middel mislugt

***: kraftig mislugt

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 10-10-05

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT

DGU-nr.:

Boring : T3

Udarb. af : CER

Kontrol :

Godkendt :

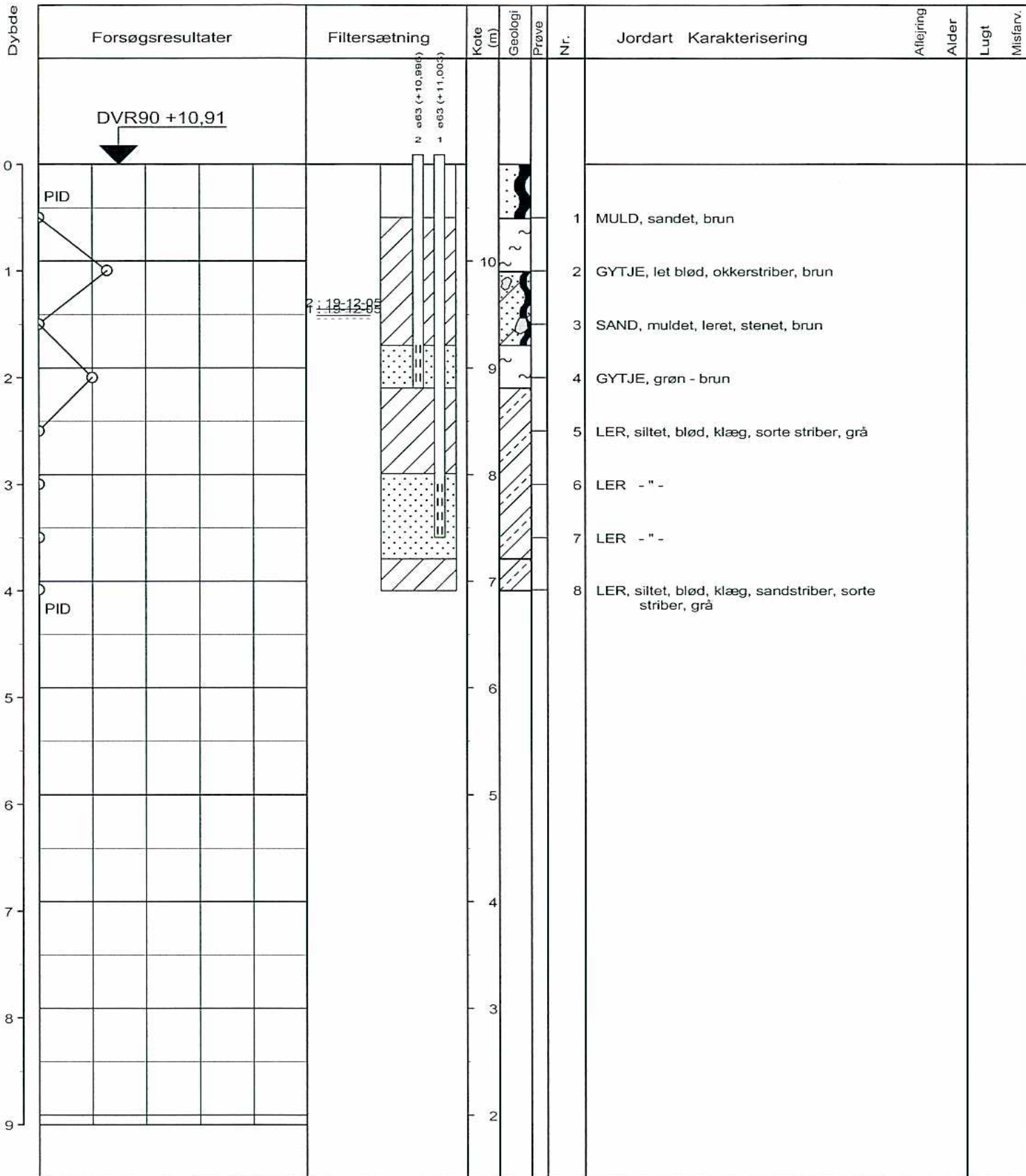
Dato :

S. 1 / 1

NIRÅS

Rådgivende ingeniører
og planlæggere A/S

Borejournal



Ø 1 10 100 1000 PID

(A): Prøve sendt til analyselaboratorie

PID: Photovac 2

- : ingen mislugt
* : svag mislugt
** : middel mislugt
***: kraftig mislugt

Boremethode : 6" foret snegleboring

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 10-10-05

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT

DGU-nr.:

Boring : T4

Udarb. af : CER

Kontrol : Godkendt :

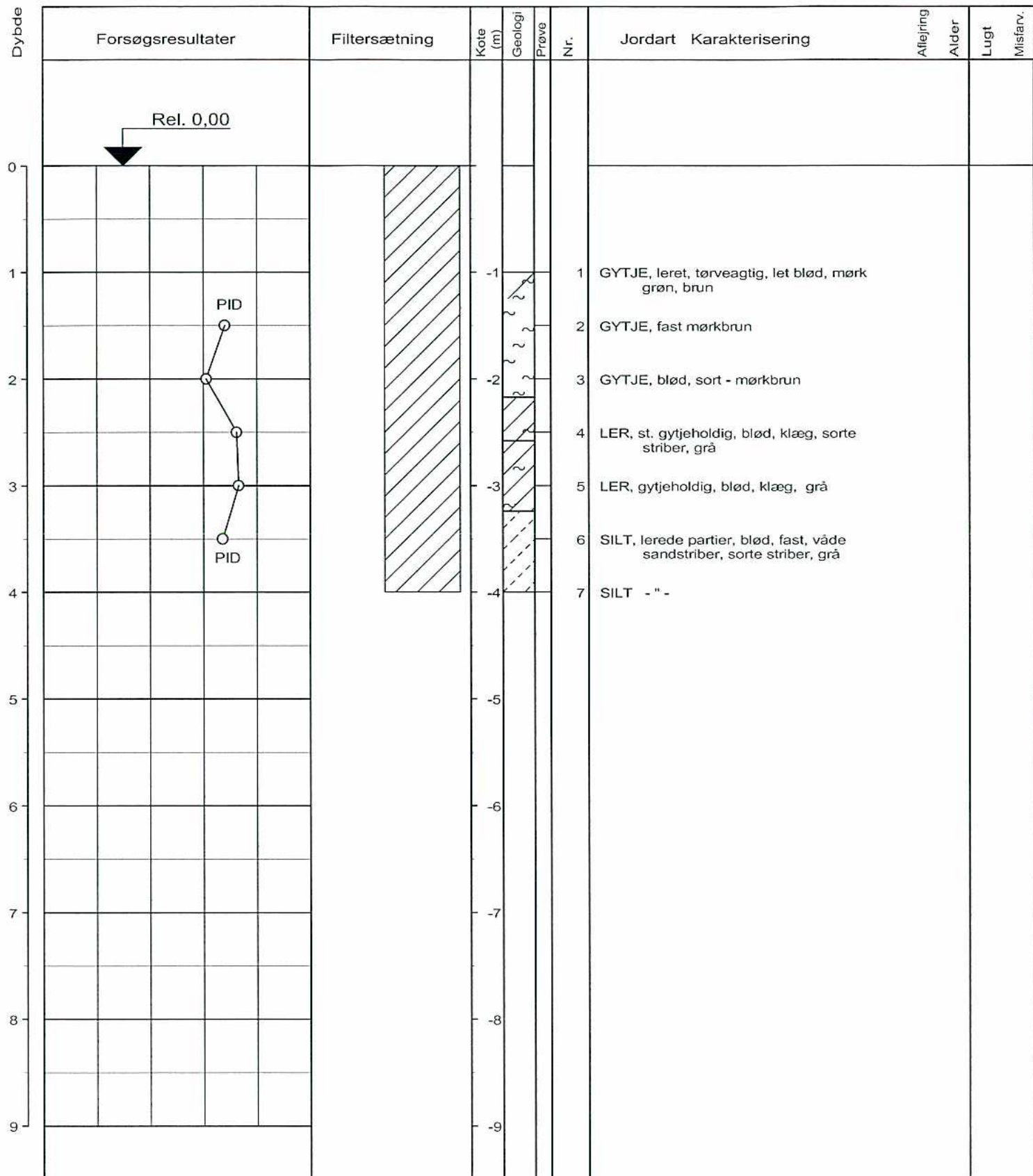
Dato :

S: 1 / 1

NIRÅS

Rådgivende ingeniører
og planlæggere A/S

Borejournal



0 1 10 100 1000 PID

(A): Prøve sendt til analyselaboratorie
PID: Photovac 2

- : ingen mislugt
- * : svag mislugt
- ** : middel mislugt
- ***: kraftig mislugt

Boremethode : 6" foret snegleboring m. kerneprøvetagning i 6 stk. A-rør

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 11-10-05
Udarb. af : CER

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT
Kontrol : Godkendt :

DGU-nr.:
Dato :

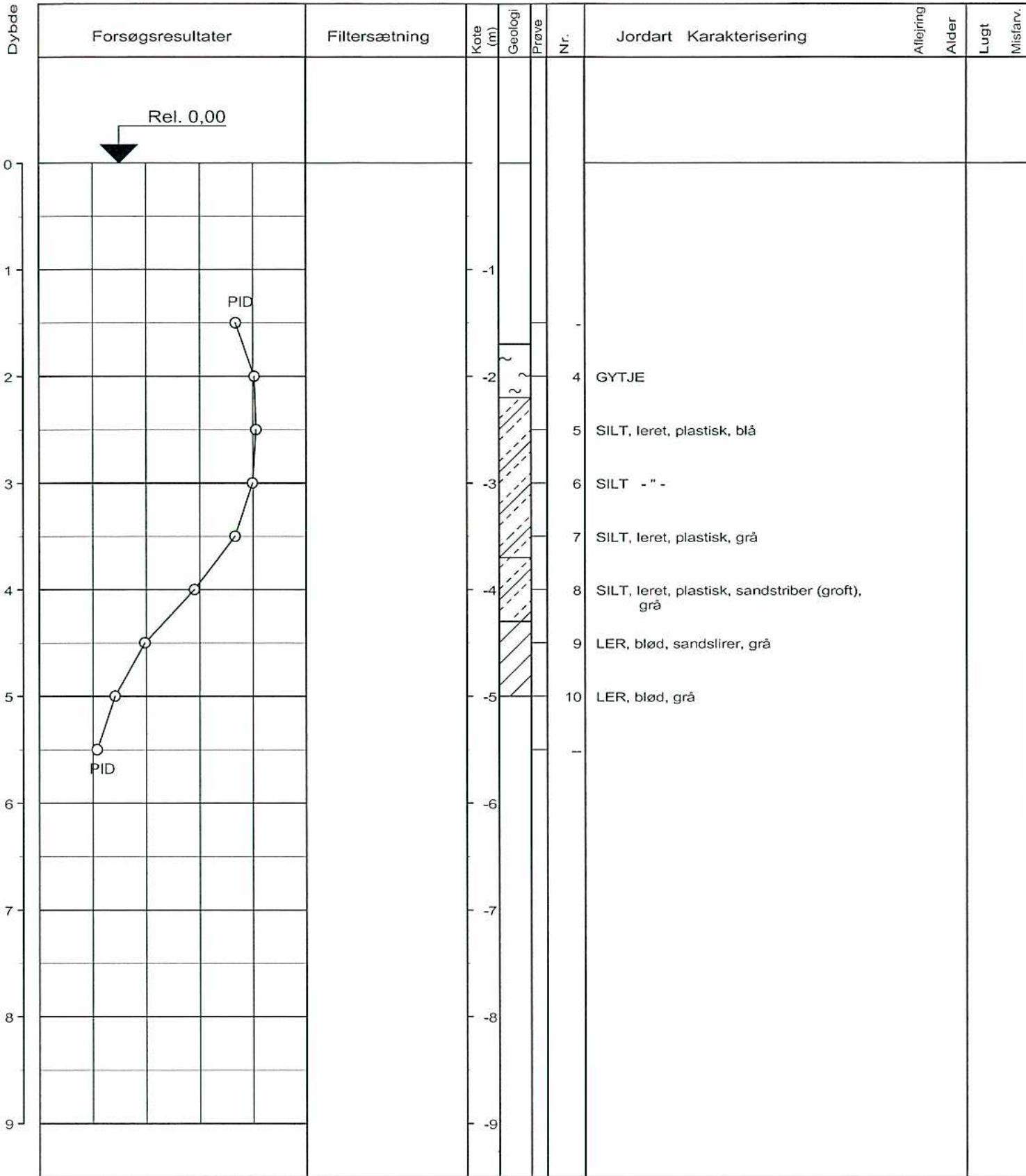
Boring : KM0
S. 1 / 1



Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S

Borejournal

BRegister - PSTMDK 2.0 - 17/08/2008 07:27:19



(A): Prøve sendt til analyselaboratorie
 PID: Photovac 2

- : ingen mislugt
 * : svag mislugt
 ** : middel mislugt
 ***: kraftig mislugt

Boremethode : 6" foret snegleboring

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 07-12-05	Boret af : KRISTIAN SCHMIDT	DGU-nr.:	Boring : PF1
Udarb. af : CER	Kontrol : Godkendt :	Dato :	S. 1 / 1



Rådgivende ingeniører og planlæggere AVS

Borejournal

BR-registreret - PSTMDK 2.0 - 17/08/2006 07:27:55

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Allejring	Alder	Lugt	Misfarv.
0	DVR90 +10,74	ø63 (+10,501) ø63 (+10,502) ø63 (+10,510)									
1			10			1	MULD				
2			9			2	GYTJE				
3			9			3	GYTJE, tørveagtig, fast			*	
4			8			4	GYTJE, st. siltet, tørveagtig, fast			***	
5			8			5	SILT, leret, gråblå			**	
6			8			6	SILT, leret, plastisk, gråblå			**	
7			7			7	SILT, leret, sandstriber, mindre plastisk			***	
8			7			8	SAND, mellem - groft, stenet, våd, grå			**	
9			6								
			5								
			4								
			3								
			2								
						(A): Prøve sendt til analyselaboratorie	- : ingen mislugt				
						PID: Photovac 2	* : svag mislugt				
						* Lugt af protamylasse	** : middel mislugt				
							***: kraftig mislugt				
						Boremethode : 8" foret snegleboring					

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 11-10-05

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT

DGU-nr.:

Boring : M1

Udarb. af : CER

Kontrol :

Godkendt :

Dato :

S. 1 / 1

NIRAS

Rådgivende ingeniører
og planlæggere AVS

Borejourn

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Allejring	Alder	Lugt	Misfarv.
0	DVR90 +10,74						FYLD, muldet, leret, sv. stenet, tegl				
1						1	LER, siltet, sv. fugtig, mørkbrun			*	
2						2	TØRV, siltet, sv. fugtig			**benzin	
3						3	TØRV - " -			*	
4						4	TØRV - " -			**	
5						5	SILT, fugtig, blød, grå - sort			*	
6						6	SILT - " -			*	
7						7	SILT, kraftige våde sandstriber, fugtig, blød, grå - sort			*	
8						8	SAND, mellem - groft, våd, grå			*	
9											
						(A): Prøve sendt til analyselaboratorie PID: Photovac 2 * Lugt af protamylasse		- : ingen mislugt * : svag mislugt ** : middel mislugt ***: kraftig mislugt			
						Boremethode : 8" foret snegleboring					

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 14-12-05

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT

DGU-nr.:

Boring : M3

Udarb. af : CER

Kontrol :

Godkendt :

Dato :

S. 1 / 1

NIRÅS

Rådgivende ingeniører
og planlæggere A/S

Borejourn

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Lugt	Misfarv.
0	DVR90 +10,71										
0		3 : 18-12-05	10			1	LER, tørret, muldet				
1						2	TØRV, siltet, sv. fugtig, grå - brun			*	
2						3	SILT, blød, fugtig, grå - sort			*	
3		1 : 19-12-05	8			4	SILT - " -			*	
4						5	SILT - " -			*	
5						6	SILT, blød, kraftige våde sandstriber, fugtig, grå - sort			**	
6						7	LER, sv. stenet, kraftige våde sandstriber (mellem - groft), grå			*	
7						8	LER - " -			*	
8											
9											

(A): Prøve sendt til analyselaboratorie
 PID: Photovac 2
 * Lugt af protamylasse

- : ingen mislugt
 * : svag mislugt
 ** : middel mislugt
 *** : kraftig mislugt

Boremethode : 8" foret snegleboring

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 15-12-05
 Udarb. af : CER

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT
 Kontrol : Godkendt :

DGU-nr.:
 Dato :

Boring : M4

S. 1 / 1



Rådgivende ingeniører
 og planlæggere A/S

Borejournal

Dybde	Forsøgsresultater	Filtersætning	Kote (m)	Geologi	Prøve	Nr.	Jordart Karakterisering	Aflejring	Alder	Lugt	Misfarv.	
0												
1							1 FYLD: SAND, muldet, leret, sv. stenet, tør					
2							2 FYLD: SAND - " - GYTJE, tørret, sv. sandet, grå - brun					
3							3 TØRV, sv. siltet, sv. fugtig SILT, sv. tørret, fugtig, grå - sort					
4							4 SILT, fugtig, grå - sort					
5							5 SILT - " -					
6							6 SILT, blød, st. fugtig, grå - sort SILT, blød, kraftige våde sandstriber, st. fugtig, grå - sort					
7							7 LER, siltet, sv. stenet, kraftige våde sandstriber (mellem - groft), grå				*	
8							8 LER - " -					
9												
							(A): Prøve sendt til analyselaboratorie PID: Photovac 2 * Lugt af protamylasse	- : ingen mislugt * : svag mislugt ** : middel mislugt *** : kraftig mislugt				
							Boremethode : 8" foret snegleboring					

Sag : 03792.04A Pilotforsøg, Industrivej 3, Glostrup

Dato : 15-12-05
Udarb. af : CER

Boret af : KRISTIAN SCHMIDT
Kontrol : Godkendt :

DGU-nr. :
Dato :

Boring : M5

s. 1 / 1

NIRAS

Rådgivende ingeniører
og planlæggere AVS

Borejournal

Bilag Q
Vandprøvetagningskemaer

VANDPRØVETAGNING

SIDE 1 AF 2

Sagsnavn: <i>Glestrup regnvandsbassin</i>	Sags nr.: <i>03.792.04</i>
Sagsleder: <i>CEB</i>	Dato: <i>17/10</i>
Rekvirentens navn:	Prøvetager: <i>TLa</i>
Rekvirentens adresse:	

UNDERSØGELSESMÅL

Undersøgelsesformål:	Pumpevalg: <i>Whale</i>
Analyseparametre:	Slangevalg: <i>PE</i>

UDSTYR

Boring V-boring-filter-a,b,...	Pejl		Pumpe		Slange		Bemærkninger
	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Materiale	Sidst anvendt i boring nr.	
<i>V-T4-1</i>	<i>3.15.08</i>	<i>-</i>	<i>whale</i>	<i>ny</i>	<i>PE</i>	<i>ny</i>	<i>Ringe ydelse</i>
<i>V-G12</i>	<i>"</i>	<i>-</i>	<i>"</i>	<i>"</i>	<i>"</i>	<i>"</i>	<i>"</i>

VANDPRØVE

V-boring-filter-a,b,...	Boring		Vandprøve			Bemærkninger (Klarhed/Udfældning, Farve/Lugt, Filtrering/Konservering)
	Dimension (mm)	Rovandspejl (m u.MFP)	Forpumpning (liter)	Tidspunkt	Prøvemængde (liter)	
<i>V-T4-1</i>	<i>ø63</i>	<i>se</i>	<i>3</i>	<i>11⁰⁵</i>		<i>Prøver udlaget over flere dage</i>
<i>V-G12</i>	<i>ø63</i>	<i>pejle-stemma</i>	<i>1</i>	<i>10¹⁵</i>		<i>"</i>

ANALYSE

Laboratorium:	Rekvistion udfyldt: ja <input type="checkbox"/>
Kontaktperson:	nej <input type="checkbox"/>

VANDPRØVETAGNING

SIDE 1 AF 2

Sagsnavn: Gløstrup Regnvandbassin	Sags nr.: 03.792.04
Sagsleder: CeR	Dato: 17/10-05
Rekvirentens navn:	Prøvetager: JLe
Rekvirentens adresse:	

UNDERSØGelsesFORMÅL

Undersøgelsesformål:	Pumpevalg: whale
Analyseparametre:	Slangevalg: PE

UDSTYR

Boring V-boring-filter-a,b,...	Pejl		Pumpe		Slange		Bemærkninger
	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Materiale	Sidst anvendt i boring nr.	
V-T1-2	3.15.08	—	koslevantil	—	PE	ny	Ca. 5cm vand i boring
V-T1-1	↓	—	whale	ny	↓	↓	ringe udelse
V-T2-2	↓	—	↓	↓	↓	↓	—
V-T2-1	↓	—	↓	↓	↓	↓	—
V-T3-2	↓	—	↓	↓	↓	↓	—
V-T3-1	↓	—	↓	↓	↓	↓	—
V-T4-2	↓	—	↓	↓	↓	↓	mest dårlig udelse

VANDPRØVE

Boring V-boring-filter-a,b,...	Boring		Vandprøve			Bemærkninger (Klarhed/Udfældning, Farve/Lugt, Filtrering/Konservering)
	Dimension (mm)	Rovandspejl (m u.M.P)	Forpumpning (liter)	Tidspunkt	Prøvemængde (liter)	
V-T1-2	Ø63	se	0	13 ⁴⁵		prøve udtaget over flod-dag
V-T1-1	"	pejle-	4	13 ¹⁵		—
V-T2-2	"	skema	0,5	12 ⁴⁵		—
V-T2-1	"		4	12 ³⁰		—
V-T3-2	"		0,5	12 ¹⁵		—
V-T3-1	"		4	12 ⁰⁰		—
V-T4-2	"		0,25	11 ¹⁵		—

ANALYSE

Laboratorium:	Rekvirition udfyldt: Ja <input type="checkbox"/>
Kontaktperson:	nej <input type="checkbox"/>

Industrivej 3, Glostrup
Regnvandsbassin,

~~Vedligeholdelse, Nedlukning~~

Sugeceller 2005

19/12 20/12 21/12 22/12

Celle nr.	Dato Tømt (ml.)	Dato Tømt (ml.)	Dato Tømt (ml.)	Dato Prøve	Bemærkning
S1-1	150 150	50	1 loka	100 ml	Selvlysende, Gul/Grøn
S1-2	TØR	TØR	åbent		
S1-3	TØR	TØR	,		
S2-1	TØR	TØR	beun		
S2-2	TØR	TØR	ny		
S2-3	450	50	VACUUM	100 ml	Selvlysende, Gul/Grøn
S3-1	TØR	TØR	!!		
S3-2	TØR	TØR	!!		
S4-1	15	5		100 ml	klar
S4-2	250	50		125 ml	Selvlysende, Gul/Grøn

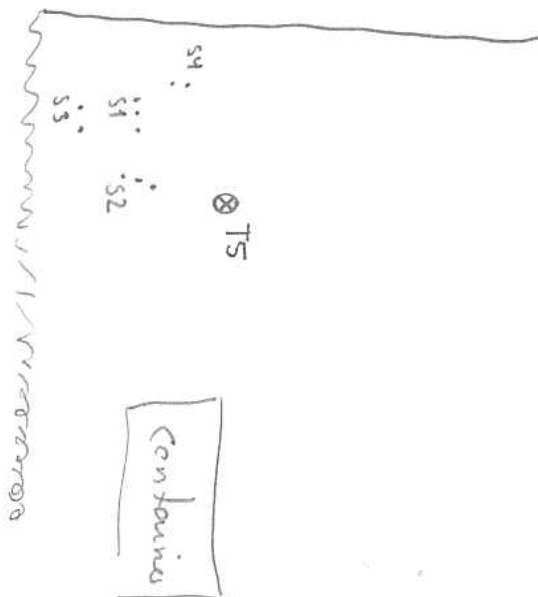
Alle sugeceller holder tæt!!

Glostrup reguleringsbassin

Sugeceller

	9/1-06	10/1-06	Farve
S1-1	100 ml	300 ml	Fluorescerende gul
S1-2	5 ml	5 ml	- " -
S1-3	TØR	TØR	
S2-1	TØR	TØR	
S2-2	TØR	TØR	- " -
S2-3	150 ml	200 ml	
S3-1	TØR	TØR	
S3-2	25 ml	50 ml	klar
S4-1	100 ml	500 ml	klar
S4-2	200 ml	1000 ml	Fluorescerende gul

T5 : 663 150 mnt 2x 50 ml p10rc g10rlig



720 mbar

Bilag R
Analyseresultater vandprøver

Bilag R. Analyseresultater af fluorescens i vandprøver

Prøve-ID	Dybde [m.u.t.]	Uranine [mg/L]			Rhodamine WT [mg/L]			Bromid [mg/L]		
		Kontrol	1. runde	2. runde	Kontrol	1. runde	2. runde	Kontrol	1. runde	2. runde
T1-1	3,5	0,000	-	-	0,000	-	-	0,000	-	-
T2-1	3,25	0,000	-	-	0,000	-	-	0,000	-	-
T3-1	3,75	0,000	-	-	0,000	-	-	0,027	-	-
T3-2	2	0,004	-	-	0,005	-	-	0,106	-	-
T4-2	1,9	0,010	-	-	0,013	-	-	0,000	-	-
T5-1	1,8	-	1,078	0,370	-	0,339	0,167	-	3,136	u.d.
S1-1	2,35	-	8,631	21,313	-	0,505	2,715	-	70,610	79,058
S1-2	1,9	-	-	83,133	-	-	27,022	-	-	-
S2-3	1,5	-	3,897	2,506	-	0,182	0,150	-	35,792	44,679
S3-2	1,65	-	-	0,230	-	-	0,352	-	-	u.d.
S4-1	1,9	-	0,020	0,014	-	0,005	0,015	-	0,000	u.d.
S4-2	1,5	-	4,273	2,087	-	0,489	0,456	-	12,733	8,842

Dato for udtagning af prøver	
Kontrol	17.10.05
1. runde	22.12.05
2. runde	10.01.06

ikke fortyndet tilstrækkelig under analyse

Under kvantifikationsgrænse

Kvantifikationsgrænser (mg/L):		
Uranine	9,67E-05	9,67E-05
Rodamine WT	0,009	9,00E-03
Bromid	0,007	0,007

Noter:

Fraktureringsinterval: 1,5 2,5

Placering af sugeceller

Celle	Dybde [m.u.t.]
S1-1	2,35
S1-2	1,9
S1-3	1,5
S2-1	2,35
S2-2	1,9
S2-3	1,5
S3-1	1,9
S3-2	1,65
S4-1	1,9
S4-2	1,5

Placering af filtre i T-boringer

Filter	Dybde [m.u.t.]
T1-1	3-4
T1-2	1,1-2,1
T2-1	3-3,5
T2-2	1-2
T3-1	3,5-4
T3-2	1,5-2,5
T4-1	3-3,6
T4-2	1,7-2,1
T5-1	1,3-2,3

NIRAS

Cirk. Beh. af Kopi

- 7 NOV. 2005

Sag nr.

Niras A/Siv

Sortemosevej 2
3450 Allerød

Att.: Charlotte Riis

Eurofins Danmark A/S
Smødeskovvej 38
8464 Galten
Telefon 7022 4266
Telefax 7022 4255
CVR/VAT DK-6222 5319 eurofinsRegistrernr.: 559100
Kundenr.: 81075
Ordrenr.: 425732Sagsnr.: 03.792.04
Modt. dato: 2005.10.18

Sidenr.: 1 af 2

ANALYSERAPPORT

Rekvirent.....: Niras A/S
Sortemosevej 2, 3450 Allerød
 Prøvested.....: Glostrup Regnvandsbassin
 Prøvetype.....: Grundvand
 Prøveudtagning...: 2005.10.17
 Prøvetager.....: Rekvirenten (TL)
 Kundeoplysninger.:
 Analyseperiode...: 2005.10.18 - 2005.10.27

	Prøvenr.: 18004973	18004974	18004975	18004976				
	Prøve ID: 72761-01	72762-01	72763-01	72765-01	Detekt.			RSD
	Prøvemærke: T1-1	T2-1	T3-1	T4-1	Enheder	grænse	Metoder	(%)
Organiske syrer								
Myresyre	<5	<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref		10
Eddikesyre	<5	<5	6.1	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref		10
n-Propionsyre	<5	<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129/HPLC/ref		10
Smørsyre	<5	<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.		10
iso-Smørsyre	<5	<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.		10
Mælkesyre	<5	<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.		10

Tegnforklaring:

RSD : Relativ Analyseusikkerhed.

< : mindre end. i.p.: ikke påvist.

> : større end. i.m.: ikke målelig.

: ingen af parametrene er påvist.

Prøvningsresultaterne gælder udelukkende for de(n) undersøgte prøve(r).

Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden prøvningslaboratoriets skriftlige godkendelse.

Niras A/S

Sortemosevej 2
3450 Allerød

Att.: Charlotte Riis

Registrernr.: 559100

Kundenr.: 81075

Ordrenr.: 425732

Sagsnr.: 03.792.04

Modt. dato: 2005.10.18

ANALYSERAPPORT

Sidenr.: 2 af 2

Rekvirent.....: Niras A/S
Sortemosevej 2, 3450 Allerød
Prøvested.....: **Glostrup Regnvandsbassin**
Prøvetype.....: Grundvand
Prøveudtagning...: 2005.10.17
Prøvetager.....: Rekvirenten (TL)
Kundeoplysninger.:
Analyseperiode...: 2005.10.18 - 2005.10.27

Prøvenr.: 18004977
Prøve ID: 72766-01 Detekt. RSD
Prøvemærke: G12 Enheder grænse Metoder (%)

Organiske syrer

Myresyre	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref	10
Eddikesyre	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref	10
n-Propionsyre	<5 mg/l	5.0	71129/HPLC/ref	10
Smørsyre	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.	10
iso-Smørsyre	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.	10
Mælkesyre	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.	10

Tegnforklaring:

RSD : Relativ Analyseusikkerhed.

< : mindre end. i.p.: ikke påvist.

> : større end. i.m.: ikke målelig.

: ingen af parametrene er påvist.

31. oktober 2005


Hans Søgaard

Niras A/S

Sortemosevej 2
3450 Allerød

Att.: Charlotte Riis

Registrernr.: 558961
Kundenr.: 81075
Ordrenr.: 425732

Sagsnr.: 03.792.04
Modt. dato: 2005.10.17

Sidenr.: 1 af 1

ANALYSERAPPORT

Rekvirent.....: Niras A/S
Sortemosevej 2, 3450 Allerød
Prøvested.....: Glostrup Regnvandsbasin
Prøvetype.....: Grundvand
Prøveudtagning...: 2005.10.17
Prøvetager.....: Rekvirenten (TL)
Kundeoplysninger.:
Analyseperiode...: 2005.10.17 - 2005.10.27

	Prøvenr.:	18294432	18294433	18294434			
	Prøve ID:	73690-01	73692-01	73693-01	Detekt.		RSD
	Prøvemærke:	T2 øvre	T4 øvre	T3 øvre	Enheder	grænse Metoder	(%)
Organiske syrer							
Myresyre		<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref	10
Eddikesyre		<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref	10
n-Propionsyre		<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129/HPLC/ref	10
Smørsyre		<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.	10
Mælkesyre		<5	<5	<5 mg/l	5.0	71129-HPLC/ref.	10

Tegnforklaring:

RSD : Relativ Analyseusikkerhed.
< : mindre end. i.p.: ikke påvist.
> : større end. i.m.: ikke målelig.
: ingen af parametrene er påvist.

31. oktober 2005


Hans Søgaard

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**23452/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 03/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Råvand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T1 - nedre

PRØVE NR.:	23452/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Mangan, Mn	0.46	mg/l	SM 17udg,3120B
Jern, Fe, opløst	1.7	mg/l	SM 17udg,3120B
Natrium, Na+	47	mg/l	SM 17udg,3120B
Kalium, K+	4.9	mg/l	SM 17udg,3120B
Calcium, Ca++	286	mg/l	SM 17udg,3120B
Hydrogensulfid, H ₂ S	0.02	mg/l	DS 278
Methan, CH ₄	0.16	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23453/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 03/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
(TIL) : kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T2 - nedre

PRØVE NR.:	23453/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Mangan, Mn	0.52	mg/l	SM 17udg,3120B
Jern, Fe, opløst	3.1	mg/l	SM 17udg,3120B
Natrium, Na+	40	mg/l	SM 17udg,3120B
Kalium, K+	4.2	mg/l	SM 17udg,3120B
Calcium, Ca++	240	mg/l	SM 17udg,3120B
Hydrogensulfid, H2S	0.01	mg/l	DS 278
Methan, CH4	0.07	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede


Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**23454/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 03/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Råvand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T3 - nedre

PRØVE NR.:	23454/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Mangan, Mn	0.58	mg/l	SM 17udg,3120B
Jern, Fe, opløst	3.9	mg/l	SM 17udg,3120B
Natrium, Na+	31	mg/l	SM 17udg,3120B
Kalium, K+	3.5	mg/l	SM 17udg,3120B
Calcium, Ca++	259	mg/l	SM 17udg,3120B
Hydrogensulfid, H2S	0.01	mg/l	DS 278
Methan, CH4	0.14	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23455/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 03/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
(TIL) : kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

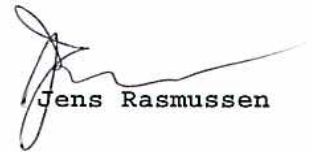
PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T4 - nedre

PRØVE NR.:	23455/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Mangan, Mn	0.83	mg/l	SM 17udg,3120B
Jern, Fe, opløst	1.5	mg/l	SM 17udg,3120B
Natrium, Na+	29	mg/l	SM 17udg,3120B
Kalium, K+	5.0	mg/l	SM 17udg,3120B
Calcium, Ca++	286	mg/l	SM 17udg,3120B
Hydrogensulfid, H2S	0.02	mg/l	DS 278
Methan, CH4	0.18	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede


Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om målesikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23456/5

NIRAS
 Att.: Charlotte Riis
 Sortemosevej 2
 3450 Allerød

UDSKREVET : 03/11/2005
 UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
 (TIL) : kl.
 MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
 ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
 UDTAGET AF : Niras/TLa
 ÅRSAG :
 KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
 (24633) Regnvandsbassin,
 G12

PRØVE NR.:	23456/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Jern, Fe	23	mg/l	SM 17udg,3120B
Mangan, Mn	1.9	mg/l	SM 17udg,3120B
Natrium, Na+	61	mg/l	SM 17udg,3120B
Kalium, K+	4.2	mg/l	SM 17udg,3120B
Calcium, Ca++	604	mg/l	SM 17udg,3120B
Hydrogensulfid, H2S	0.03	mg/l	DS 278
Methan, CH4	<0.01	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23457/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 03/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T2 - øvre

PRØVE NR.:	23457/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Hydrogencarbonat, HCO ₃ ⁻	741	mg/l	DS 253
Ammonium, NH ₄ ⁺	0.615	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrat, NO ₃ ⁻	0.0573	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl ⁻	250	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO ₄ ⁻⁻	834	mg/l	SM17udg.1989 4500

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:
Resultater fremsendes ukommenterede


Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om målesikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**23458/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 03/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 20/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 20/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 20/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Råvand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T3 - øvre

PRØVE NR.:	23458/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Hydrogencarbonat, HCO ₃ ⁻	633	mg/l	DS 253
Ammonium, NH ₄ ⁺	1.58	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrat, NO ₃ ⁻	0.164	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl ⁻	243	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO ₄ ⁻⁻	966	mg/l	SM17udg.1989 4500

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Jens Rasmussen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om målesikkerhed kan rekvireres.



Analysereport

23277/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 19/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 19/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 19/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLa
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T1 - nedre

PRØVE NR.:	23277/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Ledningsevne	150	mS/m	DS 288
Phosphor, P, total	3.73	mg/l	DS 292
Fluorid, F-	0.23	mg/l	DS 218,MOD
Hydrogencarbonat, HCO ₃ -	686	mg/l	DS 253
Inddampningsrest	1290	mg/l	DS 204
Farvetal, Pt	31	mg/l	DS 289, 2udg
Ammonium, NH ₄ ⁺	2.39	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrit, NO ₂ -	0.293	mg/l	DS 222,MOD AK 155
Nitrat, NO ₃ -	0.325	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl-	46	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO ₄ --	307	mg/l	SM17udg.1989 4500
Siliciumdioxid, SiO ₂	31.7	mg/l	Koroleff 1983,MOD

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23278/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 19/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 19/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 19/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLA
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T2 - nedre

PRØVE NR.:	23278/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Ledningsevne	130	mS/m	DS 288
Phosphor, P, total	0.643	mg/l	DS 292
Fluorid, F-	0.20	mg/l	DS 218,MOD
Hydrogencarbonat, HCO3-	615	mg/l	DS 253
Inddampningsrest	988	mg/l	DS 204
Farvetal, Pt	21	mg/l	DS 289, 2udg
Ammonium, NH4+	1.78	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrit, NO2-	0.0217	mg/l	DS 222,MOD AK 155
Nitrat, NO3-	0.433	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl-	39	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO4--	187	mg/l	SM17udg.1989 4500
Siliciumdioxid, SiO2	29.4	mg/l	Koroleff 1983,MOD

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:
Resultater fremsendes ukommenterede


Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23279/5

NIRAS
 Att.: Charlotte Riis
 Sortemosevej 2
 3450 Allerød

UDSKREVET : 04/11/2005
 UDTAGN.TIDSPUNKT: 19/10/2005 kl.
 (TIL) : kl.
 MODTAGET PÅ LAB.: 19/10/2005 kl.
 ANALYSE PÅBEG. : 19/10/2005 kl.
 UDTAGET AF : Niras/TLA
 ÅRSAG :
 KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
 (24633) Regnvandsbassin,
 T3 - nedre

PRØVE NR.:	23279/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Ledningsevne	132	mS/m	DS 288
Phosphor, P, total	1.484	mg/l	DS 292
Fluorid, F-	0.28	mg/l	DS 218,MOD
Hydrogencarbonat, HCO3-	636	mg/l	DS 253
Inddampningsrest	1030	mg/l	DS 204
Farvetal, Pt	15	mg/l	DS 289, 2udg
Ammonium, NH4+	2.31	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrit, NO2-	0.0303	mg/l	DS 222,MOD AK 155
Nitrat, NO3-	0.586	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl-	28	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO4--	209	mg/l	SM17udg.1989 4500
Siliciumdioxid, SiO2	28.7	mg/l	Koroleff 1983,MOD

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:
 Resultater fremsendes ukommenterede

Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**23280/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 19/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 19/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 19/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLA
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Råvand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T4 - nedre

PRØVE NR.:	23280/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Ledningsevne	150	mS/m	DS 288
Phosphor, P, total	2.79	mg/l	DS 292
Fluorid, F-	0.21	mg/l	DS 218,MOD
Hydrogencarbonat, HCO3-	638	mg/l	DS 253
Inddampningsrest	1160	mg/l	DS 204
Farvetal, Pt	21	mg/l	DS 289, 2udg
Ammonium, NH4+	1.57	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrit, NO2-	0.0234	mg/l	DS 222,MOD AK 155
Nitrat, NO3-	0.508	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl-	34	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO4--	284	mg/l	SM17udg.1989 4500
Siliciumdioxid, SiO2	26.6	mg/l	Koroleff 1983,MOD

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

23281/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 19/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 19/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 19/10/2005 kl.
UDTAGET AF : Niras/TLA
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Råvand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
G12

PRØVE NR.:	23281/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Ledningsevne	190	mS/m	DS 288
Phosphor, P, total	3.91	mg/l	DS 292
Fluorid, F-	0.18	mg/l	DS 218,MOD
Hydrogencarbonat, HCO3-	790	mg/l	DS 253
Inddampningsrest	1760	mg/l	DS 204
Farvetal, Pt	56	mg/l	DS 289, 2udg
Ammonium, NH4+	7.27	mg/l	DS 224, MOD AK 155
Nitrit, NO2-	0.0495	mg/l	DS 222,MOD AK 155
Nitrat, NO3-	0.700	mg/l	DS 222+223,MOD,AK155
Chlorid, Cl-	175	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Sulfat, SO4--	245	mg/l	SM17udg.1989 4500
Siliciumdioxid, SiO2	40.7	mg/l	Koroleff 1983,MOD

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



Analyserapport

24384/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL) : kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Vand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T2 - øvre

PRØVE NR.:	24384/05 Vand	ENHED	ANALYSEMETODE
Hydrogensulfid, H ₂ S	0.02	mg/l	DS 278
Methan, CH ₄	0.02	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede


Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366**Analyserapport****24385/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL) : kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Vand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T3 - øvre

PRØVE NR.:	24385/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Hydrogensulfid, H ₂ S	0.05	mg/l	DS 278
Methan, CH ₄	0.03	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**24386/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 04/11/2005
UDTAGN. TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL) : kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Vand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T4 - øvre

PRØVE NR.:	24386/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Hydrogensulfid, H ₂ S	0.06	mg/l	DS 278
Methan, CH ₄	<0.01	mg/l	GC/FID/vand AK.65

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMERKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Henrik Olsen

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



MILANA - Miljølaboratoriet
 Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
 Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

NIRAS

Cirk. Beh. af Kopi

14 NOV. 2005

DANAK
 Reg.nr. 361

Sag nr. **24379/5**
Analysereport

NIRAS
 Att.: Charlotte Riis
 Sortemosevej 2
 3450 Allerød

UDSKREVET : 11/11/2005
 UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
 (TIL): kl.
 MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
 ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
 UDTAGET AF : Niras
 ÅRSAG :
 KOMMUNE : Ikke afklaret

Vand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
 (24633) Regnvandsbassin,
 T1 - nedre

PRØVE NR.:	24379/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Aggressiv kuldioxid, CO2	<2	mg/l	DS 236
NVOC	14	mg/l	SM 17udg,5310 C

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:
 Resultater fremsendes ukommenterede

Claudio Erikstrøm

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Resultaterne gælder kun for den modtagne / udtagne prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**24380/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 11/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Vand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T2 - nedre

PRØVE NR.:	24380/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Aggressiv kuldioxid, CO2	<2	mg/l	DS 236
NVOC	12	mg/l	SM 17udg,5310 C

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede


Claudio Erikstrøm

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Resultaterne gælder kun for den modtagne / udtagne prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

**MILANA - Miljølaboratoriet**Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

Reg.nr. 361

Analyserapport**24381/5**NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 AllerødUDSKREVET : 11/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret**Vand**

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T3 - nedre

PRØVE NR.:	24381/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Aggressiv kuldioxid, CO2	<2	mg/l	DS 236
NVOC	10	mg/l	SM 17udg,5310 C
Tegnforklaring:	# ikke akkrediteret	< Mindre end	> større end
			i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:

Resultater fremsendes ukommenterede

Claudio Erikstrøm

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Resultaterne gælder kun for den modtagne / udtagne prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



MILANA - Miljølaboratoriet
Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366

 DANAK
Reg.nr. 361

Analysereport

24382/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 11/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Vand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
T4 - nedre

PRØVE NR.:	24382/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
Aggressiv kuldioxid, CO2	<2	mg/l	DS 236
NVOC	13	mg/l	SM 17udg,5310 C

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < Mindre end > større end i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:
Resultater fremsendes ukommenterede

Claudio Erikstrøm

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Resultaterne gælder kun for den modtagne / udtagne prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



MILANA - Miljølaboratoriet

Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, fax +45 4920 2366



Analyserapport

24383/5

NIRAS
Att.: Charlotte Riis
Sortemosevej 2
3450 Allerød

UDSKREVET : 11/11/2005
UDTAGN.TIDSPUNKT: 28/10/2005 kl.
(TIL): kl.
MODTAGET PÅ LAB.: 28/10/2005 kl.
ANALYSE PÅBEG. : 31/10/2005
UDTAGET AF : Niras
ÅRSAG :
KOMMUNE : Ikke afklaret

Vand

REKVIRENT: NIRAS, Sortemosevej 2, 3450 Allerød

PRØVESTED: Sag 03.792.04,
(24633) Regnvandsbassin,
G12

PRØVE NR.:	24383/05	ENHED	ANALYSEMETODE
	Vand		
NVOC	34	mg/l	SM 17udg,5310 C
Tegnforklaring:	# ikke akkrediteret	< Mindre end	> større end
			i.p. ikke påvist

BEMÆRKNINGER:
Resultater fremsendes ukommenterede

Claudio Erikstrøm

SENDT TIL: NIRAS

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Resultaterne gælder kun for den modtagne / udtagne prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.



MILANA - Miljølaboratoriet
Fiolgade 13A, DK-3000 Helsingør
Tlf. +45 4925 0770, Fax +45 4920 2366



Analysereport

NIRAS
Sortemosevej 2
3450 Allerød
Att.: Charlotte Riis

Udskrevet: 10/11/2005
Udtaget fra: 17/10/2005
Udtaget til:
Modtaget på lab: 17/10/2005
Analyse påbeg.: 18/10/2005
Udtaget af: Niras
Årsag:
Kommune: Ikke afklaret

Vand

Rekvirent: NIRAS, Sortemosevej 2, 31050 Allerød
Prøvested: Sag 03.792.04, Regnvandsbassin
Prøvestednr: 24633
Resultater: Se resultater fra side 2 og bemærkninger side 4
Resultater: 22972, 22973, 22974, 22975, 22976, 22977, 22978, 22979, 22980

Laboratoriet er akkrediteret af DANAK. Analyseresultaterne gælder kun for den analyserede prøve. Analyserapporten må kun gengives i sin helhed med mindre skriftlig godkendelse foreligger. Oplysninger om måleusikkerhed kan rekvireres.

Camilla Højsted



Prøveresultater

Parameter	Enhed	Metode	Resultat				
			T1 øvre Nr: 22972/5	T1 nedre Nr: 22973/5	T2 øvre Nr: 22974/5	T2 nedre Nr: 22975/5	T3 øvre Nr: 22976/5
Purge & Trap, halog. + nedbr.		GC/MS, P&T, AK152	påvist	påvist	påvist	påvist	påvist
Trichlorfluormethan(F11)	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
Freon 113 (F113)	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
1,1,1-trichlorethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
Tetrachlormethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
Trichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	0.68	14	<4.0	0.26	<0.20
Tetrachlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
Vinylchlorid	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	6.6	39	750	63	25
1,1-dichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
trans-1,2-dichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	7.4	0.43	0.33
cis-1,2-dichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	20	190	1800	98	36
1,2-dibromethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
1,2-dichlorethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
1,1-dichlorethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.20	<1.0	<4.0	<0.20	<0.20
TOC	mg/l	DS/EN 1484:1997		92	100	73	36

Tegnforklaring: # ikke akkrediteret < mindre end > større end i.p. ikke påvist



Prøveresultater

Parameter	Enhed	Metode	Resultat			
			T3 nedre Nr: 22977/5	T4 øvre Nr: 22978/5	T4 nedre Nr: 22979/5	G12 Nr: 22980/5
Purge & Trap, halog. + nedbr.		GC/MS, P&T, AK152	påvist	påvist	påvist	påvist
Trichlorfluormethan(F11)	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
Freon 113 (F113)	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
1,1,1-trichlorethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
Tetrachlormethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
Trichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	0.11	0.63	0.088	<4.0
Tetrachlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
Vinylchlorid	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	1.2	37	3.0	70
1,1-dichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
trans-1,2-dichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	0.34	0.051	<4.0
cis-1,2-dichlorethylen	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	0.92	50	4.5	1600
1,2-dibromethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
1,2-dichlorethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
1,1-dichlorethan	µg/l	GC/MS, P&T, AK152	<0.020	<0.20	<0.020	<4.0
TOC	mg/l	DS/EN 1484:1997	17		13	40



Bemærkninger

Prøvenr / Prøvemærke

22972 / T1 øvre

22973 / T1 nedre

22974 / T2 øvre

22975 / T2 nedre

22976 / T3 øvre

22977 / T3 nedre

22978 / T4 øvre

22979 / T4 nedre

22980 / G12

Resultat

Ingen kommentar

Detektionsgrænserne er hævet med en faktor 50, p.gr.a. prøvens høje indhold af chlorerede opløsningsmidler.

Detektionsgrænserne er hævet med en faktor 200, p.gr.a. prøvens høje indhold af chlorerede opløsningsmidler.

Detektionsgrænserne er hævet med en faktor 10, p.gr.a. prøvens høje indhold af chlorerede opløsningsmidler.

Som ovenfor.

Ingen kommentar

Detektionsgrænserne er hævet med en faktor 10, p.gr.a. prøvens høje indhold af chlorerede opløsningsmidler.

Ingen kommentar

Detektionsgrænserne er hævet med en faktor 200, p.gr.a. prøvens høje indhold af chlorerede opløsningsmidler.

Concerning: *Dehalococcoides ethenogenes* quantitative screening results
Client: NIRAS, Denmark
Project code: 2005.2694
Date: 1 november 2005

1. INTRODUCTION

Order confirmation

At the request of NIRAS, Denmark, molecular analysis have been performed on eight groundwater samples from location Industrivej, Glostrup, Denmark. These groundwater samples were encoded T1 øvre, T1 nedre, T2 øvre, T2 nedre, T3 øvre, T3 nedre, T4 øvre and T4 nedre. The samples were taken on 17 October 2005 and delivered to Bioclear. The samples were conserved with ethanol following the protocol from Bioclear.

Background information chloroethene degrading bacteria

Several anaerobic micro-organisms are capable of degrading chlorinated ethenes. Only *Dehalococcoides ethenogenes* is known to completely degrade chlorinated ethenes to ethene or ethane. The presence of *Dehalococcoides ethenogenes* is therefore an important indicator for the potential to completely dechlorinate tetrachloroethene to ethene/ethane.

2. PERFORMED ACTIVITIES

For the screening of the presence or absence of *Dehalococcoides ethenogenes*, molecular analyses have been performed. With this analysis it is possible to identify genetic characteristics (DNA) in samples that are specific for one micro-organism or a group of micro-organisms (see enclosed productsheet).

3. RESULTS

The results from the successful performed molecular analyses are presented in table 1.

Table 1. Groundwater analysis results

Sampling well	<i>Dehalococcoides ethenogenes</i> (presence/absence)*	Numbers of cells of <i>Dehalococcoides ethenogenes</i> per ml**
T1 øvre	+	$1,3 \cdot 10^4 - 1,3 \cdot 10^5$
T1 nedre	+	$2,1 \cdot 10^2 - 2,1 \cdot 10^3$
T2 øvre	+	$1,7 \cdot 10^4 - 1,7 \cdot 10^5$
T2 nedre	+	$5,0 \cdot 10^3 - 5,0 \cdot 10^4$
T3 øvre	+	$1,3 \cdot 10^4 - 1,3 \cdot 10^5$
T3 nedre	+	$8,3 \cdot 10^3 - 8,3 \cdot 10^4$
T4 øvre	+	$1,3 \cdot 10^5 - 1,3 \cdot 10^6$
T4 nedre	+	$5,0 \cdot 10^1 - 5,0 \cdot 10^2$

* + present; - not detected

** assumption that 1 cel contains 1 DNA copy

The results for the samples show that T1 øvre, T1 nedre, T2 øvre, T2 nedre, T3 øvre, T3 nedre, T4 øvre and T4 nedre contain *Dehalococcoides ethenogenes*. This means that the capacity for complete dechlorination from tetrachloroethene to ethene/ethane is present at these sampling wells.

Bilag S
Analyseresultater jordprøver

Bilag S. Analyseresultater af fluorescens i jordprøver (KF1 og KF2)

Prøver udtaget i følgende dybder

Længde	
KF1	Kommentar
0-1 m.u.t.	0,41
1-2 m.u.t.	0,54 (den prøvetagede del er 35 cm lang, mens den fotograferede er 0,54)
2-3 m.u.t.	0,88
3-4 m.u.t.	0,62

Bromid konc. er udregnet for 6 g jord
Under kvalifikationsgrænse

Kerne	Prøve nr.		Afstand fra top (cm)	Dybde [m.u.t.]	Jord			Porevand			Afstande
	FI	Br			Konc. [mg/kg]			Konc. [mg/kg]			
					Uranine	RWT	Bromid	Uranine	RWT	Bromid	
KF1 - 2 m.u.t	170	-	26	1,26	0,00	0,04	-	0,00	0,07	-	7
	171	-	29	1,29	0,00	0,05	-	0,00	0,10	-	10
	172	-	32	1,32	0,35	0,41	-	0,62	0,73	-	13
	173	-	35	1,35	0,05	0,24	-	0,09	0,42	-	16
	174	-	38	1,38	0,00	0,05	-	0,00	0,09	-	19
	175	-	41	1,41	0,00	0,04	-	0,00	0,07	-	22
	176	-	44	1,44	0,21	0,12	-	0,38	0,22	-	25
	177	-	45	1,45	0,57	0,20	-	1,00	0,35	-	26
	178	-	46	1,46	2,98	0,58	-	5,27	1,02	-	27
	179	-	47	1,47	9,80	1,75	-	17,34	3,10	-	28
	180	-	48	1,48	22,39	7,19	-	39,62	12,72	-	29
	181	-	49	1,49	22,20	16,37	-	39,29	28,97	-	30
	-	170	34	1,34	-	-	45,74	-	-	80,93	15
	-	171	39	1,39	-	-	0,07	-	-	0,12	20
-	172	44	1,44	-	-	0,59	-	-	1,05	25	
-	173	46,5	1,47	-	-	3,94	-	-	6,98	27,5	
-	174	49	1,49	-	-	10,09	-	-	17,85	30	

NOTE: Disse afstande gælder for del 2 af kernen, dvs den del hvor der blev delprøvetaget fra, men ikke fotograferet. Den fotograferede del er 54 cm lang. Dvs ved sammenligning mellem den prøvetagede og den fotograferede skal de angivne afstande forstås som det angivne tal plus (54-35). (da bund lig bund) - forskellen mellem de to halvdele ligger i toppen af kernen(udvaskning)

Korrigeres IKKE da det ser ud som om det kun er den øverste del af kernen der er med dvs fra 1 - 1,5 m.u.t.

Kerne	Prøve nr.		Afstand fra top (cm)	Dybde [m.u.t.]	Jord			Porevand		
	FI	Br			Konc. [mg/kg]			Konc. [mg/kg]		
			Uranine	RWT	Bromid	Uranine	RWT	Bromid		
KF1 2 - 3 m.u.t.	182	-	3	2,03	13,61	14,30	-	24,07	25,30	-
	183	-	6	2,06	17,37	17,75	-	30,72	31,40	-
	184	-	9	2,09	18,41	20,70	-	32,57	36,62	-
	185	-	12	2,12	22,81	17,44	-	40,36	30,86	-
	186	-	15	2,15	12,40	10,50	-	21,94	18,58	-
	187	-	18	2,18	32,88	29,77	-	58,17	52,67	-
	188	-	21	2,21	48,06	51,72	-	85,04	91,50	-
	189	-	24	2,24	21,08	19,09	-	37,30	33,77	-
	190	-	27	2,27	5,69	2,83	-	10,07	5,00	-
	191	-	30	2,30	1,13	0,75	-	1,99	1,32	-
	192	-	33	2,33	1,19	0,26	-	2,11	0,46	-
	193	-	36	2,36	0,79	0,27	-	1,39	0,48	-
	194	-	39	2,39	0,70	0,24	-	1,24	0,42	-
	195	-	42	2,42	0,71	0,29	-	1,26	0,52	-
	196	-	45	2,45	12,97	22,24	-	22,95	39,34	-
	197	-	48	2,48	20,26	37,95	-	35,85	67,13	-
	198	-	51	2,51	5,51	2,75	-	9,75	4,86	-
	199	-	54	2,54	4,37	1,70	-	7,73	3,01	-
	200	-	57	2,57	9,48	10,20	-	16,76	18,05	-
	201	-	60	2,60	5,04	3,74	-	8,92	6,63	-
	202	-	63	2,63	4,70	4,06	-	8,32	7,19	-
	203	-	66	2,66	0,94	0,64	-	1,66	1,13	-
	204	-	69	2,69	1,35	0,68	-	2,38	1,20	-
	205	-	72	2,72	0,19	0,25	-	0,33	0,45	-
	206	-	75	2,75	0,03	0,14	-	0,05	0,24	-
	207	-	78	2,78	0,10	0,07	-	0,17	0,12	-
	208	-	81	2,81	0,07	0,16	-	0,13	0,29	-
	209	-	84	2,84	0,13	0,10	-	0,22	0,19	-
	-	175	10	2,10	-	-	16,39	-	-	29,00
-	176	20	2,20	-	-	36,05	-	-	63,78	
-	177	30	2,30	-	-	10,20	-	-	18,05	
-	178	40	2,40	-	-	6,52	-	-	11,53	
-	179	50	2,50	-	-	17,53	-	-	31,02	
-	180	60	2,60	-	-	10,53	-	-	18,63	
-	181	70	2,70	-	-	5,37	-	-	9,50	
-	182	80	2,80	-	-	0,91	-	-	1,62	

Prøver udtaget i følgende dybder

KF2	Længde [m]	Kommentar
0-1 m.u.t.	0,63	
1-2 m.u.t.	0,32	
2-3 m.u.t.	0,59	
3-4 m.u.t.	0,85	

Bromid konc. er udregnet for 6 g jord
Under kvalifikationsgrænse

Kerne	Prøve nr.		Afstand fra top (cm)	Dybde [m.u.t.]	Jord			Porevand		
	Fl	Br			Konc. [mg/kg]			Konc. [mg/kg]		
					Uranine	RWT	Bromid	Uranine	RWT	Bromid
KF2 2 - 3 m.u.t.	210	-	17	2,17	1,57	2,09	-	2,79	3,69	-
	211	-	22	2,22	1,24	0,61	-	2,20	1,08	-
	212	-	23	2,23	0,58	0,56	-	1,03	0,99	-
	213	-	24	2,24	0,23	0,17	-	0,40	0,30	-
	214	-	25	2,25	0,19	0,21	-	0,34	0,38	-
	215	-	26	2,26	0,22	0,23	-	0,38	0,40	-
	216	-	27	2,27	0,09	0,12	-	0,16	0,22	-
	217	-	28	2,28	0,06	0,10	-	0,11	0,18	-
	218	-	29	2,29	0,02	0,05	-	0,03	0,10	-
	219	-	30	2,30	0,04	0,11	-	0,07	0,19	-
	220	-	31	2,31	0,04	0,06	-	0,06	0,10	-
	221	-	32	2,32	0,03	0,10	-	0,06	0,17	-
	222	-	33	2,33	0,04	0,08	-	0,07	0,14	-
	223	-	34	2,34	0,03	0,09	-	0,06	0,15	-
	224	-	35	2,35	0,03	0,06	-	0,05	0,10	-
	225	-	36	2,36	0,04	0,09	-	0,08	0,15	-
	226	-	37	2,37	0,04	0,07	-	0,07	0,13	-
	227	-	38	2,38	0,09	0,12	-	0,17	0,22	-
	228	-	39	2,39	0,04	0,08	-	0,06	0,14	-
	229	-	40	2,40	0,03	0,07	-	0,05	0,12	-
230	-	41	2,41	0,04	0,08	-	0,07	0,14	-	
231	-	42	2,42	0,04	0,08	-	0,08	0,14	-	
232	-	43	2,43	0,04	0,06	-	0,07	0,10	-	
233	-	45	2,45	0,03	0,07	-	0,05	0,13	-	
234	-	47	2,47	0,02	0,06	-	0,03	0,10	-	
235	-	49	2,49	0,03	0,07	-	0,05	0,12	-	
236	-	52	2,52	0,04	0,07	-	0,07	0,12	-	
237	-	55	2,55	0,02	0,06	-	0,04	0,11	-	
238	-	58	2,58	0,05	0,07	-	0,08	0,12	-	

Bilag T
Prebaseline – Nedbrydningsforhold i gytje/silt

Københavns Amt

GLOSTRUP REGNVANDBASSIN, INDUSTRIVEJ 3

Bilag T Prebaseline - Nedbrydningsforhold i gytjen/siltlaget

31. august 2006

Indhold

1. Indledning.....	1
2. Analyseresultater.....	2
2.1 Forhold vedr. vandprøvetagning for flygtige stoffer fra sugeceller.....	4
3. Diskussion af resultater.....	4
3.1 Vurdering af nedbrydning i gytjen/siltlaget.....	7
4. Referencer.....	7

Bilag

T1	Situationsplan
T2	Vandprøvetagningskemaer og analyserapporter
T3	Omregning af chlorerede ethener til molbasis

1. Indledning

I forbindelse med forundersøgelser til stimuleret reduktiv dechlorering på Glostrup Regnvandsbassin er der foretaget vurderinger af nedbrydningsforholdene for de chlorerede stoffer i sandlaget, der udgør det sekundære magasin på lokaliteten /1, 2/. Derimod er der ikke foretaget en samlet vurdering af nedbrydningsforholdene i det overliggende gytje-/siltlag, hvor der vurderes at forekomme væsentlige mængder chlorerede stoffer, der udgør en kilde til forurening i det sekundære magasin. Idet det er planlagt at udføre et pilotforsøg med pneumatisk frakturering til fordeling af substrat i gytje-/siltlaget med henblik på at implementere stimuleret reduktiv dechlorering, ønskes det vurderet, i hvilket omfang der foregår reduktiv dechlorering i dette lag.

Nærværende notat søger at sammenfatte det foreliggende datagrundlag med henblik på en sådan vurdering.

2. **Analyseresultater**

Der er i forbindelse med dimensioneringsundersøgelser /3/ foretaget forureningsmæssige og geotekniske undersøgelser af gytje-/siltlaget. Som led heri er der etableret 2 filtersatte borer (G8 og G12, hvoraf G8 siden er gået tabt) samt installeret 4 sugeceller (Sd1-Sd4). Der er udtaget vandprøver fra disse borer/sugeceller til analyse for chlorerede stoffer og nedbrydningsprodukter. Endvidere er vandprøverne analyseret for total kulbrinter, BTEX og udvalgte redoxparametre i det omfang, der var vand nok i borerne/sugecellerne. Vandprøverne er udtaget den 4. marts og 6. april 2005.

Endvidere er der med henblik på vurdering af nedbrydningspotentialet udtaget vandprøver til mikrobiel analyse for tilstedeværelse af Dehalococcoides Ethenogenes fra G12 og Sd1-Sd4. Dehalococcoides Ethenogenes er indikator for, at der foregår fuldstændig nedbrydning af TCE til ethen og ethan.

Porestørrelsen på sugecellerne er 5 µm. Ved kontakt med finkornet materiale vil pore størrelsen reelt være mindre pga. delvis tilstopning med sediment.

Bakterierne Dehalococcoides Ethenogenes er ca. 1 µm i diameter.

Det vurderes derfor, at sugecellerne ikke er egnede til prøvetagning af dechlorerende bakterier, idet der formentlig sker en tilbageholdelse af bakterierne på sugecellen.

Der er derfor efterfølgende (den 23. august 2005) etableret 2 stk. ø25 mm-filtre med GeoProben. Filtrene er benævnt GB1ø og GB1n og filtersat hhv. 2,5-3,5 m.u.t og 3,54,5 m.u.t.. Filtrene er placeret ved siden af G8, S1 og S2 som vist på situationsplan i bilag T1.

Efter installeringen (26. og 29. august 2005) er der udtaget vandprøver fra de 2 filtre samt fra boring G12. Vandprøverne er analyseret for chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf, ethan og ethan samt boringskontrol incl. methan og sulfid. Vandprøver fra GB1ø og GB1n er endvidere analyseret for indhold af Dehalococcoides Ethenogenes.

Resultaterne af vandanalyserne er vist i tabel 1. Vandprøvetagnings-skemaer og analyserapporter er vedlagt i bilag T2.

Gytje/silt - vandprøver	Udtaget dato	Hot spot					Testområde			
		04-03-2005	06-04-2005	26-08-2005	06-04-2005	26-08-2005	06-04-2005	06-04-2005	04-03-2005	26-08-2005
		G8	Sd1	GB1n	Sd2	GB1ø	Sd3	Sd4	G12	G12
	m.u.t.	2,5-3,5	4,5	3,5-4,5	3	2,5-3,5	2,5	4,5	1,5-2,5	1,5-2,5
		gytje	silt	silt	gytje	gytje	gytje	silt	gytje	gytje
pH				6,6		6,5				6,7
Ledningsevne	mS/m			338		267				212
Hårdhed, total	dH									61
Aggressiv kulsyre	mg/l									-
Tørstof	mg/l			57.900		18.400				4.980
ilt	mg/l									0,28
Nitrat	mg/l	-		-		-			-	-
Nitrit	mg/l			0,008		0,036				0,008
Ammonium, filtreret	mg/l			19		19				7,9
Jern (Fe)	mg/l			26		32				0,053
Mangan (Mn)	mg/l			3,3		1,1				0,63
Sulfat	mg/l	66		35		44			220	330
Sulfid-S	mg/l			0,05		0,2				0,09
Methan	mg/l	2,8		6		5,3		0,07	0,5	0,36
Hydrogencarbonat	mg/l	710		8.500		2.500			910	780
NVOC, ikke-flygt. org. kulstof	mg/l	220		920		750		40	29	50
Kalium	mg/l			14		6,5	3,6			3,1
Fluorid	mg/l			6,75		11,2				0,37
Chlorid	mg/l			500		650				180
Total-P	mg/l			1.300		200				3,9
Calcium	mg/l			1.520		581				380
Magnesium	mg/l			64,4		46,1				33,9
Natrium	mg/l			99,6		67,1				66,1
Arsen	µg/l			37		14				18
Nikkel	µg/l			20		10				36
Barium	µg/l			2.000		370				400
Bor	µg/l									310
		G8	Sd1	GB1n	Sd2	GB1ø	Sd3	Sd4	G12	G12
PCE	µg/l	470	8	52	410	190	-	-	0,1	3
TCE	µg/l	290.000	6.300	62.000	150.000	45.000	120	300	230	1.100
cDCE	µg/l	49.000	1.600	100.000	4.400	100.000	10.000	760	5.600	4.200
VC	µg/l	7.100	640	14.000	220	16.000	180	190	800	980
Ethen	µg/l			140		960				<10
Ethan	µg/l			<10		30				<10
Dehalococcoides Ethenogenes	celler/ml		<50	<500	<50	500-5000	<50	500-5000	<1700	

		G8	Sd1	GB1n	Sd2	GB1ø	Sd3	Sd4	G12	G12
	m.u.t.	2,5-3,5	4,5	3,5-4,5	3	2,5-3,5	2,5	4,5	1,5-2,5	1,5-2,5
		gytje	silt	silt	gytje	gytje	gytje	silt	gytje	gytje
Total kulbrinter	µg/l	39000	1400				-	-	39	
C6-C10	µg/l	39000	1400				-	-	39	
C10-C25	µg/l	-	35				-	-	-	
C25-C35	µg/l	-					-	-	-	
BTEX	µg/l	3003							5,5	
heraf toluen	µg/l	2800							3,5	
heraf benzen	µg/l	160							1,4	

-: ikke påvist

blank: ikke analyseret

Tabel 1 Resultater af vandprøver fra gytjen/siltlaget

I forbindelse med dimensioneringsundersøgelserne /3/ er der udført en lang række jordanalyser for chlorerede opløsningsmidler. Tre af disse er endvidere analyseret for chlorerede nedbrydningsprodukter samt andre relevante forureningskomponenter (oliekomponenter, polære opløsningsmidler og phthalater). Udvalgte resultater for disse tre jordprøver er vist i tabel 2.

Gytje/silt - jordprøver		G4	G8	G12
		4 m.u.t.	2,5 m.u.t.	3 m.u.t.
PCE	mg/kg TS	-	100	-
TCE	mg/kg TS	0,1	9100	2,3
cDCE	mg/kg TS	8,7	680	2,8
VC	mg/kg TS	3,6	49	0,13

-: ikke påvist

Tabel 2 Resultater af jordprøver fra gytjen/siltlaget

- 2.1 *Forhold vedr. vandprøvetagning for flygtige stoffer fra sugeceller*
 Vandprøvetagning fra sugeceller foregår ved, at der påtrykkes et vakuum til en 2 liters glasflaske, som er forbundet via en slange til sugecellen. På den måde suges porevand ud af jordmatricen og op i flasken. På den aktuelle lokalitet er der med en enkelt vakuumpåtrykning opsamlet mellem 2-300 ml porevand. Der kan opnås større prøvemolumen ved flere fortløbende vakuumpåtrykninger. Ved prøvetagning af flygtige stoffer vil der dog ske et betydende, men svært kvantificerbart stoftab ved porevandsopsamling, som forværres ved gentagne vakuumpåtrykninger.

Ved udtagning af vandprøver skal vandet i 2-liters flasken omhældes til anden prøveemballage mhp. analyse.

Ved åbning af flasken sker der et tab af flygtige stoffer, idet en del af stofmængden vil befinde sig på gasform i flaskens luftvolumen og denne gasformige del af stoffet kan undslippe til atmosfæren. Problemet er naturligvis større, jo flygtigere de pågældende stoffer er.

Alle de chlorerede stoffer er flygtige og flygtigheden øges markant jo færre chloratomer, der er på molekylet, dvs. at problematikken er specielt kritisk for vinylchlorid. Ethen og ethan er formentlig for flygtige til at kunne prøvetages vha. sugeceller.

Sammenholdes indholdet af chlorerede stoffer i Sd2 med G8, der er placeret umiddelbart ved siden af hinanden i hot spot og i samme dybdeniveau, ses det, at koncentrationen af PCE og TCE er omtrent ens, mens koncentrationen af cisDCE og vinylchlorid henholdsvis er en faktor 10 og 30 større i G8 end i Sd2. Vandprøven er omhældt til anden emballage ved prøvetagning. Der er ikke analyseret for ethen og ethan. Det vurderes på denne baggrund realistisk, at der er sket et tab af flygtige stoffer, i særdeleshed DCE og vinylchlorid fra vandprøven pga. prøvetagningsmetoden. Dette gælder formentlig for alle vandprøverne fra de 4 sugeceller.

Indholdet af chlorerede ethener i vandprøverne fra GB10 og GB1n er overensstemmende, både hvad angår koncentrationen og stofsammensætningen. Der ses i disse to filtre en relativt højere andel af nedbrydningsprodukter cDCE og vinylchlorid i forhold til TCE sammenholdt med de øvrige vandprøver fra dette område. Der er endvidere påvist ethen i koncentrationer på 140 og 960 µg/l samt indhold af ethan på 30 µg/l i GB10.

3. **Diskussion af resultater**

Der er i hot spot (G8, Sd1-Sd2, GB10 og n) fundet meget høje indhold af TCE (45.000-290.000 µg/l). Endvidere er der fundet markante indhold af cisDCE og vinylchlorid. I periferien af det forurenede område (Sd3-Sd4 og G12) er koncentrationsniveauet for TCE markant lavere

(120-1.100 µg/l) end i hot spot, mens indholdet af nedbrydningsprodukter (specielt cisDCE) er relativt større end i hot spot. Der er påvist indhold af ethen og ethan i hot spot (GB1ø og n), mens disse stoffer ikke er påvist i G12.

Redoxparametrene indikerer, at der er methanogene forhold i hot spot, mens de geokemiske forhold vurderes at være mindre reducerede (jern-/sulfatreducerende) i periferien af det forurenede område (ved G12).

NVOC-indholdet er relativt højt (op til 50 mg/l) i periferien, men exceptionelt højt (op til 920 mg/l) i hot spot. Det samme gør sig gældende for indholdet af hydrogenkarbonat, der er målt i koncentrationer op til 910 mg/l i periferien og 8.500 mg/l i hot spot.

Der er stor forskel på indholdet af totalkulbrinter og BTEX i vandprøverne fra hhv. G8 og G12: Der er i G8 fundet 39.000 µg/l total kulbrinter, hvoraf ca. 3000 µg/l er BTEX. I G12 er der fundet 39 µg/l totalkulbrinter, hvoraf 5,5 µg/l er BTEX. Indholdet af oliekomponenter stemmer overens med de konstaterede redoxforhold, idet de mest reducerede forhold findes i hot spot, hvor indholdet af oliekomponenter er størst og omvendt i periferien af forureningen.

Ved G8 er der tidligere (i 1992) konstateret indhold af TCE på 1400 mg/kg TS i B6 mod de nuværende 9100 mg/kg TS i G8. TCE-koncentrationen er således fortsat i samme størrelsesorden, der indikerer forekomst af fri fase. Indholdet af phthalater (specielt DEHP) er ligeledes i samme størrelsesorden som tidligere (tidligere 150 mg/kg TS i B6 og nu 900 mg/kg TS i G8).

Til gengæld blev der i B6 registeret et indhold af 1-butanol på 1400 mg/kg TS, mens der i G8 ikke er påvist indhold af polære opløsningsmidler.

De mikrobielle analyser viser, at der er påvist lave indhold af *Dehalococcoides Ethenogenes* i GB1ø og i Sd4 på 500-5000 celler/ml, mens der ikke er påvist indhold af dechlorerende bakterier i de øvrige prøvetagne borer og sugeceller. Der synes således umiddelbart at være det samme koncentrationsniveau af bakterier i hot spot og i periferien af det forurenede område.

På baggrund af sugecellernes formodede tilbageholdelse af *Dehalococcoides Ethenogenes* kan resultatet af de udførte mikrobielle analyser for sugecellerne Sd1-Sd4 undervurdere det faktiske indhold af bakterier i porevandet omkring sugecellerne.

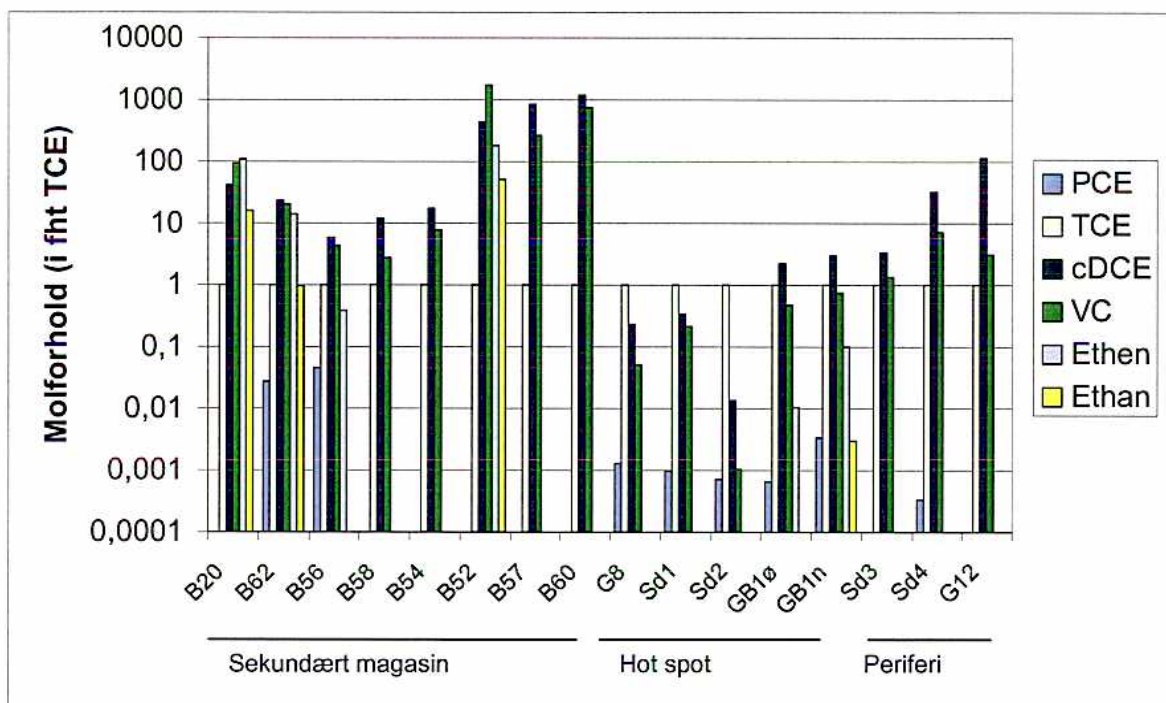
I gytje-/siltlaget er der således maksimalt konstateret et indhold af *Dehalococcoides Ethenogenes* på $5 \cdot 10^2$ - $5 \cdot 10^3$ celler/ml. Til sammen-

ligning er der i det sekundære magasin i sandlaget fundet mellem $5 \cdot 10^3$ - $5 \cdot 10^6$ celler/ml, hvilket indikerer at omfanget af reduktiv dechlorering er væsentligt højere i sandlaget end i den overliggende gytje/silt.

De relative molforhold for PCE, cisDCE, vinylchlorid, ethen og ethan i forhold til moderstoffet TCE, er vist på figur 1 for både det sekundære sandmagasin (B20, B62, B56, B58, B54, B52, B57 og B60) og for vandprøver i gytjen (G8, Sd1-Sd4, GB1ø, GB1n og G12). Resultaterne er angivet på tabelform i bilag T3.

Molforholdene for cisDCE og VC er mellem 5-1700 for sandlaget og mellem 0,01-110 for vandprøverne i gytjen. Overordnet er molforholdene i sandlaget således ca. en faktor 10-100 større end i gytjen, hvilket indikerer, at den reduktive dechlorering i sandlaget er mere fuldstændig end i gytjen.

Molforholdene indikerer dog, at der både i sandlaget og i gytjen foregår reduktiv dechlorering.



Figur 1 Relative molforhold for chlorerede stoffer og nedbrydningsprodukter, normeret i forhold til TCE

I gytjelaget er molforholdene for cisDCE og vinylchlorid lavest i hot spot (0,001-3) og højest i periferien (1-110) med det maksimale forhold i G12. Dette fremgår ligeledes af figur 2, hvor molforholdet for cisDCE og vinylchlorid ses at stige i gytjelaget uden for hot spot. Det konstaterede indhold af ethen og ethan i hot spot viser, at der foregår

fuldstændig reduktiv dechlorering, om end omfanget formentlig er begrænset (molforhold for ethen og ethan på 0,003-0,1).

Det bemærkes i øvrigt, at om end koncentrationsniveauet i G8 er 30-40 gange højere end Sd1, er molforholdene i de to vandprøver påfaldende ens.

I henhold til ovenstående kommentar vedr. tab af flygtige stoffer ved prøvetagning fra sugeceller (afsnit 2.1) kan det ikke afvises, at nedbrydningen i gytjen, baseret på Sd1-Sd4, kan være undervurderet. Dog viser molforholdene i de filtersatte borer i gytjen (G8, G12 og GB1ø/n), at dechloreringsgraden i gytjen reelt er lavere end i sandlaget.

I G8, hvor den kraftigste forurening er fundet, er molforholdene relativt lave (0,23 for cisDCE og 0,05 for VC). Den begrænsede nedbrydning kan muligvis skyldes de høje forureningsindhold pga. evt. forekomst af fri fase. Som nævnt, er indholdet af TCE i jorden i samme størrelsesorden som i 1992, hvilket dels indikerer, at den igangværende reductive dechlorering i hot spot ikke har været tilstrækkelig omfattende til at reducere forureningsniveauet, dels at der formentlig er residual fri fase i gytjen i området ved G8, hvor den fri fase er transporteret vertikalt fra indløbet ned gennem gytjen til sandlaget. Forureningssammensætningen indikerer således, at der foregår reduktiv dechlorering af TCE i gytjen/siltlaget, i større omfang i periferien end i selve hot spot.

3.1 *Vurdering af nedbrydning i gytjen/siltlaget*

På baggrund af ovenstående vurderes det, at der foregår reduktiv dechlorering i gytjen/siltlaget og at der er bakterier af typen *Dehalococcoides Ethenogenes* til stede i gytjen/siltlaget.

Det vurderes dog endvidere, at den reductive dechlorering ikke foregår i nær samme omfang i gytjen/siltlaget som i det sekundære sandmagasin og at indholdet af dechlorerende bakterier dermed ikke er nær så højt som i sandlaget.

Det vurderes, at det formentlig ved substrattilsætning alene vil være muligt at stimulere den naturlige reductive dechlorering.

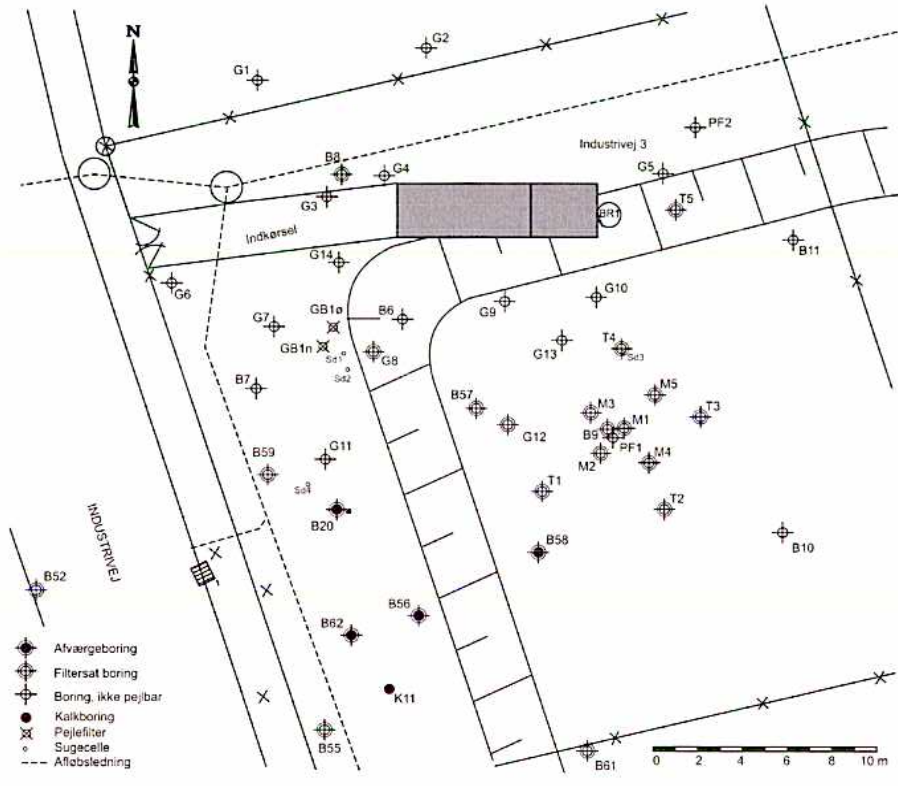
4. Referencer

- 1 Københavns Amt. Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Stimuleret reduktiv dechlorering. Resultater af undersøgelser i fase 1. 30. april 2004. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S.
- 2 Københavns Amt. Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Stimuleret reduktiv dechlorering. Fase 2: Indle-

dende design og risikoanalyse. Marts 2005. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S og Bioclear B.V.

- 3 Københavns Amt. Glostrup Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Dimensioneringsundersøgelser til stimuleret reduktiv dechlorering. Datarapport. 27. april 2005. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S.

Bilag T1



Bilag T2

VANDPRØVETAGNING



Rådgivende ingeniører
og plantæggere AVS

SIDE 1 AF 2

Sagsnavn: <i>Regnvandsbassin</i>	Sags nr.: <i>03.792.02</i>
Sagsleder:	Dato: <i>18/5-05</i>
Rekvirentens navn:	Prøvetager: <i>ALL</i>
Rekvirentens adresse:	

UNDERSØGELSESMÅL

Undersøgelsesformål:	Pumpevalgt:
Analyseparametre:	Slangevalgt:

UDSTYR

Boring	Pejl		Pumpe		Slange		Bemærkninger
	V-boring-filter-a,b,...	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Materialer	
<i>62</i>		<i>?</i>	<i>Whole ny</i>	<i>-</i>	<i>Keny</i>	<i>-</i>	
<i>51</i>		<i>-</i>	<i>Vakuum</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	
<i>52</i>		<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	
<i>53</i>		<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	
<i>54</i>		<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	

VANDPRØVE

Boring	Vandprøve					Bemærkninger
	V-boring-filter-a,b,...	Dimension (mm)	Rovandspejl (m u.M.P)	Forspurning (liter)	Tidspunkt	
<i>62</i>	<i>63</i>	<i>1,85</i>	<i>2+15+2</i>	<i>12:50</i>	<i>bakterie</i>	
<i>51</i>	<i>Vakuum</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>9:35</i>	<i>5ml</i>	
<i>52</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>9:40</i>	<i>10ml</i>	
<i>53</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>9:45</i>	<i>bakterie</i>	
<i>54</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>12:48</i>	<i>bakterie metal, NVO</i>	

ANALYSE

Laboratorium:	Rekvirition udfyldt: ja <input checked="" type="checkbox"/>
Kontaktperson:	nej <input type="checkbox"/>

Proceduren for vandprøvetagning er overholdt

Metode: NIRAS Tilsynsinstruks, Udtagning af vandprøver (bilag 7)

<i>18/5-05</i>	<i>[Signature]</i>
Dato	Underskriftberettiget

VANDPRØVETAGNING



Rådgivende ingeniører
og planlæggere A/S

SIDE 1 AF 2

Sagsnavn: REGNVANDSBASSIN	Sags nr.: 03.792.02
Sagsleder: Cer	Dato: 26/8-2005
Rekvirentens navn: KBH'S AMT	Prøvetager: B. M. C.
Rekvirentens adresse:	

UNDERSØGELSESMÅL

Undersøgelsesformål:	Pumpevalg: DUHANE +
Analyseparametre: AIT mellem H.M.M.S. og JORD	Slangevalg: MAJN. BAKEN

UDSTYR

Boring	Pejl		Pumpe		Slange		Bemærkninger
	V-boring-filter-a,b,...	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Udstyrsnummer	Sidst anvendt i boring nr.	Materiale	
G-B7.6	3.15.09	//////	WATER	FAST	PE	FAST	RØD
G-B7.N	-11-	G-B7.6	WATER	//////	-11-	NY	GR
G-12	-11	G-12	-11-	//////	-11-	NY	

VANDPRØVE

Boring	Vandprøve			Bemærkninger		
	V-boring-filter-a,b,...	Dimension (mm)	Rovandspejl (m u.M.P)		Forpumpning (liter)	Tidspunkt
G-B6Ø	25	1,30	0,5	8-14	Ca 7	GIVER MEGT LIDT VAND ca 20 ml/dt
G-B6N	25	1,55	0,7	8-14	Ca 7	
G-12	63	2,15	1,0	8-14	Ca 4	

ANALYSE

Laboratorium: EURFINS + BIOCLEAR	Rekvistion udfyldt: ja <input checked="" type="checkbox"/>
Kontaktperson:	nej <input type="checkbox"/>

Proceduren for vandprøvetagning er overholdt

Metode: NIRAS Tilsynsinstruks, Udtagning af vandprøver (bilag 7)

26-8-2005	B. M. C.
Dato	Underskriftberettiget

- 1 JUNI 2005

 NIRAS
 Sortemosevej 2
 3450 Allerød

 Journal nr.:
 G205-02835
 Side 1 af 2

 03.05.2005 NW
 Direkte telefon til laboratoriet: 79 24 72 04

Sag nr.

Arkiv

 Vesterballevej 4 . DK-7000 Fredericia
 Tlf. (+45) 75 94 50 30, fax (+45) 75 94 50 37

www.analycen.dk

Att: Charlotte Riis

Undersøgelse af Vand

Kunde sagnr:	03.792.02
Kunde sagnavn:	Regnvandsbassin, Glostrup
Prøve modtaget:	06.04.2005 20:40
Analyse påbegyndt:	06.04.2005
Analyse afsluttet:	20.04.2005

 Løbenummer:
 Prøve ID:

01	02	03
S1	S2	S3

Provetagningsmetode:

228823

Undersøgelser	Metode	CV%	DL	Enhed	Resultater		
Total kulbrinter	KG.1A			µg/l	1400		ikke påvist
C6H6-C10	KG.1A		5	µg/l	1400		<20 ✓
>C10-C25	KG.1A		9	µg/l	35		<40
>C25-C35	KG.1A		15	µg/l	<30		<60
Chloroform	KG.56		0,02	µg/l	0,054	170	0,022
1,1,1-trichlorethan	KG.56		0,02	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02
Tetrachlormethan	KG.56		0,02	µg/l	<0,02	0,040	<0,02
Trichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	6300	150000	120
Tetrachlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	7,7	410	<0,02
Vinylchlorid	KG.56		0,02	µg/l	640	220	180
1,1-dichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	2,2	15	2,2
T-1,2-dichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	27	21	32
C-1,2-dichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	1600	4400	10000
Kalium, filtreret	KD.25	3	0,20	mg/l			3,6

CV%: Måleusikkerhed DL: Detektionsgrænse

Analyserapporten vedrører kun det prøvede emne. Analyserapporten må ikke gengives undtagen i sin helhed.

NIRAS
 Sortemosevej 2
 3450 Allerød

 Journal nr.:
 G205-02835
 Side 2 af 2
 03.05.2005 NW
 Direkte telefon til laboratoriet: 79 24 72 04

 Vesterballevej 4 . DK-7000 Fredericia
 Tlf. (+45) 75 94 50 30, fax (+45) 75 94 50 37

www.analycen.dk

Att: Charlotte Riis

Undersøgelse af Vand

Kunde sagnr: 03.792.02
Kunde sagnavn: Regnvandsbassin, Glostrup

 Løbenummer: 04
 Prøve ID: S4

Undersøgelser	Metode	CV%	DL	Enhed	Resultater
Total kulbrinter	KG.1A			µg/l	ikke påvist
C6H6-C10	KG.1A		5	µg/l	<20
>C10-C25	KG.1A		9	µg/l	<40
>C25-C35	KG.1A		15	µg/l	<80
Chloroform	KG.56		0,02	µg/l	<0,02
1,1,1-trichlorethan	KG.56		0,02	µg/l	<0,02
Tetrachlormethan	KG.56		0,02	µg/l	<0,02
Trichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	300
Tetrachlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	<0,02
Vinylchlorid	KG.56		0,02	µg/l	190
1,1-dichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	0,40
T-1,2-dichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	12
C-1,2-dichlorethylen	KG.56		0,02	µg/l	760
Kalium, filtreret	KD.25	3	0,20	mg/l	

G205-2835.1+3+4 (KG.1A):

Detektionsgrænsen er forhøjet på lille indsendt vandmængde.

Erstatte tidligere fremsendte rapport af 20.04.2005. Kalium efterbestilt.

GC-analysen er udført på vandfasen over sedimenteret prøve.

Med venlig hilsen


 civ.ing. Niels Weibel

CV%: Målesikkerhed DL: Detektionsgrænse

Analyserapporten vedrører kun det prøvede emne. Analyserapporten må ikke gengives undtagen i sin helhed.

NIRAS

Cirk. Beh. af

14 JUNI 2005

Sag nr.

Arkiv

**DANAK**

Reg. nr. 343

AnalyCen A/S AnalyCen
CVR nr. 17 14 86 72Vesterballevej 4 . DK-7000 Fredericia
Tlf. (+45) 75 94 50 30, fax (+45) 75 94 50 37

www.analycen.dk

NIRAS
Sortemosevej 2
3450 Allerød

Att: Charlotte Riis

Journal nr.:
G205-04587
Side 1 af 1
02.06.2005 NW
Direkte telefon til laboratoriet: 79 24 72 04**Undersøgelse af Vand**


Kunde sagnr:	03.792.02
Kunde sagnavn:	Industrivej 3, Glostrup
Mærkning:	Regnvandsbassin
Prøve modtaget:	19.05.2005 21:10
Analyse påbegyndt:	19.05.2005
Analyse afsluttet:	02.06.2005

Løbenummer:
Prøve ID:01
S4

Undersøgelser	Metode	CV%	DL	Enhed	Resultater
NVOC, filt. (DOC)	DS/EN 1484:1997	5 2	0,1	mg/l	40
Methan	KG.12		0,01	mg/l	0,07

GC-analysen er udført på vandfasen over sedimenteret prøve.

Med venlig hilsen


 civ.ing. Niels Weibel

CV%: Måleusikkerhed DL: Detektionsgrænse

Analyserapporten vedrører kun det prøvede emne. Analyserapporten må ikke gengives undtagen i sin helhed.

Concerning: *Dehalococcoides ethenogenes* quantitative screening results Industrivej
Client: NIRAS, Denmark
Project code: 2005.2592
Date: 22 June 2005

1. INTRODUCTION

Order confirmation

At the request of NIRAS, Denmark, molecular analysis have been performed on five groundwater samples from location Industrivej, Denmark. These groundwater samples were encoded G12, S1, S2, S3 and S4. The samples were taken on 18 may 2005 and delivered to Bioclear. The samples were conserved with conservative following the protocol from Bioclear.

Background information chloroethene degrading bacteria

Several anaerobic micro-organisms are capable of degrading chlorinated ethenes. Only *Dehalococcoides ethenogenes* is known to completely degrade chlorinated ethenes to ethene or ethane. The presence of *Dehalococcoides ethenogenes* is therefore an important indicator for the potential to completely dechlorinate tetrachloroethene to ethene/ethane.

2. PERFORMED ACTIVITIES

For the screening of the presence or absence of *Dehalococcoides ethenogenes*, molecular analyses have been performed. With this analysis it is possible to identify genetic characteristics (DNA) in samples that are specific for one micro-organism or a group of micro-organisms (see enclosed productsheet).

3. RESULTS

The results from the successful performed molecular analyses are presented in table 1.

Table 1. groundwater analysis results

Sampling well	<i>Dehalococcoides ethenogenes</i> (presence/absence)*	Numbers of cells of <i>Dehalococcoides ethenogenes</i> per ml**
G12	-	< 1,7.10 ³
S1	-	< 5,0.10 ¹
S2	-	< 5,0.10 ¹
S3	-	< 5,0.10 ¹
S4	+	5,0.10 ² - 5,0.10 ³

* + present; - not detected

** assumption that 1 cell contains 1 DNA copy

The results for the delivered samples show that *Dehalococcoides ethenogenes* is not found in the samples G12, S1, S2 and S3. Sample S4 however does contain *Dehalococcoides ethenogenes*. This means that the capacity for complete dechlorination from tetrachloroethene to ethene/ethane is present at this sampling well.

Additional note

The reason why sample G12 has a higher detection limit is that it was not possible to filtrate as much sample as from the other samples. This is caused by the high amount of soil particles that was present in this sample.

Københavns Amt
 Stationsparken 27
 2600 Glostrup



PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype:

Modtagedato: 31.08.2005

Prøvningsperiode: 31.08.2005 - 29.09.2005

Udtaget den: 26.08.2005 Kl. af Rekvirenten

Udtagningssted: Industrivej 3, GB1 Ø

Mærkning:

Sag.: Regnvandsbassin

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60281 pH værdi	6,5	DS 287				
60282 Ledningsevne	267 mS/m	DS 288	0,10			1,0
60154 NVOC	750 mg/l	5310A+B	0,1			2,5
60751 Fluorid	11,2 mg/l	DS/EN 10304	0,05			4-16
60020 Chlorid	650 mg/l	DS/EN 10304	0,20			2
60158 Sulfat	44 mg/l	DS/EN 10304	0,20			2
60752 Nitrat	<0,50 mg/l	DS/EN 10304	0,50			2
60139 Total-P	200 mg/l	DS 292/Lachat	0,005			5-10
61045 Sulfid	0,20 mg/l	DS 280	0,02			14
60054 Mangan	1,1 mg/l	SM 3120	0,005			4,0
60048 Jern	32 mg/l	SM 3120	0,010			5,0
60494 Calcium	581 mg/l	SM 3120	0,3			4,3

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

PRØVNINGSRAPPORT

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60496 Magnesium	46,1 mg/l	SM 3120	0,1			3,6
60056 Natrium	67,1 mg/l	SM 3120	0,07			3,1
60052 Kalium	6,5 mg/l	SM 3120	0,2			3,0
60837 Nikkel	10 µg/l	SM 3125	0,03			3,6-12
60830 Arsen (As)	14 µg/l	EPA200.8-ICP/MS	0,03			5
60831 Barium	370 µg/l	SM 3125	1,0			1,6
60119 Bor (B)	940 µg/l	EPA200.8-ICP/MS	10			5
40364 Ethen	0,14 mg/l					
40363 Ethan	<0,01 mg/l					
60012 Ammonium+ammoniak	19 mg/l	DS/EN ISO 11732	0,0065			5-10
60284 Nitrit	0,036 mg/l	DS 222	0,005			3,0
60015 Bicarbonat	2500 mg/l	DS 256	3			2
60144 Tørstof	18400 mg/l	DS 204	10			6,0
60201 Methan	5,3 mg/l	GC-FID/S 206	0,005			



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Københavns Amt
 Stationsparken 27
 2600 Glostrup



PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype:	Chlorerede nedbrydningsprodukter
Modtagedato:	31.08.2005
Prøvningsperiode:	31.08.2005 - 18.09.2005
Udtaget den:	26.08.2005 Kl. af Rekvirenten
Udtagningssted:	Industrivej 3, GB1 Ø

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60976 Vinylchlorid	16000 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,7
60977 1,1-dichlorethen	360 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,5
60981 Trans-1,2-dichloreth	550 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,2
60982 1,1-dichlorethan	2,3 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,9
60983 cis-1,2-dichlorethen	100000 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			14
60984 Trichlormethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			6,2
60986 1,1,1-trichlorethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			6,9
60987 Tetrachlormethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,0
60990 Trichlorethen	45000 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,5
60995 Tetrachlorethen	190 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			9,2
60978 Dichlormethan	8,6 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,1			17



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Københavns Amt
Stationsparken 27
2600 Glostrup



PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype:

Modtagedato: 31.08.2005

Prøvningsperiode: 31.08.2005 - 20.09.2005

Udtaget den: 26.08.2005 Kl. af Rekvirenten

Udtagningssted: Industrivej 3, GB1 N .

Mærkning:

Sag: Regnvandsbassin

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60281 pH værdi	6,6	DS 287				
60282 Ledningsevne	338 mS/m	DS 288	0,10			1,0
60154 NVOC	920 mg/l	5310A+B	0,1			2,5
60751 Fluorid	6,75 mg/l	DS/EN 10304	0,05			4-16
60020 Chlorid	500 mg/l	DS/EN 10304	0,20			2
60158 Sulfat	35 mg/l	DS/EN 10304	0,20			2
60752 Nitrat	<0,50 mg/l	DS/EN 10304	0,50			2
60139 Total-P	1300 mg/l	DS 292/Lachat	0,005			5-10
61045 Sulfid	0,05 mg/l	DS 280	0,02			14
60054 Mangan	3,3 mg/l	SM 3120	0,005			4,0
60048 Jern	26 mg/l	SM 3120	0,010			5,0
60494 Calcium	1520 mg/l	SM 3120	0,3			4,3

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

PRØVNINGSRAPPORT

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60496 Magnesium	64,4 mg/l	SM 3120	0,1			3,6
60056 Natrium	99,6 mg/l	SM 3120	0,07			3,1
60052 Kalium	14 mg/l	SM 3120	0,2			3,0
60837 Nikkel	20 µg/l	SM 3125	0,03			3,6-12
60830 Arsen (As)	37 µg/l	EPA200.8-ICP/MS	0,03			5
60831 Barium	2000 µg/l	SM 3125	1,0			1,6
60119 Bor (B)	2300 µg/l	EPA200.8-ICP/MS	10			5
40364 Ethen	0,96 mg/l					
40363 Ethan	0,03 mg/l					
60012 Ammonium+ammoniak	19 mg/l	DS/EN ISO 11732	0,0065			5-10
60284 Nitrit	0,008 mg/l	DS 222	0,005			3,0
60015 Bicarbonat	8500 mg/l	DS 256	3			2
60144 Tørstof	57900 mg/l	DS 204	10			6,0
60201 Methan	6,0 mg/l	GC-FID/S 206	0,005			



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Københavns Amt
 Stationsparken 27
 2600 Glostrup



PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype:	Chlorerede nedbrydningsprodukter
Modtagedato:	31.08.2005
Prøvningsperiode:	31.08.2005 - 18.09.2005
Udtaget den:	26.08.2005 Kl. af Rekvirenten
Udtagningssted:	Industrivej 3, GB1 N .

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60976 Vinylchlorid	14000 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,7
60977 1,1-dichlorethen	210 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,5
60981 Trans-1,2-dichloreth	340 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,2
60982 1,1-dichlorethan	0,56 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,9
60983 cis-1,2-dichlorethen	100000 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			14
60984 Trichlormethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			6,2
60986 1,1,1-trichlorethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			6,9
60987 Tetrachlormethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,0
60990 Trichlorethen	62000 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,5
60995 Tetrachlorethen	52 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			9,2
60978 Dichlormethan	7,1 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,1			17



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Københavns Amt
Stationsparken 27
2600 Glostrup



PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype: Boringskontrol+sulfid+methan
Modtaget dato: 31.08.2005
Prøvningsperiode: 31.08.2005 - 22.09.2005

Udtaget den: 26.08.2005 Kl. af Rekvirenten
Udtagningssted: Industrivej 3, G12

Mærkning:

Sag: Regnvandsbassin

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60281 pH værdi	6,7	DS 287				
60282 Ledningsevne	212 mS/m	DS 288	0,10			1,0
60283 Ilt	0,28 mg/l O ₂	DS 2206	0,1			0,5
60012 Ammonium+ammoniak	7,9 mg/l	DS/EN ISO 11732	0,0065			5-10
60284 Nitrit	0,008 mg/l	DS 222	0,005			3,0
60015 Bicarbonat	780 mg/l	DS 256	3			2
60751 Fluorid	0,37 mg/l	DS/EN 10304	0,05			4-16
60020 Chlorid	180 mg/l	DS/EN 10304	0,20			2
60752 Nitrat	<0,50 mg/l	DS/EN 10304	0,50			2
60158 Sulfat	330 mg/l	DS/EN 10304	0,20			2
60139 Total-P	3,9 mg/l	DS 292/Lachat	0,005			5-10
60494 Calcium	380 mg/l	SM 3120	0,3			4,3

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

PRØVNINGSRAPPORT

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60496 Magnesium	33,9 mg/l	SM 3120	0,1			3,6
60141 Hårdhed,total	61 °dH	Beregning	1			2
60056 Natrium	66,1 mg/l	SM 3120	0,07			3,1
60052 Kalium	3,1 mg/l	SM 3120	0,2			3,0
60048 Jern	0,053 mg/l	SM 3120	0,010			5,0
60054 Mangan	0,63 mg/l	SM 3120	0,005			4,0
60009 Aggressiv kulsyre	<2 mg/l CO ₂	DS 236	2			1,0
60144 Torstof	4980 mg/l	DS 204	10			6,0
60154 NVOC	50 mg/l	5310A+B	0,1			2,5
60837 Nikkel	36 µg/l	SM 3125	0,03			3,6-12
61045 Sulfid	0,09 mg/l	DS 280	0,02			14
60201 Methan	0,36 mg/l	GC-FID/S 206	0,005			
40364 Ethen	<0,01 mg/l					
40363 Ethan	<0,01 mg/l					
60162 Temperatur	- °C	Feltmåling				



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.
CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Vejen, den 22.09.2005

Side 1 af 1

Journal nr.: B205-54698-02

Prøvetype: 7388

Deres rekv.nr.: 03.792.02

Københavns Amt
Stationsparken 27
2600 Glostrup

PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype: Metaller boringskontrol
Modtagedato: 31.08.2005
Prøvningsperiode: 31.08.2005 - 15.09.2005

Udtaget den: 26.08.2005 Kl. af Rekvirenten
Udtagningssted: Industrivej 3, G12

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60830 Arsen (As)	18 µg/l	EPA200.8-ICP/MS	0,03			5
60831 Barium	400 µg/l	SM 3125	1,0			1,6
60119 Bor (B)	310 µg/l	EPA200.8-ICP/MS	10			5



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Københavns Amt
Stationsparken 27
2600 Glostrup



Reg. nr. 168

PRØVNINGSRAPPORT

Prøvetype:	Chlorerede nedbrydningsprodukter
Modtagedato:	31.08.2005
Prøvningsperiode:	31.08.2005 - 05.09.2005
Udtaget den:	26.08.2005 Kl. af Rekvirenten
Udtagningssted:	Industrivej 3, G12

Analyse	Resultat	Metode	DL	Vejl.	Maks.	CV%
60976 Vinylchlorid	980 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,7
60977 1,1-dichlorethen	5,7 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,5
60981 Trans-1,2-dichloreth	25 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,2
60982 1,1-dichlorethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			8,9
60983 cis-1,2-dichlorethen	4200 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			14
60984 Trichlormethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			6,2
60986 1,1,1-trichlorethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			6,9
60987 Tetrachlormethan	<0,02 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,0
60990 Trichlorethen	1100 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			7,5
60995 Tetrachlorethen	2,5 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,02			9,2
60978 Dichlormethan	<0,1 µg/l	Purge & Trap GC-MS	0,1			17



Hans Søgaard

Kopimodtager(e): NIRAS A/S

Denne rapport er kun gældende for det/de prøvede emner. Rapporten må ikke gengives, undtagen i sin helhed, uden skriftlig godkendelse fra Eurofins Miljø A/S.

CV%: Rel. variationskoefficient DL: Detektionsgrænse. Spørgsmål til denne analyserapport bedes rettet til Eurofins Miljø A/S.

Concerning: *Dehalococcoides ethenogenes* quantitative screening results
Client: NIRAS, Denmark
Project code: 2005-2657
Date: 6 September 2005

1. INTRODUCTION

Order confirmation

At the request of Mrs. C. Riis from NIRAS, Denmark, molecular analyses have been performed on two groundwater samples according the letter from 22 August 2005. The groundwater samples, encoded as GB1ø and GB1n, were taken on 24 August 2005 by NIRAS and delivered at Bioclear. The samples were conserved following the procedure from Bioclear.

Background information chloroethene degrading bacteria

There are several anaerobic micro-organisms capable of degrading chlorinated ethenes. Only *Dehalococcoides ethenogenes* is known to completely degrade chlorinated ethenes to ethene or ethane. The presence of *Dehalococcoides ethenogenes* is therefore an important indication for the capacity of complete dechlorination from tetrachloroethene to ethene/ethane.

2. PERFORMED ACTIVITIES

For the screening on the presence or absence of *Dehalococcoides ethenogenes* molecular analysis have been performed. With this analysis it is possible to identify genetic characteristics (DNA) in samples that are specific for one micro-organism or a group of micro-organisms.

3. RESULTS

The results from the performed molecular analysis are represent in table 1.

Table 1. groundwater analysis results

Sampling well	<i>Dehalococcoides ethenogenes</i> (presence/absence)*	Numbers of cells <i>Dehalococcoides ethenogenes</i> per ml**
GB1ø	+	$5 \cdot 10^2 - 5 \cdot 10^3$
GB1n	-	$< 5 \cdot 10^2$

* + present; - absent

** assumption that 1 cell contains 1 DNA copy

Both samples contained high amount of solid material and therefore the pre-treatment step was hampered. As a consequence of this the detection limit is $5 \cdot 10^2$ cells per ml, 10 times higher than usual.

The results shown that sample GB1ø contain *Dehalococcoides ethenogenes*.

This means that there is capability for complete dechlorination from tetrachloroethene till ethene/ethane on this part of the location.

In sample GB1n no *Dehalococcoides ethenogenes* was detected.

Bilag T3

Omregning af chlorerede ethener til molbasis

Koncentrationer i µmol/l		Porevand i gytje/silt															
		Sekundært magasin						Porevand i gytje/silt									
	µmol/l	B20	B62	B56	B58	B54	B52	B57	B60	G8	Sd1	Sd2	GB1ø	GB1n	Sd3	Sd4	G12
PCE	µmol/l	-	0,0133	0,205	-	-	-	-	-	2,83	0,0464	2,47	0,313	1,14	-	0,0006	-
TCE	µmol/l	0,0702	0,481	4,504	0,0580	0,00252	0,00725	0,00198	0,00115	2214	48,1	3435	473	344	2,29	1,76	0,916
cDCE	µmol/l	2,89	11,3	25,8	0,691	0,0433	3,20	1,649	1,340	505	16,5	45,4	1031	1031	7,84	57,7	103,1
VC	µmol/l	6,4	9,92	19,2	0,16	0,0192	12,32	0,512	0,864	114	10,2	3,52	226	258	3,04	12,8	2,88
Ethen	µmol/l	7,5	6,79	1,75	<0,36	<0,36	1,286	<0,36	<0,36				5,00	34,3			
Ethan	µmol/l	1,1	0,467	<0,33	<0,33	<0,33	0,367	<0,33	<0,33				<0,33	1,00			

Molforhold		Porevand i gytje/silt															
		Normeret til TCE-koncentrationen						Porevand i gytje/silt									
	µmol/l	B20	B62	B56	B58	B54	B52	B57	B60	G8	Sd1	Sd2	GB1ø	GB1n	Sd3	Sd4	G12
PCE	µmol/l		0,03	0,05						0,0013	0,0010	0,0007	0,0007	0,0033		0,0003	
TCE	µmol/l	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
cDCE	µmol/l	41	24	5,7	12	17	441	831	1170	0,23	0,34	0,013	2,178	3,001	3,4	33	113
VC	µmol/l	91	21	4,3	2,8	7,6	1699	258	755	0,05	0,21	0,001	0,477	0,751	1,3	7,3	3,1
Ethen	µmol/l	107	14	0,4			177						0,011	0,100			
Ethan	µmol/l	16	1,0				51						0,003	0,003			

-: ikke påvist
blank: ikke analyseret

Bilag U
KM0 Baseline – kerneprøvetagning og
baggrundsmålinger

Industrivej, Glostrup. Bilag U.

KM0 "baseline" - kerneprøvetagning og baggrundsmålinger.

Baggrund og formål

Oprensning af forurening med chlorerede ethener i aflejringerne under det tidligere regnvandsbassin på Industrivej i Glostrup påtænkes udført ved stimuleret reduktiv dechlorering ved injektion af donor (melasse) ved hjælp af pneumatisk frakturering. Der udføres p.t. en test af oprensningemetoden på lokaliteten. Under testen monitoreres løbende ved udtagelse og analyse af grundvandsprøver, som formodes primært at repræsentere vandfasen i de inducerede sprækker.

Oprensningen af chlorerede ethener i gytje-, ler- og siltaflejringerne på lokaliteterne er diffusionsbegrænset /bilag G. Det er derfor ikke muligt alene på basis af monitoreringen på grundvandsprøver at bedømme effekten af oprensningen i matrix. For at dokumentere effekten af stimuleret reduktiv dechlorering i matrix i disse aflejringer udtages, prøvetages og analyseres kerneprøver før injektionen af donor samt ved udgangen af testperioden.

Dette bilag omhandler alene resultaterne af prøvetagning og analyse af lerkerner udtaget før injektionen af donor, idet testen endnu ikke er afsluttet.

Formålet med at udtage og analysere kerneprøver forud for injektionen af donor er:

- at vurdere initialkoncentrationen af chlorerede ethener,
- at vurdere molandelene af nedbrydningsprodukter og moderstof forud for stimulering af nedbrydningen,
- at vurdere redoxforholdene i matrix forud for behandlingen,
- at vurdere baggrundsniveauet af fede syrer i matrix,
- at vurdere donorbehovet for stimulering af reduktiv dechlorering og omsætning af forureningen,
- og endelig at danne grundlag for vurdering af ændringer i ovenstående som følge af stimuleringen af reduktiv dechlorering, når kerner atter udtages og analyseres ved afslutning af testen.

Udtagelse og beskrivelse af kerner

Intakte kerneprøver er udtaget ved nedpresning af A-rør (ID 7 cm, prøvelængde 0,5 m) i intervallet 1-4 m u.t. forud for snegleboring. Under snegleboringen er udtaget jordprøver til PID-måling. Borejournaler med beskrivelse af jordlag og PID-resultater fremgår af bilag P. Enderne af kernerne er forseglet med RILSAN-poser og tape og opbevaret på køl indtil udførelse af delprøvetagning (udført inden for 1 uge).

Kernerne er enkeltvis presset ud af kernerørene, tildækket med RILSAN-film, beskrevet, og straks derefter delprøvetaget. Efterfølgende er en del af det resterende prøvemateriale nærmere beskrevet i samråd med Geolog Rasmus Jakobsen, DTU. Den geologiske beskrivelse fremgår af tabel 1 og er illustreret på resultatfigurerne i senere afsnit. Da specielt det bløde materiale var komprimeret og andet materiale ekspanderet under prøvetagningen, er laggrænser justeret så kernelængden er omsat til ½ m svarende til prøvetagnings-intervallet for de enkelte kerner.

Tabel 1: Geologisk beskrivelse baseret på de udtagne kerner.

Kerne	Længde (cm)	Dybdeinterval (m u.t.)	Beskrivelse
KM0-1	30,5	1-1,39	Gytje grænsende til tørv, leret, m. enk. kalk, mørkbrun
		1,39	Sandslire (mm-tynd), brun
		1,39-1,5	Gytje grænsende til tørv, leret, m. enk. kalk, mørkbrun
KM0-2	33	1,5-1,55	Gytje, fast, mørkbrun
		1,55	Gruset parti, groft sand – fint grus
		1,55-1,95	Gytje, fast, mørkbrun
		1,95-1,98	Skrå laggrænse
		1,98-2	Gytje, blød, sort-mørkbrun
KM0-3	44	2-2,17	
		2,17-2,19	Gruset parti, groft sand – fint grus
		2,19-2,5	Ler (ferskvands-), meget gytjeholdig, meget blødt og fedtet, grå til grønlig sort
KM0-4	53,5	2,5-2,58	
		2,58-3	Ler (ferskvands-), gytjeholdig, blødt, grå med mørke striber
KM0-5	50,5	3-3,24	Ler (ferskvands-), gytjeholdig, blødt og fedtet, grå
		3,24-3,5	Silt, fast, ”tør”, grå
KM0-6	48	3,5-3,74	Silt m. lerede partier, blød-fast, grå
		3,74	Sandslire (mm-tynd), fint, grå
		3,74-3,79	Silt m. lerede partier, blød-fast, grå
		3,79	Sandslire (mm-tynd), fint, grå
		3,79-3,9	Silt m. lerede partier, blød-fast, grå
		3,9-3,91	Sand, mellem, grå
		3,91-3,93	Silt m. lerede partier, blød-fast, grå
		3,93-3,94	Sand, mellem, grå
	3,94-4	Silt m. lerede partier, blød-fast, grå	

Delprøvetagning og analyser

Da der alene er tale om baseline prøver (udtaget før stimulering af nedbrydning er foretaget) er der ikke udført prøvetagning til detaljerede profiler. Der er udtaget 4-5 delprøver for hver kerne med en indbyrdes afstand på 6-10 cm. Der er udtaget delprøver

til analyse for chlorerede ethener (inkl. ethen og ethan), *Dehalococcoides*, jern (speciering), anioner og fede syrer. Flygtige og iltfølsomme prøver (chlorerede ethener, *Dehalococcoides* og jern) er udtaget først med rørprøvetager (propbor med stempel, stål) og straks overført til vials, mens de øvrige prøver efterfølgende er udkåret med stål-kniv og overført til vials.

Delprøver til analyser for chlorerede ethener på 0,1-0,2 cm³ er udtaget med lille rørprøvetager og overført til forvejret headspace-vial indeholdende 5 ml postevand og ca. 7 ml headspace, vejret, tilsat intern standard og omrystet til fuldstændig opslemning af leret i vandfasen, hvorefter lerpartiklerne er sunket til bunds. Prøven er analyseret ved GC-MS analyse. Samtlige resultater fremgår af bilag U1. For en sikkerheds skyld blev tillige udtaget delprøver, som blev ekstraheret med pentan (for at sikre komplet desorption) for evt. efterfølgende analyse. Beregninger samt en test af headspace metoden, hvor standarder med og uden tilsat gytje omrystet få timer hhv. 1 uge, blev analyseret, viste samstemmende, at andelen af TCE som evt. ikke måtte være desorberet var ubetydelig sammenholdt med analyseusikkerheden på standardopløsninger. Derfor blev alene denne analysemetode anvendt.

Delprøver til analyse for *Dehalococcoides* på ca. 0,2 cm³ er udtaget med lille rørprøvetager, overført til vials og nedfrosset for evt. senere analyse. Delprøver til analyse for jern på 1,4-2,8 cm³ er udtaget med større rørprøvetager og overført til vials under flush med N₂ og nedfrosset for evt. senere analyse. Stillingtagen til, om disse analyser bør foretages, afventer resultater af kerneprøvetagning efter behandlingsperioden.

Delprøver til analyse for anioner (nitrat og sulfat) og fede syrer på ca. 7 cm³ er opslemmet i 10 ml IC-eluent tilsat lidt natriumchlorid for justering af ionstyrke, og equilibreret i rotationskasse natten over, hvorefter materialet er centrifugeret fra og vandfasen filtreret. Vandfasen er delt i prøver til hhv. anioner og fede syrer. De førstnævnte er nedfrosset indtil analyse mens de sidstnævnte er syrekonserveret. Anionerne er analyseret på ionchromatograf og de fede syrer ved HPLC. Samtlige resultater fremgår af bilag U1.

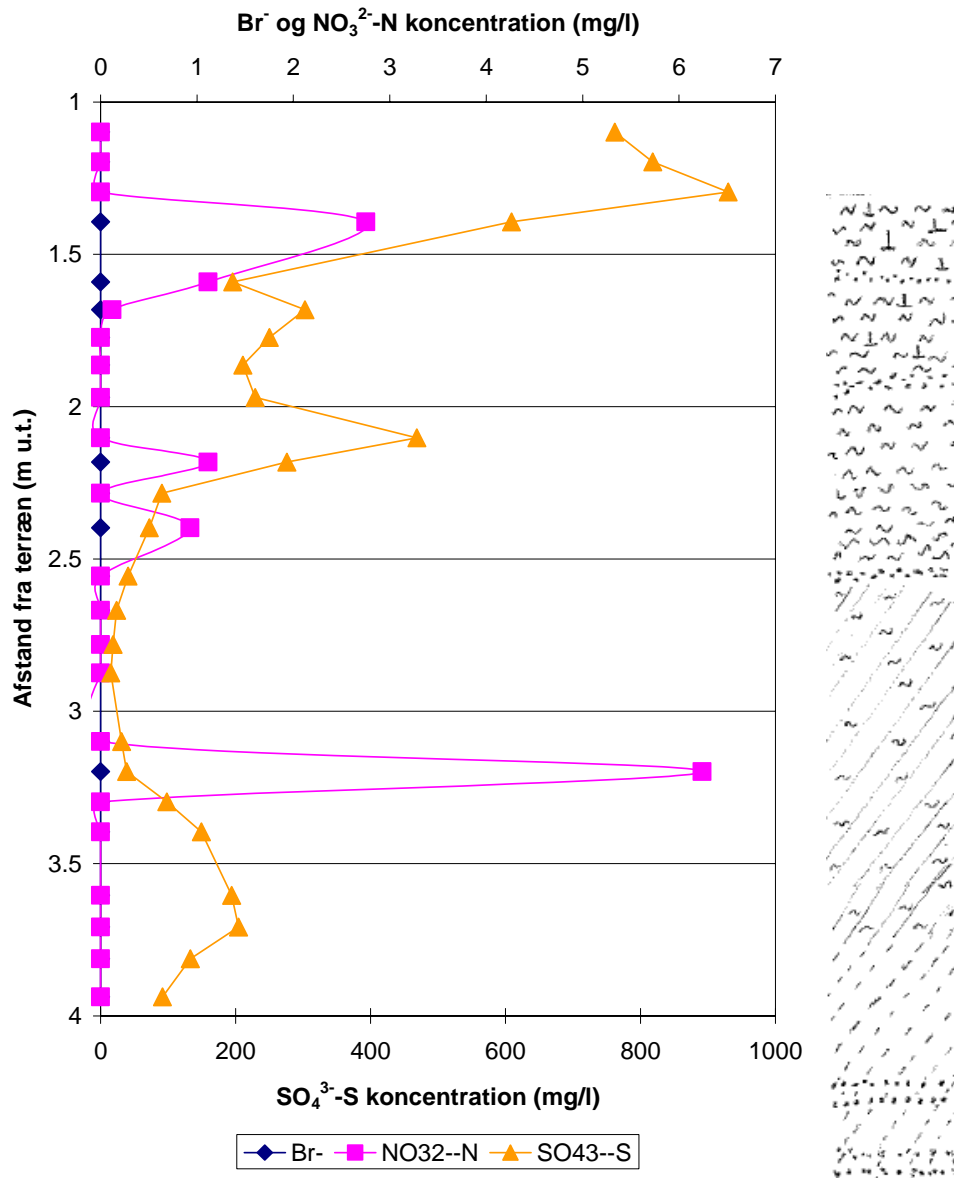
Større ”skiver” af hvert af materialerne gytje, ler og silt er opmålt og tørstof-/vandindhold er målt gravimetrisk. Porøsitet og densitet er beregnet ud fra målingerne under antagelse af at korndensiteten svarer til korndensitet for silica. Resultaterne fremgår af bilag U1.

Enkelte af prøverne udtaget med henblik på jernanalyse er i stedet anvendt til TOC analyse. Analysen udføres som beskrevet i Hønning et al. (2006), resultater foreligger endnu ikke.

Resultater og diskussion

Anioner, redoxparametre

Koncentrationerne af anioner i kernerne er illustreret i figur 1. Koncentrationerne er omregnet fra jordkoncentrationer (mg/kg prøve) til porevandskoncentrationer (mg/l porevand) ved hjælp af gennemsnitlige værdier for vandindhold og densitet for hhv. gytje, ler og silt. Det geologiske profil er illustreret ved siden af grafen i figur 1.



Figur 1: Base-line koncentrationer af anioner i KM0.

Der er som ventet ikke konstateret noget måleligt indhold af bromid i KM0. Bromid var påtænkt anvendt som tracer ved test-injektionen af donor.

Der er konstateret lave indhold af nitrat i forbindelse med sandslirer og ved laggrænserne – undtaget sandslirerne i silten nederst i profilet, hvorimod der generelt ikke er detekteret nitrat i matrix af gytje, ler eller silt. Det indikerer at forholdene i matrix er mere

reducerede end i vand som strømmer i sandslirer og andre hydraulisk aktive zoner associeret med laggrænserne. Nitrat kan enten være tilstede i det tilstrømmende vand eller kan stamme fra oxidation af ammonium fra matrix med ilt i tilstrømmende vand. Såfremt der er ammonium i porevandet i matrix, ville det umiddelbart forventes, at der ville ske en vis oxidation under forbehandlingen af prøverne, og at der således også ville måles nitrat i matrix.

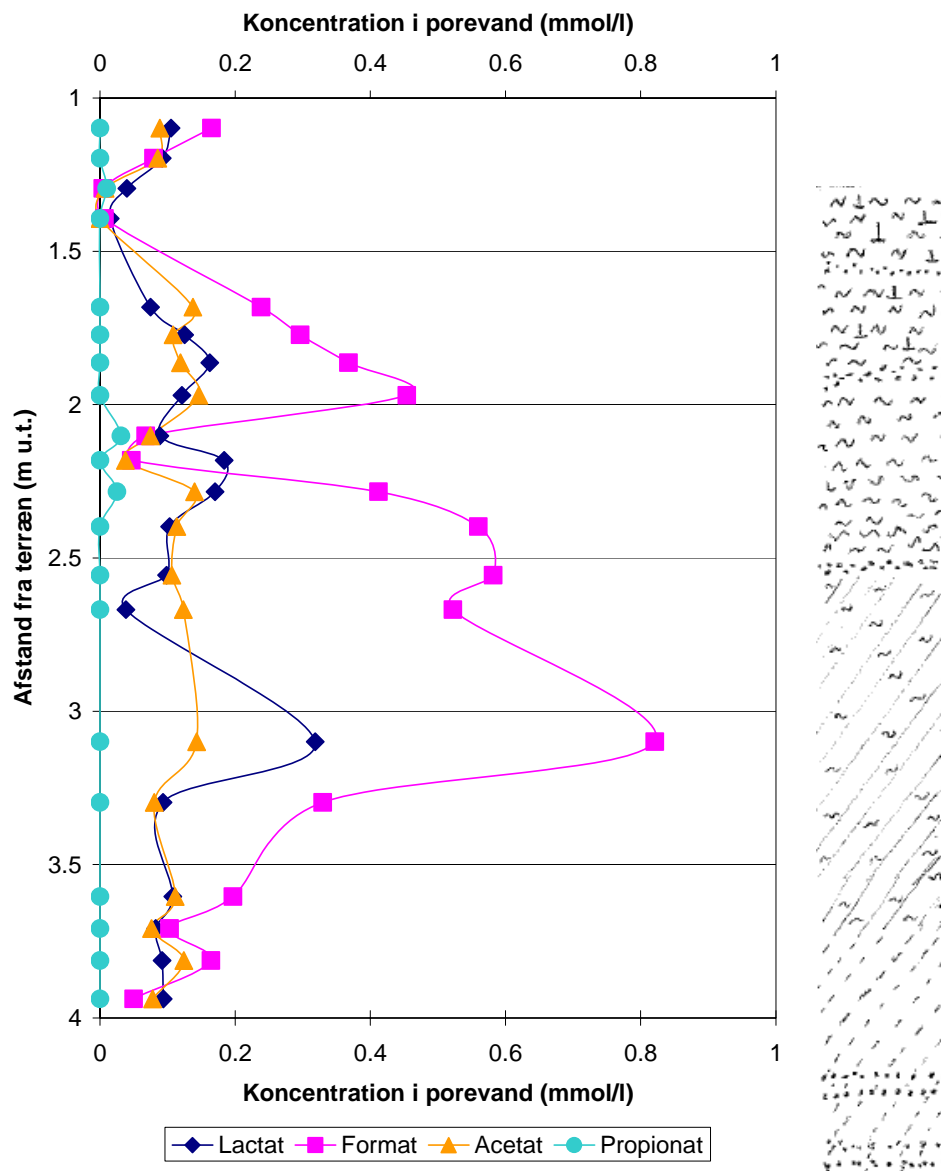
Der er konstateret ekstremt høje indhold af sulfat (bemærk at koncentrationerne er i mgS/l, i mgSO₄/l er de 3 gange så høje). Under nedbrydningen af organisk materiale førende til dannelse af gytjen kan være dannet betydelige mængder sulfid. De potentielt tilførte mængder ilt under prøveforberedelsen ville ikke være tilstrækkelig til at opnå så høje sulfatkoncentrationer ved oxidation af sulfid. Der blev ikke observeret lugt af sulfid under prøvetagningen. Dette tyder på, at dannet sulfid er oxideret til sulfat på lokaliteten. De beregnede porevandskoncentrationer er høje sammenholdt med opløseligheden af calciumsulfat (gips), hvilket kan være indikation på, at en del af sulfaten er tilstede i prøvematerialet i fast form (f.eks. gipsudfældninger), og at der er opløst en del heraf i vandet anvendt til opslemning/udrystning af prøverne. I så fald kan det totale indhold af fast og opløst sulfat i matrix på lokaliteten være højere end det målte indhold. Dette kan evt. belyses bedre ved udførelse af PHREEQUE C modelberegninger.

For at opnå komplet reduktiv dechlorering kan det foruden reduktion af nitrat være nødvendigt at opnå en betydelig reduktion af sulfatkoncentrationerne. I den i bilag J udførte beregning af donorbehovet (substratmængden) er taget højde for det høje målte indhold af sulfat i gytjen, men ikke for evt. resterende udfældninger i prøverne. Da reduktion af sulfat i matrix er diffusionsbegrænset (se bilag G) kan det høje indhold af sulfat få afgørende betydning for tidsperspektivet for oprensning af forureningen ved stimuleret reduktiv dechlorering.

Fede syrer

De målte koncentrationer af fede syrer, omregnet til porevandskoncentrationer under antagelse om forsvindende betydning af sorption for de fede syrer, er illustreret i figur 2.

Der er et begrænset baggrundsniveau af fede syrer (af samme størrelsesorden som set i moræner fra Rugårdsvej). Hvor det ellers typisk er acetat, som ses ophobet ved stimulering med donor/substrat, er det format, som dominerer base-line for fede syrer. De højeste koncentrationer observeres i matrix – specielt i den formodentlig mest lavpermeable del af ler-matricen. Det indikerer, at de fede syrer dannes eller er dannet ved nedbrydning af naturligt organisk materiale under reducerede forhold i matrix og omsættes (til CO₂) ved oxidation i de mere oxiderede permeable sandslirer og zoner ved laggrænserne. De relativt høje koncentrationer i lermatrix kan da skyldes, at diffusionsbegrænsning har størst effekt i materialet med lavest porøsitet.

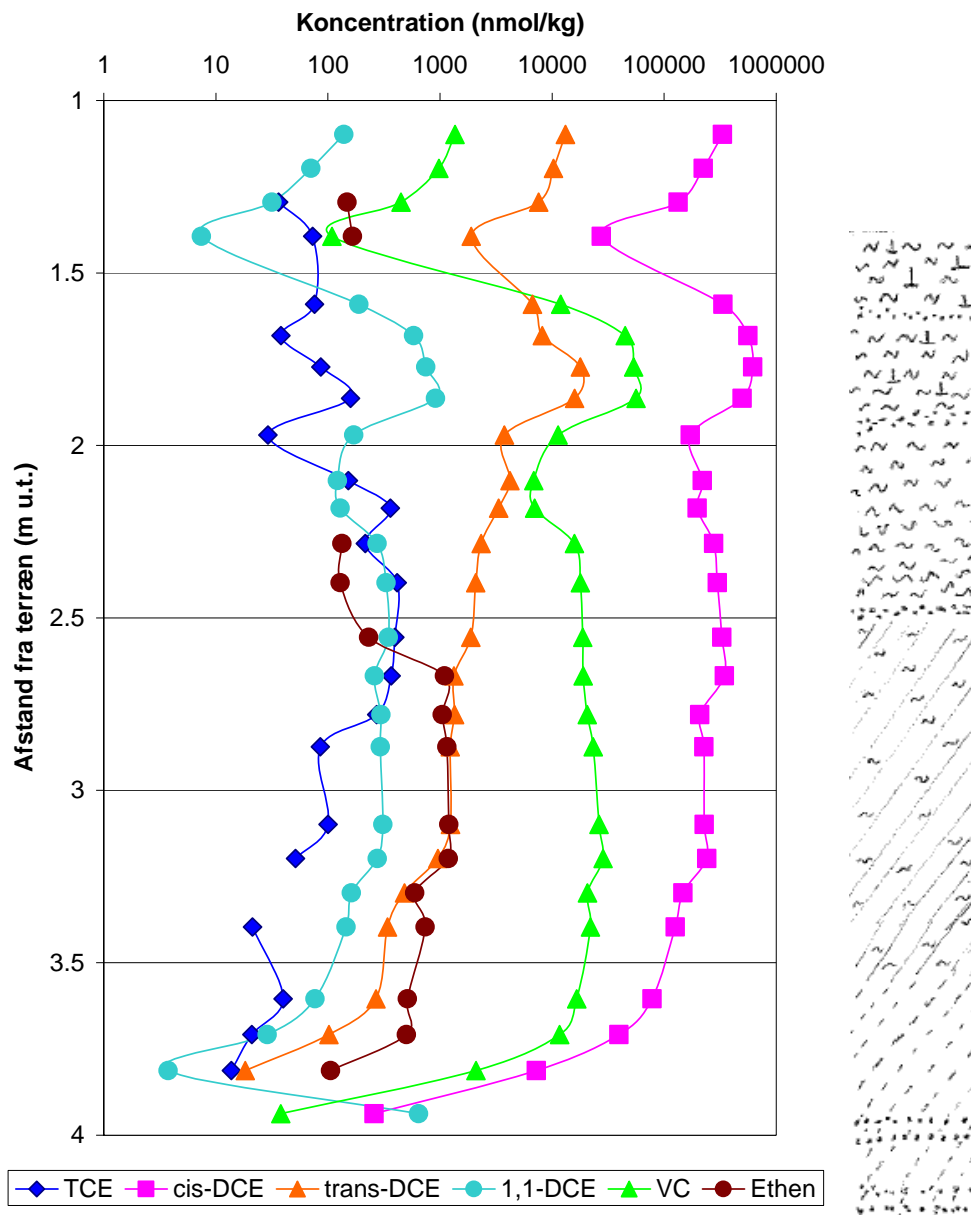


Figur 2: Base-line koncentrationer af fede syrer.

Chlorerede ethener

Koncentrationerne af chlorerede ethener i KM0 er illustreret i figur 3 (bemærk log-skala og koncentrationer i nmol/kg fugtigt materiale).

Koncentrationsniveauet af chlorerede ethener er meget højt. Det er en del højere end det på grundlag af vandprøver fra siltlaget og estimeret sorption til gytje og ler forventede, hvilket kan skyldes højere porevandskoncentrationer i kerneprøverne end i vandprøver fra filtre i siltlaget og/eller underestimering af sorptionskoefficienter for gytje og ler. Ved substratberegningerne i bilag J er der taget højde for det høje koncentrationsniveau.



Figur 3: Base-line koncentrationer af chlorerede ethener.

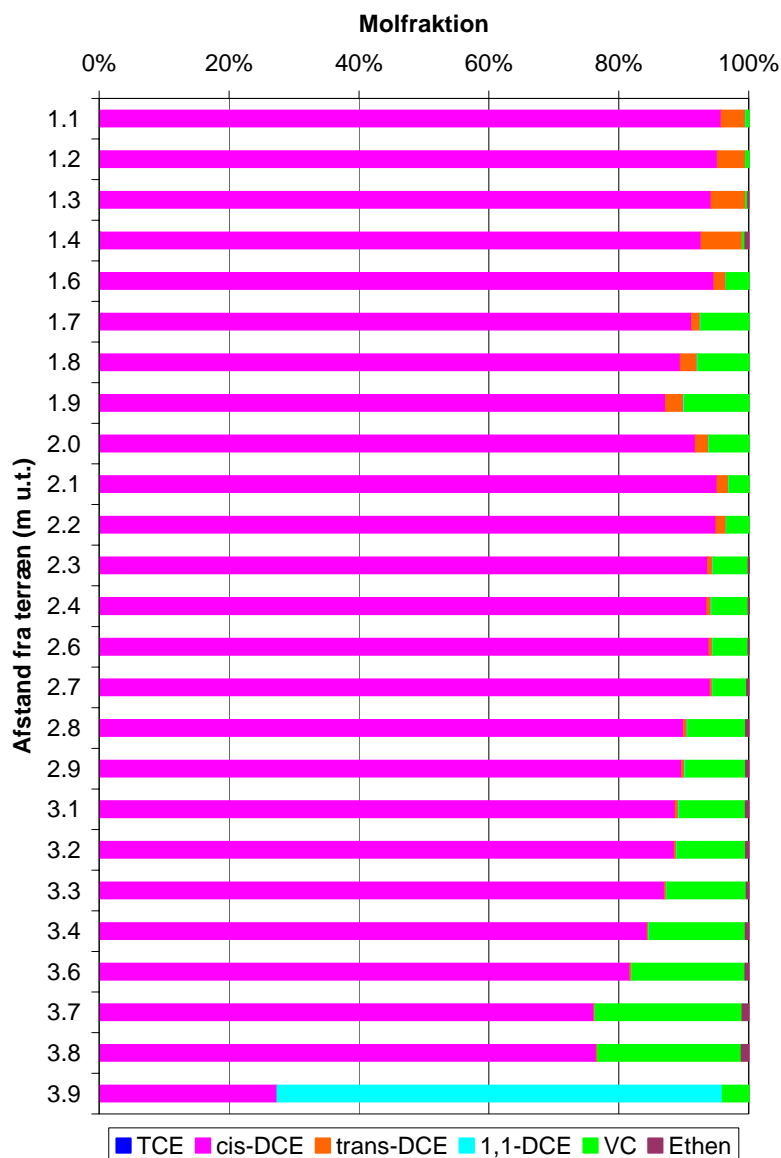
De chlorerede ethener er klart domineret af nedbrydningsprodukterne DCE (især cis-DCE) og VC, mens niveauet af moderstoffet TCE er betydeligt lavere. I den nedre del af kernerne er konstateret indhold af ethen.

De højeste koncentrationer af total chlorerede ethener (domineret af DCE) er observeret i gytjen. Da gytjen har en høj porøsitet og dermed højt vandindhold er koncentrationer udtryk per kg TS endnu højere i gytjen i forhold til de øvrige aflejringer. Gytjen har et højere indhold af organisk stof (glødetab for gytje 6-16% mod 1-2% for sand og moræneler) end de øvrige aflejringer, hvorfor det højere indhold af chlorerede ethener meget vel kan være relateret til en større andel af sorberet stof. TCE følger imidlertid ikke

helt samme mønster, idet koncentrationen af TCE øverst i gytjen er lavere end eller på niveau med koncentrationen i den underliggende ler. Det skyldes formodentlig at TCE i porevandet udgør en mindre andel af de chlorerede ethener i den øvre del af gytjen end i større dybde. Ethen er højest i leren og toppen af silten.

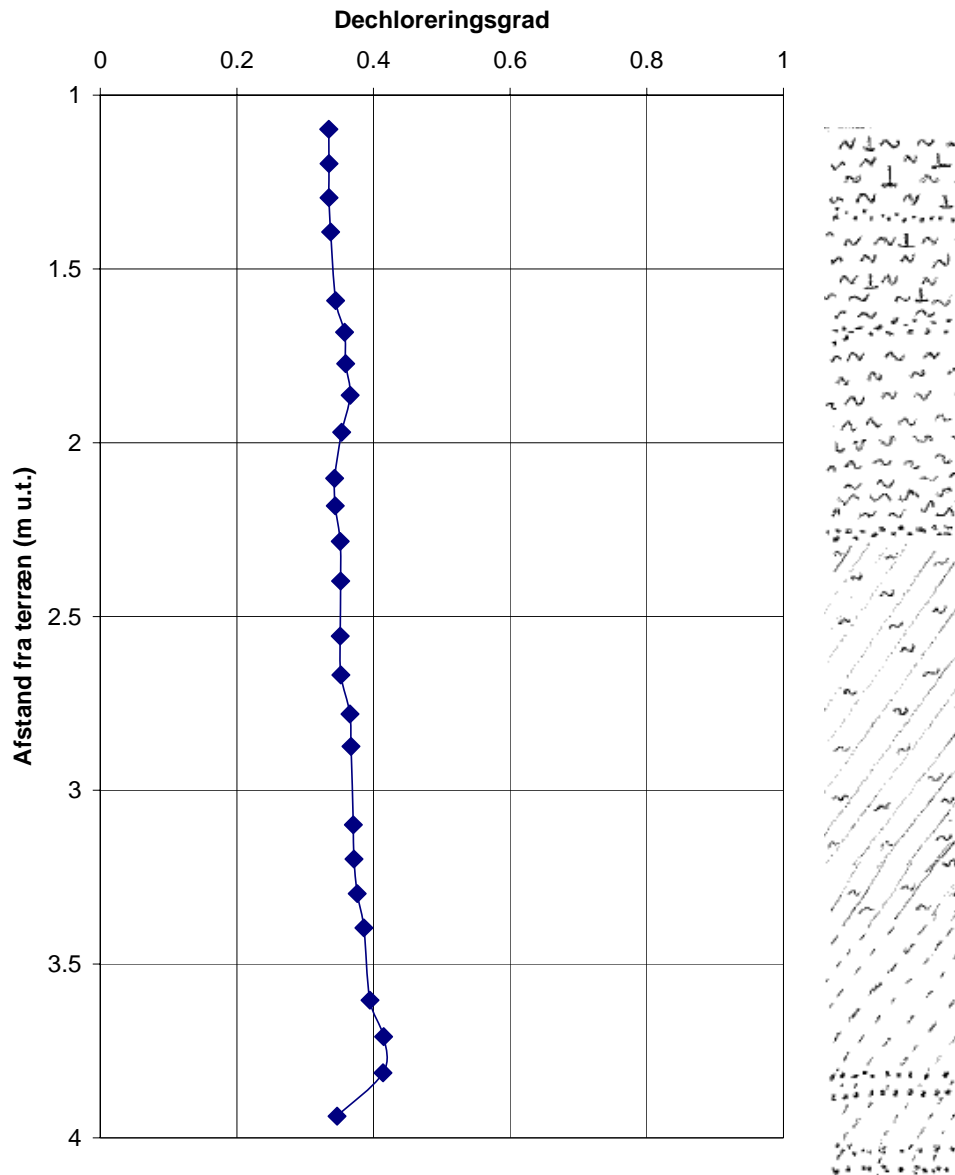
Koncentrationsniveauet falder generelt nederst i profilet i siltaflejringerne med sandslirer som følge af matrixdiffusion kombineret med udvaskning eller komplet omsætning af stofferne i sandslirerne indlejret i siltlaget.

Molfraktionerne af de chlorerede ethener og ethen over dybden samt dechloreringsgraden er illustreret i figur 4 og 5.



Figur 4: Molfraktioner af chlorerede ethener for KM0.

Dechloreringsgraden udtrykker den andel af chloratomerne, der er fjernet ved reaktiv dechlorering med udgangspunkt i moderstoffet TCE, hvis de enkelte prøver opfattes som et lukket batch system. Selvom det er en meget grov tilnærmelse er beregningen af dechloreringsgrad en god illustration af nedbrydningsforholdene. Hvis alt TCE er blevet til DCE fås en dechloreringsgrad på 33%, ved komplet omsætning til hhv VC og ethen fås dechloreringsgrader på 67% og 100%.



Figur 5: Dechloreringsgrad for chlorerede ethener for KM0.

Der ses generelt tegn på en større omsætning ved reaktiv dechlorering i den nedre del af profilet med øgede VC koncentrationer og detektion af ethen samtidig med aftagende DCE koncentrationer (især for trans-DCE). Dette indtryk forstærkes ved observation af fordelingen på molandele i figur 4. Der ses tillige en større andel af VC omkring 1,9 m

u.t. i gytjen, men her uden detektion af ethen. Dog er det generelt DCE som dominerer i hele profilet, og dechloreringsgraden er fra toppen i gytjeaflejringerne omkring 33% blot stigende til ca. 41% i siltlaget nederst i profilet.

Der er betydelig variation i koncentrationsniveauet i baseline profilet, som er relateret til den betydelige geologiske variation over dybden. Fordelingen af TCE og nedbrydningsprodukter som molfraktioner og dermed dechloreringsgraden er imidlertid meget ensartede ned gennem profilet. Når først reduktionen af de chlorerede ethener er godt i gang, giver dette ret gode muligheder for at vurdere effekten af stimuleret reduktiv dechlorering for oprensning af matrix.

Konklusioner

Base-line målingerne på KM0 har vist:

- at initialkoncentrationen af chlorerede ethener er høj og varierer for de enkelte geologiske aflejringer,
- at forureningen er domineret af *cis*-DCE med relativt ensartede molandele af nedbrydningsprodukter og moderstof og dermed ret ensartet dechloreringsgrad i hele profilet forud for stimulering af nedbrydningen,
- at redoxforholdene i matrix forud for behandlingen er anaerobe (jernreducerende eller mere reducerede), mens forholdene i sandslirer i gytjeaflejringerne og ved laggræser er mindre reducerede (nitrat tilstede, anoxiske),
- at der er ekstremt høje koncentrationer af sulfat i specielt gytjeaflejringerne, som kan få afgørende betydning for tilfredsstillelse af donorbehov og for tidsperspektivet for reduktion af miljøet og dermed nedbrydning af de chlorerede ethener,
- at der er et mindre baggrunds niveau af fede syrer i matrix, domineret af format,
- at donorbehovet for stimulering af reduktiv dechlorering og omsætning af forureningen er betydeligt og væsentligt højere end forventet ud fra vandanalyser, specielt for gytjelaget,
- at tidsperspektivet for reduktion af miljøet og dermed stimulering af nedbrydningen må forventes at være begrænset af reduktionen af sulfat, som må forventes at være diffusionsbegrænset,
- at der på trods af den betydelige geologiske variation er ret gode muligheder for at vurdere effekten af stimuleret reduktiv dechlorering for oprensning af matrix, når først de chlorerede ethener reduceres.

Referencer

Hønning, J., Broholm, M.M., og Bjerg, P.L. (2006). Quantification of potassium permanganate consumption and PCE oxidation in subsurface materials. Accepted pending moderate revisions in J. Contam. Hydrol.

Bilag U1. Analyseresultater

Chlorerede ethener

Kerne Dybde (m u.t.) Længde (cm)	Prøve nr. KLO	Afstand fra top af kerne (cm)	Dybde, korrige- ret (m u.t.)	Koncentrationer (µg/kg)						
				TCE	Cis- DCE	Trans -DCE	1,1- DCE	VC	Ethen	Eth an
KM0-1 1-1,5 30,5	56	6	1,10	i.d.	32185	1273	13	85	i.d.	i.d.
	57	12	1,20	i.d.	21639	995	6,8	61	i.d.	i.d.
	58	18	1,30	4,8	12964	735	3,1	28	4,2	i.d.
	59	24	1,39	9,6	2674	184	0,72	6,8	4,6	i.d.
KM0-2 1,5-2 33	60	6	1,59	10	32366	648	18	746	i.d.	i.d.
	61	12	1,68	5,0	54331	792	56	2805	i.d.	i.d.
	62	18	1,77	11	59751	1736	73	3343	i.d.	i.d.
	63	24	1,86	21	48162	1544	89	3503	i.d.	i.d.
	64	31	1,97	3,8	16616	365	16	708	i.d.	i.d.
KM0-3 2-2,5 44	65	9	2,10	20	21263	408	12	428	i.d.	i.d.
	66	16	2,18	47	19145	323	13	437	i.d.	i.d.
	67	25	2,28	28	26865	226	27	988	3,7	i.d.
	68	35	2,40	55	28883	202	32	1119	3,6	i.d.
KM0-4 2,5-3 53,5	69	6	2,56	52	31765	183	34	1174	6,5	i.d.
	70	18	2,67	48	33435	129	25	1187	31	i.d.
	72	30	2,78	36	20215	131	29	1286	29	i.d.
	73	40	2,87	11	21928	120	28	1458	32	i.d.
KM0-5 3-3,5 50,5	74	10	3,10	13	22110	120	30	1638	34	i.d.
	75	20	3,20	6,8	23325	93	27	1785	33	i.d.
	76	30	3,30	i.d.	14279	47	16	1291	17	i.d.
	77	40	3,40	2,8	12148	33	14	1372	21	i.d.
KM0-6 3,5-4 48	78	10	3,60	5,2	7558	26	7,4	1038	14	i.d.
	79	20	3,71	2,8	3820	9,9	2,8	731	14	i.d.
	80	30	3,81	1,8	702	1,8	0,36	131	3,0	i.d.
	81	42	3,94	i.d.	25	i.d.	62	2,4	i.d.	i.d.

i.d.: ikke detekteret.

Anioner og fede syrer

Kerne Dybde (m u.t.) Længde (cm)	Prøve nr. AN-	Afstand fra top af kerne (cm)	Dybde, korrigere- ret (m u.t.)	Koncentrationer						
				Anioner (mg/kg)			Fede syrer (µmol/kg)			
				Bro- mid	Ni- trat- N	Sul- fat-S	Lac- tat	For- mat	Ace- tat	Propi- onat
KM0-1 1-1,5 30,5	56	6	1,10	i.d.	i.d.	458	63	99	53	i.d.
	57	12	1,20	i.d.	i.d.	492	55	48	51	i.d.
	58	18	1,30	i.d.	i.d.	559	24	2,5	5	6,1
	59	24	1,39	i.d.	1,7	366	9,2	4,1	0	i.d.
KM0-2 1,5-2 33	60	6	1,59	i.d.	0,78	137	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	61	12	1,68	i.d.	0,08	212	52	167	96	i.d.
	62	18	1,77	i.d.	i.d.	175	87	207	76	i.d.
	63	24	1,86	i.d.	i.d.	148	114	257	84	i.d.
KM0-3 2-2,5 44	64	31	1,97	i.d.	i.d.	97	52	193	62	i.d.
	65	9	2,10	i.d.	i.d.	199	38	29	32	13
	66	16	2,18	i.d.	0,42	104	69	18	14	i.d.
	67	25	2,28	i.d.	i.d.	34	64	155	53	9,6
KM0-4 2,5-3 53,5	68	35	2,40	i.d.	0,35	27	39	211	43	i.d.
	69	6	2,56	i.d.	i.d.	15	37	219	40	i.d.
	70	18	2,67	i.d.	i.d.	7,1	11	157	37	i.d.
	72	30	2,78	i.d.	i.d.	5,5	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
KM0-5 3-3,5 50,5	73	40	2,87	i.d.	i.d.	4,5	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	74	10	3,10	i.d.	i.d.	9,4	96	246	43	i.d.
	75	20	3,20	i.d.	1,9	12	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	76	30	3,30	i.d.	i.d.	20	19	67	16	i.d.
KM0-6 3,5-4 48	77	40	3,40	i.d.	i.d.	30	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
	78	10	3,60	i.d.	i.d.	39	22	40	23	i.d.
	79	20	3,71	i.d.	i.d.	41	17	20	15	i.d.
	80	30	3,81	i.d.	i.d.	27	19	33	25	i.d.
	81	42	3,94	i.d.	i.d.	18	19	10	16	i.d.

i.a.: Ikke analyseret, i.d.: ikke detekteret.

Der er ikke foretaget bestemmelse af detektions- og kvantifikationsgrænser for analyserne af sedimentprøver, de vil for de enkelte prøver afhænge af den eksakte prøvemængde. Prøvestørrelser er valgt med udgangspunkt i forventede koncentrationsniveauer og kendte detektions- og kvantifikationsniveauer for vandfase, så mulighederne for kvantificering af effekten af behandling er optimeret.

Porøsitet og densitet

Prøve nr	Sedimenttype	Porøsitet	Våddensitet (g/cc)	Tørdensitet (g/cc)
1	Gytje – tørv	0,80	1,34	0,53
2	Gytje	0,86	1,23	0,37
3	Gytje	0,67	1,57	0,90
Gns. 1-3		0,78	1,38	0,60
4	Ler	0,62	1,65	1,03
5	Ler	0,54	1,79	1,25
Gns. 4-5		0,58	1,27	1,14
6	Silt	0,41	2,01	1,60

Bilag V
Baseline – vandforurening, bakterier og nedbrydning

Bilag V. Baseline - vandforurening, nedbrydning og bakterier

I dette bilag beskrives forureningssituationen herunder redoxforhold, udbredelse og sammensætning af forurening med chlorerede ethener samt udbredelse af *Dehalococcoides (Dhc)* i faktureringsfeltet (felt 1), forud for frakturering og donortilsætning. Resultaterne af den indledende baseline-monitoring skal danne sammenligningsgrundlag for den efterfølgende behandling med stimuleret anaerob dechlorering.

Udtagning af vandprøver og analyseparametre

Til kortlægning af baseline er der udtaget vandprøver fra de fire T-boringer samt boring G12 alle beliggende i testfelt 1, hvor der siden hen er fraktureret og tilsat donor. T-boringerne har alle to filtre et hhv. øvre og nedre filter i dybderne ca. 1-2 m.u.t og ca. 3-4 m.u.t. I boring G12 er kun installeret et filter placeret i dybden 1,5-2,5 m.u.t. Alle boringer er filtersat i det sekundære grundvandsmagasin i gytjelaget. Situationsplan med placering af boringer fremgår af bilag B. Der forefindes ikke baseline-resultater fra monitoringsboringerne (M-boringer), da disse først blev installeret efter frakturering og injektion af donor. Vandprøverne blev udtaget i perioden 17.-25.10.05 dvs. 43-51 dage før frakturering og injektion af donor. Vandprøverne blev udtaget af Niras i fællesskab med M&R DTU. Da boringerne viste sig at være meget lavtydende, blev det besluttet at tømme boringerne fuldstændigt een gang inden prøvetagning. Vandprøver blev udtaget ved at pumpe fra bunden af boringerne efter at efter at frisk vand var løbet til boringerne. Vandprøverne blev efterfølgende analyseret af analysefirmaet Milana (chlorerede stoffer og redox), Eurofins (fede syrer), og Bioclear (*Dehalococcoider*), mens ethen og ethan blev analyseret af M&R DTU. Analyseparametre fremgår af tabel 1. I tilfældet af, at der ikke var vand nok i boringerne til at gennemføre hele analysepakken blev analyse af chlorerede stoffer og bakterier prioriteret højest.

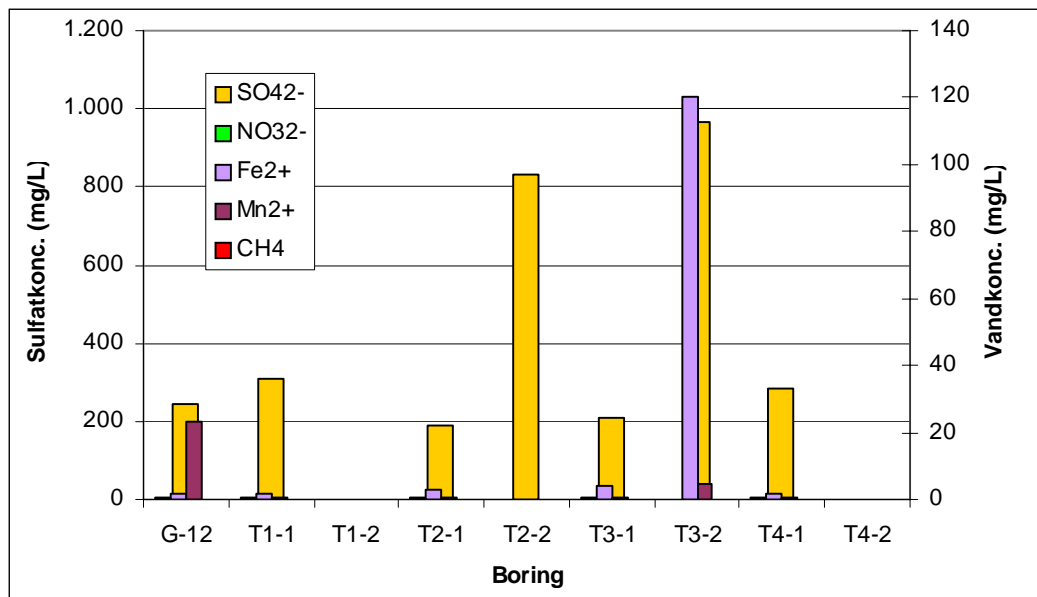
Resultater af vandprøver

Resultaterne af vandprøverne er sammenfattet i tabel 1. Analyserapporter for både redoxparametre, chlorerede stoffer og bakterier er vedlagt i bilag R.

Redoxforhold.

Til vurdering af redoxforhold er der analyseret for ilt, nitrat, opløst jern, mangan, sulfat og methan. Resultaterne er vist i figur 1. På grund af den begrænsede vandmængde i boringerne og den lave pumpehastighed under prøvetagningen var det ikke muligt få pålidelige data for iltindholdet. Resultaterne tyder dog på, at der er anaerobe forhold i testfeltet, da der ikke måles nitrat i væsentlige koncentrationer (omkring detektionsgrænsen). I flere af boringerne måles opløst jern og mangan, hvilket tyder på, at der foregår jern- og mangan reduktion. Hvorvidt redoxforholdene er domineret af jern og mangan reduktion kan være svært at afgøre, da fx. jern kan udfælde med sulfid som følge af sulfat-reduktion. I alle boringer ses meget høje koncentrationer af sulfat fra 187 til 966 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$, mens der ses relativt lave koncentrationer af methan fra 0,01 til 0,18 mg CH_4/L . Endvidere ses en tendens til, at der i de dybe filtre måles lavere sulfatkoncentrationer og højere methankoncentrationer sammenlignet med de øvre filtre. Samlet tyder resultaterne på, at

redoxforholdene i testfeltet primært er sulfatreducerende med en tendens mod mere reducerede forhold i den dybereliggende del af testfeltet, hvor der ses methanproduktion. Overordnet stemmer resultaterne fint med resultaterne af kerneprøverne, hvorfra der ligeledes kan konkluderes at redoxforholdene primært er sulfatreducerende (se Bilag V). Endvidere viser kerneprøverne også en tendens mod mere reducerede forhold over dybden, idet der ses et fald i sulfatkonsentrationen fra ca. 800 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ i porevandet 1 m.u.t. til ca. 50 mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{L}$ 3 m.u.t.

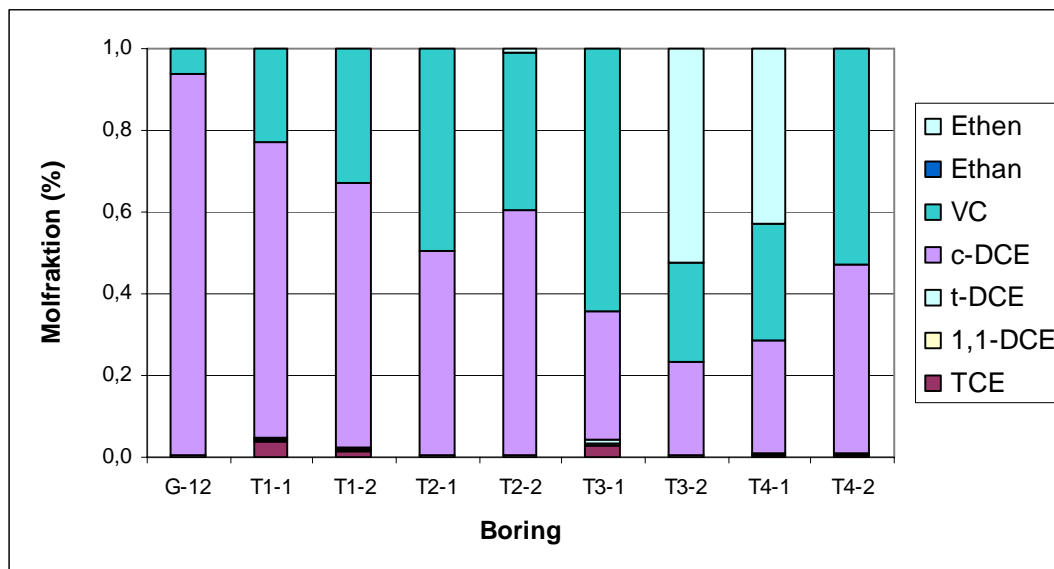


Figur 1. Redoxparametre i boringer i testfelt F1. Bemærk at der pga. lav ydelse i filtrene ikke er udtaget vandprøve til analyse af redoxparametre i T1-1 og T4-1. TX-1 angiver dybe filtre, mens TX-2 angiver øvre filtre.

Forureningsudbredelse og -sammensætning

Resultaterne af vandanalyserne viser, at der findes høje indhold af chlorerede ethener i testfeltet. De højeste koncentrationer er fundet i G12 og T2-2 med koncentrationer af chlorerede ethener på hhv. 1678 og 2569 $\mu\text{g}/\text{L}$. I boring G12 er tidligere målt koncentrationer af chlorerede ethener på 6630 $\mu\text{g}/\text{L}$ (1). Generelt er de højeste koncentrationer fundet i boringerne G12, T1 og T2, som ligger i den del af testfeltet, der ligger tættest på det område, hvor der også tidligere er konstateret forurening. Den kraftigste forurening er tidligere fundet omkring boring G8 og B6, hvor indløbet til bassinet har været, med faldende koncentrationer ud mod G12, hvor forureningsniveauet er vurderet til middel (1).

Resultaterne viser, at der foregår anaerob dechlorering i væsentligt omfang, idet forureningssammensætningen er domineret af *cis*-DCE og VC (se figur 2). De højeste koncentrationer af *cis*-DCE og VC er fundet boring T2-2 i koncentrationer på hhv. 1800 $\mu\text{g}/\text{L}$ og 750 $\mu\text{g}/\text{L}$. I boringerne T3-2 og T4-1 ses også betydelige andele ethen med op til 50% (se figur 2). Den højeste koncentration af ethen på 24 $\mu\text{g}/\text{L}$ er fundet i boring T3-2.



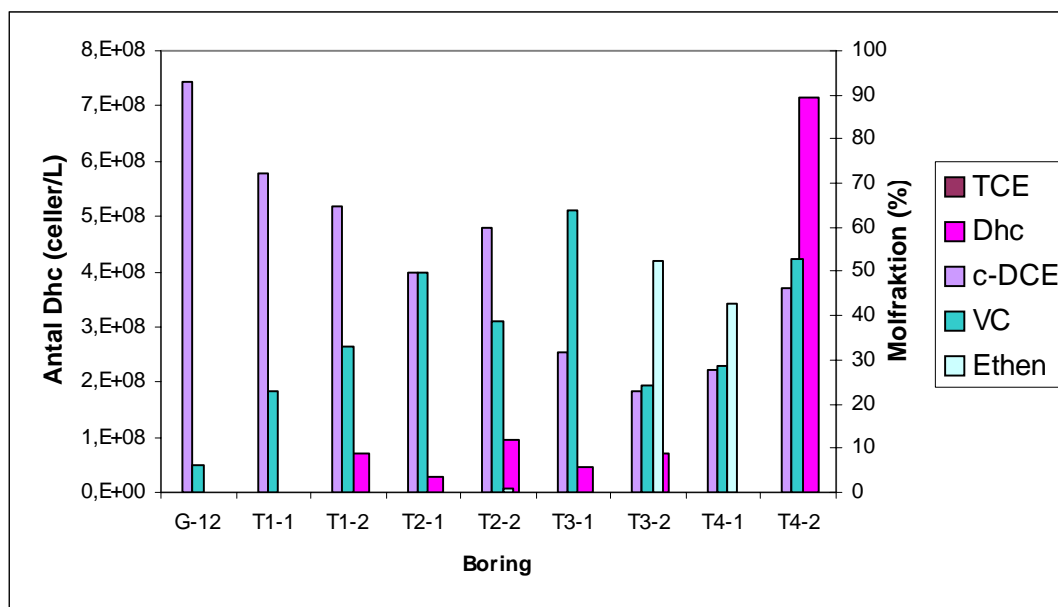
Figur 2. Molfraktionen af chlorerede ethener i borer i testfelt 1.

Udbredelse af Dehalococcoides

Der er udtaget vandprøver til analyse for antallet af *Dehalococcoides* (*Dhc*) i alle T-boringer. Vandprøverne er analyseret af firmaet Bioclear i Holland. Analyserapporten fra Bioclear findes i bilag R. Resultaterne viser, at der er påvist *Dhc* i alle borer og generelt i høje antal på ca. 10^7 celler/L. Det laveste antal *Dhc* ($2,75 \cdot 10^5$) er fundet i boring T4-1, hvorimod det højeste antal ($7,15 \cdot 10^8$) er fundet i boring T4-2. I tidligere undersøgelser er der påvist *Dhc* i borer filteret i sandlaget under gytjelaget i koncentrationer på op til $5 \cdot 10^8$ – $5 \cdot 10^9$ celler/L (2), hvilket er sammenligneligt med resultaterne fra gytjelaget. Laboratorieforsøg med vand fra sandlaget viser desuden et højt potentiale for dechlorering ved tilsætning af substrat, idet der fuldstændig nedbrydning inden for 8 uger (3).

Tilstedeværelsen af *Dhc* i høje antal og den signifikante dechlorering til VC og ethen stemmer pænt overens, dog ses der ingen sammenhæng mellem dechloreringsgrad og antallet af *Dhc* (se figur 3). Det vides ikke, om de tilstedeværende *Dhc* har generne vinylchloridreduktase, der kan dechlorere vinylchlorid til ethen. Den høje andel af VC og ethen tyder dog herpå.

Overordnet stemmer det høje indhold af *Dhc* overens med den signifikante dechlorering, der ses i testfeltet og indikerer, at fuldstændig nedbrydning kan stimuleres ved tilsætning af donor alene, såfremt denne kan spredes i testfeltet.



Figur 3. Antal *Dehalococcoides* (*Dhc*) samt molfraktionen af chlorerede ethener i borer i testfelt 1. Bemærk at der ikke er analyseret for *Dhc* i G12.

Samlede konklusioner

På baggrund af resultaterne fra baseline-monitoringen kan følgende konklusioner drages:

- redoxforholdene i testfeltet er primært sulfatreducerende med en tendens mod mere reducerede forhold i den dybereliggende del af testfeltet, hvor der ses methanproduktion
- der findes markante indhold af chlorerede ethener i testfeltet med koncentrationer af chlorerede ethener på op til 2569 µg/L
- der forgår anaerob dechlorering i væsentligt omfang idet forureningssammensætningen er domineret af *cis*-DCE, VC og ethen. Der ses koncentrationer af VC og ethen på op til hhv. 750 µg/L og 24 µg/L
- der er påvist *Dhc* i alle borer i koncentrationer fra $2,75 \cdot 10^5$ til $7,15 \cdot 10^8$ celler/L
- det relative høje indhold af *Dhc* stemmer overens med den signifikante dechlorering, der ses i testfeltet, og indikerer at fuldstændig dechlorering til ethen kan stimuleres ved tilsætning af donor alene, såfremt donor kan spredes i testfeltet

Referencer.

1. Dimensioneringsundersøgelser til stimuleret reduktiv dechlorering. Datarapport. Notat udarbejdet af Niras for Københavns Amt. April 2005.
2. Københavns Amt. Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Stimuleret reduktiv dechlorering. Resultater af undersøgelser i fase 1. 30. april 2004. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S
3. Københavns Amt. Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup. Stimuleret reduktiv dechlorering. Fase 2: Indledende design og risikoanalyse. 17. marts 2005. NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S og Bioclear B.V.

Tabel 1. Samlet oversigt over resultater fra vandprøvetagning i forbindelse med baseline

Vandprøver er udtaget fra d. 17-25.10.05 (svarende til mellem -43 til -51 dage før frakturering og injektion af donor). Frakturering er udført d.7.12.05.

Vandprøver blev udtaget af Niras sammen med DTU. Vandprøverne er efterfølgende analyseret af Milana, ethen og ethan er dog analyseret af DT

Boring		G-12	T1-1	T1-2	T2-1	T2-2	T3-1	T3-2	T4-1	T4-2
Filtersætning	m.u.t	1,5-2,5	3-4	1,1-2,1	3-3,5	1-2	3,5-4	1,5-2,5	3-3,6	1,7-2,1
pH		6,7	6,7	7,4	6,6	6,9	6,6	6,8	6,6	7,6
Ledningsevne	uS/cm	2150	1678	322	1.371	2.940	1373	2.290	1500	2.970
Temperatur	°C	11,9	12,3	-	12,7	12,6	12,7	12,9	12,7	13,1
Redoxpotentiale	mV	6	-44	-	28	-46	-4	-16	-14	-76
Redoxparametre mfl										
lit	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrat	mg/L	0,2	0,1	-	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	-
Ammonium	mg/L	7,3	2,4	-	1,8	0,6	2,3	1,6	1,6	-
Opløst jern	mg/L	1,9	1,7	-	3	-	3,9	120	2	-
Mangan filtreret	mg/L	23	0,46	-	1	-	0,6	5	1	-
Sulfat	mg/L	245	307	-	187	834	209	966	284	-
Hydrogensulfid	mg/L	0,03	0,02	-	0,01	0,02	0,01	0,05	0,02	0,06
Methan	mg/L	<0,01	0,16	-	0	0,02	0,14	0,03	0,18	-
Bromid - Br	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorid - Cl	mg/L	175	46	-	39	250	28	243	34	<0,003
NVOC	mM C	3	1	-	1	-	0,8	-	1,1	-
Fede syrer										
Acetat (Mw = 59,05 g / mol)	mmol/L	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	0,10	<0,08	<0,08	<0,08
Propionat (Mw = 73,08 g/mol)	mmol/L	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07
Laktat (Mw = 89,08 g / mol)	mmol/L	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Format (Mw = 45,02 g / mol)	mmol/L	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11	<0,11
Butansyre (Mw = 88,1 g / mol)	mmol/L	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06
Klorerede opløsningsmidler										
Tetrachlorethylen	µg/L	<4	<1	<0,02	<0,02	<4	<0,02	<0,2	<0,02	<0,2
Trichlorethylen	µg/L	<4	14	0,68	0,3	<4	0,11	<0,2	0,1	0,6
1,1-dichlorethylen	µg/L	<4	<1	<0,02	<0,2	<4	<0,02	<0,2	<0,02	<0,2
trans-1,2-dichlorethylen	µg/L	<4	<1	<0,2	0,4	7,4	<0,02	0,3	0,1	0,3
cis-1,2-dichlorethylen	µg/L	1.600	190	20	98	1.800	0,92	36	5	50
Vinylchlorid	µg/L	70	39	6,6	63	750	1,2	25	3	37
Ethan	µg/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ethen	µg/L	0	0	0	0	8	0	24	2	0
Sum af chlorerede ethener inkl. ethen og ethan	µg/L	1.686	246	28	162	2.577	2	86	10	88
Tetrachlorethylen	µM	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichlorethylen	µM	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1,1-dichlorethylen	µM	0	0	0	0	0	0	0	0	0
trans-1,2-dichlorethylen	µM	0	0	0	0	0	0	0	0	0
cis-1,2-dichlorethylen	µM	17	2	0	1	19	0	0	0	1
Vinylchlorid	µM	1	1	0	1	12	0	0	0	1
Ethan	µM	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ethen	µM	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Sum af chlorerede ethener inkl. ethen og ethan	µM	18	3	0	2	31	0	2	0	1
Bakterie-analyser fra Bioclear										
<i>Dehalococcoides</i> (interval)	celler/mL		2,1E02 - 2,1E03	1,3E04 - 1,3E05	5,0E03 - 5,0E04	1,7E04 - 1,7E05	8,3E03 - 8,3E04	1,3E04 - 1,3E05	5,0E01 - 5,0E02	1,3E05 - 1,3E06
<i>Dehalococcoides</i> (gennemsnit)	celler/L		1,16E+06	7,15E+07	2,75E+07	9,35E+07	4,57E+07	7,15E+07	2,75E+05	7,15E+08

Bilag X
Geologiske profilsnit med substrat- hhv.
fluorescensrespons



- X Kerneprøve
- △ FFD-sondering
- ⊗ Afværgeboring
- ⊕ Filtersat boring
- Kalkboring
- ⊗ Pejlefilter
- Sugecelle
- Afløbsledning
- Profilsnit



Tegningen er baseret på affotograferet materiale og er ikke nødvendigvis målfast

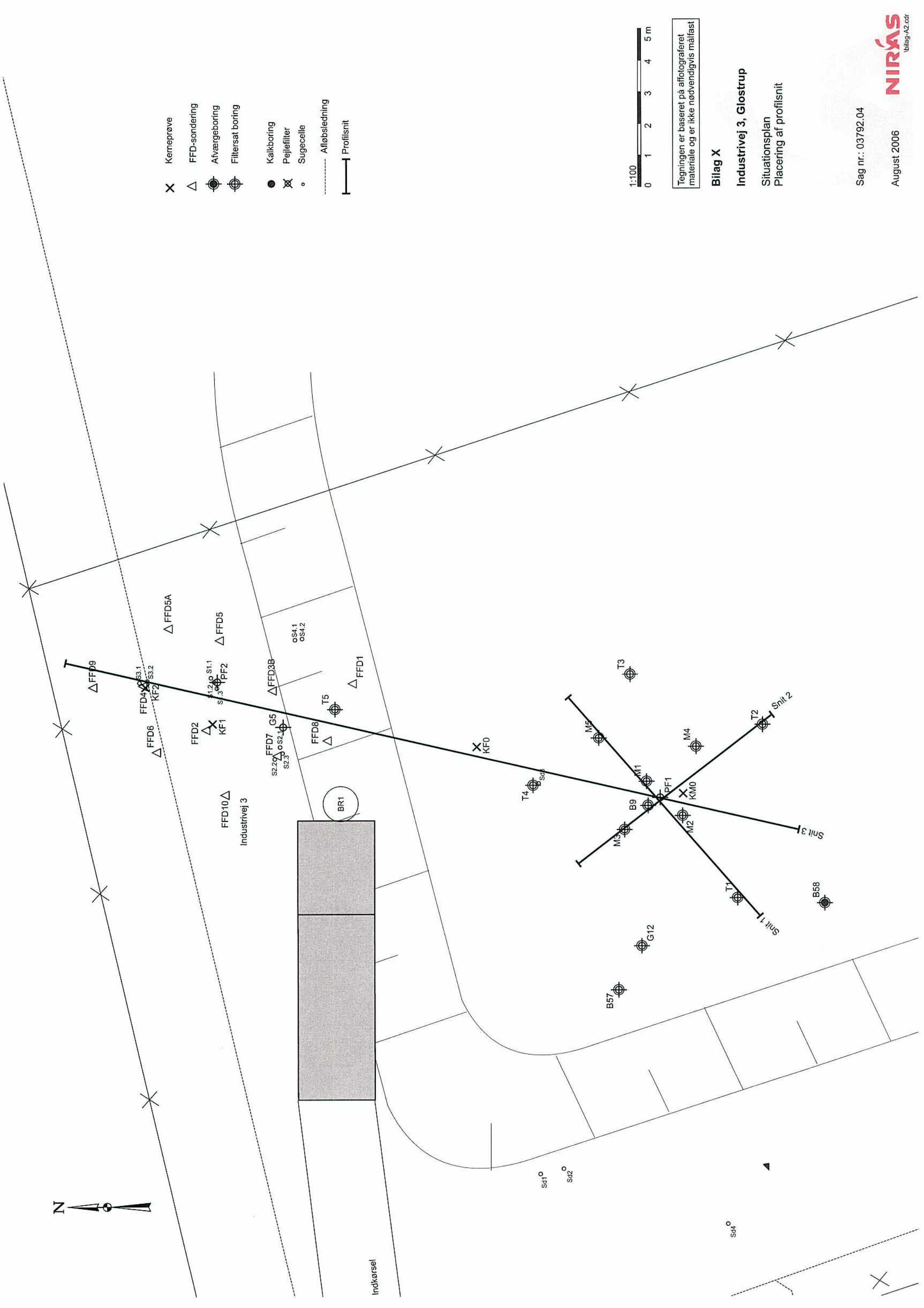
Bilag X

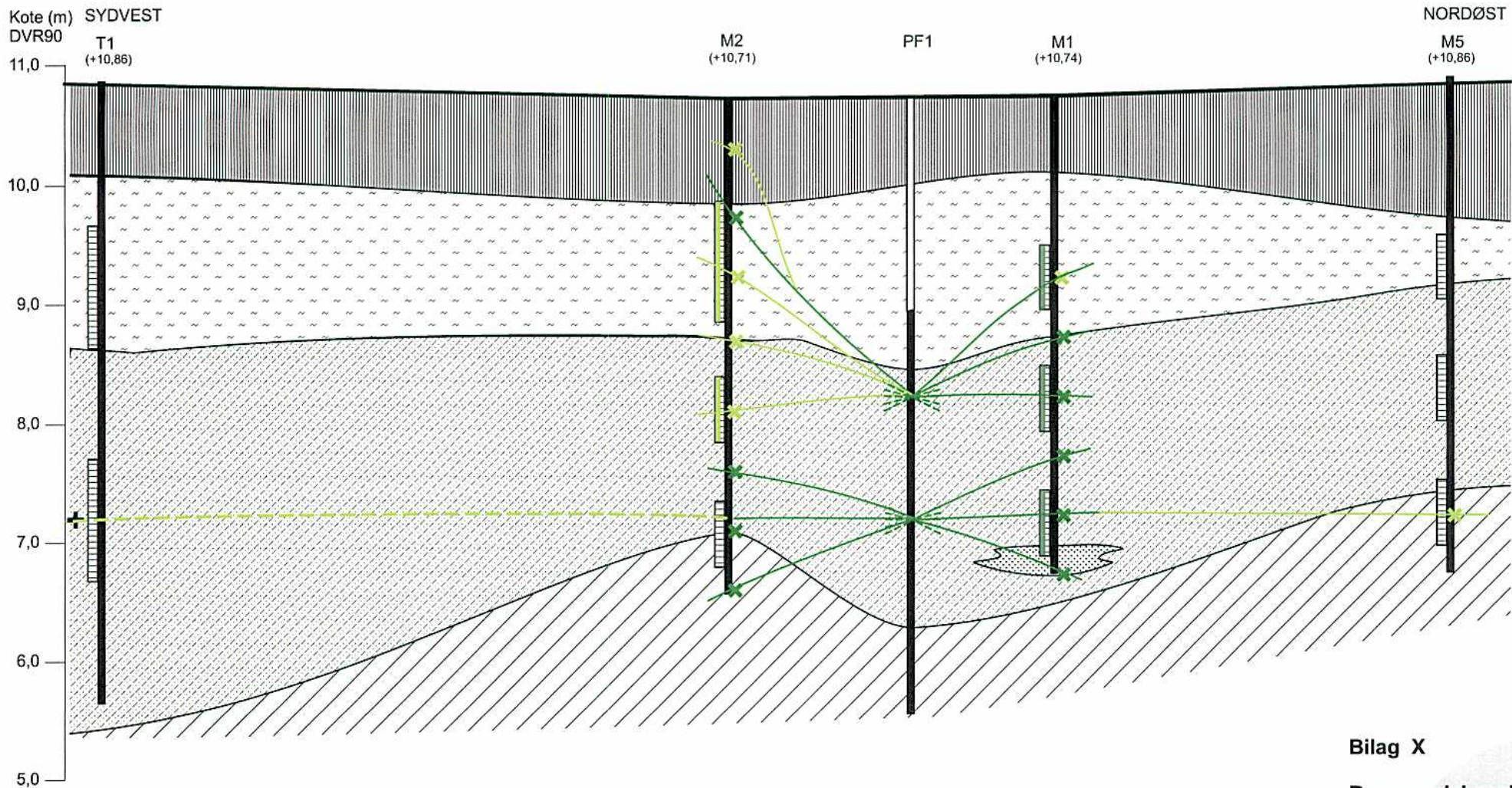
Industrivej 3, Glostrup

Situationsplan
Placering af profilsnit

Sag nr.: 03792.04

August 2006





Kraftig lugt af substrat u. borearbejde
 Kraftig substratpåvirkning (Vandkemi)
 Kraftig substratudbredelse

Svag lugt af substrat u. borearbejde
 Substratpåvirkning (Vandkemi)
 Substratudbredelse

Respons frakturering

Fraktureringsniveau

Trykudbredelse u. frakturering

Boring
 Ingen prøve
 Filter

Fuld/muld
 Gytje
 Silt, leret
 Sand/grus
 Ler

1:50
 1:30

Bilag X

Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup

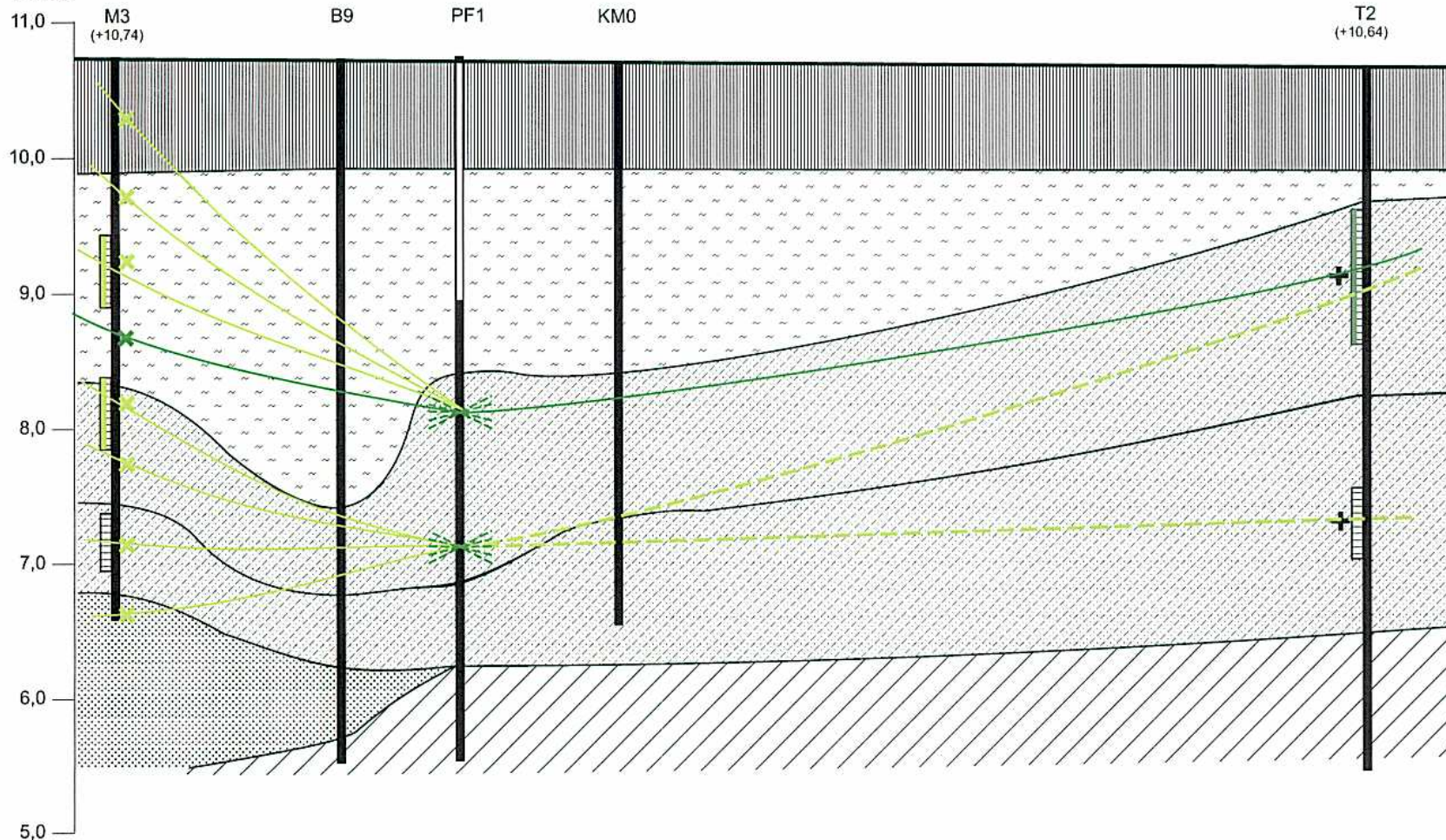
Snit 1

Sag nr.: 03792.04

August 2006

Køte (m) **NORDVEST**
DVR90

SYDØST



- x** Kraftig lugt af substrat u. borearbejde
Kraftig substratpåvirkning (Vandkemi)
Kraftig substratudbredelse
- x** Svag lugt af substrat u. borearbejde
Substratpåvirkning (Vandkemi)
Substratudbredelse

- +** Respons frakturering
- x** Fraktureringsniveau
- - -** Trykudbredelse u. frakturering

- Boring**
- Ingen prøve
- Filter

- Fuld/muld
- Gytje
- Silt, leret
- Sand/grus
- Ler

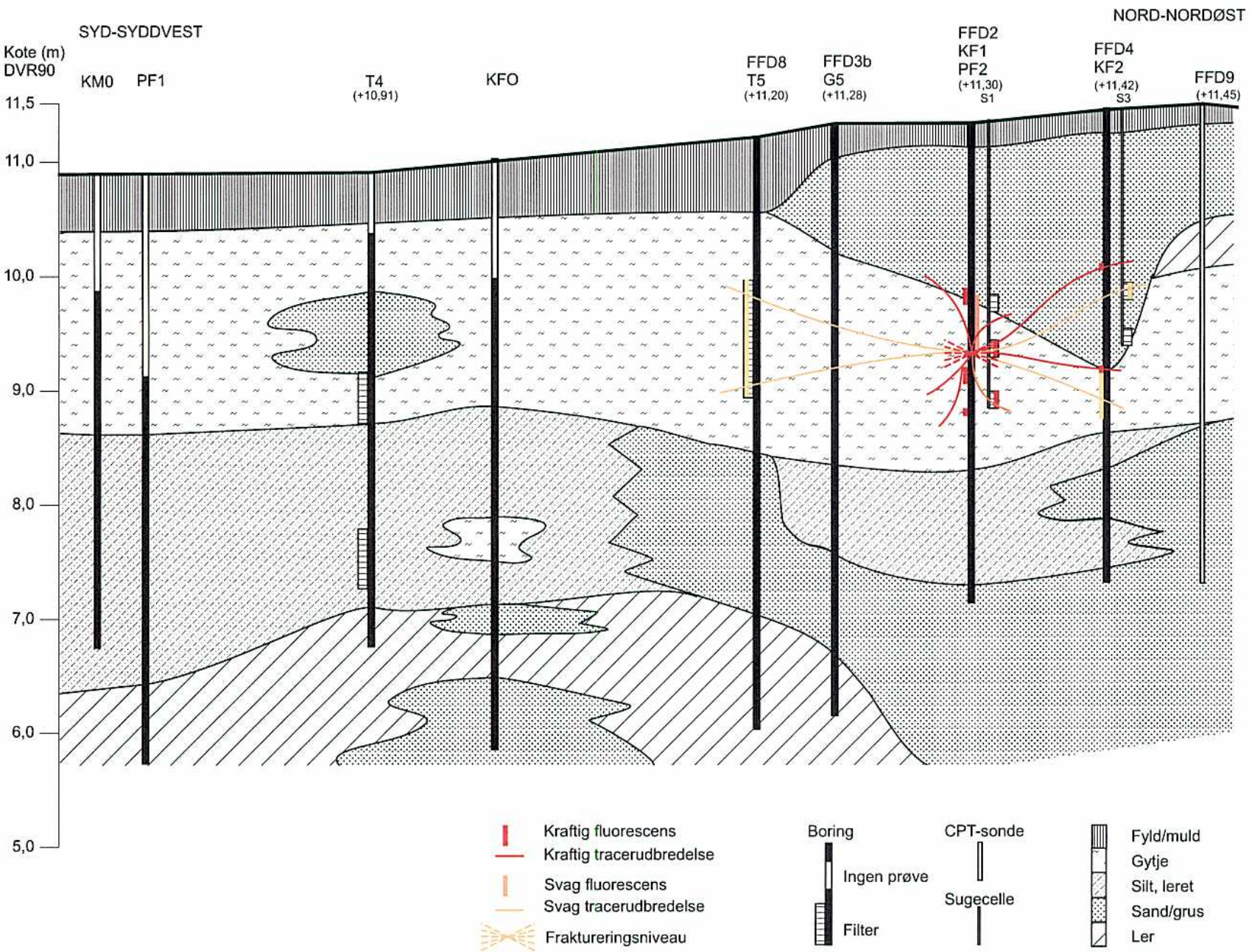
Bilag X

Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup

Snit 2

Sag nr.: 03792.04

August 2006



Bilag X

Regnvandsbassin, Industrivej 3, Glostrup

Snit 3

Sag nr.: 03792.04

August 2006