Lok.nr.: 485-00020, tidligere maskinværksted, Sortebrovej 26, Tommerup

Monitering, modellering og miljøvurdering af fuldskala afværge af TCE forurening ved stimuleret reduktiv deklorering

Udviklingsprojekt

August 2011

ORBICON

DTU

Region Syddanmark

Monitering, modellering og miljøvurdering af fuldskala afværge af TCE forurening ved stimuleret reduktiv deklorering

Udviklingsprojekt

Claus Westergaard, Orbicon A/S

Gitte Lemming, Gry S. Janniche, Julie Chambon, Philip Binning, Mette M. Broholm, Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Mette Christophersen, Jan Petersen, Region Syddanmark

Region Syddanmark

MONITERING, MODELLERING OG MILJØVURDERING AF FULDSKALA AFVÆRGE AF TCE FORURENING VED STIMULERET REDUKTIV DEKLORERING, SORTEBROVEJ 26, TOMMERUP

Rekvirent

Region Syddanmark
Jordforureningsafdelingen
Damhaven 12
7100 Vejle

Mette Christophersen

Rådgiver

Orbicon A/S
Forurenet Jord og Grundvand
Klostermarken 12
8800 Viborg

DTU Miljø
Institut for Vand og Miljøteknologi
Danmarks Tekniske Universitet
2800 Lyngby

Projekt	:	224008402
Projektleder	:	Claus Westergaard
Kvalitetssikring	:	Thomas H. Larsen
Revisionsnr.	:	3
Godkendt af	:	Tove Nyegaard
Udgivet	:	25. august 2011

info@orbicon.dk
www.orbicon.dk

CVR nr: 21 26 55 43

Nordea:
2783-0566110733

FRI

INDHOLDSFORTEGNELSE

1 Sammenfatning 4
2 Indledning 7
2.1 Baggrund 7
2.2 Formål 7
3 Lokaliteten 8
3.1 Beskrivelse af lokaliteten 8
3.2 Geologi og hydrogeologi 8
3.3 Forureningssituation 9
4 Afværgestrategi og koncept 11
4.1 Stimuleret reduktiv deklorering 11
4.2 Beskrivelse af afværgeprojektet 11
4.3 Gennemførelse af afværgen 12
4.4 Moniteringsprogram 13
4.4.1 Grundvand 13
4.4.2 Kerneprøver 13
4.5 Oprensningskriterier 13
4.5.1 Typer af oprensningskriterier 13
4.5.2 Oprensningskriterier for Sortebrovej 14
4.5.3 Reviderede oprensningskriterier, 2008 14
4.5.4 Reviderede oprensningskriterier på baggrund af numerisk modellering, 2010 16
4.5.5 Sammenligning af oprensningskriterier fra 2008 og 2010 17
5 4 års drift og monitering 18
5.1 Moniteringsresultater i grundvand 18
5.2 Moniteringsresultater i lermatrix 24
5.2.1 TCE-nedbrydning 24
5.2.2 Omsætning af donor 27
5.2.3 Specifikke nedbrydere 28
5.2.4 Sammenfatning 29
6 Modelværktøj for massefjernelse, koncentration og flux 31
6.1 Grundvandstrømning på Sortebrovej – risikovurdering for Tommerup Vandværk 31
6.1.1 Modelopsætning 31
6.1.2 Modelresultater 32
6.2 Massefjernelse, koncentration og flux – 2D-model 34

6.2.1 Modelopsætning ... 34
6.2.2 Modelscenarier og resultater ... 36
6.3 Modellering af kerneprøveresultater – konceptuel model, substratforbrug og massefjernelse ... 37
6.3.1 Modelbeskrivelse ... 37
6.3.2 Modelresultater ... 38
6.4 Sammenfatning ... 41
7 Livscyklusvurdering ... 43
7.1 Modellering af oprensning med SRD og ISCO ... 43
7.2 Livscyklusvurdering – formål, afgrænsning og dataindsamling ... 45
7.3 Livscyklusvurderingsresultater ... 46
7.3.1 Detaljeret resultat for basisscenariet ... 46
7.3.2 Detaljeret resultat for SRD ... 47
7.3.3 Detaljeret resultat for ISCO ... 49
7.4 Sammenfatning ... 49
8 Diskussion ... 51
8.1 Effekt af stimuleret reduktiv deklorering i kildeområdet i moniteringsperioden ... 51
8.2 Fremtidig udvikling i kildeområde og oprensningskriterier ... 52
8.3 Påvirkning af omgivelserne og overholdelse af kriterier ... 53
8.4 Miljøvurdering og toksisk påvirkning af det primære grundvand ... 54
9 Konklusion og anbefalinger ... 55
10 Referencer ... 58

Appendiksfortegnelse

Appendiks A Fastsættelse af oprensningskriterier
Appendiks B Moniteringsresultater i lermatrix 2008
Appendiks C Moniteringsresultater i lermatrix 2010
Appendiks D The groundwater flow model
Appendiks E The contaminant transport model
Appendiks F The reductive dechlorination model
Appendiks G Life cycle assessment of remediation at Sortebrovej
Appendiks H Moniteringsresultater grundvand 2010

1 SAMMENFATNING

På Sortebrovej 26 i Tommerup blev der i 2006 gennemført afværgeforanstaltninger ved stimuleret reduktiv deklorering (SRD) ved injektion af donor og bakterier i kildeområdet med henblik på at oprense en forurening med TCE. Kildeområdet befinder sig 10-20 m u. t. i sandet og opsprækket moræneler.

Forløbet af oprensningen er vurderet på baggrund af resultater fra 4½ års monitering på grundvandsprøver udtaget fra filtersatte boringer i kildeområdet. Da der kun findes et meget begrænset kendskab til sammenhængene mellem udviklingen i vandfasen fra sandslirer og sprækker i moræneleren og oprensningen af lermatrix, er der sideløbende med moniteringen gennemført et udviklingsprojekt, hvor effektiviteten af oprensningen i moræneleren er blevet undersøgt. I udviklingsprojektet er desuden opstillet en model, der beskriver sammenhængen mellem massefjernelse i moræneleren og reduktion i koncentrationer/flux i et nedstrøms beliggende magasin, ligesom tidshorisonter for oprensningen er vurderet. I udviklingsprojektet indgår endvidere en livscyklusvurdering for oprensningen.

Moniteringen på vandprøver fra sandslirer og sprækker i moræneleren viser 4½ år efter, at donor og bakterier blev injiceret i kildeområdet, at redoxforholdene er kraftigt reducerede (sulfatreducerende til methanogene forhold), at der fortsat findes et højt indhold af specifikke nedbrydere, samt at der stadig forekommer indhold af fede syrer, om end koncentrationen nu er reduceret til et beskedent niveau. Der er således fortsat gunstige forhold for nedbrydning af de klorerede ethener ved reduktiv deklorering. Der ses da også en klar dominans af nedbrydningsprodukterne DCE og VC samt ethen og ethan i grundvandet. I nogle boringer, ses dog en stagnerende omsætning af TCE og DCE i grundvandet. Årsagen her til kan være, at donoren lokalt er ved at være opbrugt.

Injektion af donor og bakterier blev foretaget via filtersatte boringer i moræneler med indlejrede sandslirer i dybdeintervallet 10-20 m u. t. Ved undersøgelsen af kerneprøver fra kildeområdet er der observeret nedbrydning i og omkring indlejrede sandslirer i moræneleren samt tilstedeværelse af *Dhc* og *vcrA* i smalle zoner omkring sandslirer.

I kerneprøver fra dybdeintervallet 13-15 m u. t. ved boring B368-B370 er det overordnede indtryk, at der er sket en betydelig forøgelse af nedbrydningen over de seneste 2 år og den vægtede gennemsnitlige dekloreringsgrad (34 %) er da også fordoblet fra 2008 til 2010. Der er observeret zoner med betydelig omsætning af TCE, hvor cis-DCE dominerer, og der ses generelt VC og ethen centralt i disse zoner. Koncentrationsniveauet af fermenteringsprodukter er aftaget og består ved en sandslire (B370 K1) alene af acetat og methan, hvilket kan være indikation på, at donor er ved at være begrænsende for nedbrydningen af TCE. I det nedre dybdeinterval (16-18 m u. t.) er der ikke sket væsentlig nedbrydning over de 4 år, og dekloreringsgraden er generelt meget beskeden (vægtet gennemsnit på 5 %). Der træffes ikke fermenterings-produkter eller methan, hvorfor der næppe er donor tilstede.

Kerneprøver fra området ved B371 viser, at der sket mere omfattende nedbrydning i dybdeintervallet 13,8 – 16,6 m u. t.; det vægtede gennemsnit for dekloreringsgrad er

48 % med en maksimal dekloreringsgrad på 92 %. Resultaterne indikerer, at VC ikke ophobes i matrix, men omsættes videre relativt hurtigt. I den nederste kerne (dybde-interval 16,7-17,2 m u. t.) er der ikke sket væsentlig nedbrydning. Her ligger total-koncentrationen af klorerede ethener omkring 40-60 µmol/kg, mens totalkoncentra-tionen i dybdeintervallet 13,8 – 16,6 m u. t. generelt er mindre end 5 µmol/kg.

Det er vanskeligt at vurdere, hvor lang tid det vil tage at opnå en tilstrækkelig udvikling af reaktionszoner i den øvre del af moræneleren, der sikrer en oprensning af matrix, og om der er tilstrækkelig donor til rådighed herfor. Hvis det er muligt at re-injicere donor med tættere vertikal frekvens, vil det formentlig give en hurtigere oprensning. I den nederste mest faste moræneler vil det være nødvendigt at benytte en anden injektionsmetode, som giver større sikkerhed for en tilstrækkelig spredning af donor og bakterier, for at opnå TCE nedbrydning.

Der er foretaget en overordnet modellering af grundvandsstrømingen i lokalområdet omkring Sortebrovej og Tommerup Vandværk. Modelresultaterne viste, at forureningen på Sortebrovej kun udgør en trussel for vandværket ved høje indvindingsrater. Grundet manglende detaljerede data om indvindingens størrelse og variation samt usikkerheder omkring grundvandspotentialet, var der dog ikke grundlag for at give en endelig risikovurdering for lokaliteten.

I den videre modellering af oprensningsforløbet blev det antaget, at forureningen strømmer til Tommerup Vandværk (worst case antagelse). Modelberegningerne viste, at uden afværge af lokaliteten vil det tage op imod 700 år, før forureningen blev udvasket fra kildeområdet, og at denne udvaskning vil medføre, at grundvands-kvalitetskriteriet på 1 µg TCE/l vil være overskredet i et kontrolpunkt 100 m nedstrøms i det primære magasin i en meget lang periode (ca. 800 år). Grundet fortynding med uforurenet grundvand, vil det indvundne vand på Tommerup Vandværk dog ikke overskride kvalitetskriteriet, men maksimalt nå op på 0,35 µg TCE/l.

Der er simuleret to oprensningsscenarier for stimuleret reduktiv deklorering. Dels et best case scenarium, hvor mikrobiel nedbrydning sker i hele lermatricen og dels et realistisk scenarium, hvor nedbrydning kun sker i 10 cm reaktionszoner omkring højpermeable indslag (sandslirer og -linser) i moræneleren. De forventede oprens-ningstider beregnet med modellen er henholdsvis 35 og 170 år for best case og realistic case scenariet. Der er desuden foretaget en mere detaljeret modellering af den reduktive deklorering i lermatrix for området omkring B368-B370. Herudfra er det fundet, at der overordnet set er god overensstemmelse mellem modelresultater og moniteringsresultater fra kerneprøverne, når der i modellen antages, at nedbrydning kun sker i smalle reaktionszoner omkring sandslirerne. Desuden viser denne modellering, at det tilsatte substrat kan forventes opbrugt 6-8 år efter tilsætning.

Der er desuden foretaget en livscyklusvurdering af tre oprensningsstrategier for Sortebrovej: (1) ingen oprensning, kun monitering, (2) oprensning med SRD og (3) oprensning med kemisk oxidation (ISCO) med kaliumpermanganat. For SRD og ISCO er der med modellen regnet på oprensningstider for henholdsvis et best case scenarium (nedbrydning i hele matrix) og et realistic case scenarium (nedbrydning i 10 cm zoner). Med ISCO sker oprensningen betydeligt hurtigere end med SRD. Til gengæld viser livscyklusvurderingen, at denne teknik skaber store miljøeffekter opstrøms i systemet, nemlig under produktionen af kaliumpermanganat. De opgjorte

miljøeffekter for ISCO bliver derfor op til 30 gange større end for SRD. Ud fra livscyklusvurderingen kan det derfor konkluderes, at SRD er et miljømæssigt bedre valg til afværge på Sortebrovej end ISCO. Grundet dannelsen af vinylklorid er der dog risiko for at SRD samlet set giver en større toksisk påvirkning af grundvandet, end hvis der ikke foretages en oprensning. Dette peger på, at den samlede gevinst ved oprensning af lokaliteten ved hjælp af SRD er lille.

2 INDLEDNING

2.1 Baggrund

I denne rapport redegøres overordnet for resultater af 4½ års monitering på Sortebrovej 26 i Tommerup. Det er tale om en morænelers lokalitet forurenet med TCE, hvor oprensningen bliver gennemført ved stimuleret reduktiv deklorering. Endvidere beskriver rapporten resultater fra et udviklingsprojekt, hvor effektiviteten af oprensningen i moræneleren på lokaliteten, herunder sammenhængen mellem massefjernelse i moræneleren og reduktion i koncentrationer/flux nedstrøms kildeområdet samt tidshorisonter for oprensningen er undersøgt. Projektet er udført af DTU Miljø og Orbicon A/S for Region Syddanmark.

Forløbet af oprensningen i kildeområdet, hvor donor og bakterier blev injiceret, er vurderet ud fra prøvetagning af grundvand fra sandslirer og sprækker i moræneleren. Der er imidlertid et meget begrænset kendskab til sammenhængene mellem udviklingen i vandfasen fra sandslirer og sprækker i moræneleren og oprensningen af lermatrix. Udtagning og analyse af kerneprøver fra kildeområdet på Sortebrovej 26 har givet mulighed for at opnå bedre viden om effekten af oprensningen i lermatricen og udviklingen af reaktionszoner i lermatricen.

Oprensningskriterier/succeskriterier er meget væsentlige at definere inden iværksættelse af større oprensninger. Et centralt emne ved etablering af oprensningskriterier for lavpermeable aflejringer er sammenhængen mellem massefjernelse i kildeområdet og reduktion i koncentrationer/flux i et nedstrøms beliggende magasin, samt oprensningens tidshorisonter – sammenhænge, der er meget ringe viden om. I udviklingsprojektet er der arbejdet med en model med henblik på at etablere sådanne sammenhænge.

I udviklingsprojektet indgår desuden en livscyklusvurdering af miljøeffekter fra forskellige oprensningsscenarier for lokaliteten. I livscyklusvurderingen kvantificeres både de lokale toksiske effekter grundet udsivning af forurening til grundvandet samt miljøeffekter på lokal, regional og global skala som følge af emissioner relateret til materiale- og energiforbrug fra selve afværgeaktiviteterne. Miljøvurderinger ved brug af livscyklusvurdering forventes i fremtiden at blive centrale elementer ved beslutningstagning om større oprensninger. Sortebrovej 26 er i den sammenhæng interessant, da tidsperspektivet har meget stor betydning i den miljøøkonomiske analyse.

2.2 Formål

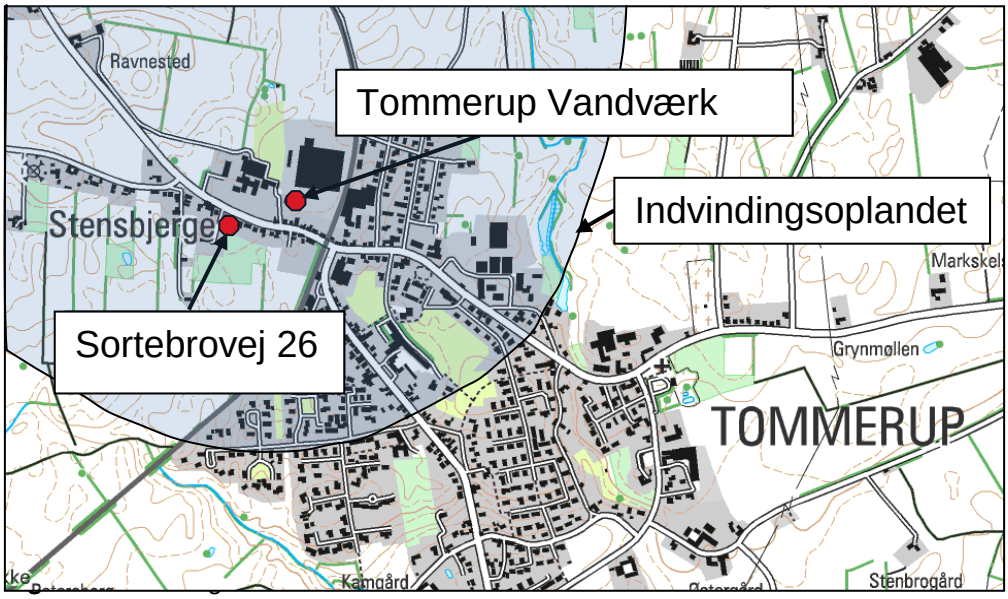
Det overordnede formål med udviklingsprojektet har været at give et forbedret grundlag for vurdering af effektiviteten af stimuleret reduktiv deklorering i moræneler – ikke blot på den konkrete lokalitet, men også på andre morænelerslokaliteter. I den forbindelse har det været et mål at definere oprensningskriterier i forbindelse med oprensning af kildeområdet samt udvikle et modelværktøj til vurdering af sammenhængen mellem massefjernelse i kildeområdet og forureningskoncentration/flux nedstrøms herfor, herunder estimere tidsperspektivet samt gennemføre livscyklusvurderinger for oprensningen.

3 LOKALITETEN

3.1 Beskrivelse af lokaliteten

På Sortebrovej 26 i Tommerup har der indtil 1995 været maskinfabrik. Ejendommen anvendes i dag til oplagring af træ og byggematerialer.

Ejendommen ligger indenfor et område med særlige drikkevandsinteresser (OSD) samt i indvindingsoplandet til Tommerup Vandværk, jf. figur 3.1.



Figur 3.1: *Oversigtskort*

Grundmateriale © Copyright Kort og Matrikelstyrelsen. Reproduceret i henhold til tilladelse G14-98

Ved undersøgelser på lokaliteten i perioden 1998-2001 blev der i jorden og grundvandet konstateret en kraftig forurening med klorerede opløsningsmidler, primært triklorethylen (TCE). Forureningen er i dybereliggende sekundært grundvand spredt ca. 110 m mod nordøst midtvejs mellem Sortebrovej 26 og Tommerup Vandværks kildeplads, se bilag 1. Tidligere undersøgelser har vist, at der er direkte hydraulisk kontakt mellem sand- og gruslag under den forurenede lokalitet og vandværkets kildeplads. Forureningen er på dette grundlag vurderet at kunne udgøre en uacceptabel risiko for grundvandsressourcen samt indvindingen ved Tommerup Vandværk.

3.2 Geologi og hydrogeologi

Jordlagene ved Sortebrovej 26 udgøres i al væsentlighed af opsprækket moræneler, hvori der ofte træffes sandslirer og tynde sandlag.

Overordnet set kan lagfølgen mellem fyldlaget og det primære magasin 35 m u. t. opdeles i en række morænebænke, imellem hvilke der findes smeltevandsaflejringer:

- Øvre morænebænk, ca. 0-10 m u. t.
- Øvre smeltevandslag ca. 10 m u. t.
- Mellemste morænebænk, ca. 10-25 m u. t.

- Mellemste smeltevandslag, ca. 25 m u. t.
- Nedre morænebænk, ca. 25-35 m u. t.
- Primære magasin, ca. 35 m u. t.

Det øvre smeltevandslag består i al væsentlighed af sand i en mægtighed på 1-2 m. Centralt på lokaliteten er smeltevandsaflejringerne stærkt forstyrret af den overliggende moræne, og kan kun erkendes som en forøget hyppighed af sandslirer i moræneleren. Mægtigheden af det mellemste smeltevandslag varierer fra 1-2 m mod syd til ca. 10 m mod nordøst. Som den overliggende smeltevandssekvens er denne også stærkt forstyrret centralt på lokaliteten.

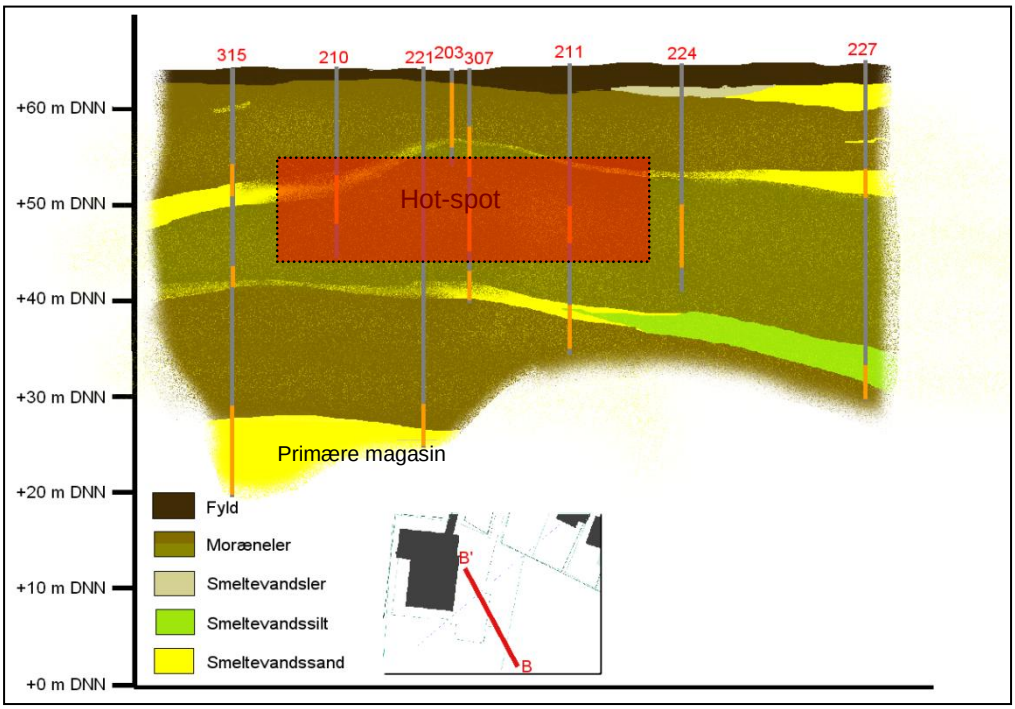
Grundvandet står fra ca. 2 til 30 m u. t. – lavest i den nordvestlige del af kildeområdet. Den hydrauliske gradient er overalt nedadrettet mellem de enkelte lag.

Grundet mangel på synkronpejlinger i det regionale samt lokale område er det overordnede strømningsbillede for det primære magasin usikkert. I afsnit 6 er der optegnet potentialekort for den regionale og den lokale skala baseret på tilgængelige data fra Jupiter databasen. Disse data stammer dog ikke fra synkronpejlerunder, men bygger på pejledata fra forskellige årstal. På baggrund af potentialekortet vurderes den regionale strømningsretning i det primære magasin at være fra nordvest til sydøst. Den lokale strømningsretning ved Sortebrovej er også overordnet set i denne retning, men afhænger af indvindingen på vandværket.

3.3 Forureningssituation

Ved undersøgelser gennemført på lokaliteten i perioden 1998-2001 er der i jorden og grundvandet konstateret en kraftig forurening med klorerede opløsningsmidler, primært TCE.

De højeste indhold af TCE i jorden, 6-10 mg/kg TS., findes i hot-spot området i den mellemste morænebænk i dybdeintervallet 13-20 m u. t. Under 20 meters dybde er ikke påvist TCE i koncentrationer over 0,026 mg/kg TS. Den kraftigste jordforurening med TCE kan horisontalt afgrænses til et areal på ca. 750 m^2. I alt ca. 20 kg TCE vurderedes at befinde sig i moræneleren før etableringen af afværgeforanstaltninger.



Figur 3.2: *Principskitse af geologi og forureningsudbredelse*

Den kraftigste grundvandsforurening træffes i sekundært grundvand i den mellemste morænebænk i dybdeintervallet 10-20 m u. t. Her er der påvist indhold af klorerede opløsningsmidler i koncentrationer over 20.000 µg/l. Det kraftigst forurenede område med koncentrationer af klorerede opløsningsmidler på mere end 1.000 µg/l vurderes at strække sig over et areal på ca. 2.000 m^2.

I sekundært grundvand i sandlaget beliggende ca. 25 m u. t. (mellemste smelte-vandslag), er der før etablering af afværgen lokalt under lokaliteten påvist klorerede opløsningsmidler i koncentrationer på 200-400 µg/l.

I toppen af det primære grundvand i 35 meters dybde under hot-spot (boring B221) blev der i 2006-07 påvist klorerede opløsningsmidler i koncentrationer på 300-400 µg/l. Lækage langs filterrøret i boring B221 formodedes at være årsag til en del af forureningen i det primære magasin. Den oprindelige B221 blev derfor sløjfet i 2008 og en ny B221 udført i stedet.

I andre boringer i det primære magasin under og umiddelbart nedstrøms hot-spot er der påvist klorerede opløsningsmidler i beskedne koncentrationer <3,5 µg/l.

4 AFVÆRGESTRATEGI OG KONCEPT

Formålet med afværgeforanstaltningerne har været at reducere forureningen med klorerede opløsningsmidler i sekundært grundvand og derved reducere fluxen til det primære magasin. Herved ville risikoen for en uacceptabel påvirkning af indvindingen ved Tommerup Vandværk blive fjernet.

Feltundersøgelser og treatabilityforsøg i laboratoriet i 2003-04 viste, at stimuleret in-situ reduktiv deklorering ville være en anvendelig afværgemetode over for forureningen i sekundært grundvand på lokaliteten.

4.1 Stimuleret reduktiv deklorering

Ved stimuleret reduktiv deklorering stimuleres den mikrobielle nedbrydning af de klorerede opløsningsmidler ved tilførsel af organisk stof (donor). Under den reduktive deklorering fraspaltes et kloratom som erstattes med hydrogen. Ved en fuldstændig nedbrydning gentages denne proces sekventielt, indtil alle kloratomer er fraspaltet, og ethen er dannet /1/.

Den sekventielle nedbrydning af TCE er: TCE → DCE → VC → Ethen

Omsætning af den tilførte donor skaber gunstige forhold for den anaerobe dekloreringsproces i form af anaerobe redoxforhold, fermentering af donor med dannelse af brint til direkte brug i dekloreringsprocessen samt tilførsel af en kulstofkilde til opretholdelse af mikrobiel aktivitet og vækst. En række forskellige halorespirerende bakterier kan omdanne TCE til cis-DCE via den reduktive dekloreringsproces, men det er kun bakterier af typen af typen *Dehalococcoides* (*Dhc*), der kan udføre den videre deklorering af cis-DCE til VC. For at kunne deklorere VC til ethen skal *Dehalococcoides* bakterien være bærer af genet for enzymet vinylkloridreduktase (*vcrA*) /1/.

4.2 Beskrivelse af afværgeprojektet

Strategien ved afværgeforanstaltningerne har været at stimulere og fremskynde omsætningen af klorerede opløsningsmidler i sekundært grundvand i og omkring hotspot området i moræneleren 10-20 m u. t. samt i sandlaget ca. 25 m u. t. ved tilsætning af donor og bakterier. Tilstedeværelsen af donor og bakterier i sandlaget skulle endvidere bevirke, at der blev etableret en bufferzone, der reducerer/hindrer videre udbredelse i sandlaget samt nedsivning mod det primære magasin.

Donor og bakterier blev injiceret i filtersatte boringer i behandlingsområdet. Denne teknik var ud fra erfaringer fra forundersøgelser vurderet at give den bedste fordeling – horisontalt og vertikalt – af bakterier og opløste komponenter og fermenteringsprodukter fra donor i sandslirer og sprækker i det forurenede område. Der var imidlertid begrænset kendskab til sammenhængene mellem udviklingen i vandfasen i sandslirer og sprækker i moræneleren og oprensningen af matrix.

Udviklingen i behandlingszonen blev moniteret på grundvandsprøver fra sandslirer og sprækker i eksisterende moniteringsboringer. Som en del af udviklingsprojektet blev der etableret 2 boringer i behandlingsområdet med henblik på udtagning af kerneprøver og for at følge fordelingen af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydnings-

produkter i lermatrix set i forhold til de sandslirer/linser i moræneleren, som substratet blev injiceret i.

Oprensningen forventedes med den valgte afværgestrategi at ville strække sig over årtier. Det blev vurderet, at der efter nogle år ville blive behov for at tilføre yderligere donor til sandslirerne og sprækkerne i behandlingsområdet.

4.3 Gennemførelse af afværgen

Afværgeforanstaltningerne blev gennemført i sommeren 2006. Donor og bakterier blev tilført behandlingsområdet via 39 nyetablerede injektionsboringer og 8 eksisterende undersøgelsesboringer /3/. Behandlingsområdet strakte sig over ca. 2.100 m^2. Beliggenheden af behandlingsområdet fremgår af figur 4.1 i afsnit 4.5.3.

De nye injektionsboringer blev filtersat i 2-3 niveauer i moræneleren i dybdeintervallet ca. 10-20 m u. t. Filtersætningen skete i de dybder, hvor der under borearbejdet blev observeret den største forekomst af sprækker og sandslirer, eller hvor et decideret sandlag blev truffet. 10 af injektionsboringerne blev desuden filtersat i sandlaget og de mest sandede dele af morænen 20-30 m u. t. under hot-spot. Der blev etableret i alt 97 filtre i de 39 injektionsboringer.

Som donor blev anvendt ”EOS 584 B42” fra EOS Remediation, Inc. i USA. EOS er en lav-viskos, langsomt omsættelig donor, hvis væsentligste bestanddel udgøres af emulgeret sojabønneolie. Den anvendte donor var specialfremstillet med et indhold af laktat på 12 % for hurtigere at opnå meget reducerede forhold i behandlingsområdet. Standard EOS indeholder kun 4 % laktat.

Donoren blev opblandet på lokaliteten med uforurenet grundvand fra det primære magasin i et specialdesignet blande- og doseringsanlæg. Donorblandingen blev tilført behandlingsområdet ved at pumpe det ned i injektionsboringerne ved et lavt tryk og et lille flow.

Det var tilstræbt at fordele donormængden ligeligt mellem injektionsfiltrene i henholdsvis moræneleren 10-20 m u. t. og i sandlaget omkring 25 m u t. Da den hydrauliske ledningsevne varierede mellem injektionsfiltrene, var der filtre, hvor det ikke var været muligt at injicere de ønskede mængder substrat. Der er i stedet tilført en større mængde i de filtre, hvor der ikke var problemer med injektionen.

I filtrene i moræneleren 10-20 m u t. blev tilført i alt ca. 46.800 liter donor som en 10 % opløsning. Fordelt på 80 injektionsfiltre svarede det til, at hvert filter blev tilført ca. 585 liter donor. I 13 filtre i sandlaget omkring 25 m u. t. blev der tilført i alt ca. 54.250 liter donor som en 1 % opløsning, svarende til ca. 4.175 liter donor pr. filter.

Den deklorerende bakteriekultur, i alt 219 l, med handelsnavnet KB-1™ (KB1) fra SIREM blev injiceret pulsvis i injektionsfiltrene under anaerobe forhold med henblik på at opnå en optimal fordeling af bakterier i formationen /3/. Den injicerede bakterie-kultur indeholdt bakterier af typen *Dhc* både med og uden *vcrA-genet*.

4.4 Moniteringsprogram

4.4.1 Grundvand

Siden injektionen af donor og bakterier har der været gennemført monitering på grundvandsprøver af oprensningen 3 gange årligt. Formålet med moniteringen har været at sikre, at forholdene i behandlingsområdet betinger, at der kan foregå nedbrydning af de klorerede opløsningsmidler, at oprensningen har den tilsigtede effekt på forureningen, samt at kontrollere at der ikke sker en utilsigtet spredning af uønskede stoffer og bakterier.

Kontrollen med nedbrydningsforholdene og effekten af oprensningen er sket ved monitering i 8 boringer filtersat 15-20 m u. t. i sekundært grundvand i behandlingsområdet. Moniteringsparametre er beskrevet i Appendiks H.

Kontrollen med at der ikke sker en utilsigtet spredning af problemstoffer (donor og klorerede opløsningsmidler og bakterier) uden for behandlingsområdet, er sket ved monitering i 11 boringer, der er filtersat henholdsvis i sekundært grundvand under behandlingsområdet og i primært grundvand under og udenfor behandlingsområdet. Moniteringsparametre er beskrevet i Appendiks H.

4.4.2 Kerneprøver

Der blev udført to kerneboringer, hvorfra intakte lerkerner blev udtaget i 2008 (boringerne B368 og B369) og i 2010 (boringerne B370 og B371). B368, B369 og B370 er placeret i et område, som blev udvalgt på grundlag af repræsentativt koncentrationsniveau og rimelig udvikling i nedbrydning vurderet på baggrund af grundvandsmonitering før 2008. Området var ikke påvirket af tidligere udførte pilotforsøg. B371 blev placeret i et andet område, hvor grundvandsmonitering frem til 2010 indikerede væsentlig mere komplet omsætning af klorerede opløsningsmidler. En nærmere redegørelse for moniteringsresultater i lermatrix er givet i Appendiks B og C.

4.5 Oprensningskriterier

I dette afsnit skitseres principperne for fastsættelse af oprensningskriterier, som også fremgår i uddybet form i Appendiks A. Derefter præsenteres de fastsatte kriterier for Sortebrovej. Disse er på baggrund af beregninger med modelværktøjet, som præsenteres i kapitel 6, opdateret i forhold til de foreløbige oprensningskriterier, som blev fastsat i 2008 og som er præsenteret i appendikset.

4.5.1 Typer af oprensningskriterier

Oprensningskriterier kan overordnet opdeles i *absolutte kriterier* og *funktionelle kriterier* /6/. Absolutte kriterier beskriver de overordnede mål med oprensningen og repræsenterer samfundsmæssige værdier såsom at nedbringe risici for uhensigtsmæssige påvirkninger af mennesker og økosystemer samt at sikre mod ødelæggelse af grundvandsressourcer. Til et hvert absolut kriterium bør der være knyttet et antal funktionelle kriterier, der beskriver, hvorledes det absolutte kriterium kan opnås. Et funktionelt kriterium skal således være forsynet med en kvantificerbar måleenhed, som umiddelbart kan moniteres.

Et ofte anvendt funktionelt kriterium er overholdelse af grundvandskvalitetskriterier i et specificeret målepunkt i grundvandet. Eftersom oprensning i en kildezone i fx moræneler ikke giver en momentan effekt på koncentrationsniveauer i et under-

liggende primært magasin, er det ikke et nyttigt kriterium i forhold til at fastsætte hvor længe og til hvilke niveauer, der skal renses op i kildeområdet.

Derfor foreslås det, at der ved denne type oprensning anvendes et sæt af to funktionelle kriterier, som i kombination definerer hvornår en succesfuld oprensning er opnået:

1. **Oprensningskriterium på langt sigt:** At grundvandskvalitetskriterier er overholdt i det valgte kontrolpunkt. Måleenhed: Grundvandskoncentrationer (µg/l).
2. **Oprensningskriterium for kildeområdet:** At nedbringe forureningen i kildeområdet til et niveau som sikrer at oprensningskriteriet på lang sigt er overholdt. Måleenheder: Totalkoncentrationer i jordprøver i (mg/kg), opløste koncentrationer i kildeområde (µg/l) eller forureningsflux ud af kildeområde (kg/år).

Kriterium 2 kan ses som et stopkriterium for oprensningen af kildeområdet, mens kriterium 1 kan ses som stopkriterium for moniteringen af det primære grundvand efter afværge i kilden er afsluttet. Mens størrelsen af stopkriteriet for moniteringen umiddelbart er ligetil, idet den er givet af grundvandskvalitetskriterierne, er det mere vanskeligt at fastsætte et oprensningskriterium for kildeområdet.

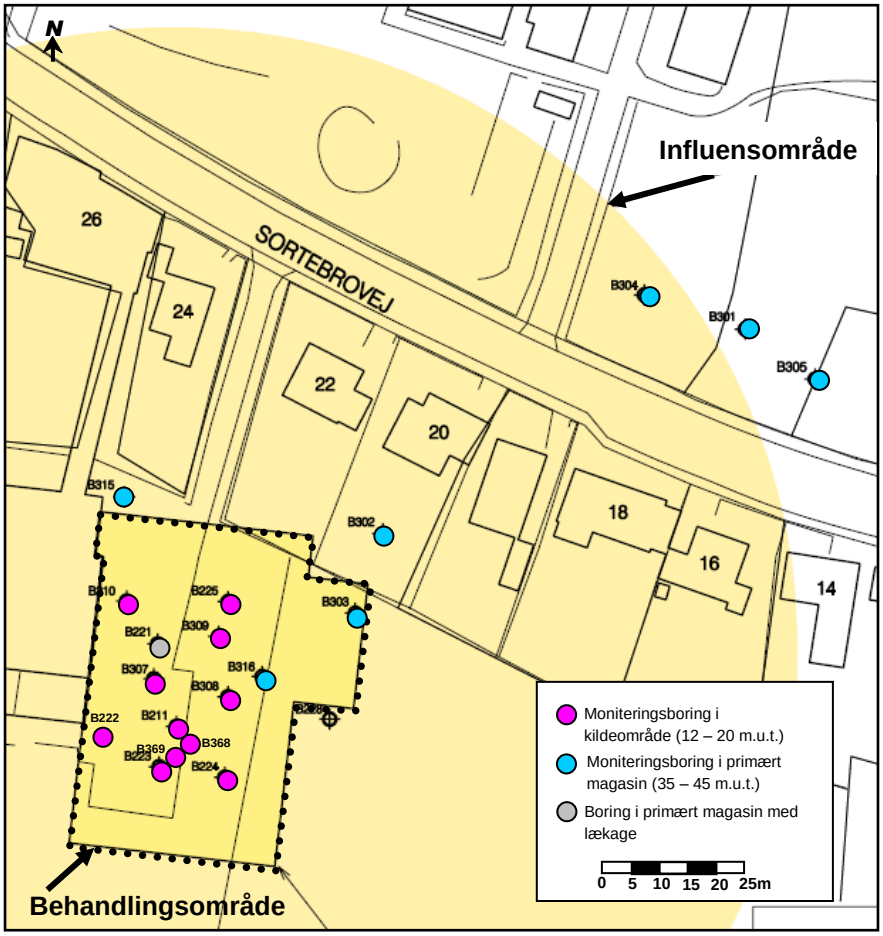
4.5.2 Oprensningskriterier for Sortebrovej

Det absolutte oprensningskriterium for afværge af forureningen på Sortebrovej er at beskytte grundvandsressourcen (OSD-område), således at den fortsat kan benyttes til vandindvinding i fremtiden.

I dokumentationsrapporten fra 2006 /3/ for den igangsatte oprensning med stimuleret reduktiv deklorering på Sortebrovej, blev der i første omgang formuleret et sæt af oprensningskriterier. Disse inkluderer bl.a. et kortsigtet kriterium om at opnå et stationært eller aftagende koncentrationsniveau i det primære magasin indenfor 5 år fra start. Derudover er der et løst formuleret stopkriterie for stimulering af den reduktive deklorering i behandlingsområdet og/eller monitering, der lyder på, at vandkoncentrationer i kildeområdet skal reduceres med en faktor 50-100. Tids-horisonten herfor blev vurderet at være årtier, og kun en undersøgelse af udviklingen i matrix efter nogle års behandling vil kunne bidrage til en bedre vurdering af tidshorisonten for oprensningen.

4.5.3 Reviderede oprensningskriterier, 2008

Disse oprensningskriterier er i 2008 blevet genovervejet og uddybet af Region Syddanmark /7/. De reviderede oprensningskriterier præsenteres i det følgende (se tilhørende oversigtskort for området i figur 4.1) og er desuden opsummeret i tabel 4.1.



Figur 4.1: *Oversigt over behandlingsområde, influensområde og moniteringsboringer ved Sortebrovej.*

Oprensningskriterium på langt sigt: Det langsigtede kriterium for oprensningen er at overholde grundvandskvalitetskriterierne i det primære magasin på kanten af og udenfor behandlingsområdet. De tilknyttede boringer til dette kriterium er B302.2 og B303.2. Kriteriet skal være overholdt efter den tilsatte donor (substrat) er opbrugt. Mens oprensningen står på, kan der accepteres koncentrationer, der overskrider grundvandskvalitetskriterierne i et område kaldet influensområdet, som er et cirkulært område med en radius på omkring 100 m. Tilhørende moniteringsboringer til dette kriterium er B301.2, B304.1 og B305.1. Influensområdet blev fastlagt under hensyntagen til indvindingen ved Tommerup Vandværk, herunder at strømningstiden fra influens-området til de nærmeste indvindingsboringer er vurderet at være godt 1 år.

Oprensningskriterium for kildeområdet: Stopkriteriet for oprensning i kildeområdet er defineret ud fra de opløste forureningskoncentrationer i denne zone. Der er som udgangspunkt fastsat et stopkriterium på en gennemsnitskoncentration på 100 µg/l (sum af klorerede ethener) for de 13 moniteringsboringer i sekundært grundvand i kildeområdet. For at tage højde for et eventuelt tilbageslag af forurening skal dette kriterium være overholdt i 3 på hinanden følgende moniteringsrunder løbende over minimum et år. Desuden ønskes det at verificere massefjernelsen gennem udtagning af jordprøver til bestemmelse af det totale forureningsindhold. Der er endnu ikke fastsat et endeligt oprensningskriterium baseret på totale jordkoncentrationer eller taget stilling til placering og antal af jordprøver, men det er indledningsvist foreslået, at

jordkvalitetskriteriet (5 mg TCE/kg; 0,4 mg VC/kg) skal være overholdt på f.eks. 10 jordprøver fra kildeområdet fordelt på 5 boringer /7/.

Tabel 4.1: *Opsummering af oprensnings- og alarmkriterier samt udgangsniveauer og tilknyttede moniteringsboringer for de enkelte kriterier (Fastsat af Region Syddanmark, /7/)*

Målepunkt	Moniteringsboringer	Udgangsniveau [1]	Kriterium
Kildeområde – moræneler	*13 stk i dybder fra 12-21 m.u.t.:* B210, B211.2, B222, B223.2, B224, B225.1, B307.2, B308.1, B309.2, B368.1, B368.2, B369.1, B369.2.	11.000 µg/l (Gennemsnit 1999-2003)	*Stopkriterium for behandling i kildeområde:* Gennemsnitligt indhold af klorerede ethener[1] i opløst fase: 100 µg/l
Primært grundvand ved kant af behandlingsområde	*2 stk i dybder fra 38.1 – 43.6 m.u.t.:* B302.2, B303.2	0,2 µg/l (Gennemsnit 2001-2006)	*Stopkriterium for monitering efter kildeoprensning er stoppet:* Grundvandskvalitetskriterier er overholdt i hver boring *Alarmkriterium:* Sum af klorerede ethener[1] ≥ 5 µg/l
Primært grundvand ved kant af influensområde	*3 stk i dybder fra 39-45 m.u.t.:* B301.2, B304.1, B305.1	0,02 µg/l (Gennemsnit 2006)	*Kriterium mens kildeoprensning forløber:* Grundvandskvalitetskriterier er overholdt i hver boring *Alarmkriterium:* Sum af klorerede ethener[1] ≥ 0,5 µg/l

[1] Sum af klorerede ethener (PCE, TCE, 1,1-DCE, trans- 1-2-DCE, cis-1-2-DCE, VC) i grundvandsprøver.

4.5.4 Reviderede oprensningskriterier på baggrund af numerisk modellering, 2010

De ovenstående kriterier fra 2008 er med baggrund i resultaterne fra den numeriske modellering, som præsenteres i Kapitel 5, endnu engang blevet revideret. Det anvendte modelværktøj simulerer den tidslige udvikling af foureningskoncentrationerne i kildeområdet over tid samt transporten af forurening til det primære grundvand. Modelværktøjet er koblet med en model for det primære grundvand til at bestemme koncentrationer af TCE og nedbrydningsprodukter i en given nedstrøms afstand.

Der er ved hjælp af modellen foretaget en tilbageregning til de jord- og porevandkoncentrationer, som sikrer, at grundvandskvalitetskriterierne er overholdt i en afstand 100 m nedstrøms fra kildeområdet. Disse koncentrationer udgør stopkriterier for oprensning i kildeområdet i henholdsvis moræneler og sekundært grundvand og ses af tabel 4.2.

Modelberegningerne har vist, at der skal ske en næsten fuldstændig oprensning (99 % massefjernelse) i behandlingszonen, for at grundvandskvalitetskriterierne er overholdt 100 m nedstrøms. Dette svarer altså til, at de gennemsnitlige jord- og porevandskoncentrationer i kildezonerne i henholdsvis moræneler og sekundært grundvand skal reduceres med en faktor 100.

Som det ses af tabel 4.2, skal der dermed i gennemsnit opnås totale jordkoncentrationer på henholdsvis 0,014 mg/kg og 0,006 mg/kg i kildeområderne i

moræneler og sekundært grundvand. Dette svarer til gennemsnitlige porevands-koncentrationer på ca. 30 µg/l for det sekundære grundvand med maksimum-koncentrationer op til 100 µg/l.

Tabel 4.2: *Startkoncentrationer samt oprensningskriterier fastsat vha. numerisk model. Koncentrationerne er givet som den gennemsnitlige koncentration i modellens kildeområde i hhv. moræneler og sekundært magasin. Maksimum- og minimumkoncentrationer beregnet med modellen er anført i kantede parenteser.*

Målepunkt	Startkoncentrationer (**Modelgennemsnit** [min-max])	Oprensningskriterium (**Modelgennemsnit** [min-max])
Kortsigtede oprensningskriterier (Stopkriterium for behandling i kildeområde):		
Kildeområde (Moræneler) [1]	Total jordkoncentration: **1,5** mg/kg [0-7 mg/kg] Porevandskoncentration: **7.400** µg/L [0-35.000 µg/l]	Total jordkoncentration: **0,014** mg/kg [0-0,3 mg/kg] Porevandskoncentration: **74** µg/L [0-350 µg/l]
Kildeområde [2] **(Sekundært grundvand)**	Total jordkoncentration: **0,6** mg/kg [0-1,7 mg/kg] Porevandskoncentration: **2.700** µg/L [0-7.600 µg/l]	Total jordkoncentration: **0,006** mg/kg [0-0,02 mg/kg] Porevandskoncentration: **28** µg/L[0-100 µg/l]
Langsigtet oprensningskriterium (Stopkriterium for nedstrøms monitering):		
Primært grundvand (100 m nedstrøms)	0 µg/l [3]	Grundvandskvalitetskriterium (TCE): **1** µg/l Grundvandskvalitetskriterium (VC): **0,2** µg/l

[1] Dimensioner i model: Gennemsnitlig dybde på 10 m, areal på 750 m^2
[2] Dimensioner i model: Gennemsnitlig dybde på 1 m, areal på 1.500 m^2
[3] Det primære grundvand antages uforurenet ved start af modellering

4.5.5 Sammenligning af oprensningskriterier fra 2008 og 2010

Brugen af modelværktøjet til fastsættelse af oprensningskriterier viste, at det var nødvendigt at reducere jordkoncentrationerne i kildeområderne ned til under jordkvalitetskriterierne for klorerede opløsningsmidler for at sikre, at grundvands-kvalitetskriterierne er overholdt 100 m nedstrøms fra kilden. Dette er altså et noget strengere oprensningskriterium end det først foreslåede af Region Syddanmark i 2008, nemlig at overholde jordkvalitetskriterierne.

Ses der på de opløste koncentrationer i porevandet i kildeområdet i moræneleren, er der derimod overensstemmelse mellem Regionens skøn om at nedbringe de gennemsnitlige koncentrationer med en faktor 100. Dette svarer til, hvad der er blevet fundet med modellen. Her skal man dog være opmærksom på, at start-koncen-trationerne i modellen (7.400 µg/l, se tabel 4.2) er en smule lavere end de udgangsniveauer, som blev opstillet af Regionen (11.000 µg/l, se tabel 4.1). Der vil derfor være tale om en reduktion med ca. en faktor 150 før de målte startkoncen-trationer (gennemsnit 11.000 µg/l) er reduceret til 74 µg/l, som er oprensningskriteriet beregnet med modellen. Dette svarer til en oprensningsgrad på 99,3 %.

5 4 ÅRS DRIFT OG MONITERING

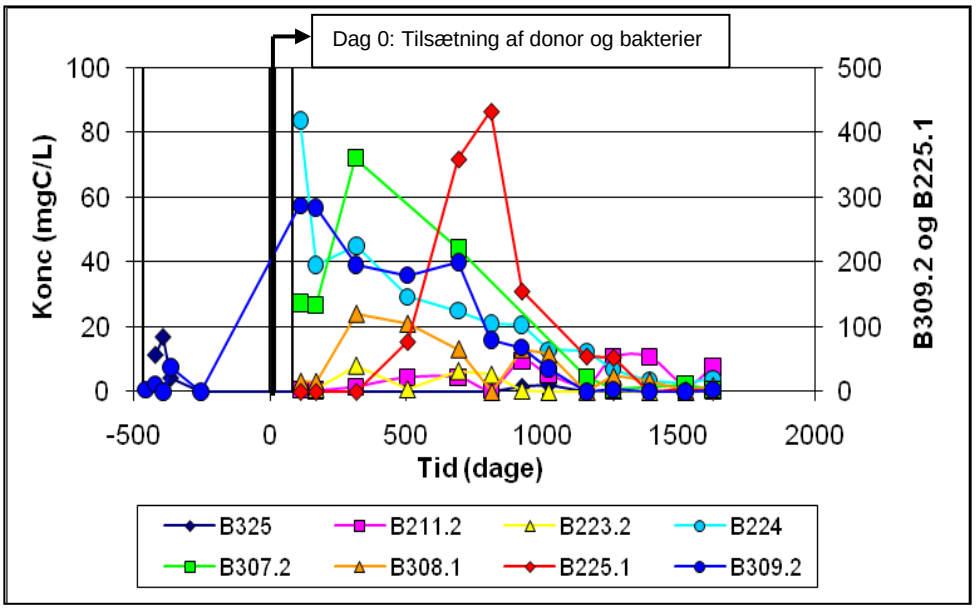
5.1 Moniteringsresultater i grundvand

Ved kontrollen af om tilførslen af donor og bakterier sikrer optimale forhold for den reduktive deklorering og dermed har den tilsigtede effekt på forureningen med klorerede opløsningsmidler i behandlingsområdet, er der ved moniteringen fokuseret på udviklingen i indholdet af fede syrer (fermenteringsprodukter fra den tilførte donor) og redoxforholdene i grundvandet samt udviklingen i indholdet af klorerede opløsningsmidler og specifikke nedbrydere. En nærmere redegørelse for resultater fra moniteringen i perioden 2006-10 er givet i Appendiks H.

Fermentering af donor
De fede syrer består af lactat, acetat, format og propionat, der er fermenterings-produkter af den tilsatte donor. Den videre fermentering af de fede syrer fører til dannelse af methan.

Lactaten, som blev tilført med det injicerede substrat, vurderes hurtigt efter injektionen at være omsat til propionat og acetat. Acetat optræder generelt i de højeste koncentrationer, hvilket er i overensstemmelse med, at acetat typisk bliver ophobet, inden det nedbrydes. Ophobning af acetat er derfor en indikation på, at der fortsat er substrat tilstede i behandlingsområdet.

Den tidsmæssige udvikling i indholdet af fede syrer (omregnet til mg C/l) i moniterings-boringerne i behandlingsområdet er vist på figur 5.1. Enheden på x-aksen angiver antal dage siden fuldskala injektionen (dag 0). De store variationer i indholdet gennem moniteringsperioden vurderes at skyldes en varierende udbredelse af substrat som følge af stor heterogenitet i moræneaflejringen.



Figur 5.1: *Sum af fede syrer i moniteringsboringer*

Indholdet af fede syrer i grundvandet var størst 1-2½ år efter injektionen. Herefter er der observeret et generelt fald i indholdet af fede syrer til et beskedent indhold i dag. Det er vanskeligt at vurdere, om der nu 4½ år efter injektionen af donor fortsat sker

dannelse af fede syrer, eller om der er tale om tilbagediffusion af acetat ophobet i lermatrix. Fortsat stigende methan fra omsætning af fede syrer indikerer, at der fortsat sker både dannelse og omsætning af donor.

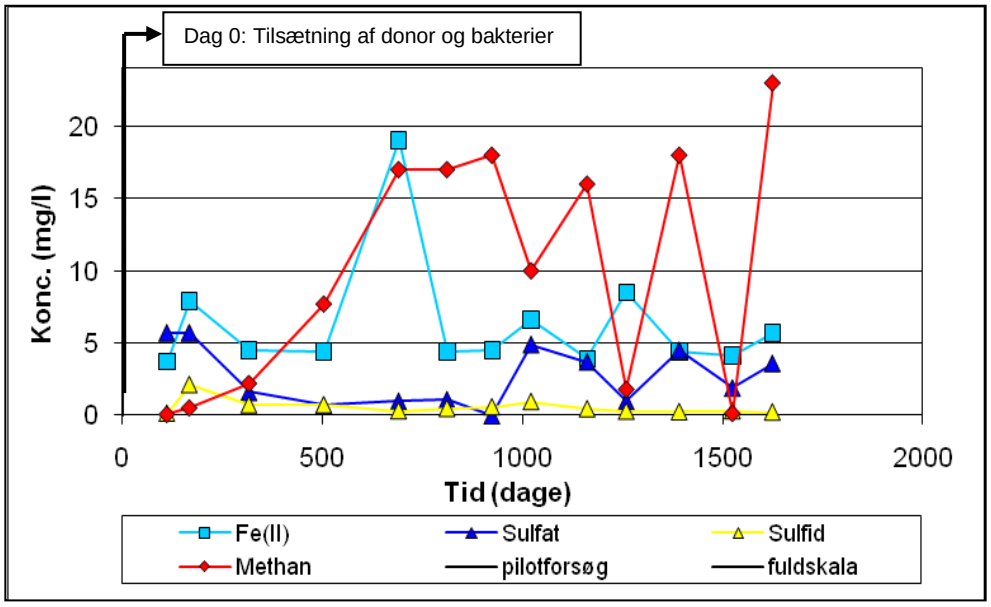
Redoxforhold

Feltmålinger udført i forbindelse med moniteringen har stort set ikke vist tilstedeværelse af ilt i grundvandet. Redoxpotentialet i behandlingsområdet har overordnet været faldende gennem moniteringsperioden med redoxpotentialer lavere end -50 mV. Den reduktive deklorering forløber optimalt ved redoxpotentialer omkring -50 mV eller lavere.

Den tidsmæssige udvikling for de redoxfølsomme parametre jern, sulfat, sulfid og methan i grundvand fra boring B224 er vist på figur 5.2. Udviklingen i boring B224 kan betragtes som et eksempel på den generelle udvikling i redoxforholdene i behandlingsområdet.

Indholdet af opløst jern steg fra et baggrundsniveau på <0,3 mg/l i løbet af de første 6-12 måneder efter tilsætningen af donor til omkring 3-21 mg/l i alle boringer i behandlingsområdet.

Grundvandets indhold af sulfat var generelt faldende fra tilsætningen af donor og et par år frem, men har siden varieret en del. Baggrundsniveauet lå på 27-44 mg/l. Ved den seneste monitering i november 2010 lå indholdet af sulfat i hovedparten af boringerne i behandlingsområdet på et forholdsvis lavt niveau, <10 mg/l. Stigende indhold af sulfat kan være indikation på tilbageslag af sulfat fra matrix.



Figur 5.2: *Udviklingen i redoxforhold i boring B224*

Indholdet af sulfid har, som ventet været beskedent (typisk <1 mg/l), formentlig som følge af udfældning med reduceret opløst jern som jernsulfid.

I samtlige moniteringsboringer er der påvist indhold af methan i varierende koncentrationer. Fra et lavt startniveau på < 1 mg/l var methanindholdet generelt

stigende i de første 1-1½ år efter injektionen af substrat til indhold på 3-30 mg/l. Efter en periode med fluktuerende eller stagnerende indhold er der det seneste år overordnet set et stigende indhold af methan i moniteringsboringerne i behandlingsområdet til 0,3-36 mg/l.

Der er meget fin sammenhæng mellem påvirkningen med fermenteringsprodukter fra omsætningen af donoren og udviklingen i redoxforhold. Udviklingen i indholdet af redoxfølsomme parametre viser, at injektionen af donoren har bevirket, at forholdene er blevet væsentligt mere reducerede end før injektionen. Forholdene i grundvandet i sandlinser og sprækker i behandlingsområdet har omtrent siden donor blev tilført og kan fortsat – ca. 4½ år derefter - karakteriseres som værende sulfatreducerende til methanogene, og er således favorable for nedbrydning ved reduktiv deklorering.

Nedbrydning af klorerede opløsningsmidler

Siden de første vandprøver blev udtaget på lokaliteten i 1999 og indtil 2005/06, hvor injektionen af donor og bakterier fandt sted, var indholdet af moderstoffet TCE det dominerende stof i grundvandet. Herefter blev nedbrydningsprodukterne, primært cis-DCE, hurtigt dominerende i forhold til moderstoffet.

Udviklingen i stofsammensætningen i boring B224, som er et eksempel på udviklingen i boringerne i behandlingsområdet, er illustreret i figur 5.3.

Ved nedbrydningen af TCE til cis-DCE observeres koncentrationsstigning for klorerede ethener. Dette formodes at skyldes desorption og omsætning af TCE til cis-DCE, som ikke sorberes i samme grad.

Ved videre omsætning af cis-DCE til VC ses ikke nogen stigning i total klorerede ethener, selvom VC sorberes i mindre grad end cis-DCE. Dette skyldes, at der sker videre nedbrydning af VC til ethen sideløbende med dannelsen af VC.

Ca. 2-2½ år efter injektionen af donor og bakterier bevirkede omsætningen af VC, at der var dannet betydelige indhold af ethen i boringerne i behandlingsområdet. Således var ethen eller ethan det dominerende stof i flere boringer i december 2008 med molandele på 55-90 %.

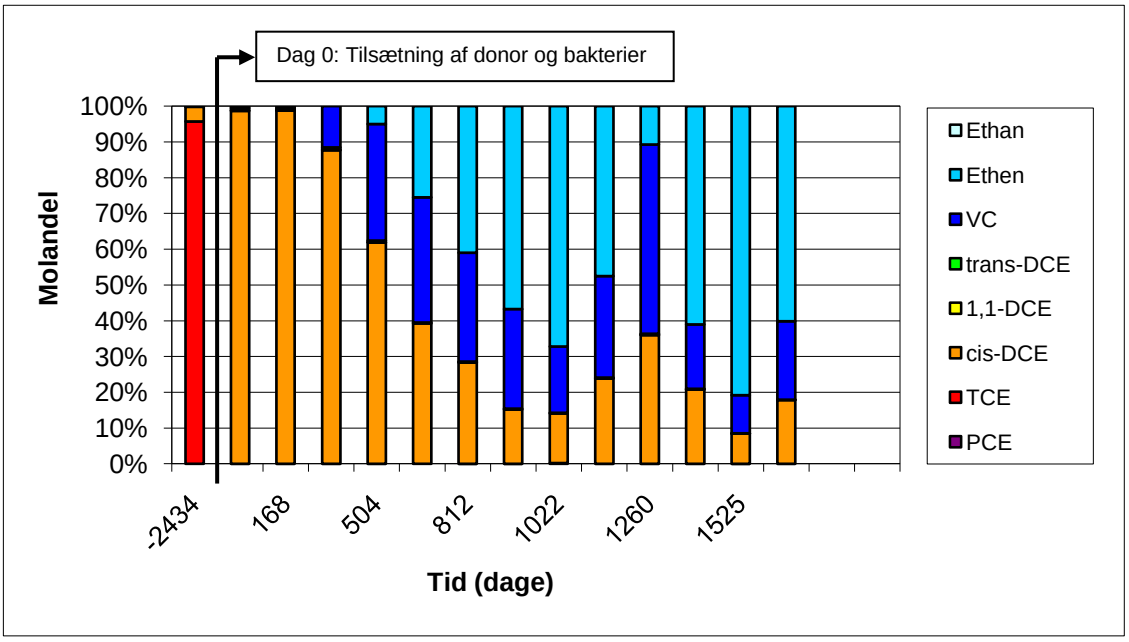
Igennem sidste halvdel af 2009 og 2010 er omsætningen af de klorerede ethener generelt stagneret. I sidste halvdel af 2009 og starten af 2010 var omsætningen i nogle boringer ligefrem gået tilbage med stigende indhold af cis-DCE og/eller VC samt i enkelte boringer genkomst af lidt TCE til følge. Men ved de seneste moniterings-runder observeredes tilsvarende omsætning som før 2009. Der synes således at være tale om periodisk variation.

I enkelte moniteringsboringer er omsætningen af de klorerede ethener dog fortsat med faldende andele af cis-DCE og VC og stigende andele af ethen og ethan til følge. I de boringer, hvor dekloreringsgraden overstiger 67 %, er VC ikke dominerende. Der er derimod et tilsvarende niveau af cis-DCE som VC, mens ethen/ethan er dominerende. Totalkoncentrationen af klorerede ethener i vandprøver fra disse boringer er aftaget.

Varierende koncentrationsniveauer og stofsammensætninger i moniteringsboringerne vurderes at skyldes variationer i strømningsforholdene i de heterogene aflejringer i behandlingsområdet. Det tilsyneladende (periodiske) fald i omsætning/tilbageslag i

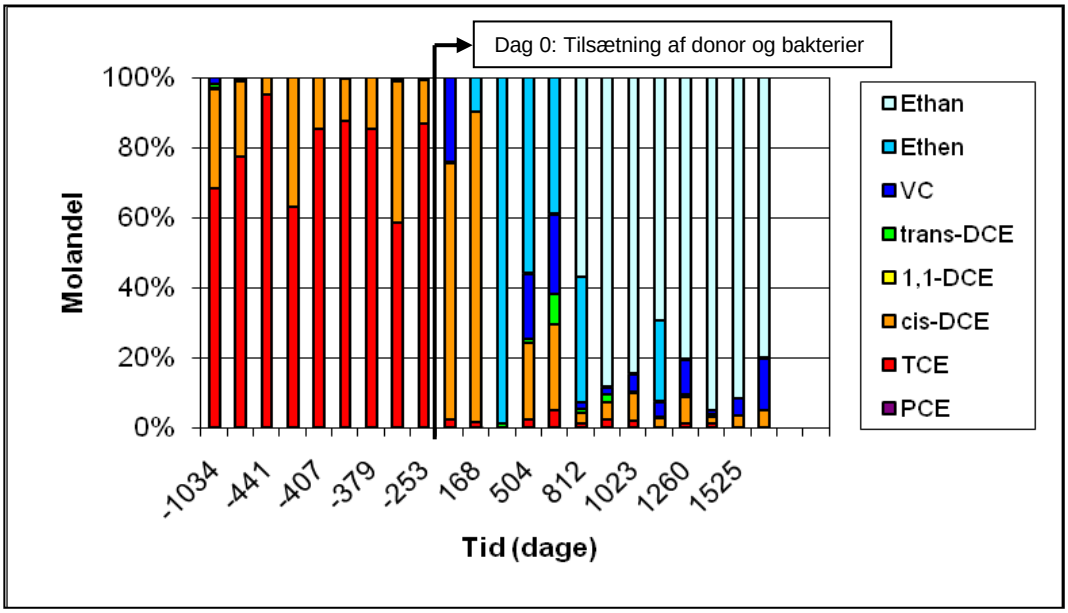
sidste halvdel af 2009 til første del af 2010 har vist sig sammenfaldende med en stigning i vandspejlet specielt i de mest berørte boringer. Det kan skyldes, at vandet prøvetaget fra boringerne har været i kontakt med en mindre reduceret zone med mindre grad af omsætning af de klorerede ethener, end den der ellers repræsenteres af prøver fra boringerne.

En øget andel af TCE og cis-DCE kan være en indikation på, at donoren lokalt er opbrugt. Variationer i koncentrationer på grund af f.eks. lokale ændringer i grundvandsstrømningen kan også være betydende.



Figur 5.3: *Udviklingen i klorerede ethener i boring B224*

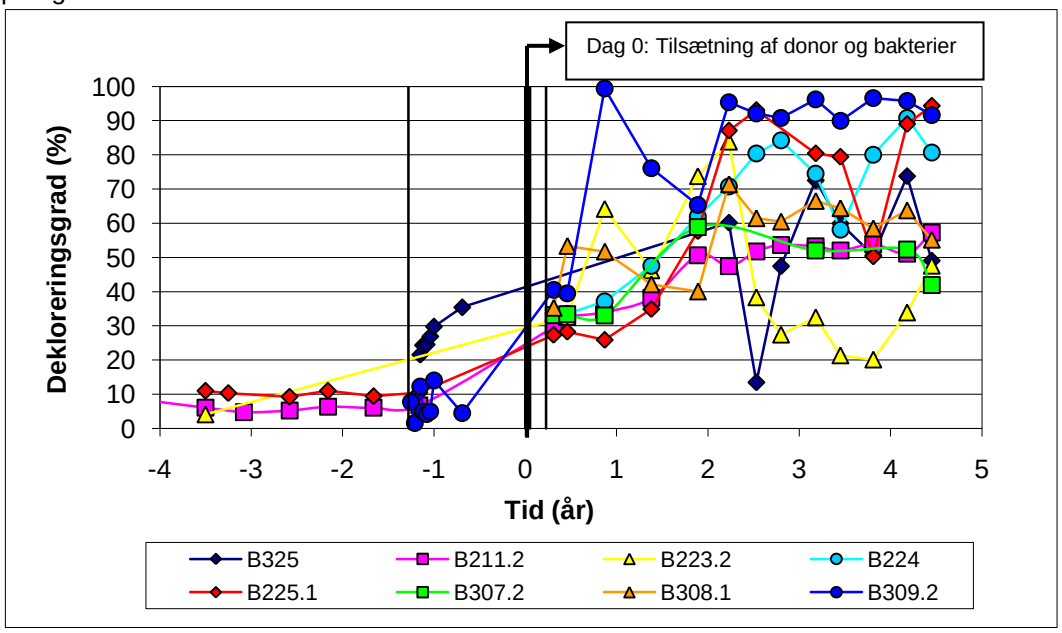
Et eksempel på en kraftig stimulering af forholdene er boring B309.2, jf. figur 5.4. Her er sket en omtrent fuldstændig omsætning af indholdet af TCE, cis-DCE og VC. Desuden er den dannede ethen omsat til ethan. Over tiden er der sket en stor reduktion i det samlede indhold af klorerede ethener i B309.2. Udviklingen i B309.2 er i overensstemmelse med, at det er i denne boring den største påvirkning med fede syrer og deraf hurtigste udvikling i redoxforholdene blev observeret. Sammenligning af ethen- og ethan- med methandata viser tilsyneladende sammenhæng mellem høj methanproduktion/stærkt reducerede forhold og reduktion af ethen til ethan.



Figur 5.4: *Udviklingen i klorerede ethener i boring B309.2*

Forholdene ved B309.2 indikerer, at der sker en fuldstændig omsætning af de klorerede ethener i sandslirerne og sprækkerne, men at der til stadighed forekommer et beskedent bidrag af TCE og DCE fra uddiffusion fra matrix.

Den tidsmæssige udvikling i dekloreringsgraden i samtlige moniteringsboringer er vist på figur 5.5.



Figur 5.5: *Udviklingen i dekloreringsgrad i vandprøver fra alle moniteringsboringer*

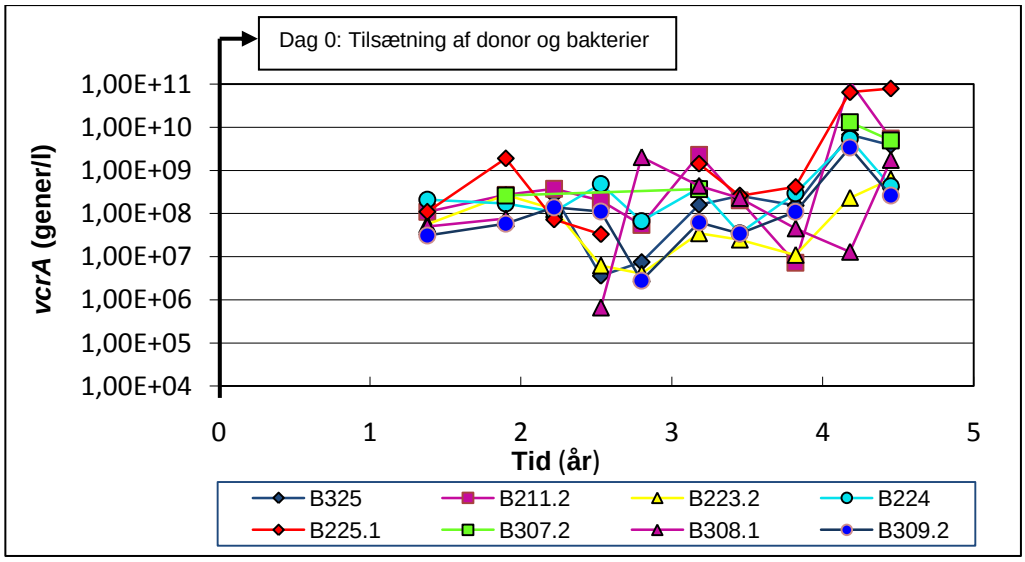
I de fleste moniteringsboringer ses overordnet en stigning i dekloreringsgraden gennem de første 2-2½ år af moniteringsperioden. Derefter ses en tendens til at dekloreringsgraden er stagnerende. I nogle boringer (B224, B225.1 og B223.2) er specielt i 2009 set et periodisk fald i dekloreringsgrad. Som tidligere omtalt er dette sammenfaldende med en periodisk stigning i vandspejlet i de berørte boringer. Det kan skyldes, at vandet prøvetaget fra boringerne har været i kontakt med en mindre

reduceret zone med mindre grad af omsætning af de klorerede ethener, end den der ellers repræsenteres af prøver fra boringerne.

Ses på de individuelle koncentrationer af stofferne, ses specielt koncentrationen af ethen i de berørte boringer at variere, mens koncentrationerne af de klorerede ethener varierer mindre. Det periodiske fald i dekloreringsgrad er således delvist relateret til en lavere ethen koncentration. Lavere ethen i zoner som periodisk er over grundvands-spejlet kan skyldes tab til atmosfæren eller evt. videre omsætning.

Specifikke nedbrydere

Der er siden injektionen af donor og bakterier for 4½ år siden sket en betydelig vækst i antallet af *Dhc* og *vcrA*. I 2006 blev antallet af *Dhc* og *vcrA* bestemt til henholdsvis $2x10^7$-$3x10^9$ og $3x10^7$-$3x10^8$ bakterier/l. I 2010 er antallet vokset til henholdsvis $3x10^8$-$1x10^{11}$ og $6x10^8$-$8x10^{10}$ bakterier/l. Antallet af bakterier er således vokset 1-2 størrel-sesordener fra 2006 til 2010. For bakterier indeholdende *vcrA-gene*t er udviklingen i moniteringsboringerne vist på figur 5.6. Det ses, at der i flere boringer er sket en stor vækst i antal bakterier det seneste år.



Figur 5.6: *Udviklingen i specifikke nedbrydere, målt ved indholdet af vcrA-genet, i vandprøver fra alle moniteringsboringer*

Sammenfatning

De kraftigt reducerede redoxforhold, et fortsat højt indhold af specifikke nedbrydere samt fortsat tilstedeværelse af fede syrer i sandslirer og sprækker i behandlings-området - om end på et lavt niveau – betinger, at der stadig kan foregå nedbrydning af de klorerede ethener. Hvor resultaterne fra sidste del af 2009 indikerede begyndende donorbegrænsning, er dette af uvisse årsager langt mindre udtalt i 2010 og kan muligvis tilskrives periodisk variation betinget af variation i vandspejls-/strømnings-forhold.

Stagnerende dekloreringsgrader kan indikere, at der sker uddiffusion af TCE og cis-DCE fra lermatrix sideløbende med, at der foregår omsætning i sandslirer og sprækker. Stagnerende dekloreringsgrad i grundvand repræsenterende sandslirer og sprækker udelukker ikke en fortsat positiv udvikling i matrix, fx i form af udvikling af en større reaktionszone.

5.2 Moniteringsresultater i lermatrix

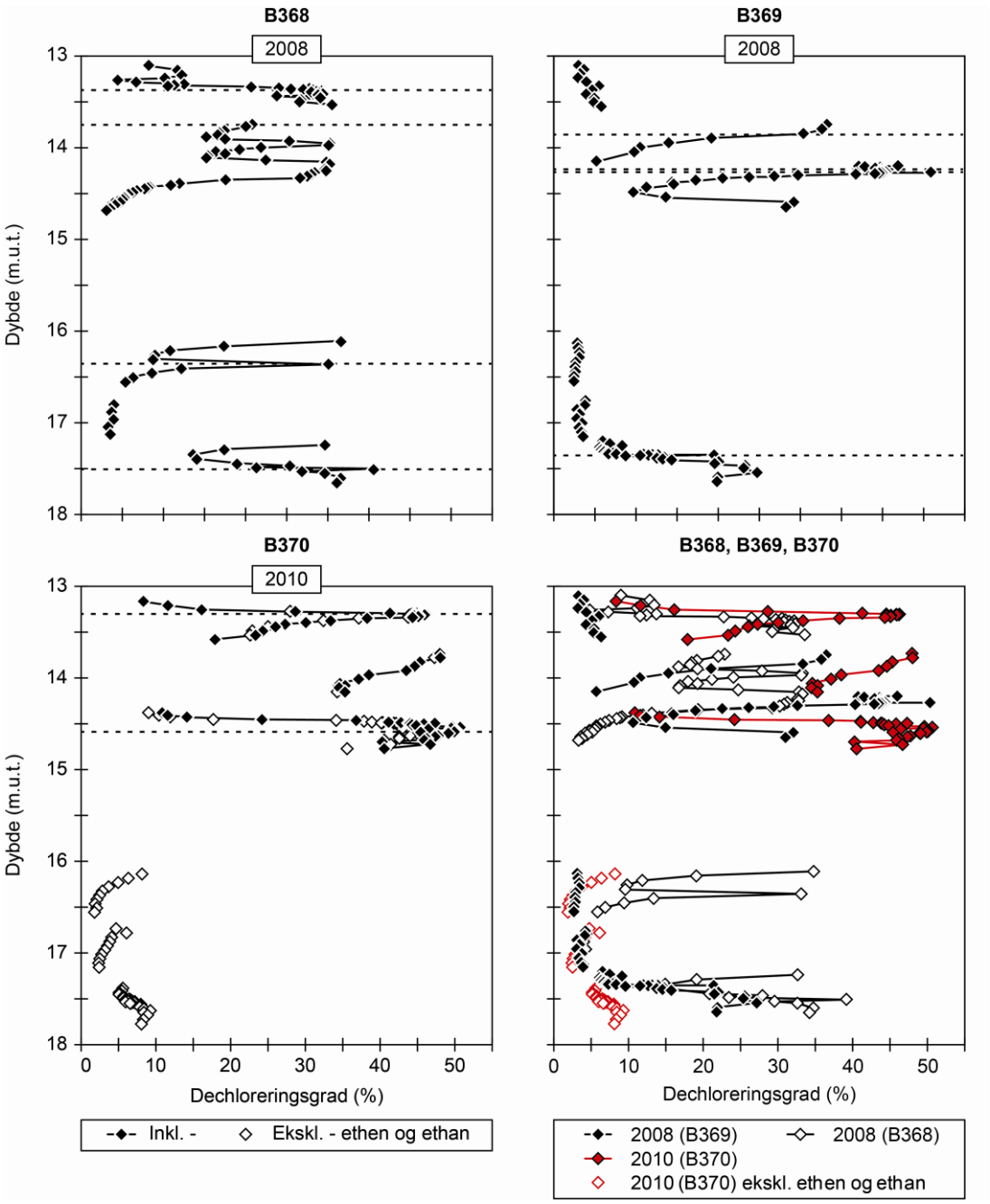
Der blev udført to kerneboringer, hvorfra intakte lerkerner blev udtaget i 2008 (boringerne B368 og B369) og i 2010 (boringerne B370 og B371). B368, B369 og B370 er placeret i et område, som blev udvalgt på grundlag af repræsentativt koncentrationsniveau og rimelig udvikling i nedbrydning vurderet på baggrund af grundvandsmonitering før 2008, samt at området ikke var påvirket af tidligere udførte pilottest. B371 blev placeret i et andet område, hvor grundvandsmonitering frem til 2010 indikerede væsentlig mere komplet omsætning af klorede opløsningsmidler. Området har været påvirket af pilotforsøgene.

Den stimulerede reduktive deklorering kræver kontakt mellem forureningen, donor og specifikke nedbrydere. I moræneler er denne kontakt diffusionsbegrænset. Formålet med at udtage intakte lerkerner var at undersøge, om der sker nedbrydning af klorede opløsningsmidler i matrix i moræneleren, og i givet fald i hvilket omfang. Dette er en forudsætning for at vurdere oprensningseffektiviteten på lokaliteten som helhed.

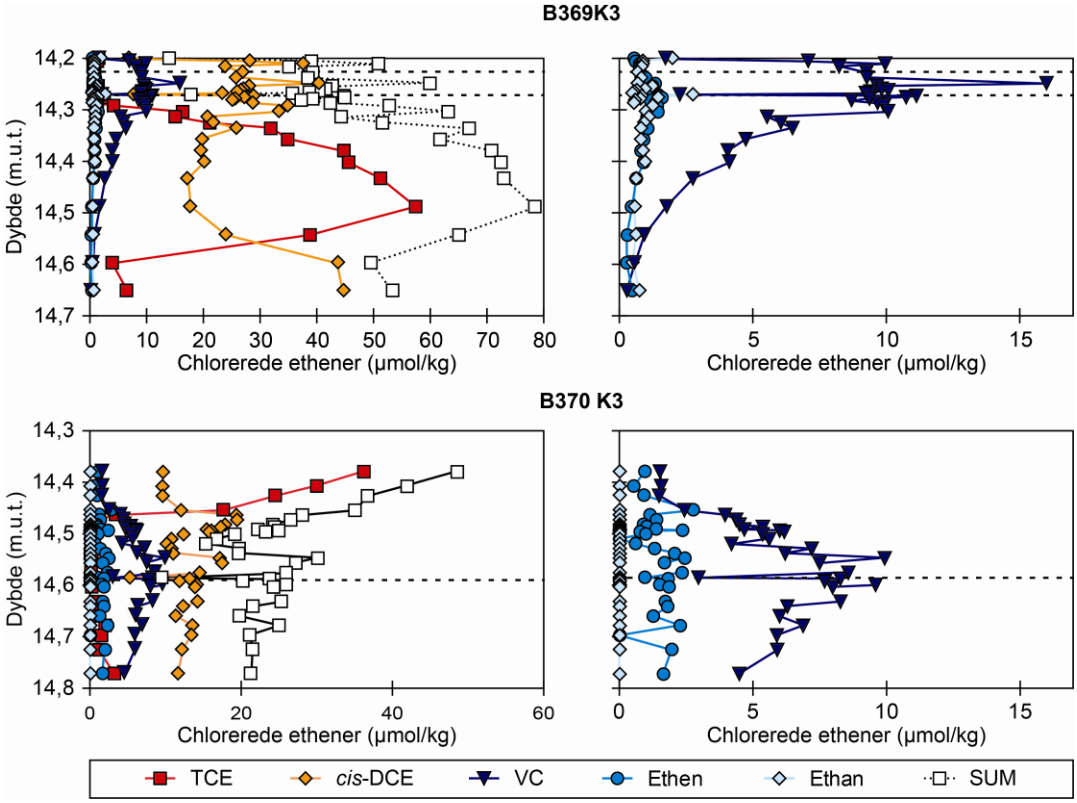
5.2.1 TCE-nedbrydning

Nedbrydningen af TCE observeret i kernerne fra B368 og B369 (2008) og B370 (2010) er illustreret ved dekloreringsgrad i figur 5.7. I B368 og B369 observeres smalle zoner i/omkring sandslirer og sprækker med dekloreringsgrad omkring 33 % svarende til omdannelse til cis-DCE. I B369 er der en zone omkring to tætliggende sandslirer med dekloreringsgrad over 40 % (se koncentrationsprofil i figur 5.8). B369 er beliggende midt i mellem tre injektionsboringer (B340, B347 og B348 - 4 meter fra B347) og skulle derfor repræsentere ”worst case scenariet”. Dekloreringsgrader nær 33 % i bunden af profilerne for B368 og B369 skyldes formentlig, at forureningsfronten kun lige er nået hertil, da koncentrationerne her er meget lave. I B370 (2010) er der tre zoner med dekloreringsgrad over 40 % (se koncentrationsprofil i figur 5.8). Generelt ses de høje dekloreringsgrader i smalle reaktionszoner omkring mere vandførende lag som eksempelvis sandslirer og sprækker.

Sammenlignes de tre boringer som gjort nederst til højre i figur 5.7 ses det, at i dybdeintervallet 13-15 m u. t. er dekloreringsgraden omkring sandslirer og sprækker steget fra 2008 til 2010. Der ses en tendens til øget bredde af reaktionszonerne. I dybdeintervallet 16-18 m u. t. er dekloreringsgraden omtrent tilsvarende eller lavere end i 2008.



***Figur 5.7**: Dekloreringsgrad i kernerne B368, B369 og B370. De øverste grafer er for kernerne udtaget i 2008, mens den nederste til venstre (B370) er udtaget i 2010. De stiplede linjer markerer sandslirer/sprækker.*

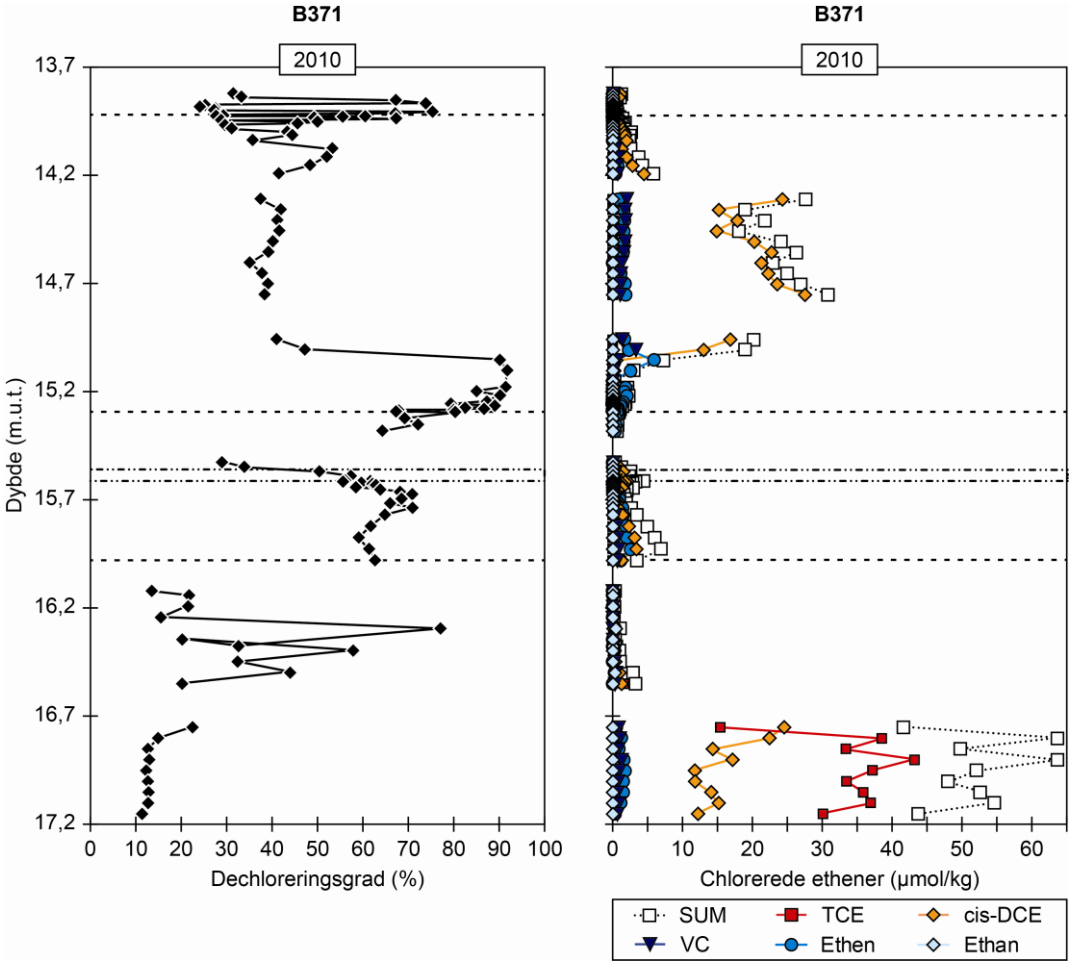


Figur 5.8: *Koncentrationsprofiler af TCE og dets nedbrydningsprodukter i kerne 3 fra B369 (2008) og kerne 3 fra B370 (2010). Sandslirer markeret med stiplede linjer.*

Boring B371, der er placeret i område med betydelig TCE nedbrydning vurderet ud fra grundvandsmoniteringen, havde i lermatrix i størstedelen af kerneboringen dekloreringsgrader generelt omkring eller over 33 % og helt op til 92 % (se venstre graf i figur 5.9). I de øverste 5 kerner blev der maksimalt målt 1,6 µmol TCE/kg med et gennemsnit på 0,11 µmol TCE/kg. De målte stof koncentrationer (figur 5.9, højre graf) sammenholdt med dekloreringsgraderne vidner om en betydelig komplet nedbrydning af TCE til ethen/ethan omkring 13,9 m u. t. og i dybde intervallet 15-16 m u. t. Lige omkring den øverste sandslire (stiplede linjer) var der punkter med både høje og lave dekloreringsgrader. De lave dekloreringsgrader findes i prøver, hvor der ikke detekteres ethen, mens der i de andre prøver detekteres ethen (0,35-0,52 µmol/kg). De lave dekloreringsgrader skyldes derfor sandsynligvis at de klorerede ethener er fordampede pga. lang tids opbevaring inden analyse. Det samme gør sig gældende i kerne 5 som også blev opbevaret længere tid inden analyse; ethen er kun detekteret i de tre prøver med høj dekloreringsgrad. I den nederste kerne (16,7-17,2 m u. t.) fra B371 er dekloreringsgraden dog kun 11-23 %, svarende til begrænset omsætning af TCE til cis-DCE. Koncentrationerne i den nederste kerne vurderes med baggrund i sammensætningen og koncentrationsniveauet af chlorerede ethener i grundvandet forud for afværgen at være sammenlignelig med de koncentrationer, der var i hele matrix forud for afværgen. Der vurderes således at være sket betragtelig nedbrydning af chlorerede ethener uden tilsvarende ophobning af ethen og ethan i området ved boring B371.

B371 har langt mere udbredt nedbrydning i matrix i de 5 øvre kerner fra 13,8-16,6 m u. t. (figur 5.9) end B368, B369 og B370, hvor der snarere var tendens til snævre

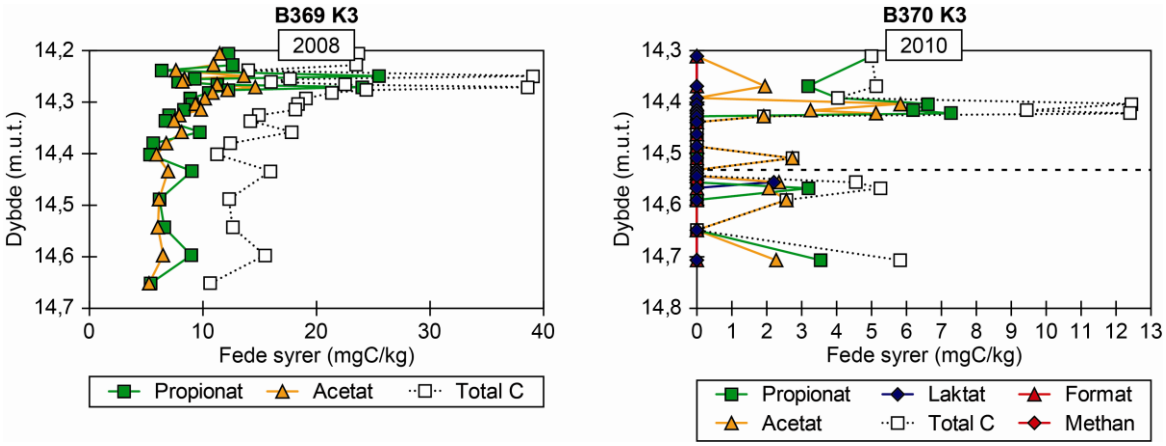
zoner med nedbrydning (figur 5.7). Da nedbrydningen er nået længere i B371, og reaktionszonerne tilsyneladende overlapper, er det ikke så tydeligt, om reaktionszonerne udspringer fra sandslirer og sprækker. Der optræder også enkelte mere sandede områder i moræneleren i B371, som er betydeligt bredere end de observerede sandslirer og sprækker. Reaktionszonerne i de 5 øvre kerner af B371 kan således være udsprunget fra de mere sandede områder, hvor der kan have været bedre tilførsel af donor og bakterier.



***Figur 5.9**: Dekloreringsgrader (venstre graf) og koncentrationer af TCE og dets nedbrydningsprodukter (højre graf) i lerkerne B371 udtaget i 2010. De stiplede linjer markerer sandslirer. Området markeret med prikker og streger omkring 15,5 m u. t. repræsenterer et område, som var fugtigt.*

5.2.2 *Omsætning af donor*

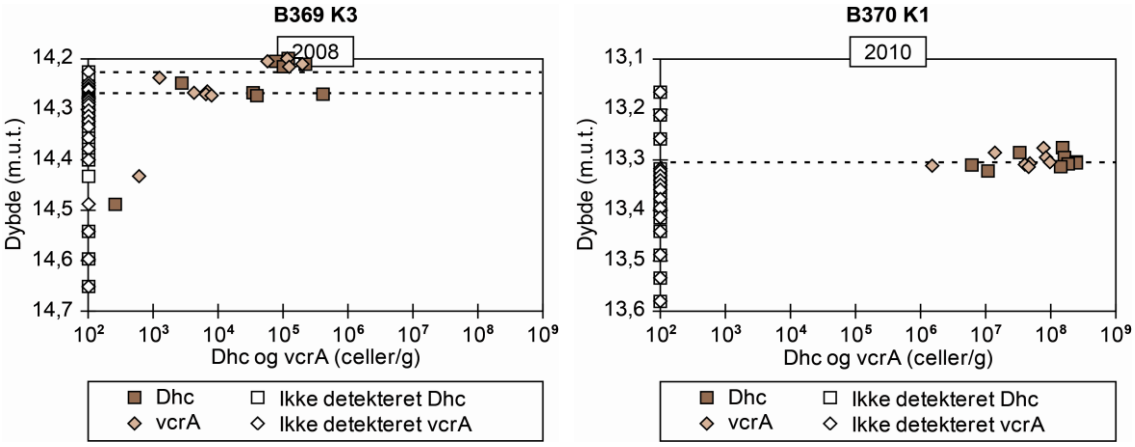
Spredningen af donor er sket via sandslirer og sprækker, og overordnet set er koncentrationen af fede syrer højest i områder, hvor koncentrationerne af TCE er lavest, og hvor dekloreringen er størst. Dog er de højeste koncentrationer af fede syrer til tider fundet over og mellem sandslirer, og ikke i dem, hvilket kan indikere omsætning i sliren efter spredning af donor i denne og diffusion ind i leren (figur 5.10). Koncentrationen af fede syrer er væsentlig lavere (≤10 mg C/kg for sum af fede syrer) i B370 (K1, K3 og K6) i 2010 og i B368 (K1) i 2008 end i B369 (K3) i 2008 (figur 5.10). Større tilgængelighed af donor ved B370, kerne 3, kan være en medvirkende årsag til en bredere reaktionszone og højere dekloreringsgrad netop her.



Figur 5.10: *Koncentrationer af fede syrer (fermenteringsprodukter) og anioner i kerne 3 fra B369 (2008), samt i kerne 3 fra B370 (2010).*

5.2.3 *Specifikke nedbrydere*

I 2008 blev prøver fra i alt seks kerner fra både B368 og B369 analyseret for *Dhc* og *vcrA*. Der blev kun fundet bakterier i detekterbart antal (over 400 celler/g) i prøver fra B369, og kun med høje antal (>10^3 celler/g) lige omkring de to tætliggende sandslirer i moræneleren (figur 5.11). I 2010 blev kun prøver fra én kerne fra B370 analyseret, og igen blev der konstateret et højt antal *Dhc* og *vcrA* omkring en sandslire (figur 5.11). Væksten af *Dhc* var således afgrænset til en snæver zone på ca. 4,7 cm henover sandsliren. Antallet af *Dhc* og *vcrA* er 2-3 størrelsesordener større i sandsliren i 2010 i B370 (kerne 1) end i 2008 i de 2 sandslirer i B369 (kerne 3). En sammenligning af metoderne fra 2008 og 2010 viste, at metoden anvendt i 2010 giver godt en størrelsesorden højere ekstraktionseffektivitet for *vcrA*. Da forholdet mellem *vcrA* og *Dhc* er omtrent det samme i 2008 og 2010, formodes ekstraktionseffektiviteten for *Dhc* øget tilsvarende. Der er dog tale om betydeligt højere antal *Dhc* og *vcrA* i kernen fra 2010, også når der tages højde for øget ekstraktionseffektivitet. Zonen med *Dhc* og *vcrA* i B370 kerne 1 er ikke væsentligt bredere end i B369 kerne 3, hvor der imidlertid var tale om 2 tætliggende sandslirer med *Dhc* og *vcrA*. Da der i andre zoner i B370 og B371 (2010) er observeret omsætning til VC (og ethen), må *Dhc* og *vcrA* formodes også at træffes der. Nogle af disse zoner med tilsyneladende komplet omsætning er bredere. I B371 kerne 2 er der f.eks. 29 cm, hvor TCE koncentrationen er aftaget til under detektionsgrænsen. I denne zone observeres tilsyneladende VC såvel som cis-DCE dannelse samt tilstedeværelse af ethen.



Figur 5.11: *Antal Dhc samt antal vcrA-gener. Stiplet linje indikerer sandslirer.*

5.2.4 Sammenfatning

Injektion af donor og kultur er foretaget via filtersatte boringer i moræneler med indlejrede sandslirer og forventes således udbredt via sandslirerne. I overensstemmelse hermed er observeret nedbrydning i og omkring indlejrede sandslirer i moræneleren samt tilstedeværelse af *Dhc* og *vcrA*.

I området ved boring B368-B370 er i 2010 i det øvre dybdeinterval (13-15 m u. t.) observeret et øget antal zoner i forhold til i 2008, hvor der er sket betydelig omsætning af TCE. Desuden er bredden af zoner, hvor cis-DCE dominerer, øget. Dekloreringsgraden centralt i disse zoner er øget (tabel 5.1), og der ses generelt VC og ethen centralt i disse zoner. I god overensstemmelse hermed, er der endvidere observeret et øget antal specifikke nedbrydere i en smal zone omkring en sandslire. Selvom der er betydelig rumlig variation både mht. geologi og nedbrydning af TCE, er det overordnede indtryk fra dybdeintervallet 13-15 m u. t., at der er sket en betydelig forøgelse af nedbrydningen over de seneste 2 år. Dette kan formentlig tilskrives tilvæksten, herunder specielt øget udbredelse, af specifikke nedbrydere. Koncentrationsniveauet for fermenteringsprodukter er aftaget og består ved en sandslire (B370 K1) alene af acetat og methan, hvilket kan være indikation på, at donor er ved at være begrænsende for omsætningen af TCE. I det nedre dybdeinterval (16-18 m u. t.) er der ikke sket væsentlig nedbrydning over de 4 år, og dekloreringsgraden er generelt meget beskeden. Der træffes ikke fermenteringsprodukter eller methan, hvorfor der næppe er donor tilstede. Det samlede indhold af klorerede ethener i det nedre dybdeinterval ligger omkring 50-100 µmol/kg, mens totalkoncentrationen i det øvre dybdeinterval ligger omkring 20-45 µmol/kg.

Tabel 5.1: *Dekloreringsgrader for øvre og nedre dybdeinterval i boringerne B368-B370 samt B371 beregnet som vægtet gennemsnit over dybden.*

Dybde (m u. t.)	B368 (2008)	B369 (2008)	B370 (2010)	B371 (2010)
13-15	18 %	15 %	34 %	48 % (13-16,6 m u. t.)
16-18	15 %	6 %	5 %	15 % (16,8-17,2 m u. t.)

I området ved B371 er der sket mere omfattende nedbrydning. Koncentrationsniveauet er tilsyneladende reduceret markant, og dekloreringsgraden er op til 92 % i de øvre 5 kerner (dybdeintervallet 13,8 – 16,6 m u. t.) med et vægtet gennemsnit på 48 % (tabel 5.1). Resultaterne indikerer, at VC ikke ophobes i matrix, men omsættes videre relativt hurtigt. Den lavere total-koncentration kan skyldes nedbrydning af ethen/ethan, men tab af gasserne i forbindelse med prøvetagning kan ikke udelukkes. Den længste reaktionszone er observeret i kerne 2 (29 cm) men også i kerne 3 er der en lang (19 cm) reaktionszone, hvor TCE koncentrationen er aftaget til under detektionsgrænsen, og der er sket betydelig omsætning af cis-DCE, og hvor der er dannet VC og ethen. I den nederste kerne (dybdeinterval 16,7-17,2 m u. t.) er der ikke sket væsentlig nedbrydning.

I den nederste mest faste moræneler vil nedbrydning af forureningen med TCE formodentlig kræve, at der findes frem til en anden injektionsmetode, som giver større sikkerhed for en tilstrækkelig spredning af donor og bakterier.

I den øvre del af moræneleren er det vanskeligt at sige, hvor lang tid det vil tage at opnå en tilstrækkelig udvikling af reaktionszoner, der sikrer en oprensning af matrix, ligesom det er vanskeligt at vurdere, om der er tilstrækkelig donor til rådighed herfor. Hvis det er muligt at re-injicere donor med tættere vertikal frekvens, vil det formentlig give en væsentlig hurtigere oprensning.

6 MODELVÆRKTØJ FOR MASSEFJERNELSE, KONCENTRATION OG FLUX

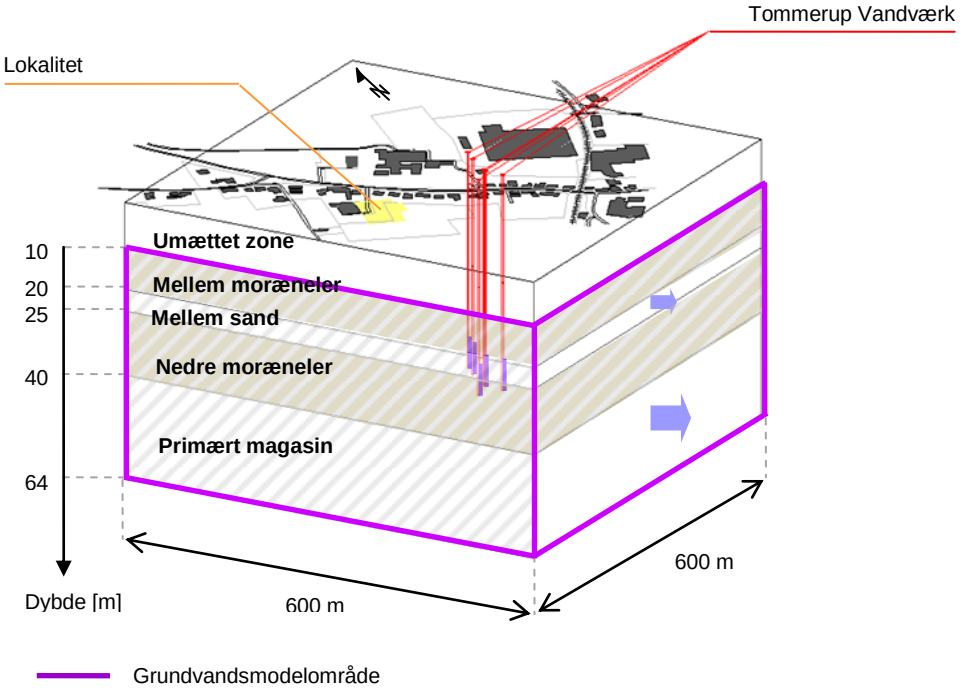
Der er opsat numeriske modeller på tre forskellige skalaer til at beskrive skæbnen af forureningen på Sortebrovej. Først er der opstillet en overordnet 3D-model for området (600 m x 600 m x 50 m), der har til formål at vurdere om forureningen strømmer til det nedstrøms vandværk. Dernæst er der opstillet en 2D-model (200 m x 50 m), der inkluderer nedbrydning via reduktiv deklorering af TCE og anvendes til at vurdere tidshorisonter for oprensning i kilden samt nedstrøms forureningskoncentrationer. Endelig er der opstillet en 1D-model, der har til formål at beskrive nedbrydningsprocesserne i større detalje på vertikal skala (mm til få m) og sammenligne med resultaterne fra kerneprøverne (afsnit 5.2). Alle modeller er opsat i programmet COMSOL Multiphysics, version 3.5a.

6.1 Grundvandstrømning på Sortebrovej – risikovurdering for Tommerup Vandværk

Med udgangspunkt i den geologiske model for området /11/ er der opstillet en overordnet 3D-model, der har til formål at beskrive grundvandstrømningen i området. Ud fra grundvandsmodellen ønskes det vurderet om indvindingen af grundvand på Tommerup Vandværk trækker forurenet vand fra Sortebrovej, og om der dermed er en risiko for forurening af det grundvand, der indvindes på kildepladsen beliggende kun 180 m nedstrøms for forureningskilden. Modelopsætningen og resultaterne beskrives kortfattet herunder, og den fulde afrapportering ses i Appendiks D.

6.1.1 Modelopsætning

Modellen indeholder fire geologiske enheder, som ses af figur 6.1: *mellem moræneler, mellem sand, nedre moræneler* og *primært magasin*.



Figur 6.1: *Grundvandsmodelområde med de fire geologiske enheder: mellem moræneler, mellem sand, nedre moræneler og primært magasin. Bemærk at vandværksboringerne indvinder fra det primære magasin, men at de synes placeret højere oppe på 3D-figuren*

Grundvandsmodellen er opstillet som en EPM (equivalent porous media) model. Tilstedeværelse af sandslirer og andre højpermeable indslag er derfor negligeret i den geologiske model, og der er i stedet anvendt værdier for de hydrauliske konduktiviteter, som afspejler de gennemsnitlige forhold.

Kendskabet til hydrogeologien på den valgte skala (fra Sortebrovej til Tommerup Vandværk) er forholdsvis begrænset. I figur 6.2 ses et potentialekort baseret på data fra Jupiter databasen. Pejlingerne, der ligger til grund for potentialekortet, er udført på forskellige tidspunkter. Ud fra dette potentialekort vurderes den regionale strømningsretning i det primære magasin at være fra nordvest til sydøst. Som nævnt i afsnit 3.2 er der usikkerhed om den lokale strømningsretning grundet manglende synkronpejlerunder.

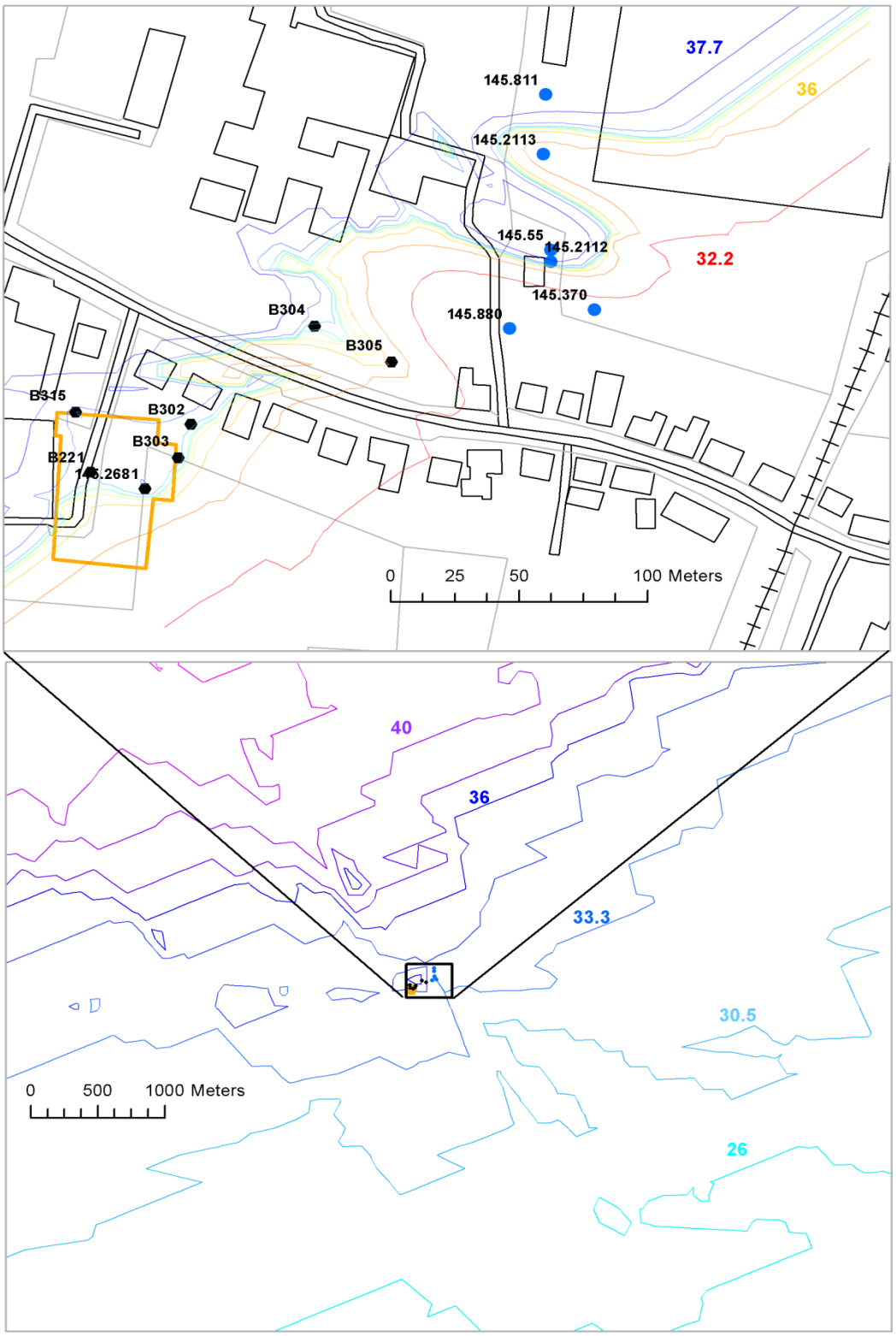
For det sekundære magasin er kendskabet til strømningsretning og den hydrauliske gradient i magasinet ligeledes begrænset, og i modelberegningerne er der derfor regnet på forskellige scenarier for disse. De hydrauliske konduktiviteter anvendt i modellen er baseret på slug tests udført på lokaliteten /11/. For Tommerup Vandværk er den eneste kendte information, at den årlige indvinding i 2008 var 133.000 m^3. Andre vigtige informationer såsom pumpeperioder, daglige variationer og fordeling mellem indvindingsboringer kunne ikke tilvejebringes, og der er derfor simuleret forskellige scenarier for at afspejle mulige variationer i antallet af aktive boringer samt indvindingsraten.

6.1.2 Modelresultater

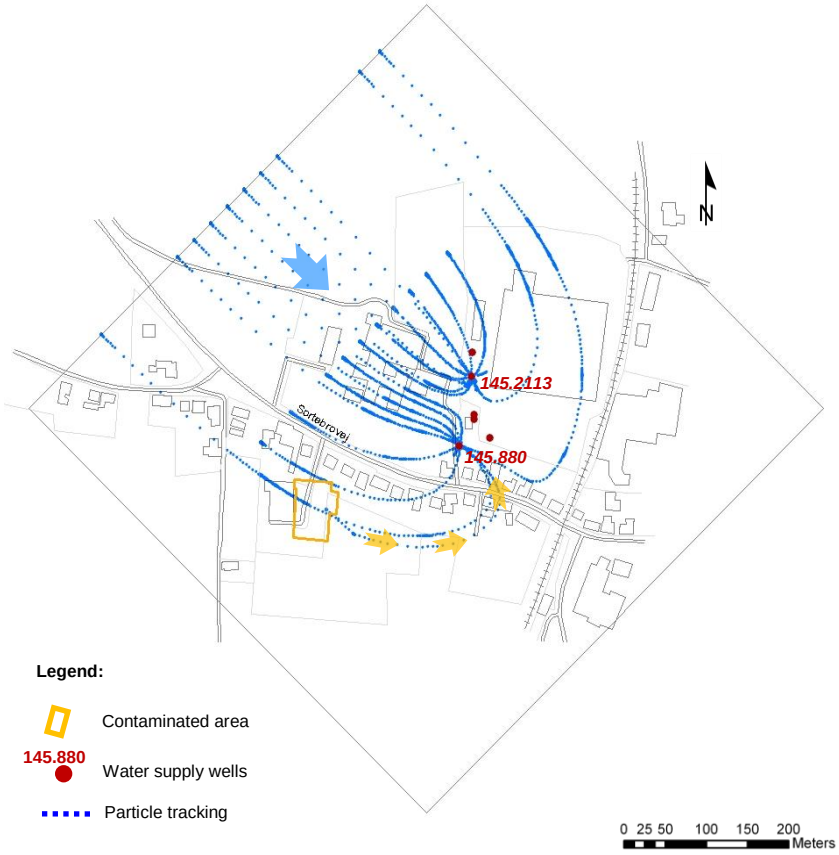
Otte forskellige scenarier er simuleret med grundvandsmodellen. Disse er opsummeret i tabel 6.1, hvor den gule markering viser de scenarier, hvor forureningen strømmer til Tommerup Vandværk. Det ses af resultaterne, at forureningen kun strømmer til vandværket, når indvindingsraten er på sin maksimale værdi (350.000 m^3/år). Heraf kan det konkluderes, at indvindingsraten er den faktor, der har størst betydning for, om der er en risiko for vandværket. Figur 6.3 viser et eksempel på den simulerede forureningstransport. Det kan endvidere konkluderes, at det nuværende datagrundlag ikke er dækkende for at vurdere, om forureningen på Sortebrovej udgør en reel risiko for Tommerup Vandværk. For at kunne foretage en bedre vurdering af denne risiko, er der behov for større kendskab til indvindingsraterne på vandværket (variation over tid og fordeling på indvindingsboringer) samt potentialeforholdene i området.

Tabel 6.1: *Oversigt over de forskellige simulerede scenarier. Scenarierne, hvor Sortebrovej ligger i indvindingsoplandet til Tommerup Vandværk er markeret med gult.*

Scenario	Flow direction (secondary aquifer)	Horizontal gradient (secondary aquifer)	Nr of pumping wells	Pumping rate [m^3/y]
A.1	NW → SE	3 ‰	6	133 000
A.2	NW → SE	3 ‰	6	350 000
B.1	SW → NE	40 ‰	6	133 000
B.2	SW → NE	8 ‰	6	133 000
B.3	SW → NE	8 ‰	6	350 000
C	-	0	6	133 000
D.1	NW → SE	3 ‰	2	133 000
D.2	NW → SE	3 ‰	2	350 000



Figur 6.2: *Potentialekort baseret på data fra Jupiter for det regionale primære magasin (nederst, data fra 1951-2003) samt det lokale primære magasin (øverst). Grundvands-potentialerne er givet i meter over havets overflade (m o.h.). De anvendte boringer, der danner baggrund for det lokale kort (øverst) er markeret med: ● lokalitetsboringer(data fra 2004) og ● forsynings-boringer (data fra 1966-2003).*



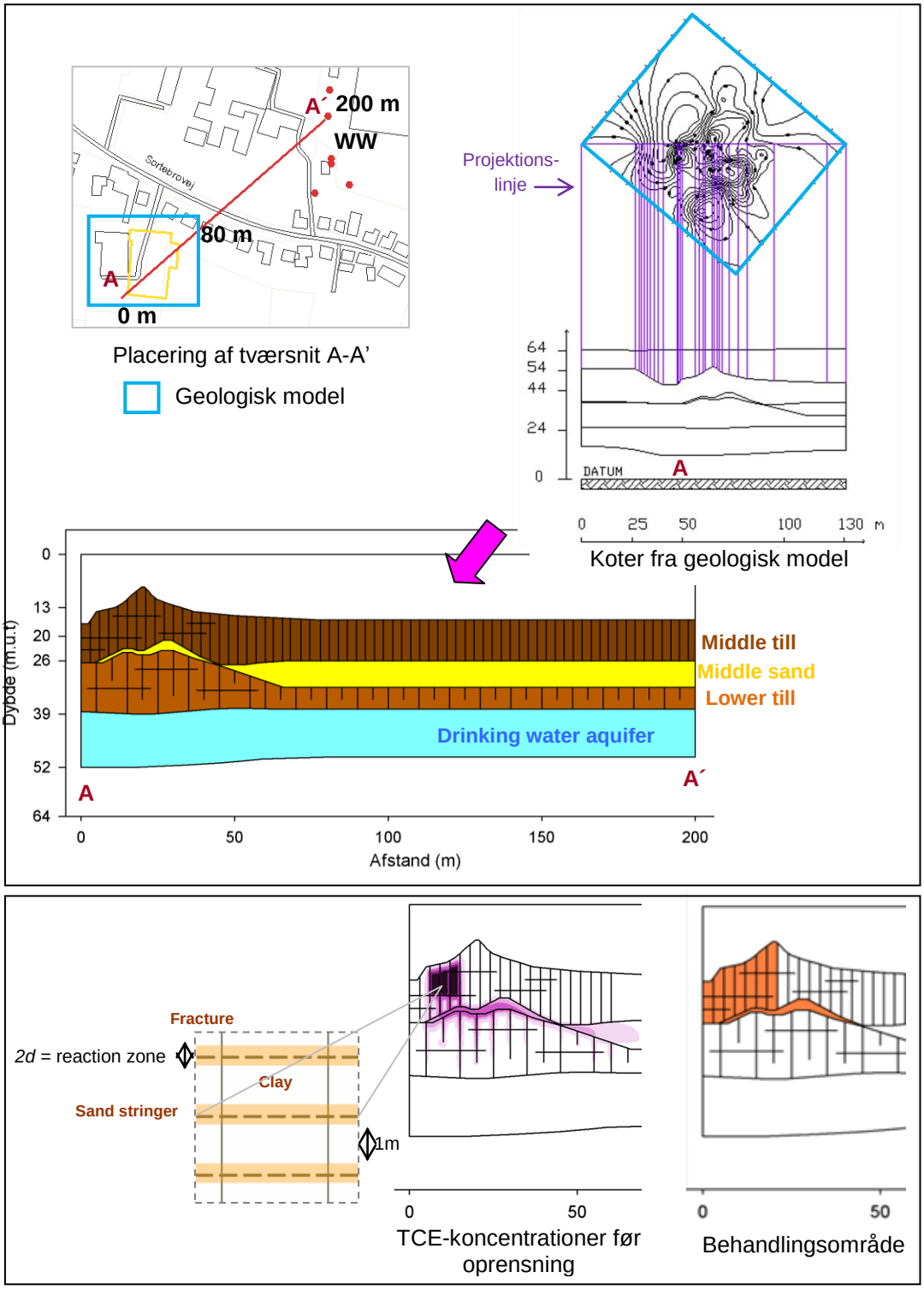
Figur 6.3: *Modelresultater: Particle tracking og afgrænsning af grundvandsdannende opland til Tommerup Vandværk (scenarie D.2).*

6.2 Massefjernelse, koncentration og flux – 2D-model

Til at undersøge massefjernelse, forureningsudbredelse og effekt af oprensning er der opstillet en 2D-model, der dækker et tværsnit på 200 m gående fra Sortebrovej til Tommerup Vandværk. Der ses her på et worst case scenarium, hvor det antages, at forureningen strømmer til vandværket og tværsnittet er derfor valgt i denne retning. Den udviklede model er anvendt til beregninger af oprensningstider anvendt til livscyklusvurderinger (kapitel 7) samt til beregning af oprensningskriterier (afsnit 4.5). Den fulde beskrivelse af modellen ses i Appendiks E.

6.2.1 Modelopsætning

Modelopsætningen er illustreret i figur 6.4. Det anvendte tværsnit er baseret på den geologiske model beskrevet i /11/, hvorfra koterne for top og bund af de geologiske enheder er taget. Den geologiske model dækker ikke hele tværsnittet til vandværket, så der er foretaget en ekstrapolation af geologien i nordøstlig retning. Det skal bemærkes, at laget '*mellem sand'* ikke forefindes over hele den forurenede lokalitet og derfor ikke kan siges at udgøre et sammenhængende sekundært magasin. Flowet i dette lag er derfor begrænset og langsommere, end hvis sandlaget udgjorde et egentligt sekundært magasin.



Figur 6.4: *Tværsnit, geologi, startkoncentrationer, konceptuel model og behandlingsområde. Bemærk at geologien for afstanden over 80 m bygger på ekstrapolation, da dette område ligger udenfor den geologiske model.*

En beskrivelse af tætheden af sprækker og sandslirer i de to morænelersenheder i modellen var ikke omfattet af den udviklede geologiske model for området. Sprækkefordelingen er derfor baseret på tidligere modelarbejde /9/, og tilstedeværelsen af sandslirer er vurderet ud fra borejournalerne fra alle injektions-,

moniterings- og kerneboringer i behandlingsområdet. Mellem 10 og 20 m u. t. er der observeret en gennemsnitlig forekomst af sandslirer på 1 slire pr. meters dybde. Denne værdi er anvendt i den konceptuelle model. Fordelingen af sandslirer er vigtig i forhold til at vurdere oprensningsforløbet, da deklorering primært vil forløbe i og omkring disse indslag (se afsnit 5.2 og Appendiks B og C).

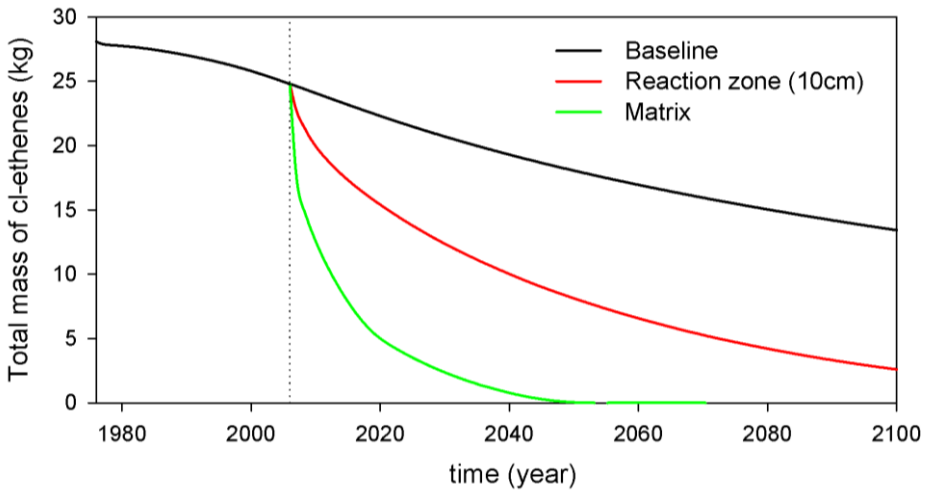
6.2.2 *Modelscenarier og resultater*

Udover et basisscenarium (ingen oprensning), blev to oprensningsscenarier med stimuleret reduktiv deklorering simuleret; et realistisk scenarium, svarende til observationerne i kerneprøverne, hvor deklorering forløber i horisontale sandslirer samt en 10 cm zone omkring dem (2d = 10 cm, dvs. zonen strækker sig 5 cm ud i matrix på hver side af sandsliren), og et best case scenarium, hvor deklorering forløber i hele lermatricen.

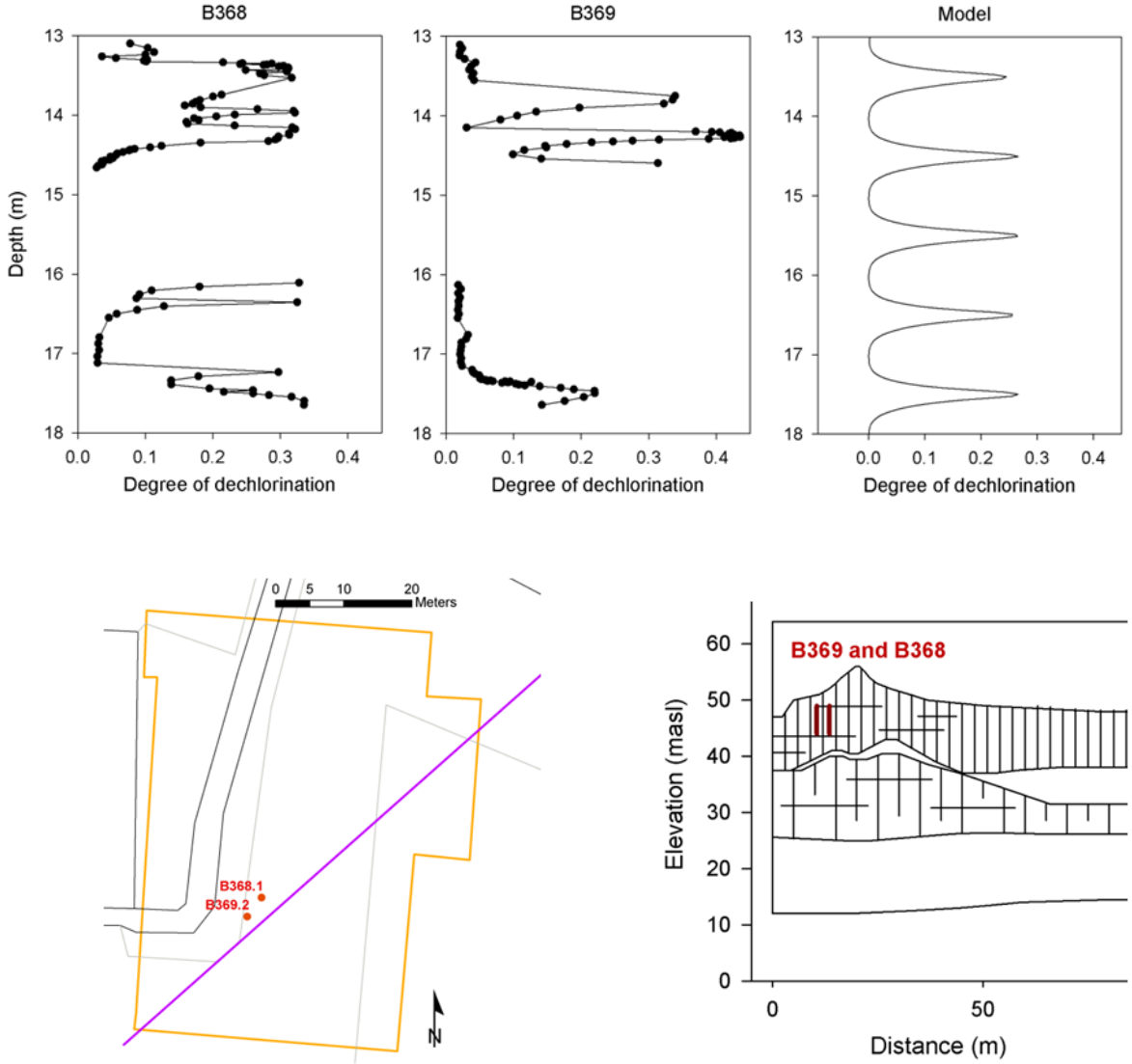
Resultaterne i form af massefjernelse for de 3 scenarier ses i figur 6.5. I basisscenariet vil det tage op imod 700 år, inden forureningen er fjernet fra behandlingszonen. Med reduktiv deklorering viser modelberegningerne, at såfremt nedbrydning finder sted i hele matricen, vil forureningen være fjernet efter ca. 35 år, mens oprensningstiden forlænges til ca. 170 år, hvis dekloreringen kun foregår i reaktionszoner omkring sandslirerne i moræneleren.

De estimerede oprensningstider er et vigtigt input til livscyklusvurderingerne præsenteret i kapitel 7. I kapitel 7 er der endvidere vist resultater for de estimerede nedstrøms forureningskoncentrationer i det primære grundvand samt forureningskoncentrationer i det indvundne grundvand på kildepladsen.

Modelresultaterne for det realistiske oprensningsscenarium er i figur 6.6 sammenlignet med resultaterne fra kerneprøvetagningen i 2008. Det ses, at størrelsen og formen på kurverne for dekloreringsgraden er meget ens for de modellerede og de observerede data. Herudfra kan det konkluderes, at den konceptuelle model, hvor deklorering kun foregår i reaktionszoner omkring sandslirer, stemmer godt overens med de observerede data.



Figur 6.5: Modelresultater for den tidslige udvikling af forureningsmasse i behandlingsområdet for de tre scenarier. Den stiplede linje angiver start af oprensning.



Figur 6.6: *Sammenligning af modelresultater (realistic case SRD - deklorering i reaktionszoner) med feltobservationer (kerneprøver fra boring B368 og B369). Data fra Appendix B.*

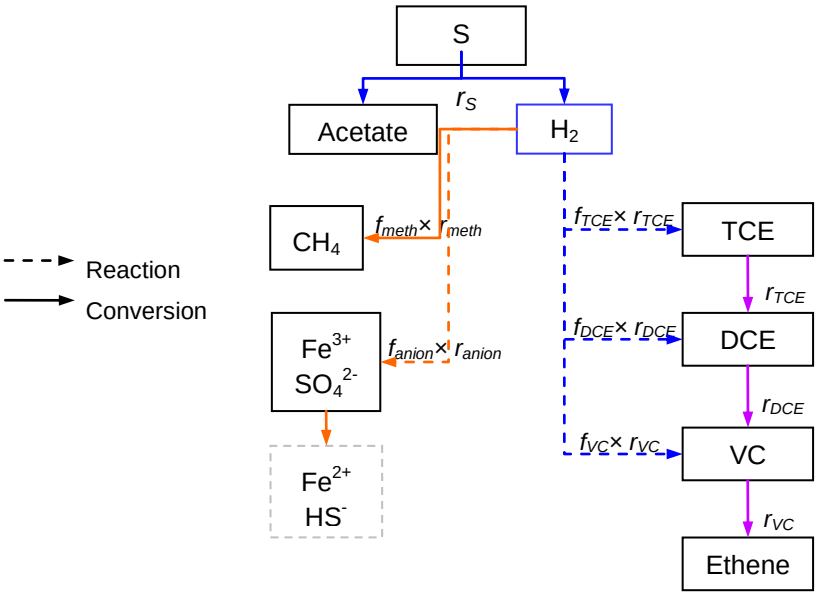
6.3 Modellering af kerneprøveresultater – konceptuel model, substratforbrug og massefjernelse

På baggrund af resultaterne fra moniteringen på vand- og kerneprøver i 2008 og 2010 er der udviklet en metabolsk model til at beskrive omsætningen af klorerede opløsningsmidler på kerneskala. Se også Appendiks F.

6.3.1 Modelbeskrivelse

I nedbrydningsmodellen i afsnit 6.2 blev det antaget, at substrat var tilstede i tilstrækkelige mængder og ikke var en begrænsende faktor for dekloreringsprocessen. I den metabolske nedbrydningsmodel opstillet her, er dekloreringsprocessen derimod koblet til fermenteringen af substrat og øvrige redoxreaktioner. Den konceptuelle model over de involverede processer ses af figur 6.7.

Fermenteringstrinnet er i modellen simplificeret til en direkte fermentation af det primære substrat *S* (Emulsified Oil Substrate, EOS®) til H_2 eller acetat. Mere komplekse fermenteringsprocesser er observeret på lokaliteten (dannelse af mellemprodukter, eksempelvis propionat og laktat), men overordnet set er valget af en 1-trins fermenteringsproces støttet af feltobservationerne (se afsnit 5.1). Oxidation af acetat og acetat-baseret sulfatreduktion, samt methanogenese er endvidere negligeret i modellen.

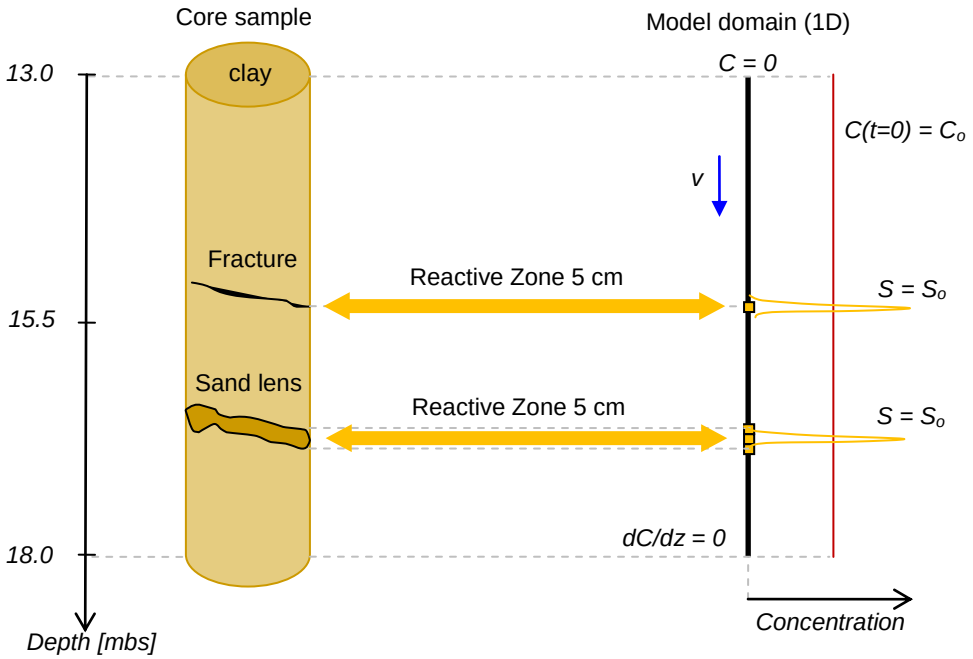


Figur 6.7: *Konceptuel model for den metabolske reduktive dekloreringsproces (modificeret fra Christ and Abriola, 2007).*

Den reaktive model er koblet til en endimensionel advektions-dispersionsligning for at simulere den reaktive transport af klorerede opløsningsmidler, substrat, hydrogen og redoxforbindelser i kerneprøverne fra 2008 og 2010. Deklorering antages at være begrænset til heterogeniteterne observeret i moræneleren (sandslirer og sprækker) samt en 2,5 cm bioaktiv zone ind i lermatricen på hver side af sliren (2d =5 cm, dvs. den totale udstrækning af zonen er 5 cm). Udstrækningen af den bioaktive zone er halveret i forhold til den anvendte i afsnit 6.2, hvilket er baseret på den observerede spredning af deklorerende bakterier fra sprækkerne ind i leren (se Appendiks B og C med resultater fra kerneprøvetagning i 2008 og 2010). Figur 6.8 illustrerer den konceptuelle model for 1D-modellen.

6.3.2 Modelresultater

Modelresultaterne for dekloreringsgrader og acetatkoncentrationer er i figur 6.9 sammenlignet med målte data for kerneprøver fra B368 og B369 (2008) og B370 (2010). Det ses, at modellen giver en god beskrivelse at dekloreringsprocessen i kernerne, da der overordnet set er god overensstemmelse mellem både dekloreringsgrader og koncentrationerne af TCE og nedbrydningsprodukter (figur 6.10). Dette bekræfter, at den anvendte konceptuelle model med smalle bioaktive zoner, der udvikler sig omkring sprækker og sandslirer i moræneleren, er repræsentativ for området ved B368-B370.

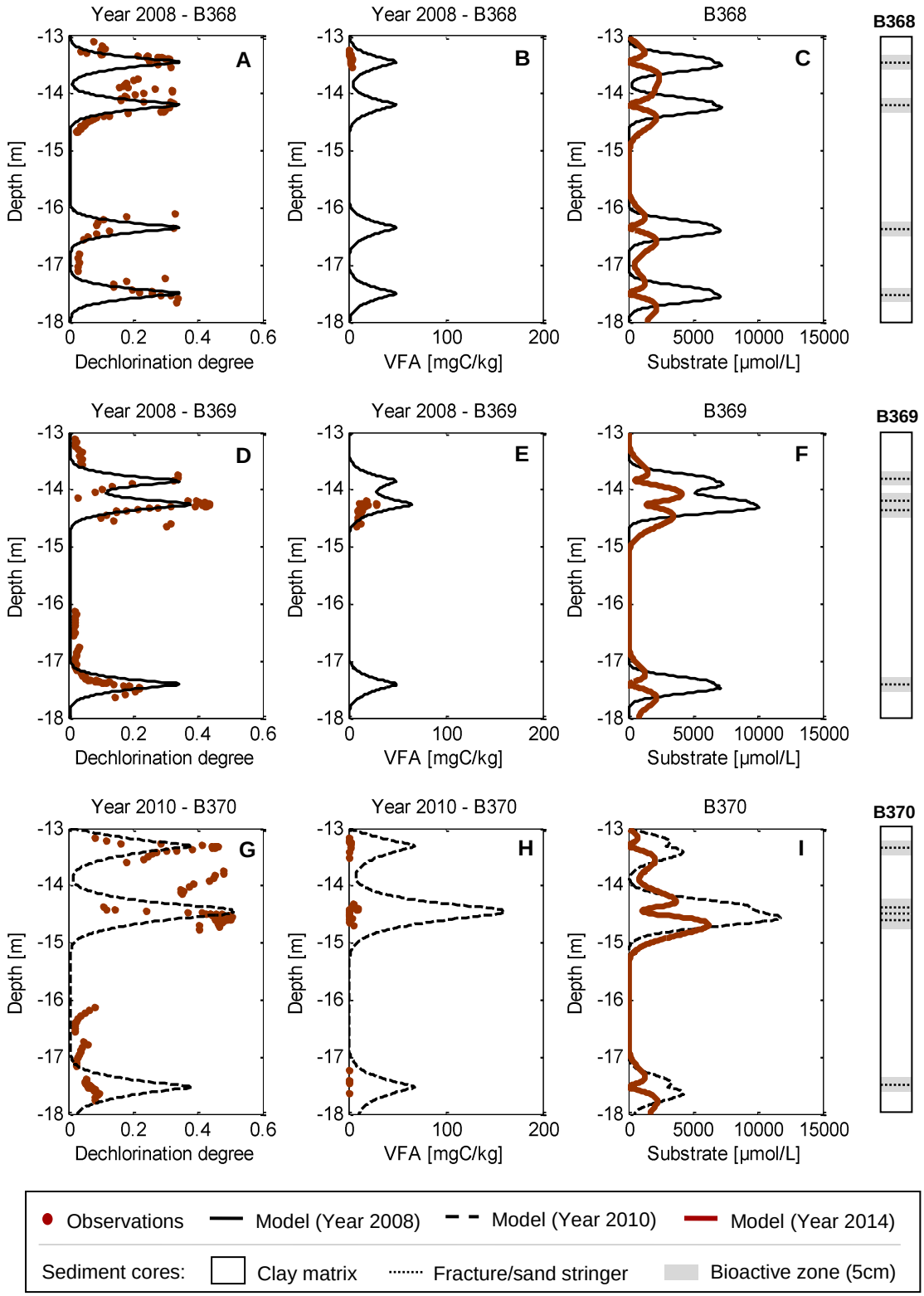


Figur 6.8: *Konceptuel model for den reaktive transport i kerneprøver.*

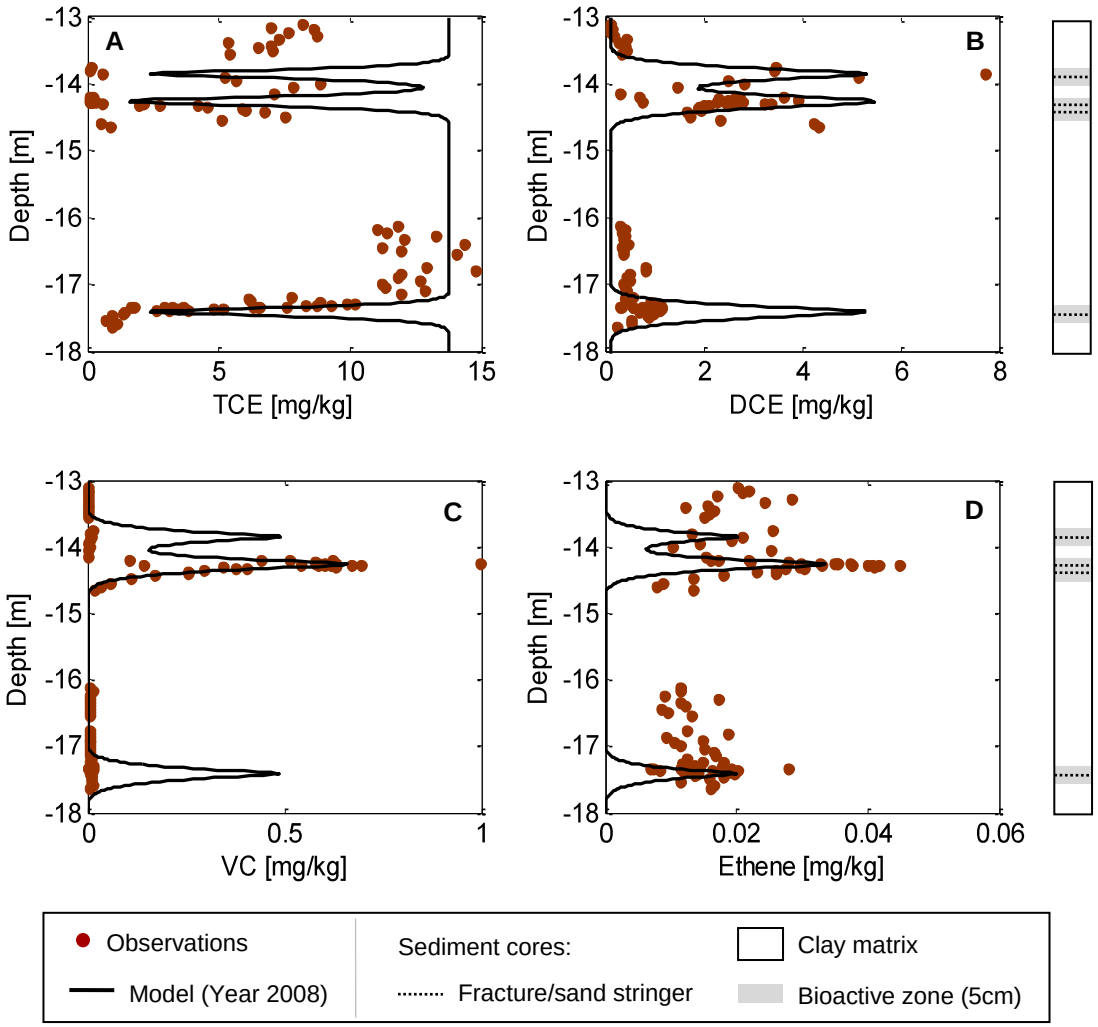
Modelresultaterne viser en dekloreringsgrad i sprækkerne på op til 0,5, hvilket stemmer overens med feltobservationerne. Men den overordnede oprensningseffekt er altid styret af den begrænsede udstrækning af de bioaktive zoner. Både simuleringer og feltdata viser, at områderne, hvor der observeres nedbrydnings-produkter fra deklorering øges fra 0,5 m i 2008 til 1,0 m i 2010. Ifølge modellen er nedbrydningen af forureningen dog stadig begrænset til de bioaktive zoner på 5 cm, og observeringerne af nedbrydningsprodukter længere væk skyldes udelukkende diffusiv transport i lermatricen.

Modellen er ikke i stand til at simulere acetatkoncentrationerne i kernerne med særlig stor nøjagtighed (specielt i 2010, se figur 6.9H). Disse afvigelser mellem simulerede og målte data skyldes sandsynligvis, at der i modellen ikke er inkluderet en proces, der forbruger den dannede acetat. Dette forhold forventes dog ikke at have indflydelse på den modellerede dekloreringsproces. Ligeledes er koncentrationsprofilerne for sulfat ikke godt beskrevet af modellen. I denne forbindelse må det dog siges, at observationerne af disse gav uventede resultater (stigning af sulfat i og omkring sandslirerne), og at det er usikkert, om de observerede sulfatkoncentrationer har relation til behandlingen (donortilsætning/omsætning) eller er et resultat af andre (sulfatgenererende) processer i jorden (se Appendiks B, C og F).

Modellen viser, at substratet kan forventes at være opbrugt i sprækkerne og i sandslirerne 6-8 år efter tilsætning (se figur 6.9C, F og I) og at geninjektion derfor er nødvendig for at undgå tilbageslag af TCE.



Figur 6.9: *Observerede og simulerede dekloreringsgrader (A, D, G) og totalkoncentrationer af VFA, volatile fatty acids (B, E, H) to år (boring B368, B369) og 4 år (boring B370) efter injektion af donor. Dynamikken i donorfjernelsen er illustreret ved at sammenligne simulerede koncentrationsprofiler i 2008 (C, F) og 2010 (I) med modelberegninger for 2014 (rød kurve). Data fra Appendiks B.*



Figur 6.10: *Observerede og simulerede totalkoncentrationer af TCE, DCE, VC og ethen i boring B369 (2008).*

6.4 Sammenfatning

De væsentligste konklusioner fra modelarbejdet er opsummeret i det følgende:

- Den overordnede modellering af grundvandsstrømningen i lokalområdet indikerer, at forureningen ved Sortebrovej kun er en trussel for Tommerup Vandværk ved høje indvindingsrater. Der er dog behov for et større kendskab til indvindingsmønstret på Tommerup Vandværk samt grundvandspotentialet i lokalområdet for at give en endelig risikovurdering for lokaliteten.

- Såfremt, der ikke sker nogen aktiv oprensning af lokaliteten viser modelberegningerne, at vil det tage op imod 700 år, før forureningsmassen er udvasket. Med stimuleret reduktiv deklorering kan der forventes oprensningstider på mellem 35 og 170 år afhængig af om den biologiske omsætning sker i hele lermarticen eller kun i 10 cm reaktionszoner omkring sandslirerne i moræneleren.

- Ved sammenligning af modelresultater og moniteringsresultater for kerneprøver udtaget i behandlingsområdet omkring B368-B370 ses overordnet en god overensstemmelse mellem dekloreringsgrader og koncentrationerne af TCE og nedbrydningsprodukter. Dette bekræfter, at den konceptuelle model, hvor nedbrydning kun sker i smalle bioaktive zoner omkring sandslirerne er repræsentativt for området. Modelleringen viser endvidere, at det tilsatte substrat kan forventes at være opbrugt 6-8 år efter tilsætning, og at geninjektion derfor vil være nødvendig.

7 LIVSCYKLUSVURDERING

Der er foretaget en sammenlignende livscyklusvurdering for oprensningen af forureningen på Sortebrovej. I livscyklusvurderingen kvantificeres miljøeffekter i form af emissioner og ressourceforbrug relateret til hele livscyklussen af oprensningsprocessen og de materialer og energiforbrug der indgår. I det følgende afrapporteres de væsentligste resultater fra livscyklusvurderingen. Den fulde afrapportering af input, antagelser samt detaljerede resultater ses af noten i Appendiks G.

Der er foretaget en sammenlignende livscyklusvurdering af følgende scenarier for Sortebrovej:

- Basisscenarium – ingen oprensning, kun monitering
- Stimuleret reduktiv dechlorering (SRD)
- In situ kemisk oxidation med permanganat (ISCO)

Livscyklusvurderingen inddrager både primære og sekundære miljøeffekter. De sekundære effekter vedrører emissioner og ressourceforbrug relateret til selve afværgeaktiviteterne, mens de primære effekter vedrører de lokale toksiske effekter fra selve forureningskilden.

7.1 Modellering af oprensning med SRD og ISCO

Et væsentligt input til livscyklusvurderingen er tidsrammen for oprensning i de 3 forskellige scenarier. Denne er væsentlig at kende i forhold til opgørelse af specifkke forbrug (fx substratbehov i SRD) og til vurdering af tidshorisonter for monitering.

Modelværktøjet introduceret i kapitel 6 anvendes til at estimere tidshorisonten for oprensning med SRD samt tidshorisonten for udvaskning af forureningskilden, såfremt der ikke sker nogen aktiv afværge af kilden. Desuden anvendes en modificeret version af modellen til at beskrive oprensning med ISCO. I denne model sker der en direkte fjernelse af TCE uden dannelse af klorerede nedbrydningsprodukter.

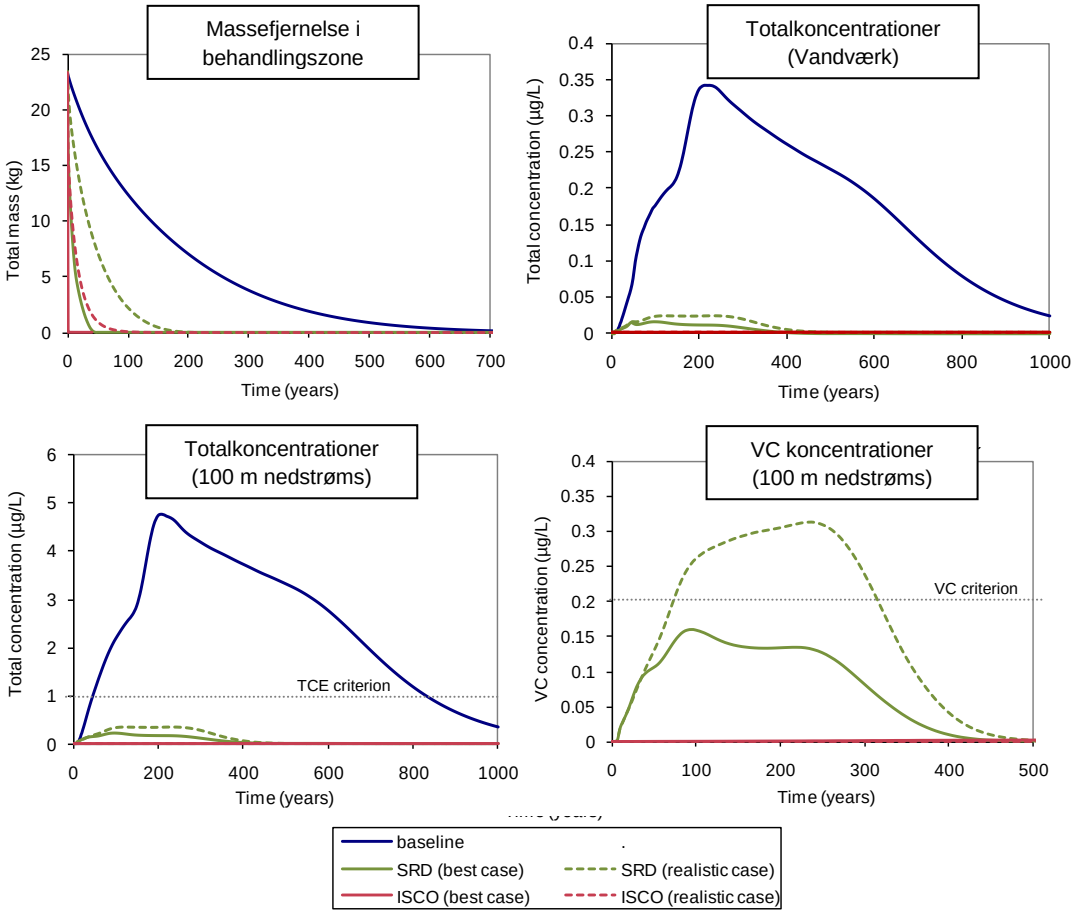
Udover at se på tidshorisonten for oprensning af forureningskilden, estimeres massefluxen (masse per tid) af TCE og eventuelle nedbrydningsprodukter til grundvandet over tid. Disse danner udgangspunkt for at estimere forurenings-koncentrationerne i det indvundne grundvand på Tommerup Vandværk og derudfra kvantificere de humantoksiske effekter som følge af denne forurening (de primære effekter). Endelig estimeres også forureningskoncentrationerne i det primære grundvand 100 m nedstrøms fra forureningskilden, da det er disse koncentrationer, der ifølge de fastsatte oprensningskriterier skal overholde grundvandskvalitetskriterierne.

For SRD og ISCO regnes der på både et best case og et realistic case scenario. I best case scenariet sker der nedbrydning i hele lermatrixen, mens der i det realistiske scenarium kun sker nedbrydning i en 10 cm reaktionszone omkring de højpermeable indslag (sandlinser og slirer) i moræneleren.

I modsætning til resultaterne vist i kapitel 6, er der i dette kapitel antaget, at der ikke forefindes nogen eksisterende forurening udenfor kildeområdet før start af oprensning.

Dette er gjort for udelukkende at studere indvirkningen af oprensningen i kildeområdet på de nedstrøms forureningskoncentrationer.

I figur 7.1 ses modelresultaterne for massefjernelse, grundvands- og drikkevands-koncentrationer over tid. I basisscenariet tager det op imod 700 år før forurenings-kilden er udvasket. Ved brug af SRD vil oprensningstiden i bedste fald være omkring 35 år, mens en mere realistisk oprensningstid er 170 år. ISCO giver en hurtigere oprensningstid end SRD. Ifølge modelberegningerne fjernes forureningen i kilde-området i løbet af 1 år (best case) og 80 år (realistic case). Ved at betragte de resulterende forureningskoncentrationer 100 m nedstrøms i det primære grundvand ses, at kvalitetskriteriet på 1 µg/l er overskredet i over 800 år i basisscenariet, mens det er overholdt for oprensningsscenarierne. Ses der derimod på VC koncentrationer-ne i samme kontrolpunkt, viser modelresultaterne at der for SRD kan være problemer med at overholde kvalitetskriteriet på 0,2 µg/l. I best case scenariet er kriteriet overholdt med koncentrationer på op til 0,15 µg/l, men i realistic case scenariet stiger VC koncentrationen op til 0,3 µg/l og dykker først ned under kvalitetskriteriet ca. 300 år efter start af oprensning.



Figur 7.1: *Modelresultater for den tidslige udvikling af forureningsmasse i behandlings-zonen, forureningskoncentrationer på vandværk og i det primære grundvand 100 m nedstrøms (sum af TCE, DCE og VC) samt VC koncentrationer 100 m nedstrøms. Oprensning startes i år 0, som svarer til år 2006.*

På baggrund af modelresultaterne ovenfor er der fastsat tidshorisonter for henholdsvis oprensning i behandlingszonen, monitering i behandlingszonen og nedstrøms monitering af grundvand. Disse er opsummeret i tabel 7.1. Det skal bemærkes, at disse tidshorisonter blot er indikative.

Tabel 7.1: *Modelestimerede tidshorisonter for kildeoprensning og monitering til brug for LCA-beregningerne*

	Oprensning i kilde (år)		**Monitering i kilde (år)**		**Monitering, nedstrøms (år)**	
	Best case	**Realistic case**	**Best case**	**Realistic case**	**Best case**	**Realistic case**
SRD	35	170	35	170	35	310
ISCO	1	80	10	80	10	10
Basisscenarium	-		670		830	

7.2 Livscyklusvurdering – formål, afgrænsning og dataindsamling

Formålet med livscyklusvurderingen er at sammenligne de miljøpåvirkninger, der er ved at rense op med henholdsvis SRD og ISCO på Sortebrovej. Den funktionelle enhed som sammenlignes er oprensningen af behandlingsområdet (23.100 m^3) fordelt over et horisontalt areal på 2.100 m^2 og over en dybde på 11 m, hvoraf de 10 meter er i moræneler og 1 meter i et sekundært sandmagasin. Oprensningen skal medføre en fjernelse af forureningskilden til et niveau, der sikrer at grundvandskvalitetskriterierne for klorerede ethener er overholdt i det primære grundvand 100 m nedstrøms forureningskilden.

Miljøpåvirkningerne ved oprensning med SRD og ISCO vil desuden blive sammenlignet med miljøpåvirkningerne i et basisscenarium, hvor der ikke sker aktiv afværge, men blot monitering indtil forureningen er udvasket. Tidshorisonterne for disse forskellige scenarier ses af tabel 7.1.

Der er forud for livscyklusberegningerne foretaget en opgørelse af forbrug af materialer (substratforbrug til SRD, oxidantforbrug til ISCO, materialeforbrug til injektionsboringer mv.), energiforbrug til brøndboring, grundvandsoppumpning og injektion, vurdering af omfanget af persontransport og besøgsfrekvenser for tilsyn og udførelse af afværge samt monitering. Denne opgørelse er beskrevet i større detalje i det tilhørende Appendiks G. I tabel 7.2 ses en oversigt over udvalgte forbrug til oprensning med SRD og ISCO.

For SRD bliver substratbehovet større i det realistiske scenarium (170 år) end i best case scenariet (35 år). Dette skyldes, at nedsivende vand med tiden tilfører nye elektronacceptorer i form af ilt, nitrat og sulfat til behandlingszonen, som også skal reduceres vha. den hydrogen, der genereres af det tilsatte substrat. For ISCO bruges den største del af det tilførte oxidationsmiddel ($KMnO_4$) til at oxidere det naturlige kulstofindhold i jorden. NOD forbruget (Natural Oxidant Demand) er bestemt på baggrund af laboratorieforsøg med sediment fra lokaliteten foretaget i 2003 /9/. Oxidantforbruget er uafhængigt af, hvor lang tid oprensningen tager og er dermed ens i de to ISCO scenarier.

Tabel 7.2: Opgjorte specifikke forbrug af substrat, bakteriekultur, grundvand og oxidant til SRD og ISCO. Der er anvendt en sikkerhedsfaktor på 2.

	Forbrug	
	Best case	**Realistic case**
SRD		
EOS substrat	5,7 t	8,1 t
KB1 bakteriekultur	219 kg	219 kg
Grundvand til fortyndning af substrat [1]	180 m^3	220m^3
ISCO		
Oxidant ($KMnO_4$)	1.000 t	1.000 t
Grundvand til opløsning af $KMnO_4$ [2]	100.000 m^3	100.000 m^3

[1] Der antages tilsat hhv. en 10 % og en 1 % substratopløsning til moræneler og sand

[2] Der antages tilsat en 10 % opløsning

7.3 Livscyklusvurderingsresultater

Figur 7.2 viser livscyklusvurderingsresultaterne opgjort som normaliserede effekter, dvs omregnet til personækvivalenter (PE) ved at dividere med den årlige påvirkning fra en gennemsnitlig EU-borger. Størrelsen af miljøeffekterne opgjort for ISCO ligger mellem 60 og 2.760 PE, mens de for SRD og basisscenariet ligger på henholdsvis 3-110 PE og 1,5-100 PE. Pga. denne forskel i størrelsesorden på effekterne er resultater for SRD og basisscenariet også vist separat i figur 7.2.

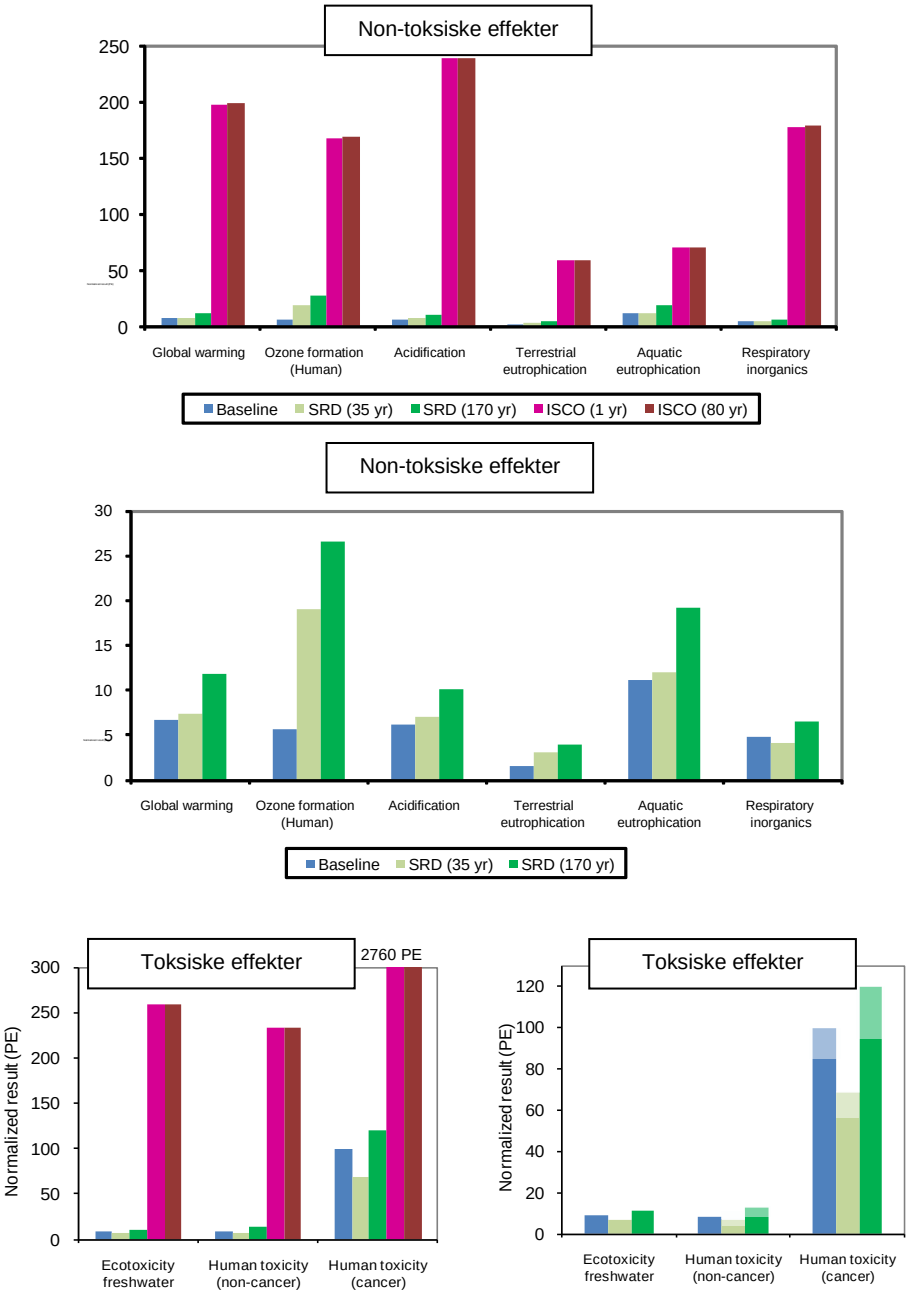
Som det ses af figur 7.2 er der ingen væsentlig forskel på effekstørrelserne for de to ISCO scenarier. Den ekstra monitering i 80 år giver altså kun en meget lille ekstra påvirkning i forhold til den påvirkning, som stammer fra den anvendte permanganat, udførelse af injektionsboringer mv. For SRD er der derimod synlig forskel på de to scenarier. Det realistiske SRD scenarium (170 år) giver effekter, der er 30-80 % højere end best case scenariet (35 år). Dette skyldes både ekstra monitering, ekstra transport grundet flere injektionsrunder samt at en større substratmængde er anvendt. De humantoksiske effekter er 75-90 % højere i det realistiske scenarium end i best case scenariet. Dette skyldes bl.a., at den reduktive deklorering forløber langsommere og dermed giver anledning til udvaskning af større mængder af vinylklorid til grundvandet, som derfor giver ca. dobbelt så høje bidrag til humantoksicitet i LCA-beregningen. De primære toksiske effekter fra SRD og basescenariet er i figur 7.2 markeret i en lysere nuance.

Der er desuden foretaget en beregning af det samlede forbrug af ressourcer (energiresourcer og metaller) for de 5 scenarier. Denne opgørelse ses i Appendiks G.

7.3.1 Detaljeret resultat for basisscenariet

For at anskueliggøre hvilke dele af de studerede systemer, der bidrager mest til de opgjorte miljøeffekter, er der lavet en opgørelse over bidragene fra delprocesser. Denne ses i figur 7.3. For basisscenariet er det især laboratorieanalyserne, der bidrager til effekter efterfulgt af persontransport og udtagning af prøver. Returrejsen i forbindelse med monitering er forholdsvis kort i dette tilfælde (40 km), men ved længere transportafstande vil den være mere betydende. Den primære toksiske effekt

fra udsivning af TCE til grundvandet bidrager til 17 % af den carcinogene humantoksicitet.



Figur 7.2: *LCA resultater angivet i personækvivalenter (PE) for alle scenarier (baseline, SRD best case (35 yr), SRD worst case (170 yr), ISCO best case (1 yr), ISCO worst case (80 yr). De toksiske effekter inkluderer både primære og sekundære toksiske effekter. De primære toksiske effekter er markeret i en lysere tone i figuren nederst til højre. Bemærk at figurerne har forskellige 2 akser.*

7.3.2 Detaljeret resultat for SRD

I figur 7.3 ses det detaljerede resultat for SRD for det realistiske scenarium (170 år). En tilsvarende figur for best case scenariet ses i Appendiks G. Resultatet viser, at den anvendte substrat bidrager væsentligt til kategorierne global opvarmning, ozondannel-

se og akvatisk eutrofiering. Det høje bidrag til global opvarmning og ozondannelse skyldes en antagelse om, at al substrat, der potentielt er i overskud, omdannes til methan, som efterfølgende frigives til atmosfæren. Dette må siges at være en worst case antagelse, da det kan forventes, at en del af den dannede methan vil blive oxideret til CO_2 i topjorden og dermed ikke bidrager til effekter, da den dannede carbondioxid er biogen.

Figur 7.3: *Bidrag til miljøeffekter opdelt på delprocesser for de vurderede systemer*

Udover substratet bidrager også udførelsen af de 38 injektionsboringer væsentligt til miljøeffekterne. Som det ses af Appendiks G skyldes dette især brøndborerarbejdet, men også anvendelsen af polyethylen, bentonit og stål. Persontransport i forbindelse med udførelse og tilsyn med injektion giver også væsentlig bidrag til effekter fra SRD. Det ses desuden af figur 7.3, at udsivningen af vinylklorid giver meget store bidrag til de humantoksiske kategorier (40 % af non-cancer effekter og 15 % af cancer effekter).

7.3.3 Detaljeret resultat for ISCO

Som det ses af figur 7.3, er kaliumpermanganatforbruget den dominerende kilde til miljøeffekter i ISCO. Kaliumpermanganatforbruget udgør 92-95 % af de opgjorte miljøeffekter med undtagelse af 'akvatisk eutrofiering', hvor påvirkningen kun udgør 60 %. De resterende effekter skyldes især injektionsarbejdet og etableringen af injektionsboringer. Den store miljøpåvirkning fra kaliumpermanganat skyldes især selve produktionen og i mindre omfang transporten. Derudover bidrager CO_2-udvikling fra oxidation af jordens organiske indhold potentielt til 14 % af den globale opvarmning. De primære toksiske effekter fra udvaskning af TCE i ISCO scenarierne er ubetydelige i forhold til de sekundære toksiske effekter.

7.4 Sammenfatning

Modelberegningerne har vist, at oprensning med SRD i bedste fald tager 35 år, men at en mere realistisk tidshorisont er op imod 170 år. Til sammenligning kan det forventes, at oprensning med ISCO tager mellem 1 og 80 år, afhængig af om der antages nedbrydning i hele lermatricen eller kun i reaktionszoner i leren.

Ses der på de miljøeffekter, som genereres som følge af afværge med henholdsvis SRD og ISCO, står det klart, at ISCO giver signifikant højere miljøeffekter end SRD (op til en faktor 30 højere). Dette skyldes især den store mængde kaliumpermanganat, som giver anledning til store miljøbelastninger under produktionen.

Uden oprensning af forureningskilden viser modelberegningerne, at grundvands-kvalitetskriterierne i et kontrolpunkt 100 m nedstrøms kildeområdet vil være overskredet i en lang periode frem i tiden (ca. 800 år). Med SRD elimineres TCE-forureningen, men i det realistiske SRD scenarium er der i stedet risiko for, at dannelsen af vinylklorid fører til en overskridelse af grænseværdien i kontrolpunktet i en ca. 200 års periode. Selvom vinylklorid tilføres grundvandet i meget lavere mængder end de TCE-mængder, der udsiver uden oprensning, vil den samlede udledte toksicitet stige, da vinylklorid er meget mere toksisk end TCE.

Ved oprensning med ISCO sker der en hurtig TCE-fjernelse uden dannelse af vinylklorid. Den udledte toksicitet til grundvandsmagasinet vil dermed falde. Det sker dog på bekostning af sekundære toksiske effekter, som genereres i meget højere niveauer grundet produktionsprocessen for kaliumpermanganat. Dertil kommer, at den potentielle kontamination med tungmetaller, grundet urenheder i kaliumperman-ganaten, ikke er medtaget i livscyklusvurderingen. Overslagsberegninger udført i Appendiks G viser, at disse kan føre til udledninger af kviksølv, bly og cadmium i mængder på henholdsvis 0,5, 12 og 50 kg. En sådan tilførsel af tungmetaller må anses for at være meget kritisk.

På baggrund af de kombinerede lokalskala-modelberegninger og den udførte livscyklusvurdering kan det konkluderes, at SRD er et miljømæssigt bedre valg til afværge af Sortebrovej end ISCO. Risikoen for en større toksisk påvirkning af grundvandet sammenlignet med basisscenariet uden oprensning peger dog på, at den samlede gevinst ved oprensning med SRD er lille.

8 DISKUSSION

8.1 Effekt af stimuleret reduktiv deklorering i kildeområdet i moniteringsperioden

Monitering på grundvand fra filtersatte boringer i behandlingsområdet viste meget hurtig omsætning af TCE til cis-DCE, som blev dominerende (dekloreringsgrad ~33 %) indenfor ½ år efter injektionen af donor og bakterier. Samtidig observeredes en stigning i koncentrationen af klorerede ethener - formentlig som følge af desorption af TCE og omsætning til det mindre sorberende cis-DCE. Over det næste 1-1½ år skete delvis nedbrydning af cis-DCE med dannelse af såvel VC som ethen, samtidig med at dekloreringsgraden i grundvand fra moniteringsboringerne steg til 40-95 %, hvor udviklingen tilsyneladende stagnerede. I denne periode aftog koncentrationen af klorerede ethener.

Ud fra udviklingen i boringerne i behandlingsområdet kan disse opdeles i 2 grupper: En hvor dekloreringsgraden stagnerede omkring 50-65 %, og total koncentrationen af klorerede ethener stagnerede omkring det oprindelige niveau for TCE, og en hvor dekloreringsgraden stagnerede omkring 80-95 %, og koncentrationsniveauet for total klorerede ethener aftog yderligere og stagnerede på et lavere niveau. I den første gruppe boringer er cis-DCE dominerende, mens ethen dominerer i den anden gruppe.

Moniteringen på grundvand gav således indtryk af en meget lovende udvikling i oprensningen, specielt det første par år. Den stagnerende udvikling kan skyldes begyndende donorbegrænsning, eller at tilbagediffusion af TCE fra matrix til sandslirer/sprækker holder trit med nedbrydningen, hvor nedbrydningsprodukter tabes ved diffusion ind i matrix. Stagnerende udvikling i moniteret grundvand udelukker imidlertid ikke en sideløbende positiv udvikling i morænelermatrix, fx fortsat udvikling af reaktionszone.

Oprensning i morænelersmatricen blev belyst med udtagning af kerneprøver i et område præget af boringer fra den første gruppe (område ved B368-B369) ca. 2 år og ca. 4 år efter etablering af afværgen samt i et område præget af boringer fra den anden gruppe (område ved B371) efter ca. 4 år.

Kerneprøverne udtaget efter ca. 2 år viste i den øvre del af kildeområdet snævre zoner (få cm til hver side) omkring sandslirer og sprækker i morænelermatrix, hvor TCE var omsat til cis-DCE, adskilt af op mod 1 m moræneler. Kun i en enkelt kerne omkring 2 tætliggende sandslirer blev konstateret omsætning af cis-DCE til VC og ethen. Det var også kun omkring disse, at der efter 2 år blev konstateret specifikke nedbrydere i stand til at nedbryde cis-DCE. I den nedre del af moræneleren var der kun få prøver i/ved sandslirer/sprækker, i hvilke der blev observeret omsætning til cis-DCE. Afværgen havde efter ca. 2 år således kun haft en yderst beskeden effekt i morænelersaflejringerne, og store dele var reelt ubehandlede.

Kerneprøverne udtaget efter ca. 4 år i samme område viste i den øvre del af kildeområdet omkring B368-B370 flere zoner omkring sandslirer og sprækker, hvor der foregår omsætning af cis-DCE til VC og ethen. Desuden er reaktionszonerne, hvor TCE er nedbrudt (ikke detekteres), og der tilsyneladende sker omsætning af cis-DCE til VC samt observeres ethen, blevet bredere. Analyse for specifikke nedbrydere er efter 4 år kun foretaget for et profil omkring en sandslire (B370 K1) i en dybde, hvor der ikke var konstateret specifikke nedbrydere ved den tidligere kerneprøvetagning.

Antallet af specifikke nedbrydere var her højere end det niveau, der var observeret ved 2 tætliggende sandslirer (B369 K3) efter 2 år, hvilket indikerer vækst af specifikke nedbrydere. Resultaterne for de chlorerede ethener indikerer endvidere, at *Dehalococcoides* sandsynligvis optræder i lidt flere og bredere zoner i den øvre del af området ved B368-B370 efter 4 år end efter 2 år. Modellering med smalle reaktionszoner (5 cm til hver side af sandslire, realistisk case), placeret som observeret i kernerne, resulterer i en dekloreringsgrad, som overordnet set stemmer meget fint overens med observationerne i denne del af kildeområdet. I realistisk case modellen antages permanent smalle reaktionszoner, mens data indikerer potentiel udvikling af reaktionszonerne. Men der er ikke opnået så gunstige forhold, at det kommer i nærheden af best-case modellen (nedbrydning sker i hele lermatricen).

Kerneprøverne udtaget i den dybere del af kildeområdet viser praktisk taget ingen omsætning af TCE. Det formodes, at udbredelse af donor i denne del af leren har været yderst beskeden (i nogle boringer kunne kun en begrænset del af planlagte mængde donor tilføres), og at denne relativt hurtigt er opløst og diffunderet ind i leren, uden at nå at etablere tilstrækkeligt gode forhold for vækst af specifikke nedbrydere. Her har udviklingen således været væsentligt ringere end den modellerede udvikling med smalle reaktionszoner (realistisk case).

Kerneprøverne udtaget efter ca. 4 år i det andet delområde (ved B371), hvor moniteringen på grundvand indikerede meget høj deklorering, viste omsætning af TCE via cis-DCE til ethen og ethan i de 5 øvre kerner. Det vægtede gennemsnit for dekloreringsgraden over de øvre 5 kerner (samlet længde 2,5 a 3 m) var 48 %. Resultaterne for de klorerede ethener, ethen og ethan indikerer, at der ikke sker ophobning af VC. Endvidere er det samlede koncentrationsniveau af klorerede ethener i dette interval reduceret med 50-90 % af det formodede oprindelige niveau. 10 % af formodet oprindeligt niveau er dog stadig omkring 40 gange højere end oprensningskriteriet. Større frekvens af sandslirer og sprækker og mere sandet/permeabel moræneler i dette område har sandsynligvis betinget den større udbredelse af reaktionszoner med deklorering. I den nederste kerne var omsætningen af TCE beskeden og skete alene til cis-DCE. Ligesom i den nedre del af moræneleren i området ved B368-B370 sker her tilsyneladende ingen nedbrydning.

Dekloreringsgraden observeret på vandprøver er i dette område mere repræsentativ for udviklingen i moræneleren, idet reaktionszonerne er væsentligt bredere.

8.2 Fremtidig udvikling i kildeområde og oprensningskriterier

Moniteringen på grundvand og kerner indikerer, at koncentrationen af fermenteringsprodukter er aftaget, og at de fortrinsvis optræder i matrix lige omkring sandslirer og sprækker. Dette kan skyldes donorbegrænsning eller blot videre omsætning af fermenteringsprodukterne. Sammensætningen indikerer, at der muligvis er donorbegrænsning. Tilbageslag af TCE/cis-DCE og sulfat indikerede i 2009 donorbegrænsning, men dette er tilsyneladende ikke tilfældet i de seneste moniteringsrunder i 2010. Der er desuden ingen tegn på tilbagegang i antal specifikke nedbrydere.

Modellering med reaktionszoner viser, at der kan forventes donorbegrænsning i reaktionszonerne efter 6-8 år, som følge af at resterende donor er diffunderet længere ind i matrix. I modellen regnes med en komplet opløst donor, mens der reelt forventes at være tale om små dråber af olie i sandslirer/sprækker, som langsomt opløses og

diffunderer ind i matrix. På den ene side kan det betyde, at donor kan holde længere, på den anden, at det begrænser udbredelsen af reaktionszoner.

Modelberegningerne viser, at såfremt der ikke sker nogen aktiv oprensning af lokaliteten, vil der gå op imod 700 år, før forureningen er udvasket fra kildeområdet. Oprensning ved SRD i moræneleren er simuleret ved 2 modelscenarier – dels hvor der sker nedbrydning i 10 cm brede reaktionszoner omkring sandslirer og sprækker, og dels hvor der sker nedbrydning i hele lermatricen. De med modellen estimerede tidshorisonter for opnåelse af oprensningskriterierne er 170 hhv. 35 år. For den øvre del af kildeområdet i området ved B368-B370 stemmer observationerne fra kerneprøverne meget godt overens med det første scenarie. Der er imidlertid tegn på, at reaktionszonerne udbreder sig, og at antallet af specifikke nedbrydere er steget, hvilket potentielt giver en lidt hurtigere omsætning. Effekten på oprensningstiden er dog svær at vurdere. Ønskes en oprensningstid nærmere 20-50 år, vil der formentlig være behov for yderligere tilførsel af donor og specifikke nedbrydere. En bedre fordeling af donor og specifikke nedbrydere må forventes at have betydeligt større effekt end gentilførsel i samme sandslirer/sprækker som ved den første tilførsel af donor.

I den nedre del af kildeområdet er der slet ikke opnået tilstrækkelig spredning af donor og specifikke nedbrydere, og der ses således reelt ingen oprensning. Her kan gentilsætning ikke forventes at have nogen effekt, medmindre der benyttes en langt mere effektiv injektionsmetode med en væsentlig mindre vertikal og horisontal afstand mellem injektionspunkterne.

I området ved B371 er der tilsyneladende opnået reaktionszone i omtrent hele matrix over en betydelig del af dybden. Hvis dette område vedligeholdes med donor, synes mulighederne for oprensning af en betydelig del af dybdeintervallet til de ønskede kriterier lovende.

Der er ikke moniteret centralt i det dybtliggende sekundære sandmagasin. I periferien af kildeområdet i dette har sammensætningen ændret sig fra overvejende TCE til en blanding af TCE og DCE eller af DCE og VC afhængig af retning og koncentrationsniveauet. Indholdet har været svingende, men af størrelsesorden på niveau med oprensningskriteriet. Der er i november 2010 konstateret et betydeligt antal specifikke nedbrydere i disse boringer. På det foreliggende grundlag er det vanskeligt at vurdere, om den etablerede bufferzone har den ønskede effekt, til at sikre komplet omsætning af de nedbrydningsprodukter, som måtte nedsive fra kildeområdet/behandlingszonen i den overliggende moræneler. Forekomsten af specifikke nedbrydere viser dog, at forholdene nu burde være optimale for at opnå den ønskede effekt.

8.3 Påvirkning af omgivelserne og overholdelse af kriterier

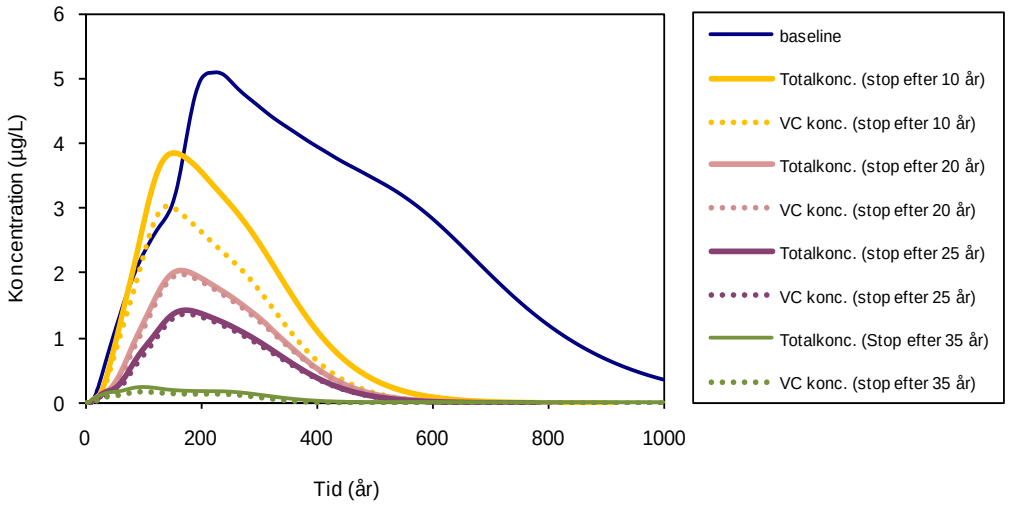
En lækage i en boring til det primære magasin under behandlingsområdet har påvirket magasinet. Efter boringen er afproppet og en ny etableret, ses en langt mere beskeden påvirkning af magasinet. Idet lækagen også førte til påvirkning med donor og specifikke nedbrydere, ses i dag omsætning i magasinet, således at ethen nu udgør den dominerende påvirkning. Der er endvidere konstateret en lille påvirkning med klorerede ethener i boringer i det primære magasin mellem lokaliteten og vandværket, men her overskrides kvalitetskriteriet ikke.

Modellering af strømningsforholdene omkring lokaliteten og Tommerup Vandværk viser sandsynlighed for påvirkning af det primære magasin, med en lille risiko for påvirkning af vandværket – dog kun reelt ved en høj indvindingsrate på vandværket. En bedre vurdering af risikoen kræver et nøjere kendskab til størrelsen og variationen af indvindingen på vandværket samt potentialeforholdene i området.

8.4 Miljøvurdering og toksisk påvirkning af det primære grundvand

Den foretagne livscyklusvurdering for oprensning ved SRD og ISCO viser, at ISCO fører til en noget kortere oprensningstid, men langt højere miljøomkostninger, primært som følge af et meget stort forbrug af kaliumpermanganat. SRD er vurderet at være det miljømæssigt bedste valg blandt de to alternativer. Den samlede gevinst for miljøet ved oprensning ved SRD vurderes dog at være lille, da modellering af SRD indikerer, at der med tiden vil være en potentiel uacceptabel og meget langvarig påvirkning af magasinet nedstrøms lokaliteten med VC.

Set i sammenhæng med risikovurderingen, der ikke klart indikerer, at lokaliteten udgør en reel trussel mod Tommerup Vandværk, kan det overvejes, om en oprensning af lokaliteten har været nødvendig, set fra vandinvindingsperspektivet. Det må dog pointeres, at såfremt oprensningen med SRD stoppes før den er løbet til ende, vil risikoen for toksisk påvirkning fra VC være endnu højere, hvilket derfor ikke kan anbefales. Dette er illustreret på figur 8.1, der viser de modellerede grundvands-koncentrationer (total- og VC-koncentrationer) for best case SRD scenariet, hvor oprensningen er stoppet henholdsvis 10, 20, 25 og 35 år efter opstart i 2006.



Figur 8.1: *Totalkoncentrationer (sum af TCE, DCE og VC) samt VC-koncentrationer i det primære grundvand 200 m nedstrøms kilden for basisscenariet samt scenarier hvor SRD stoppes efter henholdsvis 10, 20, 25 og 35 år.*

Det ses heraf, at VC-koncentrationerne i scenariet, hvor der stoppes efter 10 år, vil være væsentligt højere end scenariet, hvor oprensningen køres til ende (stop efter 35 år).

9 KONKLUSION OG ANBEFALINGER

Da afværgeforanstaltningen på Sortebrovej 26 blev gennemført i 2006, var der tale om den første fuld-skala oprensning ved SRD i moræneler i Danmark. Erfaringer omkring metodens anvendelse i moræneler, herunder langtidseffekten af behandlingen, var stort set ukendte. Baseret på enkelte erfaringer fra USA forventedes tidshorisonten for holdbarheden af donoren at være 2-3 år. Et flerårigt erfaringsmateriale fandtes ikke.

Med baggrund i 4½ års monitering af oprensningen og resultaterne fra det gennemførte udviklingsprojekt er der tilvejebragt et værdifuldt erfaringsmateriale, der dels relaterer sig til den konkrete lokalitet, og dels vil kunne anvendes på lokaliteter svarende til Sortebrovej. Selvom vidensniveauet er øget væsentligt omkring anvendelse af SRD i moræneler, er der stadig forhold, der ikke er tilstrækkelig viden om.

Med baggrund i resultaterne fra 4½ års monitering af grundvandet og udviklingsprojektet i relation hertil kan følgende konklusioner drages:

- I grundvand i sprækker og sandslirer i moræneleren, hvori tilførslen af donor og bakterier skete, er der foregået en hurtig omsætning af de klorerede ethener. Allerede indenfor ½ år efter injektionen af donor og bakterier, var TCE omsat til cis-DCE i væsentlige dele af behandlingsområdet. Efter 4½ år er der overordnet betragtet en klar dominans af nedbrydningsprodukterne cis-DCE og VC samt ethen og ethan i grundvandet. I enkelte boringer er der sket en stort set fuldstændig omsætning af de klorerede ethener med dekloreringsgrader omkring 90 %, mens omsætningen i andre boringer er stagneret med dekloreringsgrader omkring 50-65 %. Hvor der ses en stagnerende omsætning af chlorerede ethener, kan det være indikation på, at donoren lokalt er ved at være opbrugt. Det udelukker imidlertid ikke en fortsat positiv udvikling i matrix. Indholdet af specifikke nedbrydere er vokset betydeligt i moniteringsperioden, og redoxforholdene er kraftigt reducerede. Der er således overordnet stadig gunstige forhold for nedbrydning af de klorerede ethener ved reduktiv deklorering.

- Data fra kerneprøverne viser, at der er sket en varierende omsætning i og omkring de indlejrede sandslirer i moræneleren. I det øvre dybdeinterval (13-15 m u. t.) i området ved B368-B370 er såvel bredde som antal af smalle reaktionszoner, hvor der er sket mikrobiel nedbrydning af TCE og cis-DCE dominerer, øget fra 2008 til 2010. Koncentrationsniveauet for fermenteringsprodukter er dog aftaget i samme periode, hvilket kan være indikation på, at donor er ved at være opbrugt. I det øvre dybdeinterval (13,8-16,6 m u. t.) i området ved B371, er der sket en mere omfattende nedbrydning i lermatrix med fuldstændig omsætning af TCE til cis-DCE, VC samt ethen og ethan. I det nedre dybdeinterval (16-18 m u. t.), hvor moræneleren er mere tæt og fast, er der i ingen af de undersøgte områder sket nogen væsentlig nedbrydning, formentlig fordi der ikke er donor til stede.

- Sammenholdes resultater fra moniteringen på grundvandsprøver med data fra kerneprøverne ses overordnet, at omsætningen i grundvandet er betydeligt mere fremskreden end omsætningen i lermatrix. Da moniteringen på

vandprøver fra sandslirer og sprækker fortrinsvis afspejler udviklingen i de mere permeable zoner (sandslirer og sprækker), hvori donor er spredt, er det de mest favorable forhold, som afspejles i moniteringen på vandprøverne. Moniteringen på vandprøverne indikerer derfor en langt bedre oprensning af kildeområdet, end der reelt er sket i hovedparten af matrix. Ved udelukkende at monitere på vandprøver fra sandslirer og sprækker fås således et langt mere positivt billede af oprensningen, end det der gælder for matrix. Det anbefales derfor ved fremtidige in situ oprensninger med f.eks. SRD eller ISCO i moræneler, at oprensningens fremdrift vurderes ud fra udviklingen i såvel vandprøver som kerneprøver.

- Ud fra moniteringsresultaterne er det vanskeligt at sige, hvor lang tid det vil tage for at opnå en tilstrækkelig udvikling af reaktionszoner i moræneleren, der sikrer en oprensning af kildeområdet.

- Ifølge de gennemførte modelberegninger forventes oprensning med SRD i bedste fald tage omkring 35 år, hvis det antages, at mikrobiel nedbrydning sker i hele lermatricen. Antages mere realistisk at nedbrydningen kun sker i 10 cm brede reaktionszoner omkring sandslirer og sprækker i moræneleren, forventes oprensningstiden at strække sig over ca. 170 år. Modelscenariet med smalle reaktionszoner omkring sandslirer og sprækker i moræneleren har vist sig at stemme godt overens med observerede data fra kerneprøverne fra den øvre del af kildeområdet ved B368-B370.

- Modelberegningerne viser endvidere, at den tilsatte substrat kan forventes at være opbrugt i sandslirerne og sprækkerne 6-8 år efter tilsætning, hvorfor geninjektion vil være nødvendig, for at opretholde den aktive oprensning med SRD.

- Var der ikke gennemført en aktiv oprensning af kildeområdet, vil det i følge modelberegningerne tage op imod 700 år, før forureningen var udvasket fra kildeområdet. I lige så lang tid vil indholdet af TCE overskride grundvands-kvalitetskriteriet i det primære magasin (område med særlige drikkevands-interesser) i et område nedstrøms kildeområdet. Grundet fortynding med uforurenet grundvand vil kvalitetskriteriet i det indvundne vand på Tommerup Vandværk dog ikke blive overskredet.

- Sammenlignende livscyklusvurderinger for oprensning af forureningen på Sortebrovej ved henholdsvis SRD og ISCO viser, at SRD medfører betydeligt mindre miljøeffekter end oprensning med ISCO. Oprensningstiden ved ISCO er derimod væsentlig kortere, mellem ca. 1 og 80 år mod ca. 35 og 170 år ved SRD afhængigt af om nedbrydningen sker i hele lermatricen eller kun i smalle reaktionszoner i moræneleren. Overordnet er SRD således et miljømæssigt bedre alternativ for oprensning af Sortebrovej end ISCO.

  Ved oprensning med SRD omsættes TCE i kildeområdet, men der er en betydelig risiko for, at indholdet af VC i det primære magasin umiddelbart nedstrøms kildeområdet øges i en længere periode som følge af oprensningen. Herved kan den samlede gevinst ved oprensningen med SRD bliver lille.

Det anbefales, at livscyklusvurderinger fremover inddrages i forbindelse med større oprensninger, således at også miljøeffekter kan lægges til grund for valg af afværgestrategi.

- Simuleringer med grundvandsmodellen viser, at forureningen på Sortebrovej kun udgør en trussel mod Tommerup Vandværk ved høje indvindingsrater. Ved normale indvindingsrater strømmer forurenet grundvand ikke mod vandværkets indvindingsboringer. Det anvendte datagrundlag er dog ikke tilstrækkeligt til at give en endelig vurdering af risikoen for vandværket, hvorfor det anbefales, at datagrundlaget for modellen forbedres. Dette vil kræve, at der indsamles detaljerede data om indvindingen på vandværket samt at strømningsforholdene i det primære magasin mellem lokaliteten og vandværket fastlægges på baggrund af synkrone pejlerunder. Endvidere anbefales, at der udføres en ny moniteringsboring til det primære magasin i området umiddelbart sydøst og nedstrøms for kildeområdet, hvor model-simuleringerne viser, at forureningen spredes ved normale indvindingsrater på Tommerup Vandværk. I dette område er der ikke tidligere placeret undersøgelsesboringer til det primære magasin.

- Indtil det er endelig afklaret, om Tommerup Vandværk er truet af forureningen på Sortebrovej, anbefales det at fortsætte moniteringen af grundvandet. Moniteringsfrekvensen foreslås nedsat til en gang pr. år.

- Såfremt det af hensyn til indvindingen på Tommerup Vandværk eller påvirkningen af det primære magasin (område med særlige drikkevands-interesser) besluttes at opretholde oprensningen af kildeområdet, anbefales det at fastholde oprensningen med SRD. I så fald vil det formentlig blive nødvendigt at tilføre yderligere donor og evt. bakterier til kildeområdet. For at fremme oprensningen/reducere oprensningstiden anbefales, at fremtidige tilførsler sker på en måde, der sikrer en vertikalt tættere udbredelse og mere ensartet fordeling af donor og bakterier i jorden end ved den allerede gennemførte injektion i filtersatte boringer. Dette er især vigtigt i den nederste tætte moræneler, hvor der endnu ikke er sket nogen væsentlig nedbrydning. For at følge udviklingen af reaktionszoner i lermatrix og vurdere behovet/tids-punktet for reinjektion af donor og bakterier anbefales det at udtage nye kerneprøver i 2012.

10 REFERENCER

/1/ Bjerg, P.L., Hansen, M.H., Christiansen, C., Scheutz, C. & Broholm, M.M., 2006. Anaerob deklorering og oprensning af lavpermeable aflejringer. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet & Københavns Amt.

/2/ Jørgensen, T.H., Nissen, L., Weeth, E.B., Scheutz, C., Broholm, M.M., Bjerg, P.L., Durant, N.D., Cox, E., Christophersen, M. & Rasmussen, P., 2007. Oprensning af klorerede opløsningsmidler i moræneler ved stimuleret reduktiv deklorering – pilotforsøg. Region Syddanmark.

/3/ Fyns Amt. Afværgeforanstaltninger. Dokumentationsrapport. Lokalitet nr. 485-20. Tidligere maskinfabrik. Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. December 2006. Udarbejdet af Orbicon A/S.

/4/ Chambon, J., Damgaard, I., Christiansen, C., Lemming, G., Broholm, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L. Modeling tool and assessment of time horizons for reductive dechlorination as a remediation technology in clay till. Delrapport II. Miljøstyrelsen, Environmental Project No. 1295, 2009

/5/ Fyns Amt, 2004. Forurenet lokalitet nr. 485-20, Tidligere maskinfabrik, Sortebrovej 26, 5690 Tommerup. Moniteringsrapport november 2004

/6/ ITRC, 2008. In Situ Bioremediation of Chlorinated Ethene: DNAPL Source Zones. The Interstate Technology & Regulatory Council.

/7/ Region Syddanmark, 2008. Forslag til oprensningskriterie. Notat. SRD, Sortebrovej, Tommerup.

/8/ Christ, J.A. and Abriola, L.M. (2007). *Modeling metabolic reductive dechlorination in dense non-aqueous phase liquid source-zones.* Advances in Water Resources 30[6-7], 1547-1561.

/9/ Fyns Amt (2004). *Undersøgelser til vurdering af stimuleret in-situ reduktiv deklorering og kemisk oxidation ved oprensning af grundvandsforurening - Forurenet lokalitet nr. 485-20 Tidligere maskinfabrik Sortebrovej 26, 5690 Tommerup*, Hedeselskabet. November 2004.

/10/ Fyns Amt (2006). *Sortebrovej 26 - Afværgeforanstaltninger, Detailprojekt for oprensning af klorerede opløsningsmidler ved stimuleret reduktiv deklorering*, Hedeselskabet, April 2006.

/11/ Region Syddanmark, 2009, *Geologisk model, Tidligere maskinværksted, Sortebrovej 26, Tommerup, Detaljeret geologisk model af de glaciale aflejringer*, Orbicon.

Region Syddanmark
Jordforureningsafdelingen
Damhaven 12
7100 Vejle
Tlf. 7663 1000
www.regionsyddanmark.dk/jordforurening

Region Syddanmark