

Pilotprojekt med stimuleret *in situ* reduktiv deklorering - Hovedrapport

Torben Højbjerg Jørgensen, Lars Nissen, Laila Nielsen
og Peter Alfred Petersen
COWI A/S

Maria Heisterberg Hansen, Charlotte Scheutz,
Rasmus Jakobsen og Poul L. Bjerg
Danmarks Tekniske Universitet

Thomas H. Larsen
Orbicon A/S

Neal D. Durant og Evan Cox, GeoSyntec Consultants

Poul Rasmussen
Fyns Amt

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

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

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

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING	13
1.1 BAGGRUND	13
1.1.1 Design af afværge med stimuleret reduktiv deklorering	13
1.2 FORMÅL	14
1.3 RELATION TIL ANDRE PROJEKTER	15
2 LOKALITETEN	16
2.1 BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	16
2.2 GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI	18
2.2.1 Geologi	18
2.2.2 Hydrogeologi	20
2.3 FORURENINGSFORHOLD	23
2.3.1 Jordforurening	23
2.3.2 Grundvandsforurening	23
2.4 REDOXFORHOLD	25
2.5 MIKROBIOLOGISK KARAKTERISERING	25
3 AFVÆRGEFORANSTALTNINGER OG OPRENSNINGSSTRATEGI PÅ RUGÅRDSVEJ 234-238	28
3.1 AFVÆRGE SETUP	28
3.2 DIMENSIONERINGSGRUNDLAG	28
3.2.1 Laboratorieforsøg	28
3.2.2 Hydrauliske test	30
3.2.3 Grundvandsmodellering	31
3.2.4 Beregning af donormængde	34
3.2.5 Bakteriekultur	36
4 ETABLERING AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	38
4.1 BOREARBEJDE	38
4.1.1 Injektionsboringer	38
4.1.2 Pumpeboring	38
4.1.3 Monitoringsboringer	38
4.2 BEHANDLINGS- OG OVERVÅGNINGSANLÆG	41
4.2.1 Behandlingsbygning	41
4.2.2 Styling og overvågning	42
4.2.3 Ledningsføringer	43
5 DRIFT AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER - METODEBESKRIVELSE	46
5.1 DRIFTSPROGRAM FOR AFVÆRGEANLÆG	46
5.2 OPPUMPNING OG REINJEKTIONENS FORLØB	46
5.2.1 Overordnet forløb	46
5.2.2 Flow	47

5.3	TRYKFORHOLD I ANLÆG OG INJEKTIONSBORINGER	48
5.4	TILSÆTNING AF DONOR	48
5.5	TRACERFORSØG	49
5.6	TILSÆTNING AF BAKTERIER	49
5.7	DRIFTSPROBLEMER OG UDBEDRING	51
5.7.1	Mekanisk rensning af filtre	52
5.7.2	Udskiftning af filterenhed	53
5.7.3	Regenerering af boringer	54
6	MONITERINGSPROGRAM	56
6.1	STRATEGI FOR MONITERINGSPROGRAMMET	56
6.2	ANALYSEPARAMETRE I MONITERINGSPROGRAMMET	58
6.2.1	Fortynding og grundvandshastigheder	58
6.2.2	Redoxforhold	58
6.2.3	Omsætning og spredning af donor (Laktat)	58
6.2.4	Transport og aktivitet af bakterier	58
6.2.5	Oprensningseffekt/Reduktiv deklorering	58
6.2.6	Sammenligning af Cowi's og Institut for Miljø & Ressourcers data	59
7	EFFEKT AF AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	60
7.1	GRUNDVANDSPOTENTIALE	60
7.2	TRACERFORSØG	64
7.2.1	Databehandling	64
7.2.2	Strømningshastighed og opholdstid	64
7.2.3	Lokale hastigheder	67
7.2.4	Fortynding	68
7.2.5	Spredning af tracer	70
7.2.6	Opsamling	70
7.3	REDOXFØRHOLD	72
7.3.1	Brintniveau og redoxforhold	75
7.3.2	Opsamling	76
7.4	TRANSPORT OG OMSÆTNING AF DONOR	76
7.4.1	Fermentering af donor	78
7.4.2	Udvikling af brint	79
7.4.3	NVOC som parameter for udbredelse af donor	80
7.4.4	Spredning af donor	81
7.4.5	Opsamling	83
7.5	OPRENSNINGSEFFEKT	83
7.5.1	Koncentrationen af klorerede ethener i behandlingsområdet	84
7.5.2	Reduktiv deklorering i behandlingsområdet	86
7.5.3	Spredning af klorerede ethener og reductiv deklorering	87
7.5.4	Opsamling	91
7.6	BAKTERIEMÅLINGER	91
7.6.1	Opsamling	95
8	MODEL FOR TRACERUDBREDELSE OG RECIRKULERING AF LAKTAT	96
8.1	MODELLERING AF PILOTFORSØG	96
8.2	SIMULERING AF TRACERUDBREDELSE	96
8.3	SAMMENLIGNING MELLEM SIMULERET OG OBSERVERET SPREDNING AF TRACER	98
8.3.1	Simulering af recirkulering af natriumlaktat	100
8.4	OPSAMLING	102
9	ØKONOMI FOR AFVÆRGEFORANSTALTNINGER	104
10	DISKUSSION OG ERFARINGER	107

10.1	OPRENSNINGSEFFEKT OG TIDSHORISONT	107
10.2	NØDVENDIGE DIMENSIONERINGSPARAMETRE	110
10.3	HÅNDBTERING AF DRIFTSPROBLEMER	113
10.4	DONORFORBRUG	114
10.5	FØRSLAG TIL MONITERINGSPROGRAM	115
10.6	RISIKOVURDERING I FORBINDELSE MED INJEKTION AF DONOR OG BAKTERIER	117
10.6.1	Tilsætning af donør	117
10.6.2	Bakteriekultur	118
10.6.3	Nedbrydningsprodukter	118
10.7	ØKONOMI	118
10.8	FØRDELE OG ULEMPER VED ET AKTIVT SYSTEM	119
10.9	VURDERING AF ANVENDELSESMULIGHEDER I DANMARK	120
	REFERENCELISTE	123

DER FORELIGGER SELVSTÆNDIGT BILAGSBIND OMFATTENDE FØLGENDE BILAG:

1	TEGNINGER
	1.1 OVERSIGTSKORT
	1.2 GEOLOGISK PROFIL NV-SØ (NR. 1)
	1.3 GEOLOGISK PROFIL NV-SØ (NR. 2)
	1.4 GEOLOGISK PROFIL NV-SØ (NR. 3)
	1.5 GEOLOGISK PROFIL SV-NØ
2	BOREPROFILER
	2.1 BOREPROFILER
3	ETABLERINGS- OG DRIFTSDATA
	3.1 PI-DIAGRAM
	3.2 DRIFTSDATA
	3.3 OPPUMPNING OG REINJEKTION
	3.4 DATASHEET PURASAL
	3.5 DATASHEET LITHIUMBROMID
	3.6 DATASHEET NATRIUMBROMID
	3.7 DATASHEET KB1
	3.8 DRIFTSPROBLEMER
	3.9 DATASHEET LBA
4	MONITERINGSDATA
	4.1 MONITERINGSDATA
	4.2 MONITERINGSPROGRAM
	4.3 INSTITUT FOR MILJØ & RESSOURCERS PROCEDURE FOR UDTAGNING OG ANALYSE AF VANDPRØVER
	4.3.1 Forpumpning og måling af feltparametre
	4.3.2 Udtagning og analyse af vandprøver

- 5 **DATABEHANDLING**
 - 5.1 BEREKNING AF TRACERKONCENTRATIONER
 - 5.2 BEREKNING AF HASTIGHEDER OG OPHOLDSTID FRA TRACERFORSØG
 - 5.2.1 Beregning af hastighed ud fra massemidtpunkt
 - 5.2.2 Beregning af hastighed ud fra maksimal koncentration målt
 - 5.2.3 Beregning af lokal hastighed mellem boringer
 - 5.2.4 Beregning af opholdstid fra tracerforsøg
 - 5.2.5 Beregning af masser fra tracerforsøg
 - 5.2.6 Beregning af tracerfortynding
 - 5.2.7 Beregning af laktatkoncentration ud fra Cowis driftsdata
 - 5.2.8 Beregning af donorkoncentration
 - 5.3 SAMMENLIGNING AF DTUS OG COWIS ANALYSEDATA
 - 5.3.1 Klorid
 - 5.3.2 Metan
 - 5.3.3 NVOC
 - 5.3.4 Opløst jern
 - 5.3.5 Sulfat
 - 5.3.6 Klorerede ethener og nedbrydningsprodukter
 - 5.4 SLAMFILTERS BETYDNING FOR RECIRKULATIONSVAND

- 6 **DATA FRA MONITERING OG ANALYSER**
 - 6.1 DETEKTIONSGRÆNSER FOR NVOC
 - 6.2 DETEKTIONSGRÆNSER FOR FEDE SYRER
 - 6.3 DETEKTIONSGRÆNSER FOR OPLØST JERN OG LITHIUM
 - 6.4 DETEKTIONSGRÆNSER FOR ANIONER
 - 6.5 DETEKTIONSGRÆNSER FOR KLOREDE ETHENER

- 7 **MODELLERING**
 - 7.1 INDLEDNING
 - 7.2 GRUNDEVANDSMODEL
 - 7.3 MODELKALIBRERING
 - 7.4 STOFTRANSPORT
 - 7.4.1 Forudsætninger
 - 7.4.2 Scenarier
 - 7.4.3 Simulering af tracer
 - 7.4.4 Simulering af Recirkulation
 - 7.4.5 Diskussion af resultater
 - 7.5 **FIGURER OG UDVALGTE TABELLER**

Forord

Som et led i Teknologiprogrammet er der igangsat en række projekter til at undersøge forskellige oprensningsteknikkers effektivitet og anvendelse under danske forhold.

Dette projekt beskriver anvendelsen af teknikken ”stimuleret in situ reductiv deklorering”. Afprøvningen i form af et pilotforsøg er sket på en lokalitet i Fyns Amt i 2005 og 2006. Ud over den specifikke oprensning på den valgte lokalitet er det forfatterens håb, at rapportens beskrivelser kan anvendes som erfaringsgrundlag til design af fremtidige oprensninger, hvor denne teknik virker attraktiv.

Resultaterne af pilotforsøget har allerede været præsenteret på ATV Vintermødet i Vingsted i marts 2006 samt på Nordrocs konferencen i Malmø i september 2006.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsens Teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening og Fyns Amt. Rapporten er udarbejdet i et samarbejde mellem Institut for Miljø & Ressourcer ved Danmarks Tekniske Universitet, GeoSyntec Consultants, Orbicon A/S og COWI A/S.

Miljøstyrelsen har nedsat en styregruppe til at følge arbejdet. Styregruppen har bestået af:

- Poul Rasmussen (formand), Mette Christophersen og Trine Korsgaard, Fyns Amt
- Ole Kiilerich, Miljøstyrelsen
- Carsten Bagge Jensen, Københavns Amt
- Mogens R. Flindt, Syddansk Universitet

Sammenfatning og konklusioner

Klorerede opløsningsmidler udgør et betydeligt grundvandsproblem i Danmark. Der er mange udfordringer forbundet med oprensningen af disse, både i forureningens kildeområde og i forureningsfaner. Indenfor de seneste år er der internationalt sket en stærk udvikling i in situ metoder til oprensning af grundvandsforureninger. Der er derfor en stærk interesse for løbende at afprøve lovende afværgeteknologier under danske forhold.

Stimuleret reduktiv deklorering i et aktivt system er med lovende resultater afprøvet i et pilotforsøg på Rugårdsvej 234-238 i Odense. Pilotforsøget er etableret i et sekundært sandmagasin, som er overlejret af moræneler. Moræneleren er stærkt forurenet med klorerede opløsningsmidler.

Ved tilsætning af donor (kulstof) og bakterier er den anaerobe deklorering stimuleret i sandmagasinet, så sammensætningen af de klorerede opløsningsmidler er ændret signifikant. Inden forsøgets start dominerede cis-DCE i alle borer i behandlingsområdet. Efter 201 dages drift dominerer vinylklorid og ethen som et resultat af anaerob deklorering.

Moniteringen umiddelbart nedstrøms forureningens kildeområde har i august 2006 vist indhold af DCE på 21 µg/l og VC på 21 µg/l. Til sammenligning var indholdet af DCE og VC i samme område før oprensningen 2.420 µg DCE/l og 12 µg VC/l. I selve kildeområdet er koncentrationerne også mindsket, men ikke i samme grad. Her tilføres cis-DCE fra den overliggende moræneler til sandlaget. Betydningen af dette er ikke kvantificeret, men ved anvendelse af andre afværgeteknologier vil der ske det samme så længe, at der er forurening tilbage i moræneleren.

Stimuleret reduktiv deklorering som afværgeteknologi baserer sig på, at klorerede ethener kan omsættes trinvis under anaerobe forhold:

Trikllorethylen -> Dikllorethylen -> Vinylklorid -> Ethen/Ethan

Processen kan stimuleres ved tilsætning af en elektrondonor, som skaber reducerede forhold og danner brint. Brinten anvendes i dekloreringsprocessen som elektrondonor, mens de klorerede ethener anvendes som elektronacceptorer. Processen skal løbe helt til ende, så der dannes ugiftigt ethen/ethan frem for giftige mellemprodukter som vinylklorid. Anaerob deklorering kræver tilstedeværelse af deklorerende bakterier, som enten er naturligt til stede i jorden eller skal tilsættes (bioaugmentation).

Laktat har været anvendt til at stimulere den anaerobe deklorering. Det er lykkedes at omsætte laktaten til brint og acetat og dermed skabe de rette redoxbetingelser i grundvandet (sulfatreducerende forhold) for den anaerobe deklorering i løbet af de første 3 måneder. I forsøget er der tilsat deklorerende bakterier (KB-1™ bakteriekulturen), men det er ikke afklaret, om det har givet en forøget deklorering. Der er generelt opnået en betydelig vækst i antallet af deklorerende bakterier, hvilket er meget positivt.

Pilotforsøget har været drevet som et aktivt anlæg med recirkulering, som har kørt kontinuerligt i ca. 200 dage. Det behandlede område er ca. 40 m langt og

20 m bredt. Der har været nedpumpet grundvand (ca. 3.500 l/dag) i 3 injektionsboringer og oppumpet en tilsvarende mængde grundvand. Grundvandets hastighed er ved tracerforsøg bestemt til ca. 0,5 m/dag. Opholdstiden har været ca. 60 dage svarende til, at 3 porevolumener er blevet recirkuleret.

Projektet har vist, at det er muligt at designe, etablere og drive et aktivt system med oppumpning og recirkulation af grundvand tilsat donor. I designfasen har den grundige karakterisering af lokaliteten været af stor betydning. De væsentligste driftsproblemer skyldes trykopygning i sammenhæng med tilklogning i injektionsboringerne. I fremtidige afværgeanlæg bør der gøres grundige overvejelser med hensyn til pumpevalg (driftssikkerhed og ydeevne), filtrering af oppumpet grundvand og regenerering af boringer.

Risikovurderingen af pilotforsøget viser, at tilsætning af laktat til grundvandet i sig selv er uproblematisk. Omsætningen af laktat ved sulfatreduktion giver grundvandet en dårlig lugt af sulfid i behandlingsområdet. Dannelse af metan har ikke givet problemer. Oppumpningen – den hydrauliske kontrol - har været effektiv, så recirkuleringen har ikke givet forøget spredning af klorerede opløsningsmidler nedstrøms. Der er sket en større spredning af donor i sydlig-østlig retning end forventet, men den vurderes ikke at være problematisk.

Udgifterne til pilotprojektet har været 1,9 mio. kr. I forhold til et behandlingsområde på ca. 900 m³ svarer det til udgifter på ca. 2.000 kr/m³ jord. Den høje pris skyldes, at der har været tale om et demonstrationsprojekt, hvor det har været vigtigt med en omfattende dokumentation af hydrauliske forhold og de geokemiske og biologiske processer. Et tilsvarende kommercielt pilotprojekt med et aktivt anlæg vurderes at kunne være udført for ca. 1.000 kr/m³ jord. Beløbet svarer til andre sammenlignelige in situ metoder som eksempelvis kemisk oxidation.

Stimuleret anaerob deklorering har på baggrund af det gennemførte pilotforsøg på Rugårdsvej 234-238 vist sig at have et stort potentiale til oprensning af klorerede ethener. En forurening domineret af TCE/cis-DCE er blevet nedbrudt. Metodens største fordele er, at den er baseret på en biologisk proces, som kan fortsætte, selvom injektionen af donor er stoppet. Den største ulempe er at der undervejs dannes nedbrydningsprodukter, så processen skal køre til ende før en oprensning er en succes. På Rugårdsvej vurderes det, at omdannelsen til ethen ville have været komplet i løbet af 12 måneder, hvis der ikke løbende var tilført cis-DCE fra den overliggende moræneler.

Aktive og passive anlæg har hver især fordele og ulemper. For at kunne drive et aktivt afværgeanlæg er en god hydraulisk ledningsevne en forudsætning. Dette har været opfyldt for Rugårdsvej og vil være opfyldt på mange lokaliteter i Danmark. Omvendt vil der være lokaliteter, hvor forholdene ikke er egnede til aktive anlæg. Der er derfor behov for at udvikle og anvende både aktive og passive anlæg. Nogle anlæg vil efter ½-1 år overgå fra aktiv til passiv drift. På Rugårdsvej er anlægget overgået til passiv drift efter 250 dage.

Stimuleret anaerob deklorering vil kunne anvendes på et bredt udsnit af danske lokaliteter. Det er optimalt, hvis der fra naturens hånd er anaerobe forhold. Afværgeteknologien vil under disse betingelser være økonomisk sammenlignelig med andre in situ metoder. Det konkrete valg mellem anaerob deklorering og andre in situ metoder bør foretages på baggrund af en samlet vurdering af fordele og ulemper for oprensningen af den givne lokalitet.

Summary and conclusions

Chlorinated solvents constitute a significant problem for groundwater in Denmark. Remediation of such sites is a challenge in source zones of contaminated sites as well as in contaminant plumes. Recently, *in situ* methods for remediation of groundwater pollution have emerged from international studies as cost-effective technologies. This has generated a strong interest in applying and testing promising remediation methods under Danish conditions.

Stimulated reductive dechlorination has been applied with promising results in a pilot scale system with recirculation at Rugårdsvej 234-238 in Odense. The pilot scale has been established in a secondary sandy aquifer overlaid by clay till. The clay till is heavily contaminated by chlorinated solvents.

Addition of donor (carbon source) and bacteria has stimulated anaerobic dechlorination in the sandy aquifer as the composition of chlorinated solvents has changed significantly. Initially, *cis*-DCE dominated in all boreholes in the source area, and was converted to lower chlorinated ethenes. Vinylchloride and ethene dominated due to anaerobic dechlorination 201 days after initiation of the recirculation loop with lactate.

Monitoring results down-gradient the source area in August 2006 showed a DCE content of 21 µg/l and VC content of 21 µg/l. Prior to initiation of the pilot scale the content of DCE was 2,420 µg and the content of VC was 12 µg VC/l. The concentrations in the source area have been reduced to a lesser degree. In this part *cis*-DCE from the overlying clay is transferred into the sand layer. The significance of this is not quantified, but this will happen regardless of the remediation technology chosen as long as the contamination in the clay till lasts.

Stimulated reductive dechlorination as a remedy takes advantage of a sequential transformation of chlorinated ethenes under anaerobic conditions:

Trichloroethene -> Dichloroethene -> Vinylchloride -> Ethene/Ethane

The process can be stimulated by adding an electron donor creating anaerobic conditions and generating hydrogen. Hydrogen is used as the electron donor for dechlorination, while the chlorinated ethenes are used as electron acceptors. Complete dechlorination is needed in order to form harmless ethene/ethane instead of toxic intermediates like vinylchloride. A prerequisite for anaerobic dechlorination is the presence of dechlorinating bacteria, which can either be present as indigenous bacteria or have to be added (bioaugmentation).

In this case lactate has been applied for biostimulation of anaerobic dechlorination. Lactate has been converted to hydrogen and acetate and thereby the appropriate redox conditions were created in the aquifer (sulphate reducing) within three months. Bioaugmentation with dechlorinating enrichment (KB-1TM) was done, but it is not yet clear whether dechlorination has been enhanced due to this. On the other hand, a significant growth of dechlorinating bacteria has been achieved.

The pilot scale system was an active (forced gradient system) with recirculation, which was run for 200 days. The treatment area is 40 m in flow direction and has a width of 20 m. Groundwater was extracted continuously (ca. 3,500 l/day) and injected into three injection wells. The groundwater pore flow velocity was depicted by a tracer to ca. 0.5 m/day. The residence time was approximately 60 days, corresponding to recirculation of three aquifer pore volumes.

The project has shown that it is possible to design, engineer and run an active system with extraction and recirculation of groundwater added with a donor. In the design of the system a detailed site characterization was important. The most significant operational problems

were due to build-up of pressure caused by clogging. In future design of active remediation schemes, selection of pumps, filtration of extracted groundwater and regeneration of boreholes (screens) need careful consideration.

Risk assessment of the pilot scale system shows that addition of lactate does not constitute a problem as such, however, the conversion of lactate by sulphate reduction generates bad odour (sulphide) in the treatment area. Methane production has not caused problems. The extraction – hydraulic control – has been so efficient that the recirculation system has not enhanced spreading of chlorinated solvents down-gradient. An enhanced spreading of donor in a south-easterly direction was observed, but this is considered acceptable.

The project costs for the pilot scale system have been DKK 1.9 mill.. The cost is about DKK 2,000 /m³ soil assuming a treatment area of 900 m³. The high costs are caused by the fact that it is a technology demonstration project, where detailed documentation of hydraulic and biogeochemical processes was mandatory. A corresponding commercial project with an active system will probably cost about DKK 1,000 /m³ soil. The costs are comparable to other *in situ* methods such as chemical oxidation.

A large potential for remediation of chlorinated ethene by stimulated anaerobic dechlorination has been shown based on the experience from the pilot scale experiment at Rugårdsvej 234-238. A contamination dominated by TCE/*cis*-DCE has been transformed. The key process is biological which has the advantage that the process can continue even after the injection of donor is terminated. The main disadvantage is the generation of intermediates which demand complete dechlorination for a successful clean up. It has been estimated that complete dechlorination to ethene would have been likely within 12 months, without constant input of *cis*-DCE from the overlying clay till.

Active and passive systems have advantages and disadvantages. Operation of an active remediation system requires a permeable setting. This was the case at Rugårdsvej and this will be the case at many other contaminated sites in Denmark. On the other hand many sites will not be suitable for active systems and this gives rise to a need to develop both active and passive systems. After six months to a year, some systems will change mode of operation from active to passive. Since day 250, the system at Rugårdsvej has been operated as a passive system.

Stimulated anaerobic dechlorination will be applicable at many Danish sites. Naturally occurring anaerobic conditions will be optimal. The remediation technology under these conditions will be cost-effective compared to other *in situ* technologies. The choice between anaerobic dechlorination and other *in situ* methods should be based on an evaluation of all advantages and disadvantages for clean up at the actual site.

1 Indledning

Denne rapport belyser resultaterne af et pilotprojekt med anvendelse af stimuleret in situ reduktiv deklorering som afværgeteknologi overfor en grundvandsforurening med klorerede opløsningsmidler på en lokalitet i Odense.

Ved anvendelse af stimuleret in situ reduktiv deklorering som afværgeteknologi tilsættes der elektrondonorer i form af organisk stof til den vandmættede zone. Desuden kan oprensningen suppleres med tilsætning af nødvendige næringsstoffer og bakterier. Ved fermentering af elektrondonoren dannes der brint, som anvendes i den reductive deklorering. Tilsætning af elektrondonorer alene (uden bakterietilsætning) benævnes "biostimulering". Tilsættes der samtidig bakteriekultur benævnes det "bioaugmentation" (Jørgensen et al, 2005).

1.1 BAGGRUND

Der er i Danmark interesse fra såvel myndigheder, forskningsinstitutioner og rådgivere i at få afprøvet stimuleret reduktiv deklorering som afværgeteknologi under danske forhold. På baggrund heraf er der under Miljøstyrelsen Teknologiprogram gennemført undersøgelser af metodens potentiale i Danmark. Der er gennemført en opsamling af den viden, som nationalt og internationalt er tilgængelig om emnet, og der er udviklet en screeningsmodel til en indledende vurdering af oprensning med stimuleret in situ reduktiv deklorering på en given lokalitet (Jørgensen et al, 2005). Modellen er blevet anvendt til at screene 13 lokaliteter på Fyn, som alle er forurenede med klorerede opløsningsmidler. Ud fra screeningen blev en lokalitet i Odense (Rugårdsvej 234-238) udvalgt som en potentiel velegnet lokalitet til afprøvning af metoden. Der er efterfølgende i 2004-2005 udført forundersøgelser på denne lokalitet mhp. dimensioneringsgrundlag for et pilotprojekt. Disse undersøgelser omfattede forhold omkring hydrogeologi, geokemi, mikrobiologi, grundvandsmodellering samt laboratorieforsøg til valg af elektrondonor og bakteriekultur. Undersøgelserne er afrapporteret i Jørgensen et al (2006). Undersøgelserne blev udført på et sekundært sandmagasin i ca. 11-12 m's dybde.

Placering af lokaliteten i Odense fremgår af figur 1.1.

1.1.1 Design af afværge med stimuleret reduktiv deklorering

Ved feltoprensninger opereres der med aktive og passive systemer (Jørgensen et al, 2005). Ved aktive systemer bliver grundvand oppumpet fra det forurenede magasin, tilsat elektrondonorer (og evt. bakteriekulturer, næringsstoffer og pH buffere) og reinjiceret i behandlingsområdet. Konstant eller pulserende tilførsel af elektrondonorer er med til at udvikle en biologisk aktiv zone. Herved sikres den bedst mulige spredning af både elektrondonoren og evt. bakteriekulturen. Aktive systemer kan anvendes i aflejringer med god hydraulisk ledningsevne som sand/grus aflejringer. Fordelen ved aktive systemer er en bedre fordeling af tilsætningsstoffer i magasinet end for passive systemer. Passive systemer fungerer enten med etablering af en bio barriere eller ved gennemførsel af én eller flere injektioner af donor i behandlingsområdet. Passive systemer er generelt simple at implementere end aktive systemer,

men der er ingen hydraulisk kontrol, og der må forventes en længere oprensningstid.



Grundmateriale © copyright Kort & Matrikelstyrelsen. Reproduceret i henhold til tilladelse G11-98.

FIGUR 1.1 OVERSIGTSKORT MED PLACERING AF RUGÅRDSVEJ 234-238 I ODENSE

På forhånd har det været et ønske, at pilotprojektet skulle gennemføres som et aktivt system, dvs. med kontinuerlig oppumpning og reinjektion af grundvand. Det skyldes, at et aktivt system tillader massebalanceberegninger på forureningen og restprodukterne på en måde, som typisk ikke er muligt ved et passivt system. Desuden er den tid, som det tager at påvise en effektiv behandling, typisk meget kortere med et aktivt system. Ved den gennemførte screening af de 13 lokaliteter har dette således indgået som et vigtigt punkt ved udvælgelse af lokalitet til pilotprojekt.

1.2 FORMÅL

Teknologiprojektets overordnede formål er at få belyst anvendeligheden af stimuleret in situ reduktiv deklorering som afværgeteknologi i forhold til danske lokaliteter, der er forurenede med klorerede opløsningsmidler. Konkret skal pilotforsøget på Rugårdsvej 234-238 i Odense belyse:

- tilførsel og oprensningseffektivitet af de tilsatte elektrondonorer m.m. i feltskala.
- kan reduktiv deklorering stimuleres i feltforsøg ved tilsætning af donor/og eller Dehalococcoides
- forslag til nødvendige dimensioneringsparametre
- fordele og ulemper ved et aktivt/semiaktivt afværagesetup, herunder belysning af injektionsmetoder

- beskrivelse af ingeniørtekniske problemstillinger samt forslag til håndtering/løsning af typiske problemstillinger ved metoden (eksempelvis tilklokning af boringer, tilsætning af bakterier, recirkulation, injektionsstrategi, blanding af elektrondonorer/næringsstoffer/bakterier, monitoring)
- forslag til monitoringsprogram for fremtidige projekter
- risikovurdering i forbindelse med injektion af donor og bakterier, herunder afledte geokemiske effekter
- vurdering af teknologiens potentiale under danske forhold
- økonomi

1.3 RELATION TIL ANDRE PROJEKTER

Sideløbende med oprensingsforsøget på Rugårdsvej 234-238 i det sekundære sandmagasin (sandprojektet), har Fyns Amt financeret et tilsvarende projekt med oprensning af klorerede opløsningsmidler i den overliggende moræneler ("lerprojektet"). Indsatsområde fremgår af figur 2.3. Pilotforsøget i moræneleren er udført som et "passivt system", dvs. med injektion af donor og bakterier ved start af forsøget. Pilotprojektet er opstartet i april 2005 og forventes afsluttet ultimo 2006. Pilotprojektet består af forsøg i to områder tæt på kildeområdet. I forsøgsområde 1 tilsættes der donor og bakteriekultur i moræneleren gennem traditionelle filtersatte boringer. I forsøgsområde 2 tilsættes der donor og bakteriekultur gennem kunstige sandsprækker i lerjorden. Sandsprækkerne er udført ved hydraulisk frakturering. Som donor anvendes emulgeret sojaolie (Newman Zone) iblandet ca. 4 % laktat. Newman Zone er en langsomtfrigivende donor.

Beskrivelse af lerprojektet fremgår af Fyns Amt (2004). De gennemførte undersøgelser i forbindelse med lerprojektet rapporteres særskilt (Fyns Amt, 2006).

2 Lokalteten

2.1 BESKRIVELSE AF LOKALTETEN

Rugårdsvej 234-238-238 har tidligere været anvendt til maskinfabrik:

- fra 1951 til 1979: H. E. Christiansens Maskinfabrik A/S
- 1979 - 1989: Maskinfabrikken Hymo A/S (smede- og maskinværksted)

Fra 1989 er bygningerne udlejet til forskellige lejere (håndværkere mv.)

Der har været anvendt TCE på virksomheden siden midt i 1950'erne. Da produktionen var størst, var TCE-forbruget på ca. 900 kg/måned svarende til ca. 10 tons om året. På virksomhederne har der også været anvendt olieprodukter til smøring og opvarmning.

Der er sket forurening med skæreolie og TCE flere steder på lokaliteten. Den største forurening er sket på Rugårdsvej 234-238. Drejespåner med olieforurening og TCE-holdigt slam fra affedtningsanlæggene er her udlagt på ubefæstet udendørs areal.

Undersøgelser frem til 2003 viser en kraftig jord- og grundvandsforurening ned til ca. 15 m's dybde, primært med nedbrydningskomponenterne cis-DCE og i mindre grad vinylklorid (Fyns Amt, 2003).

Der er tidligere gennemført oprensningstiltag på lokaliteten:

- i 1973 blev der gennemført en frivillig, delvis oprensning af olieprodukter på ejendommen. Oprensningen blev gennemført, fordi naboerne havde klaget over olie. Der foreligger ikke oplysninger om, hvor store mængder olieforurenede jord, der blev fjernet
- i 1991 blev der gennemført en frivillig oprensning af en del af olieforureningen af den nuværende ejer. Der blev bortkørt ca. 400 m³ forurenede jord til Stige Ø Losseplads
- i 1994 gennemførte Fyns Amt en oprensning på ejendommen Rugårdsvej 234-238, og på naboarealer mod sydøst, se figur 2.1. Der blev bortgravet ca. 4.500 tons olie- og TCE-forurenede jord. I kildeområdet blev der oprenset TCE forurening ned til ca. 8 m's dybde (se figur 2.1). Ved oprensningen blev der dog efterladt en betydelig restforurening i både jord og grundvand. Restforureningens størrelse er i Fyns Amt (2003) skønnet til ca. 100 kg klorerede opløsningsmidler.



FIGUR 2.1. OVERSIGTSKORT MED TIDLIGERE OPRENSNINGSOMRÅDE. DER GØRES OPMÆRKSOM PÅ, AT DER PÅ DENNE OG EFTERFØLGENDE SITUATIONSPLANER IKKE ER ANGIVET KORREKT MÅLFORHOLD.

2.2 GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI

2.2.1 Geologi

Ejendommen ligger i kote 12-14 m/DVR 90. Terrænet hælder svagt mod syd ned mod et tidligere vandløb umiddelbart syd for ejendommen. Vandløbet, der blev rørlagt i 1952-53, kloakerer nu ejendommene i området ved lokaliteten.

Regional geologi

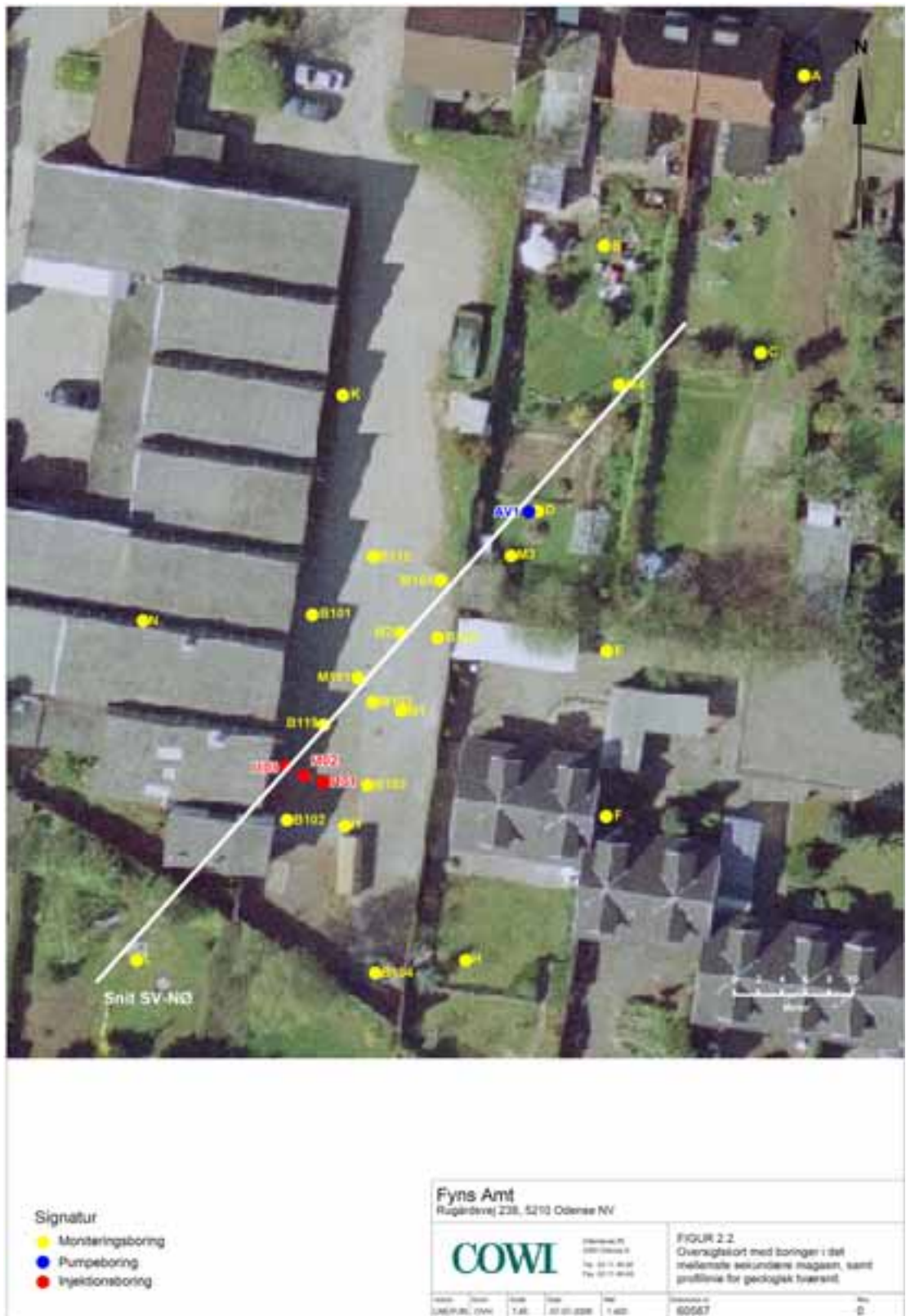
Landskabsmæssigt ligger ejendommen på en moræneflade mellem flere tunneldale. Tunneldalene hører til Langesø Tunneldalsystem, der består af fire vest/nordvest til øst/sydpøst orienterede dalstrøg. Dalene med bl.a. Stavids Å og Ryds Å er nederoderet i den sydlige del af en stor nordfynsk moræneflade kaldet Sletten. Den regionale geologi viser ca. 25-30 m moræneler, der overlejrer 5-15 m smeltevandssand. Laget af smeltevandssand er delvist indlejret i moræneaflejringerne. Laget af smeltevandssand har en meget stor horisontal udstrækning (flere km²) og udgør det primære magasin i området, bl.a. for Tarup Vandværk 400 m nord for ejendommen. Den kvartære lagserie går ned til ca. kote - 40 m/DVR 90.

Lokal geologi

Lokalt på Rugårdsvej 234-238 er der fundet 1-2 m fyld (i det tidligere oprensingsområde dog op til 8 m). Lagfølgen under fyldlaget vurderes at være moræneler ned til ca. 30-35 m's dybde med indlejring af smeltevandsaflejringer af sand, silt og ler. Der er generelt fundet sandslirer i moræneleren helt ned til det primære magasin, som nord for Rugårdsvej er truffet i 33 m's dybde i boring B405. Den typiske lagfølge på Rugårdsvej 232-234 er vist i tabel 2.1. Der er optegnet et geologisk profil for lag 1-4 sydvest-nordøst - se figur 2.3, samt 3 snit nordvest-sydpøst - se bilag 1. Oversigtskort med boringer fremgår af figur 2.2 samt af bilag 1.

TABEL 2.1 TYPISK GEOLOGISK LAGFØLGE PÅ RUGÅRDGSVEJ 232-234

Lag	Beskrivelse	Dybde-niveau (m .u.t.)	Lagtykkelse (m)
1	Fyld	0-4 m u.t.	2-4
2	Moræneler med vekslende indslag af smeltevandsand. I den øvre del er moræneleren sandet med tynde sandlag og sandstriber (øvre sekundære magasin ØS). Mod nord (Rugårdsvej 232) findes et egentligt sandlag med tykkelse på op til 4 m. Den nedre del af moræneleren er typisk meget hård og tør (uden sandstriber)	2- 8 m u.t.	4-8 m
3	Smeltevandssilt eller -ler	7-10 m u.t.	1-4 m
4	Smeltevandssand, fint-mellemkornet (mellemsste sekundære magasin, MS)	10-15 m u.t.	½ - 1 m
5	Smeltevandssand, fint-mellemkornet (nedre sekundære magasin, NS)	16 - 20 m u.t.	½ - 1 m
6	Moræneler ned til ca. 30-35 m u.t. med vekslende indslag af smeltevandssand	10-35 m u.t.	ca. 20 m
7	Smeltevandssand (primære magasin)	30-40 m u.t.	5-15 m



FIGUR 2.2 OVERSIGTSKORT MED PLACERING AF BORINGER SAMT PROFILLINIE FOR GEOLOGISK TVÆRSNIT (FIGUR 2.3).

2.2.2 Hydrogeologi

Det primære magasin i området udgøres af smeltevandssand fra ca. kote -17 m/DVR 90 til ca. -25 m/DVR 90. Magasinet er spændt, og potentialet er ved Rugårdsvej 234-238 (boring B405) i kote ca. +9 m/DVR 90. Strømningsretningen er i nordøstlig retning, styret dels af grundvandsindvindingen ved Tarp Vandværk, dels recipienten, Stavis Å/Odense Fjord.

Ved de gennemførte undersøgelser er der fundet 3 sekundære grundvandsmagasiner, som beskrives nedenfor.

Øvre sekundært magasin

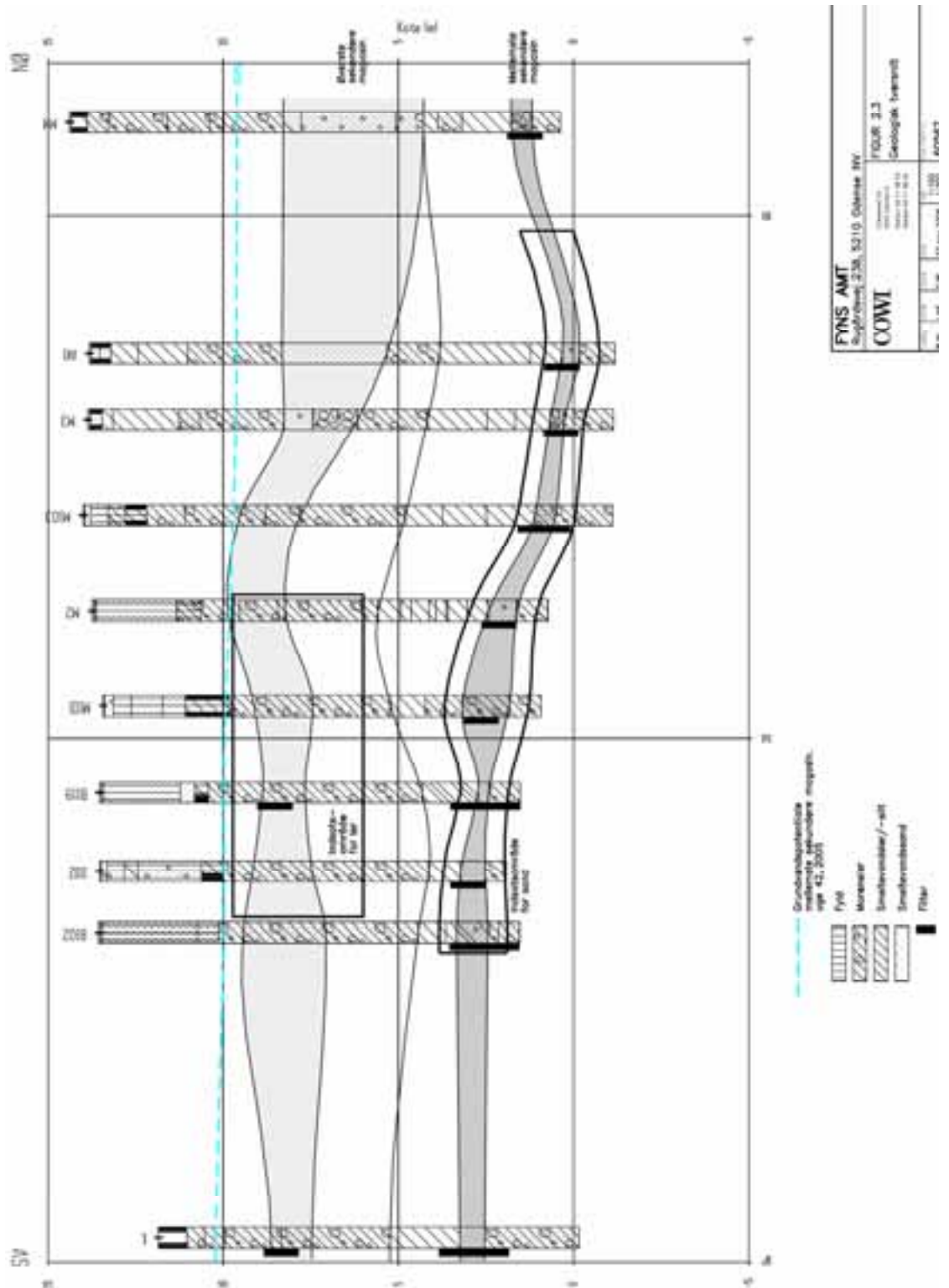
Fra ca. 3 - 6,5 m u.t. er der konstateret et øvre sekundært magasin. På Rugårdsvej 234-238 består magasinet typisk af tynde vandførende sandstriber i moræneleren. Mod nordøst på Rugårdsvej 232 udgøres magasinet af et egentligt sandlag med tykkelse på op til 4 m. Magasinet er spændt med potentiale ca. 1-3 m u.t. svarende til ca. kote 10,5 - 12,5 m/DVR 90. Strømningsretningen er på baggrund af pejlinger vurderet til at være i syd-sydøstlig retning. Der er en nedadrettet gradient mod dybereliggende magasiner.

Mellemste sekundære magasin

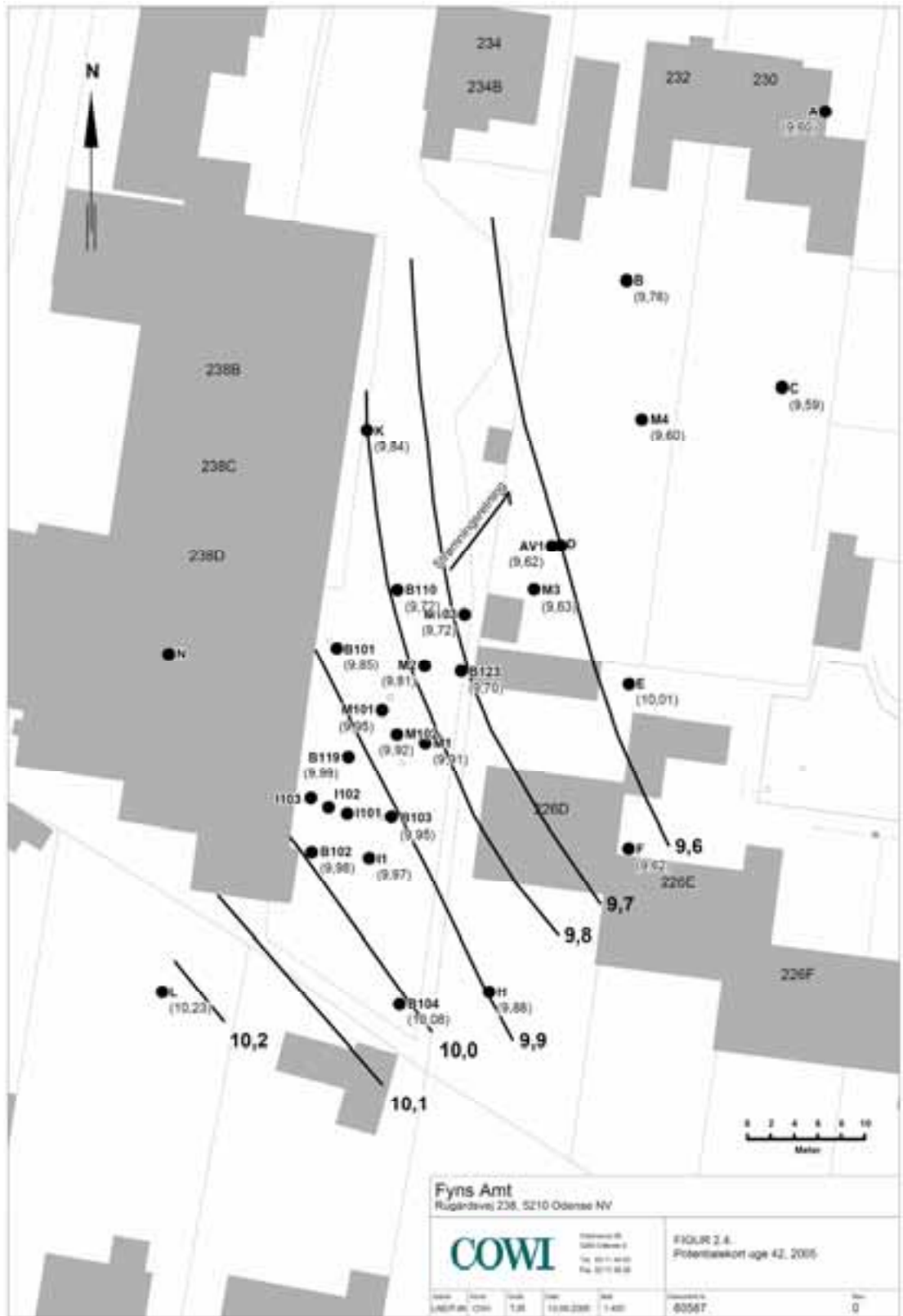
Fra ca. 10-14 m u.t. er der konstateret et udbredt sekundært magasin bestående af sand (fin-grov) og grus. På Rugårdsvej 234-238 er magasinet overvejende sandet og varierer fra stedvis kun at bestå af tynde sandlinser i moræneleren til et ca. 1 m tykt sandlag. Mod nordøst på Rugårdsvej 232 er magasinet tyndere (ca. 0,5 m tykt) men mere grovkornet (sand, grus og sten). Magasinet er spændt med potentiale ca. 3 - 4 m u.t. svarende til kote ca. 10 m/DVR 90 på Rugårdsvej 234-238. I nedstrøms retning falder potentialet ned til kote 7 m/DVR 90 ved Rugårdsvej/Roers Alle (150-200m fra kildeområdet). Gradienten på grundvandsspejlet er ca. 10-15 promille ved kildeområdet. På Rugårdsvej 232, hvor magasinet er mere grovkornet, er gradienten mindre (ca. 1-5 promille). På grundlag af pumpeforsøg ved M3 og AV1 er transmissiviteten her vurderet at være i størrelsesordenen $7 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ (Jørgensen et al., 2006). Transmissiviteten i kildeområdet vurderes at være i størrelsesordenen en faktor 10 lavere. Strømningsretningen er nordøstlig ved Rugårdsvej 234-238. På Rugårdsvej 232 er strømningsretningen mere østlig, jf. potentialekort i figur 2.4. I kildeområdet på Rugårdsvej 234 er der en nedadrettet gradient mod det primære magasin. Det skal bemærkes, at det er det mellemste sekundære magasin, som indgår i pilotforsøget i denne rapport.

Nedre sekundære magasin

Der er fundet et dybereliggende sandlag omkring 16-20 m's dybde med en tykkelse på ca. 1 m. Magasinet står i god hydraulisk kontakt med det mellemste sekundære magasin. Strømningsretningen er den samme som for det mellemste sekundære magasin. Magasinet indgår ikke i pilotforsøget og omtales ikke yderligere i denne rapport.



FIGUR 2.3 TOLKET GEOLOGISK TVÆRSNIT (NORD-SYD) GENNEM DEN CENTRALE DEL AF FORURENINGSFANEN. INDSATSOMRÅDE FOR SANDPROJEKTET (PILOTPROJEKT) OG LERPROJEKTET ER INDTÆGNET.



FIGUR 2.4 POTENTIALEKORT FOR MELLEMLSTE SEKUNDÆRE MAGASIN, UGE 42, 2005 (FØR IGANGSÆTNING AF OPPUMPNING)

2.3 FORURENINGSFORHOLD

De følgende afsnit med "Forureningsforhold", "Redoxforhold" og "Mikrobiologisk karakterisering" er, hvis ikke andet er angivet, baseret på Jørgensen et al (2006).

2.3.1 Jordforurening

Det højeste indhold af klorerede opløsningsmidler er fundet omkring kildeområdet for TCE forureningen (se figur 2.1) med et samlet indhold af klorerede opløsningsmidler på 126 mg/kg TS. Andelen af nedbrydningsproduktet cis-DCE udgør typisk over 95 % af det samlede forureningsindhold. Der er påvist indhold af TCE op til 65 mg/kg TS og vinylklorid op til 1,9 mg/kg TS. Jordforureningen forekommer typisk i dybdeintervallet ca. 4 - 9 m u.t. På de geologiske tværsnit i bilag 1 er der indtegnet områder med forhøjet PID udslag. Det ses, at der er høje PID udslag helt ned i det mellemste sekundære magasin. Det forhøjede PID udslag skyldes sandsynligvis vandbåren forurening. Det betyder, at selv om det mellemste sekundære magasin oprensnes, vil der givet ske en tilbagediffusion af forurening fra den over- og underliggende moræner.

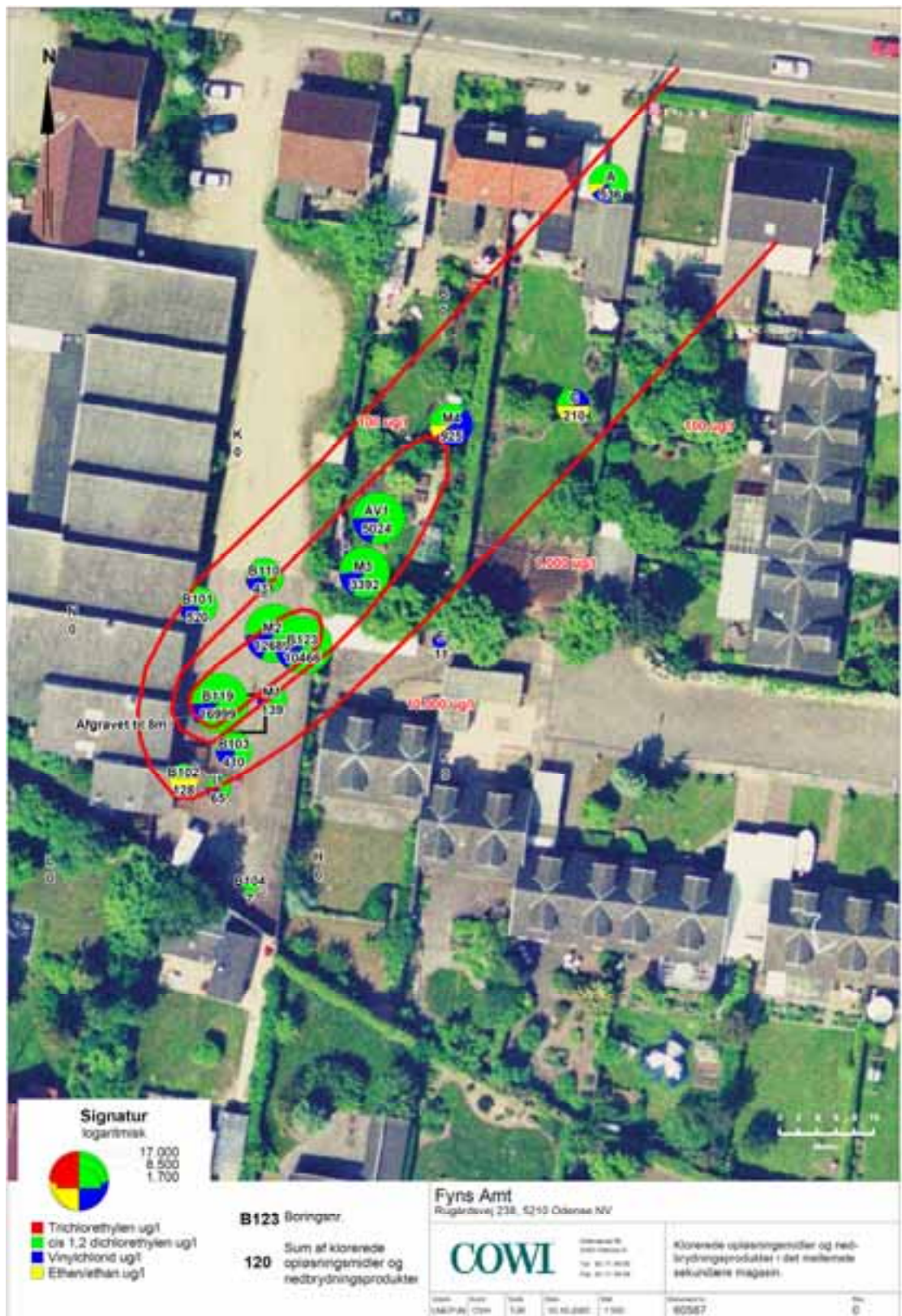
2.3.2 Grundvandsforurening

2.3.2.1 Øvre sekundære magasin

I det øvre sekundære magasin, som består af moræner med sandstriber, er TCE indholdet meget lavt i forhold til det samlede indhold af klorerede opløsningsmidler (under 1 % af det samlede indhold). Det højeste TCE indhold er fundet til 140 µg/l. Derimod er der fundet meget høje indhold af nedbrydningsprodukterne DCE og VC. Det højeste indhold af cis-1,2-DCE er fundet til ca. 240.000 µg/l tæt på kildeområdet. Det højeste indhold af vinylklorid er fundet til 25.000 µg/l.

2.3.2.2 Mellemste sekundære magasin

Den horisontale forureningsudbredelse i det mellemste sekundære magasin fra undersøgelser i 2004 fremgår af figur 2.5. I kildeområdet og umiddelbart nedstrøms herfor er der fundet et samlet indhold af klorerede opløsningsmidler på op til ca. 27.000 µg/l (boring B119). TCE-indholdet er fraværende i alle boringer bortset fra boring B119 og M1, hvor der er fundet 7 µg TCE/l. Den dominerende forureningskomponent er cis-DCE med indhold op til 22.000 µg/l i B119. Indholdet af vinylklorid er også højt med indhold op til 4.700 µg/l (boring B119).



FIGUR 2.5 VURDERET FORURENINGSUDBREDELSE MED KLØREDE OPLØSNINGSMIDLER OG ETEN/ETHAN. RESULTATER FRA PRØVETAGNING I 2004.

2.4 REDOXFORHOLD

Der er målt på traditionelle redoxindikatorer i hele forsøgsområdet: Ilt, nitrat, opløst jern, sulfat, sulfid og metan. Der er typisk iltindhold lavere end 1 mg/l, nitratindholdene er under detektionsgrænsen, og der er generelt lave indhold af opløst jern og metan. Det er derfor tydeligt, at der i området omkring lokaliteten generelt er reducerede forhold i det mellemste sekundære grundvand. På baggrund af et højere indhold af opløst jern og metan samtidig med lidt lavere indhold af sulfat kan det konkluderes, at der i kildeområdet er mere reducerede forhold. Dette kan yderligere bekræftes ved brintmåling og beregning af Gibbs energi for redoxprocesser.

Målinger af oxidationskapaciteten viser, at der i alle prøver er et potentiale for jernreduktion.

Miljøet er som ovenfor beskrevet mest reduceret i kildeområdet. Her er systemet domineret af jern og sulfatreduktion, mens der formentlig foregår metanproduktion i mikronicher. Der er en tendens til mindre reducerede forhold med øget afstand fra kilden. I kildeområdet er der brintniveauer, der er karakteristiske for områder, hvor der kan foregå reduktiv deklorering. Længere nedstrøms er værdierne lavere, så der er der tilsyneladende dårligere betingelser for reduktiv deklorering.

Det vurderes, at det er omsætning af organisk stof, der er årsag til udviklingen af redoxforholdene i kildeområdet. Det er imidlertid uklart hvilken type organisk stof, der er tale om. Der har tidligere været en olieforurening på lokaliteten, men denne er i det store hele bortgravet i forbindelse med et tidligere afværgeprojekt. Der er målt lettere forhøjet indhold af NVOC i forhold til typiske værdier for sekundære grundvandsmagasiner, men det varierer ikke tilstrækkeligt til at kunne forklare de mere reducerede forhold i kildeområdet. Endelig kan indhold af organisk stof bundet til sedimentet også have indflydelse på udviklingen i redoxforholdene.

2.5 MIKROBIOLOGISK KARAKTERISERING

Det er påvist, at under bestemte redoxforhold er nedbrydningen af PCE oftest knyttet til tilstedeværelse af mikroorganismer, der tilhører slægten *Dehalococcoides* sp. I stedet for at detektere nedbrydningsgenerne, detekteres den gruppe af organismer, der almindeligvis menes at være dækkende for nedbrydning af klorerede opløsningsmidler og i særdeleshed nedbrydningen fra cis-DCE til VC.

Den mikrobiologiske karakterisering kan baseres alene på kvantificering af tilstedeværelsen af de specifikke nedbrydere som *Dehalococcoides* sp. Den indledende kvantificering af *Dehalococcoides* sp er foretaget af GEUS og afrapporteret i Jørgensen et al (2006). Detektion af *Dehalococcoides* DNA ekstraheret fra jord og vandprøver er en metode til at undersøge, om der findes mikroorganismer, der kan foretage nedbrydning af PCE/TCE.

Der er generelt konstateret et højere antal mikroorganismer i vandet i forhold til sedimentet, hvilket kan indikere, at mikroorganismene ikke er sedimentassocierede. Dette er lovende for en evt. tilsætning af *Dehalococcoides* sp bakterier, da denne derved vil kunne spredes effektivt i en evt. behandlingszone. I vandprøver udtaget fra borerne M1, M2 og M4 filtersat i sandlaget er fundet *Dehalococcoides* sp i koncentrationer mellem 10^3 og $2,4 \cdot 10^4$ celler/l. Der er fundet et højere antal af *Dehalococcoides* sp. i kildeområdet i forhold til de

mindre forurenede/uforurenede områder, hvilket understøtter de foregående konklusioner om, at der inden tilsætningen af donor og KB-1 foregår betydelig reaktiv deklorering i kildeområdet og mere spredt i specifikke områder i forureningsfanen.

3 Afværgeforanstaltninger og oprensingsstrategi på Rugårdsvej 234-238

3.1 AFVÆRGE SETUP

Afværge setup samt øvrige dimensioneringsgrundlag og tests som danner basis for pilotprojektet er tidligere beskrevet i Jørgensen et al (2006), hvortil henvises for nærmere detaljer.

Pilotprojektet på lokaliteten skal som udgangspunkt designes som et aktivt system med kontinuert oppumpning fra 1-2 pumpeboringer og reinjektion af grundvand i ca. 3 injektionsboringer. Det oppumpede grundvand blandes med laktat inden reinjektion. Når de rette redoxforhold er til stede i grundvandet, tilsættes der bakteriekultur (KB-1TM).

Indsatsområdet (testfeltet) for pilotprojektet er det mellemste sekundære magasin, som ligger i dybdeintervallet ca. 11-12 m u.t. og består af et område på ca. 20 m i bredden og ca. 40 m i længden (ca. 800 m²). Placering af testfelt fremgår af figur 3.1. Indholdet af klorerede opløsningsmidler i indsatsområdet varierer mellem ca. 100 og 20.000 µg/l.

3.2 DIMENSIONERINGSGRUNDLAG

3.2.1 Laboratorieforsøg

Til vurdering af potentialet for anvendelse af reduktiv deklorering er udført en række nedbrydningsforsøg såkaldte treatability-forsøg i laboratoriet, hvor forskellige elektrondonorer blev afprøvet i sammenhæng med tilsætning af mikroorganismer.

Laboratorieforsøgene skulle konkret belyse følgende:

- de naturligt tilstedeværende bakteriers evne til at deklorere TCE/cis-DCE
- potentialet for at stimulere de naturligt tilstedeværende bakterier til anaerob deklorering ved tilsætning af elektrondonorer (laktat og en langsomtfrigivende donor, propionat)
- om tilsætning af bakterier af typen Dehalococcoides kunne fremme anaerob deklorering af TCE/cis-DCE
- anvendeligheden af forskellige donorer (nedbrydningsforløb, dosering mm.)
- tilstedeværelse af andre elektronacceptorer, der vil bidrage til forbruget af elektrondonor
- om der er hæmmende faktorer

Laboratorieforsøgene blev udført som batchforsøg med sediment og grundvand fra lokaliteten. Forsøgsopstilling og – udførsel er nærmere beskrevet i Jørgensen et al (2006).

Der er i forsøgene afprøvet to typer elektrondonorer: laktat og propionat. Elektrondonorerne er valgt ud fra en forventning om, at de kan anvendes på den konkrete lokalitet, hvor der er en vekslen mellem sand og ler i behandlingsområdet, kombineret med en forholdsvis lav anskaffelsespris.

For at undersøge om nedbrydningen af TCE kunne stimuleres på lokaliteten ved tilsætning af mikroorganismer blev der til nogle af forsøgene tilsat en blandingskultur (KB-1TM) indeholdende bakterier af typen Dehalococcoides. Udover bakterier af typen Dehalococcoides indeholder kulturen omkring 15 andre bakteriearter bl.a. acetogene og sulfatreducerende bakterier.

Resultater

Generelt sås samme tendens i udvikling i redoxforhold i forsøgsflaskerne uafhængigt af, hvilket sediment/grundvand, der blev tilsat.

Overordnet viste forsøgene, at der naturligt på lokaliteten er jern til sulfatreducerende forhold med tendens til mere jernreducerende forhold og mindre sulfatreducerende forhold ude i fanen. Tilsætning af donor medførte jernreduktion med efterfølgende sulfatreduktion. Forsøgene viste også, at tilsætning af laktat i forhold til propionat hurtigere førte til reducerende forhold. Hastigheden for omsætning af laktat var 10-20 dage. Laktat fermenteredes til acetat og propionat under dannelse af brint. Den hurtige nedbrydning af laktat resulterede i kortvarig akkumulering af brint, som hurtigt omsattes. Propionat omsattes videre, formentlig under dannelse af acetat og brint. Den dannede brint vil dog forbruges hurtigt, og der sås derfor ikke videre akkumulering af brint. I alle forsøg var der efter 175 dage stadig acetat i flaskerne, hvilket tydede på, at nedbrydningen af de klorerede stoffer ikke var donorbegrænset.

Generelt observeredes der ikke nedbrydning af TCE i kontrolforsøg tilsat kviksølvklorid. I flasker, uden tilsætning af donor eller KB-1, var der et naturligt potentiale for nedbrydning af TCE til cis-DCE. Der observeredes dog ikke videre nedbrydning af cis-DCE inden for forsøgsperioden på 175 dage, uanset hvilket materiale der blev anvendt.

I samtlige forsøg iagttoges, at tilsætning af elektrondonor i form af laktat eller propionat stimulerede nedbrydningen af TCE til cis-DCE. Sammenlignet med forsøgene uden donor forløb nedbrydningen af TCE generelt også hurtigere. Endvidere blev det observeret, at brug af laktat som donor, resulterede i hurtigere nedbrydning af TCE sammenlignet med brug af propionat som donor.

I alle forsøg, hvor kun donor blev tilsat, forløb nedbrydningen af TCE samtidig med, at der foregik jern- og sulfatreduktion. I flere af forsøgene sås efter dag 105-150 en lille stigning i koncentrationen af VC, hvilket tydede på en videre nedbrydning af cis-DCE. Den langsomme nedbrydning af cis-DCE til VC kunne ikke tilskrives mangel på donor eller makronæringsstoffer, men snarere et lavt antal af bakterier af typen Dehalococcoides.

Potentialet for at kunne stimulere anaerob reduktiv deklorering på lokaliteten alene ved tilsætning af elektrondonor blev ud fra disse resultater vurderet som værende begrænset indenfor en kortere tidsperiode, idet nedbrydningen til ethen vil forløbe meget langsomt og måske være begrænset til specifikke områder af forureningen.

I alle forsøg tilsat elektrondonor og bakteriekultur KB-1™ observeredes videre nedbrydning af cis-DCE til ethen. Der var ikke nogen forskel i nedbrydningsforløbet mellem forsøg tilsat laktat og propionat.

På baggrund af laboratorieforsøgene blev det valgt at anvende laktat som donor til pilotforsøget. Laktat er nem at håndtere i felten (ingen eksplosionsrisiko), den er veldokumenteret i feltforsøg og laboratorieforsøgene viser, at der ved brug af denne donor fås en fuldstændig nedbrydning til ethen under forudsætning af, at der tilsættes bakteriekultur.

Endvidere blev det valgt at tilsætte bakteriekulturen KB-1™ for at opnå anvendelige resultater i pilotprojektet inden for den forventede tidsramme på ca. ½ år.

3.2.2 Hydrauliske test

Pumpeforsøg

Til at vurdere sammenhængen mellem magasinerne og de generelle hydrauliske parametre blev der udført forskellige pumpe- og slugttests på lokaliteten.

Der sås umiddelbart ikke nogen hydraulisk sammenhæng mellem det øvre sekundære grundvandsmagasin og det mellemste sekundære grundvandsmagasin, da der ved pumpning i sidstnævnte ikke blev observeret respons i filtersatte borer i det øvre sekundære grundvandsmagasin.

De hydrauliske ledningsevner, vurderet ud fra slugttestene, er omtrent 100 gange lavere end resultaterne fra pumpe-testene, og det konkluderes at der ikke er god overensstemmelse resultaterne imellem. Slugtest resultatet er lavt for en sandformation, og derfor vurderes pumpeforsøget at afspejle magasinets reelle hydrauliske egenskaber. Der blev konstateret værdier af den hydrauliske ledningsevne som vist i tabel 3.1.

TABEL 3.1 HYDRAULISKE PARAMETRE BESTEMT UD FRA TOLKNING AF DATA FRA OBSERVATIONSBORINGER VED PUMPEFORSØG PÅ AV1 OG M3. FRA JØRGENSEN ET AL. (2006)

Pumpeboring	Transmissivitet (T) (m ² /s)		Magasintal (S)	
	Interval	Gennemsnit	Interval	Gennemsnit
AV1	5 · 9 · 10 ⁻⁵	7.0 · 10 ⁻⁵	4 · 14 · 10 ⁻⁴	8 · 10 ⁻⁴
M3	5 · 9 · 10 ⁻⁵	6.4 · 10 ⁻⁵	5 · 25 · 10 ⁻⁴	11 · 10 ⁻⁴

Synkronpejlinger

Der er udført to pejlerunder. Første runde blev foretaget inden prøvepumpningerne og havde til formål at kortlægge strømningsretningen. Anden pejlerunde gennemførtes umiddelbart inden prøvepumpning blev afsluttet for at konstatere, hvor vandet indvindes fra til pumpeboringerne.

På baggrund af pejlerunderne er der udarbejdet et potentialekort, så hydraulisk gradient og strømningshastighed kan beregnes. Der er udarbejdet potentialekort i 2002 og 2004 for samme område, og der er fin overensstemmelse mellem kortene. For yderligere oplysninger henvises til Jørgensen et al (2006).

Injektionstest

Formålet med denne type test er at vurdere magasinernes evne til at modtage vand, og derigennem få et billede af muligheden for tilsætning af donor og bakteriekultur. Testen udføres ved at injicere rent vand i de pågældende boringer under tryk. Testen er gennemført i intervaller af 1-1½ times varighed på de enkelte injektionsboringer. Samtidigt blev vandspejlet pejlet i en række observationsboringer og modtrykket registreres.

Testen viste, at der i de fleste boringer kan tilføres vand, og at det øvre sekundære grundvandsmagasin var upåvirket af injektionen. På den baggrund vurderes det, at muligheden for injektion og spredning af en donor i det mellemste sekundære grundvandsmagasin er god. Testen viste også, at det er muligt at injicere vand i det øvre sekundære grundvandsmagasin.

Testen viste overordnet, at det var muligt at injicere ca. 1 l/min i hver boring uden at der blev opbygget et større modtryk.

3.2.3 Grundvandsmodellering

Med udgangspunkt i den opstillede geologiske model og de målte hydrauliske parametre er der opstillet en grundvandsmodel til evaluering af forskellige pumpe- og injektionsscenerier (antal boringer, placering af boringer, mængder op/ned etc.).

Formålet med at opstille en grundvandsmodel var at simulere den oppumpning og reinjektion, der skulle foregå i forbindelse med oprensningsprojektet, samt at foretage partikelbanesimuleringer for at vise spredningsmønstret for de injicerede stoffer/bakterier. Ved beregningerne var det ønsket, at opholdstiden mellem injektionsboringer og pumpeboring var maksimalt 50 dage, således at indsamlede monitoringsresultater i et pilotprojekt kan evalueres, og eventuelle justeringer af forsøgsopsætningen kan foretages, inden forsøgsperioden på ca. ½ år var slut. Samtidigt var det ønsket, at forsøge at minimere spredningen af donor uden for indsatsområdet.

Modelopsætning og resultaterne af modelarbejdet fremgår af Jørgensen et al. (2006). Der blev i alt udført 14 beregningsscenerier med forskellige pumpeydeler og boringsplaceringer. Spredningsforholdene blev belyst med partikelbaner samt med stoftransportberegninger (konservativ tracer). I dette afsnit gives en kort beskrivelse af de væsentligste resultater.

Resultat af simulerede scenarier

Tabel 3.2 viser resultater fra 3 udvalgte scenarier. For en mere uddybende beskrivelse henvises til Jørgensen et al. (2006). Figur 3.1-a og figur 3.1-b viser partikelbanesimulering for oppumpning og injektion af henholdsvis 3 og 5 l/min.

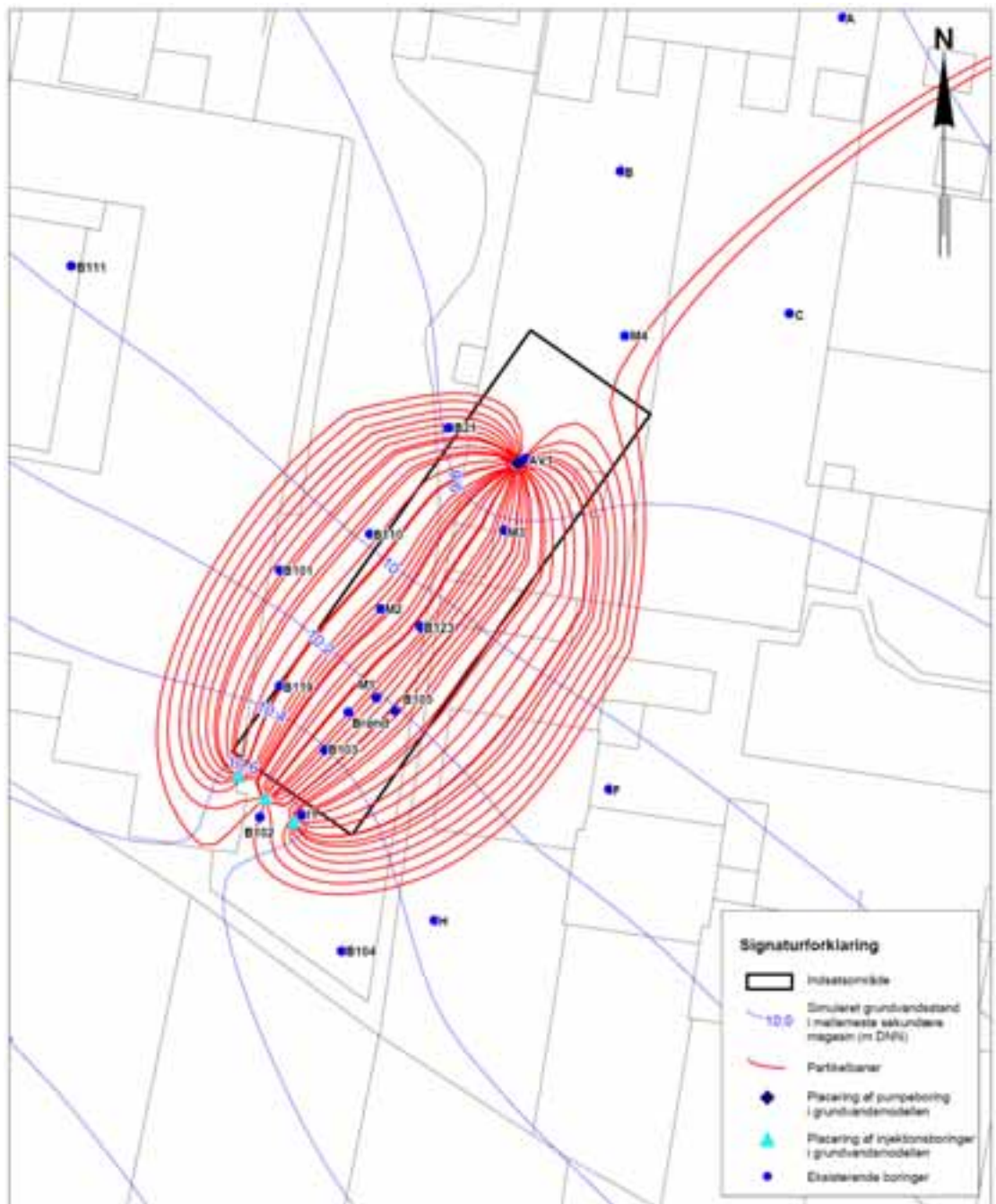
Det ses, at der ved begge ydelser opnås en spredning af vand (og dermed forventet donor og bakterier) i hele indsatsområdet. Beregningerne viser, at en ydelse på 3 l/min giver en væsentlig mindre spredning af stof i området sammenholdt med en ydelse på 5 l/min.

Opholdstiden for scenariet med 3 l/min er ca. 50 dage hvilket er på grænsen af det acceptable. Beregningerne viste, at opholdstiden kunne reduceres ved at flytte injektionsboringerne lidt tættere på pumpeboringen.

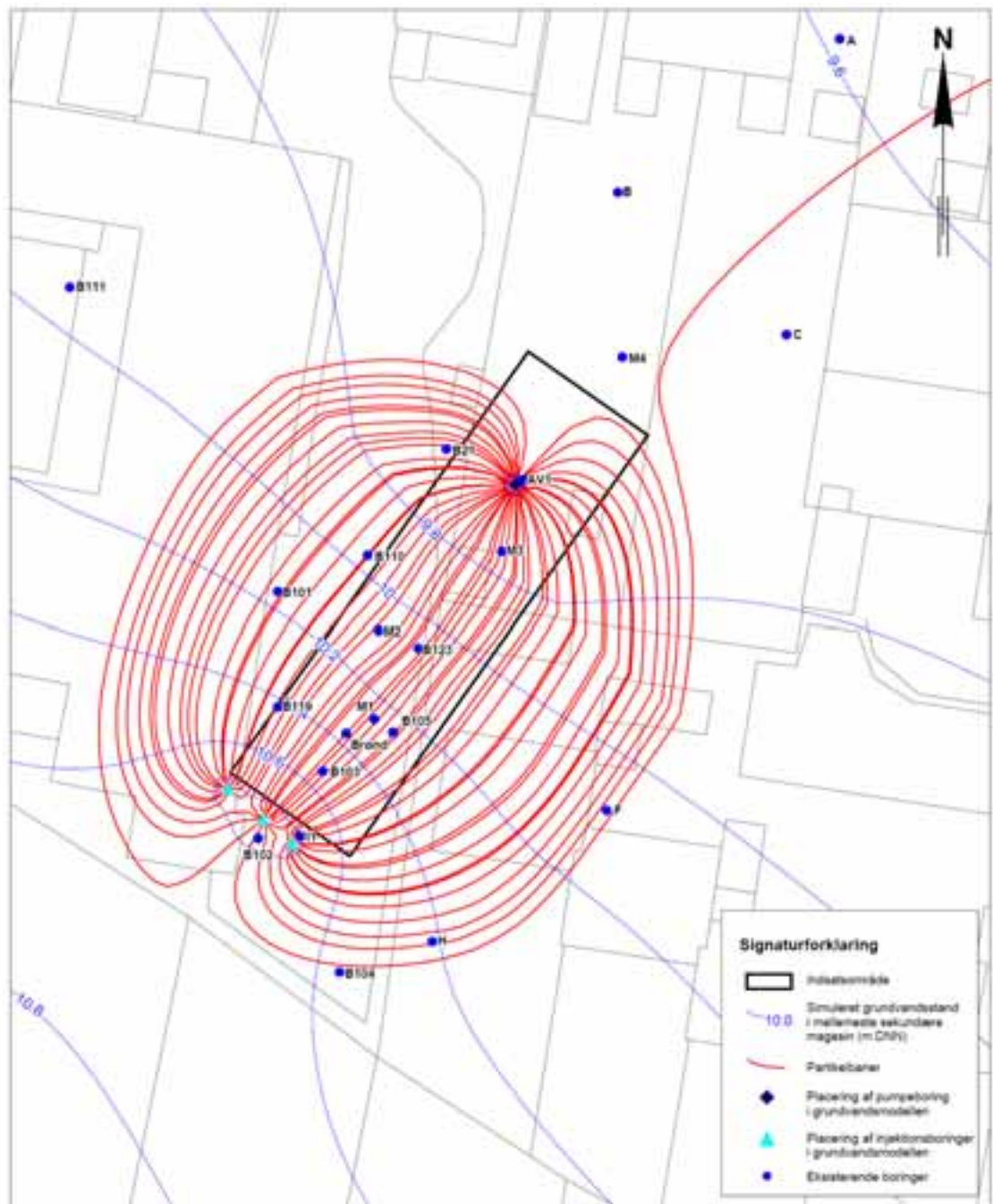
TABEL 3.2 RESULTATER AF UDVALGTE BEREGNINGSCENARIER FRA JØRGENSEN ET AL. (2006B).

Scenarie nr.	Inj. /pumpe ydelse (l/min)	Antal inj. /pumpe bor.	Influens-areal (m ²)	Porevands-hastighed m/år (m/døgn)	Opholdstid (dage)	Beskrivelse
0	-	-	-	87 (0,24)	138	Ingen oppumpning/injektion
3	3 / 3	3 / 1	1130	241 (0,66)	50	Som scenarie 1.1 men med lavere ydelse, 3 l/min
1.1	5 / 5	3 / 1	1774	298 (0,82)	40	Oppumpning og injektion med 5 l/min. Partikelbanesimulering

På baggrund af beregningerne blev det besluttet, at anvende en pumpe- og injektionsydelse på 3 l/min i et pilotprojekt. Der blev ligeledes besluttet at rykke injektionsboringerne ca. 5 m tættere på pumpeboringen, dvs. med en indbyrdes afstand mellem injektions- og pumpeboringer på ca. 30 m. Herved kunne der opnås en opholdstid på ca. 45 dage.



FIGUR 3.1-A SCENARIO 3. PARTIKELBANER OG GRUNDVANDSSTAND. SAMLET INJEKTIONS- OG PUMPEYDELSE PÅ 3 L/MIN.



FIGUR 3.1-B SCENARIO 1.1. PARTIKELBANER OG GRUNDVANDSSTAND. SAMLET INJEKTIONS- OG PUMPEDELTSE PÅ 5 L/MIN.

3.2.4 Beregning af donormængde

Forbrug af elektrondonor vil afhænge af de opløste og sedimentbunde elektronacceptorer. De opløste elektronacceptorer er typisk ilt, nitrat og sulfat. For de sedimentbundne elektronacceptorer er det reduktion af biologisk tilgængeligt jern, som normalt er den største forbruger af donor. De sedimentbundne elektronacceptorer vil sandsynligvis forbruge væsentlig mere donor end de opløste elektronacceptorer.

Ved beregning af donorforbrug er der anvendt to metoder:

1. Beregning af donorforbrug på baggrund af kendskab til opløste elektron-donorer
2. Beregning af donorforbrug på baggrund af kendskab til opløste og sedimentbundne elektrondonorer

3.2.4.1 Beregning af donorforbrug på baggrund af kendskab til opløste elektronacceptorer

Tabel 3.3 viser indledende beregning af laktatforbrug af de opløste elektronacceptorer ud fra gennemsnitskoncentrationer i det mellemste sekundære magasin. Det fremgår, at sulfat er den helt dominerende elektronacceptor. Der er ved denne beregningsmetode anvendt en sikkerhedsfaktor på 5 til reduktion af de sedimentbundne elektronacceptorer. Sikkerhedsfaktoren er et erfaringsbaseret tal og anvendes i tilsvarende beregninger af det canadiske firma GeoSyntec. Det samlede dimensionsgivende forbrug er beregnet til ca. 375 mg natriumlaktat/l i det injicerede grundvand. Med en injektion på 4,3 m³/døgn svarer det til et forbrug af natriumlaktat på 1,6 kg/døgn (svarende til ca. 340 kg natriumlaktat med en driftsperiode på 7 måneder).

TABEL 3.3 BEREGNING AF DONORFORBRUG PÅ BAGGRUND AF KENDSKAB TIL OPLØSTE ELEKTRON-DONORER

Komponent		Redox reaktioner	Mol-forhold	Koncentration 1) (mg/L)	Na-laktat forbrug (mg/l)
Electron Acceptor	Molvægt (g/mol)				
<i>Klorerede ethener</i>					
PCE	165,833	$2C_2H_5O_3^- + 3C_2Cl_4 + 8H_2O = 3C_2H_4 + 4CO_2 + 2HCO_3^- + 12H^+ + 12Cl^-$	2/3	0,00	0,00
TCE	131,388	$C_3H_5O_3^- + 2C_2HCl_3 + 4H_2O = 2C_2H_4 + 2CO_2 + HCO_3^- + 6H^+ + 6Cl^-$	1/2	0,00	0,00
c-DCE	96,9433	$C_3H_5O_3^- + 3C_2H_2Cl_2 + 4H_2O = 3C_2H_4 + 2CO_2 + HCO_3^- + 6H^+ + 6Cl^-$	1/3	2,51	0,97
VC	62,4987	$C_3H_5O_3^- + 6C_2H_3Cl + 4H_2O = 6C_2H_4 + 2CO_2 + HCO_3^- + 6H^+ + 6Cl^-$	1/6	0,81	0,24
<i>Uorganiske ioner</i>					
O ₂	31,9988	$C_3H_5O_3^- + 3O_2 = 2CO_2 + 2H_2O + HCO_3^-$	1/3	1,00	1,17
NO ₃ ⁻	62,0055	$5C_3H_5O_3^- + 12NO_3^- + 12H^+ = 6N_2 + 10CO_2 + 16H_2O + 5HCO_3^-$	5/12	0,00	0,00
SO ₄ ²⁻	96,0647	$2C_3H_5O_3^- + 3SO_4^{2-} + 6H^+ = 3H_2S + 4CO_2 + 4H_2O + 2HCO_3^-$	2/3	94,00	73,06
Samlet forbrug af natriumlaktat(mg/L)					75
Samlet forbrug med sikkerhedsfaktor på 5 til bl.a. reduktion af sedimentbundet jern (mg/l)					375

1: Gennemsnitlig koncentration i grundvandsmagasinet

3.2.4.2 Beregning af donorforbrug på baggrund af kendskab til opløste og bundne elektronacceptorer

Ved beregning af donorbehovet på baggrund af sedimentbundne elektronacceptorer; jern og mangan fås et donorbehov på 69 mg laktat pr. kg. sediment. Beregnes det samlede donorbehov for en m³ akvifer inkluderende både opløste og sedimentbundne elektronacceptorer fås et samlet donorbehov på 0,1 kg laktat/m³ akvifer ved antagelse af en bulk densitet på 1,6 kg/L og en porøsitet på 0,3. Af det samlede donorbehov på 0,1 kg laktat/m³ kan de 0,02 kg tilskrives de opløste elektronacceptorer, mens de resterende 0,08 kg kan tilskrives de sedimentbundne elektronacceptorer. Ifølge tabel 3.4 fremgår det, at influensområdet udgør ca. 900 m³ sediment. Der skal således tilsættes ca. 90 kg natrium-laktat for at reducere det område, som påvirkes af injektionen. Ud over donorforbruget til reduktion af behandlingsvolumenet, vil der være et donorforbrug til reduktion af opløste elektronacceptorer i det vand, der trækkes ind i

behandlingsområdet via recirkuleringsanlægget. Antages andelen af frisk vand, der trækkes ind i behandlingsvolumenet, at udgøre ca. 20 % af den samlede injicerede vandmængde (4,3 m³/døgn) vil dette medføre et ekstra donorbehov til opløste elektronacceptorer på ca. 14 kg natriumlaktat set over en 7 måneders periode. På baggrund af denne beregning vil det samlede laktatbehov være ca. 105 kg.

Da der er en vis usikkerhed på beregning af donorforbrug samt volumen af indsatsområdet, blev det valgt at anvende et vist overskud af laktat, for at sikre at de biologiske processer ikke gik i stå pga. donorbegrænsning. Der blev således valgt et dimensionsgivende forbrug på 340 kg natrium-laktat over 7 måneder. Det svarer til en gennemsnitlig tilsætning på ca. 375 mg natrium-laktat/l injiceret grundvand med et flow på 3 l/min.

Tabel 3.4. Beregning af donorforbrug.

Post	Bemærkning	Mængde
Areal af influensområde	Beregnet ud fra grundvandsmodel med oppumpning og injektion på 3 l/min, se afsnit 3.3.2 *	ca. 900 m ²
Mægtighed af influensområde	Gennemsnitlig tykkelse af mellemste sekundære magasin	ca. 1 m
Volumen af influensområde	Areal * mægtighed	900 m ³
Na-laktatforbrug	900 m ³ sediment * 0,1 kg Na-laktat/m ³ sediment	ca. 90 kg

*: Der er taget udgangspunkt i influensområde som er beregnet på baggrund af partikelbaner. Det bemærkes, at der regnes med et mindre influensområde end i afsnit 3.2.2. Det skyldes, at der efterfølgende er udført scenarier med tættere boringsplacering.

3.2.5 Bakteriekultur

Som bakteriekultur anvendes den samme kultur, som blev anvendt ved laborieforsøgene (KB-1TM). KB-1 kulturen forhandles kommercielt af det canadiske firma SIREM. KB-1-kulturen er et naturligt anaerobt bakteriekonsortium, som ikke er genmodificeret, og som er opformeret fra en TCE-forurenede lokalitet i Canada. Celledensiteten er ca. 10⁸ - 10⁹ celler/ml i den bakteriekultur, som bliver leveret.

På baggrund af anbefalinger fra GeoSyntec er der dimensioneret med et bakterievolumen på ca. 0,1 promille af det porevolumen, som skal behandles, svarende til ca. 27 l liter bakteriekultur, se beregninger i tabel 3.3.

TABEL 3.3. BEREGNING AF KB-1 FORBRUG

Post	Bemærkning	Mængde
Volumen af influensområde	se beregninger i tabel 3.2	900 m ³
Vandmættet porøsitet	Antages at være 0,3	0,3
Vandmættet volumen af influensområde	Volumen af influensområde * porøsitet	ca. 270 m ³
Bakteriekultur (l)	Her regnes med 0,1 % af behandlingsvolumen	ca. 27 l

Det blev på forhånd drøftet, om bakterierne kun skulle tilsættes i injektionsboringerne, eller om der også skulle tilsættes bakteriekultur i forskellige punkter i testfeltet for at få en hurtigere og mere effektiv fordeling. Det blev besluttet kun at tilsætte KB-1 kultur i de 3 injektionsboringer for at kunne følge spredningen af Dehalococcoides i testfeltet. Hvis der havde været tale om

et fuldskalaprojekt, ville der blive tilsat KB-1-kultur i flere punkter i testfeltet for at sikre så hurtig en spredning som muligt.

Bakteriekulturen skal som udgangspunkt kun tilsættes én gang. Der blev tilsat ca. 9 l i hver injektionsboring. For yderligere detaljer henvises til Jørgensen et al (2006).

4 Etablering af afværgeforanstaltninger

4.1 BOREARBEJDE

4.1.1 Injektionsboringer

Der er etableret 3 injektionsboringer I101-I103 på Rugårdsvej 234-238 i den opstrøms ende af indsatsområdet. Boringerne er udført som 6" snegleboringer med unimog borerig og filtersat med ø63 mm stålfilter. Boringerne er afblændet med cementstabiliseret bentonit (blanding af beton og bentonit), for at hindre lodret lækage i boringen, når der injiceres under tryk.

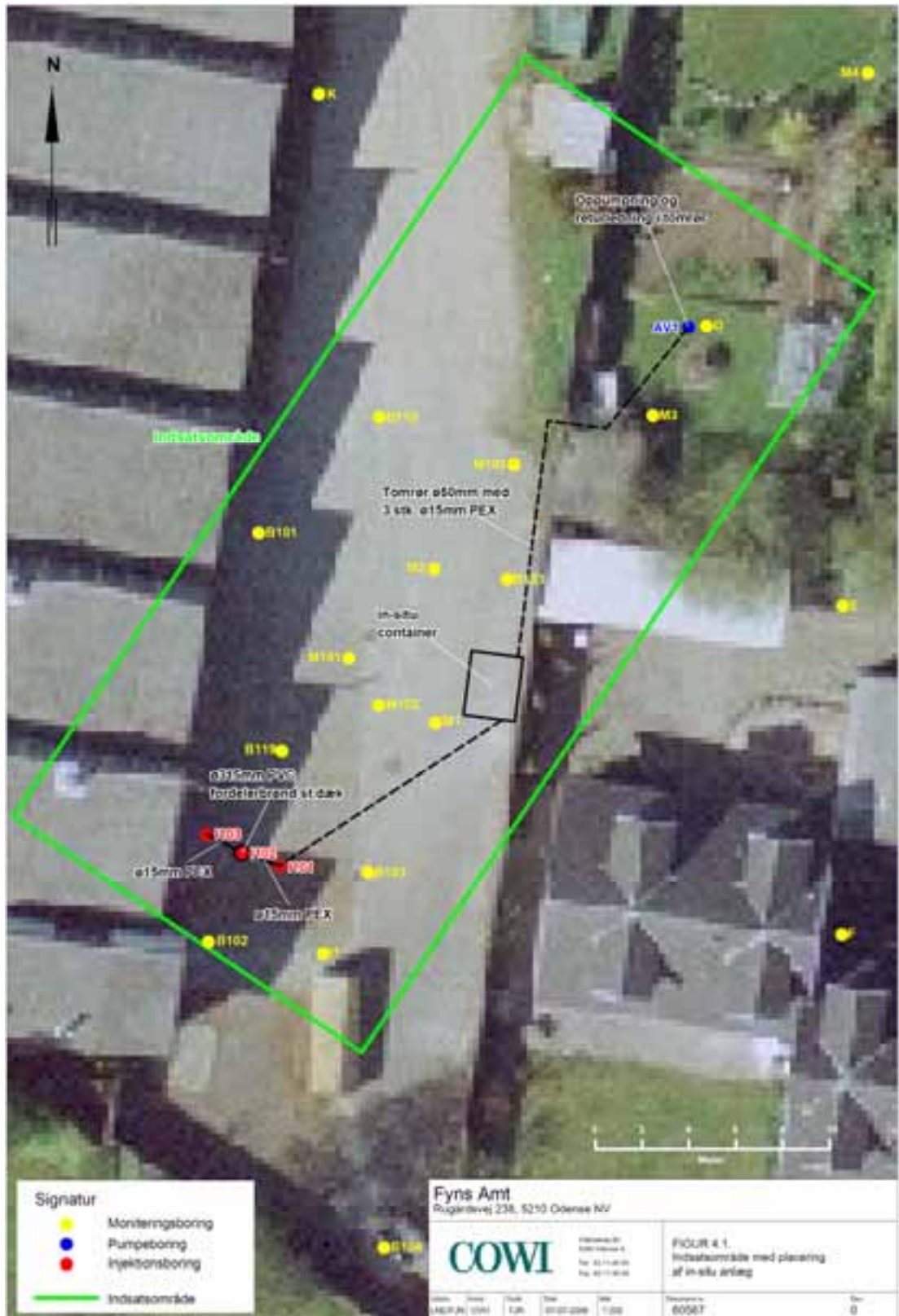
4.1.2 Pumpeboring

Der er etableret 1 pumpeboring AV1 på Rugårdsvej 232 i den nedstrøms ende af indsatsområdet. Boringen er udført som 6" snegleboring med minirig og filtersat med ø90 mm PEH-filterør. Boringen er afblændet med bentonit.

4.1.3 Monitoringsboringer

Der indgår 25 boringer i monitoringsprogrammet, heraf er de 8 boringer udført i forbindelse med teknologiprojektet i løbet af 2004-2005. De øvrige 17 boringer er ældre monitoringsboringer. Boringerne er alle udført som snegleboringer filtersat med ø63 mm PEH-filterør og afblændet med bentonit. Monitoringsboringerne udført i 2005 er dog afblændet med cementstabiliseret bentonit.

I tabel 4.1 ses en oversigt over injektions-, pumpe- og monitoringsboringer, der indgår i sandprojektet, fase 3. Boringernes placering fremgår af figur 4.1, borejournaler er vedlagt i bilag 2.



FIGUR 4.1. OVERSIGTSKORT MED BORINGSPLACERING SAMT PLACERING AF *IN SITU* ANLÆG

TABEL 4.1 OVERSIGT OVER BORINGER DER INDGÅR I OPRENSNINGSPROJEKTET. PLACERING FREMGÅR AF FIGUR 2.2.

Borings-ID	Udførelsesår	Dybde m u.t.	Filter i MS* m u.t.	Øvrige filtre m u.t.	Anvendelse
I101	2005	11,7	10,3-11,3	-	Injektionsboring
I102	2005	11,6	10-11	-	Injektionsboring
I103	2005	11,7	10,4-11,4	-	Injektionsboring
AV1	2004	15	13-14	-	Pumpeboring
B119,dyb	2000	12	10-12	4,5-5,5	Monitering
M101	2005	12,4	10,3-11,3	-	Monitering
M2	2004	13	11,1-12,1	-	Monitering
M3	2004	15	13-14	-	Monitering
M102	2005	12,3	10,3-11,3	-	Monitering
B103, dyb	2000	11	9-11	1-3	Monitering
B123, dyb	2000	15	12,5-14,5	5,5-6,5	Monitering
M103	2005	15,1	12,4-13,9	-	Monitering
M1	2004	13	10,5-11,5	-	Monitering
B110	2000	14	12-14	-	Monitering
B101	2000	13	10,5-12,5	-	Monitering
I1	2004	12	10-11	-	Monitering
B102	2000	12	10-12	-	Monitering
E, dyb	2001	13,5	10,5-12,5	4-6	Monitering
B104, dyb	2000	12	10-12	1,2-4,7	Monitering
A	2001	16	13-15	-	Monitering
B, dyb	2001	14	12-14	6,5-8,5	Monitering
C	2001	15,5	12-14	-	Monitering
F, dyb	2001	14	11,4-12,9	5-7	Monitering
H, dyb	2001	13,5	11-13	3-5	Monitering
K, dyb	2001	13	10,5-12,5	4-7	Monitering
L, dyb	2001	12	8-10	3-4	Monitering
N, dyb	2001	13	10-12	6,5-7,5	Monitering
M4	2004	14	12,5-13,5	-	Monitering
D	2001	15	11,5-14,5	5-8,5	Monitering

*)MS: mellemste sekundære magasin

4.2 BEHANDLINGS- OG OVERVÅGNINGSANLÆG

4.2.1 Behandlingsbygning

Opbygningen af anlægget er foretaget af Arkil Miljøteknik A/S i samarbejde med de involverede aktører.

Enheden til behandling (recirkulationsanlæg) er placeret i et nybygget skur på lokaliteten. Skuret er opbygget specielt til anlægget og er isoleret samt udstyret med elradiator og rumventilation. Placering af behandlingsenhed fremgår af situationsplan på figur 4.1.

Udgangspunktet for anlægget er, at det skulle være relativt simpelt og driftsikert. Desuden skulle anlægget kunne overvåges via internettet og være udstyret med alarm for væsentlige driftsparametre. Opbygningen af anlægget fremgår af PI-diagram i bilag 3.1.

Af fotos 4.1 til 4.5 fremgår opbygningen af recirkulationsanlægget.



FOTO 4.1 OG 4.2. RECIRKULATIONSANLÆG I SKUR

Oppumpningen af grundvand i AV1 foretages ved hjælp af frekvensstyret MP1-pumpe. Grundvand ledes til recirkulationsanlæg, hvor smuds og snavs filtreres fra i et filter. Herefter tilsættes ved hjælp af peristaltiske pumper donor (purasal) og eventuelt tracer. De peristaltiske pumper til tilsætning af donor og tracer er timerstyret og kører med et fastsat flow afhængig af slange diameter. Pumpe til donor blev indstillet med et flow på 6,9 ml/min og pumpe til tracer med et flow på 6,74 ml/min.

Efter blanding af grundvand med donor og eventuelt tracer fordeles blandingen via en manifold ud i 3 strenge. Ved hjælp af en peristaltisk pumpe monteret på hver af de 3 strenge ledes blandingen ud i de 3 injektionsboringer I101-I103. De 3 peristaltiske pumper til reinjektion er frekvensstyret og i stand til at køre 24 timer i døgnet.



FOTO 4.3 OG 4.4. PERISTALTISKE PUMPER TIL HENHOLDSVIS TILSÆTNING AF DONOR/TRACER OG TIL REINJEKTION.

På anlægget er der mulighed for udtagning af prøve af oppumpet grundvand samt udtagning af prøver på de 3 separate strenge før reinjektion.

4.2.2 Styring og overvågning

Registrering af data fra recirkulationsanlægget blev foretaget dels online via overvågningsanlæg og dels ved manuelle aflæsninger i forbindelse med CO-WIs tilsynsbesøg. Af nedenstående foto ses, at der er mulighed for manuelle aflæsninger af tryk på manometre og aflæsning af flow og vandmængder på vandure. Desuden er der manuelt mulighed for justering af pumpeydelse ved hjælp af frekvensomformere.



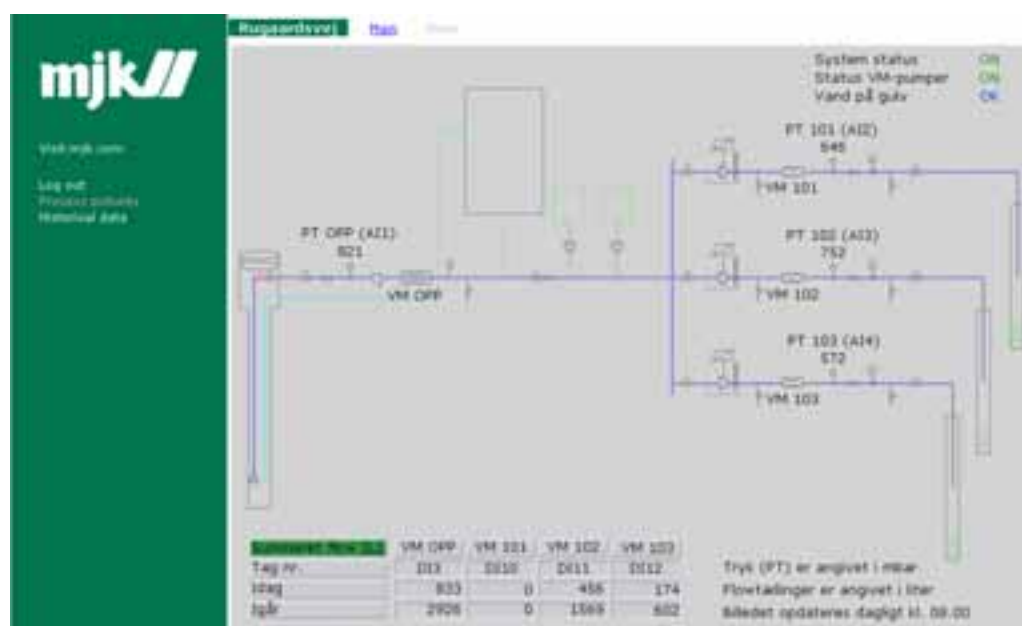
FOTO 4.5. FREKVENSTYRING AF PUMPER OG MANUEL AFLÆSNING AF TRYK OG FLOW

Overvågning og dataopsamling via internettet er gennemført med et datamodul med GSM modem. Ved hjælp af datamodulet er der opsamlet data for

oppumpede og reinjicerede vandmængder. Desuden er der opsamlet data for tryk på oppumpningssiden samt i de 3 injektionsboringer.

Anlægget er monteret med tryktransmittere således, at der afgives alarm ved for højt tryk. Ligeledes er der monteret niveautransmittere under slangepumper således, at der i tilfælde af utæthed på slangepumper afgives alarm. I tilfælde af for højt tryk eller utæthed i systemet er der givet alarm til entreprenøren, der har sørget for afhjælpende foranstaltninger.

Via internettet har det været muligt at få overblik over anlæggets udvikling samt at hente opsamlede data til brug for dokumentation af anlæggets drift. Af nedenstående figur fremgår brugerfladen for hjemmesiden, hvor data opdateres en gang i døgnet.



FIGUR 4.2. BRUGERFLADE FRA STYRINGSANLÆGGETS HJEMMESIDE

4.2.3 Ledningsføringer

Af figur 4.1 fremgår ledningsføringer for recirkulationsanlægget.

På såvel suge- som tryksiden af anlægget er der etableret forbindelse via nedgravede PEX-slanger. Etableringen i PEX-slange med iltspærre har sikret, at der ikke sker migration af ilt ind i det lukkede system.

Af nedenstående fotos 4.6 og 4.7 fremgår etableringen af ledninger fra anlæg til injektionsboringer.



FOTO 4.6 OG 4.7. ETABLERING AF LEDNINGSFØRING OG EL-TRACING AF PEX-RØR

Der er nedlagt eltracer langs PEX-slanger fra anlæg til injektionsboringer for at undgå problemer i forbindelse med frost.

Boringsafslutning med overgang fra PEX-slange fra recirkulationsanlæg til injektionsboring fremgår af nedenstående foto 4.8. Overgangen er udført med udluftningsstuds forberedt for injektion af bakterier.



FOTO 4.8. BORINGSAFSLUTNING

5 Drift af afværgestaltninger - metodebeskrivelse

5.1 DRIFTSPROGRAM FOR AFVÆRGEANLÆG

Drift af recirkulationsanlægget blev igangsat den 2. november 2005 efter at entreprenøren havde indkørt anlægget over de foregående 2 dage. Den mekaniske drift af anlægget er foretaget af Arkil Miljøteknik A/S, medens den miljømæssige overvågning og monitorering er udført af DTU og COWI. Driften af anlægget kan overordnet opdeles i nedenstående 6 faser jf. tabel 5.1. Denne rapport beskriver resultaterne af fase 1 - 4. Desuden beskrives resultaterne af tracerforsøg i fase 5. De øvrige resultater af fase 5 og 6 beskrives ikke i denne rapport.

TABEL 5.1 DRIFTSFASER I PILOTFORSØGET. SE TABEL 7.1 FOR PERIODER MED TRACERFORSØG.

Fase	Periode	Biostimulering	Bioaugmentation
1. Indkøring: Recirkulation 2 dage uden injektion af laktat	31. okt. - 2. nov. 2005		
2. Recirkulation med injektion af laktat	2. nov. 2005 - 10. jan 2006	x	
3. Tilsætning af bakteriekultur	11. januar 2006		x
4. Recirkulation med injektion af laktat	12. januar - 1. juni 2006	x	
5. Fyns Amt drift. Recirkulation med injektion af laktat og tracerforsøg	1. juni til 31. aug. 2006	x	
6. Fyns Amt drift. Passiv drift	1. sep 2006 til 1. aug. 2007	x	

Det var oprindeligt planlagt, at Arkil og COWI skulle føre tilsyn med anlægget 1 til 3 gange hver 14. dag. Dette har også været gældende i den første del af injektionsperioden, men med tiden er der blevet opbygget et større modtryk i formationen som har medført nogle driftsproblemer, og anlægget er således blevet tilset oftere end forventet. Ved COWIs tilsynsbesøg er der registreret flow, oppumpede og recirkulerede vandmængder, modtryk i injektionsboringer samt tilsat mængde af laktat og tracer. Data registreret ved COWIs tilsyn fremgår af bilag 3.2.

5.2 OPPUMPNING OG REINJEKTIONENS FORLØB

5.2.1 Overordnet forløb

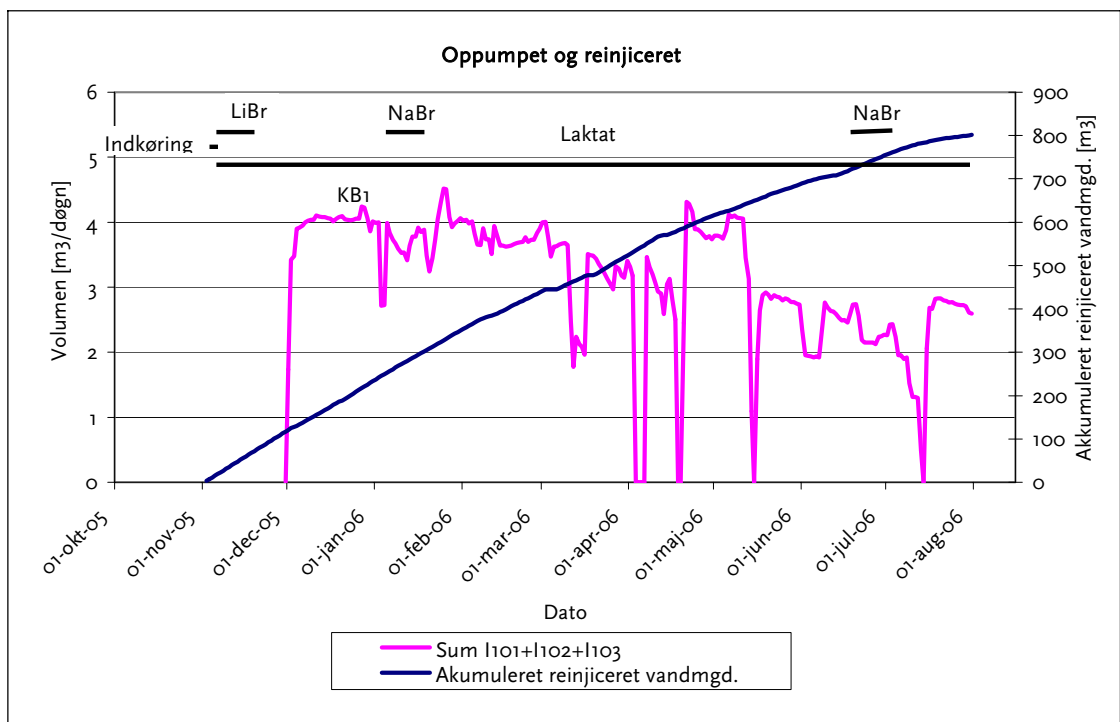
Anlægget til recirkulation har kørt 24 timer i døgnet i perioden siden opstart den 2. november 2005 og til ophør af pilotprojekt den 1. juni 2006. Der har

været enkelte planlagte stop af anlægget i forbindelse med rensning og regenerering af borer. Ser man bort fra disse driftsstop, har selve recirkulationsanlægget kørt med få afbrydelser i hele driftsperioden. En gennemgang af driftsproblemer fremgår af afsnit 5.8.

5.2.2 Flow

På baggrund af den udarbejdede grundvandsmodel er det samlede injektionsflow i de tre injektionsboringer fastsat til 3 l/min svarende til en injektionsmængde på 4,32 m³/døgn.

Af figur 5.1 fremgår den oppumpede og samlede reinjicerede mængde i de 3 injektionsboringer. Desuden fremgår øverst tidslinie for pilotprojekt med indkørings- og driftsperiode samt periode for tracerforsøg med Lithiumbromid (LiBr) og Natriumbromid (NaBr).



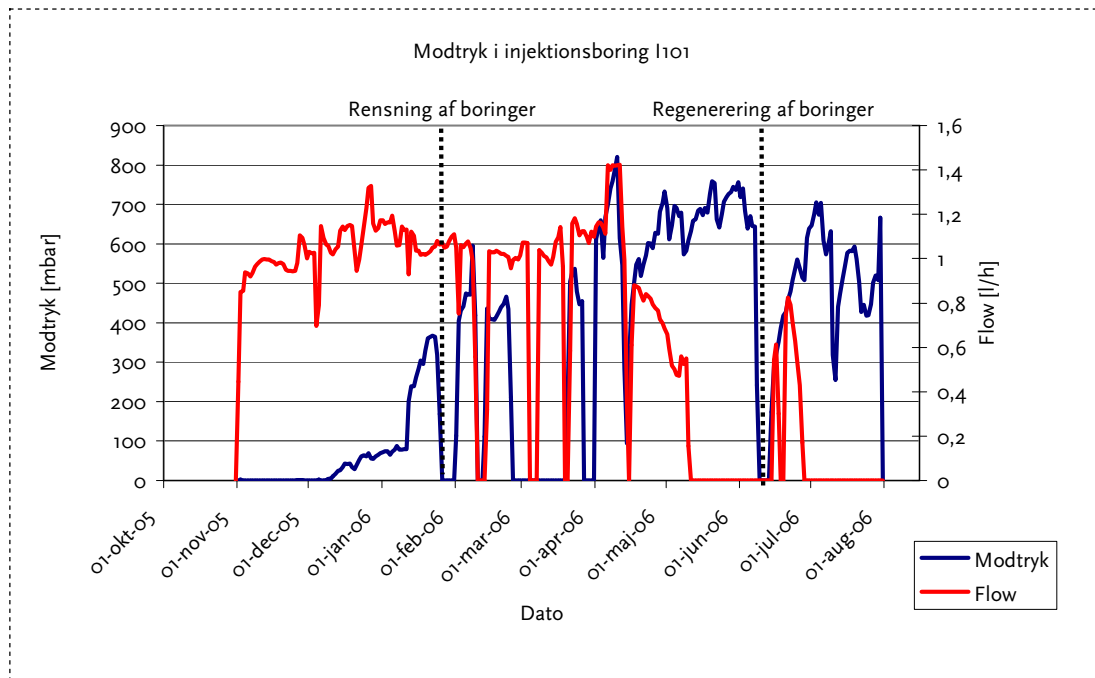
FIGUR 5.1. OPPUMPET OG REINJICERET GRUNDVAND

Som det fremgår af figuren, sker der i løbet af driftsperioden et væsentligt fald i injektionsmængder. Faldet i injektionsmængder skyldes opbygningen af tryk i injektionsboringer. Det fremgår af figuren, at der i 4 tilfælde har været udfald. Der er ikke tale om, at anlægget har været nedlukket, men at der ikke er registreret data på web-overvågningen, hvorfra data stammer.

Der er samlet oppumpet og reinjiceret 687 m³ i perioden fra den 2. november 2005 til den 1. juni 2006, svarende til ca. 3,3 m³/døgn, ca. 25 % mindre end oprindeligt planlagt. Data for oppumpede og reinjicerede mængder fremgår af bilag 3.3.

5.3 TRYKFORHOLD I ANLÆG OG INJEKTIONSBORINGER

Anlægget til reinjektion blev projekteret til at køre med et modtryk på omkring 0,5 bar og maksimalt 1 bars modtryk i injektionsboringerne. Som det fremgår af figur 5.2 over modtryk i injektionsboring I101, er der med tiden sket en væsentlig opbygning af modtryk.



FIGUR 5.2 MODTRYK SAMT FLOW I INJEKTIONSBORING I101

Det fremgår, at der fra opstarten af pilotprojektet ikke kunne konstateres modtryk i I101. Efter ca. 1½ måned er modtryk langsomt begyndt at opbygges, mens der til stadighed er forsøgt opretholdelse af et flow på ca. 1 l/min i hver boring.

I april måned 2006 er modtrykket blevet så højt >800 mbar, at det har været nødvendigt at regulere flowet væsentligt ned for at holde modtrykket på et acceptabelt niveau. Midt i maj måned er flowet nedjusteret til <0,5 l/min, hvilket har bevirket, at der ikke registreres data for flow/injiceret vandmængde på WEB-overvågningen. Data for flow er i perioder med lavt flow blevet registreret ved manuelle målinger på anlægget.

5.4 TILSÆTNING AF DONOR

I gennem hele driftsperioden er der tilsat donor i form af natriumlaktat i en 60 w/w % opløsning (handelsnavn - Purasal) til det reinjicerede grundvand. Data for Purasal fremgår af bilag 3.4.

Det dimensionsgivende forbrug af natriumlaktat blev i Jørgensen et al (2006) fastlagt til 340 kg over en 7 måneders periode. Dette svarer det til et dimensionsgivende forbrug af natriumlaktat i en 60 w/w % opløsning på ca. 565 kg.

Tilsætningen af donor er foretaget i pulser for at modvirke tilklokning af boringer. Der er således tilsat donor i 6-15 minutters intervaller én gang i timen, hvilket har betydet, at boringer efter pulstilsætningen af donor er blevet gennemskyllet minimum 45 minutter pr. time med "rent" grundvand.

Der er i hele driftsperioden fra 2. november 2005 til 1. juni 2006 tilsat samlet 455 kg natriumlaktat i en 60 w/w % opløsning. Dette svarer til en samlet tilsætning af natriumlaktat på 273 kg, ca. 20 % mindre end oprindeligt planlagt.

I den første fase af injektionen (frem til den 11. januar 2006) har det været målsætningen at opnå en koncentration på 375 mg/l i den reinjicerede blanding af grundvand og donor. Da injektionen af grundvand løbende faldt, har det været nødvendigt med en højere blandingskoncentration for at opnå den ønskede injektionsmængde af donor på ca. 340 kg natriumlaktat.

På baggrund af det reinjicerede volumen grundvand og den tilsatte mængde donor beregnes det gennemsnitlige indhold af laktat ved reinjektion til 398 mg/l. Det bemærkes, at denne beregning ikke tager højde for eventuelt laktatindhold i det reinjicerede grundvand. Dette er lidt højere end den dimensionsgivende koncentration på 375 mg/l, og skyldes, at det injicerede grundvandsflow har været mindre end forudsat.

5.5 TRACERFORSØG

Der er i 3 omgange gennemført tracerforsøg til vurdering af spredning, opholdstider og strømningshastigheder i forbindelse med oppumpning og reinjektion.

Tracerforsøgene har i alle 3 tilfælde kørt i ca. 14 dage. Der er før opstart af de enkelte tracerforsøg foretaget opblanding af 6.000 g ren LiBr eller NaBr i 27 l ledningsvand. Koncentrationen af tracer har dermed været 222,2 g/l. Der er herefter tilsat 6,74 ml tracer-opløsning til injektionsblandingen hvert 5. minut i døgnets 24 timer i forsøgsperioden.

Tracerforsøg nr.	Periode	Tracer	Tracer-mængde tilsat [g]	Reinjiceret grundvand [m ³]	Udgangskonc. [mg/l]
1	3.-18. november 2005	LiBr	6.000	60,55	99,1
2	11. til den 30. januar 2006	NaBr	6.000	79,6	75,4
3	14. til den 28. juni 2006	NaBr	4.980	38,6	128,9

Data for de anvendte tracere LiBr og NaBr fremgår af bilag 3.5 og 3.6.

5.6 TILSÆTNING AF BAKTERIER

Ud fra laboratorieforsøgene blev det vist, at det er nødvendigt at tilsætte bakteriekultur (KB-1TM), hvis der skal opnås anvendelige resultater i pilotprojektet inden for den forventede tidsramme på ca. ½ år. Tilsætning af KB-1- kulturen skulle ske, når de rette redoxforhold var etableret i det mellemste sekundære magasin. Mindre end 1 måned efter laktatilsætning var de rette redoxforhold til stede i grundvandsmagasinet (SIREM anbefaler et redoxpotentiale under -50 mV, og at ilt skal være fraværende). På grund af praktiske vanskeligheder med monitorering i julen blev tilsætningen af bakteriekultur dog først udført i starten af januar.

Den 11. januar 2006 blev der foretaget injektion af bakterier(KB-1) i de 3 injektionsboringer I101-I103. Injektionen af bakterier blev foretaget af COWI.

KB-1 kulturen er importeret fra Canada (SIREM) og fragtes i en trykbeholder som vist på nedenstående foto. Data for KB-1 fremgår af bilag 3.7.



FOTO 5.1. KB-1 TRYKBEHOLDER OG FRAGTEBALLAGE

Før injektionen blev beholderen kontrolleret for lækage for at sikre, at bakteriekulturen ikke var blevet udsat for ilt under transporten.

Injektionen af KB-1 kulturen foregik ved at forbinde trykbeholderen med boringen via ventiler. Bakteriekulturen blev tilsat under anaerobe forhold med nitrogen som drivmiddel. Fittings og slanger blev blæst iltfrie med nitrogen. Den tilsatte mængde af KB-1 blev løbende registreret ved at veje trykbeholderen, idet vægtfylden af bakteriekulturen er ca. 1,0 kg/l.

Af nedenstående foto fremgår, hvorledes injektionen er foretaget



FOTO 5.2. INJEKTION AF KB-1 VED HJÆLP AF NITROGEN

Det var på baggrund af laboratorietests beregnet, at der skulle tilsættes ca. 27 l af bakteriekulturen (KB-1™) for at få opbygget en anvendelig behandlingszone i testfeltet.

Bakterierne er tilsat under iltfrie forhold og sammen med oppumpet grundvand pulsvis tilsat laktat. Injektionen er foretaget efter følgende fordelingsnøgle.

TABEL 5.2 FORDELINGSNØGLE FOR TILSÆTNING AF KB-1 KULTUR

Boring	Tilsat KB-1 kultur [l]	Efterskylning med grundvand [l]
I101	9,0	95
I102	9,1	91
I103	9,1	91
Samlet	27,2	297

Der er efter tilsætningen af bakteriekultur til de 3 injektionsboringer foretaget efterskylning med ca. 100 l oppumpet grundvand fra AV1. Dette grundvand var anaerobt med redoxpotentiale < -100 mV.

5.7 DRIFTSPROBLEMER OG UDBEDRING

Gennem driftsperioden har der været et mindre antal nedbrud (stop af anlæg mere end 24 timer) af anlægget forårsaget af forskellige problemer.

Af nedenstående tabel fremgår en oversigt over væsentlige driftsproblemer.

TABEL 5.3 OPLYSNINGER OM DRIFTSPROBLEMER OG UDBEDRING HERAF

Problem	Årsag	Forsøgt afhjulpet ved	Effekt
For højt modtryk i injektionsboringer (I101- I103)	Tilklokning af boringer	Mekanisk rensning	+
	do	Monteret blæser på frekvensomformer på I103 til køling	++
	do	Regenerering af boringer med Liquid Biofouling Agent (LBA)	+
For lav ydelse fra pumpeboring (AV1)	Pumpe "slammer" til som følge af udfældning	1. Mekanisk rensning 2. Pumpe renses jævnlgt 3. Returløb droppet, således alt oppumpet vand reinjiceres	++
Smudsfilter fyldes hurtigt	Smudsfilter "slammer" til som følge af udfældning	Smudsfilter erstattet med posefilter til malkepumpe	++
Slidt slange til peristaltisk pumpe	Overbelastning, træthed	Udskiftning af slange	+++
Fejl på manuelle vandure	Filter i vandure ødelagt af smuds/partikler	Ingen tiltag	
Fejl på transmittere og vakuumventil	Afvigelse mellem signal fra transmitter på WEB-overvågning og manuel aflæsning.	Komponenter udskiftet	+

+: lille effekt, ++: effekt, +++: stor effekt

Uddybende oplysninger vedr. driftsproblemer og afhjælpning af samme fremgår af bilag 3.8.

Som tidligere nævnt har driftsproblemerne, som er blevet hyppigere med tiden, gjort at anlægget har måttet tilses oftere end forventet. Blandt andet montering af posefilter til smudsopsamling har gjort, at det var nødvendigt for COWI at tilse anlægget oftere, idet filter skulle skiftes hver 3.-4. dag.

Ligeledes har det høje modtryk i injektionsboringerne forårsaget en meget stor mængde alarmer sendt pr. SMS til Arkil, der har været nødt til at tilse anlægget oftere end planlagt.

5.7.1 Mekanisk rensning af filtre

Som det fremgår af tabel 5.3, er der forsøgt foretaget afhjælpning af det stigende modtryk i injektionsboringer ved hjælp af mekanisk rensning af boringerne. Rensningen af filtre er foretaget den 13. februar 2006. Arkil Miljøteknik A/S har fremstillet en børste til mekanisk rensning. Børsten er fremstillet ved at montere håndboregrej med en stålbørste beregnet til skorstensfejdning tilpasset et Ø63 mm filterrør (se nedenstående foto).



FOTO 5.3. BØRSTE TIL MEKANISK RENSNING AF INJEKTIONSBORING

Selve den mekaniske rensning blev foretaget manuelt, og der blev efterskyllet med højtryksrenser. Som det fremgår af nedenstående foto blev boringen renset for en del smuds og udfældninger.



FOTO 5.4 OG 5.5. MEKANISK RENSNING OG SMUDS OPRENSET FRA FILTER

Som det fremgår af kurven i figur 5.2 over modtryk, kunne der umiddelbart efter rensningen konstateres en væsentlig nedgang i tryk i de enkelte injektionsboringer. Det vurderes dog, at modtrykket i løbet af ca. 1 uge igen var opbygget til samme niveau som før rensningen.

5.7.2 Udskiftning af filterenhed

Som det fremgår af tabel 5.3, er der sket en ophobning af smuds i filter på oppumpningen. For at modvirke reduktion i oppumpningskapacitet er der foretaget en udskiftning af filterenheden i anlægget. Der er i stedet for det traditionelle smudsfiler monteret et posefilter, som kan udskiftes med jævne mellemrum. De to filtre fremgår af nedenstående fotos. Filter i posefilter er udskiftet 2-3 gange pr. uge.



FOTO 5.6 OG 5.7. SMUDS- OG POSEFILTER

For at undersøge om det indsatte filter evt. kunne have en tilbageholdende effekt på bakterier, er der udtaget vandprøver til kvantitativ bestemmelse af Dehalococcoides i pumpeboringen AV1 samt fra en hane siddende efter filtret.

Resultaterne viser, at der i vandprøven fra AV1 ses en koncentration af Dehalococcoides på $2 \cdot 10^6$ celler/L, mens der i prøven fra hanen ses en koncentration på $8 \cdot 10^5$ celler/L. Resultaterne tyder på, at der ikke sker en tilbageholdelse af bakterier i filtrematerialet.

For at undersøge sammensætningen af bakterier siddende på filtrematerialet er udtaget to filterprøver, som er analyseret ved DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis). En DGGE-analyse kan sige noget om diversiteten af de bakterier, der er til stede i prøven. Analysen viser, at der er findes ca. 10 forskellige typer af bakterier på filtrematerialet, dog ses ikke nogen Dehalococcoides. Sammen med den kvantitative bestemmelse af antallet af Dehalococcoides indikerer resultaterne, at der ikke sker en væsentlig tilbageholdelse af Dehalococcoides i filtrematerialet.

5.7.3 Regenerering af borer

Der er den 12. og 13. juni 2006 foretaget regenerering af borer jf. tabel 5.3. Regenereringen er foretaget af Fyns Pumpe- og Brøndservice A/S, og der er anvendt et amerikansk produkt ved navn LBA (Liquid Biofouling Agent). Oplysninger om LBA fremgår af bilag 3.9. I forbindelse med regenereringen er anlægget lukket ned, og der er indledningsvist foretaget tømning af injektionsboringer med en kraftig vakuumpumpe.



FOTO 5.8. TØMNING AF FILTRE FØR REGENERERING

Fyns Pumpe- og Brøndservice har til lejligheden fremstillet et stempel, der presses ned i filtret efter tilsætning af LBA, således at LBA presses ud i formationen (se foto 5.10).



FOTO 5.9 OG 5.10. REGENERERING AF BORINGER, STEMPEL TIL INJEKTION AF LBA

Idet LBA er kraftigt surt (pH ~ 1,5), er der foretaget måling af pH før nedpumpning. Der blev nedpumpet 4 l LBA samt 2 l ledningsvand i hver af de 4 boringer AV1, I101, I102 og I103. Efter ca. 18 timer blev boringer igen tømt 3-4 gange ved hjælp af vakuumpumpe. Der blev løbende monitoreret for pH, og tømningen af boringerne blev afsluttet, da pH igen havde indstillet sig i samme niveau som før nedpumpning af LBA. Det vurderes, at behandlingsområdet har været maksimalt 1 meter fra injektionsboring.

Som det fremgår af kurven i figur 5.2 over modtryk, kunne der umiddelbart efter rensningen konstateres en væsentlig nedgang i tryk i de enkelte injektionsboringer, men efter ca. 14 dage var modtrykket opbygget til samme niveau som før rensningen.

6 Monitoringsprogram

6.1 STRATEGI FOR MONITERINGSPROGRAMMET

Monitoringsprogrammet er sammensat med det formål at evaluere, om stimuleret reduktiv deklorering er egnet som afværgeteknologi til oprensning af klorerede opløsningsmidler.

Desuden indgår parametre, som gør det muligt at vurdere spredning og omsætning af elektrondonor samt udvikling i redoxforhold i behandlingsområdet. Derudover er der udført tre tracerforsøg. Tracerstofferne bromid og lithium er monitoreret efter et særskilt program for at opnå brugbare resultater til efterfølgende bestemmelse af fortynding og hastigheder i grundvandsmagasinet. Endelig er monitorering af den introducerede bakteriekultur udført med henblik på at undersøge transport og vækst af bakterierne.

Inden opstart af anlægget er en baselinemonitering udført. Data fra baseline beskriver forureningssituationen samt karakteriserer redox- og strømningforhold. Herefter er 13 monitoringsrunder udført over en periode på 201 dage. Monitoreringen er udført hver 14. dag og på skift af DTU og Cowi.

De enkelte boringers placering i forhold til behandlingsområdet ligger til grund for den endelige monitoringsplan, hvor både tidsserier og snapshots (synoptiske prøvetagninger i boringer) i de centralt placerede boringer indgår. Dette betyder, at der i nogle boringer er monitoreret intensivt gennem hele monitoringsperioden mens der i andre boringer kun er monitoreret enkelte gange (se Tabel 6.1 og Bilag 4)

Boringer, der er placeret centralt i behandlingsområdet er således monitoreret enten hver 14.dag (M-central) eller 1 gang om måneden (M-snapshot). På den måde er der opnået tidsserier i en række af de centrale boringer, hvilket gør det muligt at følge spredning af tracer, ændringer i redoxforhold, omsætning af donor og reduktiv deklorering.

De øvrige boringer (M-spredning), som er placeret i randområderne, er medtaget i monitoringsprogrammet for at kunne vurdere spredning af tracer, donor og klorerede opløsningsmidler. Desuden kan det vurderes, om oprensningen har effekt i perifert placerede boringer. Boringer i randområderne er kun monitoreret ved baseline samt 2 gange i løbet af forsøgsperioden (se Tabel 6.1).

Et samlet overblik over monitoringsprogrammet gives i tabel 6.1, mens detaljer kan ses i Bilag 4. Monitoringsprogram for tracerforsøgene kan ligeledes findes i Bilag 4.

TABEL 6.1 OVERSIGT OVER MONITERINGSPARAMETRE OG –FREKVENNS. DETALJER SAMT TRACERMONITERINGSPROGRAM KAN FINDES I BILAG 4.

Analyseparameter	Formål	Frekvens/ målerunder	Frekvens/ målerunder	Frekvens/ målerunder	Samlet antal prøverunder
		M-central	M-snapshot	Øvrige	
Feltmålinger (pH, temperatur, redoxpotentiale, ilt) 1)		Hver 14. dag	Hver måned	3 gange	14
Klorerede opløsningsmidler (PCE, TCE, DCE, VC)	Oprensningseffekt	Hver 14. dag	Hver måned	3 gange	14
Ethen/ethan 2)	Oprensningseffekt	Hver 14. dag	Hver måned	3 gange	14
Flygtige organiske syrer (laktat, acetat, proprionat)	Spredning af donor	Hver måned		3 gange	8
NVOC	Spredning af donor	Hver 14.dag	Hver 14.dag	3 gange	14
Brint 5)	Spredning af donor	4 gange	4 gange	4 gange	4
Redoxparametre (nitrat, opløst jern, sulfat, klorid, metan)	Udvikling i redoxforhold	Hver 14.dag	Hver måned	3 gange	14
Øvrige parametre 3)		Hver måned	0 gange	3 gange	8
Sulfid 4)		Hver måned	3 gange	3 gange	11
<i>Dehalococcoides</i> 6)	Aktivitet og transport af bakterier	(Hver måned)		0 gange	8

1) Redoxpotentiale kun i perioden frem til dag 116

2) Ethan er kun målt ved DTU analyser

3) Øvrige parametre: Ca; Mg, K, NH₄, Fe, Mn, HCO₃, Cl, SO₄, NO₃, P, F, O₂, Agg.CO₂, Ni, As, Ba og Bor.

4) Sulfid er målt hver måned + ved øvrige 3 monitoringsrunder (se Bilag 4).

5) Brint er monitoreret ved baseline samt 3 gange i løbet af monitoringsperioden (se Bilg 4).

6) Prøver til analyse af *Dehalococcoides* er udtaget hver måned men fra forskellige borer (se Bilag 4)

I det følgende beskrives de enkelte parametre i monitoringsprogrammet i sammenhæng med de forhold, som parametrene er med til at karakterisere.

6.2.1 Fortynding og grundvandshastigheder

Bromid og lithium

Den fortynding, som reinjektion og afværgepumpning måtte forårsage i behandlingsområdet, vurderes ud fra fortynding af bromid, som opfører sig som en konservativ tracer. Strømningshastigheden bestemmes ved hjælp af momentanalyse (massemidtpunktets passage) eller de maksimale koncentrationer på gennembrudskurver fra de enkelte borer. Endelig kan det ved sammenligning af resultater fra de tre tracerforsøg vurderes, om kontinuerlig drift med anlægget fører til forskelle i de hydrauliske forhold og dermed ændrer strømningshastigheden.

6.2.2 Redoxforhold

Redoxparametre

Den eller de dominerende redoxprocesser bliver vurderet ud fra udviklingen i ilt-, nitrat-, sulfat-, sulfid-, opløst jern- og metanindhold. Desuden vil brintniveauet blive vurderet i forhold til de observerede redoxforhold.

6.2.3 Omsætning og spredning af donor (Laktat)

Laktat

Omsætning af elektron donor i form af laktat vurderes ud fra laktat og organiske fede syrer (acetat, propionat og format), NVOC og brint.

Ved tilførsel af laktat til et anaerobt miljø omdannes laktat typisk ved fermentering. Herved dannes organiske fede syrer under en samtidig udvikling af brint. For at dokumentere, at der er tilført kulstofkilde til behandlingsområdet, er det derfor ikke tilstrækkeligt at monitere alene for laktat. De typiske fermenteringsprodukter acetat, propionat og format indgår derfor i monitoringsprogrammet. Ligeledes er brint en del af monitoringsprogrammet, dog med en mindre hyppig prøvetagning.

NVOC (Non Volatile Organic Compounds) bruges ligeledes til at vurdere spredningen af donor og tjener i denne sammenhæng som en samleparameter for alle ikke-flygtige organiske kulstofkilder.

6.2.4 Transport og aktivitet af bakterier

Dehalococcoides

Til undersøgelse af transport og aktivitet af Dehalococcoides er i en række centralt placerede borer udtaget vandprøver til analyse hos Sirem i Canada (se Bilag 4). Prøverne er analyseret for vinylkloridreduktase-genet (Dhc-Vcr), som udtrykker tilstedeværelse af det enzym, der er ansvarlig for deklorering af vinylklorid til ethen. En analyse af Dhc-Vcr er at fortrække, da ikke alle typer af Dehalococcoides kan nedbryde TCE fuldstændigt til ethen.

Udover prøver analyseret for Dhc-Vcr er en kvantitativ analyse af antallet af Dehalococcoides målt i et antal borer i forbindelse med baselinemoniteringen samt ved den afsluttende monitorering.

6.2.5 Oprensningseffekt/Reduktiv deklorering

Klorerede ethener

Oprensningseffekten vurderes ud fra koncentrationen af klorerede ethener (TCE, cis-DCE, trans-DCE, 1,1-DCE, Vinylklorid) samt ethen og ethan.

Særligt ethen og ethan er vigtige, da produktionen af disse stoffer indikerer fuldstændig deklorering.

Udover de parametre, som er nævnt ovenfor, er vandprøver udtaget af Cowi analyseret for parametre i en normal boringskontrol, der bl.a. omfatter aggressivt kuldioxid, salte som calcium, natrium og magnesium samt metaller som nikkel og arsen (se bilag 4). Derudover er feltparametrene temperatur, pH og ledningsevne målt ved hver prøvetagning. pH målinger kan bl.a. bruges til at vurdere, om mikrobiologisk aktivitet fører til en forsurening af behandlingsområdet.

6.2.6 Sammenligning af Cowi's og Institut for Miljø & Ressourcers data

Ved baselinemoniteringen samt den afsluttende monitorering har Institut for Miljø & Ressourcer og Cowi (COWIs prøver er analyseret ved Analycen) udtaget prøver fra en række af de samme boringer for at kunne sammenligne analyseresultaterne. Detaljer herom samt kommentering af resultatsammenligningen kan findes i bilag 5, afsnit, 5.3.

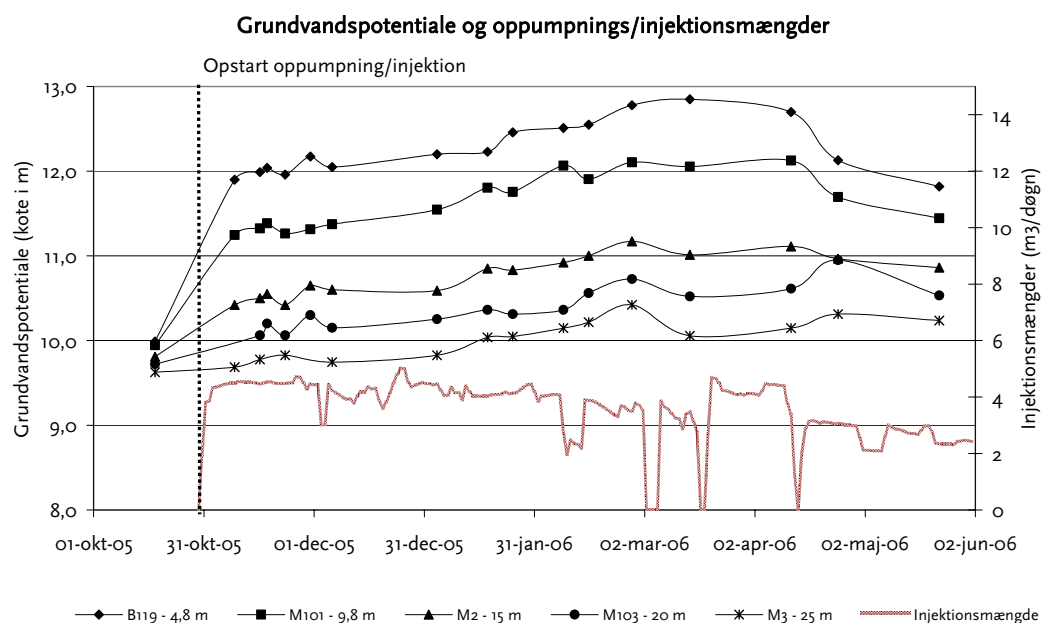
Overordnet set er der en fin overensstemmelse mellem Institut for Miljø & Ressourcers og Cowis data. Nogen forskel ses dog på eksempelvis indholdet af opløst jern, hvilket er vurderet at hænge sammen med prøvehåndteringen i felten. Samlet er det dog rimeligt at evaluere det samlede datasæt uden at tage højde for, om prøverne er analyseret på Institut for Miljø & Ressourcer eller hos Analycen.

7 Effekt af afværgeforanstaltninger

7.1 GRUNDEVANDSPOTENTIALE

Der er udført pejlinger af grundvandsstanden i de borerer hvor der er udtaget vandprøver. Desuden er der udført en synkronpejlerunde i en række borerer ved testområdet før opstart af afværge (uge 42-2005), og to synkronpejlerunder under drift af afværgeanlægget (uge 9 og 21 i 2006). På grundlag af pejlerunderne er der optegnet to potentialekort under drift, se figur 7.2 og 7.3. Potentialekort før opstart af drift fremgår af figur 2.4.

Ved begge pejlerunder under drift ses det, at grundvandspotentialet er påvirket af pumpeaktiviteten i hele indsatsområdet. Påvirkningen er størst i et område omkring injektionsboringerne, hvor grundvandspotentialet lokalt er hævet med hhv. ca. 2,5 m og 1,5 m (hhv. uge 9 og 21). Der er ikke udført pejling ved pumpeboringen i uge 9, men pejlingen fra uge 21 viser som forventet en lokal sænkningstragt omkring pumpeboringen.



FIGUR 7.1. GRUNDEVANDSSTAND I DE CENTRALE MONITERINGSBORINGER I STRØMLINIE FRA B119,D TIL M3. AFSTAND FRA INJEKTIONSOMRÅDE TIL MONITERINGSBORING FREMGÅR AF SIGNATURFORKLARINGEN. DESUDEN ER DER INDTEGNET FLOW AF OPPUMPNING/INJEKTION

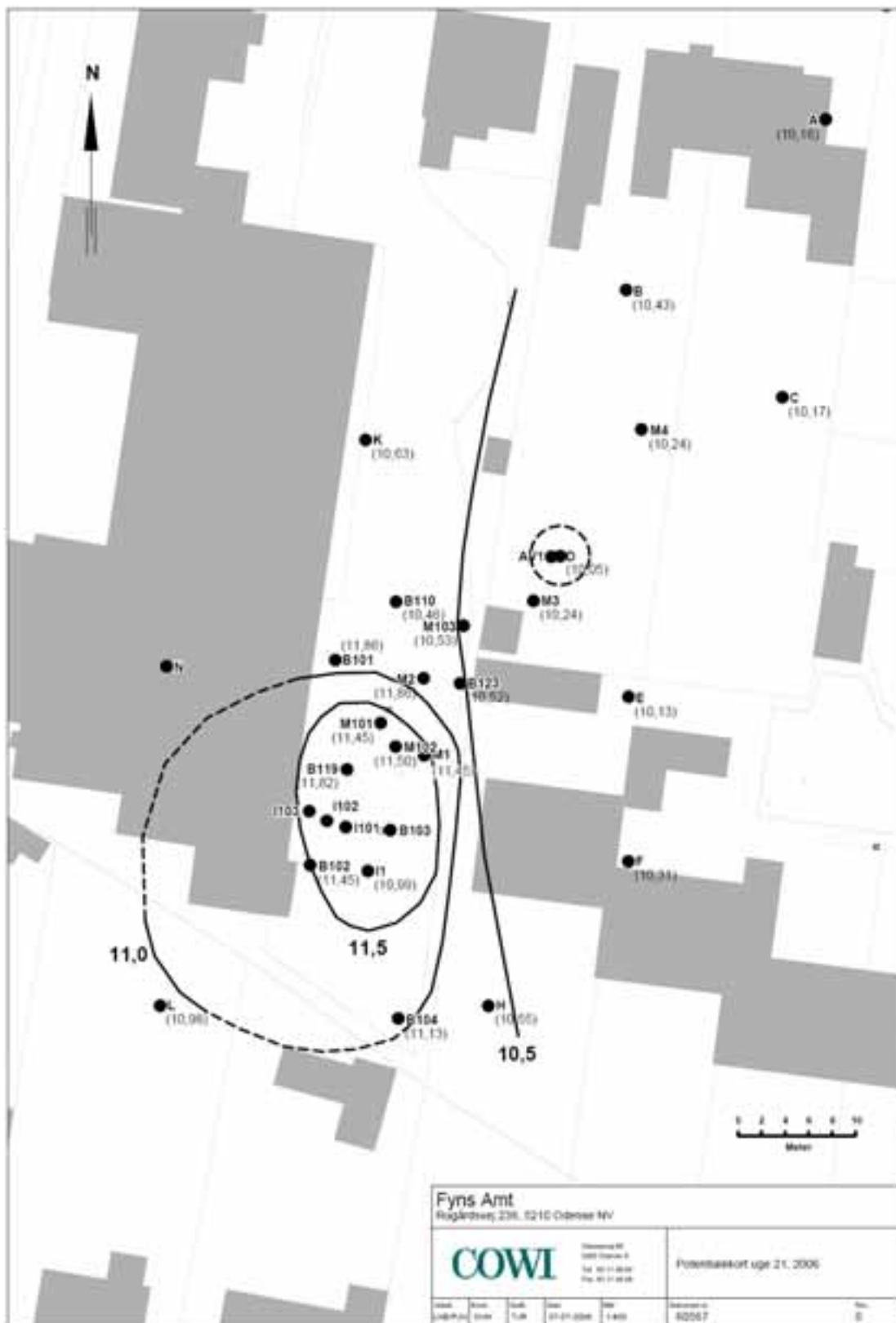
Figur 7.1 viser udviklingen i potentialet under drift i de centrale monitoringsboringer i en strømlinie fra B119,d til M3. Mængden af oppumpet og reinjiceret grundvand fremgår ligeledes. Det ses, at de største hævnings af grundvandsspejlet som forventet sker i de borerer, som ligger tættest på injektionsområdet. Omkring medio april 2006 sker der et fald i injektionsflow pga. tilklokning af borerer, og der ses samtidigt et fald i potentialet i de fleste monitoringsboringer. I forhold til grundvandsmodelleringen (se afsnit 2.3) er der målt et noget højere potentiale end simuleret ved en oppumpning/injektion på 3 l/min (4,3 m³/døgn). Forklaringen herpå kendes ikke helt, men det tyder på,

at magasinet er noget mere inhomogent end forudsat i grundvandsmodellen. Desuden er der ikke korrigeret for de naturlige årstidsvariationer i grundvandspotentialiet.

På baggrund af pejleresultaterne vurderes en længerevarende injektionsmængde på 3 l/min ($4,3 \text{ m}^3/\text{døgn}$) at være på grænsen af det mulige, idet der ses en relativ stor opstuvning i injektionsområdet med dette flow. En injektion på ca. 2 l/min ($2,9 \text{ m}^3/\text{døgn}$), som der er kørt med efter medio april 2006, giver en væsentlig mindre opstuvning.



FIGUR 7.2 POTENTIALEKORT FOR MELLEMLSTE SEKUNDÆRE MAGASIN, UGE 9, 2006.



FIGUR 7.3 POTENTIALEKORT FOR MELLEMLSTE SEKUNDÆRE MAGASIN UNDER PILOTFORSØGET, DAG 201 (UGE 21, 2006).

7.2 TRACERFORSØG

Som beskrevet i afsnit 5.5 om tracerforsøget, er der injiceret tracer af tre omgange. Den teoretiske koncentration af bromid i injektionsboringerne er bestemt ud fra tilført mængde tracer samt reinjiceret vandvolumen i injektionsperioden (se bilag 5).

Injektionen af tracer er udført med koncentrationer af bromid på op til 160 gange baggrunds niveauet, se tabel 7.1. Baggrunds niveauet for bromid i behandlingsområdet var mellem 0,008 mM og ned til detektionsgrænsen på 0,0016 mM (0,65 til 0,13 mg/L).

TABEL 7.1. OVERSIGT OVER TIDSPUNKTER FOR TRACERFORSØG SAMT TEORETISK KONCENTRATION AF BROMID I INJEKTIONSBORINGERNE.

	Tracerforsøg 1	Tracerforsøg 2	Tracerforsøg 3
Tracer	LiBr	NaBr	NaBr
Start- / slutdato	03.11.05 / 18.11.05	11.01.06 / 30.01.06	14.06.06 / 28.06.06
Injektionsperiode (dage)	14	19	14
Br koncentration (mmol/l)	1,14	0,73	1,27
Br koncentration (mg/L)	90,8	58,6	101,8

7.2.1 Databehandling

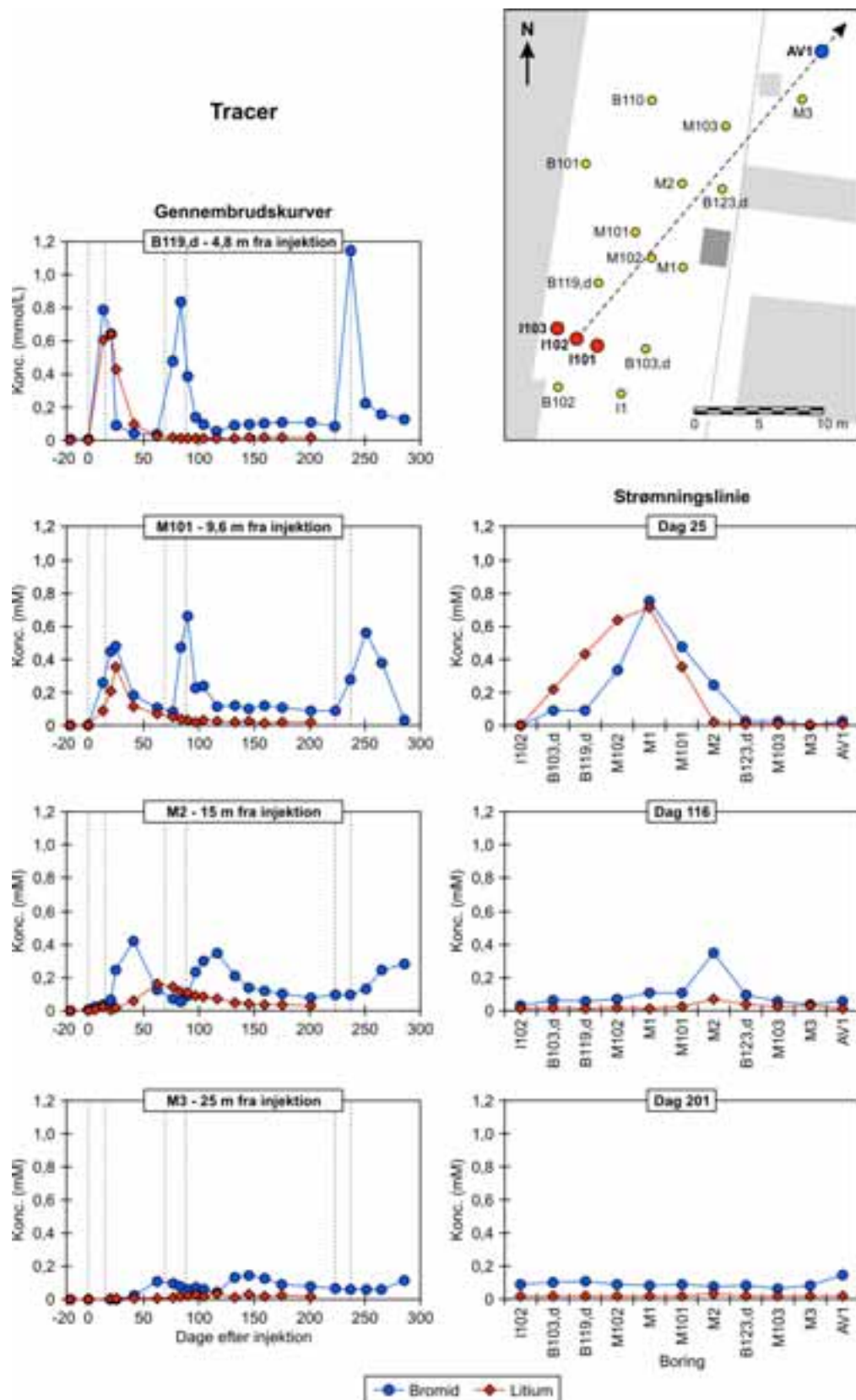
Strømningshastighed, spredning og fortynding er meget centrale for vurdering af processer i pilotforsøget. Strømningshastigheder er beregnet på baggrund af gennembrudskurver for bromid og ved hjælp af momentanalyse. Den gennemsnitlige opholdstid (massemidtpunktets passage) mellem injektionsboringerne og observationsboringerne er beregnet. Under antagelse af en lineær transport mellem injektionsboringen og monitoringsboringen kan strømningshastigheden beregnes (bilag 5). Der er udført en tilsvarende beregning af strømningshastigheden baseret på passage af den maksimale koncentration. Denne parameter kan være meget følsom over for monitoringsfrekvens. Teoretisk er forudsætningen for at anvende den maksimale koncentration som et mål for den gennemsnitlige opholdstid ikke opfyldt, da der er tale om et forceret strømningsbillede. I praksis har det dog kun ringe betydning.

Arealet under gennembrudskurven (koncentration · tid) giver et relativt mål for massen af stof, der passerer de enkelte monitoringsboringer. Denne størrelse er brugt til at vurdere den relative fortynding i boringen. Som for strømningshastigheder er den maksimale koncentration også anvendt ved vurdering af den relative fortynding.

7.2.2 Strømningshastighed og opholdstid

I de enkelte boringer, hvor bromid og lithium er målt, er opnået gennembrudskurver, som fint illustrerer passagen af tracerstoffer. Et udvalg af gennembrudskurverne er afbildet i figur 7.4. Desuden er tracerkoncentrationer afbildet i boringer, der ligger langs med strømningslinien i behandlingsområdet. Herved kan tracerstofferne observeres som en puls af stof, der bevæger sig mod pumpeboringen (AV1).

Af figur 7.4 fremgår, at lithiumfronten kun er forsinket meget lidt i forhold til bromidfronten frem til ca. 10 meter fra injektionen. Derimod er lithiumfronten markant forsinket i boringer mere end 10 meter fra injektionen (se eksempelvis forskel på gennembrudskurver fra boring M101 og M2 i figur 7.4). Lithium forsinkes på grund af kationbytning med kationer på akvifermateriale. Forskellen i forsinkelsen kan skyldes, at kationbytningskapaciteten bliver større hen mod pumpeboringen (AV1). Dette passer med, at der i boringer længere nedstrøms i behandlingsområdet findes et højere lerindhold end i boringer tættere på injektionen.



FIGUR 7.4. BROMID OG LITHIUM SOM FUNKTION AF TIDEN I UDVALGTE BORINGER SAMT I BORINGER LANGS STRØMNINGSLINIEN (SE STIPELET STREG PÅ KORT). LODRETTE STIPELEDE STREGER ANGIVER PERIODER MED INJEKTION AF BROMID.

Ved sammenligning af gennembrudskurverne i de enkelte borerer kan det ses, at gennembrudskurver tættest på injektionen er karakteriseret ved høje koncentrationer og spidse gennembrudskurver. Som afstanden øges til injektionsboringerne bliver gennembrudskurverne bredere, og der observeres lavere koncentrationer. Dette skyldes dispersion på langs og på tværs af strømningsretningen. På grund af recirkulationen ses en gradvis stigning i bromidkoncentrationen i hele området. Det ses på dag 201, at der i hele det langsgående snit er målt en bromidkoncentration på omkring 0,09 mM bromid (7,2 mg/L).

Hastigheden, som bestemmes ud fra gennembrudskurver i den enkelte boring, er den hastighed, som bromid har bevæget sig med mellem injektionsboringerne og den aktuelle boring. Desuden er en lokal hastighed mellem borerer, der indbyrdes ligger på en direkte strømningslinie, bestemt. Hastighederne er angivet i tabel 7.2.

Overordnet set er der ved momentanalysen bestemt en middelhastighed på 0,48 m/d i tracerforsøg 1 og 0,43 m/d i tracerforsøg 2. Der er derfor ikke nogen betydende ændring af hastigheden fra tracerforsøg 1 til 2. Hastigheden fra tracerforsøg 3 har på grund af den begrænsede monitoring i denne periode, kun været mulig at bestemme i borerer M101 og M2. Middelhastigheden i disse to borerer er 0,26 m/d, og resultaterne fra disse to borerer tyder på, at der er sket en halvering af strømningshastigheden mellem tracerforsøg 2 og 3. Dette skal dog ses ud fra, at det under tracerforsøg 3 kun har været muligt at reinjicere vand med et flow på 2 L/min, mens der i tracerforsøg 1 og 2 er brugt et flow på 3 L/min.

Hastigheden bestemt ud fra maksimal koncentration er generelt højere end hastigheden bestemt fra momentanalysen. Dog bekræftes den samme tendens med lidt lavere hastighed i tracerforsøg 3 (se tabel 7.2).

Dette betyder, at eventuelle tilklokninger forårsaget af udfældninger og biomassevækst ikke har haft betydning for strømningshastigheden i behandlingsområdet i løbet af de første 90 dage, men at tilklokning muligvis er årsag til de lavere hastigheder beregnet i tracerforsøg 3 efter 220 dages injektion.

Med middelhastigheden på 0,48 m/d beregnet fra momentanalysen fra tracerforsøg 1 og 2 fås en opholdstid på 62 dage fra injektionsboringer til pumpeboringen AV1. Dette svarer til, at der er udskiftet omkring 3 porevoluminer i behandlingsområdet i løbet af de 200 dage med drift af anlægget. Dette er i god overensstemmelse med dimensioneringsgrundlaget.

7.2.3 Lokale hastigheder

Ved sammenligning af hastigheder bestemt ved momentanalysen i de forskellige borerer ses, at der i tracerforsøg 1 og 2 er bestemt højere hastigheder til borerer B119d og M102 end til resten af borerer. Hastigheden bestemt fra gennembrudskurver i boring B119d og M102 er mellem 0,6 og 0,9 m/d, mens hastigheden bestemt fra gennembrudskurver i de øvrige borerer er mellem 0,3 og 0,5 m/d.

Forskelle i grundvandshastigheder kan forårsages af en ændring akviferens mægtighed. Højere hastigheder forventes således ved indsnævring af akvifertykkelsen og omvendt forventes lavere hastighed ved større akvifertykkelse. Ændring af permeabiliteten vil ændre den hydrauliske gradient.

Ses på borerne I103, B119d og M101, som ligger på direkte strømningslinje observeres ligeledes en forskel i den lokale hastighed. Hastigheden fra I103 til B119d er bestemt til 0,5 til 0,9 m/d i de tre tracerforsøg. Dette er højere end den lokale hastighed på 0,4 m/d, som er fundet mellem boring B119d og M101.

De ovennævnte observationer passer med den geologiske beskrivelse af akviferen. Injektionsboringen og boring B119d er filtersat i et hhv. 80 og 30 cm tykt lag smeltevandssand, mens boring M101 er filtersat i et 1,6 meter tykt lag med både smeltevandssand og moræneler (se geologisk tværsnit i afsnit 2. 2 samt bilag 1)

På samme måde observeres en lidt højere hastighed mellem boring M101 og M2 sammenlignet med hastigheden mellem boring M2 og M103. Dette skyldes sandsynligvis den indsnævring af akvifertykkelsen, som sker fra boring M2 og hen mod boring M103.

7.2.4 Fortynding

Ud fra sammenligning af den injicerede bromidkoncentration og den maksimalt målte koncentration i de enkelte borer er det vurderet hvor stor en fortynding, der sker i forskellige dele af behandlingsområdet.

Det er fundet, at der op til 8,6 meter nedstrøms injektionen stort set ikke sker nogen fortynding. Dette ses af, at fortyndingsfaktoren baseret på maksimal koncentration i borerne B119d og M102 er mellem 1 og 1,4 (Tabel 7.2).

I borerne M101 og M2, som er placeret 10 til 15 meter nedstrøms injektionen sker dog en fortynding på op til 2 til 3 gange. En endnu større fortynding sker i borerne M103 og M3, som er placeret 20 til 25 meter fra injektionen. Her er fortyndingsfaktoren 12 i tracerforsøg 1, mens den i tracerforsøg 2 er 5 i begge borer (Tabel 7.2).

Ud fra integration under gennembrudskurverne er det vurderet hvor stor en andel af det første tidslige moment (masse · tid), der passerer den enkelte boring.

I borerne placeret i området op til 15 meter nedstrøms injektionen passerer et moment, der er lig det injicerede moment. I borerne B119d, M101, M102 og M2 er fortyndingsfaktoren baseret på første tidslige moment således bestemt til at være mellem 0,9 og 1,2 (Tabel 7.2). Dette gælder i alle tre tracerforsøg.

Fortyndingsfaktoren baseret på første tidslige moment i borerne M103 og M3 er mellem 1,4 og 3. Det betyder at der i den sidste del af behandlingsområdet kun passerer mellem 30 og 70 % af det injicerede moment.

Karakteristisk for borerne M103 og M3 er desuden, at der er forskel på størrelsen af det første tidslige moment, som passerer i tracerforsøg 1 og 2. I begge borer passerer mest masse i tracerforsøg 2. Dette underbygger observationen af, at der er sket den største koncentrationsfortynding i tracerforsøg 1 i disse to borer.

TABEL 7.2.: HASTIGHEDER, FORTYNDINGSFAKTORER, OPHOLDSTIDER OG MOMENTER BEREGNET FRA TRACERFORSØG. RESULTATER I PARENTES NEGLIGERES PGA. UTILSTRÆKKELIGT DATASÆT.

Boringsnr.	B119d	M102	M101	M2	M103	M3	AV1
Afstand, (m fra injektion)	4,8	8,6	9,6	14,9	20,2	25,0	29,4

Opholdstid (d) beregnet fra hast. fra massemidtpunkt	8	12	22	35	50	67	76
Tracerforsøg 1	6	22	19	39	75	69	(141)
Tracerforsøg 2	-	-	39	(56)	-	-	-
Tracerforsøg 3	-	-	-	-	-	-	-

1.tidslige moment passeret v. boring							
Tracerforsøg 1	13,1	16,4	15,6	13,9	5,3	5,7	3,1
Tracerforsøg 2	13,7	14,5	13,4	14,7	10,2	7,2	(6,5)
Tracerforsøg 3	21,6	-	15,9	10,5	-	-	-

Max koncentrationer (mM Br)							
Tracerforsøg 1	0,79	0,85	0,48	0,42	0,09	0,11	0,07
dag ifht tracerforsøgs start	13	20	25	41	41	62	97
Tracerforsøg 2	0,84	0,73	0,66	0,35	0,14	0,15	0,11
dag ifht tracerforsøgs start	14	21	19	47	63	76	90
Tracerforsøg 3	1,1	-	0,6	0,3	-	-	-
dag ifht tracerforsøgs start	14	-	28	63	-	-	-

Fortyndingsfaktorer beregnet fra 1.tidslige moment passeret v. boring							
Tracerforsøg 1	1,2	1,0	1,0	1,1	3,0	2,8	5,1
Tracerforsøg 2	1,0	1,0	1,0	0,9	1,4	1,9	-
Tracerforsøg 3	0,8	-	1,1	(1,7)	-	-	-

Fortyndingsfaktorer beregnet fra max konc.							
Tracerforsøg 1	1,4	1,3	2,4	2,7	12,6	10,5	17,3
Tracerforsøg 2	0,9	1,0	1,1	2,1	5,2	5,0	(7,0)
Tracerforsøg 3	1,1	-	2,3	(4,5)	-	-	-

Hastigheder beregnet fra momentanalysen (m/d)							
Tracerforsøg 1	0,60	0,72	0,44	0,43	0,41	0,37	0,39
Tracerforsøg 2	0,87	0,40	0,52	0,39	0,27	0,36	(0,21)
Tracerforsøg 3	-	-	0,25	(0,27)	-	-	-

Hastigheder beregnet fra max konc. (m/d)							
Tracerforsøg 1	0,80	0,66	0,54	0,44	0,60	0,45	0,33
Tracerforsøg 2	1,06	0,61	0,84	0,40	0,38	0,38	(0,20)
Tracerforsøg 3	0,68	-	0,46	(0,27)	-	-	-

Lokal hastighed mellem boringer på størrelse (m/d)							
Tracerforsøg 1	0,35	0,42	0,36	0,35	M103 & AV1		
Tracerforsøg 2	0,37	0,26	0,15	-			
Tracerforsøg 3	-	-0,06					

Opholdstid til AV1 beregnet fra middelhast.	
fra tracerforsøg 1+2	62

Teoretisk 1.tidslige moment (mM x d)	
	16
	14
	18

Teoretisk Molar konc i injektionsboring	
	1,14
	0,73
	1,27

Middelhastigheder	
	0,48
	0,47
	0,25

Middelhastigheder	
	0,54
	0,61
	0,57

7.2.5 Spredning af tracer

Spredningen af tracer i og omkring behandlingsområdet er belyst ved optegning af bromid for dag 201 (figur 7.5), hvor der er udført den mest omfattende prøvetagning. På det tidspunkt er der sket en betydelig spredning og fortynding af bromid fra de to pulsinjektioner. Der observeres bromid syd og sydøst for injektionsboringerne i boring B104, H og E. Mod nordvest ses påvirkning i boring B101 og B110. Længere mod nordvest i boring K ses kun svag påvirkning med bromid. Opstrøms er der fundet bromid i B102, men der er ikke analyseret i boringer længere borte. Nedstrøms pumpeboringen er kun boring D lige ved AV1 berørt. Det tyder på, at AV1 opfanger størstedelen af grundvandet fra injektionen, som også forudsagt ud fra den dimensionerende modellering (afsnit 3.2.3). De øvrige monitoringsrunder viser det samme billede for spredning af bromid i den centrale del af behandlingsområdet.

7.2.6 Opsamling

En middelværdi af strømningshastigheden i behandlingsområdet er bestemt til mellem 0,47 og 0,48 m/dag i de første 90 dage med injektion af donor, mens der efter 220 dages injektion er bestemt en noget lavere hastighed, som muligvis skyldes tilkloknings. Desuden er opholdstiden til pumpeboringen bestemt til 62 dage på baggrund af en strømningshastighed på 0,48 m/d.

Tracerforsøgene viser, at det recirkulerede vand når ud i hele behandlingsområdet, men at der i boringer 20 til 25 meter fra injektionen sker en fortynding af koncentrationen på op til 12 gange. Momentanalysen viser desuden, at det kun er 30 til 70 % af det forventede moment, som passerer boringer, der er placeret 20 til 25 meter fra injektionen.

Oppumpningen i AV1 ser ud til at opfange størstedelen af den injicerede bromid.



Figur 7.5. Observeret spredning af bromid i pilotforsøget dag 201.

I det følgende karakteriseres redoxforholdene ud fra indholdet af de typiske redoxparametre ilt, nitrat, opløst jern, sulfat og metan. Disse parametre er i figur 7.6. afbildet over tiden i enkelte borer og langs en strømningslinie i behandlingsområdet.

Inden injektionen af laktat er en baselinemonitering foretaget. I figurer med udvikling i redoxparametre i den enkelte boring, er baselinemoniteringen afbildet ved dag -16.

Ilt og nitrat

Ved baselinemoniteringen blev der ikke detekteret nitrat, og et iltindhold mellem 0,1 og 0,9 mg/L blev observeret. Behandlingsområdet var således anaerobt allerede inden injektionen af laktat. Målinger i løbet af monitoringsperioden viser, at behandlingsområdet har været anaerobt gennem hele monitoringsperioden. I størstedelen af de centralt placerede borer er et iltindhold mellem 0,0 og 0,4 mg/L observeret. Ligeledes er der ikke på noget tidspunkt observeret nitrat i de centralt placerede borer. Af den afsluttende monitorering fremgår desuden, at det anaerobe område strækker sig til borerne A, B og C, som ligger op til 70 meter nedstrøms injektionsboringerne. Her observeres iltkoncentrationer på 0,3 mg/L men et nitratindhold på 1,9 mg/L i boring B og C (data ikke afbildet – se bilag 6).

Opløst jern

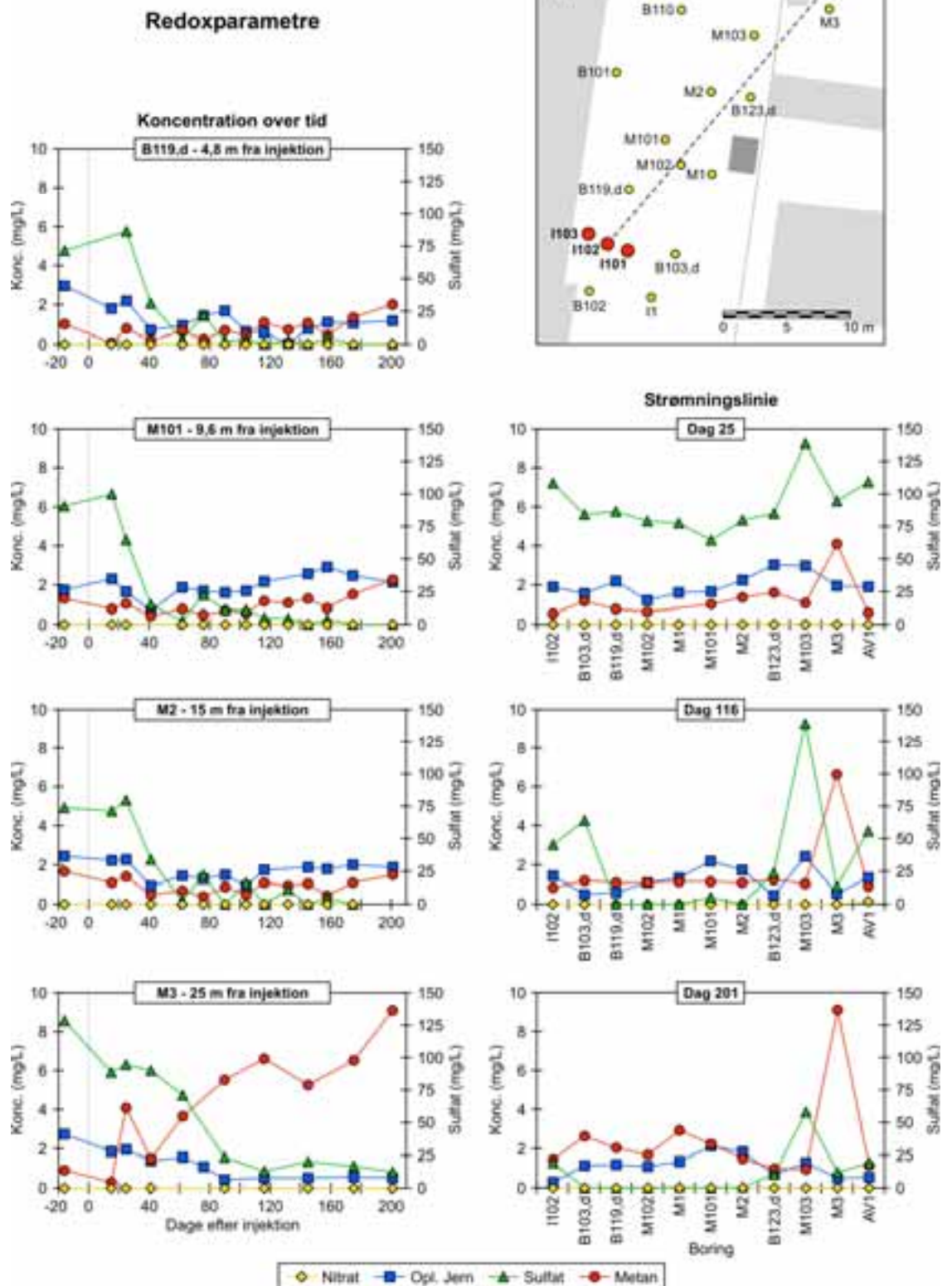
Ved baselinemoniteringen er et indhold på 1– 4 mg /L opløst jern målt. Der er ingen tendens i fordelingen af lave og høje koncentrationer i behandlingsområdet.

Da der ikke er nitrat til stede i behandlingsområdet, kunne det forventes, at omsætningen af donor ville medføre jernreduktion og dermed et stigende indhold af opløst jern umiddelbart efter injektion af donor.

Der er ikke observeret nogen systematisk stigning i indholdet af opløst jern efter injektionen af laktat. Dette kan skyldes, at let reducerbare jern-oxider ikke er tilgængelige eller at den opløste jernkoncentration udfælder til jernsulfider (FeS , FeS_2) eller siderit (FeCO_3). Udfældning med sulfider er sandsynlig, idet indholdet af opløst jern falder sideløbende med reduktionen af sulfat. Dette indikeres ved et samtidigt fald i sulfidkoncentrationen i enkelte borer. Dog er koncentrationsfaldet af opløst jern meget mindre end faldet i sulfat. Der dannes derfor mere sulfid, end der kan udfældes med jern, og der observeres derfor en ophobning af sulfid i andre borer (data ikke afbildet).

Faldet i indholdet af opløst jern observeres i borer tættest på injektionen i perioden fra dag 20 til 60 (se udvikling i redoxparametre fra boring B119d, og M101 i Figur 7.4). I borerne B123d, M3 og M103, som er placeret længst fra injektionsboringerne, ses ligeledes, at jernkoncentrationen falder sideløbende med sulfatreduktionen. Perioden med faldende indhold af opløst jern samt sulfatreduktion strækker sig over ca. 100 dage i disse borer. (Se eks. udvikling i redoxparametre i boring M3 i figur 7.6).

I enkelte borer observeres indikationer på, at jernreduktion foregår i en periode efter sulfatreduktionen. I borer tættest på injektionsboringerne ses, at indholdet af opløst jern stiger, efter at størstedelen sulfatindholdet er reduceret. Indholdet af opløst jern bliver dog ikke væsentligt højere end baseliniveauet (se eks. boring B119d og M101, figur 7.6).



FIGUR 7.6. NITRAT, OPLØST JERN, SULFAT OG METAN SOM FUNKTION AF TIDEN I UDVALGTE BORINGER SAMT I BORINGER LANGS STRØMNINGSLINIEN (SE STIPLET STREG PÅ KORT).

Ved den afsluttende monitoring er koncentrationen af opløst jern mellem 0,3 og 2 mg/L. De laveste koncentrationer er observeret i boringer nær pumpeboringen, hvor sulfatreduktion og sandsynligvis udfældning af jernsulfid stadig foregår.

Sulfat

Ved baselinemoniteringen er et sulfatindhold mellem 55 og 129 mg/L observeret. De laveste koncentrationer er udbredt nær forureningskilden, mens de højeste koncentrationer er observeret nedstrøms i behandlingsområdet. En vis grad af sulfatreduktion må således foregå i den mest forurenede del af behandlingsområdet allerede inden tilførslen af donor.

Ved tolkning af sulfatdata fra behandlingsområdet skal der tages højde for, at vandet i behandlingsområdet recirkuleres. I forhold til sulfat betyder det, at de højere sulfatkoncentrationer fra boringer nedstrøms injektionen til stadighed bliver introduceret i den første del af behandlingsområdet. Dette ses af, at der efter opstart af recirkulationen er ens sulfatkoncentrationer i injektionsboringen I102 og pumpeboringen AV1 (se alle tre figurer med redoxparametre på strømningsslinie i Figur 7.6). I boringerne B119d, M101 og M2 stiger sulfatkoncentrationen efter henholdsvis første og tredje måling, hvor vandet fra afværgeboringen når frem til den aktuelle boring (Figur 7.6). Senere målinger viser, at sulfatkoncentrationen i de omtalte boringer falder med tiden. Dette betyder, at der reduceres mere sulfat end der introduceres med det recirkulerede vand.

I perioden frem til dag 130 foregår sulfatreduktion i hele behandlingsområdet. Dette resulterer i sulfatkoncentrationer fra 0,1 til 5 mg/L efter dag 116 i de fleste centrale boringer. Sulfatindholdet i boringer længst fra injektionsboringerne er dog stadig efter 116 dages injektion af donor på et niveau mellem 13 og 139 mg/L.

Boring M103 skiller sig ud fra de øvrige monitoringsboringer ved at have et væsentligt højere sulfatindhold. Fra baselinemoniteringen og frem til dag 130 observeres til stadighed sulfatkoncentrationer over 100 mg/L. Indholdet af sulfat reduceres først efter dag 130 men forbliver omkring 60 mg/L indtil den afsluttende monitoring, dag 201.

På trods af, at boringerne M3 og M103 er placeret med en indbyrdes afstand på kun 4 meter, har omtrent samme afstand til injektionsboringerne og havde samme indhold af sulfat ved baselinemoniteringen, observeres den begrænsede sulfatreduktion kun i boring M103. Ved den afsluttende monitoring, dag 201, er sulfatkoncentrationen således 58 mg/L i boring M103, mens den kun er 12 mg/L i boring M3 (se figurer med redoxparametre på strømningsslinie dag 201 i Figur 7.6).

De særlige forhold omkring sulfat i boring M103 skyldes sandsynligvis lokale geologiske forhold. I forhold til den observerede fortynding og passage af bromidmasse skulle boringerne M103 og M3 passeres af den samme mængde donor og derved have samme betingelser for reduktion af sulfat.

Metan

Ved baselinemoniteringen var metanindholdet i størstedelen af behandlingsområdet mellem 1 og 1,5 mg/L. Det højeste metanindhold blev observeret i midten af behandlingsområdet i boring M103 B103d med hhv. 3 og 2 mg/L.

Efter injektion af donor er der i alle boringer på nær M3 observeret metan-koncentrationer mellem 0,6 og 3 mg/L. Der kan således ikke konstateres me-

tanogene forhold i størstedelen af behandlingsområdet. Der er dog en lille tendens til stigende metankoncentrationer efter dag 160 i de fleste boringer (Se eks. udvikling i redoxparametre i boring B119d, M101 og M2 i figur 7.6).

Boring M3 skiller sig særligt ud, idet der i denne boring observeres et stigende metanindhold allerede fra dag 30. Med en forsat stigning i metanindholdet ender boring M3 med et indhold på 9 mg/L ved den afsluttende monitoring, dag 201. Det vides ikke, hvorfor metandannelsen er betydeligt højere i boring M3.

7.3.1 Brintniveau og redoxforhold

Brint

Brintniveauet er ofte brugt til at beskrive de dominerende redoxprocesser i grundvandsmiljøer. Niveauet afspejler en kombination af de termodynamiske forhold for processen og balancen mellem produktion og forbrug af brint. I Tabel 7.3 er typiske intervaller af brintniveauer angivet for forskellige redoxprocesser.

Tabel 7.3. Brintinterval for en given terminal elektron accepterende proces (Efter Lovley *et al* (1994); Chapelle *et al* (1995)).

Terminal elektronaccepterende proces	Opløst brint (nmol/L)
Denitrifikation	< 0,1
Jern(III)-reduktion	0,2 – 0,8
Sulfatreduktion	1 – 4
Metandannelse	5 – 20

De målte brintkoncentrationer ved baselinemoniteringen (se brintkoncentrationer i bilag 6 og kapitel 7.4.3) lå mellem 0,2 og 2,3 nM med undtagelse af en enkelt måling på 7,3 nM. Dette svarer til, at de dominerende redoxprocesser skulle være jern(III)reduktion og sulfatreduktion. Dette stemmer overens med karakteriseringen af redoxforholdene ud fra de redoxkarakteristiske parametre. Efter injektion af laktat svarer brintniveauet i boringer op til 10 meter fra injektionen til, at der foregår sulfatreduktion. Dette stemmer ligeledes overens med de observerede faldende sulfatkoncentrationer. De øvrige observerede brintkoncentrationer stemmer ikke overens med de intervaller, der skulle gælde ved de pågældende redoxprocesser.

I boringerne B123d, M103 og M3 er på nær en enkelt måling observeret brintkoncentrationer i intervallet 0,3 til 0,9 nmol/L. Dette skulle i følge Tabel 7.3 indikere jern(III)reduktion. De redoxkarakteristiske parametre viser imidlertid, at der foregår sulfatreduktion. I boring M3 foregår både sulfatreduktion og metandannelse på trods af, at der måles brintkoncentrationer mellem 0,2 og 0,9 nmol/L. Dette er overraskende, da forventningen ville være brintkoncentrationer mellem 5 og 20 nM (se Tabel 7.3).

Samlet viser det målte brintindhold og redoxforholdene, at brintintervaller, der normalt bruges til at karakterisere redoxforholdene i naturlige grundvandsakviferer (Tabel 7.3), ikke kan overføres direkte til et aktivt system, hvor der produceres brint som følge af en kontinuerlig tilførsel af donor.

7.3.2 Opsamling

Samlet har tilførslen af laktat ført til, at der i hele behandlingsområdet foregår sulfatreduktion i løbet af monitoringsperioden. Ved den afsluttende monitoring er sulfat reduceret helt i alle borer på nær M103, hvor sulfatreduktionen foregår senere og langsommere end i de øvrige borer. Ved den afsluttende monitoring er der observeret en betydelig metanproduktion i boring M3, mens der i resten af borerne kun observeres en begyndende metanproduktion.

7.4 TRANSPORT OG OMSÆTNING AF DONOR

Ved baselinemoniteringen er ingen organiske syrer detekteret og baggrundsniveauet af ikke flygtigt kulstof (NVOC) er på 1,2 til 3,7 mmol C/L, (14 til 44 mg C/L). Den gennemsnitlige koncentration af laktat i injektionsboringerne har gennem de 201 dage været på 9,3 mmol C/L (112 mg C/L), svarende til 282 mg laktat/L.

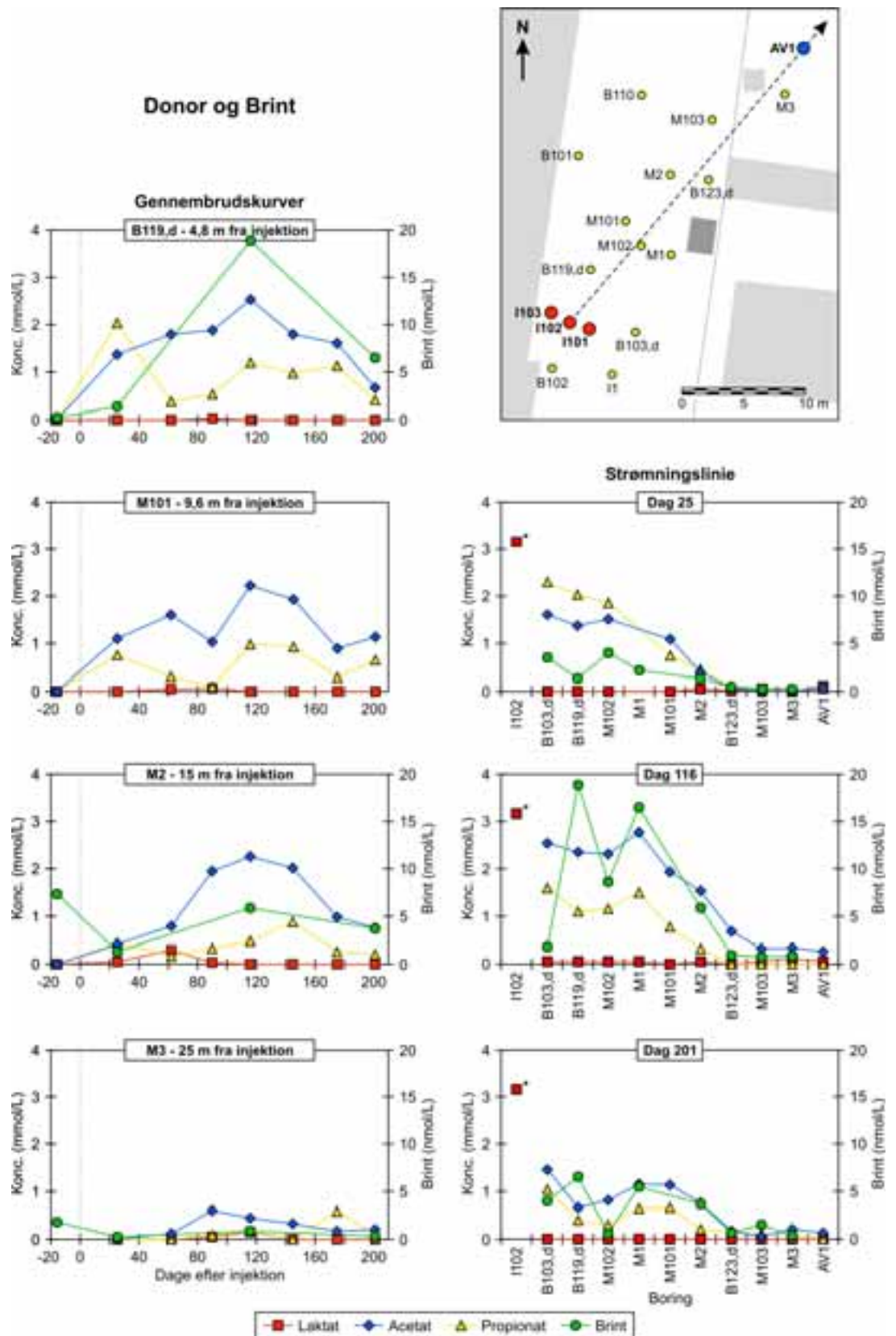
I Tabel 7.4 fremgår den gennemsnitlige koncentration af laktat i forskellige enheder for injektionsboringerne i perioden frem til dag 201. De forskellige måder at angive laktatkoncentrationer på, er forklaret i Bilag 5.

TABEL 7.4. GENNEMSNITLIG KONCENTRATION AF LAKTAT I INJEKTIONSBORINGER I PERIODE FRA DAG 0 TIL DAG 201

Natrium-Laktat (mg/L)	Laktat (mg/L)	Laktat (mmol/L)	Laktat-C (mmol C /L)
354	282	3,16	9,3

Ved fermenteringsprocesser omdannes den tilsatte donor uden forbrug af uorganiske elektronacceptorer. Samtidig sker en respiratorisk nedbrydning af fermenteringsprodukterne og eventuelt af donoren selv. Herved reduceres uorganiske elektronacceptorer. Når donor og/eller fermenteringsprodukter observeres i behandlingsområdet, er det således tegn på, at der er kulstofkilde i overskud på trods af, at der sker et forbrug til redoxprocesserne.

Omsætningen samt udviklingen i fermenteringsprodukter i behandlingsområdet er illustreret i Figur 7.7, hvor udviklingen af fermenteringsprodukter og brint er afbildet som funktion af tiden i enkelte borer samt langs en strømningelinie i behandlingsområdet.



Figur 7.7: Laktat, acetat, propionat og brint som funktion af tiden i udvalgte borer samt i borer langs strømninglinien (se stiplede streg på kort). * angiver gennemsnit af teoretisk laktatkoncentration i injektionsboringer beregnet fra tilsat mængde laktat over hele forsøgsperioden (se beregning i bilag 5). Recirkulationen vil dog i virkeligheden medføre, at den injicerede koncentration af donor stiger med tiden (se modellsimulering figur 8.3).

7.4.1 Fermentering af donor

Laktat kan fermenteres til enten propionat og acetat eller til acetat og brint (se ligning 1 og 2 i Tabel 7.6). Endvidere kan propionat fermenteres til acetat og brint (ligning 3) mens acetat endvidere kan dannes direkte fra kuldioxid og brint (ligning 4).

Acetat er således et vigtigt fermenteringsprodukt ved fermentering af laktat. Endvidere er acetat slutproduktet af fermenteringsprocesserne, hvilket vil sige, at acetat ikke kan omdannes via fermentering. Acetat vil dog ligesom propionat og brint fungere som reduktionsmiddel og således indgå i redoxprocesser, hvor uorganiske elektronacceptorer reduceres.

I Tabel 7.5 og 7.6 findes en oversigt over fermenteringsprodukter, der er relevante ved brug af laktat som donor. Kemisk formel og molvægt findes ligeledes i Tabel 7.5.

TABEL 7.5. MOLEKYLEFORMLER, MOLVÆGT OG TRIVIALNAVNE PÅ KORRESPONDERENDE SYRER FOR LAKTAT, ACETAT, PROPIONAT OG FORMAT.

Stofnavn	Kemisk formel	Molvægt (g/mol)	Trivialnavn på korresponderende syre
Na-laktat	Na-CH ₃ -CHOH-COO	112	-
Laktat	CH ₃ -CHOH-COO-	89	Mælkesyre
Acetat	CH ₃ COO-	59	Eddikesyre
Propionat	CH ₃ -CH ₂ -COO-	73	Propionsyre

TABEL 7.6. FERMENTERINGSPROESSER RELATERET TIL LAKTAT. (FENNEL AND GOSSET, 1997, MADIGAN AND MARTINKO, 2006, SEELIGER, ET AL (2002)).

$3 \text{ Laktat} \rightarrow 2 \text{ Propionat} + \text{Acetat} + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	(1)
$\text{Laktat} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Acetat} + \text{CO}_2 + 2 \text{ H}_2$	(2)
$\text{Propionat} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Acetat} + 2 \text{ H}_2$	(3)
$2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{Acetat} + 2 \text{ H}_2\text{O}$	(4)

Transporthastigheden for laktat, acetat og propionat er stort set lig transport-hastigheden for tracerstoffet bromid. Dette kan ses ved sammenligning af af-bildning på strømningslinie dag 25 af hhv. tracer og donor (Figur 7.4 og Figur 7.7). Det ses således, at de dannede fermenteringsprodukter ikke sorberes på akvifer materialet.

Den tilførte laktat omsættes så hurtigt, at laktat kun observeres i boringerne B119d og B103d, som er placeret 4 til 5 meter nedstrøms injektionsboringerne. Laktatkoncentrationerne er dog kun observeret i få målinger op til 0,18 mM C (5 mg laktat /L). Dette svarer til knapt 2 % af det injicerede laktatniveau.

Heraf følger, at det udelukkende er i et lille område nedstrøms injektionsboringerne, at laktat enten fermenteres eller nedbrydes. Dette underbygges af, at de højeste koncentrationer af fermenteringsprodukter ligeledes observeres i boringerne tættest på injektionen gennem hele forløbet (se fermenteringsprodukter på strømningslinie i figur 7.7).

Injektionen af laktat resulterer i en stigning af acetat, propionat og brint i alle centrale boringer i behandlingsområdet¹. Det er derfor muligt, at fermenteringsprodukterne transporteres til boringer længere nedstrøms i behandlingsområdet. En mulighed er dog også, at propionat, som fermenteres langsommere end laktat, bliver transporteret og siden hen omdannet til acetat og brint i området længere nedstrøms injektionen.

Generelt er acetat målt i de højeste koncentrationer. Undtagelsen er dog resultater fra dag 25 i boringerne nærmest injektionen. Her er koncentrationen af propionat højere end acetat.

I boringerne B119d, M101 og M2, som er placeret op til 15 meter fra injektionsboringerne, ses acetatkoncentrationen at stige til mellem 2 og 3 mM (118 til 157 mg/L) frem til omkring dag 120. Sideløbende stiger propionatkoncentrationerne til mellem 1 og 1,5 mM (73 til 110 mg/L). Acetat- og propionatkoncentrationen forbliver herefter på disse niveauer indtil dag 160, hvor koncentrationen falder igen (se eksempel på udvikling af fermenteringsprodukter i enkelte boringer i figur 7.7). Set over hele monitoringsperioden svarer det til, at der op til 15 meter fra injektionen måles kulstofkoncentrationer, der ligger mellem 30 og 122 % af det injicerede niveau.

I boringerne M103 og M3, 20 til 25 meter fra injektionen, nås et noget lavere niveau, som svarer til, at koncentrationen af donor er 4 til 12 gange mindre end det injicerede niveau.

7.4.2 Udvikling af brint

Baselineniveauet for brint lå mellem 0,2 og 2,3 nM med undtagelse af en enkelt måling på 7,3 nM i boring M2. Ved måling af brint i december 2004 blev det maksimale niveau af brint fundet i boring B123d og dermed i den samme del af behandlingsområdet som ved baselinemoniteringen (Jørgensen et al, 2006). Brint er udover baselinemoniteringen målt dag 25, 116 og ved den afsluttende monitorering dag 201.

Generelt set har tilførslen af laktat ført til en stigning i brintniveauet i de første 15 meter af behandlingsområdet med undtagelse af boring M2, hvor brintniveauet var højt fra start. I boringerne M103 og M3, placeret 20 til 25 meter fra injektionen, var baselineniveauet ligeledes højere end brintmålinger, der er observeret i monitoringsperioden.

Ved monitorering dag 25 observeres relativt lave brintkoncentrationer mellem 1,3 og 4 nmol/L. På dette tidspunkt er der dog kun fuldt gennembrud af de øvrige fermenteringsprodukter i boringer placeret inden for 10 meters afstand af injektionen.

Ved monitorering dag 116 er der fuldt gennembrud af fermenteringsprodukter i hele behandlingsområdet. Her observeres brintkoncentrationer, som i boringerne B103d, B119d, M102, M1 og M2 ligger mellem 2 og 19 nmol/L. I boringerne B123d, M103 og M3 er brintkoncentrationen kun mellem 0,7 og 0,9 nmol/L. De højeste brintkoncentrationer observeres således i de boringer, hvor også de højeste koncentrationer af acetat er observeret.

¹ Format er analyseret, men er ikke fundet i koncentrationer over 0,03 mM og er derfor ikke afbildet.

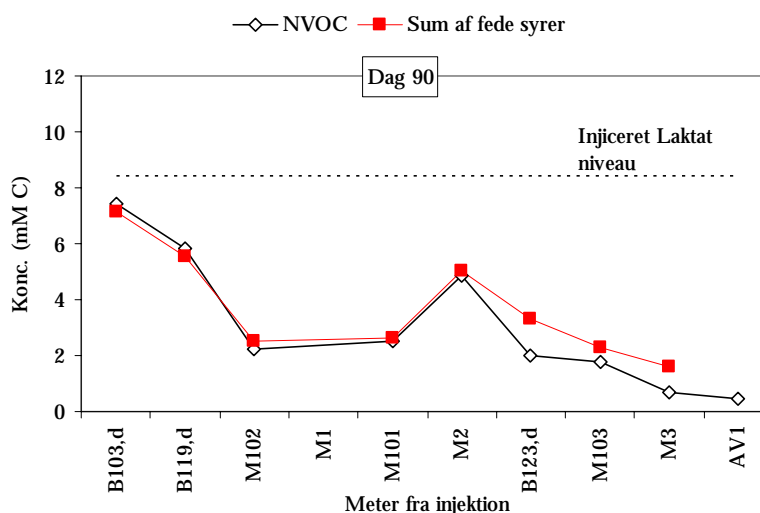
Ved monitoring dag 201 er brintniveauet i behandlingsområdet mellem 0,6 og 6,5 nmol/L og dermed generelt lavere end ved målingen dag 116. De laveste koncentrationer er igen observeret i boringerne B123d, M103 og M3.

Sammenligningen af brintniveauet fra de forskellige monitoringsdage viser, at balancen mellem brintproduktion og -forbrug er forskellig i løbet af monitoringsperioden. På dag 116 observeres de højeste brintkoncentrationer og ved sammenligning med udviklingen i redoxforholdene passer dette med, at al sulfat er reduceret efter dag 116. Ligeledes er perioden med højere brintkoncentrationer sammenfaldende med den periode, hvor den reductive deklorering foregår langsommere end tidligere.

Samlet set kan udviklingen af brint konstateres at være relateret til dannelsen af fermenteringsprodukter. Koncentrationsfordelingen af brint ser således ud til at være den samme som fordelingen af acetat. Dette ses tydeligt i afbildning af fermenteringsprodukter og brint langs strømningslinien (se udvikling i fermenteringsprodukter på strømningslinie i Figur 7.7). Det er derfor sandsynligt, at brint dannes samtidigt med acetat. De observerede brintkoncentrationer er resultatet af en balance mellem produktionen og forbruget.

7.4.3 NVOC som parameter for udbredelse af donor

Ved sammenligning af målte koncentrationer af fermenteringsprodukter samt NVOC, kan det konkluderes, at NVOC er en udmærket parameter til bestemmelse af donorudbredelsen. Koncentrationsudviklingen i NVOC og summen af fermenteringsprodukter er stort set ens, hvilket er illustreret i Figur 7.8. Med undtagelse af de to monitoringsrunder dag 175 og 201 udgør summen af acetat og propionat mellem 60 og 110 % af den målte NVOC-koncentration. Ved monitoringen dag 175 og 201 er der op til en faktor 3 i forskel mellem koncentrationen af NVOC og summen af fede syrer, hvilket ikke umiddelbart kan forklares.



FIGUR 7.8. SAMMENLIGNING AF NVOC OG SUMMEN AF LAKTAT, ACETAT OG PROPIONAT VED MONITORING DAG 90. DET ANGIVNE NIVEAU FOR INJICERET LAKTATKONCENTRATION ER BEREGNET UD FRA TILSAT MÆNGDE LAKTAT. DER TAGES DERFOR IKKE HØJDE FOR DEN RECIRKULEREDE DONORMÆNGDE.

7.4.4 Spredning af donor

Spredningen af donor er belyst ved optegning af summen af fede syrer i behandlingsområdet ved den afsluttende monitorering, dag 201 (Figur 7.9). Som tidligere nævnt er koncentrationen af NVOC og summen af fede syrer nogenlunde ens gennem monitoringsperioden, hvorfor en optegning af NVOC ville føre til de samme konklusioner mht. spredning af donor.

Der er spredt donor i koncentrationer, der er højere end baggrundsniveauet til samtlige centrale boringer i behandlingsområdet. Desuden ses, at der i de centrale boringer, som er placeret inden for en afstand af 15 meter til injektionsboringerne, findes højere koncentrationer end i boringerne 20 til 25 meter fra injektionen. I boringerne B119d, M101, M102, M1 og M2 findes således donorkoncentrationer i intervallet 2,1 til 4,2 mmol C/L, mens der i boringerne B123d, M103 og M3 findes donorkoncentrationer mellem 0,4 og 0,8 mmol C/L (Figur 7.9).

I boringerne M4, B og C, som er placeret nedstrøms pumpeboringen AV1, findes noget lavere donorkoncentrationer, som maksimalt er målt til 0,2 mmol C/L. Dette viser, at pumpeboringen opfanger størstedelen af vandet fra injektionen, hvilket også er konklusionen fra tracerforsøgene samt modelsimuleringerne (kapitel 8). Donoren er således ikke spredt i området nedstrøms pumpeboringen.

Donoren er derimod spredt til boringer, der er placeret både nordøst og syd for injektionsboringerne. I boringerne B102 og I1, som er placeret omkring 4 meter syd for injektionen, er donorkoncentrationen hhv. 8,5 og 1,5 mmol C/L, mens der også observeres donor i boringerne B104 og H, som ligger mellem 17 og 19 meter sydøst fra injektionen. I boringen E,d er målt et donorindhold på 2,92 mmol C/L, hvilket er på samme niveau som i de centrale boringer placeret i de første 15 meter af behandlingsområdet. Boring E,d er dog placeret omkring 15 meter østligt for de centrale boringer. Observationerne i boring E,d viser, at der er sket en spredning af donor i en østlig retning ifht. behandlingsområdet.



FIGUR 7.9 KONCENTRATIONEN AF DONOR I BEHANDLINGSOMRÅDET DAG 201. DONORKONCENTRATIONERNE ER ANGIVET SOM SUMMEN AF FEDE SYRER I MMOL KULSTOF PR. LITER.

Kun boring K afgrænser behandlingsområdet mod nordvest. Boringen er placeret 32 meter nordvest for injektionsboringerne, og der er ikke observeret donor i denne boring.

Samlet kan det konkluderes, at donoren er spredt i alle centrale boringer i behandlingsområdet, og at der i et område både syd/sydøst og øst for behandlingsområdet er fundet forhøjede koncentrationer af donor.

7-4-5 Opsamling

Samlet har tilførslen af laktat medført, at kulstofindholdet i behandlingsområdet op til 15 meter nedstrøms injektionen er øget til et niveau mellem 5 og 10 mM C (60 og 120 mg C/L). Dette er op til 9 gange baggrundsniveauet. Der vurderes således, at der har været gode betingelser for at få reduceret sulfatindholdet i størstedelen af behandlingsområdet.

Der har været brint til stede i hele behandlingsområdet i koncentrationer mellem 0,6 og 19 nmol/L med højeste koncentrationer nær injektionen og laveste nær pumpeboringen AV1. Betingelserne for anaerob deklorering har således været opfyldt, idet et niveau på ca. 0,4 - 2nM normalt angives som værende karakteristisk når der observeres deklorering (Yang og McCarty, 1998; Mazur og Jones, 2001).

Donoren er primært fordelt i den centrale del af behandlingsområdet, men forhøjede koncentrationer er også fundet i boringer syd/sydøst og nordøst for injektionsboringerne. I boringer nedstrøms pumpeboringen er meget lave donorkoncentrationer observeret, hvilket tyder på, at pumpeboringen opfanger størstedelen af vandet fra injektionen.

7.5 OPRENSNINGSEFFEKT

I dette afsnit bliver oprensningseffekten vurderet ud fra udviklingen og sammensætningen af klorerede ethener i behandlingsområdet. Betegnelsen klorerede ethener vil i denne sammenhæng omfatte både TCE samt nedbrydningsprodukterne DCE, VC samt ethen og ethan.

Tidligere undersøgelser har vist, at der på lokaliteten er et naturligt potentiale for reduktiv deklorering, idet TCE, der oprindeligt er spildt, kun udgør en lille del af det samlede indhold af klorerede ethener. Indholdet af nedbrydningsprodukter og især cis-DCE var ved baselinemoniteringen (dvs. dag -16) meget højt i forhold til det samlede indhold af klorerede ethener. Baselinemoniteringen viste, at indholdet af cis-DCE svarede til mellem 60 og 84 %, mens indholdet af vinylklorid svarede til 10 - 21 % af det totale indhold af klorerede ethener (se afsnit 2.3.2).

Molfraktionen dvs. den andel, som det enkelte klorerede ethen udgør af summen af klorerede ethener, illustrerer, om der sker en sekventiel deklorering af cis-DCE gennem vinylklorid til ethen. Ved en fuldstændig deklorering af cis-DCE vil molfraktionen af cis-DCE mindskes, mens vinylklorid efterfulgt af ethen og eventuelt ethan vil udgøre en stadig større del af den samlede sum af klorerede ethener.

Udover molfraktionen er også dekloreringsgraden brugt i vurderingen af oprensningseffekten. Dekloreringsgraden er en samleparameter, der overordnet fortæller om udviklingen i den reduktive deklorering. Dekloreringsgraden er beregnet ud fra molkoncentrationer og fra følgende formel:

$$\text{Dekloreringsgrad (\%)} = \frac{\text{DCE} + 2 \cdot \text{VC} + 3 \cdot \text{Ethen} + 3 \cdot \text{Ethan}}{3 (\text{TCE} + \text{DCE} + \text{VC} + \text{Ethen} + \text{Ethan})} \cdot 100\%$$

En stigende dekloreringsgrad udtrykker, at de højere klorerede stoffer reduceres til lavere klorerede stoffer.

I dette tilfælde, hvor moderstoffet er TCE, skal der udføres tre dekloreringsstrin, før det uskadelige ethen eller ethan er dannet. Ud fra et teoretisk eksempel, hvor hvert dekloreringsstrin fører til en fuldstændig omdannelse til et lavere kloreret stof, vil dekloreringsgraden derfor ændres som beskrevet i det følgende.

Hvis der udelukkende forekommer 1 mM TCE, vil dekloreringsgraden være 0 %. Hvis 1 mM af TCE omdannes fuldstændigt til 1 mM DCE ved det første af tre dekloreringsstrin, bliver dekloreringsgraden 33 %. Hvis disse 1 mM DCE omdannes fuldstændigt til 1 mM VC bliver dekloreringsgraden 66 %, og hvis disse 1 mM VC omdannes fuldstændigt til ethen/ethan, vil dekloreringsgraden blive 100 %.

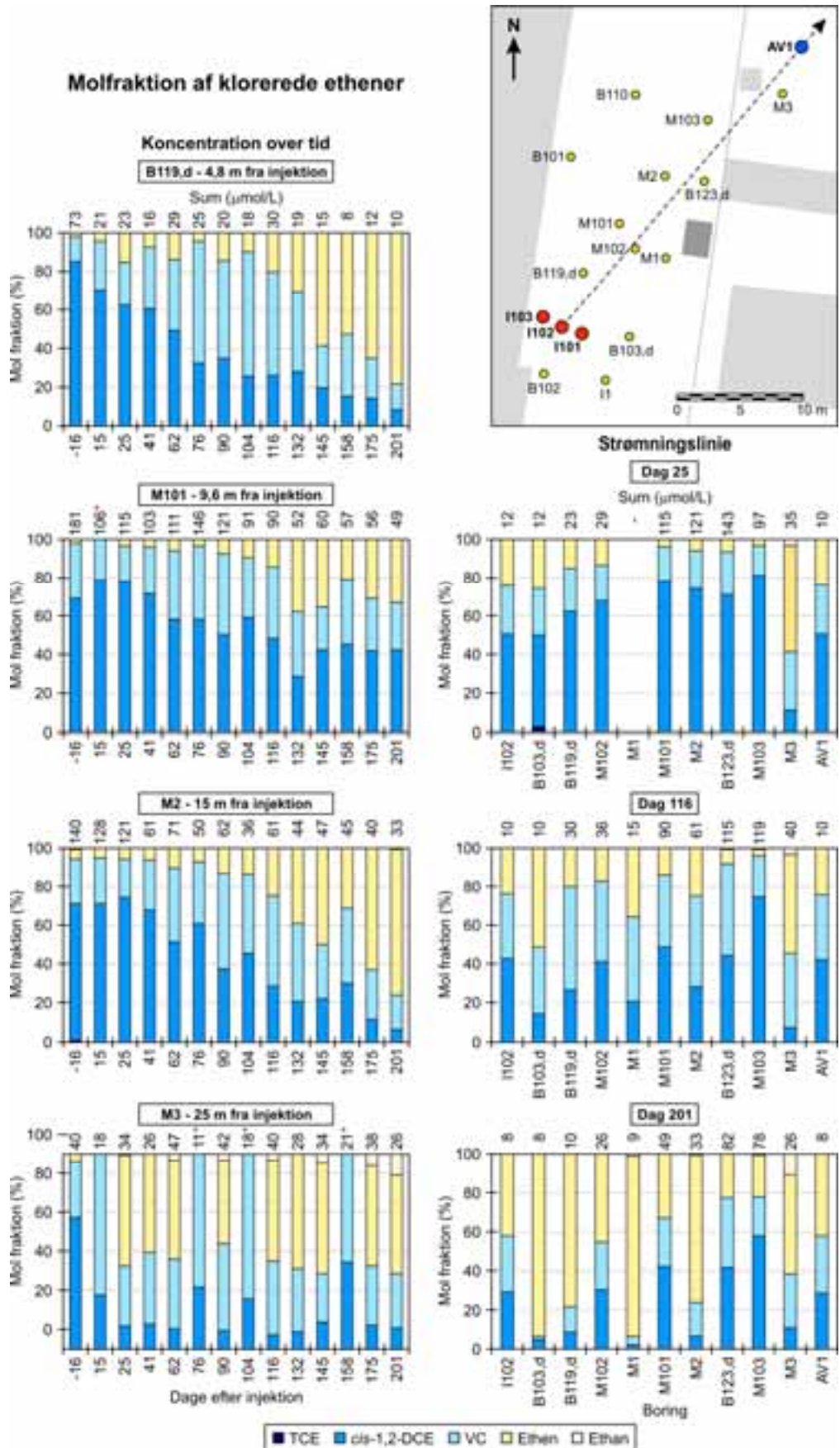
I et naturligt system vil der forekomme flere forskellige klorerede stoffer samtidigt, da dekloreringsprocessen ikke fører til en fuldstændig omdannelse af fx cis-DCE til VC før processen fortsætter til ethen. Dekloreringsgraden vil dog stadig udtrykke, hvor langt den fuldkomne dekloreringsproces er nået i forhold til den ønskede dekloreringsgrad på 100 %.

7.5.1 Koncentrationen af klorerede ethener i behandlingsområdet

Ved sammenligning af data fra baselinemoniteringen samt data fra senere monitoringsrunder ses, at den initiale koncentration af klorerede ethener falder i størstedelen af borerne (se sum af klorerede ethener øverst i de enkelte søjlediagrammer i figur 7.10). I de fleste borer er det udelukkende et fald i koncentrationen af cis-DCE, der forekommer.

I borerne I102, B103d, M101, M2, B123d, M103 falder summen af klorerede ethener med en faktor 1,2 til 1,8, når resultater fra baseline og dag 25 sammenlignes. I de samme borer er et tilsvarende koncentrationsfald i klorid observeret. Da koncentrationerne af klorid og klorerede ethener falder tilsvarende, tyder det på, at der sker en fortynding i systemet efter det aktive system er sat i gang. I borerne B119d, M102, M3 og AV1 falder summen af klorerede ethener derimod med en faktor 2,2 til 5,3, hvilket ikke bekræftes af tilsvarende fald i kloridkoncentrationer. I andre borer som eksempelvis boring B123d og B110 stiger koncentrationen af klorerede ethener, når baseline sammenlignes med monitoringsrunden dag 25.

De observerede koncentrationsændringer fra baselinemonitering og til senere monitoringsrunder kan ikke umiddelbart forklares, men kan være forårsaget af de ændrede hydrauliske forhold, som ned- og oppumpningen forårsager.



FIGUR 7.10. MOLFRAKTION AF KLOREREDE ETHENER SOM FUNKTION AF TIDEN I UDVALGTE BORINGER SAMT I BORINGER LANGS STRØMNINGSLINJEN (SE STIPLET STREG PÅ KORT). * ANGIVER MONITERINGS-DAGE, HVOR ETHEN OG ETHAN IKKE HAR INDGÅET I ANALYSEPROGRAMMET.

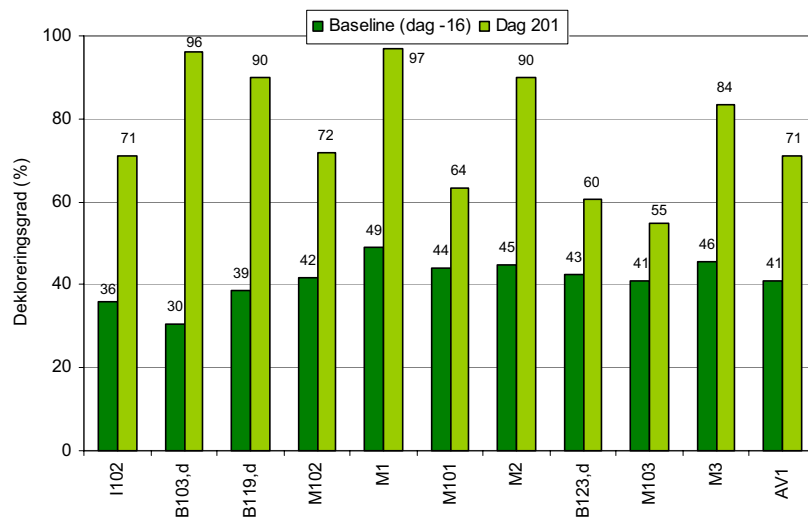
7.5.2 Reduktiv deklorering i behandlingsområdet

Sammensætningen af de klorerede ethener over tiden er undersøgt for at at vurdere om, og i hvilken grad, der er foregået reaktiv deklorering i behandlingsområdet. Molfraktionen af de enkelte klorerede ethener er afbildet i udvalgte boringer over tiden samt langs en strømningslinie i Figur 7.9. Desuden er dekloreringsgraden ved baselinemoniteringen (dag -16) og den afsluttende monitorering (dag 201) sammenlignet i Figur 7.11.

Ved baselinemoniteringen var dekloreringsgraden mellem 36 % og 49 % i de centralt placerede boringer (Figur 7.11). Boring M1 havde den højeste dekloreringsgrad og var ligeledes den boring, hvor der blev observeret det højeste indhold af metan ved baselinemoniteringen.

Efter påbegyndelsen af injektionen af laktat og frem mod dag 62 ses en svag gradvis ændring i sammensætningen af klorerede ethener. På dag 62 er der i de fleste centrale boringer observeret en stigende produktion af vinylklorid. Fra at udgøre 10-24 % ved baselinemoniteringen udgør vinylklorid nu 38-57 % af det samlede indhold af klorerede ethener i de centrale boringer (Figur 7.10).

Efter dag 62 forekommer en periode på omkring 60 dage, hvor den reaktive deklorering foregår langsommere end tidligere. I denne periode ses kun en lille ændring i sammensætningen af klorerede ethener. Dette gælder samtlige boringer, som er monitoreret i den pågældende periode. (Se eksempelvis boring B119d og M101 i Figur 7.10). Der er målt høje koncentrationer af donor i størstedelen af behandlingsområdet i den pågældende periode, og den langsommere udvikling kan derfor ikke forklares med mangel på donor. En mulighed er, at sulfatreducerende bakterier, så længe der er sulfat til stede, udkonkurrerer de deklorerende bakterier ved at forbruge den brint, der produceres. Dette underbygges af, at der i perioden mellem dag 116 og 201, hvor det meste af sulfaten er reduceret, observeres en stigende produktion af ethen i de fleste af de centralt placerede boringer (Se afbildning af molfraktioner for boringerne B119d, M101 og M2 i Figur 7.10).



FIGUR 7.11: DEKLORERINGSGRAD I % VED BASELINE (DAG -16) SAMT DAG 201 I BORINGER LANGS STRØMNINGSLINIEN.

På sidste monitoringsdag (dag 201) er dekloreringsgraden i borerne B103d, B119d, M102, M1 og M101 mellem 64 og 97 % (Figur 7.11). Boringerne M103 og B123d, placeret 15 til 20 meter nedstrøms injektionen, skiller sig ud ved kun at have dekloreringsgrad på hhv. på 55 og 60 %. M3, der er placeret 25 meter fra injektionen, har derimod en dekloreringsgrad på 84 % og her udgør ethan 3 % af den samlede molkoncentration af ethener.

Der er ingen systematik i placeringen af borer med størst dekloreringsgrad. Som eksempel kan det ses, at dekloreringen af cis-DCE i boring M101 er mindre end i boring B119d og M2 (Se afbildning på strømninglinie, dag 201 i Figur 7.10). Dette er på trods af, at M101 ligger på direkte strømninglinie og midt imellem borerne B119d og M2. Ved sammenligning med udviklingen af redoxparametre og udviklingen i donor er der ikke noget, der indikerer, at der er anderledes forhold i boring M101.

Ved sammenligning af dekloreringsgrad med koncentrationen af klorerede ethener ses en tendens til, at dekloreringsgraden er størst i borer med lave koncentrationer af klorerede ethener. Tendensen ses ligeledes ved, at molfraktionen af ethen udgør mellem 45 og 92 % i borer, hvor summen af klorerede ethener er 26 $\mu\text{mol/L}$ eller derunder. Derimod udgør ethen kun mellem 22 og 33 % i borerne B123d, M103 og M101, hvor summen af klorerede ethener er mellem 49 og 82 $\mu\text{mol/L}$ (Figur 7.10). Det er derfor muligt, at de højere koncentrationer i nogle af borerne medfører, at den anaerobe dekloreringsproces foregår langsommere.

Samlet set er den naturlige dekloreringsproces blevet stimuleret i hele behandlingsområdet, og den vigtige omdannelse af VC til ethen er observeret i samtlige borer. Dog er der gennem hele monitoringsperioden til stadighed målt cis-DCE. Det er sandsynligt, at der løbende sker en tilførsel af cis-DCE fra lerlaget til sandlaget i takt med, at cis-DCE fjernes ved reaktiv deklorerung. Det er ikke muligt at kvantificere omfanget af dette bidrag, men det kan forklare, at der til stadighed er cis-DCE i behandlingsområdet på trods af en tilsyneladende meget effektiv deklorerung.

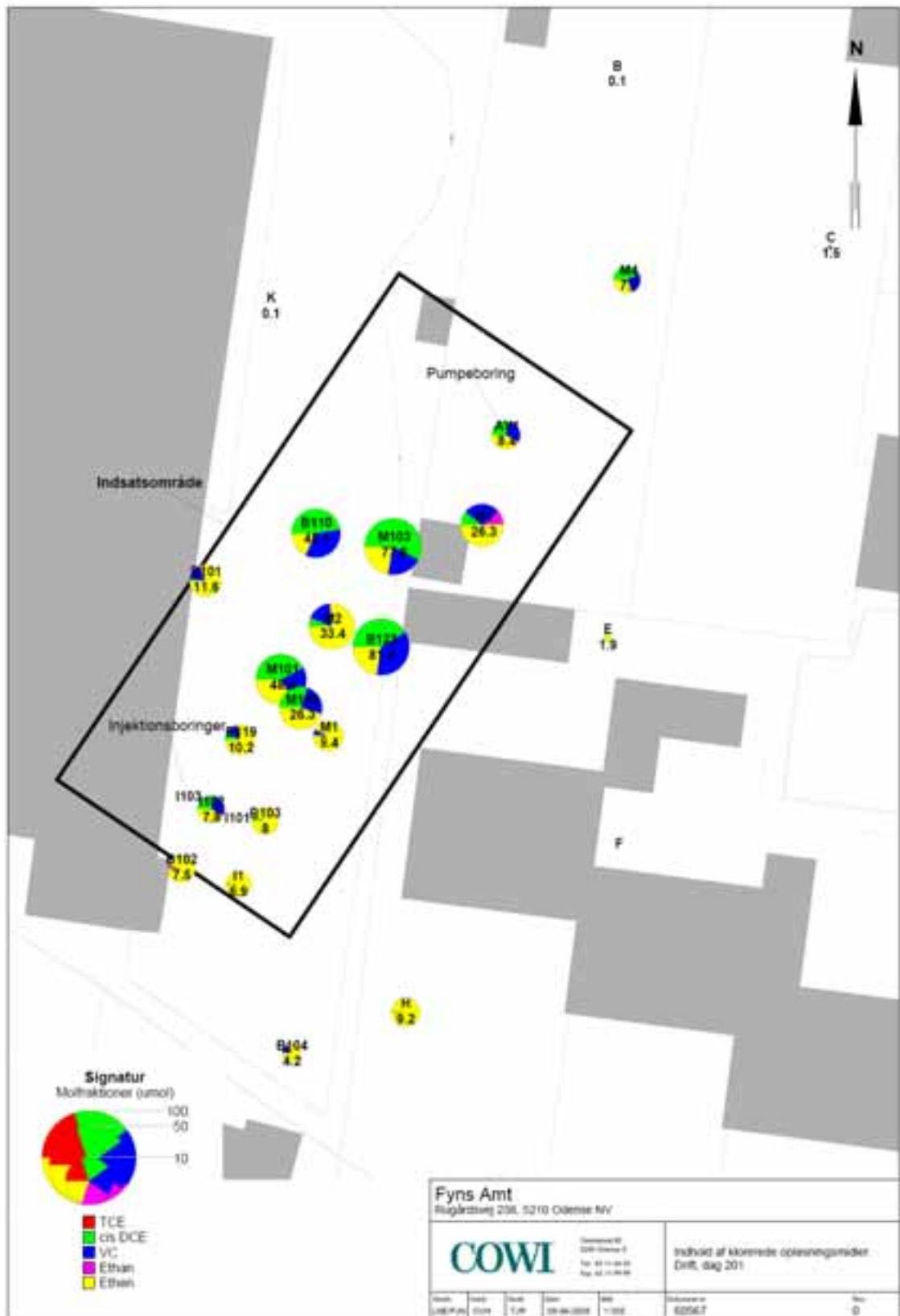
7.5.3 Spredning af klorerede ethener og reaktiv deklorerung

I figurerne 7.12 og 7.13 gives et overblik over koncentrationsfordelingen og sammensætningen af klorerede ethener ved baseline samt ved den afsluttende monitorung (dag 201) for hele området.

I den nordvestlige del af behandlingsområdet er borerne B101 og B110 placeret med afstand på hhv. 13 og 19 meter til injektionsboringerne. Injektionen af vand har ført til en stigning i indholdet af klorerede ethener i boring B110, og her stiger summen af klorerede ethener med en faktor 10 ifht. baselinemonitorungen. Det vurderes, at der ikke er sket en yderligere spredning af klorerede ethener i en nordvestlig retning mod boring K, hvori koncentrationen af klorerede ethener kun er målt til 0,1 $\mu\text{mol/L}$ på dag 201. At der ikke er sket en spredning af forureningen mod vest underbygges af de observerede tracerkoncentrationer (Kapitel 7.1).



FIGUR 7.12: MOLKONCENTRationer AF Klorerede Ethener Ved Baseline (DAG -16).



FIGUR 7.13: MOLKONCENTRATIONER AF KLOREREDE ETHENER VED AFSLUTTENDE MONITERING (DAG 201).

I boring B101 findes ingen data fra baselinemoniteringen fra 2005, men der findes data fra målinger i december 2004 (se figur 2.5). Det kan med sikkerhed siges, at der mellem dag 116 og 201 produceres ethen, mens koncentrationen af cis-DCE og vinylklorid falder. Summen af klorerede ethener i B101 er på 12 $\mu\text{mol/L}$.

I boring B110 ses ingen tegn på reduktiv deklorering på trods af at der ses en svag stigning i indhold af donor og brint i boringen.

Det er muligt, at den højere koncentration af klorerede ethener (45 $\mu\text{mol/L}$ dag 201) gør, at den reduktive deklorering ikke sker lige så hurtigt i boring B110 som i boring B101. Det er således ikke entydigt, om der sker reduktiv deklorering i boringer placeret i den nordvestlige del af behandlingsområdet.

De fleste boringer uden for behandlingsområdet er kun monitoreret ved baseline og to gange efter tilsætning af donor. Det er derfor svært at vurdere, om tilførslen af donor har stimuleret den reduktive dekloreringsproces i disse boringer.

Boringerne I1 og B102 er placeret omkring 4 meter syd for og opstrøms injektionsboringerne. Der er ingen tegn på, at indholdet af klorerede ethener er steget i disse boringer. Boringerne bliver begge tilført donor fra injektionsboringerne, og der er sket en fuldstændig reduktion af sulfatindholdet (se kapitel 7.2 og 7.3). I boring I1 sker et fald i koncentrationen af cis-DCE når baselinemoniteringen sammenlignes med de øvrige monitoringer. Ses på dekloreringsgraden sker der reduktiv deklorering i boringen. På trods af, at boring B102 ser ud til at blive tilført vand med højere koncentration af cis-DCE og VC, omdannes disse til ethen. Injektionen af donor har sandsynligvis stimuleret den reduktive deklorering i et område 4 meter opstrøms injektionsboringerne.

I boring E,d, som er placeret omkring 24 meter øst for injektionsboringerne, er der ved baselinemoniteringen ikke detekteret acetat og propionat. Derimod er acetat og propionat målt i koncentrationer på hhv. 0,75 og 0,5 mmol/L ved den afsluttende monitorering. Det er sandsynligt, at dette har stimuleret den reduktive deklorering, idet der i boring E,d er observeret en produktion af ethen og at dekloreringsgraden er gået fra 38 til 99 % fra baseline til dag 201. Der er intet tegn på, at indholdet af klorerede ethener er steget og dermed blevet spredt fra det centrale område til boring E,d eller andre boringer placeret øst for behandlingsområdet.

Boringerne A og C, som er placeret nedstrøms pumpeboring AV1 er kun analyseret for indhold af klorerede ethener i december 2004 samt ved den afsluttende monitorering, dag 201. I begge boringer er indholdet af cis-DCE stort set uændret. Ses på dekloreringsgraden er den blevet mindre i begge boringer. Datagrundlaget er dog for spinkelt til at kunne vurdere, om der er sket en stimulering af den reduktive deklorering i disse boringer. Forudsætningen for stimulering har dog været til stede i boring A, hvor der ved den afsluttende monitorering (dag 201) er observeret donorkoncentrationer, der er højere end baggrundsniveauet i det øvrige behandlingsområde.

Der er ikke nogle tegn på, at det aktive anlæg har ført til en spredning af klorerede ethener nedstrøms behandlingsområdet. Boringerne M4 og C er placeret hhv. 13 og 23 meter nedstrøms pumpeboringen. Disse boringer er ikke monitoreret ved baselinemoniteringen, men det kan ved sammenligning med data fra december 2004 (se figur 2.5) konkluderes, at der efter 201 dages drift af anlægget ikke ses en stigning i indholdet af klorerede ethener i disse boringer. I

overensstemmelse med observationerne af tracer- og donorkoncentrationer kan det konkluderes, at pumpeboringen opfanger størstedelen af det injicerede vand og dermed også de klorerede ethener.

7.5.4 Opsamling

Injektionen af donor og KB-1 har ført til en stimulering af den reductive dekloreringsproces i hele behandlingsområdet. Indholdet af cis-DCE er reduceret og sammensætningen af klorerede ethener er ved den afsluttende monitoring domineret af ethen i størstedelen af borerne. Dekloreringsgraden er steget fra et niveau på 30 til 49 % til et niveau mellem 55 og 97 % i de centralt placerede borer.

Der er ikke sket en uhensigtsmæssig horisontal spredning af forureningen, og pumpeboringen opfanger størstedelen af det injicerede vand, herunder de klorerede ethener.

7.6 BAKTERIEMÅLINGER

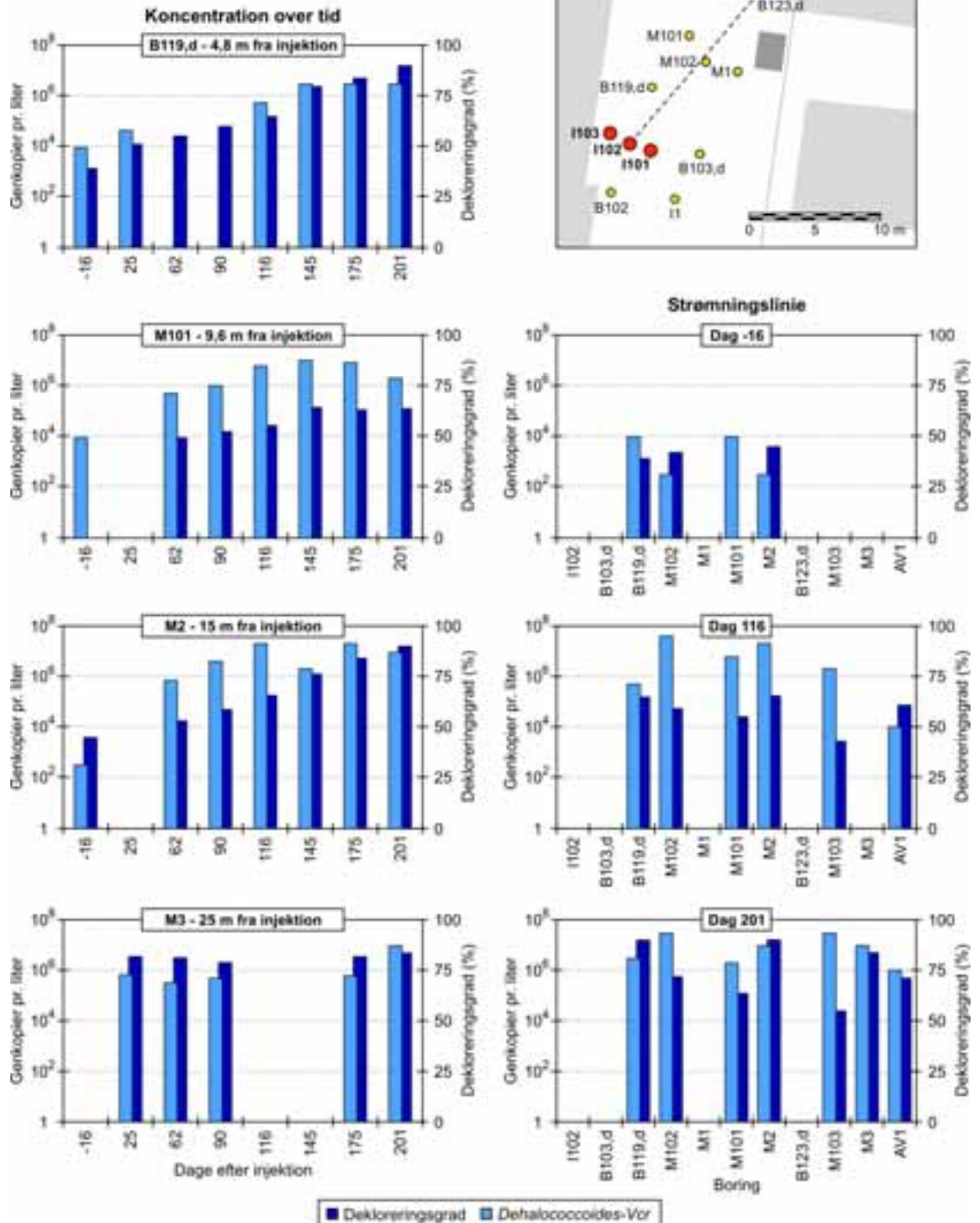
Til undersøgelse af vækst og spredning af bakterier i behandlingsområdet er der i udvalgte borer udtaget vandprøver til analyse for Dehalococcoides otte gange i løbet af oprensingsperioden.

I stedet for at analysere for antallet af Dehalococcoides, som det tidligere har været praksis i forbindelse med anvendelse af stimuleret reaktiv deklorerings, er vandprøverne analyseret for vinylkloridreduktase, som er det gen, der udtrykker et enzym, der er ansvarlig for deklorering af VC til ethen. Da ikke alle typer af Dehalococcoides kan nedbryde TCE fuldstændigt til ethen, vil en analyse af tilstedeværelsen af Dehalococcoides ikke nødvendigvis sige noget om, hvorvidt fuldstændig deklorering til ethen kan forventes, hvorfor en analyse af vinylkloridreduktase er at fortrække. Resultaterne af vinylkloridreduktaseanalysen angives i genkopier pr. liter vandprøve. Det kan med rimelighed antages, at hver enkelt Dehalococcoides kun besidder et vinylkloridreduktase-gen, hvorfor analyseresultaterne kan tolkes som antallet af Dehalococcoides, der har vinylkloridreduktase og dermed evnen til at nedbryde VC til ethen. I det følgende vil Dehalococcoides, der kan nedbryde VC til ethen benævnes ved Dehalococcoides-Vcr.

Udover bestemmelse af antallet af vinylkloridreduktase-genkopier er der lavet en kvantitativ analyse af antallet af Dehalococcoides målt i et antal borer i forbindelse med baselinemoniteringen samt ved den afsluttende monitoring.

Figur 7.14 viser antallet af vinylkloridreduktase-gener i udvalgte borer i testfeltet som funktion af tiden. Af resultaterne fra baseline monitoring (dvs. dag -16) fremgår det, at der er Dehalococcoides-Vcr, der kan nedbryde VC til ethen, til stede i behandlingsområdet i koncentrationer op til $10^6/L$ allerede inden injektion af donor. Tilstedeværelsen af Dehalococcoides-Vcr stemmer pænt overens med den relativt fremskredne dekloreringsgrad på lokaliteten, hvor forureningssammensætningen domineres af cis-DCE og i nogen grad VC og ethen. Det relativt lave antal af Dehalococcoides-Vcr ($<10^4/L$) i størstedelen af borerne indikerer dog, at forholdene ikke er optimale for reaktiv deklorerings. Dette skyldes sandsynligvis donorbegrænsning.

Dehalococcoides-Vcr og dekloreringsgrad



FIGUR 7.14. ANTALLET AF *DEHALOCOCCOIDES-Vcr*, DER KAN NEDBRYDE VC TIL ETHEN, SAMT DEKLORERINGSGRADEN I VANDPRØVER FRA UDVALGTE BØRINGER SOM FUNKTION AF TIDEN SAMT I BØRINGER LANGS STRØMNINGSLINIE. INJEKTION AF DONOR ER SKET PÅ DAG 0, MENS INJEKTION AF BAKTERIEKULTUR (KB-1™) ER SKET PÅ DAG 69. BEMÆRK AT Y-AKSEN ER LOGARITMISK.

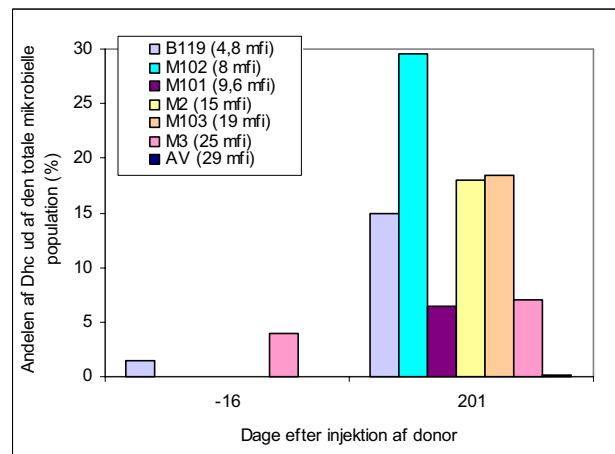
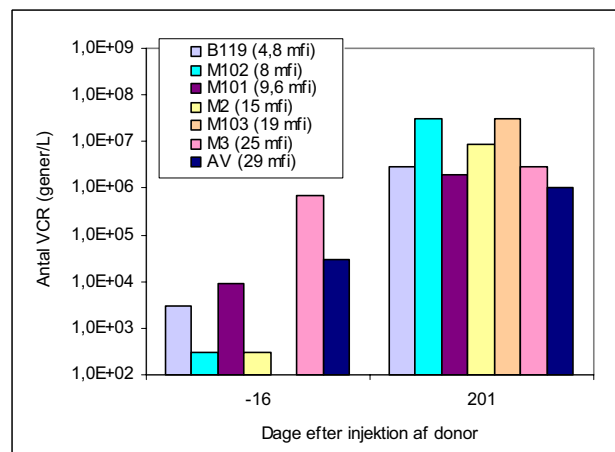
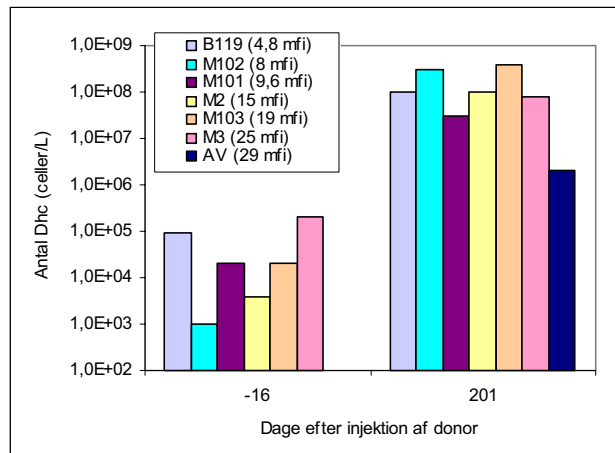
At omsætningen af de klorerede stoffer på lokaliteten er donorbegrænset bekræftes af, at der efter tilsætning af donor ses en kraftig stigning i antallet af Dehalococcoides-Vcr (se Figur 7.13). På dag 62 ses for eksempel koncentrationer af Dehalococcoides-Vcr på op til $5 \cdot 10^6$ /L i borerne M101, M102 og M2, der ligger tættest på injektionsboringerne. Stigningen stemmer pænt overens med omsætning af donor, der på dette tidspunkt primært sker i den første del af behandlingsområdet dvs. indenfor en afstand på 10 til 15 m nedstrøms injektionsboringerne.

På dag 69 er tilsat bakteriekulturen KB-1, der indeholder bakterier af typen Dehalococcoides-Vcr. Efter dag 62 ses en yderligere stigning i antallet af Dehalococcoides-Vcr i hele behandlingsområdet, hvilket skyldes vækst som følge af stimulering med donor eller injektion af KB-1. I den første periode frem til dag 116 sker den største vækst i borer beliggende i starten af behandlingsområdet (M101, M102 og M2) (Figur 7.14). Senere ses en stigning af Dehalococcoides-Vcr i borer længere væk fra injektionsboringerne i takt med, at donor, fermenteringsprodukter og evt. bakterier bevæger sig ud i området.

Efter 116 dage ses en tendens til at antallet af Dehalococcoides-Vcr stabiliseres, hvilket stemmer overens med, at koncentrationen af fermenteringsprodukter ligeledes stagnerer i en periode omkring dag 116. Igen ses denne tendens først i borer beliggende i starten af injektionsfeltet og efterfølgende i borer længere ude i behandlingsområdet.

Hvorvidt stigningen i antallet af Dehalococcoides-Vcr skyldes tilsætning og efterfølgende transport af bakterier eller primært vækst og transport af de naturligt tilstedeværende bakterier kan være svært at afgøre. Det er dog klart, at tilsætning af donor alene har stimuleret vækst af de naturligt tilstedeværende bakterier, idet der ses markante stigninger i antallet af Dehalococcoides-Vcr i flere borer allerede inden tilsætning af KB-1. For eksempel ses en markant vækst af Dehalococcoides-Vcr i boring M2 og M103 (data fra M103 ikke afbildet) fra donorinjektion og frem til dag 90. I denne periode er de injicerede Dehalococcoides-Vcr fra KB-1 kulturen endnu ikke nået frem til disse borer, såfremt det antages, at Dehalococcoides-Vcr transporteres med en strømningshastighed svarende til bromid uden retardation.

I alle borer (med undtagelse af M3) ses en pæn sammenhæng mellem udviklingen i antallet af Dehalococcoides-Vcr og reaktiv deklorering, således at en stigning i antallet af Dehalococcoides-Vcr over tiden følges af en stigning i dekloreringsgraden (se Figur 7.14). Der ses derimod ikke umiddelbart nogen entydig sammenhæng mellem antallet af Dehalococcoides-Vcr og dekloreringsgraden opnået ved forsøgets afslutning (dag 201) ved sammenligning af forskellige borer. I flere borer, hvor der ses en væsentlig deklorering i løbet af oprensingsperioden ses dog også meget høje koncentrationer af Dehalococcoides-Vcr (10^6 - 10^8 /L) som fx. B119d, M2, og M3. Det høje antal Dehalococcoides-Vcr ($7 \cdot 10^5$ /L) i boring M3 allerede fra starten stemmer fint overens med forureningssammensætningen, der ligeledes viser en fremskreden deklorering tidligt i forløbet. Endvidere ses samtidigt gunstige redoxforhold for reaktiv deklorering, idet der ses metanogene forhold i M3.



FIGUR 7.15. ØVERST OG I MIDTEN: ANTALLET AF *DEHALOCOCCOIDES* (DHC) SAMT VINYLKLORIDREDUKTASE (VCR) I VANDPRØVER FRA UDVALGTE BORINGER VED BASELINEMONITERINGEN (DAG -16) SAMT VED SIDSTE PRØVETAGNING (DAG 201). NEDERST: ANDELEN AF *DEHALOCOCCOIDES* I PROCENT UD AF DEN TOTALE MIKROBIELLE POPULATION. INJEKTION AF DONOR ER SKET PÅ DAG 0, MENS INJEKTION AF BAKTERIEKULTUR (KB-1™) ER SKET PÅ DAG 69. BEMÆRK AT Y-AKSEN ER LOGARITMISK.

Resultaterne for den kvantitative bestemmelse af antallet af *Dehalococcoides* ved baselinemoniteringen samt den sidste prøvetagningsrunde (dag 201) er vist sammen med resultaterne for antallet af vinylchloridreduktase-genkopier i Figur 7.15. Af figuren fremgår, at antallet af *Dehalococcoides* er relativt lavt ($1 \cdot 10^3$ til $9 \cdot 10^4$ celler/L) før injektion af donor, dog udgør andelen af Dehalo-

coccoides, der kan nedbryde VC til ethen en stor andel af de naturligt tilstedeværende Dehalococcoides på lokaliteten. Efter stimulering med donor i 201 dage ses en markant stigning både i antallet af Dehalococcoides ($3 \cdot 10^7$ til $4 \cdot 10^8$ celler/L) samt i antallet af Dehalococcoides, der kan nedbryde VC til ethen. Dette stemmer fint overens med resultaterne for de klorerede stoffer, der viser at forureningssammensætningen domineres af VC og ethen ved afslutningen af forsøget. Det ses også, at der er sket en forskydning i den mikrobielle population, således at andelen af Dehalococcoides udgør en større andel af den samlede mikrobielle population ved forsøgets afslutning (7-30 %) sammenlignet med situationen før donorinjektion (0-4 %).

7.6.1 Opsamling

På baggrund af resultaterne kan det konkluderes, at antallet af Dehalococcoides, der kan deklorere VC til ethen (Dehalococcoides-Vcr), er steget fra ca. 10^4 /L til op til 10^8 /L som følge af stimulering med donor og bakterier. Der ses allerede efter 116 dage høje koncentrationer af Dehalococcoides-Vcr i hele behandlingsområdet.

Resultaterne fra den første periode viser også tydeligt, at tilsætning af donor alene har betydet en markant vækst af de naturligt tilstedeværende Dehalococcoides-Vcr. Resultaterne indikerer derfor, at donortilsætning alene ville have været tilstrækkelig i forbindelse med oprensning af det mellemste sekundære magasin på denne lokalitet. Det kan dog ikke udelukkes, at biostimulering med bakterier af typen Dehalococcoides har haft en yderligere stimulerende effekt på nedbrydningen af klorerede ethener i behandlingsområdet.

8 Model for tracerudbredelse og recirkulering af laktat

8.1 MODELLERING AF PILOTFORSØG

Der er gennemført en udvidelse af den oprindelige grundvandsmodellering i dette projekt (se afsnit 3.2.3).

Formålet har været at undersøge:

- Tracerspredning. Modelleringen adskiller sig fra den oprindelige grundvandsmodellering ved, at tracerspredning efter pulsinjektion er simuleret. Derved kan simuleringerne bedre sammenlignes med de konkrete resultater fra pilotforsøget.
- Recirkulering af donor. I den oprindelige modellering blev udviklingen i koncentrationer af donor på grund af recirkulering ikke belyst.

Alle simuleringer er udført med en stoftransportmodel, hvor den oprindelige modellering primært baserede sig på partikelbanesimulering.

Arbejdet har ikke haft til formål at tilpasse modellen til de konkrete observationer men at beskrive karakteristika for stofspreddning i tid og rum. Det kan dermed være en hjælp i datafortolkning og være af generel interesse for senere dimensionering og fortolkning af pilotforsøg med recirkulering.

Der er kørt en række scenarier med forskellige dispersiviteter for at vurdere effekten på spredningen i tid og rum af tracer og laktat. I basisscenariet 0 er der benyttet meget lave dispersiviteter, som svarer til værdier i den lave ende af værdier fundet i sandmagasiner over denne skala. I scenarie 6 er der anvendt meget højt langsgående dispersivitet og samme tværgående dispersivitet som i basisscenariet. I Scenarie 7 er der anvendt en høj tværgående dispersivitet, mens den langsgående dispersivitet svarer til basisscenariet.

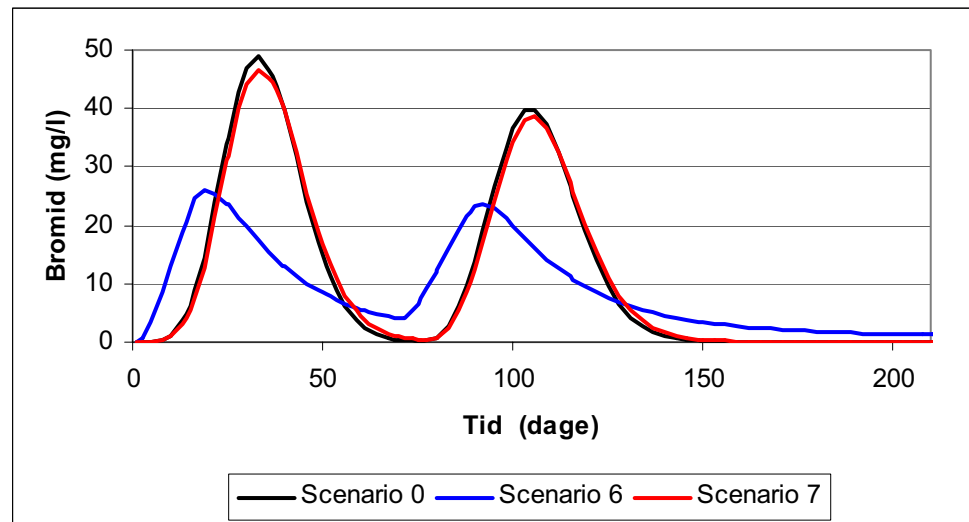
Modelopsætning for de to modelundersøgelser er beskrevet i sin helhed i bilag 7.

8.2 SIMULERING AF TRACERUDBREDELSE

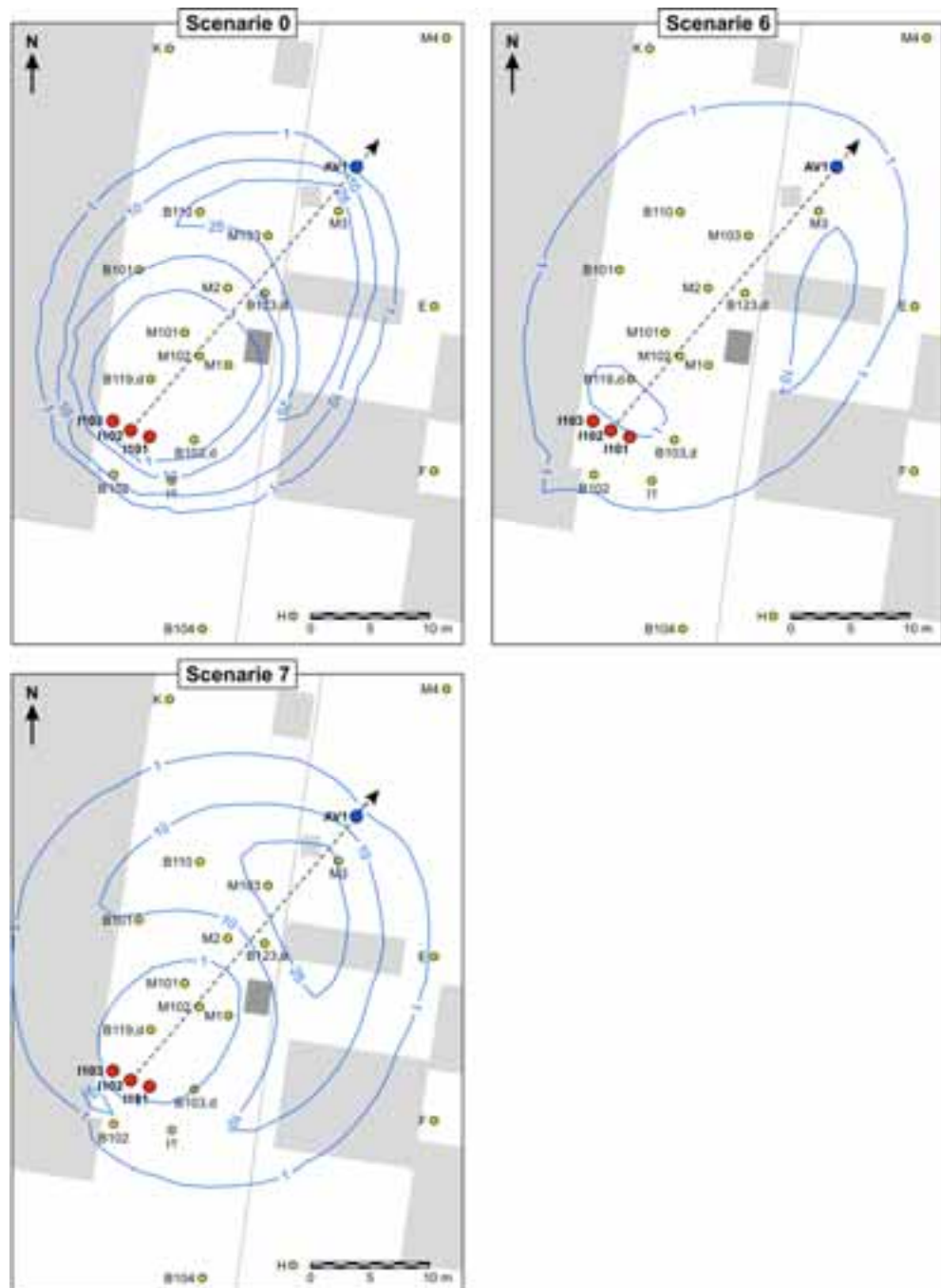
Simulering af tracerudbredelse er begrænset til tracerforsøg 1 og 2. Der er ikke kørt med recirkulering. Der er anvendt en justeret strømningshastighed, som svarer til den observerede, for at lette sammenligning med observerede data. Strømningshastigheden er justeret ved tilretning af porøsiteten, så de øvrige hydrauliske parametre kunne fastholdes.

I figur 8.1 er vist en gennembrudskurve i M2 (15 m nedstrøms injektionsboringerne) for 3 udvalgte scenarier. Det fremgår, at der i denne boring er en klar adskillelse mellem kurverne for de to tracerforsøg. Længere nedstrøms i injektionsfeltet er der sker et udglatning af kurverne, så de for de to tracerforsøg glider mere sammen. Traceren bevæger sig som en samlet sky gennem injektionsfeltet (figur 8.2). Strømningshastighederne er lidt højere centralt end i udkanten af tracerskyen, da oppumpningen i AV1 styrer strømningsbilledet. Formen på tracerskyen afviger derfor for en klassisk gaussisk fordeling, som man vil observere under naturlige strømningsforhold.

Det fremgår af figur 8.1, at forøgelse af den langsgående dispersivitet (scenarie 6) som ventet strækker kurven. Ændringerne i den tværgående dispersion mindsker i begrænset omfang den maksimale koncentration (scenarie 7). Effekten er lille i de centrale borer, mens den er meget mere markant i udkanten af injektionsfeltet. Koncentrationsfaldet skyldes en forøget spredning på tværs af strømningsretningen, som tydeligt fremgår af figur 8.2. Den forøgede spredning på tværs afspejles også svagt i strømningshastighederne, da der er lavere hastighed i udkanten af tracerskyen.



FIGUR 8.1: SIMULEREDE GENNEMBRUDSKURVER FOR TRACER I M2 FOR TRE UDVALGTE SCENARIER MED FORSKELLIGE DISPERSIVITETER.

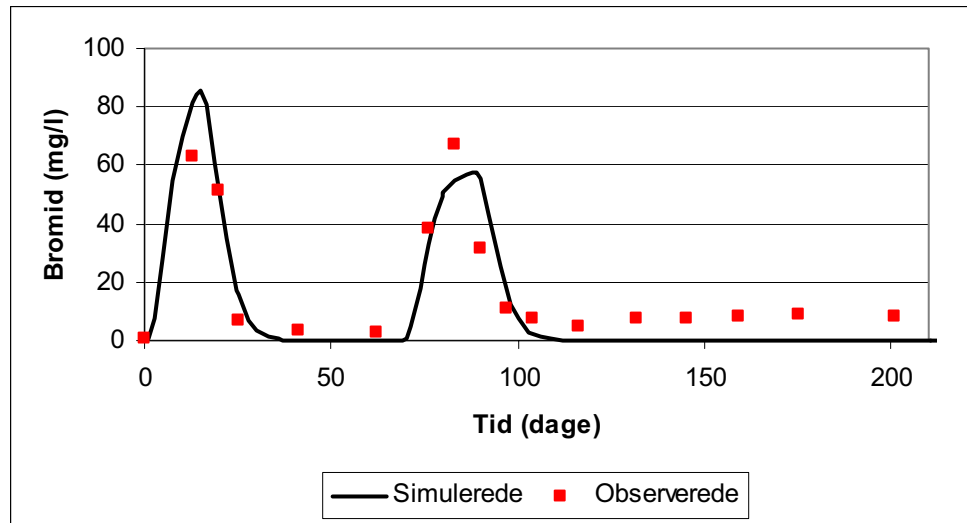


FIGUR 8.2: SIMULERET SPREDNING AF TRACER I INJEKTIONS FELTET EFTER 62 DAGE FOR SCENARIE 0, 6 OG 7. KONTURKURVERNE ANGIVER KONCENTRATIONERNE AF BROMID I MG/L.

8.3 SAMMENLIGNING MELLEM SIMULERET OG OBSERVERET SPREDNING AF TRACER

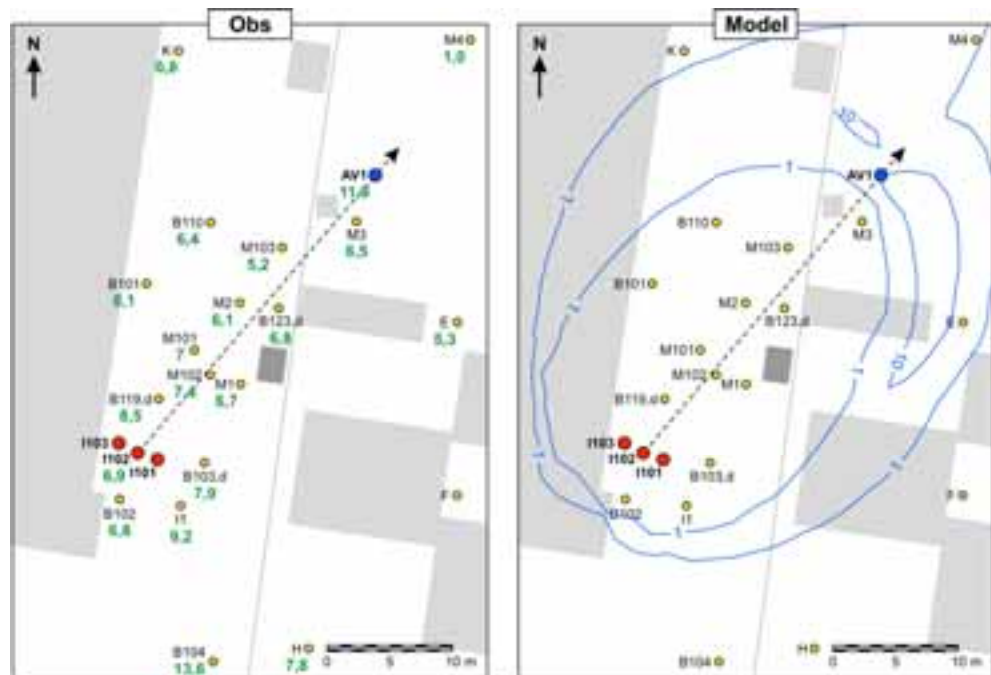
Gennembrudskurver for B119 (4,8 m fra injektionsboringerne) er sammenlignet med modelsimuleringer i figur 8.3. Der er en god overensstemmelse med hensyn til opholdstid og den langsgående spredning af bromid efter justering af porøsiteten. De maksimale koncentrationer stemmer rimeligt overens, hvilket viser, at modellen beskriver de karakteristiske forhold i pilotforsøget på udmærket vis. I boringer længere nedstrøms er overensstemmelsen mellem målte og simulerede gennembrudskurver for bromid ringere (se bilag 9). Det tilskrives lokale variationer i geologiske og hydrauliske forhold,

som ikke er indarbejdet i den forholdsvis simple geologi i modellens opsætning. Den ringere genfindelse af tracer i borerne længere nedstrøms (afsnit 7.1) kan altså ikke tilskrives fortynding på grund af oppumpningen i AV1.



FIGUR 8.3. SAMMENLIGNING MELLEM OBSERVATIONER OG MODELSIMULERINGER FOR GENNEMBRUDSKURVER I BORING B119,D FOR SCENARIO O.

Spredningen af bromid dag 201 (uden recirkulering) er simuleret og sammenlignet med den observerede udbredelse (figur 8.4). Koncentrationerne kan ikke direkte sammenlignes, da modellen ikke tager højde for recirkulering. Udbredelsen svarer rimeligt overens, men boringernes placering og antal i periferien af behandlingsområdet skal tages i betragtning. Det er bemærkelsesværdigt at B104 og H i den syd-østlige del af området tydeligvis er berørt, hvilket ikke er i overensstemmelse med den simulerede udbredelse. Det må tilskrives hydrogeologiske forhold omkring injektionsområdet.

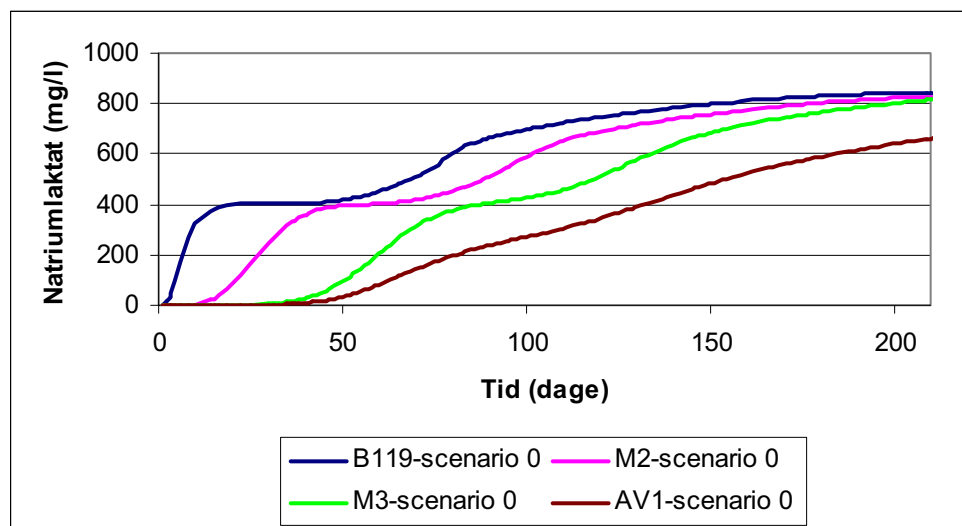


FIGUR 8.4 OBSERVERET UDBREDELSE AF BROMID DAG 201. KONCENTRATIONERNE AF BROMID ER ANGIVET I MG/L UNDER BORINGSNUMRENE. SIMULERET UDBREDELSE AF BROMID DAG 201 FOR SCENARIO O. KONTURKURVERNE ANGIVER KONCENTRATIONERNE AF BROMID I MG/L.

8.3.1 Simulering af recirkulering af natriumlaktat

Natriumlaktat er brugt som modelstof ved simulering af recirkulering. Laktat bliver omsat ved processerne i jorden, men i modellen simuleres dette ikke. Kurverne for laktat svarer derfor til en reinjicering af en tracer med koncentrationer svarende til laktat.

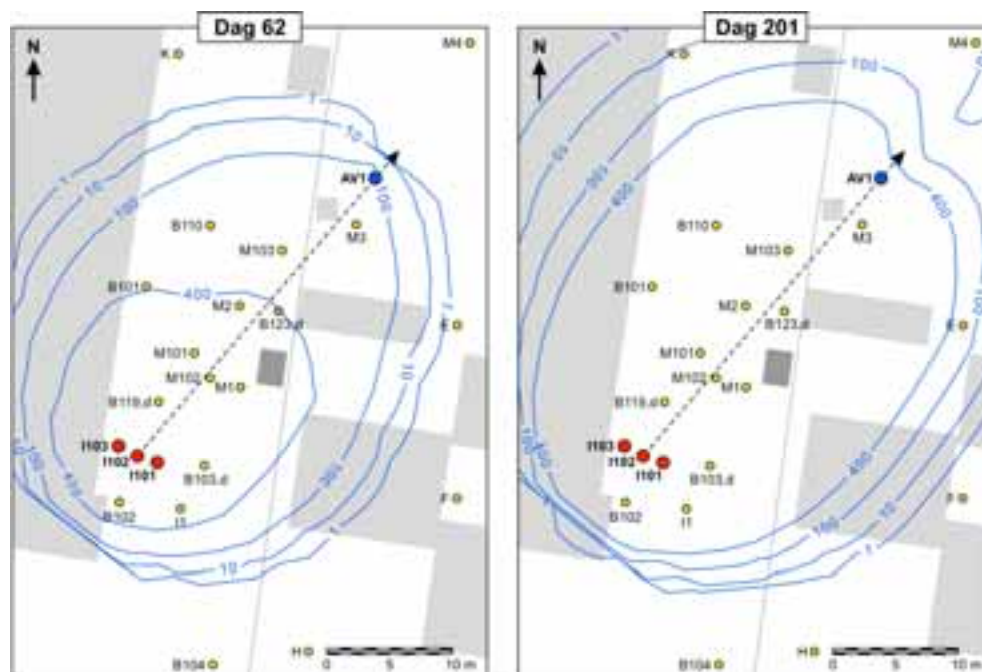
I figur 8.5 er vist en gennembrudskurve i B119 for 3 udvalgte scenarier. Der er tale om en kontinuert nedpumpning, så kurverne ville gradvis nærme sig en konstant koncentration, hvis koncentrationen var konstant. På grund af recirkuleringen sker der en gradvis forøgelse af koncentrationen. Det fremgår tydeligt efter ca. 60 dage, hvor der er gennembrud af laktat i AV1. Koncentrationen vil derefter langsomt øges, så længe der foregår nedpumpning af laktat.



FIGUR 8.5: SIMULEREDE GENNEMBRUDSKURVER FOR NATRIUMLAKTAT FOR BORING B119, M2, M3 OG AV1

Den simulerede spredning af natriumlaktat (uden omsætning) er vist for basissceneriet efter 62 og 201 dage i figur 8.6. Det påvirkede område forøges tydeligvis mellem dag 62 og dag 201, hvor effekten af recirkuleringen er slået fuldt igennem (figur 8.5). Der er meget stejle koncentrationsgradienter på grund af den lave dispersivitet på tværs af strømningsretningen.

For donoren kan der ikke laves en egentlig sammenligning med modelsimuleringer, da modellen ikke medtager omsætning af donor. Observationerne tyder på, at der ikke er spredt betydelige koncentrationer af donor nedstrøms behandlingsområdet (se afsnit 7.3), hvilket svarer til modellens forudsigelser.



FIGUR 8.6: SIMULERET SPREDNING AF NATRIUMLAKTAT I INJEKTIONS FELTET (SCENARIO 0 EFTER 62 DAGE). KONTURKURVERNE ANGIVER KONCENTRATIONERNE AF NATRIUMLAKTAT.

8.4 OPSAMLING

Der er opstillet en stoftransportmodel, som kan simulere tracerudbredelse og recirkulering af natriumlaktat. Der er for bromid en god overensstemmelse med de observerede data tæt på injektionsboringen, men tættere på AV1 afviger resultaterne. Det tyder på, at de geologiske forhold i den del af området ikke er velbeskrevet i modellen. Den overordnede simulerede spredning af bromid er i god overensstemmelse med den observerede udbredelse af bromid dag 201.

Modelleringen viser, at observationer i boring H og boring B104 af tracer og donor ikke kan forklares ved modelsimuleringer. Det peger på, at de hydrogeologiske forhold omkring injektionsboringerne ikke svarer til modellens beskrivelse.

Afviselserne mellem model og observationer er væsentlige i forhold til fortolkning af data fra pilotprojektet. Simple beregninger af fortynding og omsætning af donor er ikke mulig, da forudsætninger om konstant strømningshastighed og ideel spredning af de injicerede stoffer ikke er opfyldt.

Recirkuleringen af natriumlaktat vil give anledning til stigende koncentrationer i injektionsvandet og dermed i behandlingsområdet, hvis der ikke foregår omsætning af donor. Modellering af recirkulering kan anvendes ved fremtidige design af aktive afværgeanlæg.

9 Økonomi for afværgeforanstaltninger

Tabel 9.1 viser omkostninger for pilotprojektet med 7 måneders drift. De samlede udgifter udgør ca. 1,9 mio. kr. excl. moms, heraf udgør Fyns Amts andel af projektet 1 mio. kr og Teknologipuljens tilskud udgør 0,9 mio. kr. Det bemærkes at oprensningen af forureningen i indsatsområdet ikke er afsluttet, og at oprensningen derfor fortsætter i 2006-2007.

I forhold til et kommercielt projekt har der i pilotprojektet været betydelige ekstraudgifter til monitorering (analyser og prøvetagning), tracerforsøgene, grundvandsmodellering og tolkning af data.

Det er vanskeligt direkte at sammenligne omkostningerne for pilotprojektet med et kommercielt projekt (fuldskala), idet forureningen ikke er renset helt op ved pilotprojektet. Det vurderes, at et tilsvarende kommercielt projekt med et aktivt/semiaktivt anlæg og med en driftstid på ca. 2 år kunne være udført for i størrelsesorden 0,8 - 1,2 mio. kr. excl. moms. Her er det forudsat at driftstiden af det aktive system er maksimalt 6 måneder og at anlægget herefter overgår til et passivt eller semiaktivt system.

TABEL 9.1 ØKONOMI FOR PILOTPROJEKTET. ALLE BELØB ER I KR. EXCL. MOMS OG OMFATTER ALLE UDGIFTER TIL RÅDGIVNING, FORSKNINGSPULJEN (DTU), ENTREPRENØR, ANALYSEUDGIFTER M.V.

Post		Pris	Sum
Projektering, projektledeelse	Grundvandsmodellering, projektering, mødeaktivitet, projektledeelse	145.000	145.000
Etablering af <i>in situ</i> anlæg	Etablering af injektions- og monitoringsboringer, ledningsføringer, opbygning af <i>in situ</i> container, tilsyn med etableringsarbejde	330.000	330.000
Indkøring og drift i 7 måneder	Tilsyn, løbende driftskontrol, vedligeholdelse, materialer	280.000	408.000
	Indkøb af tracer	15.000	
	Boringsregenerering. Forsøg med LBA og skrubning	75.000	
	Ekstra tracerforsøg (3. tracerforsøg)	38.000	
Donor	Indkøb af laktat (430 kg)	10.000	10.000
Bakteriekultur	Indkøb af 28 l bakteriekultur	50.000	50.000
Monitorering	Prøvetagning og analysearbejde	652.000	652.000
Rapportering	Afreportering af etablering, drift og monitoringsresultater	215.000	305.000
	Grundvandsmodellering til tolkning af monitoringsdata	90.000	
Samlet		1.900.000	1.900.000

Den procentvise udgiftsfordeling af det gennemførte teknologiprojekt på Rugårdsvej 234-238 fremgår af tabel 9.2. Til sammenligning er den skønnede udgiftsfordeling for et tilsvarende kommercielt projekt ligeledes angivet. Det fremgår, at udgifterne til monitorering i teknologiprojektet udgør den største post med 34 %. Udgifter til drift og monitorering udgør ca. 55 %.

I forhold til et kommercielt projekt er udgifterne til monitorering langt større for teknologiprojektet.

For et kommercielt fuldskalaprojekt vil udgifterne til etablering og drift udgøre de største poster (ca. 60 %).

TABEL 9.2 DEN PROCENTVISE FORDELING FOR UDGIFTERNE TIL TEKNOLOGIPROJEKTET. TIL SAMMENLIGNING ER OGSÅ ANGIVET SKØN FOR UDGIFTSFORDELING PÅ ET TILSVARENDE KOMMERCIELT PROJEKT MED ET AKTIVT SYSTEM.

Post	Teknologiprojekt på Rugårdsvej 34, Odense (% af samlede udgifter)	Skønnet udgiftsfordeling ved kommercielt projekt på Rugårdsvej 234-238, Odense (% af samlede udgifter)
Projektering projektledelse	8	10
Etablering	17	29 ¹⁾
Drift	21	32 ²⁾
Monitorering	34	12 ³⁾
Bakteriekultur	3	5 ⁴⁾
Donor	1	2 ⁵⁾
Dokumentation	16	10
Sum	100	100

¹⁾: In-situ anlæg med mulighed for kontinuert/periodevis injektion/oppumpning

²⁾: Maksimalt 6 måneder med aktivt system, herefter passivt eller semiaktiv drift

³⁾: jf. prøvetagningsprogram i afsnit 10.5

⁴⁾: Mængde ca. 0,1 promille af porevolumen

⁵⁾: Laktat evt. kombineret med en langtsomtfrigivende donor (fx emulgeret vegetabilsk olie)

10 Diskussion og erfaringer

10.1 OPRENSNINGSEFFEKT OG TIDSHORISONT

På Rugårdsvej er oprensningseffekten vurderet på baggrund af resultater i kapitel 7. Resultaterne for baselinemoniteringen for summen af klorerede ethener (uden ethen og ethan) på figur 10.1 kan sammenlignes med resultaterne efter dag 201 på figur 10.2. Der sket et markant fald i koncentrationerne af de klorerede ethener, som viser, at den stimulerede anaerobe deklorering har haft en gunstig effekt. Det skyldes dels en ændring i sammensætningen af de klorerede ethener og dels et generelt fald i koncentrationerne.

Det er positivt, at dekloreringsgraden er høj i så mange boringer spredt over hele området. Det tyder på, at den anaerobe deklorering er stimuleret i det meste af området.

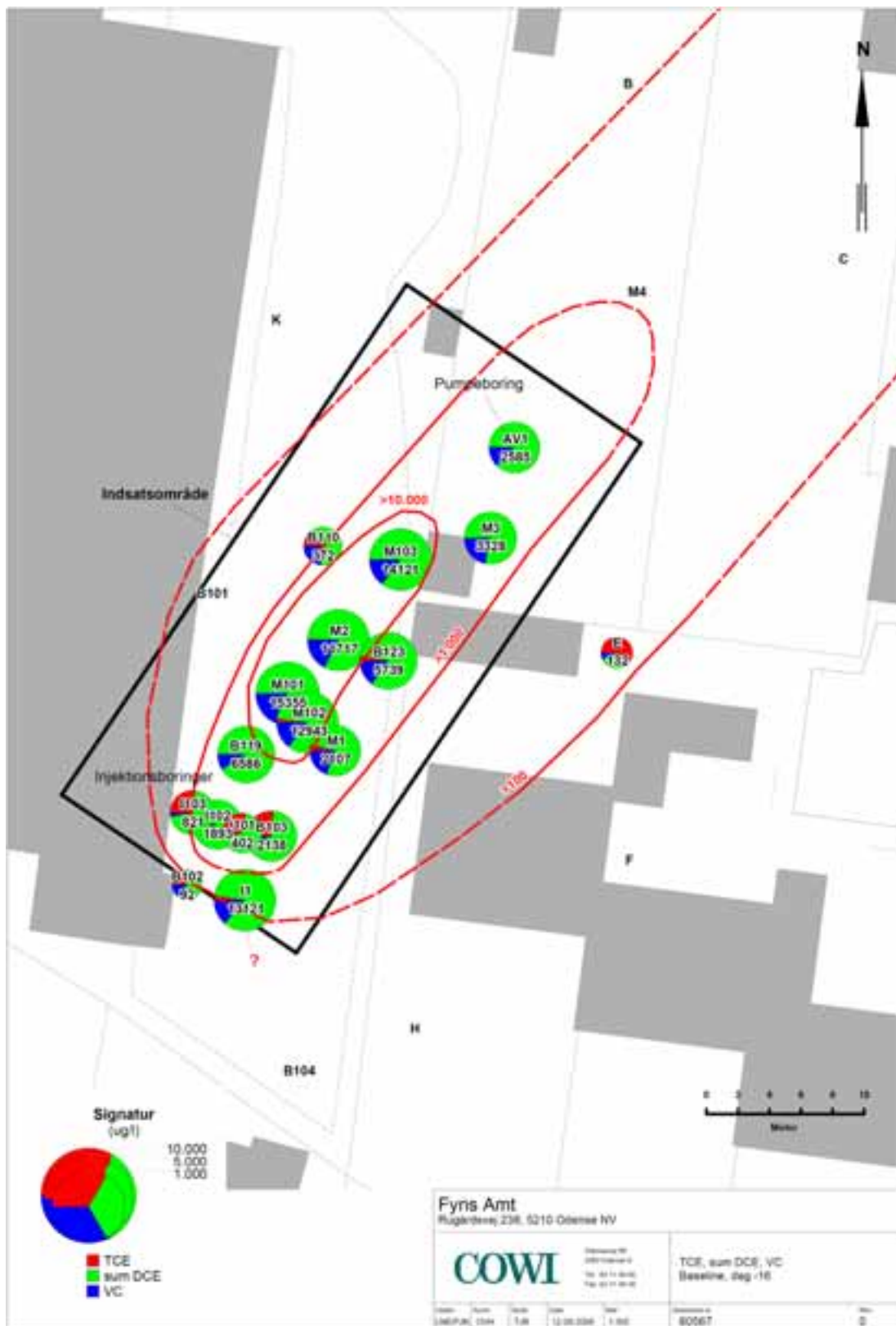
Der er ikke opstillet oprensningskrav for selve pilotprojektet, men Fyns Amt har tidligere på baggrund af simple JAGG-beregninger angivet oprensningskriterier på 150 µg DCE/l 50 µg og VC/l i det mellemste sekundære magasin (Fyns Amt, 2003). Den sidste analyserunde i august 2006 viste indhold af DCE på 21 µg/l og VC på 21 µg/l i AV1. På dette tidspunkt var der ikke sket nogen oppumpning/recirkulation i 14 dage. Resultaterne kan derfor betragtes som de første tilbageslagsmålinger. Disse resultater indikerer, at det grundvand, der nu forlader testområdet, ligger under de opstillede oprensningskriterier. Til sammenligning var indholdet af DCE og VC i AV1 før oprensningen 2.420 µg DCE/l og 12 µg VC/l.

I selve kildeområdet er ovenstående oprensningskriterier ikke overholdt. Det skyldes sandsynligvis, at der løbende tilføres cis-DCE fra den overliggende moræneler ved diffusion/advektion til sandlaget. Størrelsen af dette bidrag er ikke kvantificeret, men processen er ikke knyttet til den anaerobe deklorering. Ved andre former for afværgeteknologier vil der ske det samme, så længe der er forurening tilbage i moræneleren.

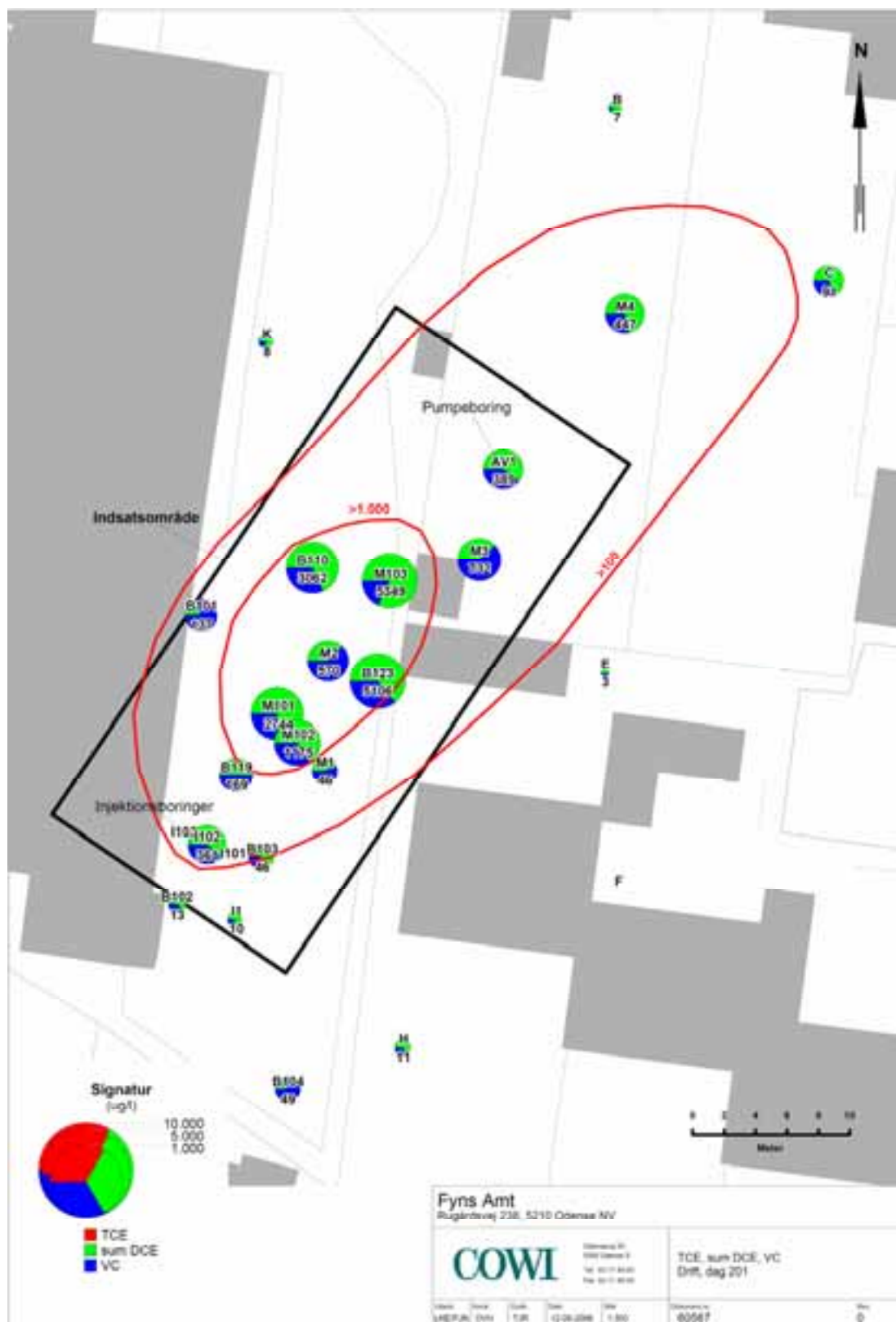
Resultaterne tyder således på, at der sker en effektiv nedbrydning af de klorerede ethener inden de forlader testområdet, selvom der til stadighed sker nedsving af forurening fra det overliggende kildeområde. Effekten af fuldt tilbageslag kan ikke vurderes inden for projektets tidshorisont.

Hvis hastigheden for den anaerobe deklorering kan øges yderligere er det sandsynligt at se en endnu større oprensningseffekt. Hastigheden vil være betinget af tilstedeværelse af elektronacceptorer (klorerede ethener), elektrondonor, bakteriernes evne til at vokse og deres effektivitet. Det første er opfyldt ved den løbende tilførsel fra lerlaget, mens tilstedeværelse af donor kan sikres ved tilsætning af donor i de kommende år. De udførte bakteriemålinger tyder umiddelbart på, at væksten af bakterier er stagneret, så systemet nærmer sig en situation, hvor der er ligevægt mellem vækst og henfald af bakterier. Omvendt viser målinger i perioden efter dag 201, at der sker yderligere deklorering og et stigende indhold af ethen (op til 1.200 µg/l ethen). Det tyder på, at antallet af bakterier er stagneret, men deres evne til at udføre anaerob deklorering er forbedret.

Tidshorisonten for oprensning, hvis der ses bort fra den løbende tilførsel af forureningsstoffer, vurderes at være ca. 1 år. Efter ca. 4 måneder er den fuldstændige anaerobe deklorering til ethen gået i gang i de fleste boringer, og efter ca. ½ år er der en udbredt oprensningseffekt over hele området.



FIGUR 10.1 SUM AF KLOREREDE ETHENER I µg/ L VED BASELINE MONTERING (UDEN ETHEN OG ETHAN)



FIGUR 10.2 SUM AF KLOREREDE ETHENER I µG/L PÅ DAG 201 (UDEN ETHEN OG ETHAN)

10.2 NØDVENDIGE DIMENSIONERINGSPARAMETRE

Der har i forarbejdet til dette pilotforsøg været udført en række undersøgelser for at skabe et fagligt dimensioneringsgrundlag (Jørgensen et al., 2006). Det har omfattet:

- geologi og hydrogeologi
- hydrauliske test
- grundvandsmodellering
- forureningskarakterisering- og udbredelse
- karakterisering af grundvandskemi og redoxforhold
- analyser for bakterier der kan udføre anaerob deklorering
- treatabilityforsøg

De 4 første punkter har dannet baggrund for valg af indsatsområde og dimensionering af recirkulering med hensyn til optimering af oppumpning og opholdstid. Den forholdsvis omfattende karakterisering af geologi og hydrauliske parametre har været nøglen til den vellykkede dimensionering af recirkuleringen.

Det er en forudsætning for dimensionering, at der eksisterer en troværdig geologisk model med velbeskrevne hydrauliske parametre (transmissiviteter). Kvantificering af pumpeydelse er vanskelig uden anvendelse af en flowmodel, men omfanget af scenarier kan formentlig reduceres ved fremtidige pilotforsøg på baggrund af de beskrevne erfaringer.

Det mellemste sekundære magasin viste sig at være sammenhængende, hvilket ikke kunne være forudsat uden pumpeforsøgene. Det skal bemærkes, at den observerede spredning af tracer og donor mod syd-øst tyder på, at injektionsmængderne har været på grænsen af det mulige. Det kan skyldes ændringer i de hydrauliske forhold i løbet af forsøget (se afsnit 7.2.2), generel overvurdering af strømningshastigheder eller geologisk heterogenitet. Modelarbejdet og observationer i denne rapport peger på lidt lavere strømningshastigheder og geologiske heterogeniteter i området, men det vurderes ikke, at yderligere karakterisering på forhånd med sikkerhed ville have identificeret disse forskelle.

Karakterisering af forurening og udbredelse har været dimensionsgivende for behandlingsområdets placering og størrelse. Sammenhængen mellem det mellemste sekundære magasin og den overliggende moræneler har vanskeliggjort karakterisering af den anaerobe deklorering. Det har været svært indledningsvist at skelne mellem processer i moræneleren efterfulgt af transport og processer i selve det mellemste sekundære magasin. I den forbindelse er en tidlig fastlæggelse af behandlingsområdet nødvendig, så de nødvendige undersøgelser af den anaerobe deklorering kan fokuseres mod dette område.

Treatabilityforsøgene, omfanget af den anaerobe deklorering, målinger for Dehalococcoides og redoxkarakterisering har været brugt til at afklare behovet for biostimulering og bioaugmentation. Der er i projektets løbetid (2004 til september 2006) sket en meget stærk udvikling i kvaliteten og erfaringerne med de mikrobielle analyser. I dag ville analyser for vinylkloridreduktase være taget i anvendelse, hvilket ville have styrket disse vurderinger inden start af pilotforsøget.

Treatabilityforsøg har på forhånd vist - i overensstemmelse med pilotforsøget - at den anaerobe deklorering kunne stimuleres ved tilsætning af donor (lak-

tat). I beregning af donorbehov har resultaterne fra forsøgene været inddraget (se afsnit 10.4).

Behovet for bioaugmentation har bl.a. været vurderet ud fra treatabilityforsøg. Treatabilityforsøgene pegede på, at bioaugmentation var nødvendig for at få fuldstændig omdannelse af klorerede ethener inden for en rimelig tidshorisont (mindre end 6 måneder). Det er ikke entydigt ud fra resultaterne i pilotforsøget, om det var nødvendigt med bioaugmentation. I selve pilotforsøget sker der som beskrevet i afsnit 7.5 en meget markant stigning i antallet af bakterier, som indeholder vinylkloridreduktase, men disse tal var først tilgængelige efter at bioaugmenteringen var gennemført. Sandsynligvis ville den anaerobe deklorering til ethen forløbe ved donortilsætning alene. Det er dog muligt at tilsætning af bakterier har resulteret i en hurtigere omsætning af de klorerede stoffer (kapitel 7).

På lokaliteter som denne, hvor der er anaerobe forhold, findes ethen/ethan og tilstedeværelse af Dehalococcoides og vinylkloridreduktase, anbefales det ikke i fremtiden at udføre treatabilityforsøg. Det er nu veldokumenteret at tilsætning af donor/og eller bioaugmentation kan stimulere den anaerobe deklorering for sådanne lokaliteter. Hvis der er usikkerhed omkring behovet for bioaugmentation på baggrund af feltdata, anbefales det at udføre bioaugmentation, da de økonomiske omkostninger er små i forhold til en forlængelse af driftsperioden (se også afsnit 10.7).

På lokaliteter, hvor resultaterne fra mikrobielle analyser i form af Dehalococcoides og især vinylkloridreduktase, koncentrationsmålinger for klorerede ethener og ethen/ethan i sammenhæng med redoxforhold ikke viser gunstige forhold, bør der altid udføres treatabilityforsøg. Det kan fx være aerobe akviferer. Ved treatabilityforsøgene undersøges det, om processerne kan initieres ved donor og/eller bioaugmentation, og man undgår derfor at iværksætte feltforsøg, som ikke har noget perspektiv. For lokaliteterne med komplekse blandingsforureninger anbefales det også, at der udføres treatabilityforsøg for at undersøge, om der sker inhibering af den reductive deklorering.

Det skal understreges, at treatabilityforsøgene har givet væsentlig viden om redoxprocesser og fermentering, som har kunnet anvendes ved fortolkning af data fra pilotforsøget.

Karakterisering af sedimentkemi, redoxforhold og koncentration af elektroacceptorer er meget væsentlige i vurdering af donorforbrug, som i dette tilfælde har været domineret af forbruget til sulfatreduktion (se afsnit 10.4). De er også en forudsætning for vurdering af potentialet for biostimulering, som anses for at være meget bedre under anaerobe forhold end under aerobe forhold.

I tabel 10.1 er overvejelserne i dette afsnit summeret op.

TABEL 10.1: DIMENSIONSGIVENDE PARAMETRE FOR PILOTFORSØG MED ANAEROB DEKLORERING OG EGNED METODER TIL AT TILVEJBRINGE DEM

	Hvad skal afklares?	Nødvendige parametre	Aktivitet	Bemærkninger
Valg af indsats-område	Areal, dybde, volumen	Betydende laggrænser	Geologi og hydrogeologi Forureningskarakterisering både horisontalt og vertikalt	
Dimensionering af recirkulering	Flow rater, injektionsmængde	Transmissiviteter, porøsitet, hydraulisk ledningsevne	Geologi og hydrogeologi Hydrauliske test Grundvandsmodellering – flowmodel	
Bioestimulering eller biogaumentation	Kræver anaerob dekloreringsdonor og bakterier?	Anaerobe redox forhold Dekloreringsaktivitet, herunder forekomst af ethen/ethan Forekomst af <i>Dehalococcoides</i> der kan udføre anaerob deklorering helt til ethen/ethan	Forureningskarakterisering og udbredelse Karakterisering af grundvandskemi og redoxforhold Analyser for bakterier, der kan udføre anaerob deklorering (vinylkloridreduktase) (Treatabilityforsøg)	Treatabilityforsøg kan med fordel udføres, hvis der er aerobe akviferforhold eller fx klorerede ethaner
Donorbehov	Hvad er donorbehovet?	Volumen af behandlingsareal Elektronacceptorer	Forureningskarakterisering og udbredelse Karakterisering af sedimentkemi, grundvandskemi og redoxforhold (Treatabilityforsøg)	Se også afsnit 10.4

10.3 HÅNDTERING AF DRIFTSPROBLEMER

Dette projekt har vist, at det er muligt at designe, etablere og drive et aktivt system med oppumpning og recirkulation af grundvand tilsat donor.

Som ventet er der med tiden opstået driftsproblemer med hensyn til tilklokning af injektionsboringer, efterhånden som biomassen i systemet er blevet opbygget. Det blev på forhånd forsøgt at mindske tilklokningen ved at tilsætte donor i pulser af kortere varighed (op til 15 minutter på én time) således, at boringer efter donortilsætningen blev gennemskyllet med "rent" grundvand i minimum 45 minutter. Det kan på baggrund af pilotprojektet dog ikke vurderes, om dette har haft en positiv effekt i forhold til, hvornår modtrykket i injektionsboringerne er blevet for stort. Det var oprindeligt hensigten kun at tilsætte donor i pulser med en frekvens på 1 time i døgnet. Det var dog ikke muligt med de valgte pumper. I fremtidige projekter anbefales det at have et større tidsinterval mellem pulserne for at opnå en bedre skylning med "rent grundvand".

De konstaterede problemer med tilklokning af injektionsboringer blev forsøgt afhjulpnet med mekanisk skrubning af filtrene og ved opløsning af biomasse og kemiske udfældninger med kemikalietilsætning. Som det fremgår af afsnit 5, har disse tiltag haft en positiv men relativ kortvarig effekt. Det anbefales derfor, at man i fremtidige projekter med drift af recirkulationsanlæg afsætter ressourcer til rensning eller regenerering af boringer. Det vurderes, at der efter 4

- 6 måneders aktiv drift vil være behov for rensning eller regenerering på månedlig basis.

Det bør overvejes, om der på forhånd skal etableres et antal "ekstra" injektionsboringer, som vil kunne anvendes såfremt boringer klonker til.

Det vurderes, at problemerne med oparbejdning af modtryk i injektionsboringer i dette projekt havde været af mindre betydning, såfremt anlægget havde været dimensioneret til at klare et modtryk på mere end 1 bar. Før opstart af pilotprojektet blev der gennemført en simpel injektionstest for at bestemme modtrykket i formationen. På denne baggrund blev dimensioneringskriterierne for injektionspumper fastsat til at skulle kunne køre med et modtryk på op til ca. 1 bar. Det vurderes, at dette kriterium har været "lavt" sat, og der bør i forbindelse med opbygning af fremtidige afværgeanlæg gøres grundige overvejelser med hensyn til pumpevalg, herunder driftsikkerhed og ydeevne.

I forbindelse med opbygning af biomasse og reduktion af sulfat er der opstået et voksende behov for filtrering af det oppumpede grundvand. Det anbefales, at man i forbindelse med fremtidige projekter undersøger, om der kan findes en bedre metode til filtrering af oppumpet grundvand. Her kan nævnes posefiltre fra industrien med større filterdiameter en anvendt i dette projekt (0,05m) eller filter med bagskyl.

Der har desuden været en række mindre driftsproblemer herunder udskiftning af slanger i de peristaltiske pumper samt fejl i diverse maskindele som vandure, transmittere og ventiler. Det var på forhånd ventet, at der skulle udskiftes slanger i de peristaltiske pumper. De øvrige driftsproblemer hænger i større eller mindre grad sammen med trykforhold i injektionsboringer og manglende filtrering før tilgang til recirkulationsanlæg.

10.4 DONORFORBRUG

Forbrug af elektrondonor vil afhænge af de opløste og sedimentbunde elektronacceptorer. De opløste elektronacceptorer er typisk ilt, nitrat og sulfat, hvor sulfat på Rugårdsvej er den eneste betydende elektronacceptor. For de sedimentbundne elektronacceptorer er det reduktion af biologisk tilgængeligt jern, som normalt er den største forbruger af donor. De sedimentbundne elektronacceptorer vil sandsynligvis forbruge væsentlig mere donor end de opløste elektronacceptorer.

Ved dimensionering af donorforbrug er der anvendt to metoder:

- beregning af donorforbrug på baggrund af kendskab til opløste elektrondonorer i den recirkulerede vandstrøm
- beregning af donorforbrug på baggrund af kendskab til opløste og sedimentbundne elektrondonorer i behandlingsvolumenet

Ved den første beregning er der ganget med en sikkerhedsfaktor for at kompensere for det sedimentbundne forbrug. Samtidig tager metoden ikke højde for, at der sker en løbende reduktion af de opløste elektronacceptorer, så det reelle donor behov falder over tid. Begge metoder antager fuldstændig omsætning af donor til kuldioxid og vand. Det er ikke tilfældet, da der tydeligvis sker en ophobning af acetat. Laboratorieforsøgene tyder også på, at der kun sker en delvis omsætning af de sedimentbundne elektronacceptorer.

Ingen af metoderne inddrager størrelsen af sulfatbidraget fra advektion/diffusion fra det overliggende lerlag.

Det er på den baggrund meget sandsynligt at det samlede donorbehov er overvurderet. I praksis er det ikke kritisk så længe den anaerobe deklorering stimuleres effektivt, som det er sket i pilotforsøget. Overdosering af donor kan være et problem, hvis der sker en u hensigtsmæssig dannelse af metan, men det har heller ikke været tilfældet på Rugårdsvej.

Det anbefales i fremtiden at anvende begge metoder i dimensioneringen af donor under lignende redoxforhold. Økonomisk udgør donorforbruget ca. 2 % af de samlede udgifter ved etablering af et kommercielt anlæg, (se afsnit 9), så der er ikke et økonomiske argument for optimering af donorforbruget.

I aerobe akviferer er der et større donorbehov, hvorfor det her kan være hensigtsmæssigt med en mindre konservativ beregningsmetode.

10.5 FORSLAG TIL MONITERINGSPROGRAM

Ved planlægning af et monitoringsprogram ved afværgeanlæg skal behandlingsområdet være veldefineret. Der skal være fastsat oprensningskriterier for behandlingsområdet, som kan indgå i planlægningen af monitoringsprogrammet. Oprensningskriterierne kan udmøntes i stopkriterier for afslutning af drift af anlægget. Ved et aktivt afværgeanlæg er det væsentligt, at der defineres et influensområde. Dette område kan være større end behandlingsområdet

Pilotforsøget har haft et omfattende monitoringsprogram med hensyn til driftsforhold, kemiske parametre og strømningsforhold.

Anlæggets driftsforhold har været kontrolleret løbende så flow, tryk, pumpeydelse og driftsproblemer kunne dokumenteres og afhjælpes. Det er vurderingen, at monitoringen af anlæggets driftsforhold har fungeret godt. Den automatiske overvågning via internettet har været effektivt og forebygget alvorlige sammenbrud i driften af anlægget. De valgte parametre i kapitel 5 anbefales ved fremtidig monitorering af aktive anlæg til anaerob deklorering.

Det kemiske analyseprogram har tjent til at klarlægge betydende processer for den anaerobe deklorering. Strategien har været at kombinere hyppig prøvetagning i udvalgte centrale borerer med mere omfattende prøvetagning i perifere borerer. Hyppigheden har været fastlagt ud fra forventninger omkring strømningshastighed, så udviklingen i den anaerobe deklorering kunne knyttes til spredning af donor og bakterier i akviferen.

Der har været udført supplerende analyserunder for at fastlægge strømningshastigheden ud fra i alt tre tracerforsøg. Der er opnået et detaljeret billede af processerne i de centrale borerer langs en strømlinie. I kraft af tracerforsøgene har strømningshastighederne været kendt, så der kunne fastlægges opholdstider.

I forhold til fremtidige monitoringsprogrammer vurderes den overordnede strategi at være vellykket. Det anbefales at måle i 3-5 centrale borerer langs en strømlinie for et pilotforsøg med en skala på 30-50 m.

I forhold til at vurdere den samlede oprensning og påvirkning af perifere borerer foreslås det, at der udtages vandprøver i et større geografisk område ved start af forsøget (baseline), midt i forsøget og ved forsøgets afslutning.

Det har vist sig meget vanskeligt at basere oprensingsgrad og påvirkning af perifere boringer på ældre målerunder på grund af tidlig variation mv. Disse vandprøver kan erstatte tættere prøvetagning i flere boringer end de nævnte 3-5 centralt placerede boringer.

Ved afslutning af oprensningen skal der lægges en plan for målinger for at vurdere eventuelt tilbageslag af forureningen (rebound). Planen skal bl.a. omfatte stopkriterier, alarmkriterier og handleplaner ved alarm og skal sikre, at de fastsatte stopkriterier stadig er opfyldt. Det foreslås, at der laves målinger på vandprøver efter ca. 1 år. Det forventes ikke, at der vil ske væsentlige tilbageslag på en lokalitet, som er domineret af højpermeable aflejringer. I mere hete-rogene akviferer eller akviferer i kontakt med lavpermeable aflejringer som på Rugårdsvej er tilbageslag forventeligt. Erfaringerne på dette felt er meget begrænsede, så en undersøgelse med udvidet monitoring på en lokalitet kunne være relevant.

De kemiske analyseprogrammer i fremtidige pilotforsøg kan optimeres således, at analyser for fermenteringsprodukter kan erstattes af NVOC i den løbende monitoring. Fermenteringsprodukter bør medtages ved analyser af snapshot, da de giver et indblik i omsætningen af donor. NVOC alene kan ikke belyse om donor rent faktisk omsættes. Analyser af brint vurderes ikke at være nødvendige, da der ved fermentering løbende dannes tilstrækkeligt med brint. I tabel 10.2 er vist et forslag til analyseprogram for et pilotforsøg med en varighed på 6-12 måneder.

Målinger for vinylkloridreduktase vurderes at være et godt mål for udvikling i antallet af bakterier, som kan udføre anaerob deklorering fuldstændig til ethen. Det bør som minimum udføres 3 gange på centrale boringer i løbet af et pilotforsøg.

Det anbefales at udføre tracerforsøg som en integreret del af aktive pilotanlæg. Ændringerne i strømningshastigheden har kun været meget begrænset i forsøgets første 6 måneder, så udførelse af ét tracerforsøg vil give en god karakterisering af strømningshastigheden. Det anbefales at øge pulslængden til minimum 1 måned, så der opnås et plateau på gennembrudskurven. Herved lettes beregninger vedrørende fortynding i systemet. Det første gennembrud kan anvendes til at bestemme strømningshastigheden. Det optimale vil være at have tracer med under hele donoringjektionen. Koncentrationen af tracer kan evt. nedsættes for at mindske den økonomiske udgift, da erfaringen viser en meget begrænset fortynding. Hvis man i det tilfælde vil kende strømningshastigheden senere i forløbet kan natriumbromid (NaBr) i en kortere periode (14 dage) erstattes af lithiumbromid (LiBr), så Li kan bruges som tracer. Lithium vil i sandede aflejringer give en rimelig bestemmelse af strømningshastigheden.

Pejlinger bør foretages i alle boringer før hver prøvetagning. Med det foreslåede monitoringsprogram i tabel 10.2 fås der dermed 3 datasæt, som kan bruges til en vurdering af strømningsretning i et større område.

Tabel 10.2: Forslag til monitoringsprogram for et aktivt pilotforsøg med en varighed på 6-12 måneder. Programmet kan også anvendes for et fuldskalaanlæg, men antallet af boringer skal tilpasses den konkrete skala. Pilotforsøget på Rugårdsvej er skalamæssigt sammenligneligt med et mindre fuldskalaanlæg.

Boringer	Hypighed	Parametre	Formål
10-15 boringer spredt over behandlingsarealet og i periferien	Baseline, midt i perioden og ved afslutning	Boringskontrol inkl. metan og sulfid, bromid, klorerede ethener, NVOC, fede syrer, donor (hvis muligt) Pejling	Karakterisering af behandlingsområdet, spredning og vurdering af oprensningseffekt
3-5 centrale boringer	6-12 gange årligt	Boringskontrol inkl. metan og sulfid, klorerede ethener, NVOC, donor (hvis muligt) Pejling	Procesmonitoring og vurdering af oprensningseffekt
3-5 centrale boringer	Baseline, midt i perioden og ved afslutning	Vinyl klorid reductase	Tilstedeværelse og vækst af deklorerende bakterier
3-5 centrale boringer	Ugentligt i de 4 første uger Derefter månedligt	Bromid (evt lithium), Pejling	Tracerforsøg til bestemmelse af strømningshastighed

10.6 RISIKOVURDERING I FORBINDELSE MED INJEKTION AF DONOR OG BAKTERIER

10.6.1 Tilsætning af donor

Den tilsatte natriumlaktat (Purasal) anvendes i fødevarerindustrien og vurderes som ugiftigt for jord- og grundvandsmiljøet. Det er generelt væsentligt at sikre sig en acceptabel renhed af donorstoffer, så utilsigtede urenheder ikke tilføres til grundvandet.

Tilsætningen af laktat til grundvandet bevirker, at indholdet af organisk stof, øges betragteligt ud over baggrundsniveauet. Omsætningen af donoren bevirker bl.a., at der dannes fede syrer og brint. Desuden sker der omsætning af sulfat, og der kan forekomme et forøget indhold af opløst jern og mangan samt dannelsen af sulfid og metan i grundvandet. Dette påvirker signifikant smag og lugt af grundvandet i behandlingsområdet. Det oppumpede grundvand fra AV1 havde således en tydelig rådden lugt af svovlbrinte.

Det øgede indhold af organisk stof og ændringerne i redoxforholdene vurderes kun at have en beskedent effekt uden for selve indsatsområdet ved et aktivt system. Uden for indsatsområdet vurderes der ikke at være sket nogen betydelig ændring i den naturlige grundvandskvalitet på grund af oppumpningen.

Der har ikke været en markant stigning i metan efter 6 måneder, men ved en længere driftsperiode må det forventes, at metanindholdet vil stige yderligere. Udviklingen af metan vurderes i al væsentlighed at finde sted inden for indsatsområdet, hvor de mest reducerede redoxforhold optræder. Metan kan generelt udgøre en eksplosionsrisiko ved indtrængning til bygninger. På den konkrete sag er der ingen risiko herfor, da indsatsområdet er overlejret af vandmættet moræneler og smeltevandsler. Ved anvendelse af metoden i be-

byggede områder skal dette dog altid tages i betragtning, og der bør gennemføres passende foranstaltninger til måling og hindring af metanspredning.

10.6.2 Bakteriekultur

Generelt anses risikoen for tilsætning af KB-1 kulturen for at være ubetydelig, idet KB-1 kulturen er et naturligt anaerobt bakteriekonsortium. Bakterierne er ikke genmodificerede, og der er tale om naturlige bakterier, som er opformeret fra en TCE forurenede lokalitet i Canada. Bakteriekulturen indeholder ikke patogene bakterier.

Der er i pilotforsøget i de centrale boreringer sket en betydelig vækst af bakterier, som kan udføre reduktiv deklorerende. Det er ikke undersøgt om dette afspejles i et stigende antal bakterier nedstrøms pumpeboringen. De øvrige injicerede stoffer (bromid, fede syrer og klorerede ethener) tyder på, at størstedelen af det nedpumpede vand opfanges i pumpeboringen. Det vurderes derfor, at det også er tilfældet for de deklorerende bakterier.

I et passivt system kan bakterier i princippet spredes med den naturlige grundvandsstrøm. Da bakterierne kræver anaerobe forhold, vil de næppe kunne spredes til/overleve i aerobe grundvandsmagasiner eller til recipienter. I grundvandsmagasiner uden forekomst af klorerede ethener vurderes bakterierne at blive inaktive og gå ind i hvilestadiet. Den nyeste forskning viser ligeledes, at bakterierne kun bevæger sig ganske langsomt i grundvandszonen (Cox et al., 2006).

10.6.3 Nedbrydningsprodukter

I kraft af den hydrauliske kontrol er der ikke sket en signifikant forøget spredning af de klorerede ethener på lokaliteten. Ved et passivt anlæg vil der i den første fase dannes cis-DCE og vinylklorid, som kan spredes med den naturlige grundvandsstrøm, inden den rette biomasse er opformeret.

Pilotforsøget viser, at der sker dannelse af ugiftige slutprodukter (ethen/ethan). Det vurderes, at der ikke vil ske en ophobning af nedbrydningsprodukterne vinylklorid og diklorethylener. Det er dog vanskeligt at give en fuldstændig beskrivelse heraf pga. projektets relative korte tidsperiode. Den fremtidige monitoring og drift af anlægget vil give et mere uddybende svar på dette.

10.7 ØKONOMI

Udgifterne til pilotprojektet har været relativt høje (1,9 mio. kr). Det skyldes, at der har været tale om et demonstrationsprojekt, hvor det har været vigtigt med en omfattende dokumentation af hydrauliske forhold samt af de geokemiske og biologiske processer. I forhold til et behandlingsområde på ca. 900 m³ svarer det til udgifter på ca. 2.000 kr/m³ jord.

Det vurderes, at et tilsvarende kommercielt projekt med et aktivt/semiaktivt anlæg og med en driftstid på ca. 2 år kunne være udført for ca. 1 mio. kr. excl. moms, dvs. med behandlingsudgifter på ca. 1.000 kr/m³ jord. Dette beløb er nogenlunde på niveau med andre sammenlignelige in situ metoder.

Af tabel 9.1 og 9.2 fremgår det, at de væsentligste omkostninger ved teknologiprojektet har været udgifter til monitorering samt etablering og drift af recirkulationssystemet. Det skal bemærkes, at anlægget kun har været drift i 7 måneder, så projektet er ikke afsluttet. De relative udgifter til drift vil derfor blive større, hvis projektet videreføres som et aktivt system.

Udgifter til donor er meget lave (10.000 kr). Det svarer til ca. 1 % af de samlede udgifter eller ca. 10 kr/m³ jord som er behandlet. I forhold til eksempelvis kemisk oxidation med kaliumpermanganat er der tale om betydeligt færre udgifter til injektionsmiddel. Udgifter til indkøb af kaliumpermanganat på den samme lokalitet ville være i størrelsesorden 150-200 kr/tons. Her er der forudsat et forbrug på 6-8 kg KMnO₄/tons jord.

Udgifterne til bakteriekultur er også relativt lave (50.000 kr), svarende til ca. 3 % af de samlede udgifter eller 60 kr/m³ jord, som behandles. I forhold til de samlede udgifter for et projekt vil tilsætning af bakteriekultur derfor ikke fordyre projektet væsentligt.

For et aktivt system fremgår det, at driftsudgifter er den største udgiftspost. En fortsættelse af et kontinuerligt aktivt system udover en periode på ½-1 år vil sjældent være cost-effektivt, især ikke hvis der kan ske tilbagediffusion af forurening fra lavpermeable aflejringer som på Rugårdsvej 234-238. For at minimere udgifterne til den fremtidige drift på Rugårdsvej 234-238 overvejes det, om der skal ske en periodevis injektion af laktat. Alternativt tilsættes der en langsomtfrigivende donor til grundvandsmagasinet, dvs. at oprensningen overgår til et passivt system uden oppumpning.

I forhold til et passivt anlæg vil et aktivt anlæg normalt være dyrere. Ved særlige vanskelige adgangsforhold i bebyggede område kan det være en billigere metode, da man slipper for dyre injektionsboringer under huse el. lign. Hvis oprensningstiden bliver betydeligt kortere kan et aktivt anlæg også være billigere, da udgifterne til monitorering vejer tungt i udgifterne. Ved dybere forureninger kan et aktivt system ligeledes være billigere, idet borearbejde bliver en væsentlig omkostningsparameter. Et aktivt system kræver typisk kun få boringer i modsætning til passivt system

10.8 FORDELE OG ULEMPER VED ET AKTIVT SYSTEM

I dette projekt har der været anvendt et aktivt system. Det har som helhed været vellykket med hensyn til dimensionering, og efterfølgende har forsøget opfyldt sit formål ved signifikant at stimulere den anaerobe deklorerende vej fra TCE/cis-DCE til ethen.

Et aktivt system kræver, at der er tale om et hydrogeologisk sammenhængende behandlingsområde med en god hydraulisk ledningsevne. Hvis forudsætningen er opfyldt har et aktivt system en række fordele (se afsnit 10.9).

- hydraulisk kontrol så der fx ikke sker utilsigtet spredning af dannede nedbrydningsprodukter og donor/tracer (se også afsnit 10.6)
- mulighed for massebalance
- effektiv fordeling af donor og bakterier i behandlingsområdet
- anvendelse under vanskelige adgangsforhold, fx under bygninger

- kortere behandlingstid

Ulemperne ved et aktivt system:

- driftsproblemer og afhjælpning
- hyppige tilsyn, som dog kan mindskes via automatisk overvågning
- der vil generelt være dyrere at etablere et aktivt end et passivt system (se også afsnit 10.7)

Det er erfaringen, at driftsproblemerne øges igennem driftsperioden, så aktive systemer bør ikke dimensioneres til driftstider som overstiger 6 - 12 måneder. Derefter vil overgang til alternerende eller passiv drift formentlig være attraktiv i forhold til drift og økonomi.

Samlet set kan det anbefales at anvende aktive systemer i forureningens kildeområder med koncentreret forurening, hvor hydraulisk kontrol er væsentlig, og der ikke ønskes en oprensning af selve forureningsfanen

10.9 VURDERING AF ANVENDELSESMULIGHEDER I DANMARK

Stimuleret anaerob deklorering har på baggrund af det gennemførte pilotforsøg på Rugårdsvej 234-238 vist sig at have et stort potentiale til oprensning af klorerede ethener. En forurening domineret af TCE/cis-DCE er omdannet til en forurening domineret af vinylklorid/ethen. Det vurderes, at omdannelsen til ethen ville have været næsten komplet, hvis der ikke løbende var tilført cis-DCE fra den overliggende moræner.

Stimuleringen af den anaerobe deklorering har været meget vellykket, hvilket tilskrives gunstige forhold på lokaliteten. Især de anaerobe redoxforhold og forekomsten af bakterier, der har evnen til at omsætte klorerede ethener fuldstændig til ethen, er en fordel.

Lokaliteten på Rugårdsvej er typisk for østdanske forhold med hensyn til de anaerobe redoxforhold. En undersøgelse af forekomsten af deklorerende bakterier i grundvand i Københavns Amt har vist, at deklorerende bakteriers naturlige forekomst er knyttet til anaerobe redoxforhold (Scheutz et al, 2006).

Bakterierne forekommer typisk ikke under aerobe forhold. Stimuleringen af den anaerobe deklorering for en aerob akvifer er tidligere forsøgt på Jægersborg Allé (Mossing og Bjerg, 2003). Her var det meget vanskeligt at opnå en stimulering ved tilsætning af donor alene. Det forventes at være det generelle billede, så bioaugmentation bør indgå ved anvendelse under sådanne forhold. Potentialet for metoden i aerobe grundvandsmagasiner kan dog ikke vurderes på baggrund af det gennemførte pilotforsøg.

For at kunne gennemføre en oprensning eller et pilotforsøg ved et aktivt system er moderat til høj hydraulisk ledningsevne i en sammenhængende akvifer en forudsætning. Disse forhold har været opfyldt for Rugårdsvej, og vil være opfyldt på mange lokaliteter i Danmark. Omvendt vil der være mange lokaliteter, hvor forholdene ikke er egnede til aktive anlæg. Der vil derfor være behov for at anvende både aktive og passive anlæg, så anlæggene tilpasses de hydrogeologiske forudsætninger.

Konkluderende er det forventeligt, at stimuleret anaerob deklorering vil kunne anvendes på et bredt udsnit af danske lokaliteter. Metoden vil økonomisk være sammenlignelig med andre in situ metoder. Det konkrete valg mellem anaerob deklorering og andre in situ metoder bør foretages på baggrund af en samlet vurdering af fordele og ulemper for oprensningen af den givne lokalitet.

Referenceliste

- Chapelle, F.H., Haack, S.K., Adriaens, P., Henry, M.A. & Bradley, P.M. (1996). Comparison of Eh and H₂ measurements for deliniating redox processes in a contaminated aquifer. *Environmental Science & Technology*, 30: 3565-3569.
- Cox, E., Hood, E., Emelko, Edwards, E. Transport & Dechlorinating Activity of Bioaugmented Microorganisms. The Fifth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compound. Battelle, Monterey 2006.
- Fennell, D.E., Gossett, J.M. & Zinder, Z.H. (1997). Comparison of Butyric Acid, Ethanol, Lactic Acid and Propionic Acid as Hydrogen Donors for the Reductive Dechlorination of Tetrachloroethene. *Environmental Science & Technology*, 31: 918-926.
- Fyns Amt (2003). Forureningsundersøgelse og afværgeprogram. Forurennet lokalitet nr. 461 – 169. Rugårdsvej 234 og 238 A-D, Odense. Hoved- og bilagsrapport. Fyns Amt & COWI, Odense. Juli 2003.
- Fyns Amt (2004). Rugårdsvej 234, Odense. Forslag til oprensning af forurening med klorerede opløsningsmidler i moræneler. Fyns Amt, DTU & COWI, december 2004.
- Fyns Amt (2005). Grundvandsmodel for Rugårdsvej 234-238. Fyns Amt & COWI, januar 2005.
- Fyns Amt (2006). Pilotprojekt for oprensning af klorerede opløsningsmidler med in-situ stimuleret reduktiv deklorerer i moræneler. COWI, Danmarks Tekniske Universitet & GeoSyntec, Fyns Amt. Udkast.
- Jørgensen, T.H., Scheutz, C., Durant, N.D., Cox, E., Bordum, N.E. & Bjerg, P.L. (2005). Stimuleret in situ reduktiv deklorerer. Videnopsamling og screening af lokaliteter. Miljøstyrelsen. København. Miljøprojekt nr. 983 og 984.
- Jørgensen, T.H., Scheutz, C., Durant, N.D., Cox, E., Nielsen, L., Mossing, C.M., Rasmussen & Bjerg, P.L. (2006). Forundersøgelser til pilotprojekt om stimuleret reduktiv deklorerer. Miljøstyrelsen, København. Miljøprojekt nr. xxx (In press).
- Lovley, D.R., Chapelle, F.H., & Woodward, J.C. (1994). Use of Dissolved H₂ Concentrations to Determine Distribution of Microbially Catalyzed Redox Reactions in Anoxic Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 28: 1205-1210.
- Madigan, M.T. & Martinko, J.M. (2006). Brock Biology of Microorganisms. 11th edition. Pearson Education, Upper Saddle River, NJ.

- Mazur, C.S. & Jones, W.J. (2001). Hydrogen Concentrations in Sulfate-Reducing Estuarine Sediments during PCE Dehalogenation. *Environmental Science & Technology*, 35: 4783-4788.
- Mossing, C. og Bjerg, P.L. (2003). Oprensning af klorerede opløsningsmidler ved stimuleret reduktiv deklorering. Jægersborg Alle, Gentofte. Miljøstyrelsen, København. Miljøprojekt, 833.
- Scheutz, C., Begtrup, E., Bjerg, P.L. 2006. Udbredelse af Dehalococcoider i danske grundvandsakviferer, Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet
- Seeliger, S., Janssen, P.H., & Schink, B. (2002). Energetics of Kinetic Lactate Fermentation to Acetate and Propionate via Methylmalonyl-CoA or Acrylyl-CoA. *FEMS Microbiology Letters*, 211: 65-70.
- Yang Y. & McCarty P.L. (1998). Competition for Hydrogen within a Chlorinated Solvent Dehalogenating Anaerobic Mixed Culture. *Environmental Science & Technology*, 30: 3591-3597.