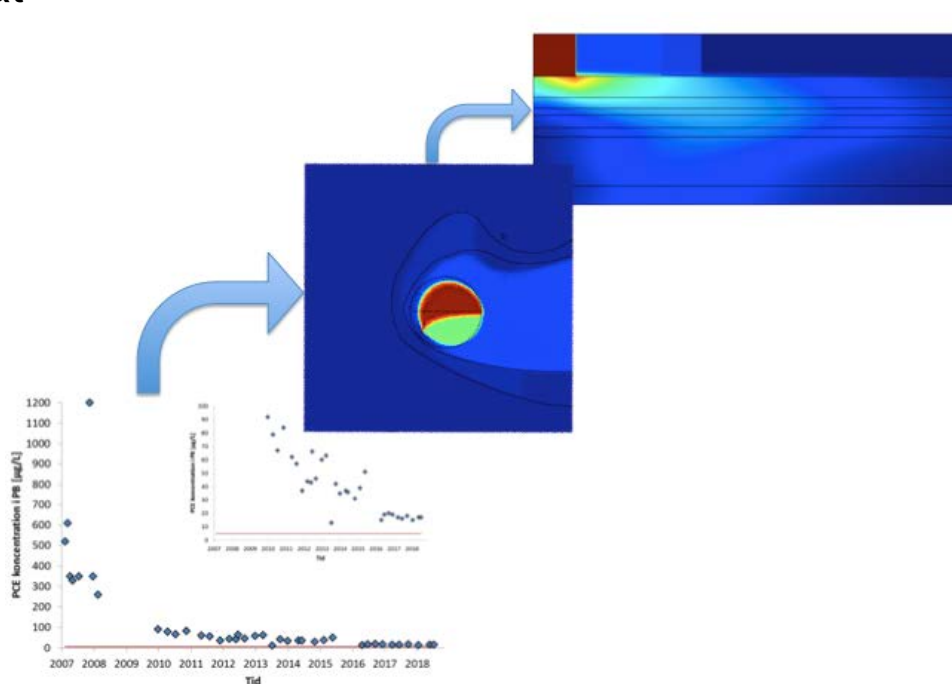


Akacievej

Data- og modelgrundlag for re- vurdering af afvæргеanlæg

Notat



Marts 2019

Rasmus Thalund-Hansen, Annika S. Fjordbøge, Klaus Mosthaf og Poul L. Bjerg

Notat: Akacievej, Data- og modelgrundlag for revurdering af afværganlæg
2019

Af Rasmus Thalund-Hansen, Annika S. Fjordbøge, Klaus Mosthaf og Poul L. Bjerg

Copyright: Hel eller delvis gengivelse af denne publikation er tilladt med kildeangivelse
Udgivet af: Institut for Vand og Miljøteknologi, Bygningstorvet, Bygning 115, 2800 Kgs.
Lyngby
Rekvireres: www.env.dtu.dk

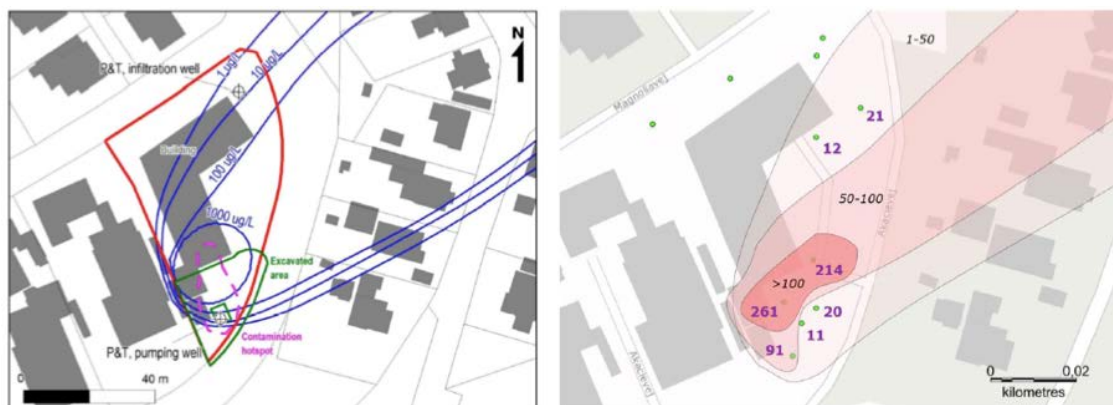
Indhold

1.	Indledning og formål	4
2.	Anvendte metoder	6
3.	Resultater	17
4.	Overordnet sammenfatning	38
5.	Referencer	40
6.	Bilag	41

1. Indledning og formål

I 2002 blev der på ejendommen Akacievej 2 i Hedehusene fundet tetrachlorethylen (PCE) i grundvand, poreluft og jord. Ejendommen husede fra 1973-2003 et erhvervsvaskeri, og forureningen fandtes nær placeringen af det sted, hvor vaskeriet havde en rensemaskine i perioden 1973-1975. Forureningen antages at stamme fra spild og fra en brand på ejendommen i 1975 (Rohde, 2015). Med koncentrationer op til 5000 µg/L i kildeområdet ved Akacievej og op til 170 µg/L i borer 250 meter nedstrøms for kildeområdet (Holm, 2006), ansås forureningen som en trussel for indvindingen til Fløng Vandværk, der ligger ca. 600 meter nord for kildeområdet. Derfor foretog Region H i 2007 en afværgeindsats, som inkluderede afgravning af den forurenede jord i hot-spot, nogle steder ned til kalkoverfladen ca. 8 m.u.t. Herefter blev der etableret et afværgeanlæg med to borer til hhv. oppumpning af og løbende kontrol med forurenede grundvand og infiltration af kulfilterrenset vand.

Afværgeanlægget har kørt siden 2007, og PCE-koncentrationen er løbende blevet målt på lokaliteten. Området har fungeret som omdrejningspunkt for et samarbejde mellem DTU Miljø og Region Hovedstaden i perioden 2013-2017. Samarbejdets hovedfokus har været på at opnå bedre forståelse for forureningsspredning i grundvandsmagasiner lokaliseret i kalk, som det er tilfældet på Akacievej, og derved blive i stand til at udvikle bedre værktøjer til håndtering af lignende forureninger (DTU & Region H, 2018). I 2014-2016 blev der foretaget en større pejlerunde med henblik på at fastlægge områdets strømningsfelt, og ved samme lejlighed målt PCE-koncentrationen i borer i kildeområdet og fanen for at fastlægge forureningens udbredelse (Broholm et al., 2016). Samtidig udførte Mosthaf et al. (2016) pumpetest og sporstoffsøg på lokaliteten for at opnå bedre forståelse for områdets transport- og strømningsmekanismer. Oversigt over området med koncentrationer før og efter afværgeanlæggets ibrugtagning ses i Figur 1.



Figur 1 – Oversigt over området og PCE-forurening i 2006 (venstre) før afværgestart med indikering af hot-spot, område der blev gravet af og grundens område (Mosthaf et al., 2016). Højre side viser tilstanden i 2016 før pumpetest og sporstoffsøg og efter 8 års afværge med koncentrationer markeret ved borerne i µg/L (Broholm et al., 2016).

Siden opstarten af afværgeanlægget har der ikke været foretaget nogen egentlig evaluering af pumpesystemets effektivitet. Ligesom der ikke siden 2014-16 er udført opfølgende undersøgelser af fanens udbredelse eller af udviklingen i grundvandsstrømningen i området.

Med den forbedrede forståelse af spredningsmekanismerne i kalken samt opdateret viden om forureningens udbredelse ønsker regionen at revurdere afværgeanlægget med henblik på enten at lukke anlægget eller at optimere driften. Region H har sat et stopkriterium for driften af afværgeanlægget ved 5 µg/L i afværgeboringen. Dette notat skal bidrage i denne proces og er inddelt i følgende delformål:

At opdatere foreliggende viden om PCE-forureningens udbredelse inden for og nedstrøms for kildeområdet ved Akacievej

Herunder forstås niveauspecifik måling af PCE-koncentrationer i samtlige tilgængelige borer, hvori koncentrationen også blev målt i 2014-2016 (se Broholm et al., 2016), samt udarbejdelse af nye forureningsudbredelseskort for både kildeområdet og for hele fanen.

Med henblik på vurdering af en eventuel stagnation af fanens udbredelse - til anvendelse i forbindelse med revurdering af stopkriterier for afværgeren - fokuseres særligt på sammenligningen med tidligere data fra GEO (2006) og Broholm et al. (2016) fra 2014-2016. For bedst mulig sammenlignelighed benyttes i videst muligt omfang samme prøvetagningsmetoder i denne prøvetagningsrunde som tidligere, og ved planlægningen/udførelsen overvejes det, hvilke boringer/filtre, der kan anvendes ifm. et monitoringsprogram for lokaliteten.

Den niveauspecifikke prøvetagning inden for kildeområdet udføres med hovedfokus på at opdatere forureningssituationen rundt om hot-spot, men også med henblik på at vurdere effekten af pumpe- og sporstofforsøget udført af Mosthaf et al. (2016).

At undersøge om grundvandsstrømningen i Akacievej-området har ændret sig

Som del af dette udføres en synkronpejlerunde i alle borer, som også blev pejlet i 2014-16, og der udarbejdes et opdateret isopotialekort. Stabile strømningsforhold på lokaliteten er en forudsætning for overtagelsen af den numeriske model udviklet af Mosthaf et al. (2016), og en sammenligning med sidste pejlerunde udført ifm. arbejdet af Broholm et al. (2016) og Mosthaf et al. (2016) er derfor nødvendig.

At udføre en modelbaseret evaluering af afværgeanlæggets effektivitet

På baggrund af arbejdet af bl.a. Mosthaf et al. (2016) ønskes en numerisk 3D-model af kildeområdet opstillet, hvori observeret udvikling i PCE-koncentration under de givne pumpeforhold kan simuleres og sammenlignes med alternative pumpe-scenarier. Modellen baseres på den tidligere model af Mosthaf et al. (2016), som er kalibreret til pumpe- og sporstofforsøget udført i kildeområdet. Fokus lægges på konsekvensen af et ophør af afværgeanlægget og sammenligninger af forureningsflux ud ad modelområdet med afværgeanlægget hhv. "tændt" og "slukket".

At evaluere PCE-fanens mobilitet uden for kildeområdet over længere tid ved hjælp af modelbaserede beregninger.

Med udgangspunkt i den benyttede 3D-model for kildeområdet og den beregnede koncentration ved den nedstrøms rand af kildeområdet ønskes en 2D-model opstillet, der kan simulere PCE-fanens spredning uden for kildeområdet. 2D-modellen opstilles med udgangspunkt i den anvendte 3D-model for kildeområdet og bruger den simulerede PCE-koncentration ved den nedstrøms rand af kildeområdet som udgangspunkt for simuleringerne.

2. Anvendte metoder

Evalueringen af afværgeanlæggets effektivitet og PCE-fanens bevægelse bygger på numerisk modellering, mens opdateringen af den eksisterende viden om PCE-udbredelsen og områdets grundvandsstrømning er baseret på måledata fra området ved lokaliteten. Metoderne er beskrevet i det følgende.

2.1 Synkronpejlerunde og grundvandsprøvetagning

Grundvandsspejlet blev pejlet inden for to dage ved en synkronpejlerunde, og PCE-koncentrationen fastlagt ved prøvetagninger fordelt over en uge. Yderligere blev enkelte boringer prøvetaget endnu en gang for kontrol af de målte PCE-koncentrationer, da de var meget lavere end forventet i forureningsfanen.

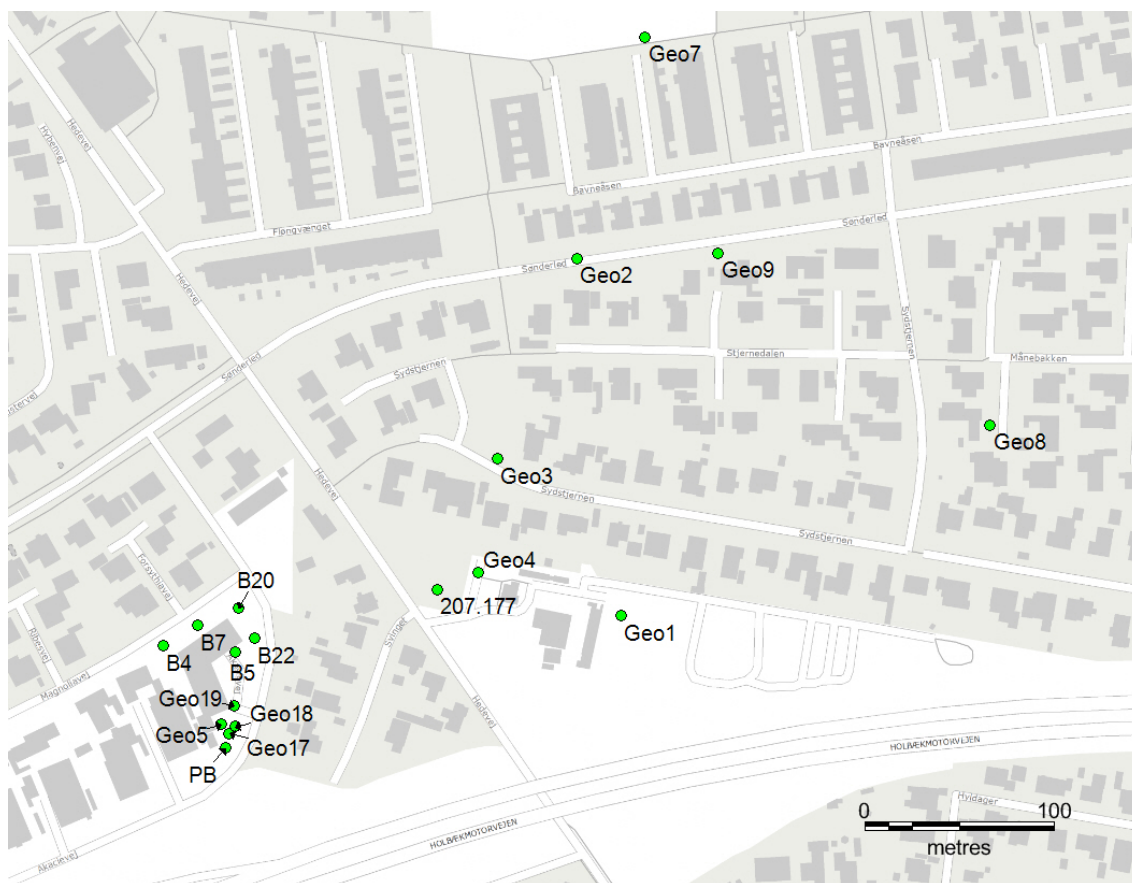
2.1.1 Synkronpejlerunde

Der blev den 2.-3. maj 2018 udført en synkronpejlerunde af boringer i kalkmagasinet i Fløngområdet. Data er indsamlet under de normale forhold med de indvindinger og afværgeaktiviteter, der er i området. De fundne boringer er angivet i bilag 6.1 sammen med pejledata og bemærkning om boringernes tilgængelighed. Den 2. maj er der desuden indhentet data på vandsspejlet i fire boringer fra Fløng vandværk. Målingen er taget tidligt om morgenen, efter indvindingspumperne har været slukket i et par timer. Det er normal procedure på Fløng vandværk, at indvindingspumper slukkes et par timer om natten, dermed er der ikke ændret i de normale indvindingsforhold i forbindelse med synkronpejlerunden. Det har ikke været muligt at komme i kontakt med Marbjerg bys vandværk for at få data fra deres indvindingsboring på en af de pågældende pejledage.

Den 16.-17. maj er boringerne mere lokalt i fanen fra Akacievej 2 pejlet igen i forbindelse med grundvandsprøvetagningen. Data fra begge pejlerunder stemmer godt overens, men potentialekortet baseres på den første mere fuldstændige pejlerunde. Vandsspejlet i boringer på Akacievej 2 er relativt stabile, mens vandsspejlet i fanen er steget ca. 2 cm i løbet af de to uger. Da det ikke var muligt at pejle Geo2 i synkronpejlerunden (boringen var låst med en "gammel hængelås") er data fra den anden pejlerunde korrigeret med de nævnte 2 cm i forbindelse med udarbejdelse af potentialekortet. Pejledata er angivet i bilag 6.1. Pejling den 4. juli af Geo2, Geo3 og Geo4 viser desuden et fald i grundvandsspejlet på ca. 20 cm.

2.1.2 Grundvandsprøvetagning

I perioden 16.-23. maj 2018 er der udtaget 63 vandprøver fra boringer på Akacievej 2 og i den nedstrøms fane jf. Figur 2. Prøverne er udtaget i purge-and-trap (P&T) rør, opbevaret ved 2°C og efterfølgende analyseret for chlorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter af Eurofins Miljø A/S. Analyseresultaterne er vedlagt i bilag 6.2.



Figur 2 – Oversigt over de boringer på Akacievej og i fanen, der er prøvetaget i maj 2018.

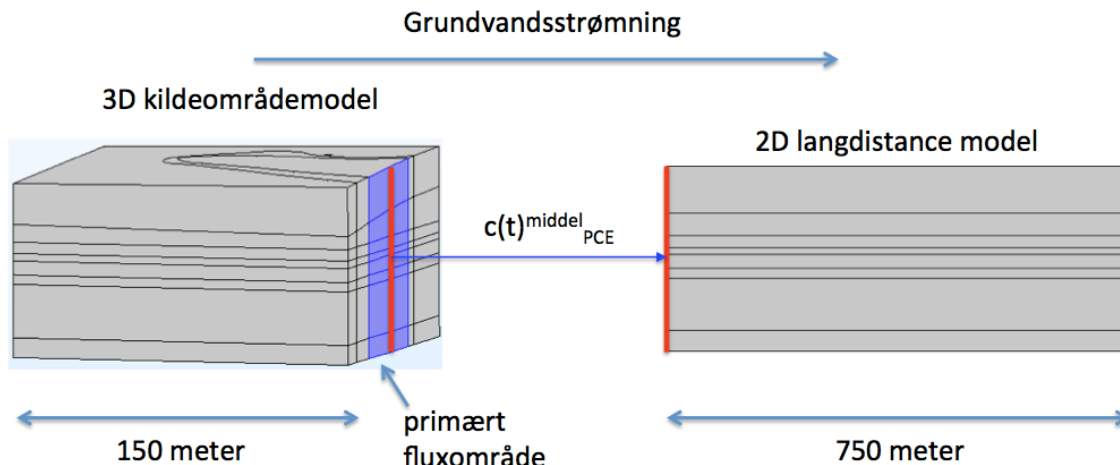
Samtlige prøvetagne boringer er blevet prøvetaget niveauspecifikt med bladderpumpe som beskrevet i Broholm et al. (2016). Desuden er udvalgte boringer prøvetaget med MP1 pumpe for datasammenlignelighed. Ved prøvetagning med MP1 pumpen er der forpumpet øverst i filteret med ca. 8,5 L/min til feltparametrene (O_2 , ledningsevne, temperatur og pH) var stabile (100-200 L). Prøvetagningen er først udført i fanen og derefter på Akacievej 2. Rækkefølgen af prøveudtagningen er, så vidt forudsigeligt, udvalgt, så boringerne med de laveste koncentrationer er prøvetaget først og de højeste sidst. Geo4 er prøvetaget tidlig morgen (før kl. 7) for at undgå eventuel påvirkning fra pumpen ved gartneridepotet (207.177). Boring 207.177 og PB er prøvetaget fra hane.

Den 4. juli 2018 er der udtaget yderligere 9 vandprøver med bladderpumpe fra Geo2, Geo3 og Geo4, samt en prøve fra PB (hane i anlæg). Dette skyldes især de betydeligt lavere koncentrationer i Geo3 i maj 2018 i forhold til december 2014. Analyseresultaterne er vedlagt i bilag 6.7.

2.2 Modellering af PCE-transport

Der er til dette notat opbygget to numeriske transportmodeller. Den ene er en 3D-model af kildeområdet i et 150 meter langt og bredt og ca. 20 meter dybt kvadratisk udsnit af området rundt om PCE forureningens hot-spot, hvori evalueringen af afværgeanlæggets effekt er i fokus. Denne model simulerer kildeområdets strømningsfelt og PCE-transporten ud ad området via PB og via sprække- og matrixtransport. Den anden model er en 2D-opstilling, der strækker sig over 750 meter, hvori vertikal og horisontal transport af PCE over længere afstande er i fokus. 2D-

modellen starter, hvor 3D-modellen slutter nedstrøms. Som udgangskoncentration modtager 2D-modellen den gennemsnitlige PCE-koncentration beregnet fra hver enkelt sprække og fra hver enkelt del af matrixområdet i det primære forureningsfluxområde ved nedstrømsranden af 3D-modellen, $c(t)^{\text{middel}}_{\text{PCE}}$, jf. Figur 3. Det primære forureningsfluxområde markerer den del af matricen ved randen af 3D-modellen, hvor forureningsfluxen er størst.



Figur 3 – Konceptuel fremstilling af 3D- og 2D-modeller med kobling mellem de to markeret som rød linie. Bemærk: Størrelsesforhold harmonerer ikke.

2.2.1 Overordnet beskrivelse af modeltype

Den benyttede modelstruktur er baseret på modellen anvendt ved modellering af pumpe-test og sporstofforsøg på Akacievej af Mosthaf et al. (2016) og (2018) og er bygget i softwaren Comsol Multiphysics version 5.3a. Modellen er en numerisk model, som tilnærmer løsningen på en række partielle differentilligninger ved hjælp af finite element metoden. Den bruger en såkaldt diskret sprækkemodel, som tildeler matrice og sprækker hver sine styrende ligninger. De styrende ligninger samt parametre anvendt i modellen er beskrevet nærmere af Mosthaf et al. (2016). Anvendte parametre samt områder, hvor modellen adskiller sig fra Mosthaf et al. (2016), er beskrevet i bilag 6.9. Nedenfor findes beskrivelse af metoden til hvert af de to overordnede modelleringsformål – at evaluere effekten af det benyttede afværgeanlæg og at simulere spredningen af PCE over længere distancer fra kildeområdet.

2.2.2 Kildenær spredning af PCE – 3D-model til evaluering af afværgeanlæg

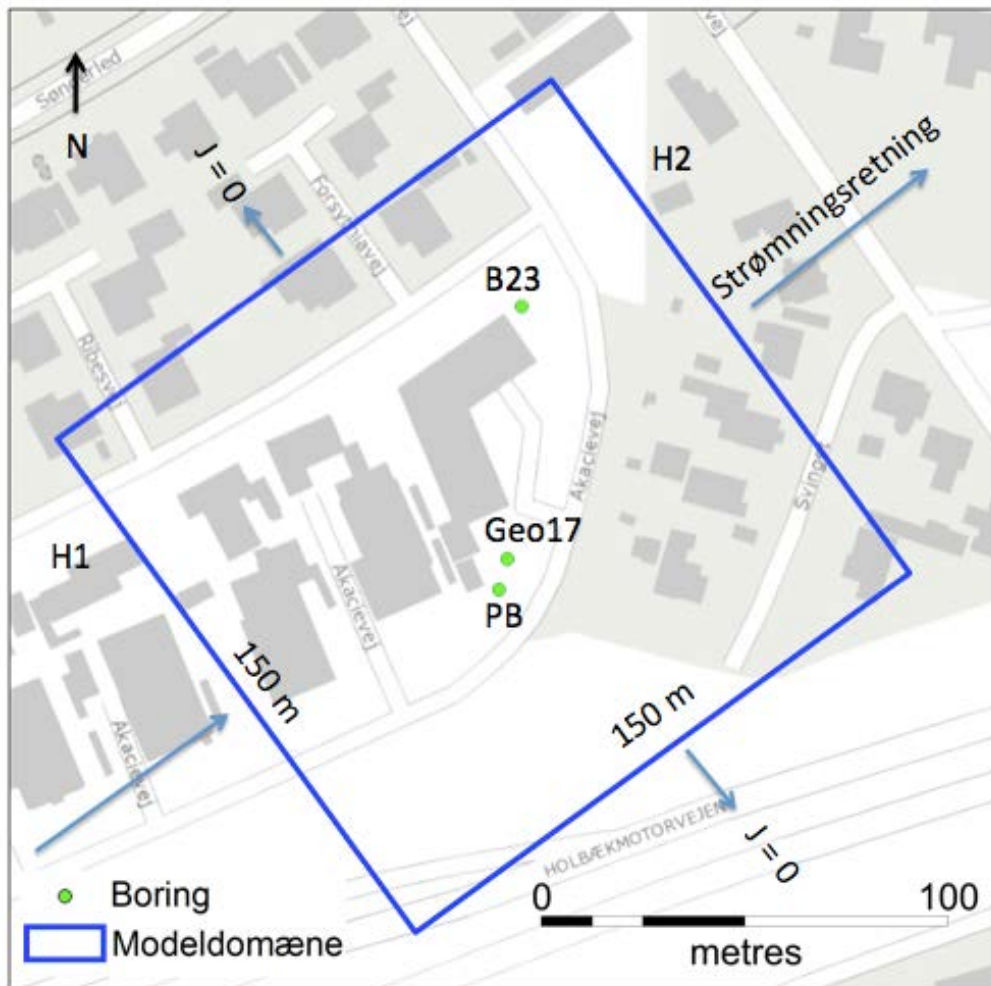
Rationale bag 3D-model

Grundideen bag den udviklede 3D-model er at genskabe det observerede strømningsfelt omkring forureningen på Akacievej 2 og kombinere dette med målte koncentrationer og kendte transportparametre for området. Gennem simuleringer tilstræbes det herefter at genskabe den observerede forureningsflux gennem afværgeanlægget i perioden 2016-2018 og fluxen af PCE gennem boringen anvendt ved pumpe-testen udført ifm. arbejdet af Mosthaf et al. (2016). Ved at sammenligne PCE-fluxen ud ad modelområdet hhv. med og uden afværge kan anlæggets effektivitet evalueres, og modellen kan hjælpe til at vurdere, om afværgeanlægget har den ønskede effekt. 3D-modellens beregninger ønskes desuden benyttet som input til en 2D-model

med henblik på at vurdere afværgepumpningens effekt på PCE-spredningen ude i fanen (se afsnit 2.2.3 og Tabel 1 for nærmere beskrivelse).

Modelleret område

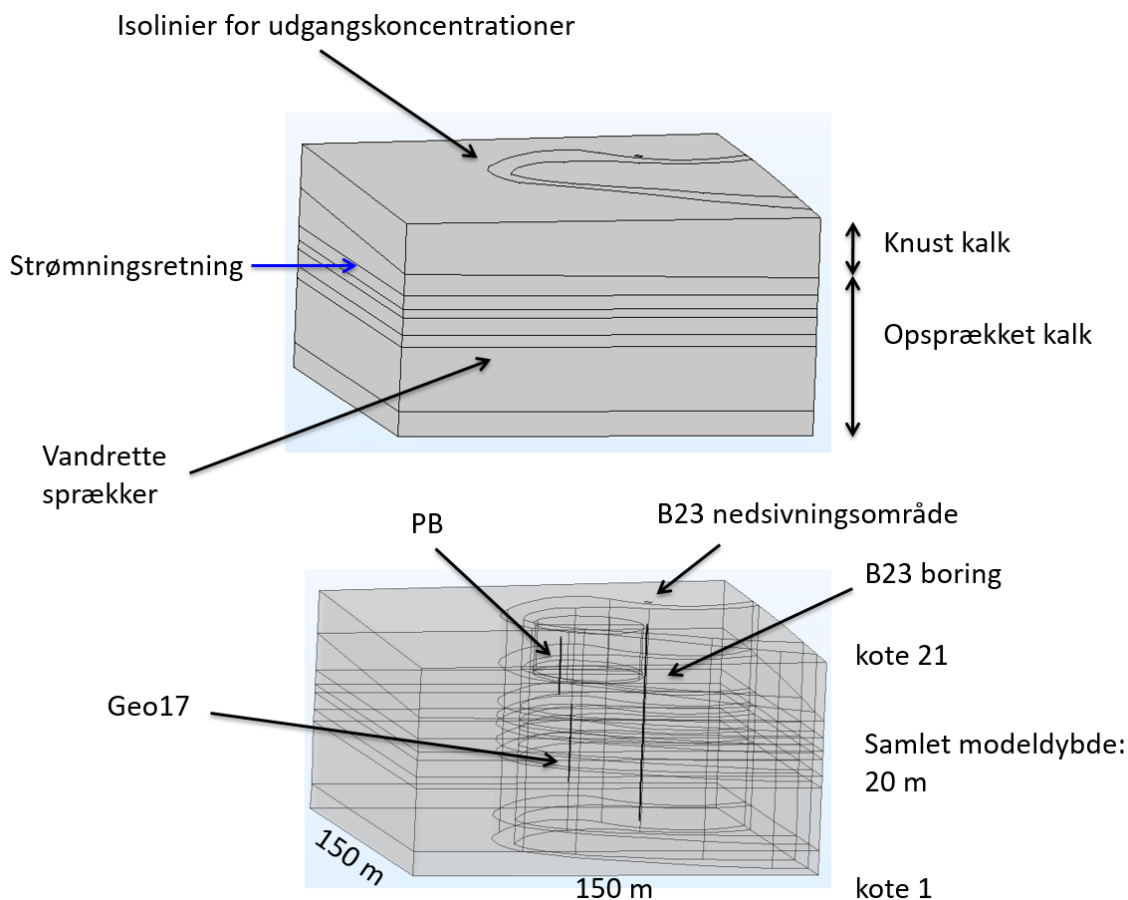
Til at evaluere effektiviteten af afværgeanlægget er et område på 150 x 150 meter i længden og bredden og 20 meter i dybden modelleret. Toppen af modellen antages at begynde ved den knuste kalk i cirka kote 21 og fortsætter et stykke ned i den sprækkede kalk til kote 1. Modelområdet udstrækning set ovenfra fremgår af Figur 4.



Figur 4 - 3D-modeldomæne set fra oven. Blå linie markerer omridset af modeldomænet, grønne cirkler viser placeringen af de modellerede borer. Grundvandsstrømmen er simuleret vinkelret ind på den sydvestlige modelrand.

Geologien består af et lag knust kalk i de øverste cirka 5 meter og sprækket kalk med 6 vandrette sprækker nedefter som set i Figur 5. Dette er identisk med geologien benyttet i modellen af Mosthaf et al. (2016) og (2018), som også beskriver baggrunden for den valgte geologi nærmere. Området er centreret omkring afværgeanlægget med pumpeboringen PB og infiltrationsboringen B23 samt Geo17, etableret specielt til pumpe-test og sporstofforsøg for Mosthaf et al. (2016).

For at undgå randeffekter ved udløbet fra domænet, er modelområdet forlænget i yderligere 75 meter i strømningsretningen. Alle beregninger er foretaget på det kvadratiske modeldomæne, som ses i Figur 5.

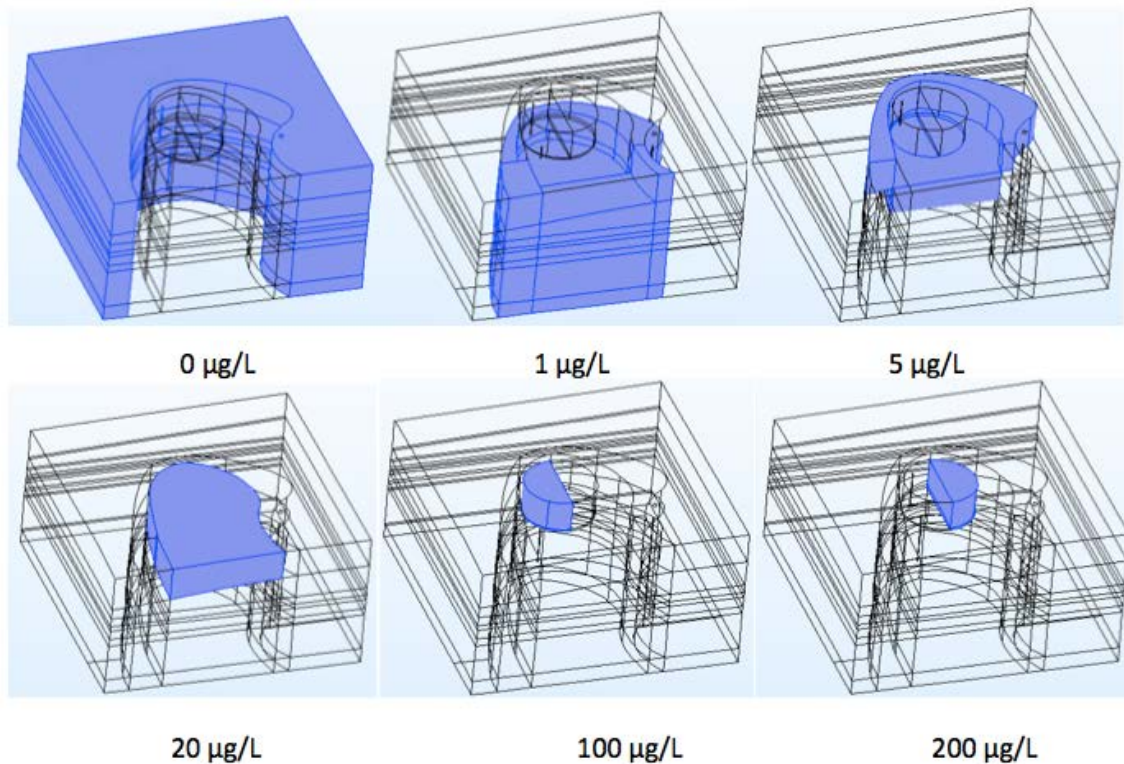


Figur 5 – Modeldomæne, øverst set udefra, nederst med indre elementer synlige. Bemærk skaleret lodret målestok.

Strømning og transport i 3D-model

Grundvandsstrømningen er antaget til at være vinkelret ind fra modeldomænets sydvestlige rand og går fra SV til NØ i modellen. Der pumpes vand op gennem PB og infiltreres vand ind i domænet igen ved nedsivningsfeltet for B23 samt i boringen B23. Pumperaterne er defineret ud fra de faktiske pumperater for afværgeanlægget, og der antages steady state for strømningsfeltet. Domænet inkluderer udelukkende vandrette sprækker. Lodret transport af PCE er simuleret ved en forhøjet lodret diffusionskoefficient. Denne forsimpning erstatter behovet for lodret transport gennem sprækker og er beskrevet nærmere i afsnit 3.2.1 og bilag 6.9.

De valgte startkoncentrationer i 3D-modellen fremgår af Figur 6. Baggrunden for den valgte koncentrationsfordeling er målingerne fra Broholm et al. (2016), som indikerer, at den højeste PCE-koncentration er at finde i den knuste kalk. De højeste koncentrationer er målt i det område, der er repræsenteret ved en cylinder i modeldomænet. Cylinderformen er valgt for at forsimple udbredelsen i modeldomænet og er delt op i høj og lav koncentration på hhv. 200 og 100 µg/L. Modellens starttidspunkt og udgangskoncentrationer antages at svare til forholdene i midten af 2016.



Figur 6 – Udgangskoncentrationer 3D-model. Blå områder markerer udbredelse for angivet koncentration.

PCE-retardation i domænet er defineret forskelligt for hhv. knuste og sprækket kalk. For den sprækkede kalk er der anvendt en sorptionskoefficient, K_d , på 0,5 L/kg baseret på arbejdet af Salzer (2013). Den knuste kalk indeholder mest sandsynligt mange mindre sprækker, hulrum og større stykker intakt kalk. Derfor udgøres forureningstransporten i den knuste kalk mest sandsynligt af en advektiv del gennem de mest konduktive områder og en diffusiv udveksling med mindre konduktive områder. Dette kunne modelleres med en såkaldt dual-porøsitetmodel, hvor hver område blev tildelt specifikke parametre. Eftersom kendskabet til den indre geometri i den knuste kalk er begrænset, og specifikke værdier for konduktiviteten i hhv. høj- og lavkonduktive zoner ikke er kendt, er denne metode ikke benyttet. I stedet er den knuste kalk simuleret som en homogen enhed med samme konduktivitet over hele området. For at tage højde for, at der i nogle immobile områder kun foregår meget langsom transport eller lagring, mens andre mere mobile områder er domineret af advektiv transport, er sorptionskoefficienten tilpasset som en effektiv sorptionskoefficient, K_d^{eff} . Dermed tages højde for varierende niveauer af spredning via diffusion, dispersion og advektion samt lagring i matricen. Ved denne tilgang opnås et dynamisk modelområde, hvor forureningen kan lagres i matricen, og hvor ligevægten mellem forureningskoncentrationen i vand og fast stof sørger for, at forureningen fordelses mellem mobile og immobile zoner på baggrund af vandkoncentrationen. Baseret på målingerne af PCE-koncentrationen i fane og kildeområde udført fra 2014-2016, som er beskrevet nærmere i afsnit 3.1.2, blev K_d^{eff} tilpasset således, at den simulerede udvikling i koncentration over tid stemte overens med det observerede. Målingerne viste et større koncentrationsfald i den sprækkede end i den knuste kalk, og den anvendte K_d^{eff} afspejler derfor dette. Den anvendte K_d^{eff} -værdi er fundet ved afprøvning af forskellige værdier og simulering over 10 år. K_d^{eff} -værdien blev valgt ud fra en visuel sammenligning af simuleringresultater for den knuste og den sprækkede kalk, og

værdien blev fastlagt, så forureningen i den knuste kalk ikke forlod modelområdet hurtigere end forureningen i den sprækkede kalk samt at fastholdelsen i den knuste kalk afspejlede den observerede udvikling i den knuste kalk. Se bilag 6.9.1 for nærmere beskrivelse af udvælgelsen af K_d^{eff} .

Dokumentation af 3D-modelresultater

Modellens resultater dokumenteres med massebalancer for vand og PCE, og målte data fra PB i perioden 2016-2018 sammenlignes med de simulerede koncentrationer i PB. Derudover udføres en modelsimuleret pumpe-test i Geo17 over ti dage, som den blev udført af Mosthaf et al. (2016), og de simulerede koncentrationer sammenlignes med de målte. Yderligere dokumentation af modellens resultater findes i bilag 6.10.

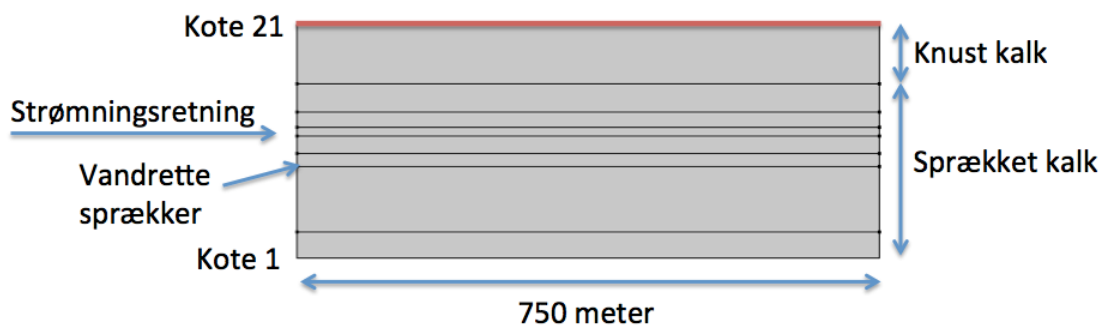
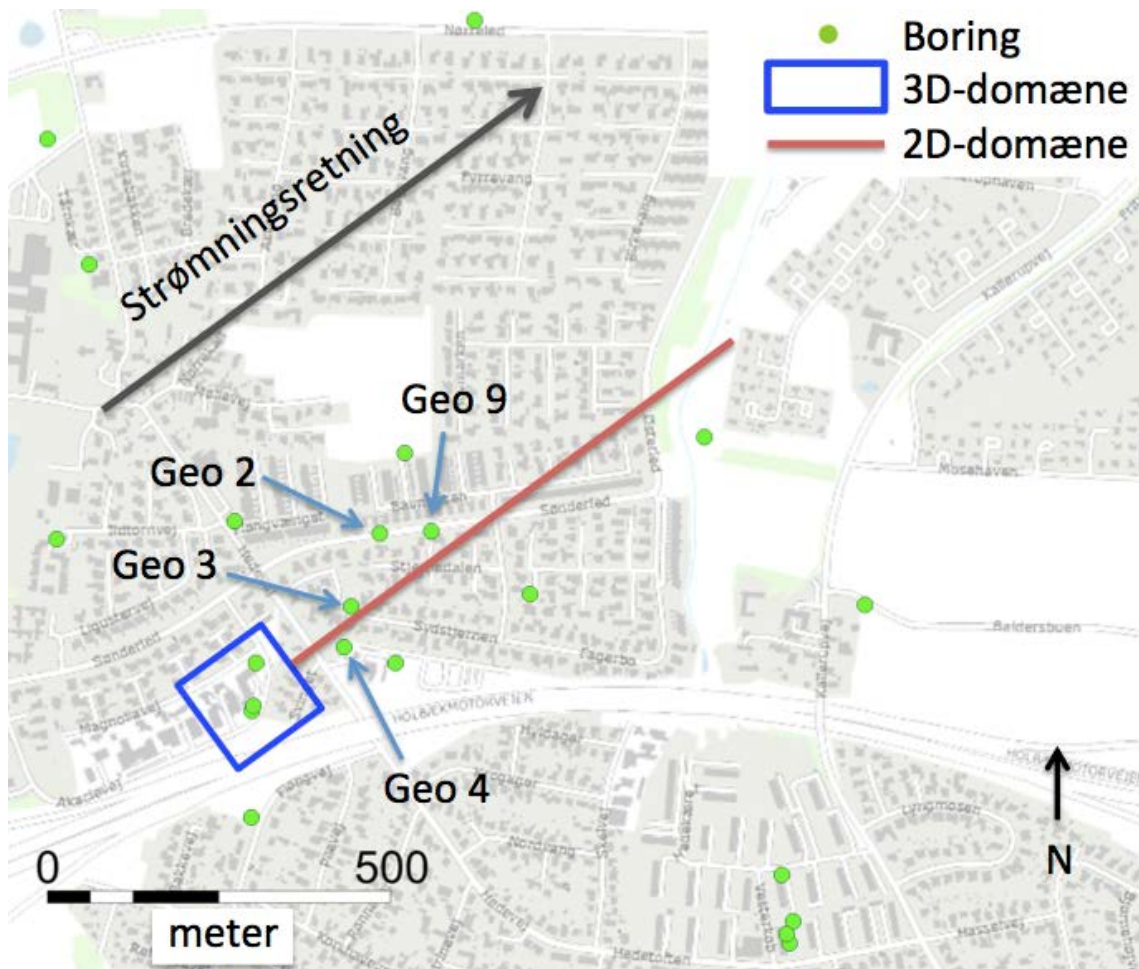
2.2.3 Spredning af PCE nedstrøms for kildeområdet - 2D-model til vurdering af eventuel fanestagnation

Rationale bag 2D-model

Grundideen bag modellen til vurdering PCE fanens langsigtede transport er at benytte en 2D-modelopsætning, der svarer til 3D-opsætningen anvendt til vurdering af forureningsfluxen ud ad kildeområdet, dog forsimplet med kun to dimensioner og med et længere domæne. Modellen er skaleret ned til to dimensioner, da der ikke foreligger tilstrækkelig viden om geologi og sprækker i nedstrømsområdet til at anvende en 3D-model, som også vil kræve stor regnekraft for et stort domæne som det anvendte. Ved at benytte den beregnede randkoncentration fra 3D-modellen som input til 2D-modellen fås et estimat af, hvordan fanen bevæger sig over længere tid og distance. Hermed kan modellen medvirke som baggrund for vurderingen af, om fanens udbredelse har stagneret.

Modelleret område

2D-modellen tager sit udspring ved nedstrømsranden af 3D-modellen og ligger som et 750 meter langt og 20 meter dybt tværsnit langs grundvandsstrømningsretningen som set i Figur 7. De vandrette sprækker er ført videre i hele domænets længde.



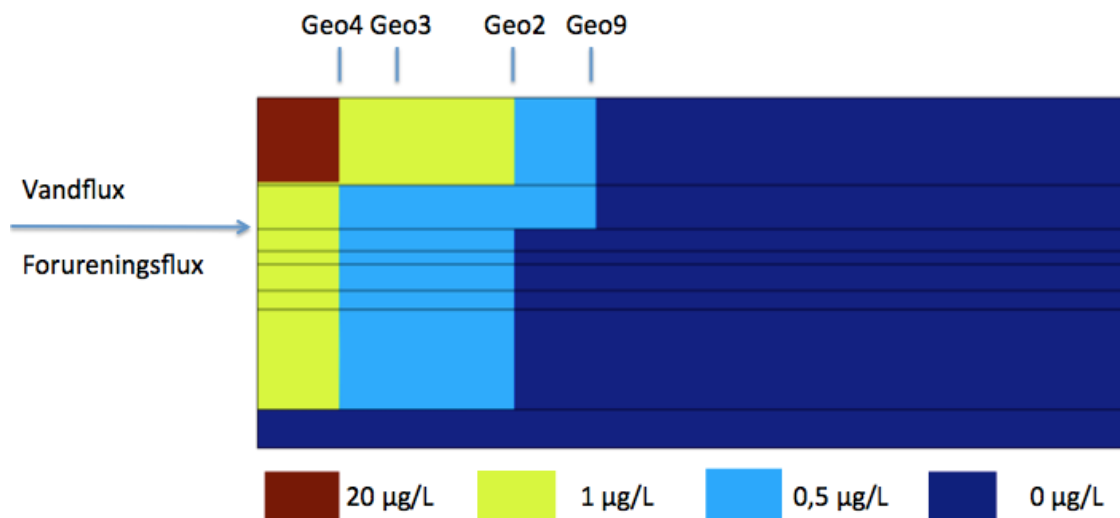
Figur 7 - 2D-modeldomæne. Øverst ovenfra, nederst fra siden. Blå strek markerer randen af 3D-domænet, rød strek markerer 2D-tværsnittets udstrækning set ovenfra. Grønne cirkler markerer borer i området.

Strømning og transport i 2D-model

Grundvandsstrømmen er defineret i domænet ved den kendte hydrauliske gradient, som ligeledes er anvendt i 3D-modellen, og som er beskrevet nærmere af Mosthaf et al. (2016). I 2D-modellen findes ingen andre kilder end strømmingen ind og ud ad domænet, og der antages steady state strømningsforhold.

Startkoncentrationen i domænet defineres ud fra de niveauspecifikke målinger i borerne Geo2, Geo3, Geo4 og Geo9 udført ifm. udfærdigelsen af dette notat (se afsnit 3.1.2) og er vist i Figur 8. De målte koncentrationer er projiceret ind på et tværsnit, som danner 2D-

modelområdet. Koncentrationer målt i 2018 anvendes, da startbetingelserne for 3D-modellen er tilpasset til midt 2016 data. Derfor svarer den beregnede forureningsflux og koncentration ud ad 3D-domænet efter 2 år til midt 2018.



Figur 8 – PCE udgangskoncentration 2D-model. Vandrette sprækker markeret med sort streg, farvekoder indikerer koncentration.

Tilpasning af diffusionskoefficient i 2D-modellen er foretaget som i 3D-modellen med en højere lodret diffusionskoefficient for at simulere transport gennem lodrette sprækker. For at modvirke en kraftig lodret transport omkring overgangen mellem knust- og sprækket kalk, er overgangen mellem 20 µg/L og 1 µg/L rykket 20 cm op i den knuste kalk.

Den tidsafhængige indgangskoncentration til 2D-modellen beregnes ved 3D-modellens nedstrømsrand for hver sprække enkeltvis og for den mellemliggende matrice i det primære forureningsfluxområde. Dermed varierer indgangskoncentrationen til 2D-modellen i overensstemmelse med udgangskoncentrationen fra 3D-modellen. Den gennemsnitlige koncentration for hver sprække og hvert matrixområde i 3D-modellen er valgt som input til 2D-modellen. For den knuste kalk er en konstant værdi på 20 µg/L anvendt, idet koncentrationen ændrer sig meget lidt i dette område over tid. Se bilag 6.13 for inputkoncentrationer.

Stagnation af fane

Til at vurdere, om fanens udbredelse har stagneret, er udbredelsen af en specifik koncentration på 1,5 µg/L i modelområdet over tid undersøgt. Denne udbredelse, illustreret ved en isolinie gennem domænet, viser, hvorvidt området med netop denne koncentration udbredes eller trækkes tilbage med tiden. Værdien 1,5 µg/L er valgt primært fordi den visuelt giver et godt billede af udviklingen over tid, som falder inden for modelområdet ved de givne simuleringstider, men også da den falder inden for de målte værdier. Den givne værdi og placering er ikke udtryk for faktiske koncentrationer, men tjener det formål at illustrere udviklingen over tid i modelområdet. Udbredeshastighed og placering af 1,5 µg/L isolinien er analyseret over tid, og dermed kan det ses, om fanen trækker tilbage eller bevæger sig fremad. Analysen er udført for fire forskellige scenarier. Det ene scenarium er den oprindelige opsætning med startkoncentration defineret fra de seneste målinger i 2018 og inputkoncentration genereret af 3D-modellen med afværgepumpning aktiveret. Det andet scenarium er lig det første, blot med inputkoncentration fra 3D-modellen uden afværgepumpning aktiveret. Det tredje scenarium er med startkoncentra-

tionen 0 µg/L i hele 2D-modelområdet ved starttidspunktet og inputkoncentration genereret af 3D-modellen med afværge. Det fjerde scenarium er ligeledes med 0 µg/L startkoncentration, men med 5 µg/L koncentrationsinput i den sprækkede kalk og 20 µg/L i den knuste kalk. De to første scenarier tjener det formål at vise forskellen på den modellerede faneudbredelse hhv. med og uden afværgepumpning. De sidste to scenarier er af konceptuel karakter og er udført for at påvise effekten af hhv. det allerede tilstedeværende PCE i fanen og af en konstant forureningsflux fra kildeområdet. I det tredje scenarium er startkoncentrationen i modelområdet sat til 0 µg/L for alene at se effekten af fluxen, der kommer fra kildeområdet simuleret med afværgepumpning og dermed kunne sammenligne med S1 og vurdere, hvor stor betydning det allerede tilstedeværende PCE i fanen har, og om den beregnede, over tid faldende flux ud ad kildeområdet med afværge i sig selv er nok til en fortsat udbredelse. Det fjerde scenarium med konstant defineret koncentration ved 2D-modellens opstrøms rand tjener det formål at undersøge, om en stagnation grundet diffusion kan iagttages inden for det simulerede tidsrum og i det modellerede 2D-område. Resultatet af scenarium fire kan sammenlignes med konklusionen fra Mosthaf et al. (2016), der viser stagnation i 3D-opsætning, som er identisk med 3D-modellen anvendt til at modellere kildeområdet i dette notat, dog kun med tre vandrette sprækker. Dermed kan det undersøges, om en 2D-model genererer resultater, der er sammenlignelige med en mere kompliceret 3D-model. Formål, metode og kendetegn for hver af de fire scenarier ses i Tabel 1.

Dokumentation af 2D-modelresultater

2D-modellens beregninger efterprøves med massebalancer for vand og PCE som for 3D-modellen. Efterprøvning af modelresultater mod målte koncentrationer er ikke mulig over en periode, da modellens beregninger vil være for 2018 og frem. For at opnå den mest realistiske simulering af virkeligheden, skal input til 2D-modellen stemme overens med koncentrationerne målt ved de seneste målinger i 2018, idet 3D-output beregnes efter 2 års modelsimulering med start i 2016.

Tabel 1 – Formål og metode for hvert af de fire kørte scenarier. Scenarierne S1 og S2 er kørt i både 3D og 2D, mens scenarie S3 og S4 kun er kørt i 2D.

Scenarium	Formål	Metode
S1	<ul style="list-style-type: none"> Modellering af forureningsudbredelsen i hhv. kildeområdet (3D) og fanen (2D) med afværgepumpning i kildeområdet 	<ul style="list-style-type: none"> Afværgepumpning aktiveret i 3D model for kildeområde. Inputkoncentration til 2D-model er tidsafhængig middelkoncentration beregnet separat for hvert matrixsegment og hver sprække. Startkoncentration 3D-modelområde defineret ud fra 2016-målinger. Startkoncentration i 2D-modelområde defineret ud fra 2018 målinger.
S2	<ul style="list-style-type: none"> Modellering af forureningsudbredelsen i hhv. kildeområdet (3D) og fanen (2D) uden afværgepumpning i kildeområdet 	<ul style="list-style-type: none"> Afværgepumpning ikke aktiveret i 3D model for kildeområde. Inputkoncentration til 2D-model er tidsafhængig middelkoncentration beregnet separat for hvert matrixsegment og hver sprække. Startkoncentration 3D-modelområde defineret ud fra 2016-målinger. Startkoncentration i 2D-modelområde defineret ud fra 2018 målinger.
S3	<ul style="list-style-type: none"> Konceptuel forståelse af udbredelse og tilbagetrækning af fanen (2D) fra en aftagende kilde (med afværgepumpning). 	<ul style="list-style-type: none"> Afværgepumpning aktiveret i 3D model for kildeområde. Inputkoncentration til 2D-model er tidsafhængig middelkoncentration beregnet separat for hver matrixsegment og sprække. Startkoncentration 3D-modelområde defineret ud fra 2016-målinger. Konceptuelt scenarium, der ikke inkluderer målte koncentrationer i fanen – startkoncentration i hele 2D-modelområdet sat til 0 µg/L.
S4	<ul style="list-style-type: none"> Konceptuel forståelse af udbredelse og evt. stagnering af fanen (2D) fra en konstant kilde. Sammenligning med 3D-simuleringer fra Mosthaf et al. (2016) - vurdering af 2D-resultater ift. 3D-resultater. 	<ul style="list-style-type: none"> Konstant inputkoncentration 20 g/L i knust kalk, 5 g/L i sprækket kalk og sprækker. Startkoncentration i 2D-modelområde sat til 0 µg/L.

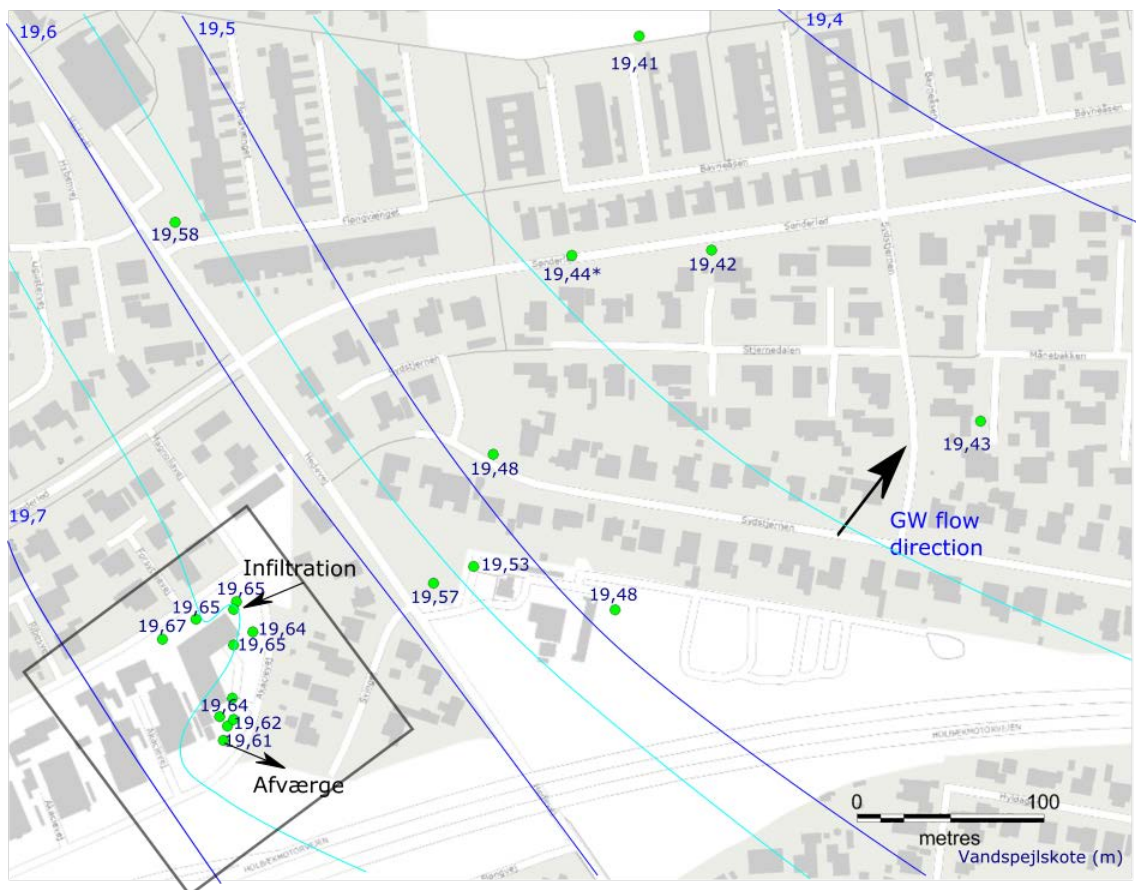
3. Resultater

3.1 Spredning af PCE og strømningsforhold

3.1.1 Strømingsforhold

Betragter man strømningsforholdene i fanen (jf. Figur 9), da er den overordnede strømningssætning sammenlignelig med de tidligere målinger fra maj 2015 (Mosthaf et al., 2016). Forudsætningen om stabile strømningsforhold i forbindelse med opstillingen og anvendelsen af de tidligere udviklede numeriske modeller (Mosthaf et al., 2016) vurderes dermed at være opfyldt.

Generelt står vandspejlet ca. en halv meter højere i 2018 end ved synkronpejlerunden i 2015. Der er dog lokale forskelle i hvor meget vandspejlet er steget siden 2015. På selve Akacievej 2 lokaliteten er vandspejlet steget mest (50-52 cm), mens det er steget mindst omkring Geo1, Geo3 og Geo8 (45-46 cm). Se bilag 6.3 for eksakte værdier. Så selvom de overordnede strømningsforhold er sammenlignelige for de to pejlerunder, så kan der forekomme mindre lokale variationer i retning og størrelse af strømninggradienten.



Figur 9 – Tolket isopotentialer for området omkring Akacievej 2 i maj 2018 under normale indvindingsforhold i området og med afværgeanlæg i drift. Modelleret område samt infiltrations- og afværgenboringer markeret. Blå isolinier markerer potentiale på baggrund af målinger fra maj 2018.

Den hydrauliske gradient de første 200 m i fanen mellem Akacievej 2 lokaliteten og Geo3 (ca. 0.001) er ca. 3 gange større end de efterfølgende 200 m af fanen. Med en hydraulisk konduktivitet på $2,5 \times 10^{-4}$ m/s og en porøsitet på 0,2 i den knuste kalk giver dette en grundvandshastighed på omkring 40 m/år (ved transport i porøst materiale). Strømningen i selve sprækkerne er betydeligt hurtigere.

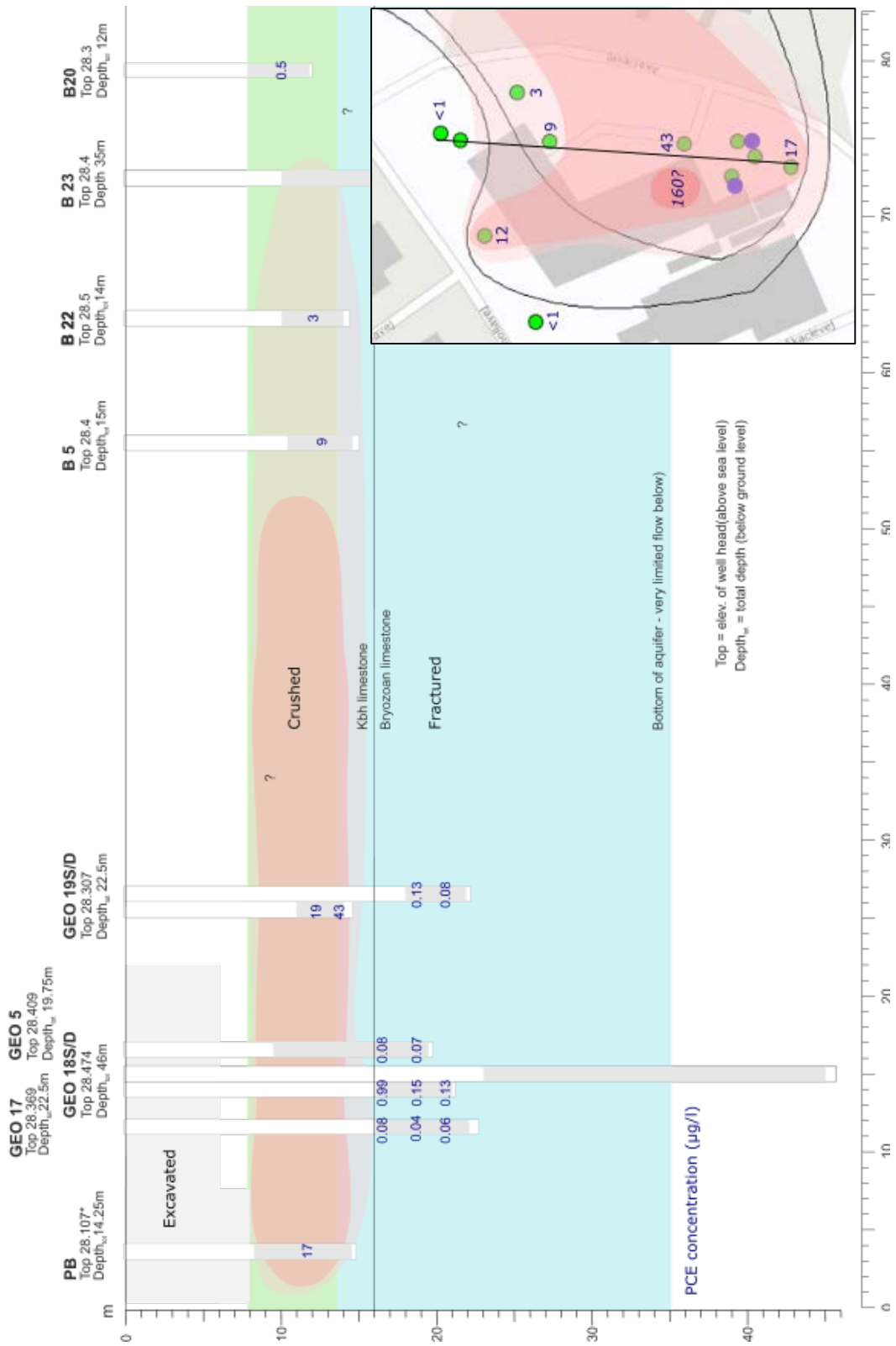
3.1.2 Udbredelsen af PCE i kilde- og faneområde

Forureningsudbredelse omkring kildeområdet

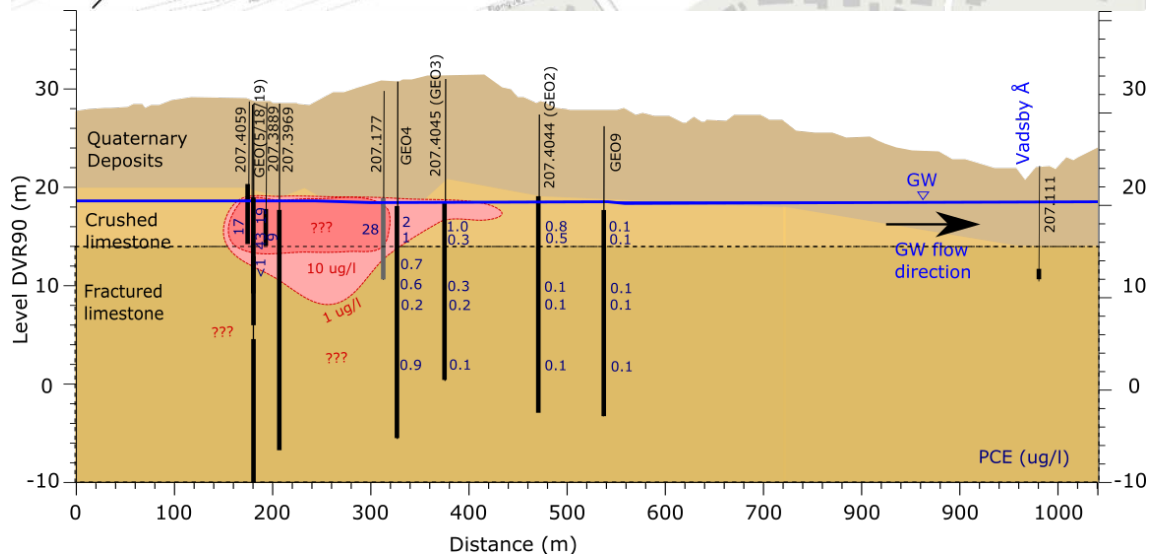
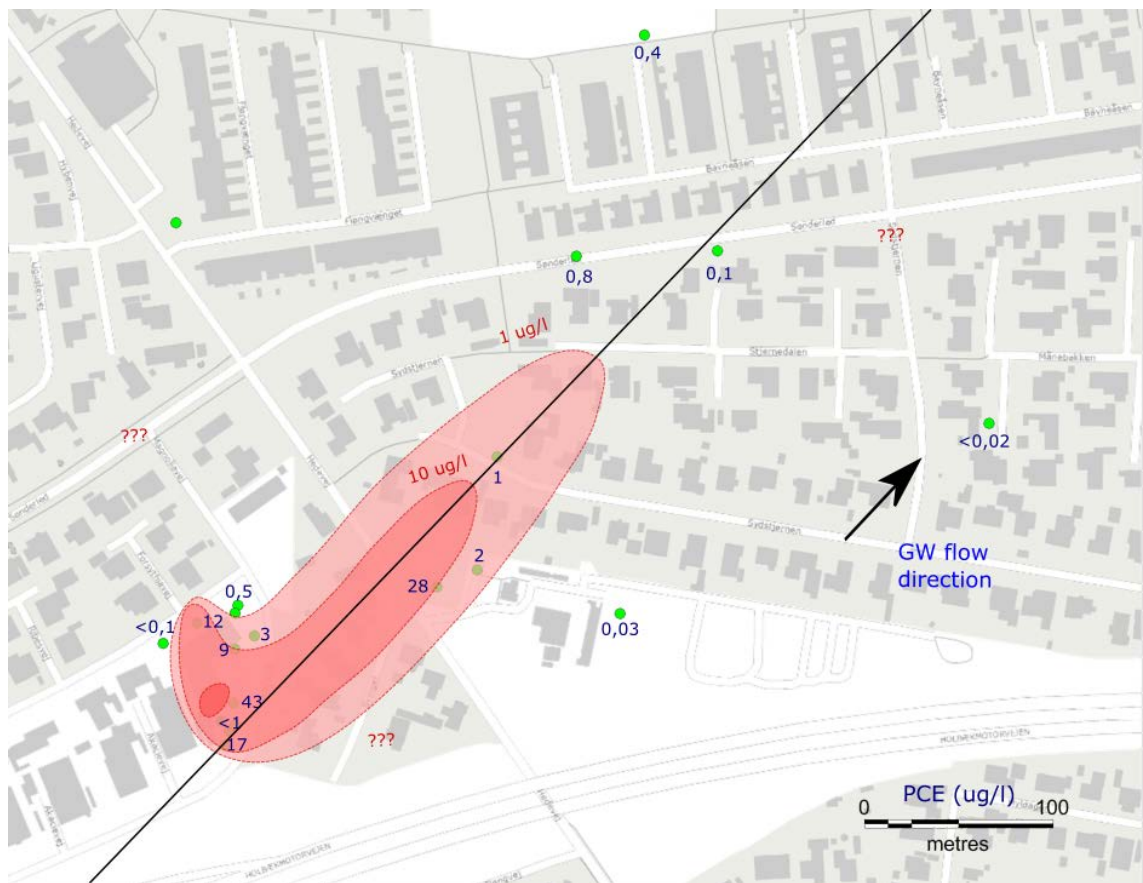
Målinger af PCE og nedbrydningsprodukter på Akacievej 2 viser, at koncentrationerne er i den forventede størrelsesorden sammenlignet med de(n) seneste årlige monitoringsrunde(r), der inkluderer B4, B5, B7, B20 og B22. Prøver udtaget med bladderpumpe og MP1 pumpe viser sammenlignelige koncentrationer for B-boringerne. Udover B-boringerne er Geo-boringerne også blevet prøvetaget. PCE-fordelingen i kildeområdet i 2018 ses i Figur 10, mens tidligere målinger fra hhv. 2006 (før afværgen), 2014 (afværgen i drift) og 2016 (afværgen slukket) ses i bilag 6.3. Med undtagelse af B7 er koncentrationerne på lokaliteten generelt lavere i 2018 end under de tilsvarende strømningsforhold i 2014. Dechloreringsgraden er som forventet lav i boringerne på lokaliteten (<2%), hvilket stemmer overens med tidligere målinger.

Geo5, Geo17, Geo18 og Geo19-1, der er filtersat i den sprækkede kalk (Geo5 i både knust og sprækket, men den henter vand fra den sprækkede del, når afværgen er i drift), har alle lave PCE koncentrationer under 1 µg/L. De lave koncentrationer er fundet med både bladderpumpen og MP1 pumpen. For Geo19-2, der er filtersat i den knuste kalk, findes der de højeste koncentrationer på lokaliteten. De målte PCE koncentrationer er med bladderpumpen 19-43 µg/L og med MP1 pumpen 160 µg/L. Forskellen mellem de to prøvetagningsmetoder indikerer, at koncentrationen er højere længere væk fra Geo19 end lokalt omkring den. Det vurderes, at der ved en større pumpeydelse i forbindelse med prøvetagning hentes forurening ind fra den knuste kalk under bygningen.

Baseret på de højere koncentrationer i filtrerne i den knuste kalk, vurderes det, at hovedparten af forureningen er tilbageholdt her. De højere koncentrationer i den knuste kalk er også fundet i tidligere undersøgelsesrunder (jf. bilag 6.3). At den tilbageværende forurening sandsynligvis skal findes i den knuste kalk under bygningen er i overensstemmelse med tidligere simuleringer udført efter pumpe- og sporstofforsøget på lokaliteten i 2016. I disse simuleringer blev de mulige ophavszone til forureningen i de enkelte boringer under forskellige strømningsforhold (naturlig strømningsretning, afværgepumpning og pumpetest) sammenholdt med de observerede koncentrationer i boringerne, hvilket gav et indtryk af, hvor der med størst sandsynlighed kan forventes at findes restforurening (jf. bilag 6.4). Målingerne fra 2018 har ikke ændret betydeligt på denne opfattelse, og de indlagte koncentrationer i 3D modellen for lokaliteten vurderes rimelige.



Figur 10 - Målte PCE koncentrationer på Akacievej 2 i maj 2018. Den viste horisontale udbredelse er i den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk).



Figur 12 - Målte PCE-koncentrationer i fanen fra Akacievej 2 i maj 2018. Den horisontale udbredelse er i den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk). Den vertikale udbredelse er langs en vurderet central strømningslinje.

Det kraftige fald i koncentrationerne specifikt omkring Geo3 og Geo4 i perioden 2014 til 2018, i forhold til det mere overordnede koncentrationsfald for hele fanen i perioden, var umiddelbart overraskende givet en forventning om en langsomt stagnerede fanen. Geo4 er prøvetaget flere gange i perioden, mens Geo3 og borerne længere ude i fanen ikke er prøvetaget i den mellemtiliggende periode. Prøvetagninger i Geo4 har vist store variationer, hvilket evt. delvist kan relateres til anvendelsen af mange forskellige prøvetagningsmetoder i denne boring. Det tyde-

ligste fald er dog mellem prøvetagningen i start november 2015 (kort efter afværgen blev sat midlertidigt ud af drift) og til start april 2016 (tracer test), hvor målinger med bladderpumpen viser et fald i PCE fra over 20 µg/L til under 5 µg/L.

Gartneridepotet anvender boring 207.177 i forbindelse med vask af maskiner og vanding af kommunens blomster og træer, hvor vandingen er klart den største post på vandbudgettet. De har givet et overslag på det årlige vandforbrug på omkring 50 m³, se bilag 6.8, hvor halvdelen bruges til blomstervanding om sommeren, hvormed der er en sæsonbetinget variation i påvirkningen fra gartneridepotet. Desuden oplyser de, at pumpen i boringen yder omkring 10 m³/t i forbindelse med opfyldning af tanke. Der sker altså en relativt kraftig kortvarig indvinding mens pumpen er i brug, men den samlede mængde der anvendes virker relativt begrænset. Hvor sikkert estimatet er, samt evt. ændringer i forbrugsmønsteret de seneste år er dog uvist. Et fald i vandforbruget fra gartneridepotet i perioden 2006-2014, hvorved der vil ske en mindre kraftig afskæring af fanen, vil evt. kunne forklare den lidt længere udbredelse af fanen i 2014 end i 2006 (jf. bilag 6.3).

Strømningsforholdene i fanen er vurderet at være relativt stabile (jf. afsnit 3.1.1), og det vurderes dermed ikke, at de lavere koncentrationer omkring Geo3 kan forklares ved, at fanen er svinget betydeligt nordpå. Dog kan de mindre lokale ændringer i strømningsfeltet have ændret det specifikke område, de enkelte boringer får vand fra. Desuden viser den senere 2D modellering (jf. 3.2.2) at en tilbagetrækning af fanen med betydelig hastighed er mulig i den sprækkede kalk.

Der sker i 2018 stadig ingen dechlorering centralt i fanen (<2%), men i Geo3 og Geo1 hvor der tidligere heller ikke blev observeret dechlorering observeres der nu op til hhv. 27 % og 42 % med mest nedbrydning dybest i filteret, hvor der tidligere generelt er fundet lidt mere reducerede forhold. Den betydeligt lavere koncentration i Geo3 i forhold til tidligere målinger (2014-2015), vurderes dog ikke at kunne skyldes nedbrydning. Der er ikke observeret høje koncentrationer af nedbrydningsprodukterne, og øverst i filteret observeres der stadig en lav dechloreringsgrad (2 %). I boringerne længere nedstrøms i fanen (Geo2 og Geo9) er der tidligere observeret dechlorering på op til 15 %. Dette er i 2018 øget til 23 % i Geo2 og 28 % i Geo9 (mest nedbrydning dybest i filteret). Nedbrydningen stopper ved cis-DCE. Der er kun detekteret VC umiddelbart over detektionsgrænsen på 0,02 µg/L i en enkelt prøve i fanen (Geo9). Grundet de lave koncentrationer er graden af dechlorering følsom over for mindre variationer i koncentrationerne.

Også i fanen er der fundet god overensstemmelse mellem prøverne taget med bladderpumpe og MP1 pumpe. Dette er set for både boringerne med korte filtre (Geo7 og Geo8) og for boringen med et langt filter (Geo9), hvor koncentrationsgradienten er lille.

Fremtidig monitoring

Prøvetagningen i boringerne på Akacievej og i boringerne længst ude i fanen (Geo7, Geo8 og Geo9) er foretaget med både bladderpumpe og MP1-pumpe. De målte PCE-koncentrationer med de to prøvetagningsmetoder er for de fleste boringer sammenlignelige. Det skal her bemærkes, at koncentrationerne i de boringer, der er anvendt til sammenligning, generelt var relativt lave (<10 µg/L) og ikke viste stor variation i koncentrationen over dybden i filteret. MP1-pumpen, anvendt som beskrevet i 2.1.2, gav i disse tilfælde realistiske data for koncentrationsniveauet i boringerne og vil kunne anvendes til fremtidig monitoring, hvor koncentrationsgradienten er lille (fx perifært i fanen). Monitoring af fanens udbredelse bør overvejes, så der opnås vished for, hvorvidt koncentrationerne fortsat er aftagende. Til dette formål giver boring 207.177

et godt indtryk af de højeste koncentrationer central i fanen, mens Geo3 og Geo9 vil kunne bidrage med udbredelsen i strømningsretningen. Monitoring af Geo1 og Geo2 (alternativt Geo7 og Geo8) vil desuden kunne bruges til at observere eventuelle ændringer i fanens udbredelsesretning.

På selve lokaliteten blev der i det øvre filter i Geo19 fundet relativt høje koncentrationer (op til 160 µg/L) i forhold til de boringer der normalt indgår i det årlige monitoringsprogram (op til 12 µg/L i B5 og B7). Det kan overvejes, at inkludere Geo19 i den årlige monitoring af koncentrationerne på lokaliteten.

3.1.3 Opsummering af resultater for spredning af PCE og strømningsfelt

Pejlerunden viste, at strømningsfeltet i Akacievej-området ikke har ændret sig betydeligt siden sidste pejlerunde i 2015, og dermed kan antagelsen om konstante strømningsforhold siges at være opfyldt. Mindre lokale ændringer i retning og størrelse af strømningsgradienten omkring de enkelte boringer kan dog have ændret det præcise område, de enkelte boringer får vand fra.

Resultaterne af grundvandsprøvetagningen viste, at den største koncentration af PCE er at finde i den knuste kalk, og at der i kildeområdet er et lille fald i koncentrationerne siden sidste prøvetagning i 2014-2016. Koncentrationerne af PCE i den sprækkede kalk er meget lave (<1 µg/L). Koncentrationerne i afværgeboringen er omkring 17 µg/L og overskrider dermed stopkriteriet for afværgeren med en faktor 3-4. Inden for kildeområdet blev Geo19 vurderet som mulig egnet til årlig monitoring af forureningen, idet der i denne boring muligvis kan trækkes forurening fra under bygningen ind ved prøvetagning.

I fanen er der observeret et fald i koncentrationerne og ikke blot en stagnering. Koncentrationerne centralt i fanen er de seneste 12 år faldet fra 170 µg/L til 30 µg/L og udbredelsen af 1 µg/L isolinjen har trukket sig tilbage. I samme periode er koncentrationerne i den knuste kalk på lokaliteten faldet betydeligt og det overordnede koncentrationsfald vurderes at være et resultat af en faldende forureningsflux fra lokaliteten. Det anbefales, at der i fanen som minimum monitoreres på koncentrationsudbredelsen i et længdesnit (fx 207.177, Geo3 og Geo9) for at følge om koncentrationsniveauet fortsat er aftagende.

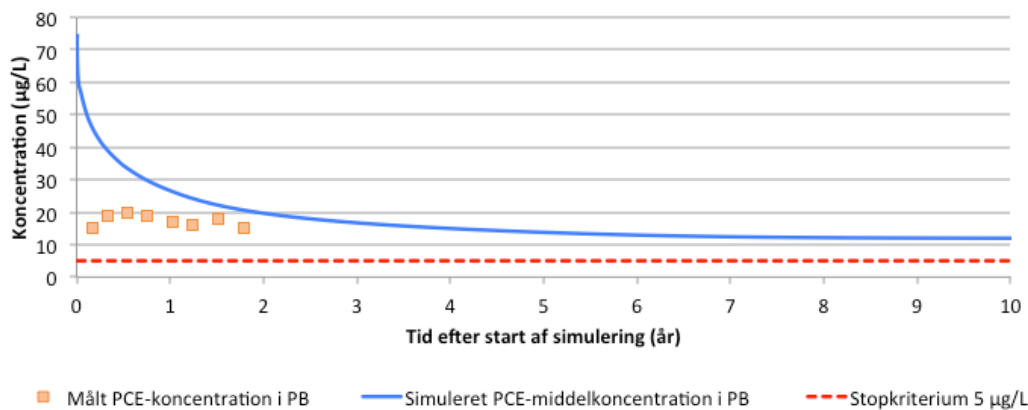
Lokalt i fanen (omkring Geo3 og Geo4) ses de seneste 2-4 år et markant koncentrationsfald (40 µg/L til 1 µg/L). Årsagen til størrelsen af dette koncentrationsfald lokalt omkring disse boringer er uklar, men der er forskellige mulige forklaringer såsom sæsonbetingede lokalvariationer i strømningsfeltet eller ændringer i strømningsfeltet pga. oppumpning ved gartneridepotet, hvis denne afviger betydeligt fra det angivne overslag. Endeligt er det muligt, at der netop i disse år er sket en ændring fra yderligere udbredelse af fanen til tilbagetrækning af denne (jf. 3.2.2).

3.2 Modelling af PCE-transport

3.2.1 Kildenær spredning af PCE – 3D-model til evaluering af afværgeanlæg

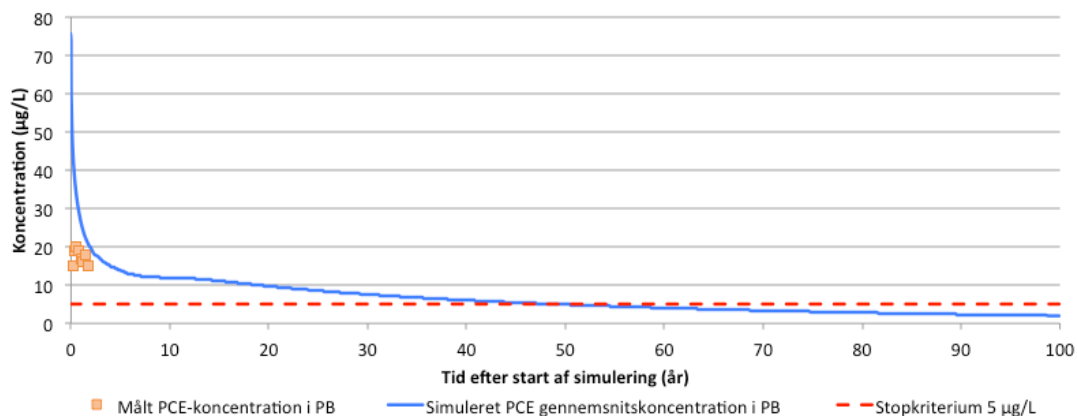
Simuleret og målt PCE-transport ved PB

Figur 13 viser den modellerede PCE-koncentration i PB med afværge (S1) sammen med den målte koncentration og stopkriteriet for afværgeanlægget. Det ses, at den modellerede koncentration indfinder sig på et niveau meget lig det målte efter kort tid, og at dette niveau kun falder meget langsomt efter 5 år. Den simulerede koncentration i PB kommer ikke ned på stopkriteriet inden for 10 år, men flader ud og falder kun meget langsomt efter 5-6 år mod et niveau på ca. 12 µg/L.



Figur 13 – Simuleret og målt PCE-koncentration i PB over 10-års periode (S1). Starttidspunkt svarer til midt 2016.

Over en længere simuleringsperiode ses det, at der går cirka 50 år med afværgeanlæg slået til, før koncentrationen kommer under stopkriteriet på 5 µg/L, som vist i Figur 14.

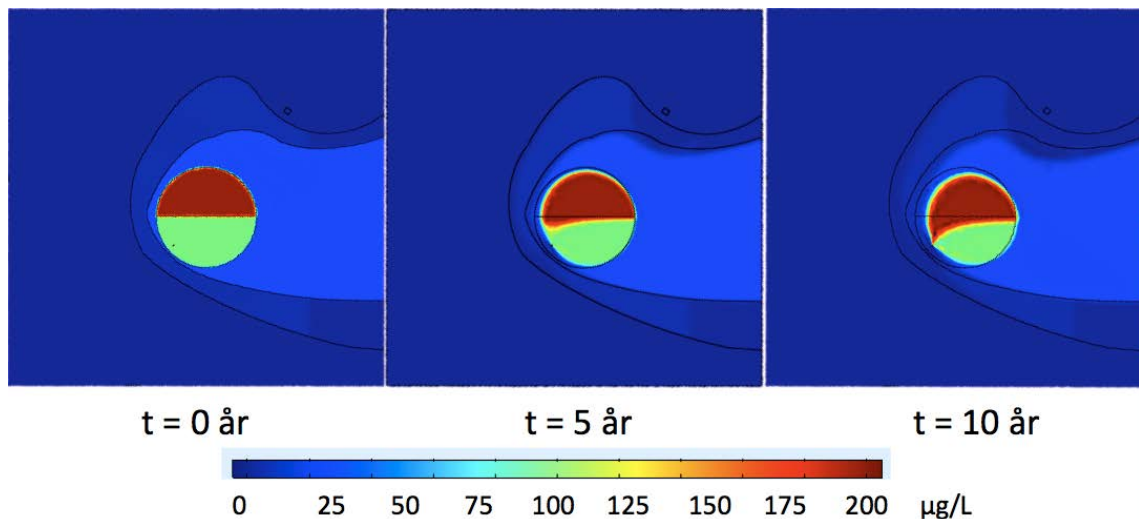


Figur 14 - Simuleret og målt PCE-koncentration i PB over en 100-års periode (S1). Starttidspunkt svarer til midt 2016.

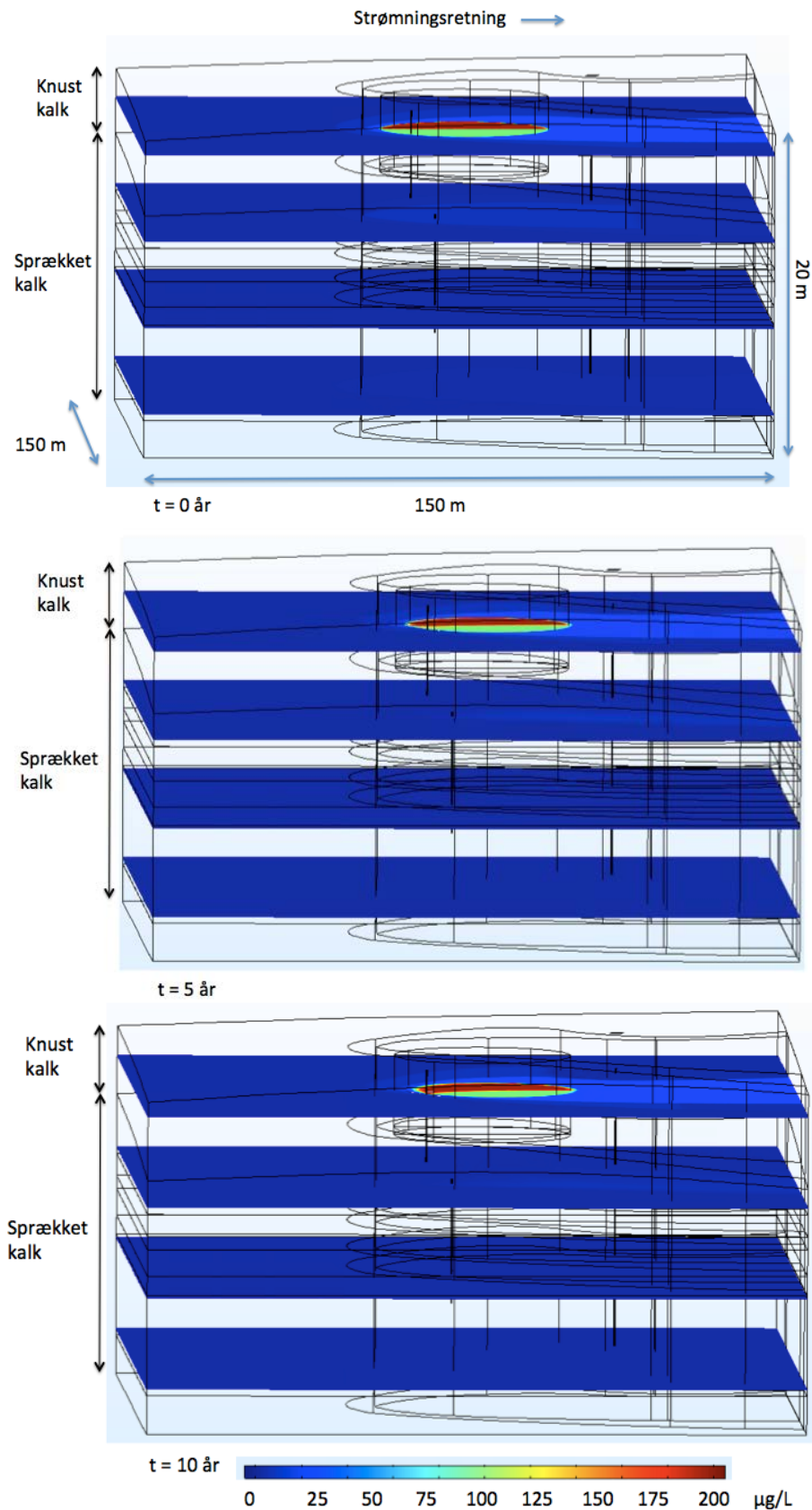
Transport med afværgeanlæg

Ved kørsel af 3D-modellen med afværgeanlæg aktiveret over et tidsrum på 10 år, tegner der sig et billede af, at oppumpningen i PB tiltrækker nogen PCE i den knuste kalk over tid. Dette ses i

Figur 15, som viser koncentrationsfordelingen cirka midt i den knuste kalk set ovenfra. Her ses det, hvordan infiltrationsboringen B23 danner en barriere, som forureningen skal bevæge sig rundt om. Dette stemmer også overens med det observerede, hvor koncentrationerne syd for B23 falder, mens koncentrationen i puklen vest for B23 stiger i perioden 2006-2018 jf. bilag 6.4. Det ses også, at området med høj koncentration kun flytter sig meget begrænset over 10 år. Endvidere fremgår det af Figur 16, som viser koncentrationsfordelingen over tid set fra siden, at den høje koncentration kun bevæger sig meget lidt, og at der ikke er nogen lodret transport ned gennem modelområdet. Overordnet set er der kun ganske lille forskel på de tre tidsskridt, men efter 5 og 10 år ses et lysere område nedstrøms for PB. Dette indikerer, at en lille del af forureningen i den sprækkede kalk fastholdes på bagkanten af PB.



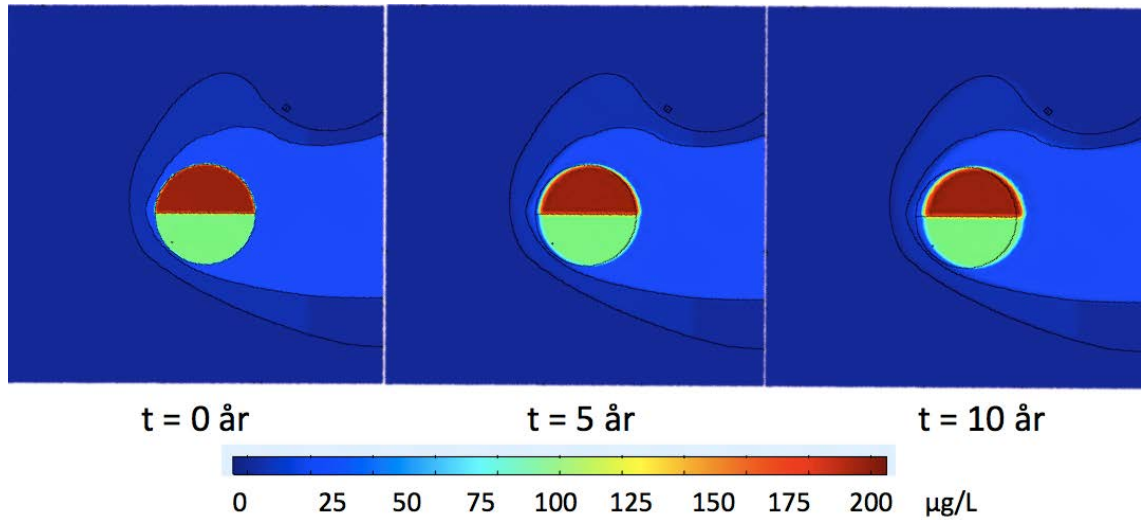
Figur 15 – Simuleret PCE-koncentration set ovenfra cirka midt i den knuste kalk efter 0, 5 og 10 år. Med afværganlæg aktiveret (S1).



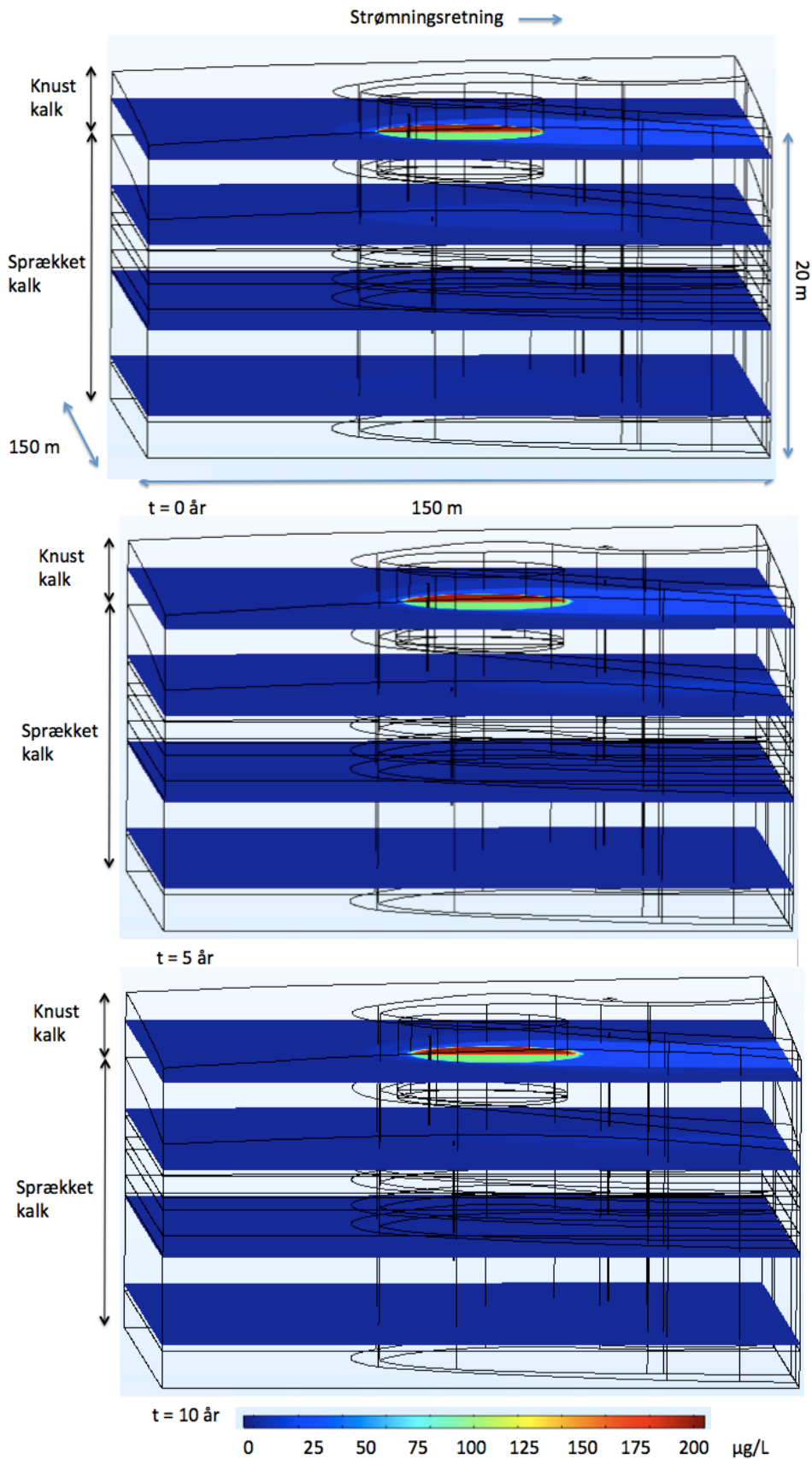
Figur 16 - Simuleret PCE-koncentration fra siden efter 0, 5 og 10 år. Med afværgeanlæg aktiveret (S1). Øverste lag befinder sig i den knuste kalk, mens de øvrige befinder sig i den sprækkede kalk.

Transport uden afværgeanlæg

Ved simulering af transporten i domænet uden afværgeanlæg aktiveret (S2), bevæger forureningen sig meget begrænset i den knuste kalk som det ses i Figur 17. Der er stort set ingen bevægelse over 10 år. Som set i Figur 18 er der ingen tydelig lodret transport i modelområdet, men det ses ved det lyse område, der bevæger sig nedstrøms i det øverste lag i den sprækkede kalk, at koncentrationen i den sprækkede kalk falder over de ti år, idet startkoncentrationen bevæger sig igennem og ud ad modelområdet.



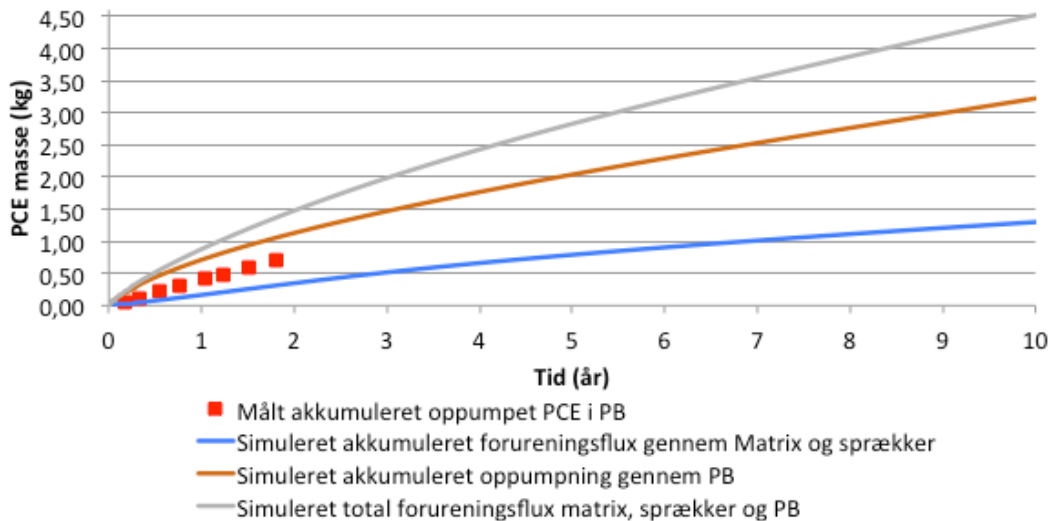
Figur 17 - Simuleret PCE-koncentration set ovenfra i den knuste kalk efter 0, 5 og 10 år. Uden afværgeanlæg aktiveret (S2).



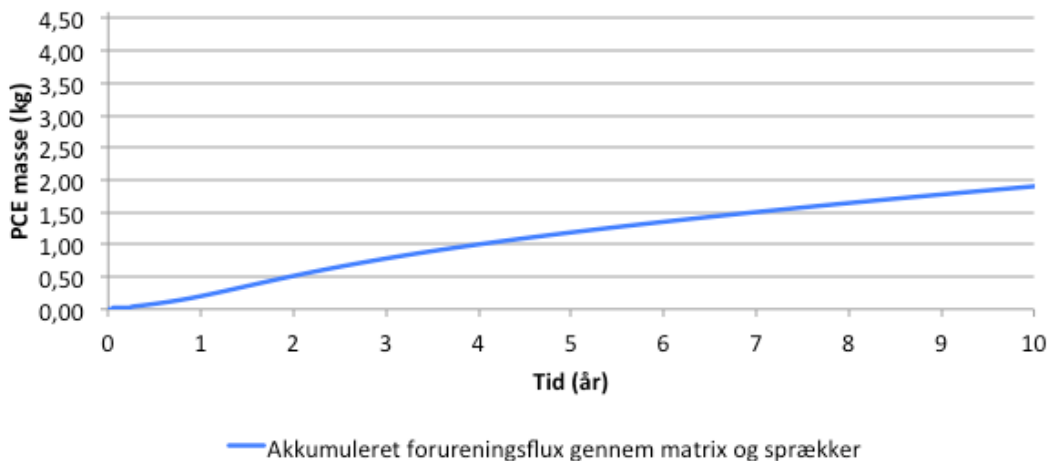
Figur 18 - Simuleret PCE-koncentration set fra siden efter 0, 5 og 10 år. Uden afværges (S2). Øverste lag befinder sig i den knuste kalk, mens de øvrige befinder sig i den sprækkede kalk.

Forureningsflux ud ad kildeområde

Den simulerede PCE-flux ud ad kildeområdet blev beregnet for scenarierne med og uden afværg. Som det ses i Figur 19 og Figur 20, er den samlede akkumulerede forureningsflux ca. 4,5 kg med afværg og ca. 2 kg uden afværg over 10 år. Dette viser, at den største simulerede forureningsflux ud ad modelområdet går gennem afværgeanlægget. Det ses også af Figur 19, at den målte, oppumpede PCE masse kun afviger lidt fra den simulerede, idet der er oppumpet i alt ca. 0,7 kg PCE fra 2016-2018 og simuleret lidt over 1 kg oppumpet PCE i den samme periode.



Figur 19 – Simuleret akkumuleret forureningsflux gennem matrix og sprækker og gennem PB samt målt, oppumpet PCE masse. Med afværgeanlæg aktiveret (S1).



Figur 20 - Simuleret akkumuleret forureningsflux gennem matrix og sprækker uden afværg (S2).

Ses nærmere på den simulerede forureningsflux ud ad matrix og sprækker ved kildeområdets nedstrømsrand hhv. med og uden afværgepumpning, fremgår det, at afværgeanlægget gør en forskel for størrelsen af den simulerede forureningsflux ud ad kildeområdet. Når der ses på den akkumulerede forureningsflux over 10 år, som er afbildet i Figur 19 og Figur 20, er forureningsfluxen ud ad matrix og sprækker ca. 45 % større uden afværg med 1,9 kg PCE mod 1,3 kg med afværgeanlæg aktiveret. At denne forskel ikke er større kan tilskrives, at den primære foru-

rening ligger i den knuste kalk, hvorfra der kun er ringe kontakt til sprækker, og at den lodrette transport i domænet er begrænset, som også beskrevet af Mosthaf (2016). Dermed bliver transporten ud ad den knuste kalk lav. Den højere simulerede forureningsflux uden afværgelanlæg slået til skyldes primært transport ved overgangen fra knust til sprækket kalk og gennem den øverste sprække samt ved diffusion gennem den øverste del af den sprækkede kalk.

Sorption og massefordeling

Mens en eksperimentelt bestemt værdi for sorptionen blev anvendt i den sprækkede kalk, blev en effektiv sorptionskoefficient, K_d^{eff} , brugt til at tilpasse retardationen i den knuste kalk, således at modellen simulerede PCE-transporten i overensstemmelse med de udførte målinger. Uden den tilpassede sorption ville PCE-fluxen ud ad den knuste kalk foregå hurtigere end ud ad den sprækkede. Dette stemmer ikke overens med målinger fra 2014-2018, der viser, at koncentrationen i højere grad fastholdes i den knuste kalk end i den sprækkede kalk. Se bilag 6.5. Retardationen i den sprækkede kalk er defineret ved $K_d = 0,5$ L/kg efter Salzer (2013). Den effektive sorptionskoefficient i den knuste kalk, K_d^{eff} , blev efter simuleringer med forskellige værdier, bestemt til 10 L/kg. Denne værdi afspejler ikke kun sorption i den knuste kalk, men kompenserer i højere grad for den manglende kendskab til transportparametrene i den knuste kalk og inkluderer dobbelt-porøsitetens naturen uden rent faktisk at kende de eksakte værdier i den knuste kalk for lagring af PCE i matricen, diffusion, dispersion og advektion. Se nærmere beskrivelse om bestemmelsen af K_d^{eff} i bilag 6.9.1.

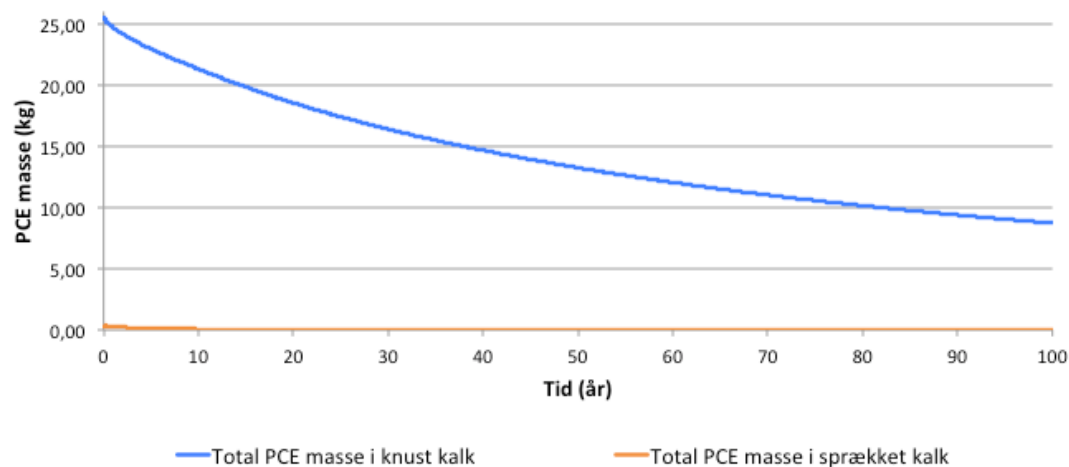
Valget af K_d og K_d^{eff} har stor indflydelse på massefordelingen i modelområdet. Ud af en samlet simuleret startmasse på 26 kg findes den største del af PCE i det knuste lag, mens kun en lille del befinder sig i det sprækkede lag, hvilket stemmer overens med de målte koncentrationer i kildeområdet. At den knuste kalk bærer hovedparten af den simulerede PCE-masse i sig er et resultat af en høj K_d^{eff} , men idet der mangler viden om kalkparametre og om den nøjagtige PCE-fordeling i laget, må de 26 kg tages som et groft estimat, som kunne være både højere og lavere. Massefordeling i modelområdet samt anvendte sorptionskoefficienter ses i Tabel 2.

Tabel 2 – Startmasse og sted for PCE i 3D modelområde samt anvendte K_d -værdier.

PCE, sted og fase	Masse [kg]
Knust kalk, sorberet til kalken	25,37
Knust kalk, vandig opløsning	0,18
Sprækket kalk, sorberet til kalken	0,26
Sprækket kalk, vandig opløsning	0,05
Total masse	25,86
Sorptionskoefficienter	[L/kg]
K_d sprækket kalk	0,5
K_d^{eff} knust kalk	10

I simuleringen af forureningstransporten i kildeområdet kommer den oppumpede PCE i PB (S1) primært fra den knuste kalk, som det ses i Figur 21, der viser udviklingen i den samlede masse i modelområdet over 100 år. Af de totalt ca. 25,5 kg PCE, som befinder sig i den knuste kalk ved simuleringens start, er der efter 10 år ca. 21 kg tilbage, mens der efter 100 år er godt 9 kg. Ved simuleringens start er der totalt ca. 300 g PCE i den sprækkede kalk, og efter 10 år er der ca. 70 g tilbage, mens der efter 100 år kun er omkring 7 g tilbage. Siden der i modelområdet er foretaget en række antagelser om geologien, om fordelingen af PCE, om sprækkernes geometri og

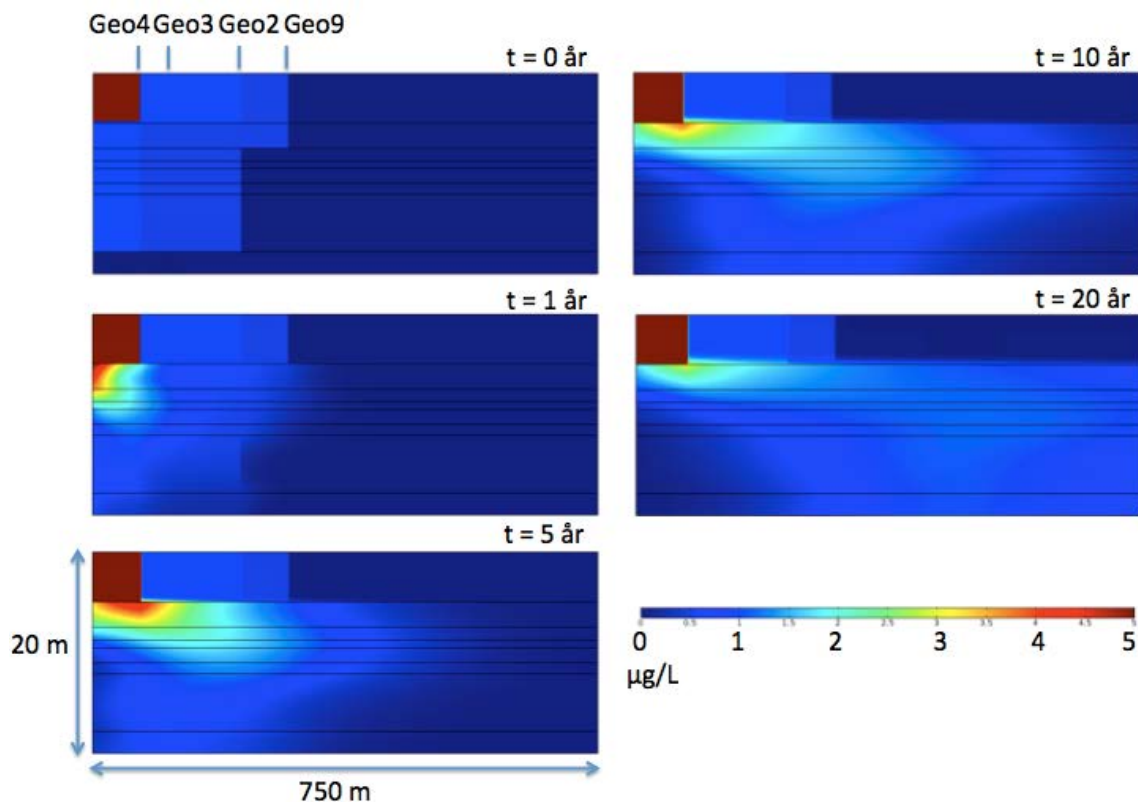
fordeling og om den effektive sorptionskoefficient, er den beregnede masse behæftet med en vis usikkerhed.



Figur 21 – Simuleret massefordeling i sprækket og knust kalk for 3D modelområdet over 100 år med afværge (S1).

3.2.2 Spredning af PCE nedstrøms for kildeområdet - 2D-model til vurdering af eventuel fanestagnation

Opstillingen af 2D-modellen er foretaget på baggrund af den antagne geologi i kildeområdet, de simulerede koncentrationer ved udgangen af 3D-modelområdet og på baggrund af de seneste koncentrationsmålinger i nærheden af 2D-tværsnittet foretaget i fanen i maj 2018. 2D-modellen viser, som det ses i Figur 22, det samme mønster, som ses i 3D-modellen, nemlig at forureningen i den knuste kalk kun flytter sig meget lidt over tid, mens forureningen i den sprækkede kalk flytter sig markant mere. Figur 22 viser forureningsspredningen over tid for S1 med den simulerede middelindgangskoncentration fra 3D-modellen med afværgepumpning og startkoncentration i modelområdet som målt i 2018 (se beskrivelse i Tabel 1). Her er det tydeligt, hvordan indgangskoncentrationen i den øverste del af den sprækkede kalk spreder sig ud, og efter 20 år er der ikke længere nogen tydelig puls at observere, eftersom forureningen har nået den nedstrøms rand og er jævnt fordelt over hele modelområdets højde.



Figur 22 – Simuleret PCE spredning over tid for S1 med middelindgangskoncentration fra 3D-modellen og startkoncentration fra 2018 målinger (se beskrivelse af S1 i Tabel 1). Bemærk – den højeste farveværdi (dyb rød) repræsenterer værdier fra 5-20 µg/L.

Idet målingerne fra 2018 viste et uventet stort koncentrationsfald, som beskrevet i 3.1.2, var det en stor udfordring at passe 2D- og 3D-modellerne sammen for S1 og S2. De målte koncentrationer i Geo2, Geo3 og Geo4 i 2018, set i Figur 12, var meget lave ift. de målte koncentrationer i 2014-16. Siden 3D modellen baserer sig på målingerne fra 2014-16, er udgangskoncentrationerne ved modeldomænets nedstrøms rand efter 2 års simulation højere end de i 2018 målte koncentrationer i Geo2, Geo 3 og Geo4, når der regnes med middelindgangskoncentration fra 3D-modellen med afværgepumpning.

Derfor ses der for både S1 og S2 (kun S1 er vist i Figur 22) en PCE-puls igennem modeldomænet, som ikke er observeret i virkeligheden. Efter 20 års simulering ses pulsen at have bevæget sig videre gennem den sprækkede kalk og at have spredt sig meget ud - og til dels også forladt området – ved den nedstrøms rand. Det ses altså, at der sker en koncentrationsstigning ved den opstrøms modelrand, og dette harmonerer ikke med de målte værdier. Dette skyldes, at indgangskoncentrationerne genereret af 3D-modellen fra matrix og sprækker er højere end de 1 µg/L, jf. Figur 8, som er den maksimale startkoncentration i 2D-domænet, når der ses bort fra den høje koncentration på 20 µg/L opstrøms i den knuste kalk. Ses bort fra den knuste kalk, og benyttes 3D-simuleringerne med afværgepumpning (S1), ses de højeste indgangskoncentrationer i den øverste del af den sprækkede kalk og ved overgangen mellem knust og sprækket kalk med middelværdier på op til 6 µg/L.

For at kunne tage højde for det store observerede koncentrationsfald i både 2D- og 3D-modellerne kræves muligvis et bedre kendskab til den indre geometri af den knuste kalk, til

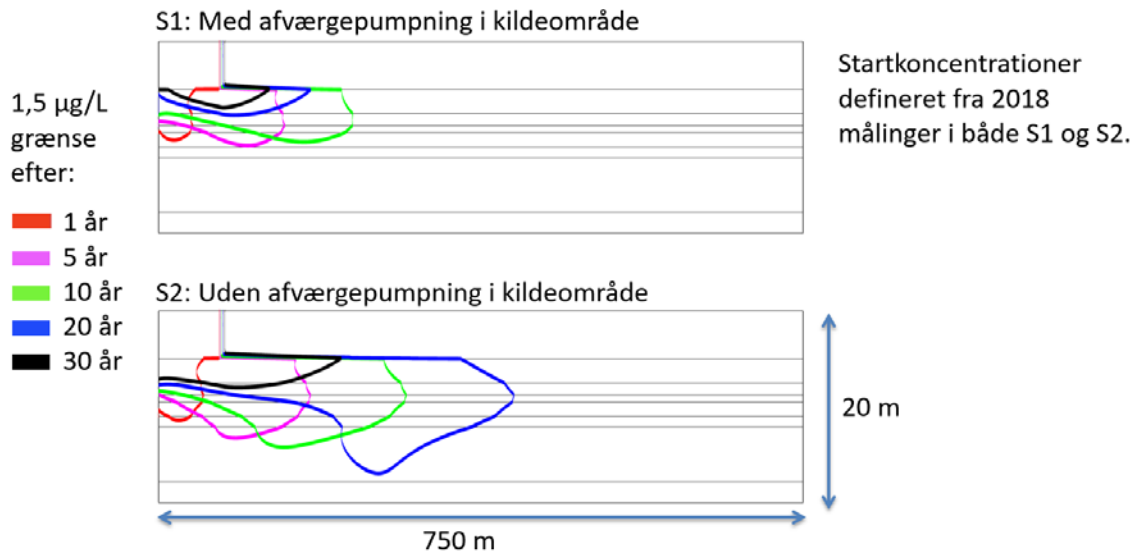
sprækkenetværket i den sprækkede kalk og til de helt lokalhydrauliske forhold end det nuværende. Der er i modellen benyttet en effektiv sorptionskoefficient i den knuste kalk, som kompenserer for manglende kendskab til den indre geometri. Der er også benyttet en konstant apertur på 1,9 mm gennem uafbrudte sprækker, og ligeledes er der benyttet en konstant lodret diffusionskoefficient. Alt sammen antagelser, som kunne forbedres ved bedre kendskab til de lokale geologiske forhold, men som også er meget svære at bestemme i en kompleks kalkgeologi.

Stagnation af fane

Ved simulering af udviklingen af isolinien for en PCE-koncentration på 1,5 µg/L i 2D-modelområdet er fire forskellige scenarier simuleret i 2D. De første to scenarier, S1 og S2, anvender de målte værdier i fanen som startkoncentrationer samt input fra 3D-simuleringerne af kildeområdet med og uden afværgepumpning. I det tredje scenarium, S3, er der ingen PCE i modelområdet ved simuleringens start og indgangskoncentrationen kommer fra 3D-simuleringen af kildeområdet med afværgepumpning. I det fjerde scenarium, S4, er der heller intet PCE i modelområdet ved simuleringens start, men inputkoncentrationen er ikke tidsafhængig og i stedet konstant ved den opstrøms rand – 5 µg/L overalt i den sprækkede kalk og 20 µg/L i den knuste kalk. Se nærmere beskrivelse af scenarierne i Tabel 1.

I Figur 23 er det vist, hvordan den simulerede 1,5 µg/L-grænse flytter sig over tid for S1 og S2. Det skal understreges, at værdien 1,5 µg/L er valgt, idet den visuelt illustrerer udviklingen godt. Den absolutte værdi og placering af isolinien kan ikke direkte sammenlignes med målte og observerede værdier, som også beskrevet tidligere i metodeafsnittet. Isolinierne indikerer dog, hvordan fanen bevæger sig over tid. For S1 ses det, hvordan 1,5-µg/L grænsen udbreder sig nedstrøms de første 10 år, hvorefter den trækker sig tilbage. Tilbagetrækningen er et resultat af udvaskning via diffusion og faldende inputkoncentration over tid. For S2 ses en større udbredelse af 1,5 µg/L-grænsen, der næsten når dobbelt så langt frem i modelområdet. Tilbagetrækningen af fanen ses også i S2, men der går dog længere tid end for S1, og først efter tyve år vender faneudbredelsen, og 1,5 µg/L-grænsen rykker tilbage. Forskellen mellem S1 og S2 er altså, at fanen udbredes længere uden afvæрге, og at tilbagetrækningen begynder senere, når der ikke foregår afvæрге i kildeområdet.

Den simulerede udvikling set for S1 og S2 stemmer godt overens med den observerede udvikling på lokaliteten. Dette gælder især for S1, som er det scenarium, der bedst afspejler den virkelige udvikling i perioden 2016-2018 med afværgepumpning i kildeområdet og udgangspunkt i de observerede koncentrationer fra 2018. Som beskrevet i afsnit 3.1 og bilag 6.5 er en tilbagetrækning af fanen på Akacievej observeret fra 2014 og frem til 2018. Over de fire år har målingerne vist en tilbagetrækning på ca. 100 m for 1 µg/L-isolinien. Størrelsen af tilbagetrækningen og tidspunktet for tilbagetrækningen kan dog ikke direkte sammenlignes for S1 og den observerede udvikling. Det skyldes, at indgangskoncentrationerne til 2D-modellen, som beskrevet tidligere, er lidt for høje ift. de målte koncentrationer, samt at udviklingen er simuleret i 2D (jf. S4). Det kan dog konkluderes på baggrund af S1 og S2, at forureningsfronten illustreret ved isolinien for 1,5 µg/L vil trække sig tilbage over tid, idet kildeområdets levering af PCE til fanen med tiden vil falde både med og uden afvæрге, og fordi den tilstedeværende PCE vil vaskes ud. Og dermed vil fanefrontens udbredelse ikke stagnere, men i stedet blive til en tilbagetrækning mod kildeområdet både med og uden afvæрге.

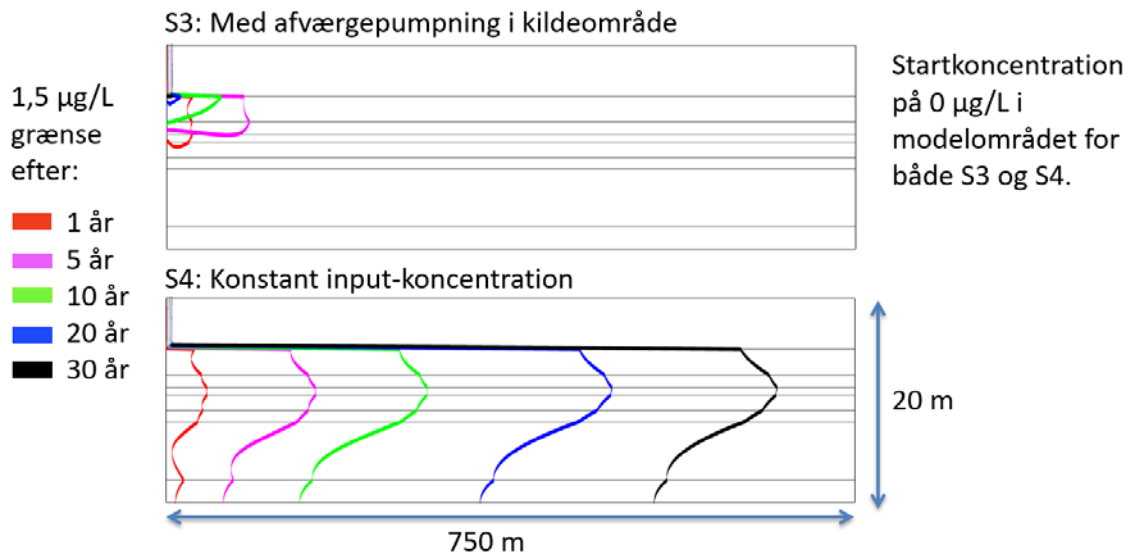


Figur 23 – Udvikling over tid i udbredelse af 1,5 µg/L-grænse for S1 og S2 (se Tabel 1 for beskrivelse af scenarier).

For S3, hvor betydningen af det allerede tilstedeværende PCE i fanen undersøges ved at simulere et faneområde helt uden PCE og en tidsafhængig inputkoncentration bestemt fra 3D-modellen med afværgepumpning, ses det i Figur 24, hvordan 1,5 µg/L-grænsen de første 5 år bevæger sig nedstrøms for herefter at trække sig tilbage. Dette er tidligere end i S1, hvor tilbagetrækningen først ses efter 10 år. Den foruddefinerede koncentration i modelområdet udsætter dermed tilbagetrækningen og har altså en effekt på stagnationen, idet inputkoncentrationen fra kildeområdet, simuleret med afværge, i sig selv ikke er nok til, at fanen udbreder sig yderligere. Koncentrationsgradienten ude i fanen er altså en drivende faktor i forureningsudbredelsen, og jf. de meget lave målte koncentrationer i 2018 i fanen, er denne i perioden 2014-2018 reduceret kraftigt. Dette understreger, at en fortsat tilbagetrækning af fanen er sandsynlig.

I det fjerde scenarium er det undersøgt, om en stagnation af fanen ville kunne observeres, hvis der var en konstant forureningsflux ud ad kildeområdet over tid. Det skal understreges, at dette scenarium ikke harmonerer med de faldende observerede koncentrationer i kildeområdet og i fanen. Men scenariet undersøger effekten af en konstant inputkoncentration på simuleringen af faneudbredelsen i 2D, og dette sammenlignes med de tilsvarende 3D-resultater fra Mosthaf et al. (2016). Hermed kan vurderes, om 2D-modellering med fordel kan anvendes i stedet for mere kompliceret 3D-modellering.

Udviklingen i det fjerde scenarium, som ses nederst i Figur 24, viser, at udbredelsen ikke skifter retning undervejs i de simulerede 30 år, og stagnationen er meget begrænset. Ud fra dette kan det konkluderes, at det er afgørende for fanens stagnation – simuleret i 2D - at forureningsfluxen ud ad kildeområdet aftager. Den 2D-simulerede forureningstransport er altså domineret af advektion med grundvandsstrømmen i sprækker og samtidig diffusion ind i matricen. Det er dermed en forudsætning for tilbagetrækningen af fanen, at forureningsfluxen ud ad kildeområdet falder.



Figur 24 - Udvikling over tid i udbredelse af 1,5 µg/L-grænse for S3 og S4 (se beskrivelse af scenarier i Tabel 1).

Sammenligning af 2D-resultater fra S4 med 3D-resultater fra Mosthaf et al. 2016

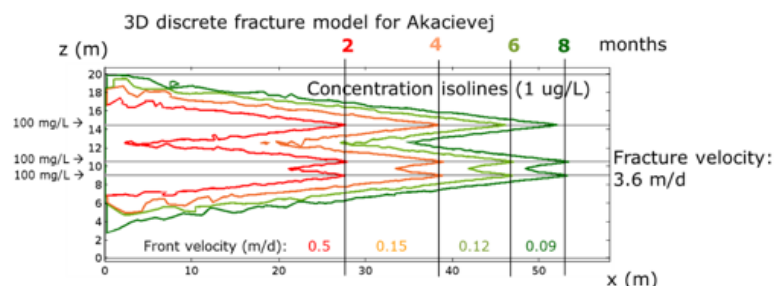
Sammenlignes resultaterne for S4 med resultaterne fra Mosthaf et al. (2016), som ses i Figur 25, er der en umiddelbar forskel på 2D- og 3D-simuleringerne. Hvor der ses en betydelig stagnation i 3D-modelopsætningen fra Mosthaf et al. (2016) på den korte bane, er dette ikke tilfældet i 2D-simuleringen i S4, som dog også viser udviklingen over en væsentligt længere periode end i Figur 25. I Figur 25 ses det, hvordan isolinien for en sporstofkoncentration på 1 µg/L bevæger sig gennem et længdesnit af 3D-modelområdet for Akacievej i løbet af 8 måneders simulering med en indgangskoncentration i sprækkerne på 100 mg/L. Det ses, hvordan udbredelsen bremser op efter få måneder. Modelresultatet vist i Figur 25 kommer fra modelopsætningen, som 3D-modellen anvendt til dette notat også baserer sig på. Der er enkelte forskelle mellem de to opsætninger, selvom grundlaget for modelleringen i dette notat bygger på 3D-modellen fra Mosthaf et al. (2016), som beskrevet i afsnit 2.2.

Opsætningen anvendt i Figur 25 regner kun med tre sprækker, mens der i S4 regnes med syv sprækker. Indgangskoncentrationen i Figur 25 er 100 mg/L i sprækkerne, hvilket er meget højere end de 5 µg/L, som ledes ind i sprækkerne i S4. Der er desuden også udelukkende transport ind i modelområdet gennem sprækkerne i Figur 25, hvor der i S4 også ledes PCE ind gennem matricen. Diffusionskoefficienten i den sprækkede kalk hos Mosthaf et al. (2016) er isotrop og tilpasset 10 dages transport over korte afstande (høj langsgående diffusionskoefficient). Som beskrevet nærmere i afsnit 2.2.2 og yderligere i bilag 6.9.1 er der i S1-S4 regnet med anisotrop diffusion, hvor den langsgående diffusion er baseret på en tabelværdi, mens den lodrette diffusion er valgt til at have en højere værdi som i Mosthaf et al. (2016). I bilag 6.11 er det vist, hvordan det i 2D ikke har en stor betydning, om den langsgående diffusionskoefficient er højere, og ligeledes, at det ikke spiller nogen betydelig rolle, om der kun ledes forurening ind i modellen via sprækker eller både via sprækker og matrix. Den drivende kraft i forureningsudbredelsen er advektionen gennem sprækkerne og diffusion ind i matricen, og langsgående matrix diffusion spiller kun en mindre rolle.

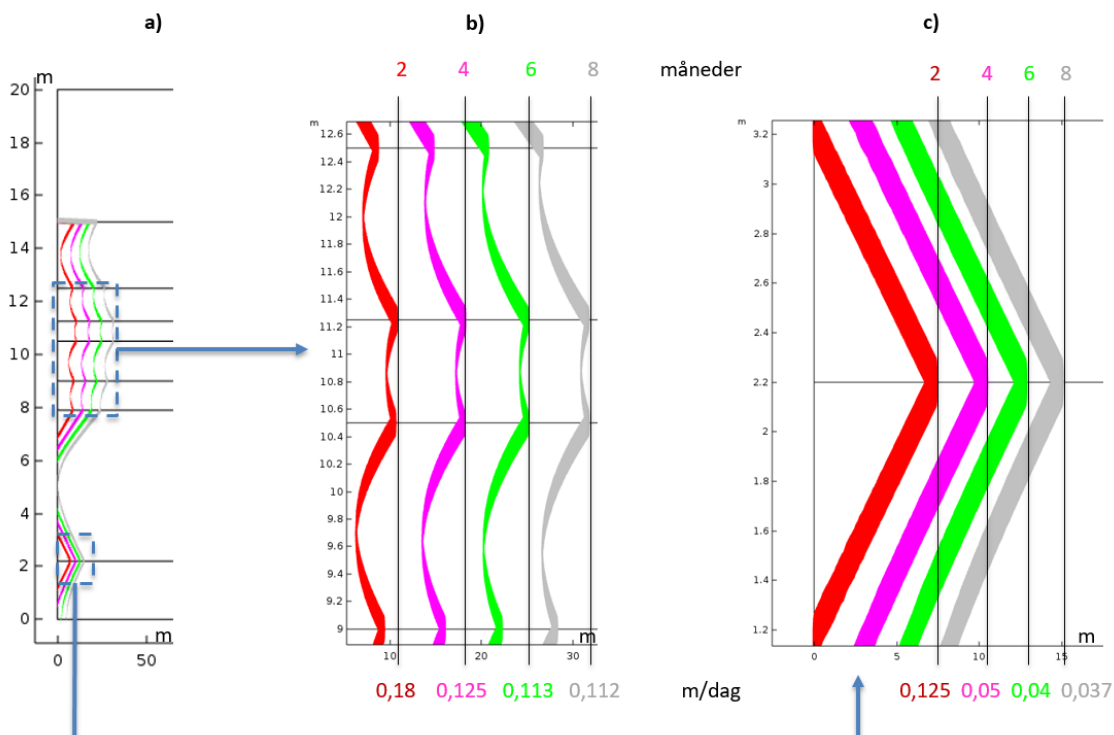
I Figur 26 er det vist, hvordan udviklingen i 2D for S4 er i samme tidsrum på op til otte måneder som i Figur 25. Det ses, hvordan der også i 2D sker en opbremsning af forureningsfronten i

løbet af de første otte måneder. Opbremningen i 2D er dog ikke lige så kraftig som i Figur 25 i 3D, hverken for området med mange sprækker vist i Figur 26 b) eller for området med en enkelt sprække vist i Figur 26 c).

En årsag til dette er, at advektion, dispersion og diffusion i alle retninger bremser den modellede forureningsfront ned i 3D, både i matrice og sprækker. Dette er ikke tilfældet i 2D. Her er der kun transport i to retninger, og dette giver en lavere nedbremning af den longitudinale udbredelse sammenlignet med 3D. Som vist i bilag 6.11 spiller det kun en meget begrænset rolle, at diffusion er defineret anderledes, og at forureningen kun ledes ind i sprækkerne hos Mosthaf et al. (2016). En forskel, som dog kan bidrage til den større nedbremning hos Mosthaf et al. (2016), er den højere benyttede indgangskoncentration på 100 mg/L. Det er vist i bilag 6.11, at den relative nedbremning vil være højere ved større inputkoncentrationer.



Figur 25 – 3D-simuleret forureningsfront ved kontinuert injektion til sprækker på Akacievej fra Mosthaf et al. (2016).



Figur 26 – 2D-simuleret forureningsfront (1,5 $\mu\text{g/L}$) op til otte måneder ved kontinuert injektion til sprækker og matrix på Akacievej (S4). Delfigurer a) viser 1,5 $\mu\text{g/L}$ -isoliniens ved den opstrøms ende af 2D-modelområdet, b) viser 1,5 $\mu\text{g/L}$ -grænsen i et udsnit med mange sprækker, og c) viser 1,5 $\mu\text{g/L}$ -grænsen i området, hvor der kun er en sprække.

3.2.3 Opsummering modelleringsresultater

3D-modellen af kildeområdet viste, at den oppumpede forurening i afværgeanlægget primært kommer fra PCE, der befinder sig i den knuste kalk. Forureningen i den knuste kalk flytter sig kun minimalt vandret og lodret både med og uden afværgeanlæg slået til. Ifølge modellen er transporten i den sprækkede kalk noget større end i den knuste. 3D-modellen viser, at PCE-fluxen ud ad kildeområdet i nogen grad stiger ved slukning af afværgeanlægget – den akkumulerede PCE-flux ud ad kildeområdet er med 1,9 kg mod 1,3 kg med afværge ca. 45 % højere uden afværge end med afværge. Ifølge de udførte 3D-simuleringer, nås stopkriteriet på 5 µg/L efter ca. 50 år med afværgeanlæg aktiveret.

Alle scenarier i 2D-modellen viste samme mønster som 3D-modellen – nemlig at transporten i den knuste kalk er meget begrænset, imens forureningsfluxen i den sprækkede kalk er større. Det ses, hvordan forureningen i den sprækkede kalk spredes og fortyndes, mens forureningen i den knuste kalk kun flytter sig meget lidt. Ved tidsafhængigt koncentrationsinput fra 3D-simulering med og uden afværgepumpning i scenarie S1 og S2 viste simuleringerne, at fanen vil trække sig tilbage inden for en 30-års modelleringsperiode. Med afværge som i S1 starter tilbagetrækningen tidligere end uden afværge, og den totale udbredelse bliver også mindre end uden afværge som i S2. Det konceptuelle scenarium S3 viste, at uden allerede tilstedeværende PCE i fanen vil tilbagetrækningen af fanen komme hurtigere. De lave og kraftigt faldende observerede koncentrationer peger dermed i retning af en tilbagetrækning, som forstærkes yderligere af en faldende gradient ude i fanen. Det konceptuelle scenarium S4 pegede på, at en betydelig stagnering af fanen ikke ses i den anvendte 2D-modelopsætning ved konstant koncentrationsinput over længere tidsrum.

En sammenligning med 3D-simuleringsresultater fra Mosthaf et al. (2016) for de første 8 måneders transport viste, at der dog inden for de første 8 måneder ses en opbremsning i udbredelsen, både for S4 i 2D og i 3D som hos Mosthaf et al. (2016). Opbremsningen er dog kraftigere hos Mosthaf et al. (2016) i 3D. Dette kan dels skyldes den højere indgangskoncentration, men også, at 2D-modelopsætning overvurderer den longitudinale forureningsflux, idet advektion, diffusion og dispersion i den tredje dimension ikke medregnes. Ved inkludering af den rumlige dimension i 3D, må diffusion og dispersion antages at fortynde koncentrationen i alle tre dimensioner og dermed bremse den longitudinale udbredelse. Det er muligt, at tilbagetrækningen, som set i scenarie S1-3, ville have været kraftigere og tidligere forekommende, hvis simuleringerne for alle fire scenarier var foretaget i en 3D-opsætning.

Generelt set overvurderer 2D-modellen PCE-koncentrationen ift. de observerede koncentrationer. Forklaringen på dette er, at det store observerede koncentrationsfald i fanen fra 2014-2018 er vanskeligt at tilpasse med den nuværende viden om geologi og hydrologi, og at inputkoncentrationerne til modellen bliver for høje. Startfordelingen af PCE i 3D-modellen for kildeområdet er endvidere defineret som en simpel cylindrisk geometri, der meget forsimplet afspejler målingerne i området. For at få en bedre modeltilpasning, kræves mere viden om et eventuelt forandret strømningsmønster forårsaget af sæsonudsving i det lokale strømningsmønster, bedre kendskab til den indre geometri i den knuste kalk og om oppumpning fra gartneridepotet. Med tilstrækkelig kendskab til strømningsmønsteret, ville en 3D-model være bedre egnet til den givne opgave, idet spredningen heri ville beskrives mere realistisk.

4. Overordnet sammenfatning

En synkronpejlerunde er udført, og denne viste, at strømningsfeltet i Akacievej-området ikke har ændret sig meget siden sidste pejlerunde i 2015. Grundvandsniveauet er steget med ca. 50 cm. ift. pejlerunden i 2015, men stigningen er jævnt fordelt over hele området. Dermed kan antagelsen om sammenlignelige strømningsforhold siges at være opfyldt.

Den foreliggende viden om PCE-forureningens udbredelse er blevet opdateret. Der er foretaget niveauspecifikke målinger i alle borer, som også blev prøvetaget i 2014-16. På baggrund heraf er nye udbredelseskort for PCE-forureningen udarbejdet for kildeområdet og for fanen. Inden for kildeområdet blev små fald i koncentrationen i den knuste kalk observeret, mens koncentrationen i den sprækkede kalk er meget lave (<1 µg/L). Koncentrationerne ude i fanen var faldet kraftigt siden de sidste målerunder og der tegner sig et billede af, at fanen trækker sig tilbage eller som minimum stagnerer. Dette var umiddelbart et overraskende resultat, som dog støttes af 2D modellering af fanen. Fremtidig monitorering er nødvendig for at bekræfte en fortsat tilbagetrækning.

En 3D-model er bygget og anvendt til at evaluere effektiviteten af afværgelanlægget. Modellen er kalibreret til koncentrationsmålinger i PB og Geo17. Simuleringerne fra 3D-modellen af kildeområdet viste, at den akkumulerede forureningsflux ud ad kildeområdet over en 10-årig periode er ca. 45 % større uden afværge end med afværge. Hvor den samlede PCE-flux når op på ca. 1,9 kg for 10-års perioden uden afværge, er den tilsvarende masse ca. 1,3 kg med afværge. Den akkumulerede forureningsflux ud ad PB med afværge aktiveret over ti år blev simuleret til ca. 4,5 kg, altså betydeligt mere end forskellen på forureningsrandfluxen med og uden afværge. Dette indikerer, at den største del PCE i det oppumpede vand stammer fra PCE, som bliver tilbageholdt i den knuste kalk, og som – hvis det ikke blev pumpet op - kun meget langsomt ville forlade kildeområdet som randflux ud ad den nedstrøms rand. En sammenligning over de to år med tilgængelige data fra 2016-2018 viste, at den samlede målte, oppumpede PCE masse fra PB var ca. 0,7 kg, mens modellen simulerede lidt over 1 kg oppumpet PCE i samme periode. Den simulerede koncentration i PB med afværgelanlæg aktiveret indikerer, at stopkriteriet på 5 µg/L nås efter ca. 50 år med afværgelanlæg slået til.

På baggrund af den benyttede 3D-model blev en 2D-model bygget til at vurdere fanens mobilitet over større afstande og længere tid. 2D-modellen indikerer en stor transport i den sprækkede kalk og meget lidt transport i den knuste kalk, hvilket er i overensstemmelse med, hvad der også blev observeret i 3D-modellen. Fire scenarier blev simuleret, og de to første tog sit udspring i de seneste koncentrationsmålinger i fanen fra 2018 og i den 3D-simulerede koncentration ud ad kildeområdet med og uden afværgepumpning. Både S1 med afværge og S2 uden afværge viste en tilbagetrækning af fanen over tid. Den totale udbredelse var dog mindre, ligesom tilbagetrækningen begyndte tidligere for S1 med afværge end for S2 uden afværge. Resultatet for S1, som er den bedste tilnærmelse til virkeligheden i perioden 2016-18 med afværge aktiveret i kildeområdet og med de målte koncentrationer i fanen fra 2018, stemmer godt overens med den observerede udvikling fra 2014-2018 med faldende koncentrationer i fane såvel som kildeområde.

To konceptuelle scenarier, S3 og S4 blev kørt for at undersøge betydningen af hhv. allerede tilstedeværende PCE i fanen og betydningen af en konstant inputkoncentration til fanen. S4 blev også brugt til at sammenligne 2D-resultaterne med 3D-simuleringsresultater fra Mosthaf et al. (2016). S3 viste, at den flux, som simuleres ud ad kildeområdet med afværgepumpning, og som over tid er faldende, i sig selv ikke er tilstrækkelig til at fanen udbreder sig yderligere, og at tilbagetrækningen vil forekomme tidligere og med større hastighed, jo lavere koncentrationen er ude i fanen. S4 viste, at den anvendte 2D-model ikke forudsiger en betydelig stagnation ved et konstant koncentrationsinput over en lang tidsperiode, men at der til gengæld ses en nedbremsning i de første otte måneders simulering.

Sammenligningen med den tilsvarende 3D-model fra Mosthaf et al. (2016) peger dog på, at den anvendte 2D-model overvurderer den longitudinale transport. Advektion, diffusion og dispersion i den tredje dimension, som er inkluderet hos Mosthaf et al. (2016), medvirker muligvis til, at faneudbredelsen bremses mere i 3D end i 2D. Det er derfor muligt, at den mere avancerede 3D-model giver et mere retvisende billede af virkeligheden. Årsagerne til den observerede forskel kræver dog nærmere undersøgelser, før nogen endelig konklusion kan drages på dette område.

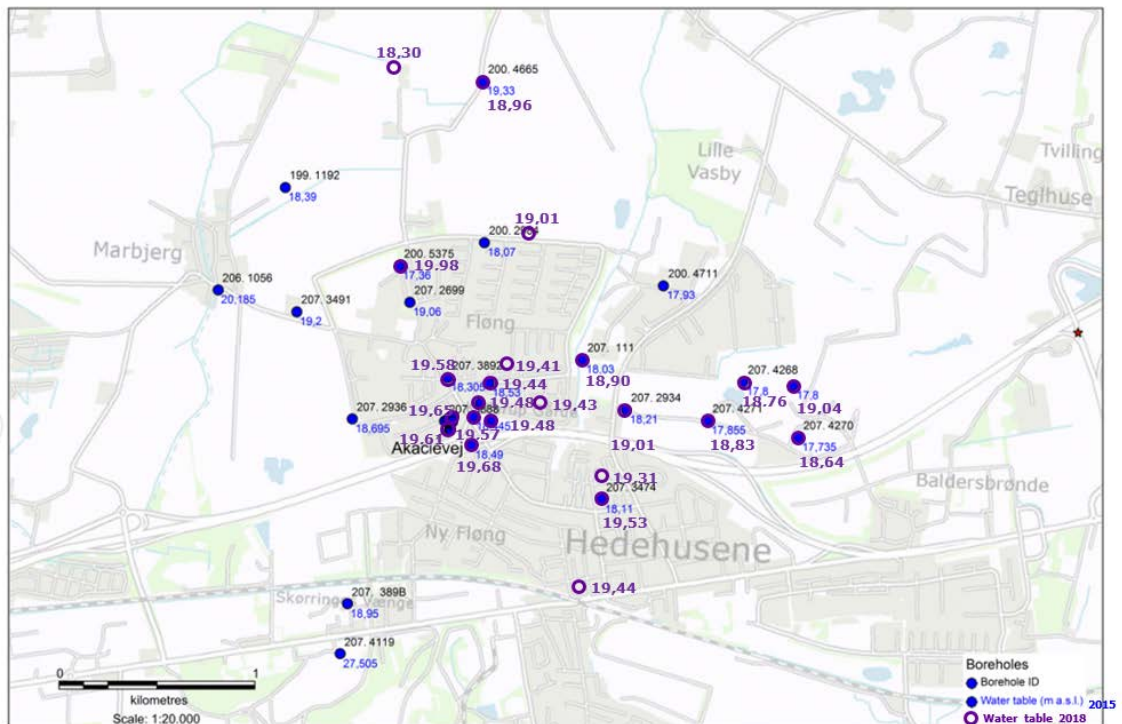
De simulerede PCE-koncentrationer i fanen var generelt lidt højere end de målte. Årsagen til dette er, at det observerede koncentrationsfald siden sidste målerunde var større end forventet. Et generelt bedre kendskab til geologiske samt hydrologiske forhold, inklusiv indre geometri for den knuste kalk, sprækkenetværk for den sprækkede kalk og PCE-fordeling, ville gøre det muligt at simulere det observerede fald nedstrøms for Akacievej mere realistisk.

5. Referencer

- Broholm, M. M., Fjordbøge, A. S., Mosthaf, K., Brauns, B., Bjerg, P. L., & Binning, P. J. (2016). *Sammenligning af niveauspecifikke prøve- tagningsmetoder for vurdering af koncentrationsfordeling i kalkmagasin Akacievej, Hedehusene*. DTU, Kgs. Lyngby, Danmark.
- DTU & Region H. (2018). Wiki: Investigation of contaminant transport in fractured limestone aquifers. Retrieved June 19, 2018, from <https://limestone.env.dtu.dk>
- Holm, J. (2006). *Høje Tåstrup. Fløng. Hydrologiske og grundvandskemiske undersøgelser* (No. Geo Projekt nr. 28837, Rapport 1, 2006-11-01). Geo, Kgs. Lyngby, Danmark.
- Mosthaf, K., Brauns, B., Broholm, M. M., Bjerg, P. L., Rohde, M., Helweg, C., ... Binning, P. J. (2016). *Pumping and tracer test in a limestone aquifer and model interpretation*. DTU, Kgs. Lyngby, Danmark.
- Mosthaf, K., Brauns, B., Fjordbøge, A. S., Rohde, M. M., Kerrn-Jespersen, H., Bjerg, P. L., ... Broholm, M. M. (2018). Conceptualization of flow and transport in a limestone aquifer by multiple dedicated hydraulic and tracer tests. *Journal of Hydrology*, 561, 532–546.
- Rohde, M. (2015). *Høje-Taastrup. Akacievej 2. Geologisk og hydrogeologisk undersøgelse. Resultater og konceptuel model* (No. Geo projektnr. 37952. Rapport 3, 2015-10-21.). Geo, Kgs. Lyngby, Danmark.
- Salzer, J. P. (2013). *Sorption Capacity and Governing Parameters for Transport of Chlorinated Solvents in Chalk Aquifers*. DTU, Kgs. Lyngby, Danmark.

6. Bilag

6.1 Boringer og pejledata



Figur 27 – Pejledata 2018

Tabel 3 – Pejledata 2018 med koordinater

Pejlerunde Fløng 2.-3. maj 2018			Koordinater				
#	Andet navn	Bemærkning	VS	XUTM32EUREF89	YUTM32EUREF89	z MP	Kote VS
207. 311	207. 177	Er faktisk 207. 177	9.750	700,968	6,172,890	29.32	19.57
207. 3888	B4		8.720	700,276	6,172,545	28.39	19.67
207. 3889	B5		8.690	700,314	6,172,542	28.34	19.65
207. 3891	B7		8.710	700,292	6,172,556	28.36	19.65
207. 3892	B8		9.390	700,283	6,172,768	28.97	19.58
207. 3921	B20		8.565	700,322	6,172,572	28.22	19.65
207. 3968	B22		8.670	700,318	6,172,544	28.31	19.64
207. 4043	GEO1		12.720	700,518	6,172,561	32.20	19.48
207. 4044	GEO2	Låst - baseret på måling 15. maj, hvor omkringliggende vandspejl er ca. 2 cm højere					19.44
207. 4045	GEO3		11.435	700,453	6,172,644	30.92	19.48
207. 4059	PB		8.500	700,309	6,172,503	28.11	19.61
207. 5233	GEO4		11.075	700,443	6,172,584	30.60	19.53
207. 5234	GEO5		8.770	700,307	6,172,504	28.41	19.64
207. 5235	GEO7ø		8.175	700,533	6,172,866	27.59	19.41
207. 5436	GEO8		11.905	700,713	6,172,662	31.33	19.43
207. 5237	GEO9		6.885	700,570	6,172,753	26.30	19.42
207. 5238	GEO15		12.220	700,029	6,172,755	32.08	19.86
207. 5239	GEO16		10.775	700,315	6,172,340	30.46	19.68
207. 5361	GEO17		8.745	700,311	6,172,499	28.37	19.62
207. 5362	GEO18		8.830	700,314	6,172,502	28.45	19.62
207. 5363	GEO19ø		8.680	700,314	6,172,514	28.31	19.63

Pejlerunde Fløng 2.-3. maj 2018			Koordinater				
#	Andet navn	Bemærkning	VS	XUTM32EUREF89	YUTM32EUREF89	z MP	Kote VS
199. 1192	Maglemosevej 14	Kan ikke pejle forbi pumpe i boringen					
200. 2070	Kalleruphaven 8	Ingen hjemme					
200. 4711	Kalleruphaven 6	Ingen hjemme					
200. 627	Soderupvej 14	Ingen hjemme					
207. 111	Ude på mark	207. 311?	5.070	700,967	6,172,890	23.97	18.90
207. 2934	Kallerupvej - ind til grusgrav		14.670	701,201	6,172,646	33.68	19.01
207. 3491	Marbjerg Byvej 2		13.020	699,580	6,173,273	33.23	20.21
207.389B	Fabrikken Rock Panel	Låst med ukendt nøgle					
207. 3900	Vesterkøb 40		13.445	701,062	6,172,189	32.90	19.46
207. 3981	Vesterkøb 40		13.775	701,091	6,172,153	33.30	19.53
207. 3982	Vesterkøb 1-7		12.970	701,083	6,171,742	32.41	19.44
207. 4061	Hedekæret 19		13.010	701,080	6,172,253	32.32	19.31
207. 4119	Hovedgaden 501	Ikke fundet					
207. 4268	Kallerups Grusgrav		18.310	701,790	6,172,815	37.07	18.76
207. 4269	Kallerups Grusgrav		24.900	702,046	6,172,808	43.94	19.04
207. 4270	Kallerups Grusgrav		23.210	702,085	6,172,546	41.85	18.64
207. 4271	Kallerups Grusgrav		19.085	701,619	6,172,610	37.91	18.83

200. 4665	Fløng VV - Boring 5	Morgen ro vandspejl, ikke pumpet et par timer		700,396	6,174,281	23.17	18.96
200. 5375	Fløng VV - Boring 3	Morgen ro vandspejl, ikke pumpet et par timer		700,011	6,173,324	32.22	19.98
200. 5539	Fløng VV - Boring 2	Morgen ro vandspejl, ikke pumpet et par timer		700,633	6,173,497	30.31	19.01
207. 8507	Fløng VV - Boring 6	Morgen ro vandspejl, ikke pumpet et par timer		700,002	6,174,364	24.45	18.30

Pejlerunde Akacievej 16.-17. maj 2018			Koordinater				
#	Andet navn	Bemærkning	VS	XUTM32EUREF89	YUTM32EUREF89	z MP	Kote VS
207. 3888	B4		8.730	700,276	6,172,545	28.39	19.66
207. 3889	B5		8.690	700,314	6,172,542	28.34	19.65
207. 3891	B7		8.705	700,292	6,172,556	28.36	19.65
207. 3921	B20		8.585	700,322	6,172,572	28.22	19.63
207. 3968	B22		8.670	700,318	6,172,544	28.31	19.64
207. 4043	GEO1		12.700	700,518	6,172,561	32.20	19.50
207. 4044	GEO2		7.53	700495	6172750	26.99	19.46
207. 4045	GEO3		11.420	700,453	6,172,644	30.92	19.50
207. 5233	GEO4		11.060	700,443	6,172,584	30.60	19.54
207. 5234	GEO5		8.770	700,307	6,172,504	28.41	19.64
207. 5235	GEO7ø		8.190	700,533	6,172,866	27.59	19.40
207. 5436	GEO8		11.890	700,713	6,172,662	31.33	19.44
207. 5237	GEO9		6.865	700,570	6,172,753	26.30	19.44
207. 5361	GEO17		8.745	700,311	6,172,499	28.37	19.62
207. 5362	GEO18		8.830	700,314	6,172,502	28.45	19.62
207. 5363	GEO19ø		8.680	700,314	6,172,514	28.31	19.63

6.2 Måleresultater grundvandsprøvetagning

Se vedlagte fil "Analyse bilag samlet.pdf" for Eurofins resultatudskrifter.

Tabel 4 – Måleresultater grundvandsprøvetagning 2018

Bladderpumpe	#	Dybde m u.t.	PCE [µg/L]	TCE [µg/L]	c-DCE [µg/L]	VC [µg/L]	Dechloreringsgrad
GEO17 - 3 BP	1	16.4	0.075	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO17 - 2 BP	2	18.4	0.037	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO17 - 1 BP	3	21.0	0.056	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO18 - 3 BP	4	16.4	0.99	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO18 - 2 BP	5	18.4	0.15	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO18 - 1 BP	6	21.0	0.13	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO19ø - 4 BP	7	12.3	19	0.6	0.068	0.033	0.016
GEO19ø - 3 BP	8	13.8	43	2	0.24	<0.02	0.018
GEO19n - 2 BP	9	18.3	0.13	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO19n - 1 BP	10	20.9	0.082	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO5 - 4 BP	11	12.3	0.15	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO5 - 3 BP	12	13.8	0.052	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO5 - 2 BP	13	16.3	0.081	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO5 - 1 BP	14	18.3	0.072	<0.02	<0.02	<0.02	0
B5 - 2 BP	15	12.2	9.2	0.031	<0.02	<0.02	0.001
B5 - 1 BP	16	13.7	9.2	0.031	<0.02	<0.02	0.001
B22 - 2 BP	17	16.3	3	<0.02	<0.02	<0.02	0
B22 - 1 BP	18	18.3	3.3	<0.02	<0.02	<0.02	0
B20 - BP	19	18.1	0.52	0.021	<0.02	<0.02	0.012
B7 - BP	20	12.3	12	0.04	<0.02	<0.02	0.001
B4 - BP	21	12.2	0.037	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 6 BP	22	14.6	1.7	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 5 BP	23	16.1	1.3	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 4 BP	24	18.6	0.68	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 3 BP	25	20.6	0.63	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 2 BP	26	23.2	0.15	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 1 BP	27	28.9	0.92	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO3 - 5 BP	28	14.9	0.96	0.079	<0.02	<0.02	0.024
GEO3 - 4 BP	29	16.4	0.27	0.079	<0.02	<0.02	0.067
GEO3 - 3 BP	30	20.9	0.32	0.091	<0.02	<0.02	0.066
GEO3 - 2 BP	31	23.5	0.21	0.14	0.024	<0.02	0.151
GEO3 - 1 BP	32	29.2	0.12	1	0.15	<0.02	0.271
GEO1 - 5 BP	33	16.2	0.03	0.03	<0.02	<0.02	0.139
GEO1 - 4 BP	34	17.5	0.026	0.026	<0.02	<0.02	0.139
GEO1 - 3 BP	35	22.0	0.029	0.029	<0.02	<0.02	0.139
GEO1 - 2 BP	36	24.6	0.024	0.025	0.024	<0.02	0.294

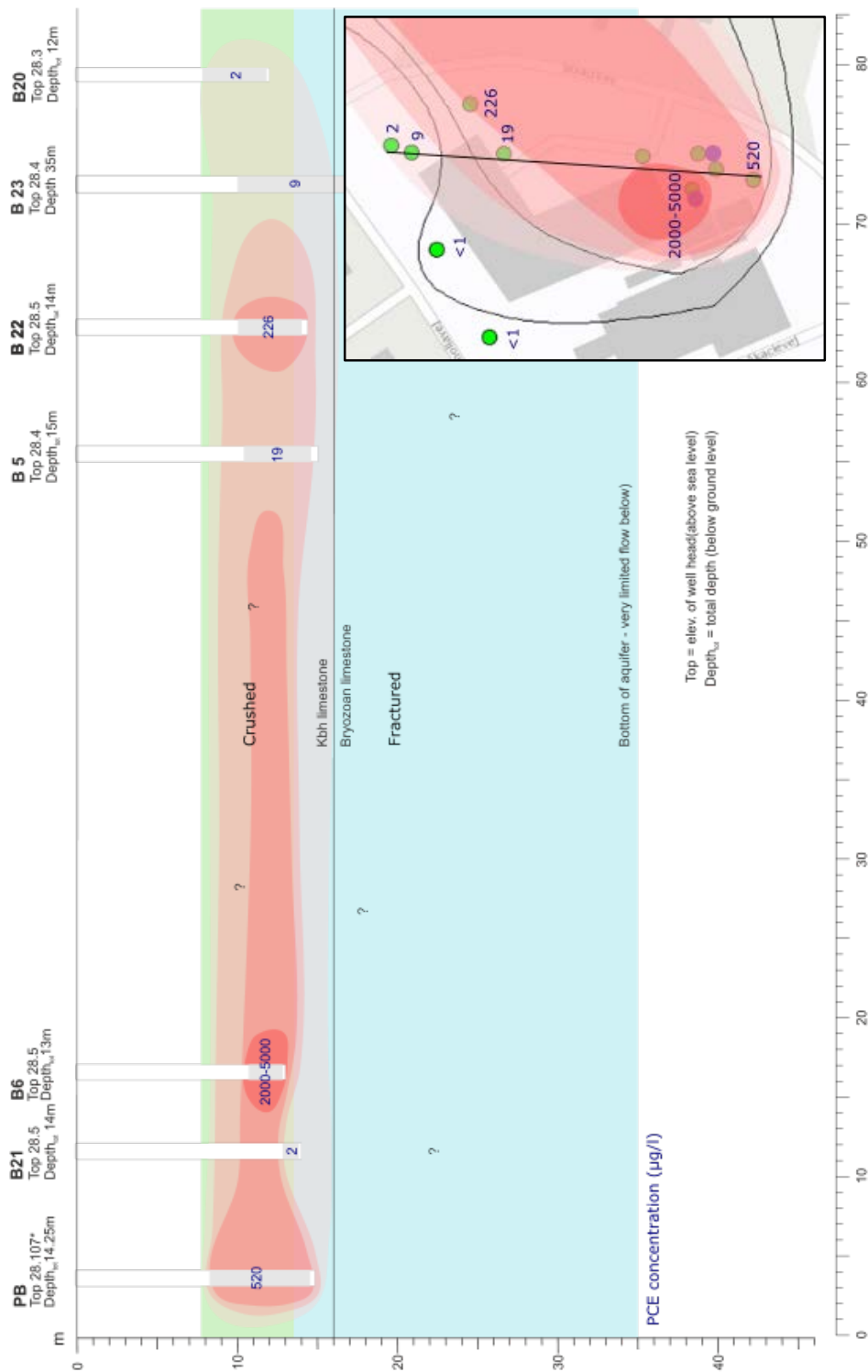
GEO1 - 1 BP	37	30.3	0.028	0.034	0.15	<0.02	0.424
GEO2 - 5 BP	38	11.0	0.77	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO2 - 4 BP	39	12.5	0.49	0.06	<0.02	<0.02	0.033
GEO2 - 3 BP	40	17.0	0.098	0.14	0.037	<0.02	0.224
GEO2 - 2 BP	41	19.6	0.089	0.14	0.035	<0.02	0.228
GEO2 - 1 BP	42	25.3	0.087	0.15	0.037	<0.02	0.233
GEO9 - 5 BP	43	10.3	0.1	0.54	0.11	<0.02	0.273
GEO9 - 4 BP	44	11.8	0.097	0.53	0.1	<0.02	0.270
GEO9 - 3 BP	45	16.3	0.095	0.53	0.1	<0.02	0.270
GEO9 - 2 BP	46	18.9	0.12	0.51	0.1	<0.02	0.264
GEO9 - 1 BP	47	24.6	0.083	0.66	0.13	<0.02	0.281
GEO7ø - BP	48	10.7	Rør for lille til pumper				
GEO7n - BP	49	13.0	0.13	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO8 - BP	50	14.4	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	
MP1							
GEO17 - MP1	51		0.1	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO18 - MP1	52		1.6	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO19ø - MP1	53		160	5.2	0.57	<0.02	0.013
GEO19n - MP1	54		<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	
B5 - MP1	55		12	0.045	<0.02	<0.02	0.001
B22 - MP1	56		2.9	<0.02	<0.02	<0.02	0
B20 - MP1	57		0.38	<0.02	<0.02	<0.02	0
B7 - MP1	58		12	0.033	<0.02	<0.02	0.001
B4 - MP1	59		0.094	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO9 - MP1	60		0.11	0.54	0.11	0.02	0.294
GEO7ø - MP1	61		Rør for lille til pumper				
GEO7n - MP1	62		0.35	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO8 - MP1	63		<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	
Hane							
207. 311	64		28	0.06	<0.02	<0.02	0.001
PB - anlæg	65		17	0.12	0.022	<0.02	0.003

6.3 Ændringer i vandspejlhøjde fra 2016-2018

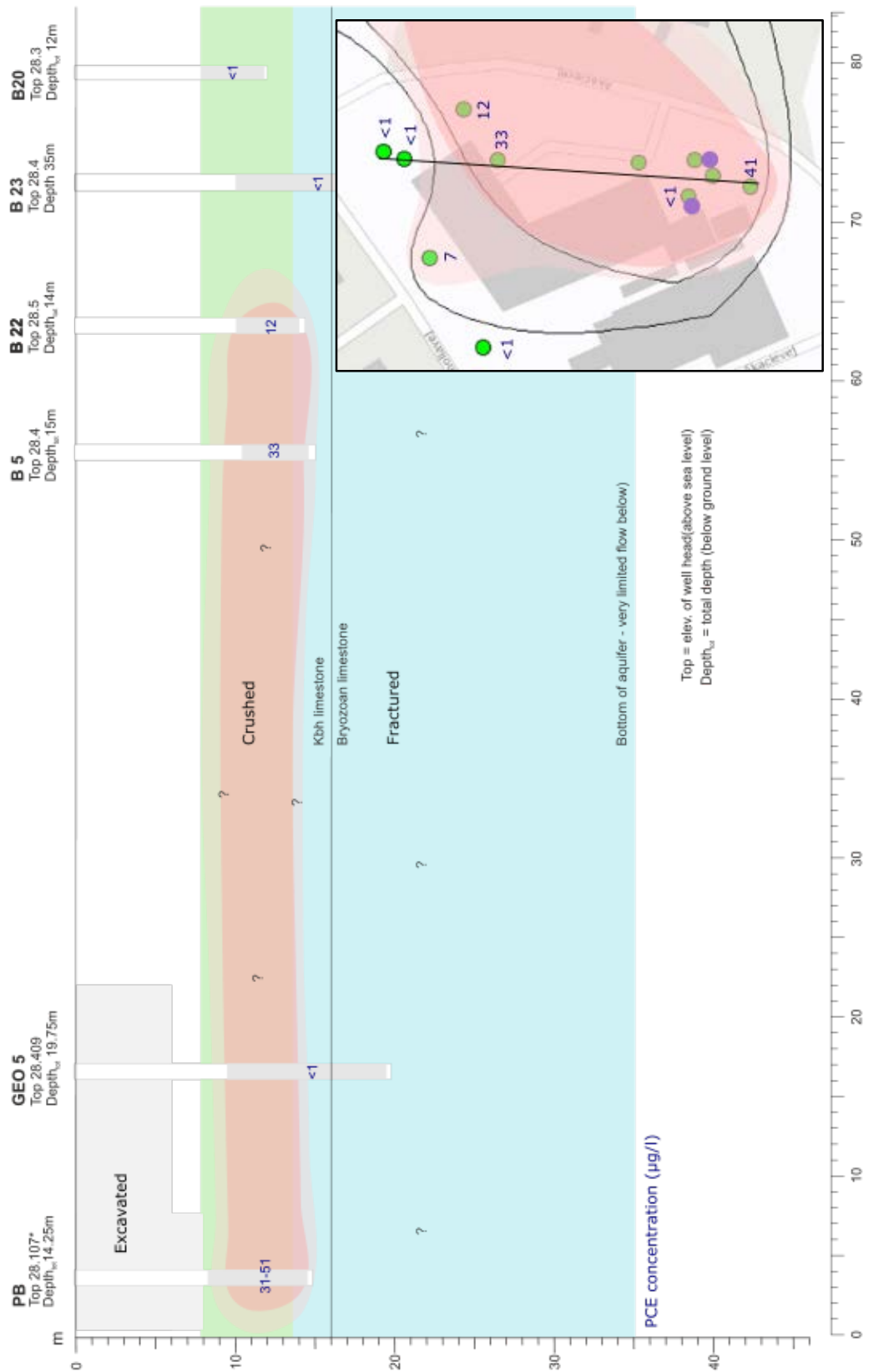


Figur 28 – Forskel i målt grundvandspotentiale fra målinger i 2014 til målinger i 2018.

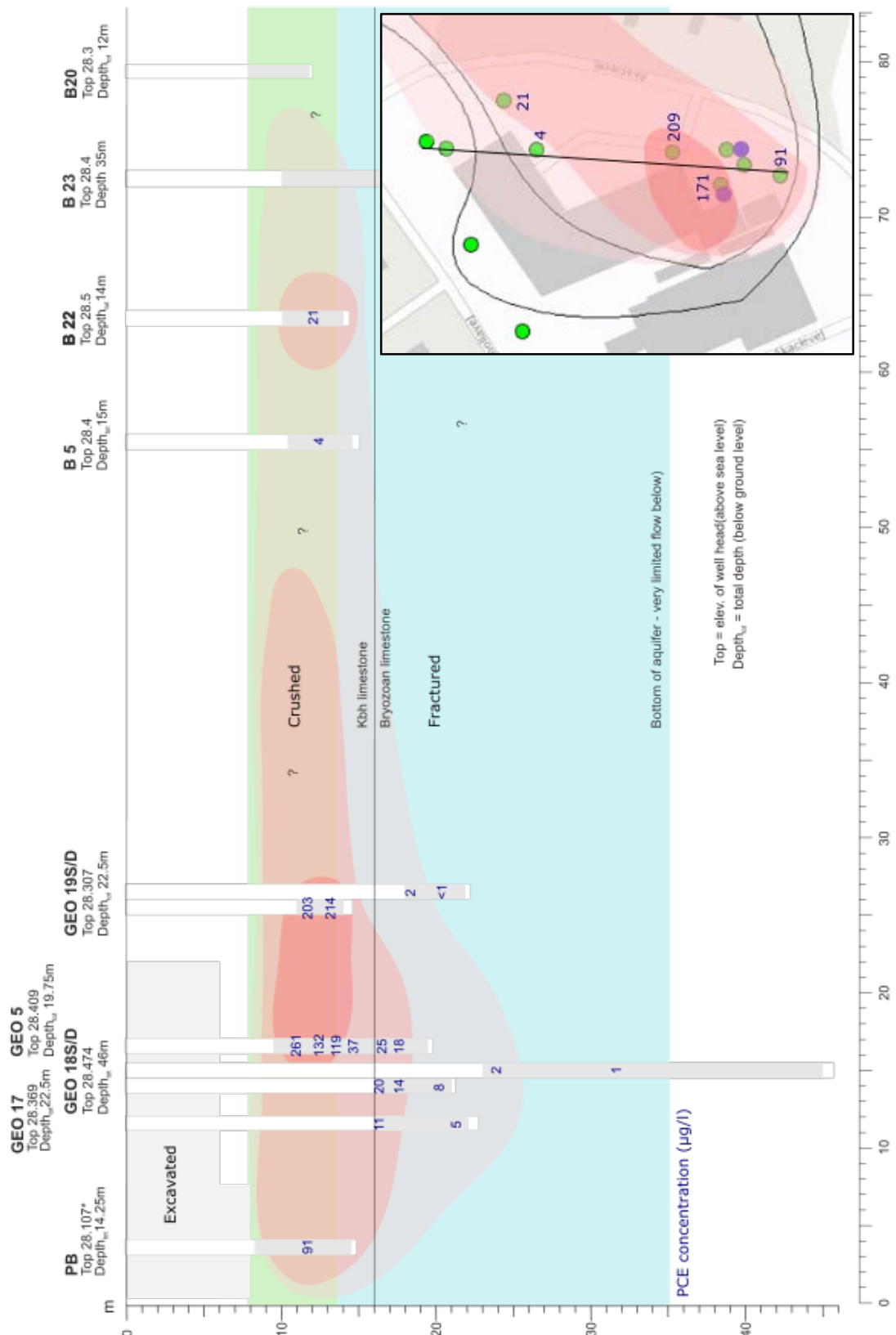
6.4 Resultater af tidligere grundvandsprøvetagninger i kildeområdet



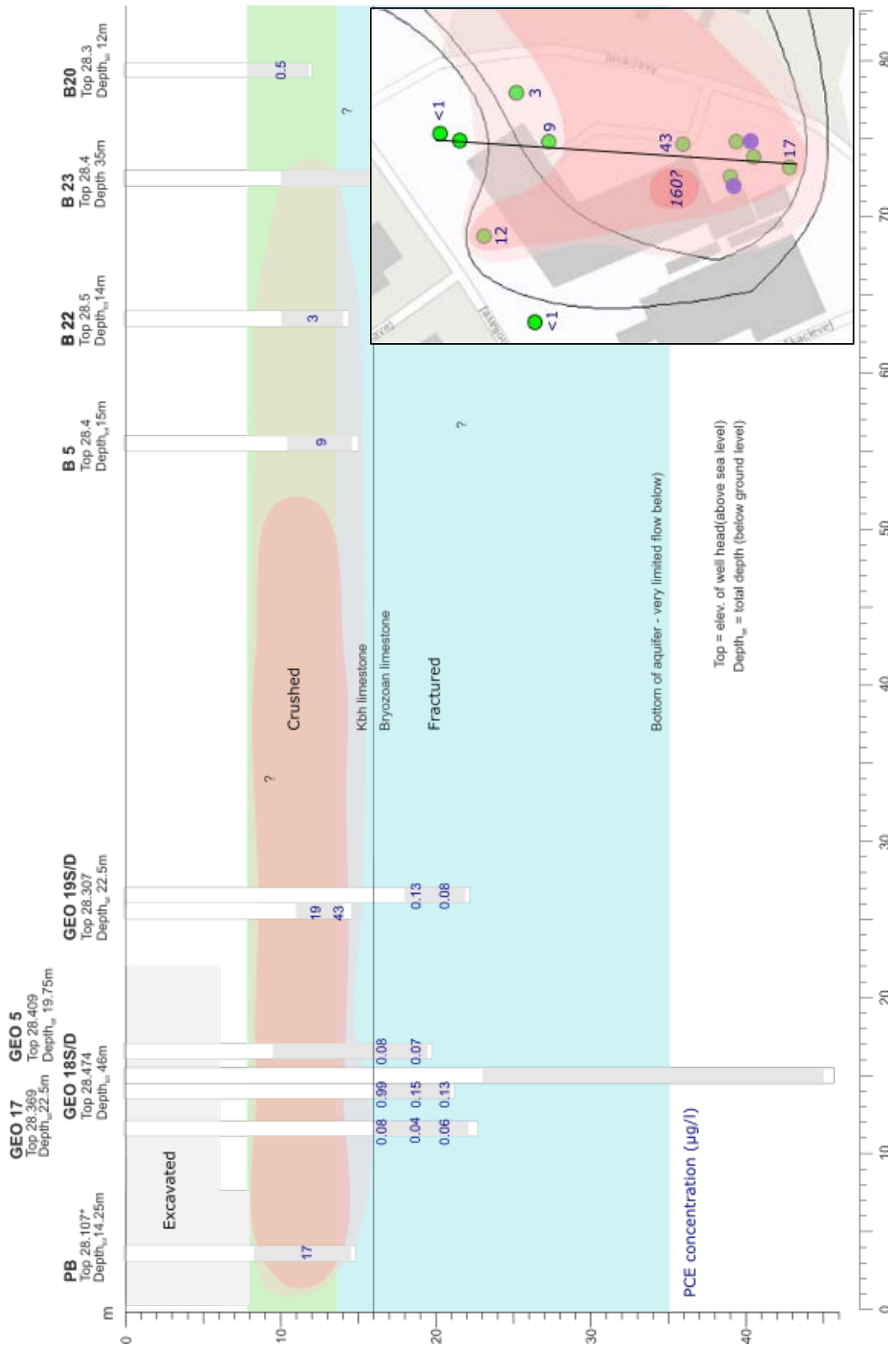
Figur 29 – Målte PCE-koncentrationer på Akacievej 2 i ca. 2006 før afgravning og opstart af afværgeanlæg. Den viste horisontale udbredelse er for den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk).



Figur 30 - Målte PCE-koncentrationer på Akacievej 2 i vinteren 2014 med afværgen i drift. Den viste horisontale udbredelse er for den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk).

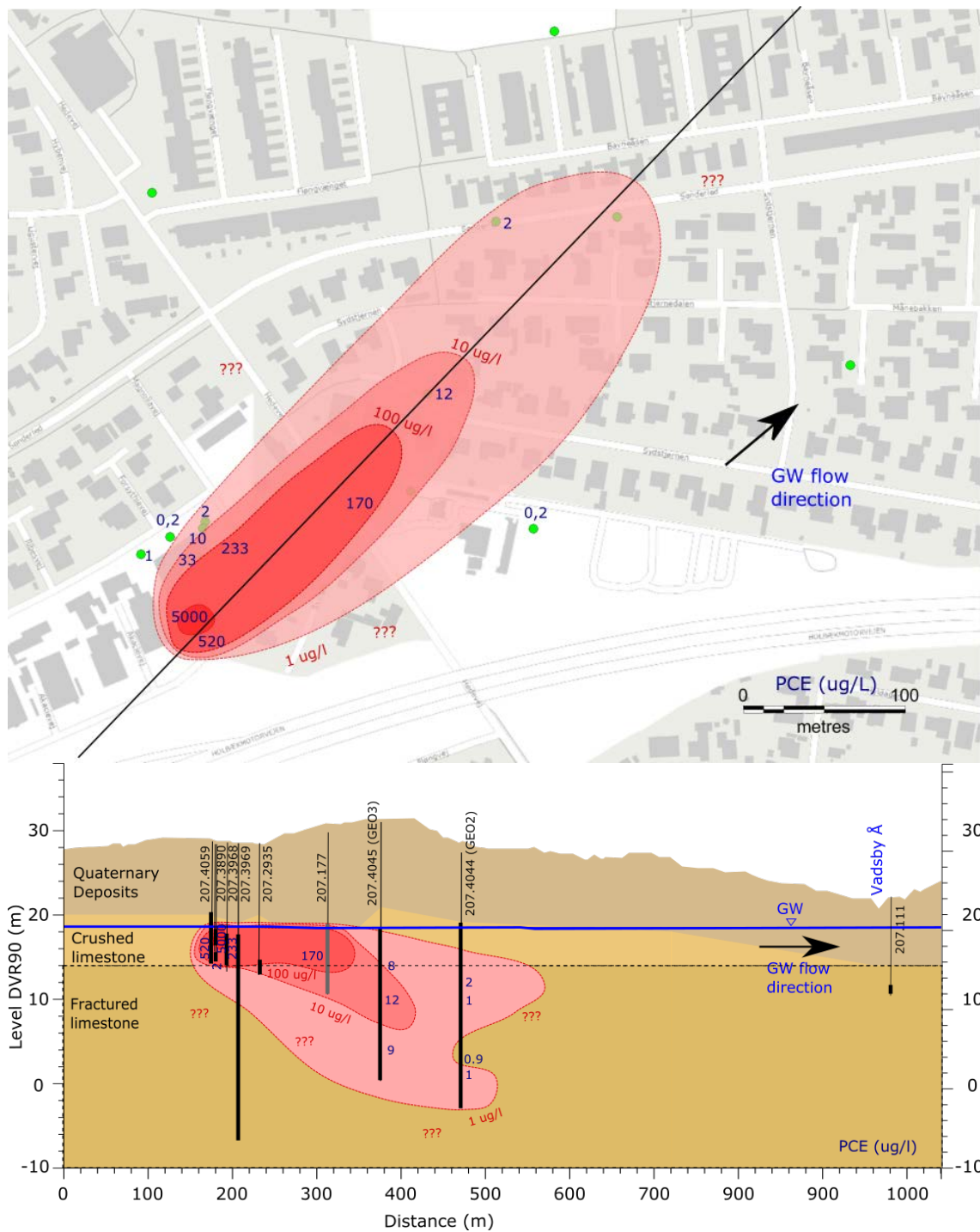


Figur 31 – Målte PCE-koncentrationer på Akacievej 2 i 2016 efter afværgen har været slukket i 5 måneder. Den viste horisontale udbredelse er for den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk).

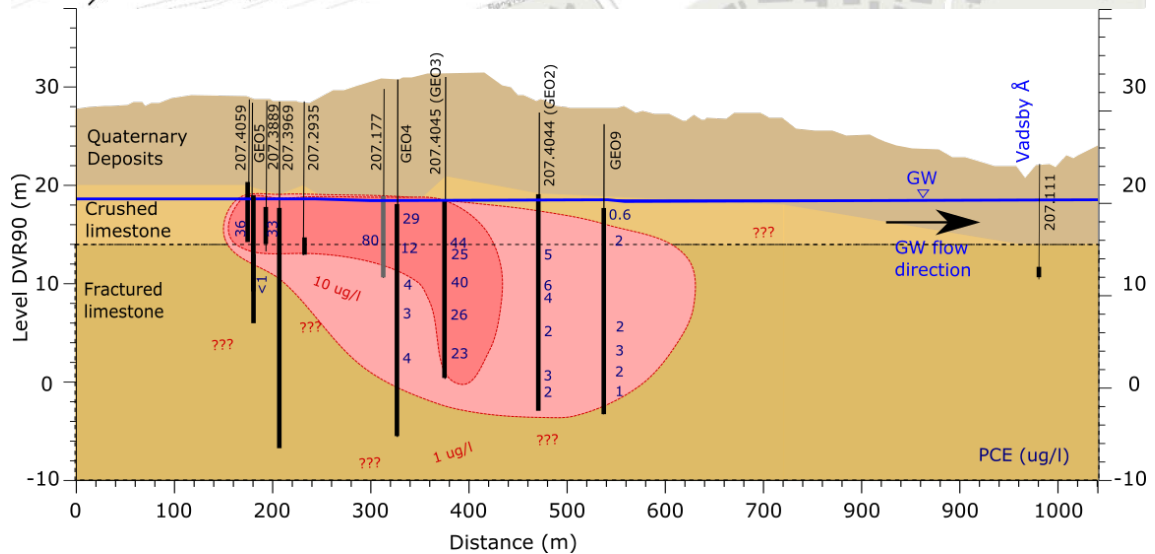
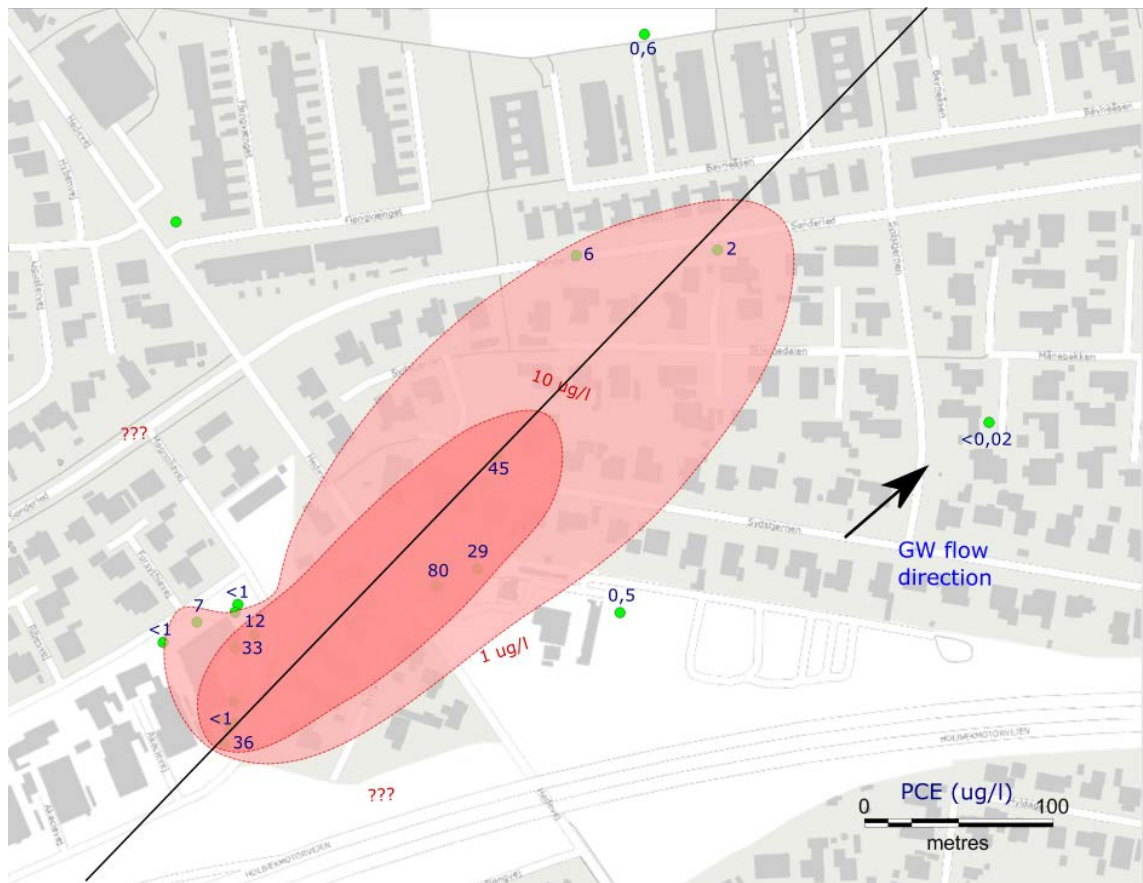


Figur 32 - Målte PCE-koncentrationer på Akacievej 2 i foråret 2018 med afværgen i drift. Den viste horisontale udbredelse er for den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk).

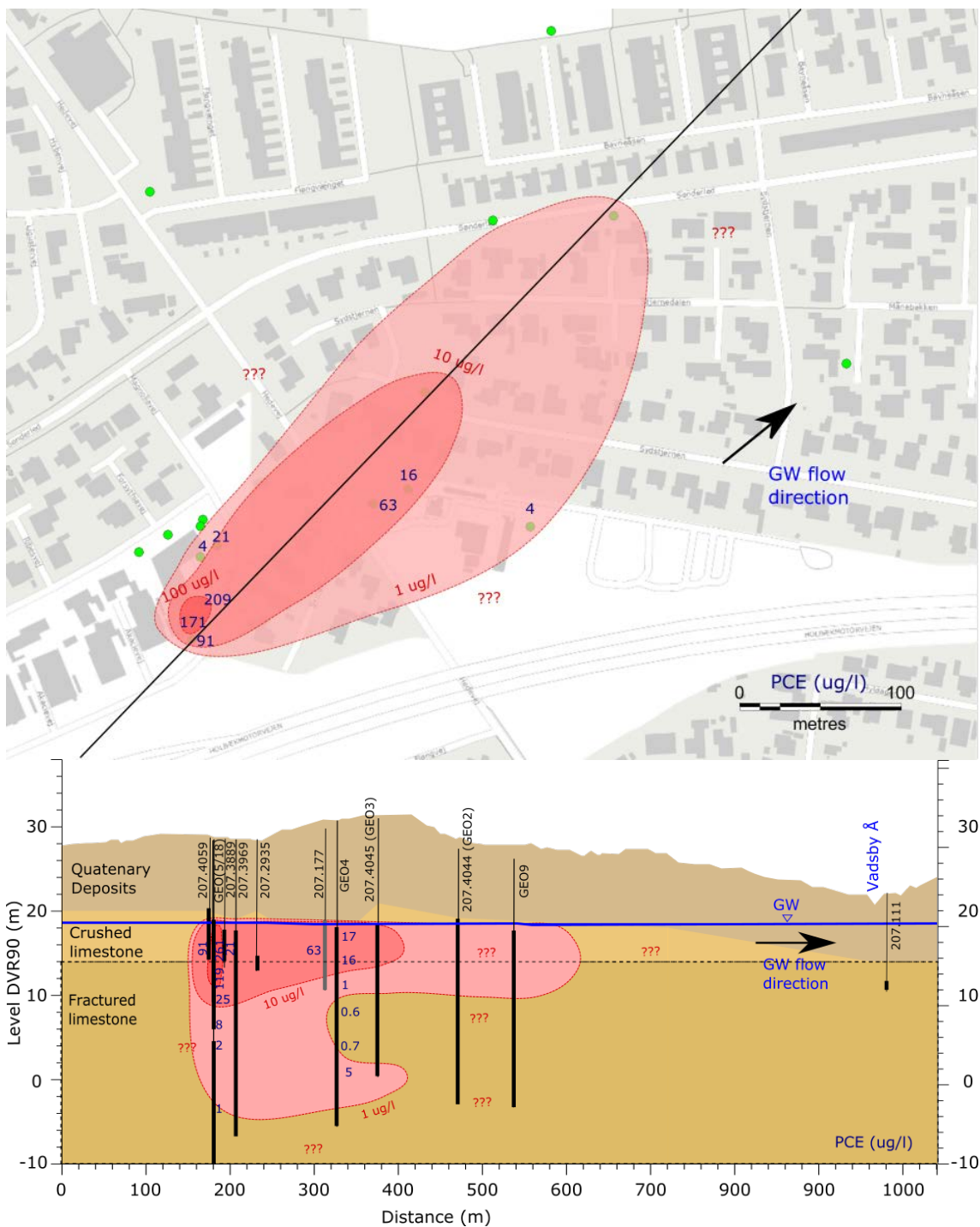
6.5 Tidligere måleresultater af PCE-koncentration i fanen



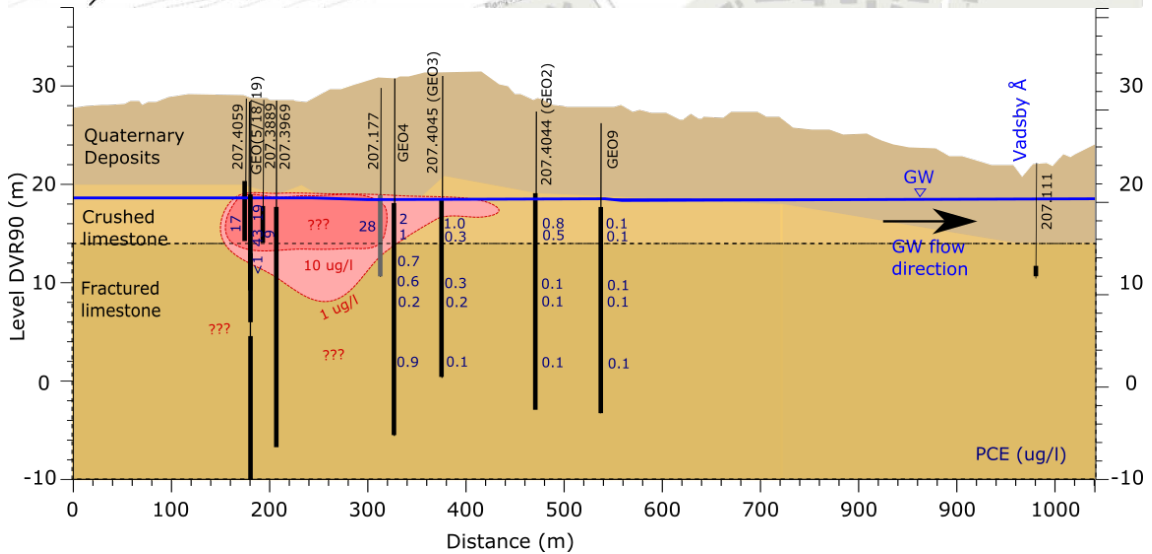
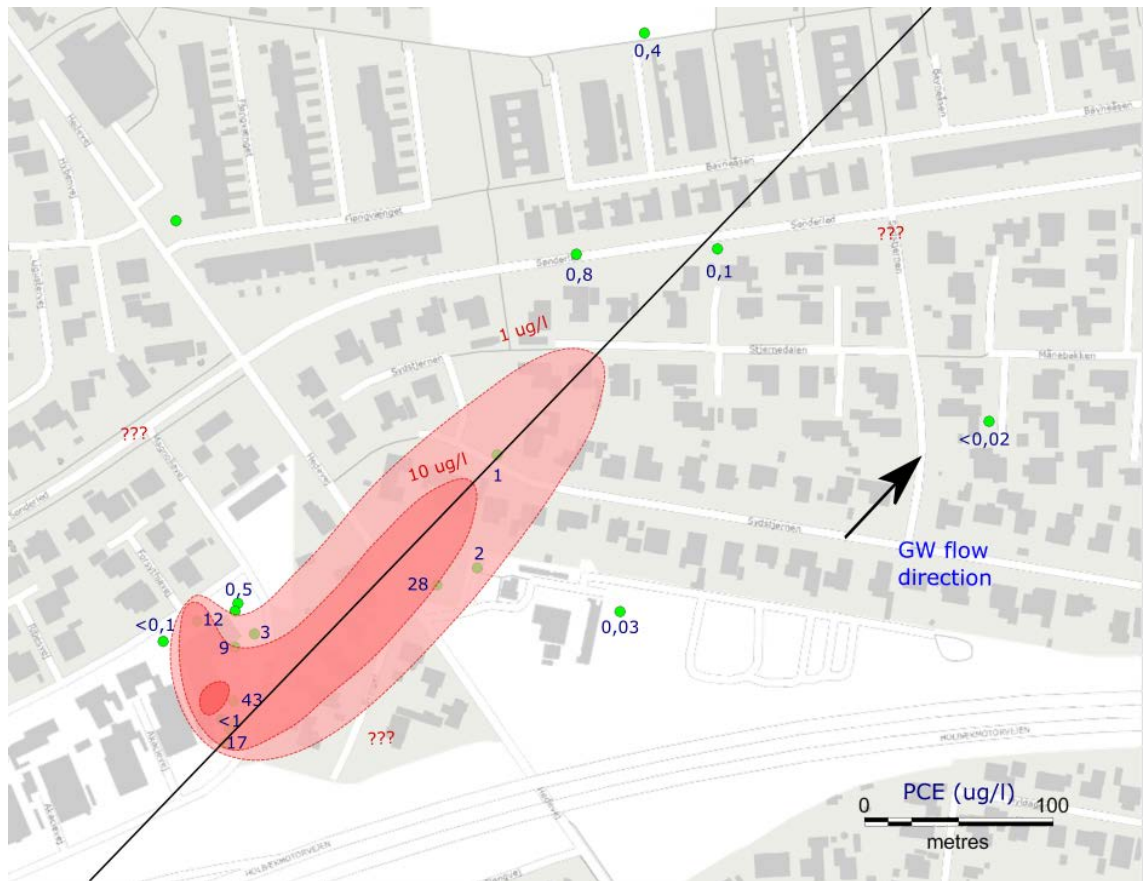
Figur 33- Målte PCE koncentrationer i fanen fra Akacievej 2 i ca. 2006 før afgravning og opstart af afværgeanlægget. Den horisontale udbredelse er i den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk). Den vertikale udbredelse er langs en vurderet central strømningslinje. Koncentrationsdata i fanen stammer fra Holm (2006).



Figur 34 - Målte PCE koncentrationer i fanen fra Akacievej 2 i vinteren 2014, mens afværgen er i drift. Den horisontale udbredelse er i den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk). Den vertikale udbredelse er langs en vurderet central strømningslinje. Koncentrationsdata stammer fra Broholm et al. (2016).

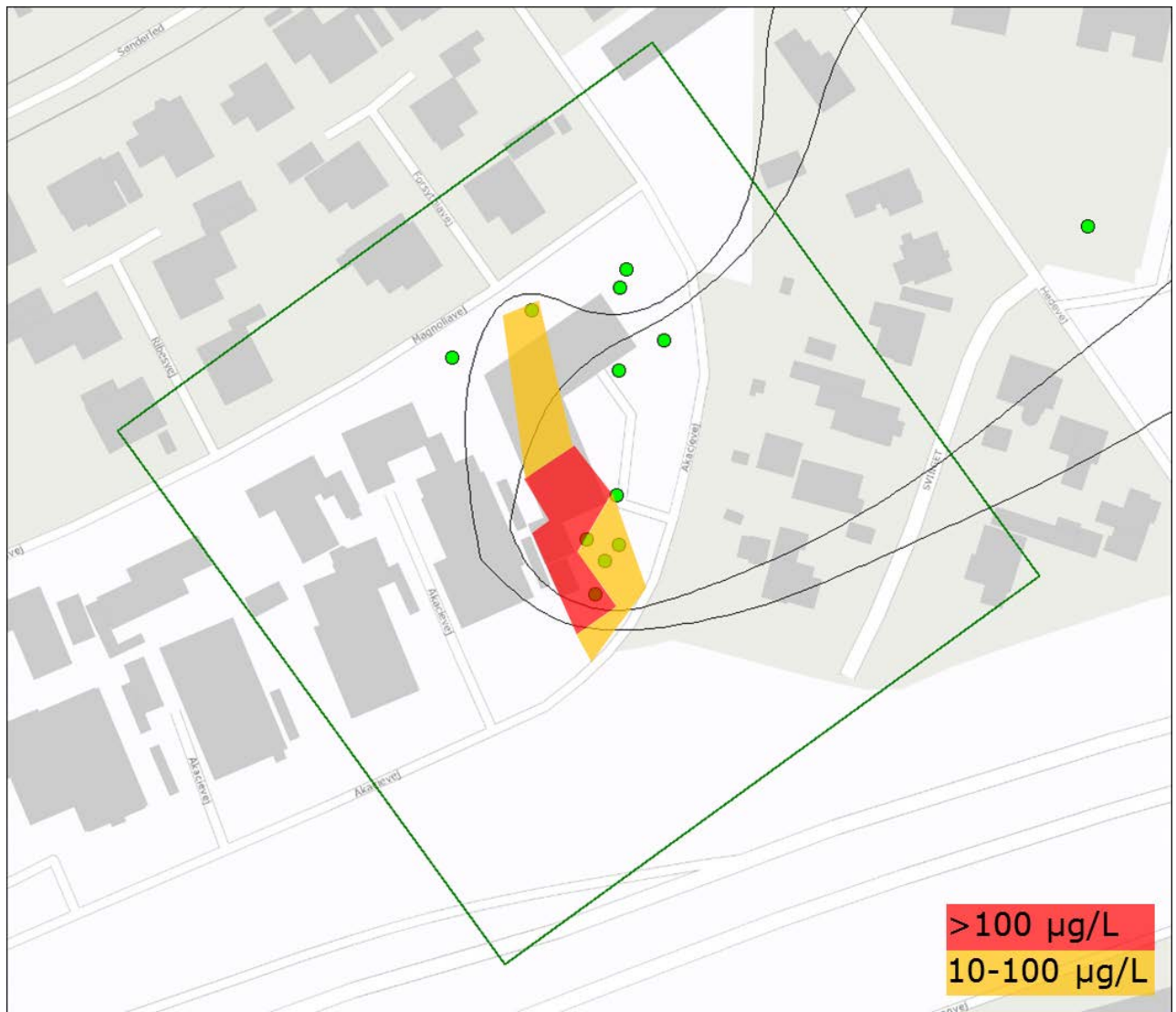


Figur 35 - Målte PCE koncentrationer i fanen fra Akacievej 2 i marts 2016 efter afværgen har været ude af drift i 5 måneder. Den horisontale udbredelse er i den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk). Den vertikale udbredelse er langs en vurderet central strømningslinje. Koncentrationsdata stammer fra Broholm et al. (2016)



Figur 36 - Målte PCE koncentrationer i fanen fra Akacievej 2 i foråret 2018 med afværgen i drift. Den horisontale udbredelse er i den knuste kalk (overgangen til sprækket kalk). Den vertikale udbredelse er langs en vurderet central strømningsslinje.

6.6 Sandsynlig restforurening



Figur 37 - Kort over de områder, hvor der med størst sandsynlighed kan forventes at findes restforurening baseret på 3D model simuleringer af mulige ophavs zoner til forureningen i de enkelte boringer på lokaliteten under forskellige strømningssforhold (naturlig strømningssretning, afværgepumpning og pumpe test).

6.7 Ekstra prøvetagning

Se vedlagte fil "Analyse bilag samlet (juli).pdf" for Eurofins resultatudskrifter.

Tabel 5 – Måleresultater af ekstra grundvandsprøvetagning 2018

		Dybde	PCE	TCE	c-DCE	VC	Dechloreringsgrad
Bladderpumpe	#	m u.t.	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	
GEO4 - 3 BP	74	14.6	4.6	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO4 - 6 BP	73	20.6	1.5	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO3 - 5 BP	68	14.9	0.59	0.042	<0.02	<0.02	0.02
GEO3 - 4 BP	69	16.4	0.34	0.042	<0.02	<0.02	0.03
GEO3 - 3 BP	70	20.9	0.3	0.082	<0.02	<0.02	0.06
GEO3 - 2 BP	71	23.5	0.3	0.075	<0.02	<0.02	0.06
GEO3 - 1 BP	72	29.2	0.14	1.0	0.16	<0.02	0.27
GEO2 - 5 BP	66	11.0	0.72	<0.02	<0.02	<0.02	0
GEO2 - 3 BP	67	17.0	0.11	0.18	0.038	<0.02	0.22
Hane							
PB - anlæg	75		17	0.16	0.022	<0.02	0.004

6.8 Gartneridepot – anslået oppumpning

Mailudveksling med Henriette Kern-Jespersen, Region H, og Allan Kvist, Høje-Taastrup kommune

08/2018 16.34

100 gange i løbet af vinteren.

Vanding af blomsterkrukker ca. 25000 liter vand, bliver vandet ca. 25 gange i løbet af sommeren, hvor man bruger 1000 liter pr. gang.

Og når vi planter nye træer, bruger vi en 5000 liters tank, og det er måske 4 gange om året vi fylder den, så ca. 20000 liter vand der.

Så omkring 47500 liter vand om året.

Håber du kan bruge dette til noget, og det er jo kun ca. tal.
Venlig hilsen

Allan Kvist
Driftsleder



Driftsbyen
Park
Lervangen 35 D
2630 Taastrup
Telefon: 43591100
Direkte: 43591117
Mobil: 21788544
www.htk.dk
EANnr: 5790000400447
AllanKv@htk.dk



Fra: Ida Henri? e Kerrn-Jespersen [<mailto:ida.henrie?e.kerrn-jespersen@regionh.dk>]

Sendt: 4. maj 2018 16:42

Til: Allan Kvist <AllanKv@htk.dk>

Cc: Anja Charlo? e Kiel Groth <AnjaMa@htk.dk>; Niels Døssing Overheu <niels.doessing.overheu@regionh.dk>

Emne: oppumpning af vand fra boring på Gartnerdepot, Hedevej

Kære Allan

Tak for snakken midt i din frokostpause J

Som jeg nævnte arbejde vi på en risikovurdering af forureningsfanen fra Akacievej 2. Forureningen findes i et større område i grundvandet, blandt andet under Gartnerdepotet på Hedevej. Den boring, som I kan pumpe fra, er placeret i fanen og vi vil derfor gerne have et indtryk af, hvor meget I

pumper fra den.

Du fortalte i telefonen at I bruger vandet til forskellige formål, som afvaskning af maskiner og vanding af blomster forskellige steder mm.

Kunne man estimere forbruget ved at sige følgende:

Aktivitet	Skøn vandforbrug, liter	Antal gange pr måned i x måneder pr. år
Vask af fejmaskiner		
Vask af xxxmaskiner		
Vand til vanding af bede		
Mere		

Hvis du foretrækker at estimere vandforbruget på anden vis, så gør du bare det. Det ville glæde mig, hvis du har mulighed for at vende tilbage i næste uge.

På forhånd tusind tak

Vh Henriette

Henriette Kerrn-Jespersen
Specialkonsulent
Civilingeniør

Direkte: 38 66 56 14
Mail: HKJ@regionh.dk

Region Hovedstaden
Center for Regional Udvikling
Kongens Vænge 2
3400 Hillerød

Tlf. 3866 5000
Web: www.regionh.dk/jordforurening

Denne e-mail indeholder fortrolig information. Hvis du ikke er den rette modtager af denne e-mail eller hvis du modtager den ved en fejltagelse, beder vi dig venligst informere afsender om fejlen ved at bruge svarfunktionen. Samtidig bedes du slette e-mailen med det samme uden at videregende eller kopiere den.

Denne e-mail indeholder fortrolig information. Hvis du ikke er den rette modtager af denne e-mail eller hvis du modtager den ved en fejltagelse, beder vi dig venligst informere afsender om fejlen ved at bruge svarfunktionen. Samtidig bedes du slette e-mailen med det samme uden at videregende eller

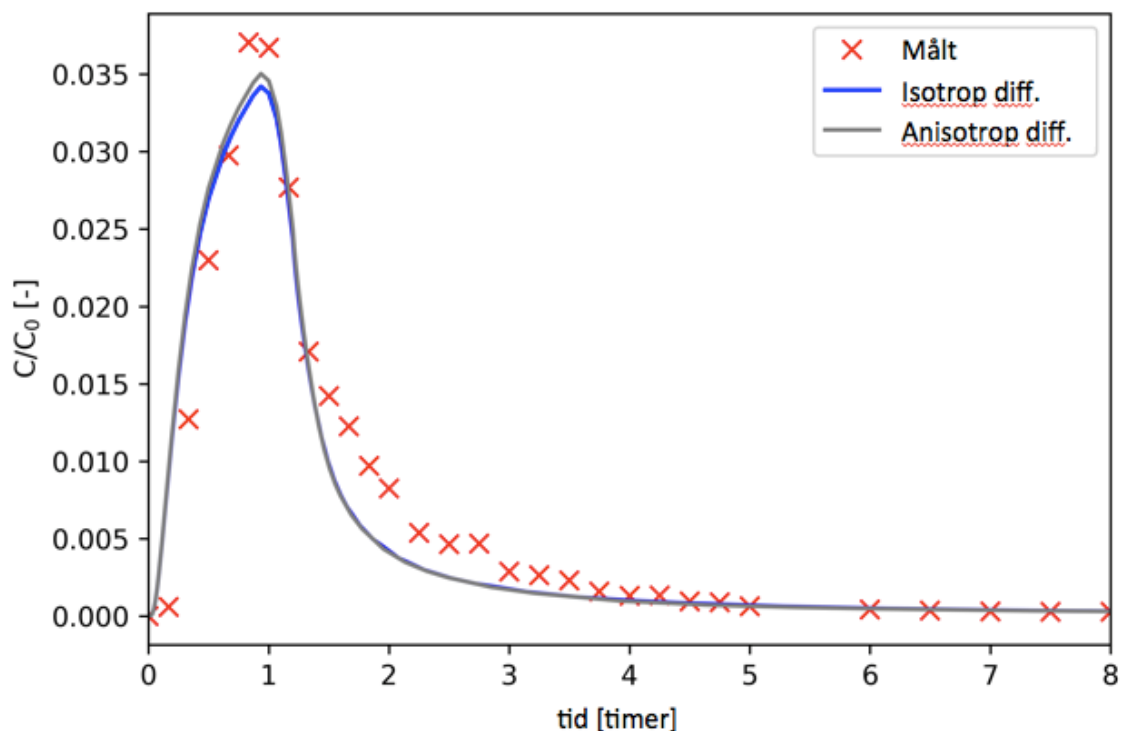
6.9 3D-modelmetode

6.9.1 Udvikling af model ift. Mosthaf et al. (2016)

Lodret sprækketransport

Mosthaf et al. (2016) inkluderer ingen lodret sprækketransport. I stedet benyttes en høj diffusionskoefficient, som er tilpasset tracerforsøget udført over 10 dage. I modellen bygget til dette notat fungerer dette ikke, da det inducerer en alt for stor diffusion i alle retninger i den opsprækkede kalk. Da modellen kun inkluderer vandrette sprækker, er det dog nødvendigt at indarbejde lodret transport. Siden kendskabet til udbredelse og geometri af lodrette sprækker er begrænset for området, er dette gjort ved at benytte diffusionskoefficienten tilpasset til tracerforsøget hos Mosthaf et al. (2016) for al lodret diffusion og samtidig benytte den teoretiske diffusionskoefficient for PCE i alle vandrette diffusionsretninger. De benyttede diffusionskoefficienter ses i Tabel 6.

For at efterprøve, om den benyttede anisotrope diffusion for den sprækkede kalk også kan anvendes til modellering af sporstofforsøget udført af Mosthaf et al. (2016) og (2018). I Figur 38 ses målte og simulerede værdier for det udførte sporstofforsøg. Siden ligheden mellem simuleringerne med anisotrop og isotrop diffusion er meget stor, anses den beskrevne metode som anvendelig.



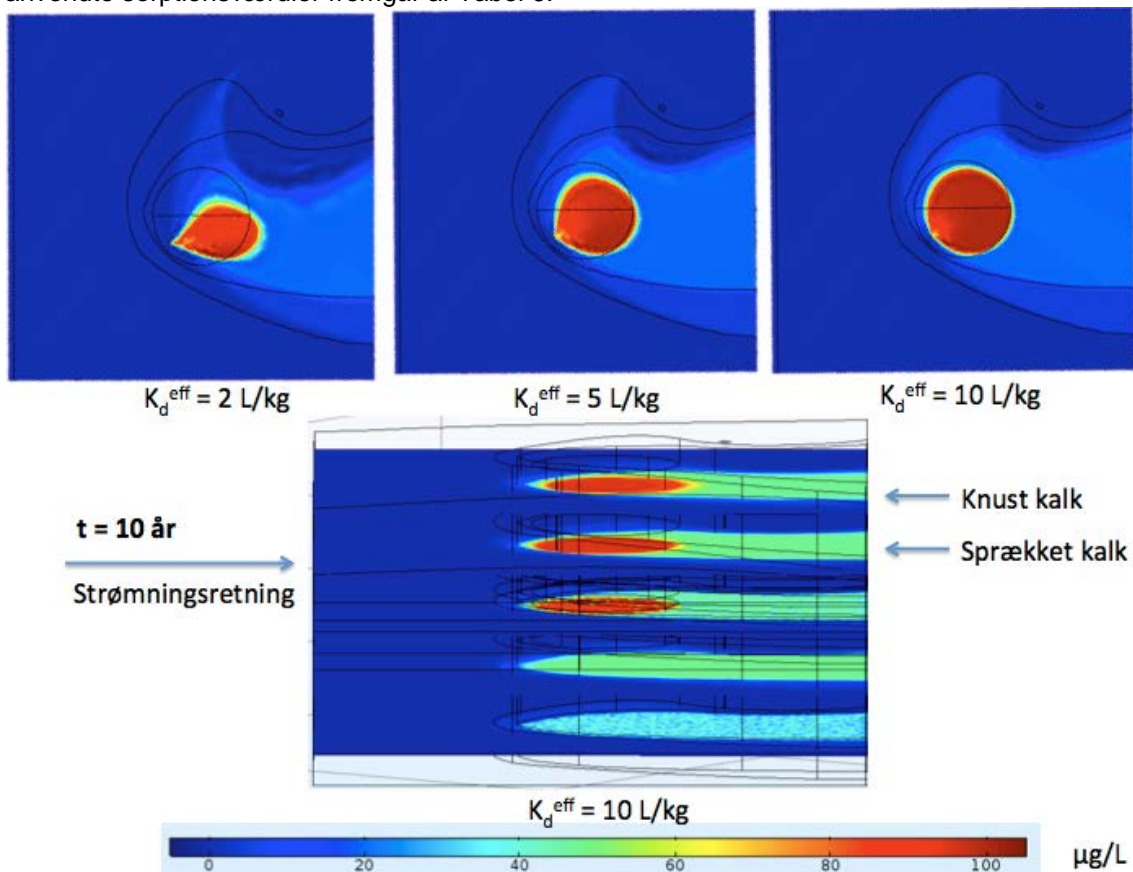
Figur 38 – Gennembrudskurve for sporstofforsøg fra Mosthaf et al. (2016) med målte værdier, simulerede værdier med isotrop diffusion og med anisotrop diffusion med teoretisk bestemt diffusionskoefficient i det vandrette plan og en tilpasset, højere diffusionskoefficient i det lodrette plan.

Retardation i knust kalk

I simuleringerne udført af Mosthaf et al. (2016) benyttes en samlet værdi for PCE-retardation i knust og sprækket kalk. Denne værdi er eksperimentelt bestemt af Salzer (2013) og giver en

ensartet retardation igennem hele domænet. De udførte sporstofforsøg og simuleringen af disse havde en tidshorizont på op til cirka 10 dage, og retardationen i matrixen spillede derfor en lille rolle. I modellen udført til dette notat, derimod, er tidshorizonten mange år, matrixtransporten er vigtigere, og modellen skal tage højde for den forskellige stoftransport i hhv. den knuste og den sprækkede kalk – i sporstofforsøget foregik forureningstransporten primært i den sprækkede kalk. Derfor er det nødvendigt at foretage en ændring i modelopsætningen fra Mosthaf et al. (2016).

Tilpasningen af retardationen i den knuste kalk er foretaget ved test af forskellige værdier af K_d -værdier med det formål at opnå en retardation i den knuste zone, som fastholder forureningen i kildeområdet i overensstemmelse med målingerne, som har vist, at forureningen i kildeområdet fastholdes bedre i den knuste kalk end i den sprækkede kalk. Som det ses i Figur 39, der viser PCE-udbredelsen efter 10 års simulering set fra oven for tre forskellige K_d^{eff} -værdier samt set fra siden med en startkoncentration på 100 µg/L i samme område som øvrige simuleringer, blot med udbredelse ned i den sprækkede kalk. Det ses, at PCE-udbredelsen varierer kraftigt med K_d^{eff} . En værdi på 2 L/kg genskaber ikke det observerede transportmønster, idet forureningen er alt for hurtigt væk. En værdi på 5 L/kg holder bedre forureningen i kildeområdet, men værdien på 10 L/kg er valgt, idet den bedst genskaber det observerede, nemlig at forureningen kun bevæger sig meget lidt i det knuste kalklag. En K_d^{eff} -værdi på 10 L/kg fastholder desuden forureningen i den knuste kalk i næsten samme grad som $K_d = 0,5$ L/kg i den sprækkede kalk. De anvendte sorptionsværdier fremgår af Tabel 6.



Figur 39 – 3D-simulering set ovenfra ned i det knuste kalklag efter 10 år med forskellige K_d^{eff} -værdier samt fra siden (nederst) med startkoncentration på 100 µg/L forlænget ned i den sprækkede kalk.

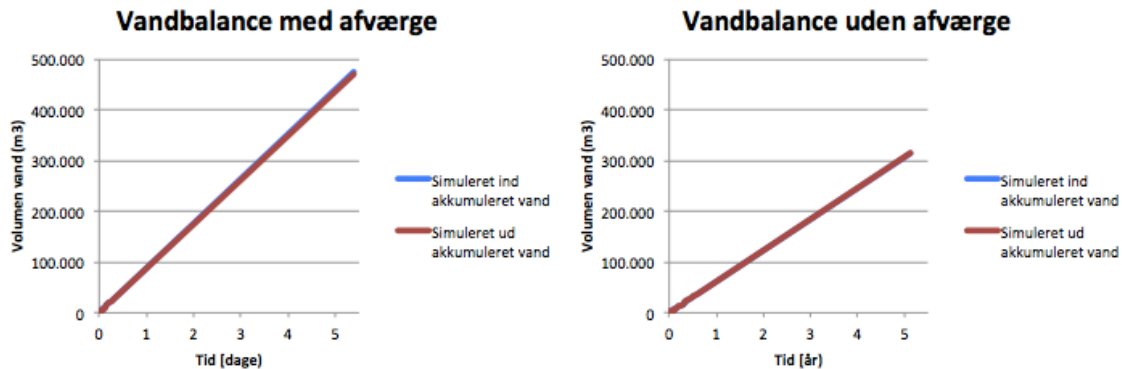
Tabel 6 – Anvendte parametre

Parameter	Beskrivelse	Værdi
$D_x^{knust}, D_y^{knust}, D_z^{knust}$	Diffusionskoefficient knust kalk tre dimensioner	$9,345 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
$D_x^{sprækket}, D_y^{sprækket}$	Diffusionskoefficient sprækket kalk to dimensioner	$9,345 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
$D_z^{sprækket}$	Diffusionskoefficient sprækket kalk z-dimension	$6 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$
$K_d^{sprækket}$	Sorptionskoefficient sprækket kalk	0,5 L/kg
K_d^{eff}	Effektiv sorptionskoefficient knust kalk	10 L/kg
A_p	Sprækkeapertur	1,9 mm
ρ_{kalk}	Densitet kalk	2500 kg/m^3
n	porøsitet kalk	0,15
K_{knust}	Hydraulisk konduktivitet knust kalk	$2,5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$
$K_{sprækket}$	Hydraulisk konduktivitet sprækket kalk	$2 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$

6.10 Dokumentation af 3D-modelresultater

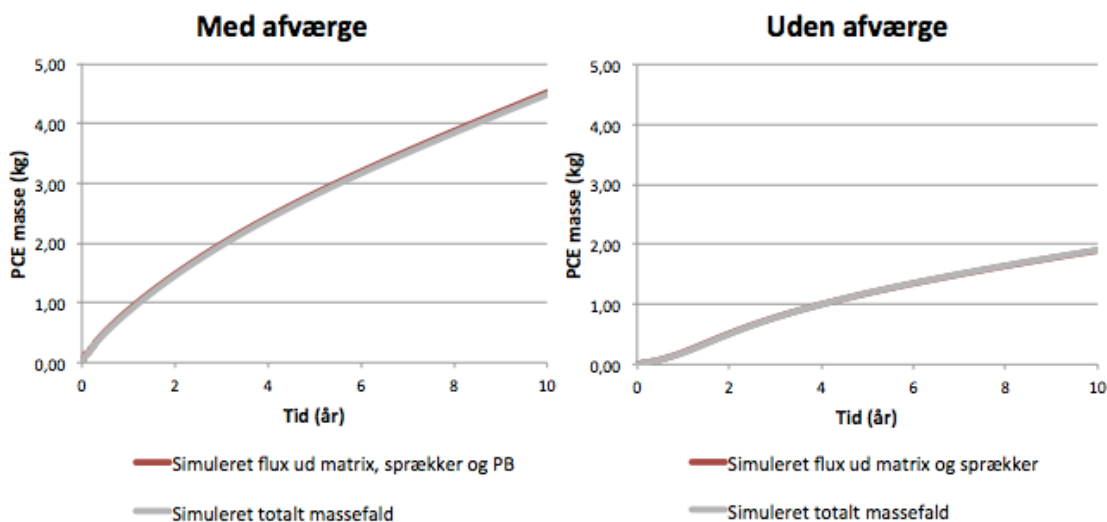
Vandbalance og massebalance

Vandbalance og massebalance for PCE-flux er benyttet til at verificere modellen. Vandbalancen er beregnet efter Darcy's lov som samlet strøm ind og ud med bidrag fra grundvandsstrømmen gennem domænet og fra afværgelanlægget. Over tid er den akkumulerede sum for hhv. ind- og udgående vandflux beregnet og vist i Figur 40, hvor vandbalancen ses for modelområdet både med og uden afværgelanlæg aktivret.



Figur 40 – Vandbalance for 3D-kildeområde model

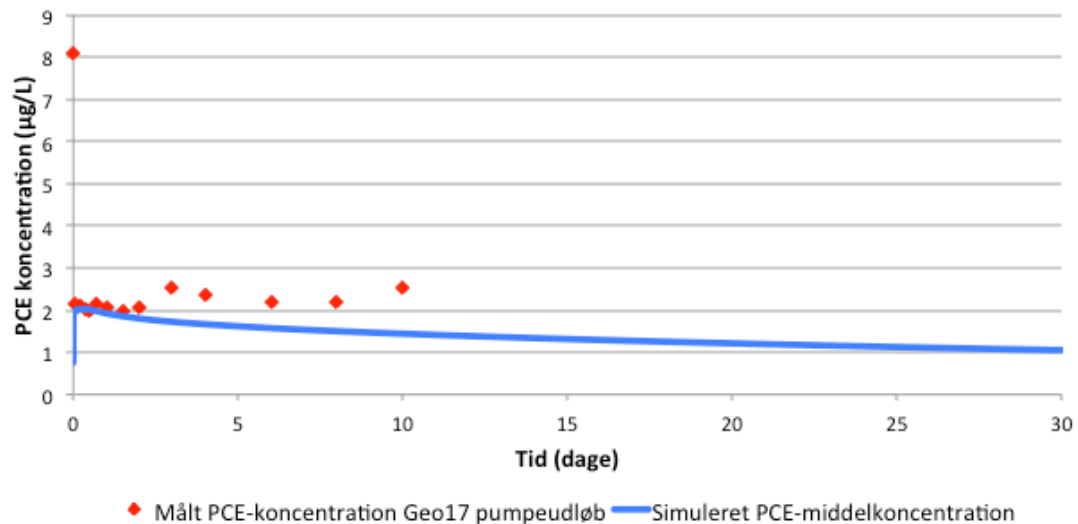
Massebalance for PCE er beregnet med to elementer. Det ene er den totale forureningsfluxsum af advektion, diffusion og dispersion gennem matrix og sprækker ved nedstrømsranden. Det andet element er ændringen i PCE totalmasse beregnet som integralet af PCE-koncentrationen over hele domænet i vand og i sorberet stof. Disse to modsvarer, som vist i Figur 41 hinanden over tid, hvormed modellens beregninger kan siges at være verificeret.



Figur 41 – Akkumuleret PCE massebalance med/uden afværge for 3D-simulering.

Sammenligning af 3D-model med pumpe-test Geo17

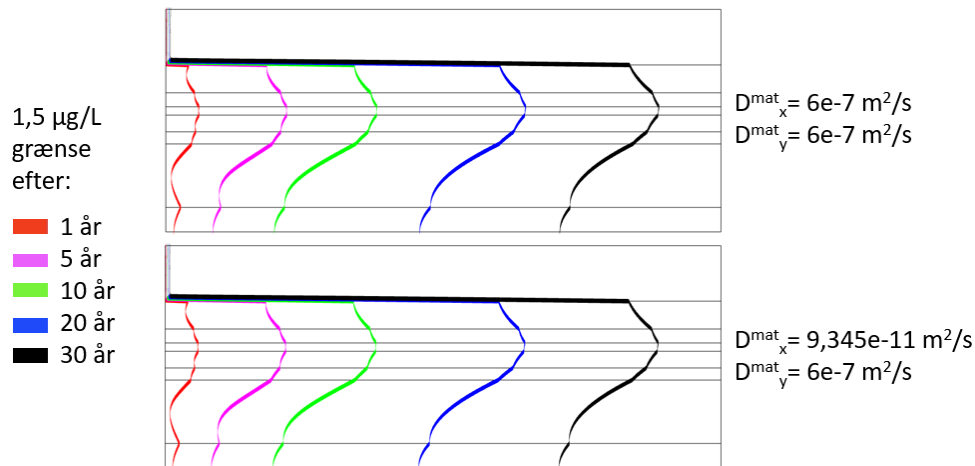
I den simulerede pumpe-test i Geo17, som er udført i overensstemmelse med den virkelige pumpe-test udført af Mosthaf et al. (2016), er der god overensstemmelse mellem simulerede og målte værdier. De målte værdier ligger på nær en enkelt måling alle mellem 2-3 $\mu\text{g/L}$ inden for de 10 dage, hvor pumpe-testen kørte. Modellen rammer dette niveau med et lidt faldende niveau hen mod pumpe-testens slutning, som set i Figur 42.



Figur 42 – Simuleret og målt PCE-koncentration ved pumpe-test i Geo17 udført af Mosthaf et al. (2016).

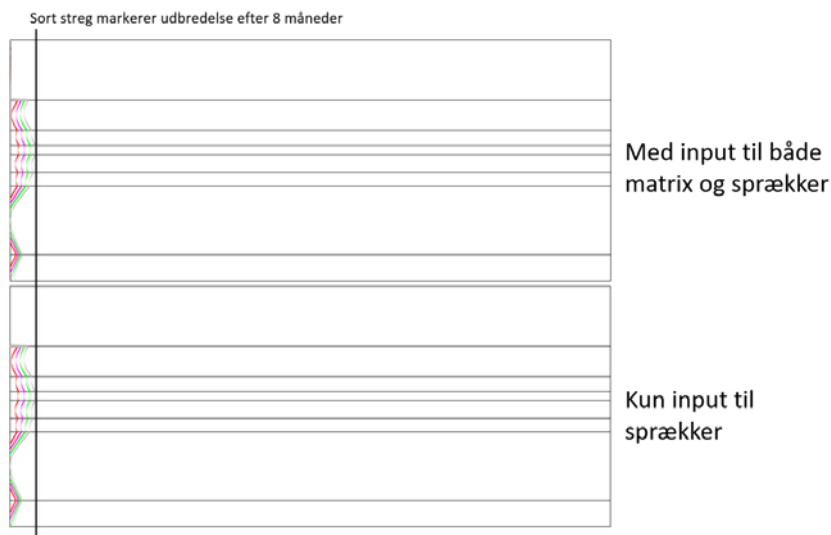
6.11 Sammenligning af modelopsætninger for 2D-model

I Figur 43 vises forskellen i 2D-modellen mellem anisotrop diffusion, som anvendt gennem alle scenarier i notatet, og isotrop diffusion som anvendt af Mosthaf et al. (2016).



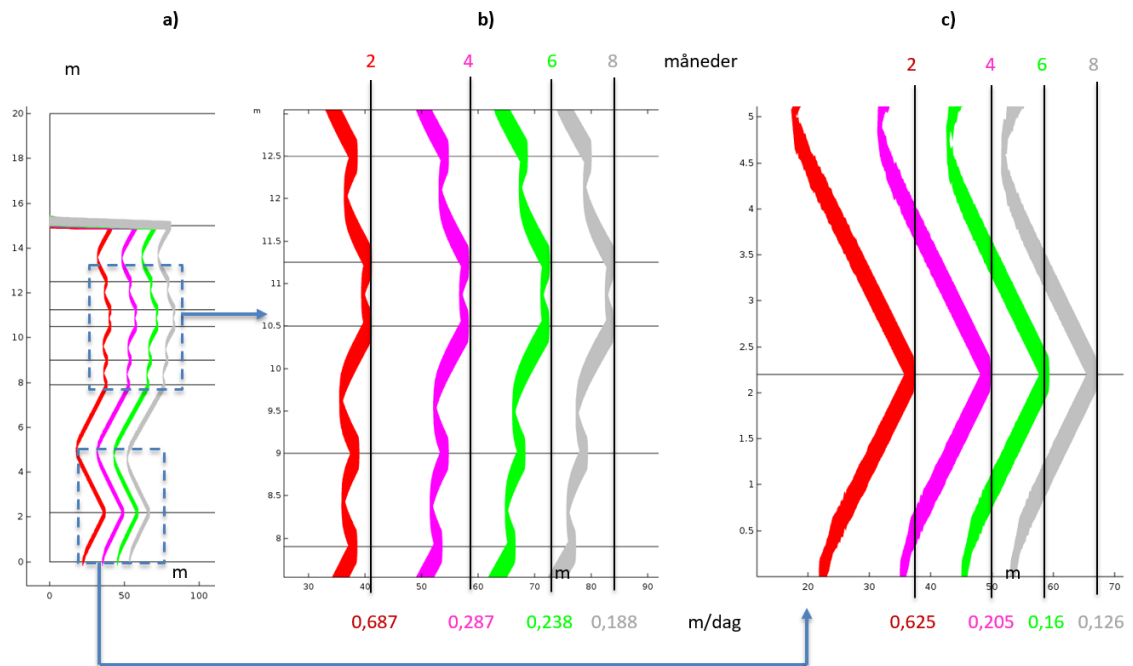
Figur 43 – Sammenligning af langsigtet udbredelse i S4 for isotrop diffusion i sprækket kalk som anvendt af Mosthaf et al. (2016) og for anisotrop diffusion i sprækket kalk som anvendt i dette notat.

I Figur 44 er det vist, hvordan der ikke er nogen betydelig forskel mellem beregninger med og uden inkludering af input til matrixen. Inputtet til sprækkerne er det dominerende input.



Figur 44 – Kortsigtet udbredelse i 2D-modelområdet simuleret med input til både matrix og sprækker og med input kun til sprækkerne.

Figur 45 viser udbredelsen for i 2D-modelområdet ved en indgangskoncentration på 100 mg/L for områdets opstrøms rand (a), for området med størst sprækketæthed (b) og for området med en enkelt sprække (c).

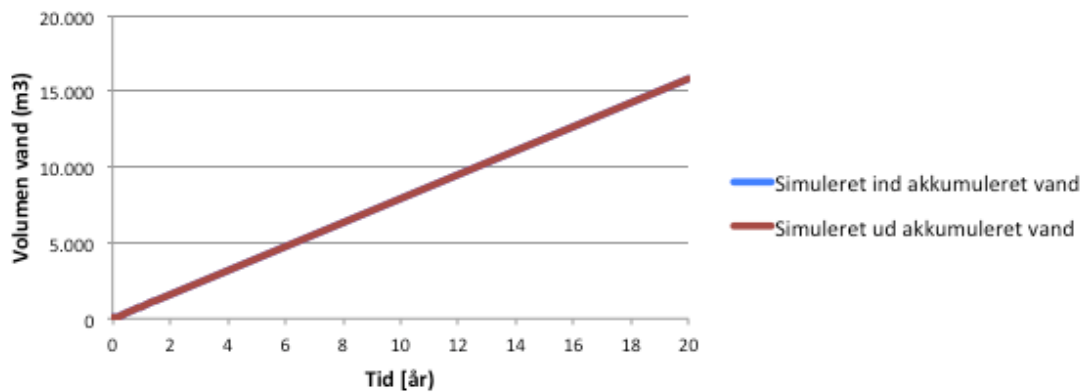


Figur 45 - 2D-simuleret forureningsfront (1,5 µg/L) op til otte måneder ved kontinuert injektion med 100 mg/L til sprækker på Akacievej. Delfigur a) viser 1,5 µg/L-isolinien ved den opstrøms ende af 2D-modelområdet, b) viser 1,5 µg/L-grænsen i et udsnit med mange sprækker, og c) viser 1,5 µg/L-grænsen i området, hvor der kun er en sprække.

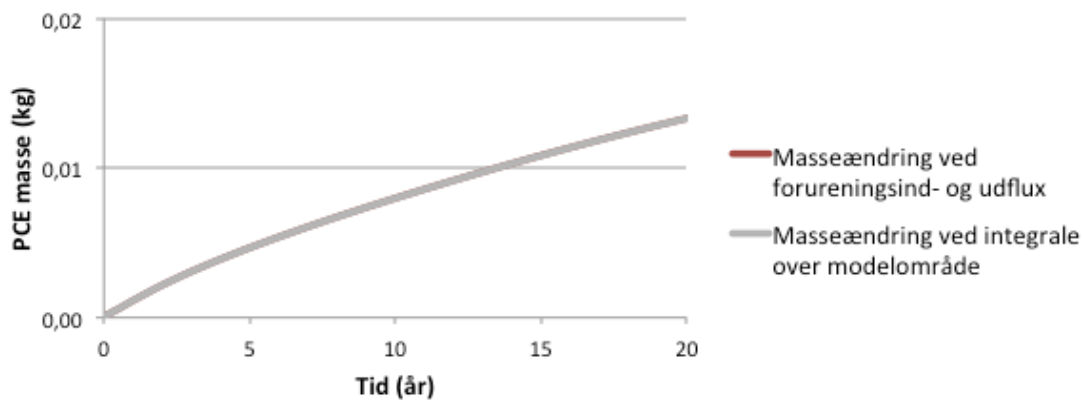
6.12 Dokumentation af 2D-modelresultater

Vandbalance og massebalance

Som det ses i Figur 46, der viser vandbalancen for modelområdet, er den simulerede influx af vand identisk med den simulerede udflux. Figur 47 viser massetilvæksten for modelområdet beregnet som hhv. forskel mellem forureningsflux ind- og ud ad domænet og som fladeintegral af koncentration over modeldomænet. Der ses en god sammenhæng mellem de to beregningsmetoder, som producerer identiske resultater.

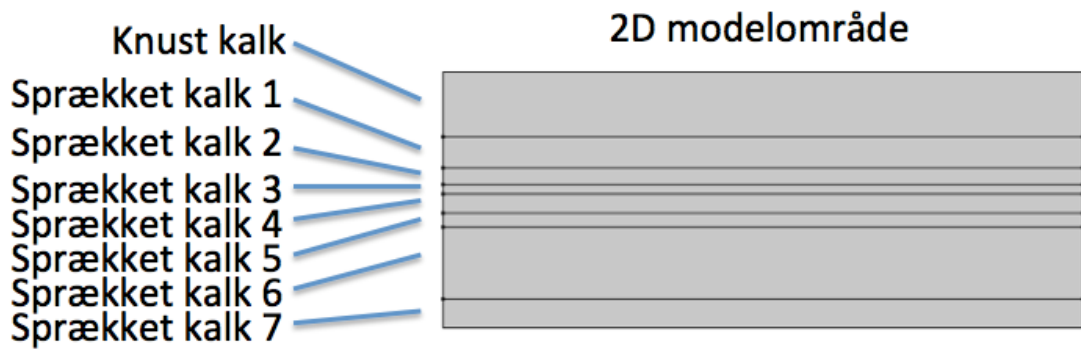
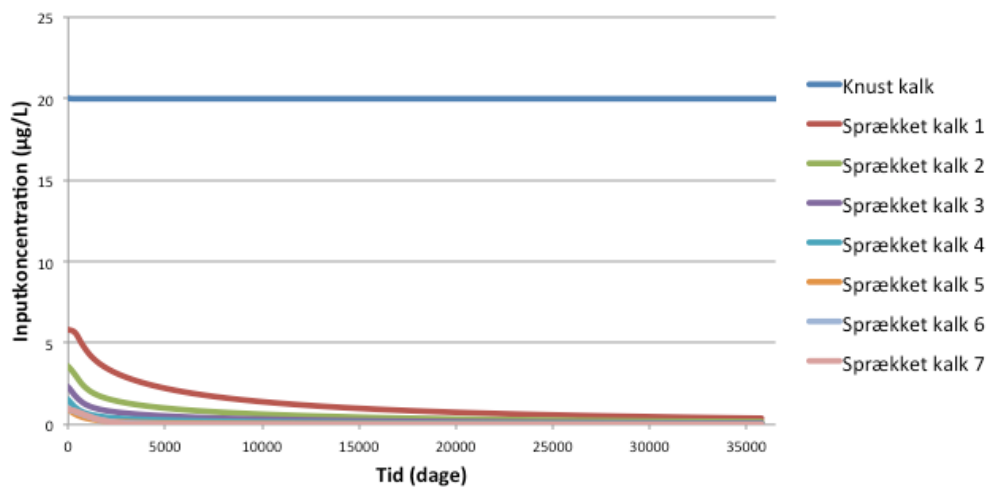


Figur 46 – Vandbalance for 2D modelområde.

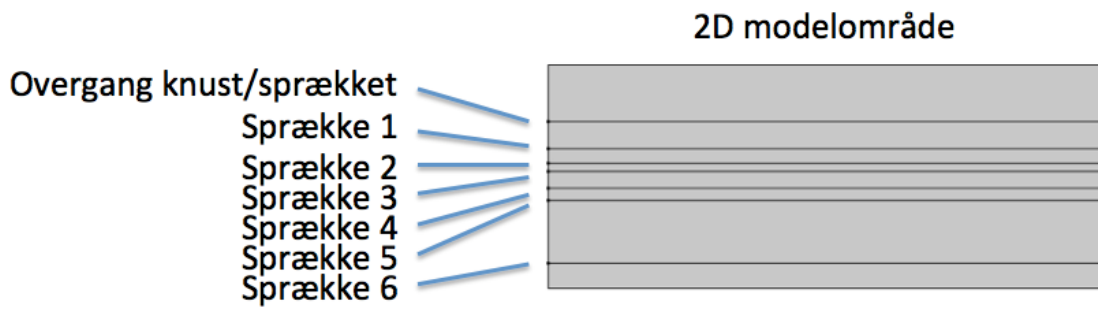
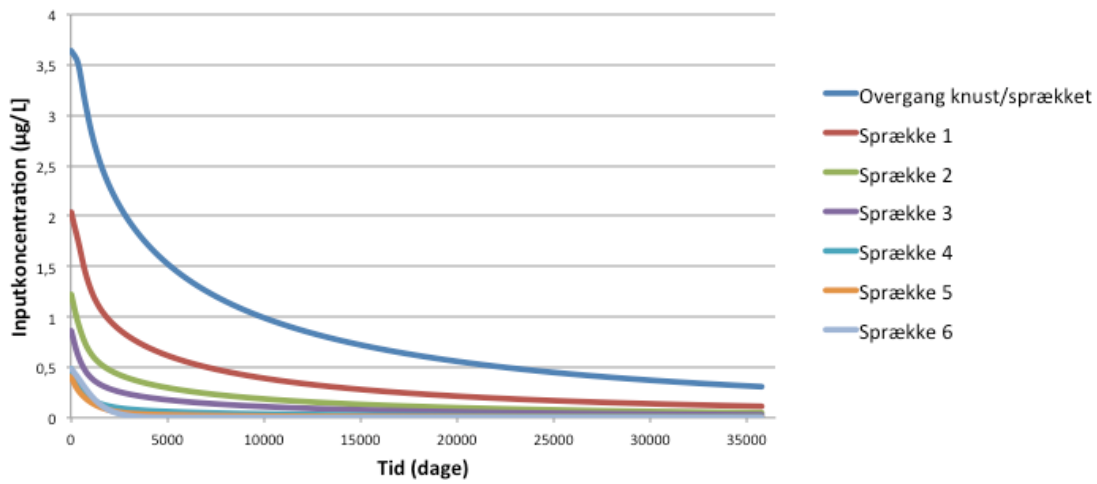


Figur 47 – PCE-massebalance for 2D domæne.

6.13 Koncentrationsinput 2D model



Figur 48 – Indgangskoncentrationer 2D matrix



Figur 49- Indgangskoncentration 2D sprækker