



Region Sjælland

## Tilvejebringelse af beslutningsgrundlag for den fremtidige afværgelse på Stengårdens Losseplads

Region Sjælland

# Tilvejebringelse af beslutningsgrundlag for den fremtidige afværgelse på Stengårdens Losseplads

---

<b>Rekvirent</b>	Region Sjælland att. Hasse Milter
<b>Rådgiver</b>	Orbicon A/S Ringstedvej 20 4000 Roskilde
<b>Projektnummer</b>	3641200106
<b>Projektleder</b>	Niels Døssing Overheu/Mads Georg Møller
<b>Projektmedarb.</b>	Trine Skov Jepsen Lars Christian Larsen Janni Thomsen Nina Tuxen
<b>Kvalitetssikring</b>	Mads Georg Møller
<b>Revisionsnr.</b>	1
<b>Godkendt af</b>	Nina Tuxen
<b>Udgivet</b>	06-02-2015

## INDHOLDSFORTEGNELSE

<b>1. Indledning</b>	<b>7</b>
1.1. Hvad er MNA og hvad kræver det?	8
1.2. Muligheder for dokumentation MNA af forureningsfanen fra Stengården	8
1.2.1 Borningsstrategi	9
1.2.2 Mulige indici på MNA	10
<b>2. Forundersøgelse</b>	<b>12</b>
2.1. Resultater af forundersøgelsen	12
<b>3. Struktur for undersøgelsen</b>	<b>14</b>
3.1. Etablering af nedstrøms boringstransekt	14
3.2. Etablering af mellemliggende boring samt prøvetagning	16
3.2.1 Erfaringer med feltmetoder til indikation af perkolatfane	16
3.3. Indmåling af boringer	17
3.4. Synkronpejling af boringer	18
3.5. Multilevelsampling	19
3.5.1 Erfaringer med Snap sampling	20
3.6. Udtagning af prøve nedstrøms Etape V	21
3.7. Aldersdatering	22
3.8. Undersøgelse af vertikale gradientforhold	22
3.9. Avancerede analyser	23
<b>4. Resultater</b>	<b>26</b>
4.1. Nye boringer	26
4.2. Tolkning af prøvepumpninger	26
4.3. Vertikale gradientforhold	28
4.4. Analyser af traditionelle vandprøver samt Snap sampling	31
4.5. Avancerede vandprøveanalyser	35
4.6. Aldersdatering ved CFC-analyse	37
<b>5. Revision af konceptuel model</b>	<b>38</b>

5.1.	Geologi og hydrogeologi.....	38
5.1.1	Geologi .....	38
5.1.2	Hydrogeologi .....	41
5.2.	Geokemiske forhold .....	44
5.3.	Pesticider og metabolitter .....	46
5.3.1	Koncentration langs strømningslinje .....	46
5.3.2	Tidsserier .....	46
5.3.3	Udviklingen i forholdet mellem moderstoffer og nedbrydningsprodukter.....	47
5.3.4	Udvikling i enantiomerforhold .....	53
5.3.5	Enantiosektiv stabil isotop analyse (ESIA) .....	56
5.4.	Sammentolkning af hydrogeologi og kemi.....	59
5.4.1	Flux gennem boringstransektet .....	59
5.4.2	Potentiale for naturlig nedbrydning.....	61
5.4.3	Risikovurdering for ressourcen nedstrøms boringstransektet.....	63

## **6. Opsætning af modificeret grundvandsmodel for Stengården Losseplads for vurdering og optimering af afværgepumpning .....64**

6.1.	Opdatering af grundvandsmodel for Stengården Losseplads .....	64
6.1.1	Modelværktøj.....	64
6.1.2	Modelområde og diskretisering .....	64
6.1.3	Randbetingelser .....	66
6.1.4	Geologisk og hydrogeologisk konceptuel model.....	68
6.1.4.1.	Hydrauliske parametre og input (sources/sinks): .....	69
6.1.5	Kalibrering af grundvandsmodellen.....	72
6.2.	Beregningsscenarier .....	76
6.2.1	Resultater af scenarie 1: Oppumpning fra eksisterende afværgeboring .....	77
6.2.2	Resultater af scenarie 2: Oppumpning fra ny boring placeret midt i forureningsfanen og umiddelbart nedstrøms kildeområdet.....	80
6.2.3	Resultater af scenarie 3: Oppumpning fra ny boring placeret midt i forureningsfanen og nedstrøms kildeområdet .....	82

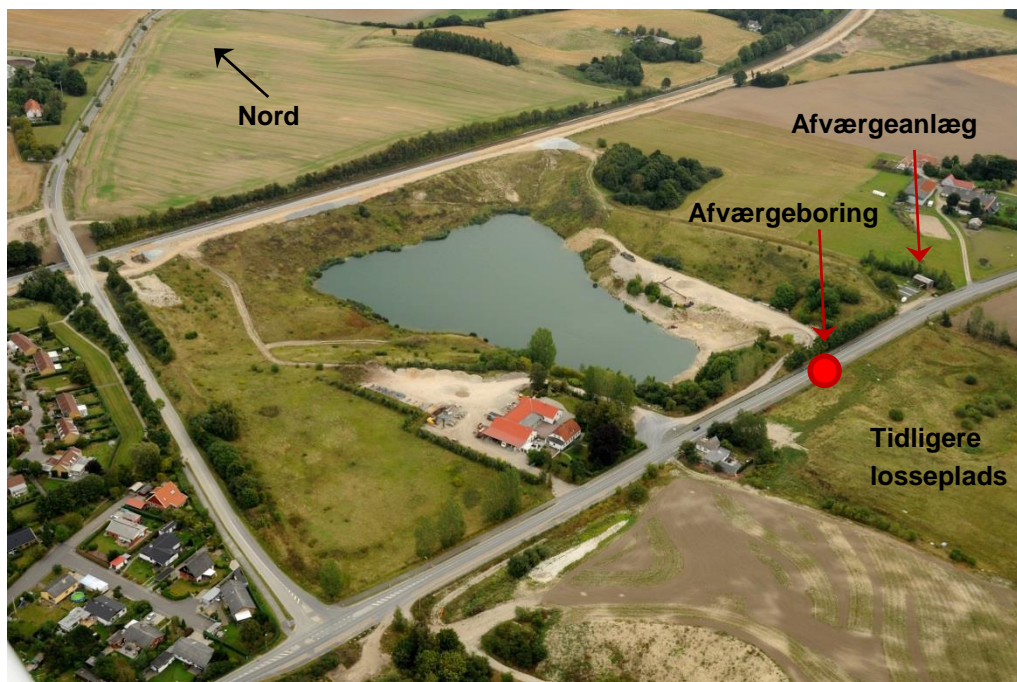
6.2.4	Resultater af scenarie 4: Oppumpning fra eksisterende afværgeboring suppleret med ny boring placeret umiddelbart nedstrøms kildeområdet .....	83
6.3.	Sammenfatning og konklusioner fra modelleringen .....	85
<b>7.</b>	<b>Konklusion.....</b>	<b>87</b>
<b>8.</b>	<b>Referencer.....</b>	<b>90</b>

## BILAGSFORTEGNELSE

1. Situationsplan.
2. Borehulslogging.
3. Analyseresultater for filtre samt snapsampling.
4. Pesticidkoncentration gennem transektet.
5. Pesticidflux gennem transektet.
6. Pesticidkoncentration gennem transektet med analyser fra filtre.
7. Pesticidkoncentration gennem transektet med analyser fra snapsampling.
8. Koncentration af NVOC gennem transektet.
9. Indikation af nedbrydning af dichlorprop.
10. Indikation af nedbrydning af mechlorprop.
11. Preliminary Analytical rapport on Enantioselective Isotope Analysis of chlorinated phenoxy acid type herbicides in groundwater.
12. CFC-analyser.
13. Tidsserier for pejlinger i borerne 206.1837/206.1838, 206.1840, 206.1841, 206.1843, 206.1817 og 206.1822 i perioden 8. marts til 9. april 2013.
14. Resultater og tolkning af pumpetests.
15. Modellsimuleringer.

## 1. INDLEDNING

Siden 1995 har Roskilde Amt og senere Region Sjælland gennemført afværgepumpning af en pesticidforurening ved Stengårdens Kontrollerede Losseplads. I det efterfølgende er både virksomheden og depotet blot omtalt som Stengårdens Losseplads. Afværgen har bestået i oppumpning af forurenede vand fra en enkelt afværgeboring, efterfølgende rensning på kulfiltre og udledning til en sø i en grusgrav umiddelbart nord for lossepladsen, som vist på nedenstående luftfoto.



Figur 1-1 Luftfoto af Stengårdens Losseplads og nedstrøms område. Fra Region Sjællands råstofplan.

Region Sjælland har i 2011 fået udført modelberegninger, der sandsynliggør, at den eksisterende afværgen på Stengårdens Losseplads ikke effektivt afskærer forureningsfanen fra lossepladsen /1/. Da der endvidere er en begrundet formodning om, at pesticiderne i grundvandet i forureningsfanen nedbrydes naturligt, er der et ønske om at vurdere om en fortsat afværgen, alene bestående i monitoreret naturlig nedbrydning (MNA), er en mulighed.

Region Sjælland har således ønsket at tilvejebringe det nødvendige datagrundlag for at kunne beslutte, om den fremtidige afværgen på Stengårdens Losseplads skal foregå ved enten:

- Monitoreret naturlig nedbrydning (MNA).
- Fortsat afværgen med eksisterende anlæg og afværgeboring.
- Optimeret afværgen med eksisterende anlæg (men bedre hydraulisk fiksering).

De problematiske stoffer på Stengården Losseplads er pesticidgruppen phenoxysyrer. MNA kan være en attraktiv mulighed, da phenoxysyrer nedbrydes under mange forhold, og da MNA af phenoxysyrer på lossepladser tidligere er vist effektiv /16, 22/. Endvidere er MNA en "grøn" og kosteffektiv in situ afværgemetode.

### 1.1. Hvad er MNA og hvad kræver det?

MNA baserer sig på naturligt forekommende processer, der mindsker forureningen til et acceptabelt niveau, samt dokumentation heraf. I mange lande (dog ikke Danmark) findes protokoller for anvendelse af MNA.

For at dokumentere naturlige attenueringsprocesser, bruger protokollerne ofte et koncept med "serier af indicier" (lines of evidence), hvor det er målet, at flere typer af indicier eller beviser peger på attenuering. Idet MNA kan opfattes som en "gøre-ingenting-løsning", kræves der en god grundlæggende site-karakterisering, god dokumentation for attenueringsprocesser (bl.a. i form af flere beviser, der peger på det samme), detaljeret procesforståelse samt efterfølgende monitoring af, at de vurderede processer rent faktisk foregår. En serie af indicier kan typisk bestå af /22/:

- 1. serie: Analyse af rumlige og historiske data for at vurdere koncentrationsudviklinger (af forureningsstof og redoxparametre) langs en strømlinje eller over tid. Dette kan vise, om der er tale om en ekspanderende, stabil eller kontraherende forureningsfane, og om der er særligt gunstige nedbrydningszoner.
- 2. serie: Analyse af variationer i bio/geokemiske parametre associeret med en specifik naturlig nedbrydningsproces. Disse parametre kan være moderprodukter, nedbrydningsprodukter, redoxparametre eller pH. Af mere avancerede metoder er analyse af isotopfraktionering og enantiomer-forhold (forhold mellem "højre-" og "venstredrejede" molekyler). Der udføres massebalance- og fluxberegninger langs en strømlinje for at vurdere nedbrydningsraten af de kritiske komponenter.
- 3. serie: Tilvejebringelse af biologiske beviser på naturlig nedbrydning, typisk ved laboratorieforsøg med nedbrydningsstests, "fingerprinting" eller måling af bestemte funktionelle gener.

Krav til antal af indsamlede indicier og sikkerheden på disse afhænger af risikoen af den aktuelle forureningssituation og den politiske eller lokale bevågenhed, der er på forureningssagen.

### 1.2. Muligheder for dokumentation MNA af forureningsfanen fra Stengården

Mulighederne for MNA vurderes på baggrund af 1. og 2. serie af indicier jf. punkterne i det foregående afsnit. En vurdering på baggrund af beregning af flux gennem et boringstransekt, samt vurdering af udviklingen i forholdene mellem moderstoffer og metabolitter, samt mellem enantiomerer er indledningsvist vurderet mest gunstige.



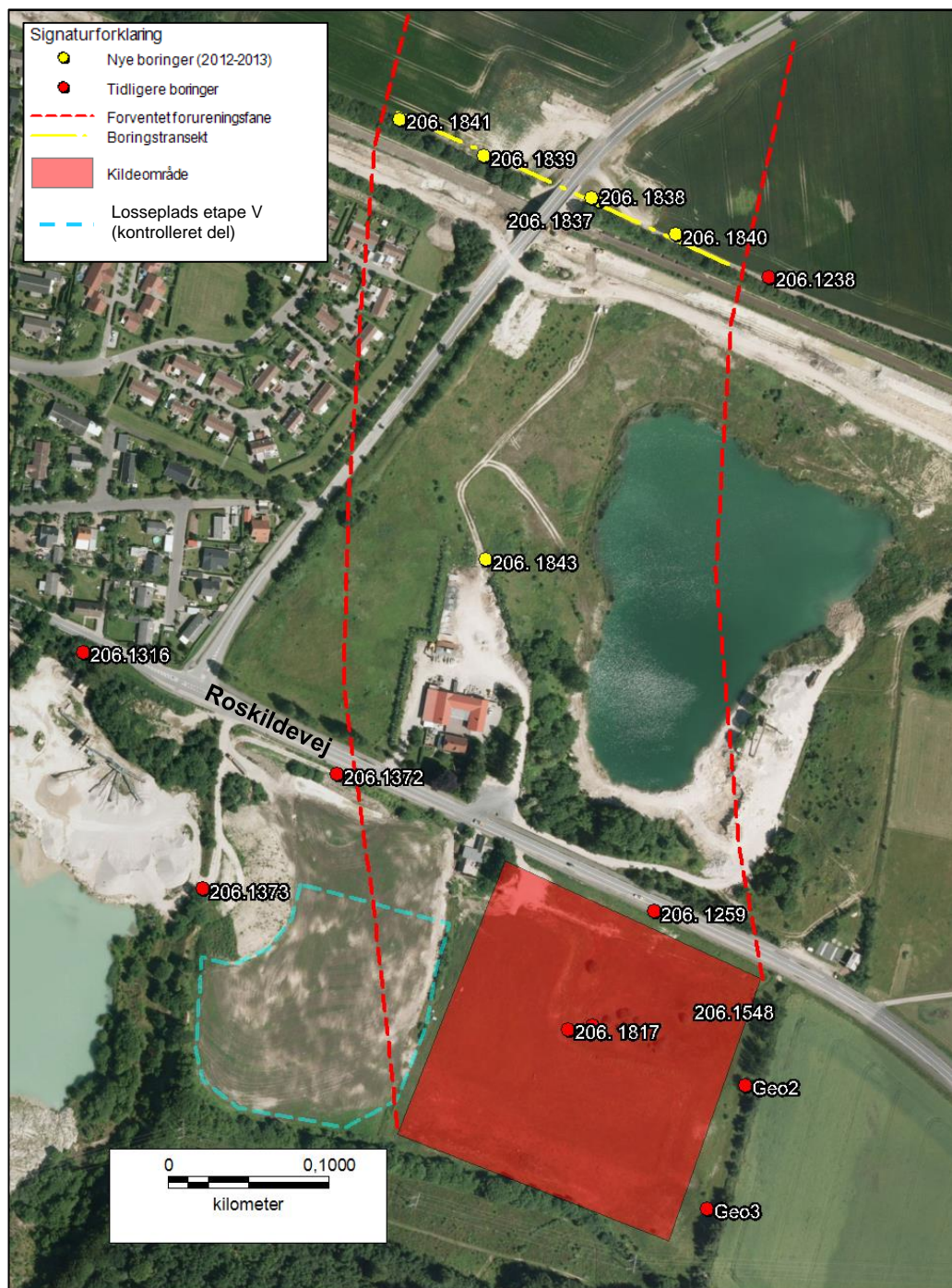
Den hidtidige monitoring antyder, at phenoxysyre-fanen fluktuerer, og at der sker en betydelig dispersion af fanen nedstrøms kildeområdet. Som nævnt i tidligere rapporter (f.eks. /1/), har der inden dette projekt formentlig ikke været monitoringsboringer placeret centralt i forhold til phenoxysyre-fanen. Ydermere er det ukendt, om forureningskilden er ét eller flere små områder med kraftig forurening, eller om der er tale om en mere diffus forurening fra et større område.

### 1.2.1 Boringsstrategi

På baggrund af den begrænsede viden om kildeområdet, har der været behov for at etablere et transekt af boringer på tværs af forureningsfanen i en passende afstand fra kildeområdet, således at forureningsfanen med rimelig sikkerhed kan fanges. Da både boringerne og analyserne er temmelig dyre, er boringsplaceringerne og de niveauer, der skal udtages analyser i, overvejet nøje.

Der er desuden udført en intermedier boring mellem lossepladsen og det udførte boringstransekt, så centralt i fanen som muligt, idet det tidligere arbejde har givet en god viden om strømningsretningen. Formålet med denne boring er at vurdere udviklingen i sammensætning af phenoxysyrerne mellem kildeområdet og transektet. Boringernes placering er vist på nedenstående oversigtskort.

På grund af den meget begrænsede viden om forureningskilden er det vurderet, at det inden for en rimelig økonomi ikke er muligt at bestemme kildestyrken kvantitativt, med stor pålidelighed, ved et transekt langs Roskildevej, da boringerne i et sådant transekt ville skulle stå med en tæthed på 10-20 meter eller tættere langs en 150-200 m mulig kildestrækning.



Figur 1-2. Oversigt over kildeområde, forventet perkolatfane og placering af nye boringer til vurdering af naturlig nedbrydning. Den markerede "Etape V" er en kontrolleret, ikke-kortlagt del af lossepladsen, hvorfra der foregår perkolatopsamling. Lejre Kommune er tilsynsmyndighed på denne del.

### 1.2.2 Mulige indicier på MNA

Ét muligt indicium på naturlig nedbrydning er verificering af en observeret 1. ordens nedbrydningsrate ( $k_1$ ), hvilket kræver kendskab til fluxene i to på hinanden følgende

transekter ( $J_0$  og  $J_1$ ), som under antagelse af stationaritet er givet ved følgende forhold:

$$J_1 = J_0 \cdot e^{-k_1 t}$$

En sådan nedbrydningsrate vil kunne bruges til at vurdere fanens levetid hinsides det nedstrøms liggende transekt.

Fravalget af et kildenært boringstransekt betyder dog, at undersøgelsen ikke omfatter beregning af en observeret nedbrydningsrate.

Samlet er de mulige indicier på MNA som afværgemetode i det aktuelle tilfælde vurderet som:

1. Flux beregnet gennem transekt. Hvis denne er lille, og koncentrationen ved opblanding i en given indvinding er under grundvandskvalitetskriteriet, er det ikke et bevis på nedbrydning, men at forureningen ikke udgør en risiko nedstrøms transektet. (Region Sjælland er pt. i dialog med Lejre Kommune om hvilken størrelse indvinding, der bør anvendes til opblandingsberegning).
2. Koncentrationsfald langs en strømningslinje. Man skal dog være temmeligt sikker på, hvor boringerne står langs strømningslinjen, eller koncentrationsfaldene skal være markante, for at dette kan bruges som pålideligt indicium.
3. Udvikling i forhold mellem moderstoffer og metabolitter opstrøms til nedstrøms.
4. Udvikling i enantiomerforhold opstrøms til nedstrøms.
5. Udvikling i isotopforhold opstrøms til nedstrøms.

Hver af de ovennævnte 5 delmetoder er kvantitative metoder, mens den samlede vurdering af indicierne er kvalitativ.

## 2. FORUNDERSØGELSE

Inden den egentlige undersøgelse er der udført en forundersøgelse i form af ledningsevnelogs i borerne:

- 206.1238 (Moniteringsboring ved jernbanen, som forventes at ligge på den højre flanke af forureningsfanen).
- 206.1259 (Afværgeboringen).
- 206.1817 (Ny boring på lossepladsen fra 2011 /1/).

Forundersøgelsen er udført for at få en indikation af, i hvilket niveau perkolatfanen findes, dels i umiddelbar nærhed af pladsen og dels længere nedstrøms. Formålet har været at kunne optimere, i hvilke dybdeniveauer der senere skulle filtersættes og prøvetages.

### 2.1. Resultater af forundersøgelsen

Logningsarbejdet er udført af GEO den 18. oktober 2012, og resultaterne fremgår af logningsrapporten i bilag 2.

I boringen på lossepladsen, 206.1817 (kaldet boring 1 i bilag 2), er der en stigende tendens i ledningsevnen ned mod bunden af boringen, hvilket kan tyde på, at der allerede dér findes en delvist neddykket fane, hvilket igen kan tyde på, at der er en eller flere kilder opstrøms (syd for) boringen. Vi er af den opfattelse, at phenoxysyrefanen er en "lille" fane inden i en større "perkolatfane". Man kan verificere perkolatfanen ved udførelse af ledningsevнемålinger. Phenoxysyrefanen er en del af perkolatfanen, men vil ikke kunne detekteres direkte ved ledningsevнемålinger. Det er phenoxysyrerne der udgør forureningsproblemet i perkolatfanen, hvorfor det er phenoxysyrene, der skal foretages afværg overfor.

I afværgeboringen, 206.1259 (boring 3 i bilag 2) er der et generelt højt niveau for ledningsevnen og ikke nogen tydelige horisonter. Som boring 206.1817 og afværgeboringen er sat op ved siden af hinanden i bilag 2, kan man se, at der muligvis er en forurening i et dybere niveau ved 206.1817, som kan passere under afværgeboringen, så denne sandsynligvis står uhensigtsmæssigt både i X/Y-koordinat men også ift. filtersætning. Dog ses ledningsevnen at være væsentligt højere i afværgeboringen, og det er muligt, at den opadrettede gradient, der skabes ved pumpningen kan trække dybereliggende forurening op i afværgeboringen.

I moniteringsboringen, 206.1238 (boring 10 i bilag 2), ses et generelt lavt niveau for ledningsevnen uden horisonter. Dette kan være tegn på, at boringen – som tidligere tolket – står ved den yderste højre kant af fanen fra lossepladsen, med så lavt et bidrag til ledningsevnen fra perkolatet, at det ikke lader sig spore.

Samlet set har forundersøgelsen ikke klart kunnet udpege i hvilket niveau perkolatet kan forventes, og den har derfor ikke bidraget til at kunne forudsige, hvor filtrene i de nye boringer skulle placeres vertikalt.

### 3. STRUKTUR FOR UNDERSØGELSEN

Overordnet er fulgt følgende arbejdsgang i tilvejebringelsen af beslutningsgrundlaget:

Tabel 3.1 Opbygning af undersøgelse med aktiviteter.

Aktivitet	Vigtigste formål
Forundersøgelse	Optimering af boringsplacering (beskrevet i afsnit 2).
Nedstrøms transekt	Identifikation af faneforløb og fluxbestemmelse.
Indmåling og pejling	Opdatering af potentialekort.
Multilevelsampling	Nøjere identifikation af faneforløb og fluxbestemmelse.
Mellemliggende boring(er)	Udvikling af koncentrationer og isotop/enantiomerforhold langs en strømningslinje.
Test af avancerede analyser	Afklare relevans, tid og økonomi.
Revision af konceptuel model	Sammenfatte alle tilgængelige oplysninger.
Møde med Region Sjælland	Aftale om det videre forløb, herunder: identifikation af kontrolpunkt hvor kvalitetskrav skal være overholdt samt beslutning om der skal arbejdes videre med en naturlig nedbrydning løsning eller en afværgepumpe-løsning.
Vurdering af fortsat afværgepumpning	Optimering af afværgepumpning.
Rapportering	Dokumentation, anbefaling og konklusion.

De enkelte aktiviteter er yderligere beskrevet i de følgende afsnit, idet forundersøgelsen er beskrevet i afsnit 2.

#### 3.1. Etablering af nedstrøms boringstransekt

Der er i november-december 2012 etableret et boringstransekt vest for monitoringsboringen 206.1238 langs jernbanen, jf. Figur 1-2. Transektet består af 4 boringer, som er udført op til 58 meters dybde med en indbyrdes afstand på 50-70 m. Boringerne er udført som 12" DTH-/Symmetrixboringer, og er alle udbygget med Ø90 mm slidse- og blindrør i 3 niveauer. Slidserørdimensionen tillader, at der kan udføres prøvetagning i flere niveauer samt pumpetests i de enkelte filtre.

Den tidligere monitoringsboring 206.1238, som supplerer transektet i østlig retning, er etableret med ét langt filter fra 14 m u.t. til 47 m u.t., og monitoringsboringerne i området er generelt udført med lange filtre for at dække den store mættede sandformation. Inden undersøgelsen har der derfor været usikkerhed om, hvor dybt forureningsfanen

når ned i magasinet, og hvor bred forureningsfanen er. Derfor har strategien for udførelsen af borerne været, at der først blev udført én boring (206.1838), hvor den centrale del af forureningsfanen formodes at være. Boringen er ført til 34 m u.t., svarende til at den øvre halvdel af Torkilstrupformationen er gennemboret. Af hensyn til økonomien blev det løbende tilstræbt ikke at bore dybere end perkolatfanen. Af denne grund blev der løbende udført ledningsevne målinger og felt-chlorid målinger på borevandet under borearbejdet, i håb om at de løbende målinger kunne indikere, den dybdemæssige placering af perkolatfanen.

Boring 206.1837 blev udført med 3 filtre (ø90 mm) i niveauerne:

Filter 1: Kote +28,2 m til +33,2 m DVR90 (29 – 34 m u.t.).

Filter 2: Kote +34,2 m til +38,2 m DVR90 (24 – 28 m u.t.),

Filter 3: Kote +39,3 m til +43,3 m DVR90 (19 – 23 m u.t.),

Umiddelbart efter renpumpning af boringen blev udtaget vandprøver fra de 3 filtre til hasteanalyse for chlorid og phenoxysyrer samt alm. analyse for redoxparametre. Det fortsatte borearbejde afventede resultaterne af analyserne for at vurdere, om perkolatfanen var fanget. I mellemtiden blev boringen 206.1839 etableret ved næste boringsplacering i vestlig retning. Det var tilstræbt at udføre boringen til bunden af magasinet, men med det tilgængelige udstyr var det ikke muligt at bore dybere end 51,5 m.

Boring 206.1839 blev udført med 4 filtre (ø90 mm) i niveauerne:

Filter 1: Kote +8,8 m til +18,8 m DVR90 (41,5 - 51,5 m u.t.),

Filter 2: Kote +19,2 m til +29,2 m DVR90 (31,5 - 41,5 m u.t.),

Filter 3: Kote +30,3 m til +32,3 m DVR90 (28 - 30 m u.t.).

Filter 4: Kote +33,4 m til +45,4 m DVR90 (15 - 27 m u.t.).

Det ekstra filter i forhold til de øvrige borer skyldtes, at 3 m forerør knækkede af mellem 32-35 m u.t., og der således måtte bores et ekstra hul for at få sat filter 2. Det muliggjorde et ekstra filter i det første borehul, og dette blev sat over et observeret lavt-lydende lag omkring 28-30 m u.t. for at vurdere eventuel vertikal transport.

Analyserne fra filtrene i boring 206.1837 viste, at boringen ikke havde nået bunden af perkolatfanen, og der blev derfor udført endnu en boring (206.1838) i umiddelbar tilknytning til 206.1837. Da boringen står centralt i forhold til fanen, og analyserne fra 206.1839 indikerede en dybtliggende fane, blev det vurderet vigtigt, at boringen blev ført til bunden af magasinet, som blev påtruffet 57,9 m u.t. Da 12" symmetrix-udstyret kun kunne bore til 50 m u.t., blev der fra 50 m teleskoperet med et 8" forerør og boret til leroverfladen med sandspand.

Boring 206.1838 blev udført med 3 filtre (ø90 mm) i niveauerne:

Filter 1: Kote +4,5 m til +11,5 m DVR90 (51 - 58 m u.t.),

Filter 2: Kote +12,6 m til +19,6 m DVR90 (43 - 50 m u.t.),

Filter 3: Kote +20,7 m til +27,7 m DVR90 (35 - 42 m u.t.).

Der blev løbende udført ledningsevne målinger og felt-chlorid målinger på borevandet, og umiddelbart efter renpumpning af boringen blev der udtaget vandprøver fra de 3 filtre til hasteanalyse for chlorid og phenoxysyrer samt analyse for redoxparametre.

Boringerne 206.1840 og 206.1841 blev udført efter samme fremgangsmåde, og der blev i hver boring sat tre filtre til at dække den mættede del af sandformationen. I begge boringer blev teleskoperet i 8" fra 50 m u.t. til leroverfladen (hhv. 53,7 og 53,1 m u.t.).

Boring 206.1840 blev udført med 3 filtre (ø90 mm) i niveauerne:

Filter 1: Kote +5,1 m til +15,1 m DVR90 (44 - 54 m u.t.),

Filter 2: Kote +16,2 m til +26,2 m DVR90 (33 - 43 m u.t.),

Filter 3: Kote +27,3 m til +46,3 m DVR90 (13 - 32 m u.t.).

Boring 206.1841 blev udført med 3 filtre (ø90 mm) i niveauerne:

Filter 1: Kote +7,0 m til +17,0 m DVR90 (43,5 - 53,5 m u.t.),

Filter 2: Kote +18,1 m til +28,1 m DVR90 (32,5 - 42,5 m u.t.),

Filter 3: Kote +29,1 m til +46,6 m DVR90 (14 - 31,5 m u.t.).

I de 15 filtre i det nye boringstransekt blev i forbindelse med renpumpning udført en kort pumpetest til bestemmelse af hydraulisk ledningsevne.

### 3.2. Etablering af mellemliggende boring samt prøvetagning

På baggrund af analyseresultaterne fra boringerne i transektet er i perioden 23. jan. - 2. feb. 2013 udført boring 206.1843 efter samme princip som de øvrige boringer. Boringen er placeret mellem lossepladsen og det udførte boringstransekt, så centralt i fanen som muligt. Formålet med denne boring er at vurdere udviklingen i sammensætning af phenoxysyrerne mellem kildeområdet og transektet. Også i denne boring blev teleskoperet i 8" fra 50 m u.t. til leroverfladen (55,1 m u.t.).

Boring 206.1843 blev udført med 3 filtre (ø90 mm) i niveauerne:

Filter 1: Kote +4,5 m til +15,5 m DVR90 (45,3 - 55,3 m u.t.),

Filter 2: Kote +16,6 m til +26,6 m DVR90 (33,3 - 43,3 m u.t.),

Filter 3: Kote +27,6 m til +44,9 m DVR90 (15 - 32,3 m u.t.), hvor der dog var leret fyldt ned til kote +39 m DVR90 (20,9 m u.t.).

I forbindelse med renpumpning blev der udført en kort pumpetest til bestemmelse af hydraulisk ledningsevne. Umiddelbart efter renpumpningen af boringen blev der udtaget vandprøver fra de 3 filtre til analyse for chlorid, phenoxysyrer og redoxparametre.

#### 3.2.1 Erfaringer med feltmetoder til indikation af perkolfane

Feltmålingerne af ledningsevne og chlorid fulgte hinanden (blev udført ved hjælp af gennemløbsbeholder ("prøvetagningsgris")). Målingerne var ikke signifikante nok til, at



vi ville afgøre filtersætningen på baggrund af dem, og det viste sig ved senere analyse af vandprøverne, at der var dårlig korrelation mellem feltmålingerne og analyserne af pesticider. Formentlig skyldes dette, at perkolatkoncentrationerne er så lave, at andre faktorer i grundvandskemi styrer målingerne. Af denne grund blev feltmålingerne kun udført for de første fire borer (206.1837-206.1840) og dermed ikke for 206.1841 og 206.1843.

Det blev desuden forsøgt at måle chloridindhold i felten vha. et kolorimetrisk testkit, som det kendes fra f.eks. akvarier. Der blev kun taget få af disse prøver, da det tog en vis tid før det suspenderede materiale bundfældede tilstrækkeligt, hvorefter en delprøve blev udtaget og filtreret, tilsat kemikalier og til slut blev målt på farveskalaen. Resultaterne af disse prøver var også inkonklusive og stemte hverken med feltmålingerne med gris eller laboratoriemålingerne.



Figur 3-1 Testkit til måling af chlorid (5-10-20-40-75-150-300 mg/l Cl). Fra dk.vwr.dk.

### 3.3. Indmåling af borer

Efter at borerne i transektet var udført, blev de indmålt og pejlepunkt og terræn blev nivelleret for de nye borer, tillige med de 3 borer, som blev udført i 2011 (206.1817, 206.1819 og 206.1822), den eksisterende afværgeboring (206.1259), boring 206.1548 på lossepladsen samt vandspejlene på hhv. Merlung og Stengårdens grusgrav. Indmålingen og nivellement blev udført af Landmålergården I/S, foranlediget af Region Sjælland. Indmålingen måtte udføres af to omgange, da der ved den første indmåling blev anvendt GPS med en tolerance på Z-koten på 5 cm, hvilket ikke var nøjagtigt nok.

Den første indmåling (med GPS) blev udført den 4. januar 2013, inden etablering af den mellemliggende boring 206.1843. Den anden indmåling blev udført d. 14. februar 2013 med nivelleringsudstyr med en Z-tolerance på +/- 2 mm. Nivelleringsarbejdet blev omfattende, da de tidligere fikspunkter ved jernbanebroerne var gået tabt pga. ombygningen af banestrækningen. Derfor måtte landmålerne op i Hvalsø by – ved kirken og på den anden side af stationen – for at finde brugbare fikspunkter. Boring 206.1843 var udført ved anden indmåling og blev således indmålt ved denne lejlighed. For afværgeboringen 206.1259 er som pejlepunkt indmålt topkarmen af boringens dæksel (ved terræn). De øvrige borer er pejlepunkt indmålt til den øverste del af filterret.

### 3.4. Synkronpejling af boringer

Den 2. januar 2013 blev der udført synkronpejling af 21 boringer omkring forureningsfanen samt vandspejl på de to grusgrave, og der blev herefter udarbejdet et nyt potentialekort, bl.a. med henblik på hensigtsmæssig placering af den mellemliggende boring 206.1843 ift. forureningsfanen.



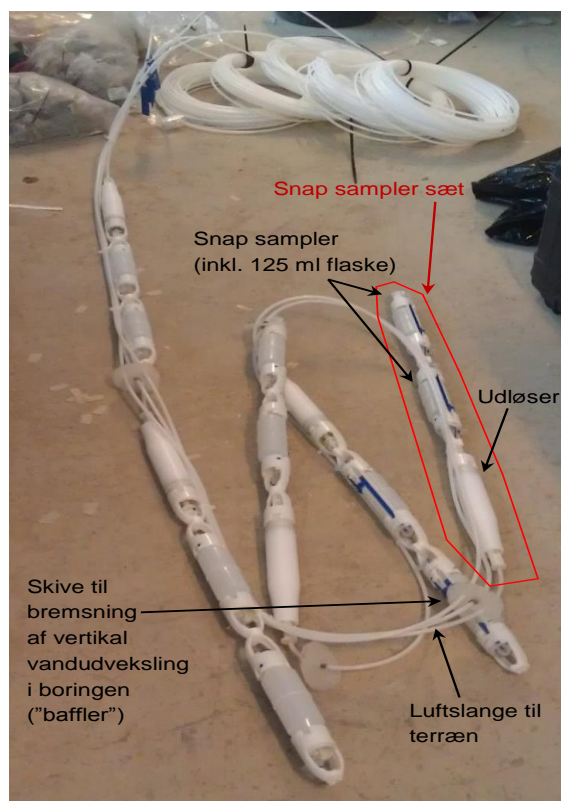
Figur 3-2 Tolket potentialebillede for Torckilstrup-formationen, 2. januar 2013 (m DVR90). Pejlepunkter er markeret med stjerner. Kortet er tolket ud fra synkronpejlingen 2. januar 2013, supplerende tolkning i 206.1843 m.fl. 27. februar 2013 samt præcisionsnivelement udført den 14. februar 2013.

Efter etableringen af boring 206.1843 blev filtrene i denne boring pejlet den 27. februar 2013 sammen med borerne 206.1838 og 206.1841. Vandspejlet stod ved denne runde i gennemsnit 12 cm højere end ved synkronpejlingen 2. januar. De pejlede vandspejl i boring 206.1843 er blevet korrigeret med denne forskel, således at der kan tolkes et samlet potentialebillede for 2. januar inkl. den seneste boring. I den nye tolkning er desuden anvendt de præcisionsnivellerede z-koter fra anden indmålingsrunde, jf. afsnit 3.3.

### 3.5. Multilevelsampling

I de filtre og filterniveauer, hvor der var tegn på en perkolfane i borerne 206.1238, 206.1259, 206.1817 og de nye monitoringsboringer er udført multilevelsampling ved anvendelse af Region Sjællands Snap Samplere. Prøvetagningen er sket i tre omgange, dels pga. antallet af indkøbte samplere og dels fordi prøvetagningen i boring 206.1843 afventede resultaterne af prøvetagningen i borerne i transektet.

Snap Samplerne blev monteret med 5-6 samplersæt, med to prøvetagningskamre i hver, som vist på Figur 3-3. Samplerne var placeret i borerne i en periode på 2 uger, hvorefter de blev lukket og taget op, og én flaske fra hvert prøvetagningssæt (så vidt muligt den nederste af de to dubletter) blev sendt til analyse på Højvang Miljølaboratorium til analyse for phenoxysyrer og metabolitter.



Figur 3-3 Samlet Snap sampler udstyr til én boring med 5 samplersæt med hver to prøvetagningskamre og en udløserdel.

### 3.5.1 Erfaringer med Snap Sampling

De indkøbte Snap Samplere er af en type, hvor top- og bundlågene på samplerne udløses vha. trykluft efter endt prøvetagning. Indledningsvist blev brugt en alm. håndpumpe (cykelpumpe) til at udløse lågene, men det blev erfaret, at trykopbygningen skete for langsomt, og der således for flere prøver skete det, at top-lågene ikke lukkede i. Da alle prøverne blev udtaget som dobbeltprøver, var der dog kun én prøve hvor begge kamre fejlede, og denne prøve blev gentaget ved den følgende samplingsrunde.

Derefter blev der indkøbt en dykkerflaske med en 12 bars ventil til udløsning af lågene, som vist på Figur 3-4 tv. Denne procedure virkede væsentligt bedre, om end der stadig var nogle få toplåg, der ikke lukkede. Det kan skyldes sandkorn i mekanikken, som er svære at undgå, selv om samplerne rengøres grundigt inden brug, da der – især i bunden af filtrene – findes suspenderet materiale.

Mellem hvert prøvetagningssæt blev ved de første to prøverunder påsat nogle skiver til at bremse den vertikale vandudveksling i filtrene, som vist på Figur 3-3. Disse såkaldte "bafflere" tog dog temmelig lang tid at montere, og den reelle bremsende effekt, såfremt der skulle være vertikal strømning i filtrene blev vurderet begrænset. Derfor blev det udeladt at etablere bafflere ved tredje prøverunde, og det blev observeret, om der var visuelle tegn i prøverne på øget vandudveksling (mere ensartede prøvefarver) i forhold til tidligere runder, hvilket ikke var tilfældet. Figur 3-4 th. viser farveforskellen mellem to naboprøver, hvor der ikke er monteret baffler mellem kamrene.



Figur 3-4. Øverst tv.: Princip for udløsning af Snap Samplere vha. trykluft. Nederst tv.: Udløsning af Snap Sampler sæt i feltet (boring 206.1843). Til højre: Eksempel på farveforskel blandt to samplere i samme sæt (fra boring 206.1838).

### 3.6. Udtagning af prøve nedstrøms Etape V

Vest for det formodede kildeområde (rød firkant på Figur 1-2) ligger den kontrollerede del af Stengårdens Losseplads, kaldet Etape V. Denne del er den officielt seneste etape af lossepladsen, hvor deponi er foregået fra sidst i 1970'erne til omkring 2007 /1/. Etape V er forsynet med lermembran og perkolatopsamling, og Lejre Kommune er myndighed for denne del. Det kan dog ikke udelukkes, at der kan ske udsivning af eventuelle deponerede pesticidrester fra denne del også. Effektiviteten af membranen har ikke umiddelbart kunnet afprøves ved vandstandspejlinger over og under membranen, da der (så vidt Orbicon ved) ikke findes filtersatte boringer på pladsen. Sådanne boringer ville kunne etableres, men pt. er Etape V ikke kortlagt, og der kan derfor være administrative udfordringer hermed.

Efter etablering af boringstransekt, synkronpejling og analyser blev der foretaget en vurdering af sandsynligheden for, at en del af forureningsfanen kunne stamme fra Etape V. Ud fra potentialekortet på Figur 3-2 kunne det ikke udelukkes at være tilfældet, og 5. februar 2013 blev udtaget en vandprøve fra boring 206.1372 umiddelbart nedstrøms Etape V. Prøven blev analyseret for phenoxysyrer og metabolitter.

Som det fremgår af afsnit 4.4 blev der påvist de samme stoffer, som er observeret i transektet og på lossepladsen, men i væsentligt lavere koncentrationer (ned til 1/10 eller mindre end niveauet på pladsen og i transektet). Det blev derfor vurderet, at der ikke umiddelbart er noget der tyder på, at boringen fanger et betydende bidrag fra en eventuel kilde på den kontrollerede del, men mest sandsynligt, at der observeres en diffus afsmitning fra den venstre flanke af fanen fra den V2-kortlagte del.

På den baggrund blev det aftalt med Region Sjælland, at der ikke blev lavet Snap Sampling i denne boring, da det formentlig ikke ville give nogen betydende koncentrationsdiskretisering inden for filteret.

### 3.7. Aldersdatering

Prøvepumpningerne i de forskellige filtersatte niveauer i transektet viste heterogenitet i den hydrauliske ledningsevne på op til en faktor 20. Det betyder, at grundvand, som er infiltreret på Stengårdens Losseplads må antages at have væsentlig forskellig alder i transektet. Der er overslagsmæssigt regnet transporttider mellem 5 og 50 år fra lossepladsen til transektet, størst for grundvandet i de dybere dele af magasinet, hvor også de højeste koncentrationer er påvist. Årsagen til de høje koncentrationer i det dybeste vand kan dermed både være nedadrettede gradienter og forskelle i transporttid. Det kan således være, at grunden til at der ikke ses så høje koncentrationer i det øvre vand, er at forureningen allerede er afstrømmet der. En nærmere afklaring af årsagerne til den vertikale fordeling kan forbedre risikovurderingen, og dermed være med til at skabe grundlag for at vurdere muligheden for at anvende MNA som afværgemetode.

Der er derfor udtaget 5 grundvandsprøver til aldersdatering via CFC-analyse. Prøverne er udtaget 7. marts 2013 af Troels Laier fra GEUS

Der er prøvetaget følgende boringer/filtre på lossepladsen er 206.1837.2, 206.1838.1, 206.1838.3, 206.1843.1 og 206.1817.

### 3.8. Undersøgelse af vertikale gradientforhold

I forbindelse med prøvetagning og pejling af boring 206.1843 blev der foretaget en korttids datalogning af vandspejlet i boringen. Formålet var at vurdere den tidlige variation i forbindelse med oversætningen af en pejling i februar til synkronpejledataene fra januar, jf. afsnit 3.4.

Datalogningen viste imidlertid, at vandspejlet var påvirket af barometereffekt, dvs. en tidsforskydning mellem trykpåvirkningen i hhv. atmosfæren og den umættede del af sandformationen, som er adskilt fra atmosfæren af et lavpermeabelt ler/fyldlag. Effekten giver vandspejlsvariation på op til 5 cm inden for den 14 dages logningsperiode. Effekten kan forårsage varierende opad/nedadrettet gradient i magasinet, hvilket kan være en medvirkende årsag til den store dispersion, der er observeret i magasinet (sammen med bl.a. heterogenitet i hydraulisk ledningsevne samt stort infiltrationstryk).

For at belyse en eventuel variation i barometereffekt og vertikale gradienter er der etableret dataloggere i de øverste og nederste filtre i de nye borer 206.1837/206.1838, 206.1840, 206.1841 og 206.1843. Endvidere er der etableret dataloggere i borerne 206.1817 og 206.1822 på lossepladsen og syd for denne, for at få et billede af evt. barometereffekt og tidsvariation i denne del af området. Der er i alt etableret 10 dataloggere + en barometerlogger (atmosfæretryk).

Loggerne er monteret d. 8. marts 2013, og har hængt i borerne frem til den 9. april 2013, i hvilket tidsrum der er registreret 4 lavtrykspassager. Herefter er loggerne demonteret, tappet og resultaterne er samlet med den konceptuelle model, jf. afsnit 4.3.

### 3.9. Avancerede analyser

Der er i flere forskningsmiljøer i de seneste år arbejdet intensivt med nedbrydning af phenoxysyrer i grundvand samt dokumentation heraf. Det har medført en udvikling af nye, avancerede kemiske analyser, der kan supplere de øvrige aktiviteter, og dermed give flere "indicia på nedbrydning". Der er tre typer af avancerede analyser, der beskrives nedenfor. For alle metoder gælder, at det er videnstunge metoder at planlægge og tolke, da de kræver et overblik over den allernyeste forskning på området og de faldgruber, metoderne er ledsaget af.

#### *Analyse af samtlige mulige moderstoffer, metabolitter og urenheder*

For mange stoffer er det en anerkendt metode at se på forholdet mellem moderstoffer og metabolitter langs en strømningslinje. Hvis der i større afstand fra kilden er et relativt højere indhold af metabolitter, er det bevis for at der sker nedbrydning. Hvis indholdet er lavere eller uændret, er det ikke nødvendigvis et bevis for det modsatte, da det kan skyldes at metabolitterne nedbrydes hurtigere end moderstofferne.

Denne metode kan også anvendes for phenoxysyrer, men her kræves særlig omhyggelighed, idet mange af de potentielle metabolitter også kan forekomme i selve pesticid-produktet i form af urenheder i produktionen. Imidlertid har et forskningsstudie udført på DTU undersøgt denne problematik grundigt, og arbejdet har resulteret i en række "worst-case" ratioer mellem moderstof og potentiel metabolit som følge af uren produktion /17/. Når disse ratioer er overskredet, er det bevis for nedbrydning.

Metoden afhænger af, at samtlige mulige metabolitter og urenheder måles i prøven. Det er stoffer som f.eks. 4-CPP, 2-CPP, 4-chlor-2-methylphenol og flere andre chlorphenoler. Disse stoffer er nu med i regionernes nye pesticidpakker.

#### *Analyse af fordelingen af R- og S-enantiomerer*

Alle phenoxysyrer findes i to spejlvendte former – hhv. R- og S-formen – kaldet enantiomerer.

I forhold til danske grænseværdier for pesticider i grundvand, er det begge former, der skal medtages og overholde grænsen på 0,1 µg/l. Så enantiomer-specifik analyse kan ikke bruges til at "se bort" fra en del af forureningen. Analysen kan imidlertid bruges til at dokumentere nedbrydning, idet forskning har vist, at mikroorganismer har en præferentiel nedbrydning af den ene form i forhold til den anden.

Analyse af specifikke enantiomerforhold er imidlertid ikke en hyldevare hos laboratorierne. På forskningscentret Helmholtz Zentrum München og deres spin-off virksomhed Isodetect kan de foretage disse analyser – også i de lave koncentrationsområder, der er tale om ved Stengården Losseplads.

En vandprøve udtages og opkoncentreres og konserveres i felten ved "solid phase extraction" (forkortet SPE). Metoden hertil er udviklet af en ph.d-studerende på DTU, som har bistået i prøvetagningen. Opkoncentrering er nødvendig for at få nok masse at arbejde med i analyseapparatet. Imidlertid opkoncentreres alle andre stoffer potentielt også, hvilket kan give problemer i forhold til baggrundsstøj på analysen, hvilket igen influerer på både analysetid og –omkostninger. Omfanget af disse problemer afhænger i høj grad af hvilke stoffer, der er til stede i forureningsfanen. Efter at have diskuteret problemstillingen med Isodetect, er det derfor vedtaget at udtage tre prøver (fra forskellige dele af fanen) og sende dem til Isodetect for at udføre en testanalyse. Herefter er det muligt at vurdere, om metoden kan anvendes i større skala inden for en acceptabel økonomi og tidshorisont. På denne måde sikres den lavest mulige pris fra Isodetect, og desuden minimeres unødigt ressourcspild, hvis metoden ikke viser sig brugbar på Stengårdens vand-matrix

#### *Analyse af indholdet af stabile <sup>13</sup>C-isotoper*

Alle organiske stoffer indeholder både <sup>12</sup>C-isotoper og en lille andel stabile <sup>13</sup>C-isotoper. Ligesom det er tilfældet med enantiomere stoffer, så har mikroorganismer en præference for nedbrydning, idet de hurtigere/lettere nedbryder molekyler med <sup>12</sup>C end molekyler, hvor et af kulstafatomerne er <sup>13</sup>C. Forskellen er lille, men betyder alligevel, at man over tid eller afstand er i stand til at se et skift i andelen af tilbageværende <sup>13</sup>C, idet disse molekyler vil udgøre en større og større andel i takt med at <sup>12</sup>C-molekyler nedbrydes. Så en ændring i <sup>12</sup>C/<sup>13</sup>C forholdet er bevis for nedbrydning.

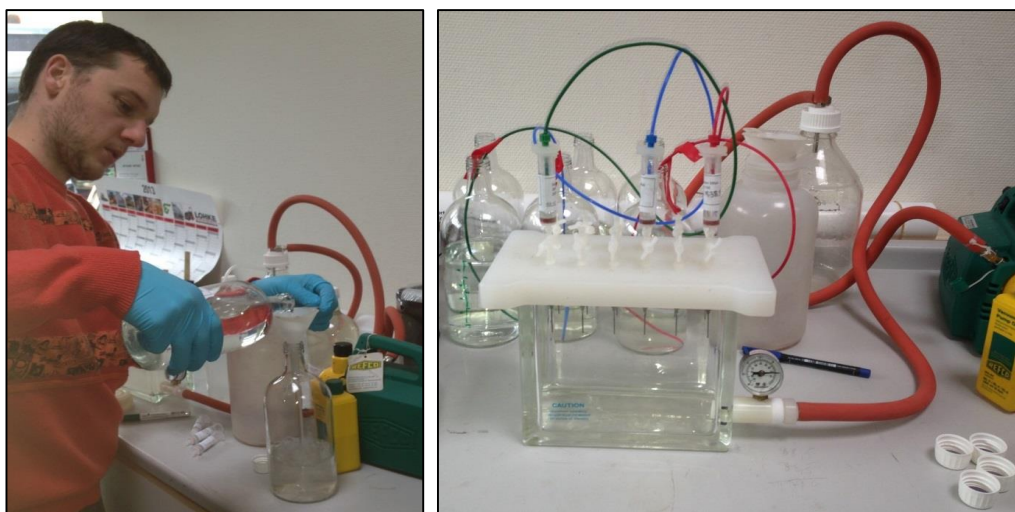


Analogt til den enantiomerspecifikke analyse er der tale om en meget specialiseret analyse, der ikke er en hyldevare. Isodetect kan udføre analysen – også her efter opkoncentrering med SPE, med de dertil hørende potentielle matrix-forstyrrelser.  $^{13}\text{C}$ -analysen er derfor ligesom enantiomer-analysen udført som en test på 3 repræsentative vandprøver.

#### *Prøvetagning*

Den 12. februar 2013 er der udtaget tre prøver til et feasibility studie af mulighederne for førnævnte analyser. Prøverne er taget fra borerne 206.1259, 206.1843.1 og 206.1838.1 med henblik på så vidt muligt at belyse udviklingen langs en strømlinje fra lossepladsen.

Prøverne er udtaget den 12. februar 2013 med bistand fra ph.d Nemanja Milosevic, som har været med til at udvikle SPE-metoden. Prøverne er udtaget i 1 l glasflasker på lokaliteten, hvorefter ekstraheringen er udført på DTU Miljø's laboratorium, jf. Figur 3-5. Projektet skylder DTU Miljø en stor tak for udlåning af udstyr og lokaler. Efter prøvetagning er SPE-kolonnerne sendt til laboratoriet Isodetect, som har foretaget analyserne.



Figur 3-5 Ekstrahering af chlorphenoxysyrer ved Solid Phase Extraction (SPE), 12. februar 2013.

## 4. RESULTATER

### 4.1. Nye boringer

Samtlige nye boringer beskrevet i afsnit 3.1 og 3.2 er indrapporteret til GEUS, og kan tilgås via opslag i Jupiter-databasen.

### 4.2. Tolkning af prøvepumpninger

Der er udført pumpetest i alle filtre i de nyetablerede boringer 206.1837-206.1843 (MB1-MB5), i alt 19 filtre.

I Tabel 4.1 er resultaterne af de udførte tests samt tidligere tests i boringerne, opsummeret. De enkelte tolkninger er vist bilag 14. Da datamaterialet ikke giver mulighed for at estimere magasintal og anisotropi i magasinet, er der anvendt standardværdier baseret på generelle egenskaber for umættede sandmagasiner. Magasintallet der er anvendt er  $S = 0,1$  og anisotropien  $k_x/k_z = 10$ . Ved beregning af den hydrauliske ledningsevne er anvendt transmissiviteten divideret med magasintykkelsen.

Tabel 4.1 Resultater af pumpetest i alle filtre i de nyetablerede boringer 206.1837-206.1843 (MB1-MB5).

Filter	Kote til filtertop Meter	Kote til filterbund Meter	Pumpeydelse m <sup>3</sup> /h	Pumpe- tid Min.	Transmissivitet T m/s <sup>2</sup>	Hydraulisk ledningsevne (T/Magasinhøjde) m/s
206.1837						
Filter 1	33,0	28,0	5,8	29	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$
Filter 2	38,0	34,0	5,9	34	$15,2 \cdot 10^{-2}$	$37,6 \cdot 10^{-4}$
Filter 3	43,0	39,0	6,0	30	$9,5 \cdot 10^{-2}$	$23,4 \cdot 10^{-4}$
206.1838						
Filter 1	11,3	4,3	7,0	45	$0,53 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
Filter 2	19,3	12,3	7,0	45	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$
Filter 3	27,3	20,3	7,0	45	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,3 \cdot 10^{-4}$
206.1839						
Filter 1	18,6	8,6	6,4	30	$0,41 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Filter 2	28,6	18,6	6,8	30	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$
Filter 3	32,1	30,1	5,0	30	$0,34 \cdot 10^{-2}$	$0,93 \cdot 10^{-4}$
Filter 4	45,1	33,1	7,0	31	$22,2 \cdot 10^{-2}$	$61 \cdot 10^{-4}$

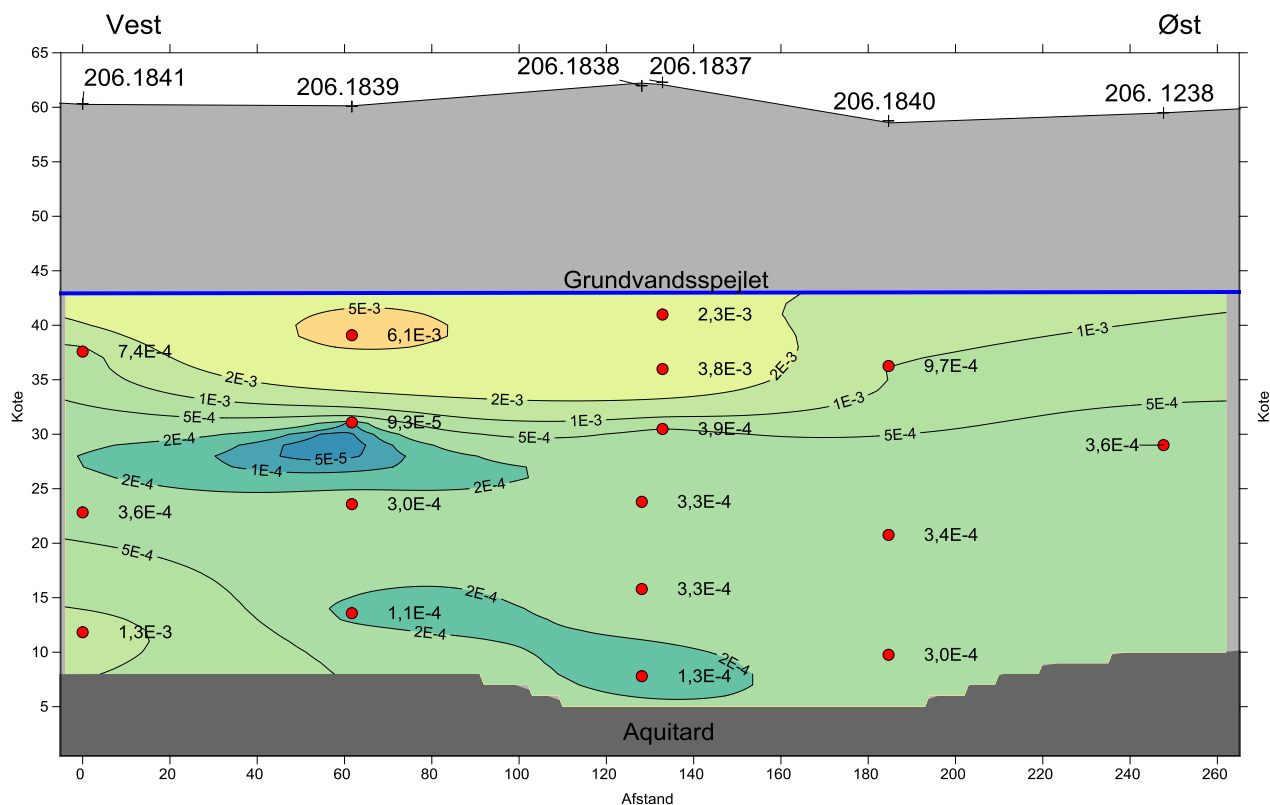
Filter	Kote til filtertop Meter	Kote til filterbund Meter	Pumpeydelse m <sup>3</sup> /h	Pumpe- tid Min.	Transmissivitet T m/s <sup>2</sup>	Hydraulisk ledningsevne (T/Magasinshøjde) m/s
206.1840						
Filter 1	14,8	4,8	5,8	31	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$
Filter 2	25,8	15,8	6,0	31	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$
Filter 3	45,8	26,8	6,0	33	$3,8 \cdot 10^{-2}$	$9,7 \cdot 10^{-4}$
206.1841						
Filter 1 <sup>*)</sup>	16,8	6,8	6,1	16	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$12,7 \cdot 10^{-4}$
Filter 2	27,8	17,8	6,2	16	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-4}$
Filter 3	46,3	28,8	6,5	16	$2,8 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-4}$
206.1843						
Filter 1	12,7	2,7	5,0	33	$0,6 \cdot 10^{-2}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$
Filter 2	24,7	14,7	5,1	30	$0,8 \cdot 10^{-2}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
Filter 3	43	25,7	5,1	30	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$
206.1817 <sup>**)</sup>	40,2	35,2	6,7	60	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$6,5 \cdot 10^{-4}$
206.1819 <sup>**)</sup>	31,2	26,2	19,6	345	$3,4 \cdot 10^{-2}$	$8,5 \cdot 10^{-4}$
206.1822 <sup>**)</sup>	43,5	38,5	4,2	60	$0,52 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
206.1238 <sup>***)</sup>	45,5	12,5	51	150	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$

<sup>\*)</sup> Resultaterne fra testen af 206.1841.1 er alene baseret på få håndpejlinger, da dataloggeren svigtede.

<sup>\*\*)</sup> Tolkningerne findes i /1/

<sup>\*\*\*)</sup> Baseret på boringens specifikke ydelse 51 m<sup>3</sup>/time med 1,2 m sænkning efter 150 minutter

Boringerne 206.1838-206.1841 og 206.1238 ligger på et transekt på tværs af den formodede grundvandsstrømningsretning. I Figur 4-1 er de målte hydrauliske ledningsevner langs transektet afbildet som konturer i tværsnittet.



Figur 4-1: Fordelingen af den hydrauliske ledningsevne i transektet.

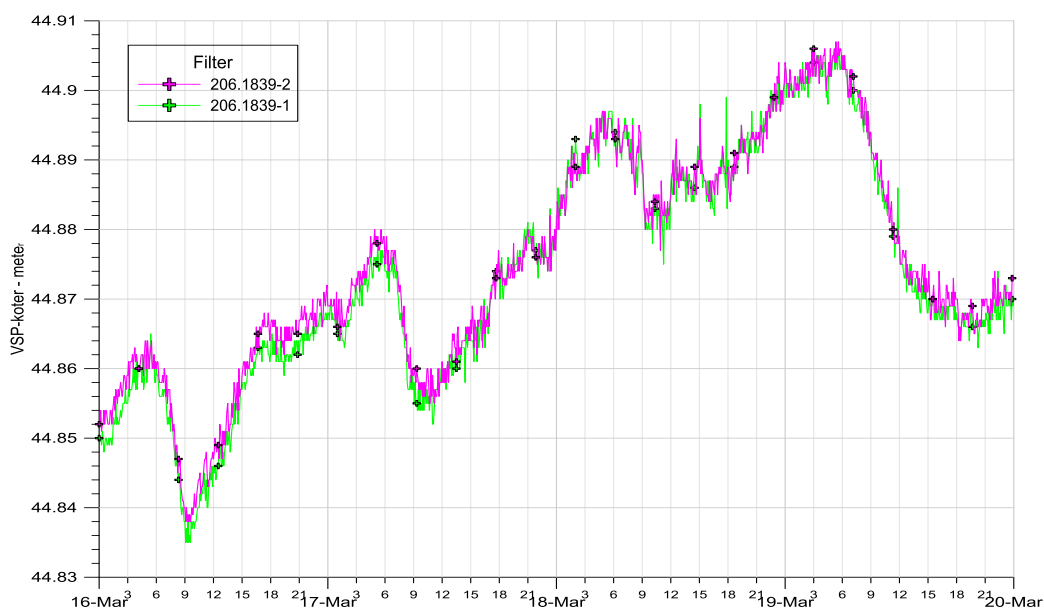
### 4.3. Vertikale gradientforhold

For at belyse en eventuel variation i barometereffekt og vertikale gradienter er der etableret dataloggere i de øverste og nederste filtre i borerne 206.1837/206.1838, 206.1840, 206.1841, 206.1843 samt filtrene i 206.1817 og 206.1822 i perioden fra 8. marts til 9. april 2013. Bilag 13.1 viser de loggede vandspejlskoter sammen med det registrerede lufttryk. Bemærk at akser for lufttryk har lavere tryk opad, således at effekten af lufttryksændringer umiddelbart kan sammenlignes med vandspejlvariationerne i borerne.

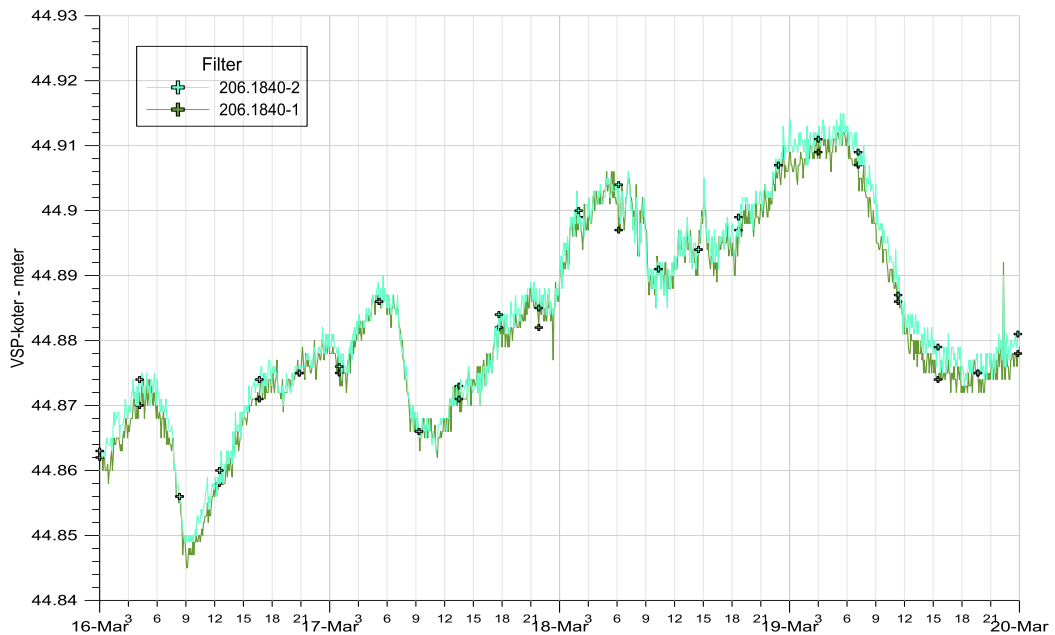
Det fremgår tydeligt, at boring 206.1822, syd for lossepladsen, er den mest opstrøms boring i datasættet med vandspejlskoter omkring +45,15 m. Herefter følger nedstrøms 206.1817 på selve lossepladsen med vandspejlskoter omkring +45,08 m og 206.1843 umiddelbart nord for Stengården. I de øvrige filtre i fluxtransektet følger vandspejlskoterne stort set hinanden. Lufttryksvariationen som også er vist i figuren i bilag 13.1, viser i alt 4 lavtrykspassager inden for pejleperioden (bemærk lavt tryk er opad i figuren) med trykminima d. 14., 19., 30. marts og 7. april. Den maksimale lufttrykvariation i perioden er 32 cm vandsøjle (31,4 hPa). For de pejlede filtre gælder, at hele filterstrækningen er neddykket i forhold til vandspejlskoten. Det betyder, at de observerede tryk ikke nødvendigvis er udtryk for det faktiske vandspejl i filteret, men summen af vandtrykket og det overliggende lufttryk i den umættede del af magasinet.

Det er iøjnefaldende for alle tidsserierne, at der optræder en cyklisk døgnvariation på omkring 5 cm i alle filtre, og i lufttrykmålingerne er der et minimum ca. midt på dagen. Denne variation kunne hidrøre fra døgnvariationerne i oppumpningen i Hvalsø Vandværks indvindingsboringer. Dette er ikke verificeret. En anden mulighed er trykvariationer som følge af ændringer i lufttemperaturen. Hvis man ser figuren i bilag 13.2, der viser et kort udsnit på 4 døgn af tidsserien, er der en tydelig korrelation til variationen af lufttemperaturen.

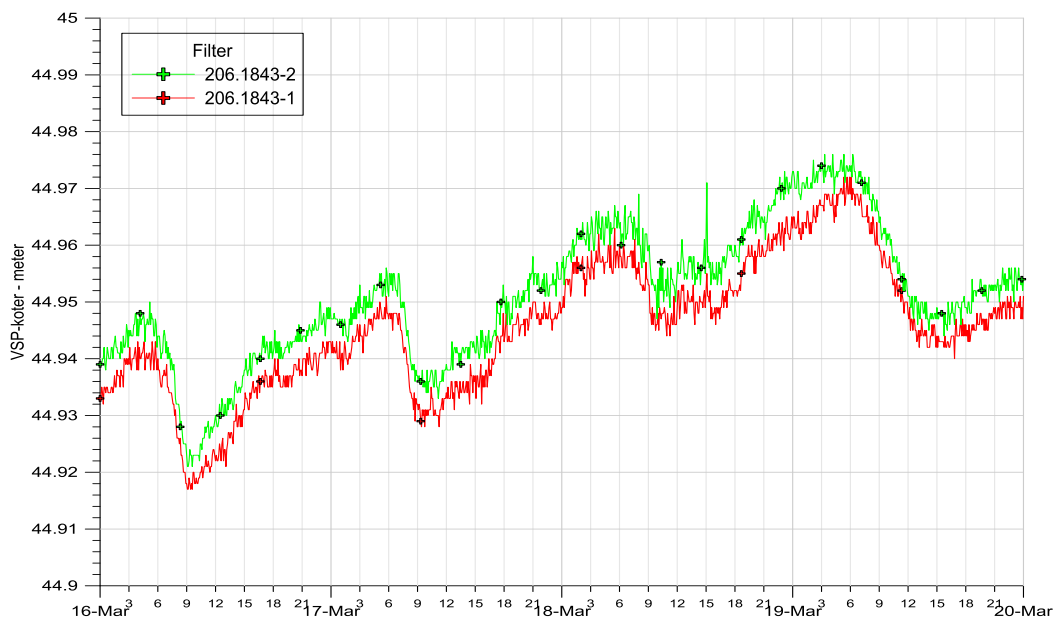
Både i bilag 13.1 og bilag 13.2 ses en korrelation mellem det målte lufttryk og vandtrykket i de enkelte filtre. Der er således en markant barometereffekt i alle filtre. Den mindste effekt ses i borerne 206.1817 og 206.1843, hvor adskillende lerlag mellem atmosfæren og formationen således enten mangler eller er tynde. I de øvrige filtre er barometereffekten stort set den samme. Med henblik på at vurdere opad-/nedadrettet gradient i borerne er potentialet i filter 1 og filter 2 sammenholdt. Figur 4-2 til Figur 4-4 viser potentialet i filter 1 og 2 i borerne 206.1839, 206.1840 og 206.1843. Disse filtre er valgt, fordi den hydrauliske ledningsevne nær bunden af magasinet typisk er markant lavere end højereliggende dele af magasinet.



Figur 4-2: Potentialevariationen i filter 1 og 2 i boring 206.1839



Figur 4-3: Potentialevariationen i filter 1 og 2 i boring 206.1840



Figur 4-4: Potentialevariationen i filter 1 og 2 i boring 206.1843

I borerne 206.1839 og 206.1840 kan der ikke registreres potentialeforskel mellem filter 1 og 2, mens der er en lille nedadrettet gradient i boring 206.1843 på ca. 5 mm, som er uafhængig af trykvariationerne i boringen.

Den stadige variation i trykniveauet i Torkilstrup-formationen, der dog ikke nødvendigvis afspejler en tilsvarende vandspejlsvariation, vurderes at øge stofdispersionen i magasinet og dermed medvirke til en vertikal spredning af forureningsfanen. Den svage nedadrettede gradient, som er observeret i boring 206.1843 vil ligeledes medføre, at forureningsfanen spredes nedad og dermed forklare de relativt høje forureningskoncentrationer i bunden af magasinet i transektet.

#### 4.4. Analyser af traditionelle vandprøver samt Snap Sampling

Der er udtaget vandprøver i udvalgte boringer af to omgange. Vandprøverne er analyseret for pesticiderne dichlorprop, 2,4-D, mechlorprop og MCPA samt nedbrydningsprodukter fra disse. I ingen af de analyserede vandprøver er der fundet indhold af 2,4-D, 2,4-dichlorphenol, 2,6-dichlorphenol, 4-CPA og MCPA over detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. For overskuelighedens skyld fremgår disse stoffer derfor ikke af tabeller og figurer.

I første omgang er der udtaget almindelige vandprøver fra boringerne. Værdierne fra disse vandprøver er i den følgende analyse knyttet til midtpunktet af filtrene. I anden omgang er der udtaget vandprøver ved Snap Sampling i udvalgte filtre. Resultaterne fra disse vandprøver repræsenterer, som udgangspunkt, forskellige kote-niveauer i hvert enkelt filter, og er med den anvendte prøvetæthed tildelt en repræsentativ filterstrækning på en halv meter. De akkrediterede resultater og den samlede koncentration af pesticider samt nedbrydningsprodukter fremgår af Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Koncentration (µg/l) af pesticider samt nedbrydningsprodukter i filtre prøvetaget i denne målerunde. Der er ligeledes analyseret for 2,4-D, 2,4-dichlorphenol, 2,6-dichlorphenol, 4-CPA, 2,4,5-T og MCPA, men ikke fundet koncentrationer over detektionsgrænsen på 0,01.

DGU Boringnr.	Kote midt filter/midt snap	Prøveudtagning	Dichlorprop	Mechlorprop	2,6-DCPP	2CGMPP	2-CPP	4-chlor-2-methylphenol	4-CPP	2-CPA	Total
<b>206. 1837</b>											
Filter 1	30,5	05-11-2012	0,16	1,4	0,013	0,021	0,037	0,024	< 0,01	< 0,01	1,7
Filter 2	36,0	05-11-2012	0,12	1,2	< 0,01	0,016	0,033	0,072	< 0,01	< 0,01	1,4
Filter 3	41,0	05-11-2012	0,062	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,015	0,023	< 0,01	< 0,01	0,1
<b>206. 1838</b>											
Filter 1	7,8	12-02-2013	0,76	2,1	0,083	0,033	0,087	< 0,01	4	< 0,01	7,1
Filter 1	7,8	28-11-2012	0,95	2,4	i.a.	i.a.	0,093	< 0,01	4,9	i.a.	8,3
Filter 2	15,8	28-11-2012	0,59	1,5	i.a.	i.a.	0,053	< 0,01	1	i.a.	3,1
Filter 3	23,8	28-11-2012	0,36	1,1	i.a.	i.a.	0,066	< 0,01	1,5	i.a.	3,1
Snap 1.I	4,6	27-02-2013	0,49	2,2	0,091	0,024	0,053	0,069	4,5	< 0,01	7,4
Snap 1.II	5,5	20-12-2012	0,53	2,3	0,067	0,03	< 0,01	0,15	5	< 0,01	8,1
Snap 1Q-QIII	6,5	20-12-2012	0,77	2,4	0,1	0,026	< 0,01	0,028	4,7	< 0,01	8
Snap 1Q-QIV	8,0	20-12-2012	0,75	1,9	0,082	0,023	< 0,01	0,023	3,6	< 0,01	6,4
Snap 1.V	9,5	20-12-2012	0,81	2,2	0,072	0,015	< 0,01	0,035	4,3	< 0,01	7,4
Snap 2.I	12,5	20-12-2012	0,54	1,2	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,91	< 0,01	2,7
Snap 2.II	13,5	20-12-2012	0,6	1,6	0,021	0,013	< 0,01	< 0,01	1,5	< 0,01	3,7

DGU Boringsnr.	Kote midt filter/midt snap	Prøvetagning	Dichlorprop	Mechlorprop	2,6-DCPP	2C6MPP	2-CPP	4-chlor-2-methylphenol	4-CPP	2-CFA	Total
Snap 2Q-QIII	14,5	20-12-2012	0,62	1,3	0,031	0,014	< 0,01	< 0,01	0,72	< 0,01	2,7
Snap 2Q-QIV	16,0	20-12-2012	0,65	1,4	0,022	0,023	< 0,01	< 0,01	0,66	< 0,01	2,8
Snap 2.V	17,5	20-12-2012	0,67	1,5	0,023	0,02	< 0,01	< 0,01	0,64	< 0,01	2,9
Snap 3.I	20,5	20-12-2012	0,41	1,1	0,043	0,031	< 0,01	< 0,01	0,93	< 0,01	2,5
Snap 3Q-QII	21,5	20-12-2012	0,4	1,1	0,035	0,038	< 0,01	< 0,01	1,2	< 0,01	2,8
Snap 3Q-QIII	22,5	20-12-2012	0,43	1,1	0,039	0,035	< 0,01	< 0,01	1,4	< 0,01	3
Snap 3.IV	24,0	20-12-2012	0,41	1	0,044	0,036	< 0,01	< 0,01	1,5	< 0,01	3
Snap 3.V	25,5	20-12-2012	0,32	0,79	0,048	0,027	< 0,01	< 0,01	1,2	< 0,01	2,4
<b>206. 1839</b>											
Filter 1	13,6	20-11-2012	< 0,01	0,34	i.a.	i.a.	< 0,01	< 0,01	1,1	i.a.	1,4
Filter 2	23,6	20-11-2012	0,098	0,31	i.a.	i.a.	0,018	< 0,01	0,013	i.a.	0,4
Filter 3	31,1	20-11-2012	0,04	0,11	i.a.	i.a.	0,014	< 0,01	0,011	i.a.	0,2
Filter 4	39,1	20-11-2012	< 0,01	< 0,01	i.a.	i.a.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	i.a.	0
Snap 1Q-QI	8,8	04-01-2013	< 0,01	0,37	0,031	< 0,01	0,013	< 0,01	0,72	< 0,01	1,1
Snap 1Q-QII	9,8	04-01-2013	< 0,01	0,38	0,033	0,014	0,024	< 0,01	0,69	< 0,01	1,1
Snap 1Q-QIII	10,8	04-01-2013	< 0,01	0,4	0,027	< 0,01	0,014	< 0,01	0,69	< 0,01	1,1
Snap 1Q-QIV	13,3	04-01-2013	< 0,01	0,38	0,033	0,011	0,012	< 0,01	0,74	< 0,01	1,2
Snap 1Q-QV	16,3	04-01-2013	< 0,01	0,44	0,025	< 0,01	0,011	< 0,01	0,72	< 0,01	1,2
<b>206. 1840</b>											
Filter 1	9,9	10-12-2012	0,63	1,4	< 0,01	0,014	< 0,01	< 0,01	2,1	< 0,01	4,1
Filter 2	20,8	10-12-2012	0,26	0,69	< 0,01	0,012	0,023	0,026	0,099	< 0,01	1,1
Filter 3	36,3	10-12-2012	0,036	0,11	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1
Snap 1Q-QI	5,0	03-01-2013	0,54	1,6	0,014	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,5	< 0,01	3,7
Snap 1Q-QII	6,0	03-01-2013	0,47	1,8	0,017	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,8	< 0,01	4,1
Snap 1Q-QIII	8,0	03-01-2013	0,66	1,4	0,014	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,2	< 0,01	3,3
Snap 1Q-QIV	10,5	03-01-2013	0,6	1,2	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	1,1	< 0,01	2,9
Snap 1Q-QV	13,0	03-01-2013	0,52	1	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,84	< 0,01	2,4
Snap 2Q-QI	16,0	04-01-2013	0,2	0,59	< 0,01	< 0,01	0,016	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,81
Snap 2Q-QII	17,0	04-01-2013	0,2	0,6	< 0,01	< 0,01	0,014	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,81
Snap 2Q-QIII	18,0	04-01-2013	0,21	0,59	< 0,01	< 0,01	0,021	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,82
Snap 2Q-QIV	19,5	04-01-2013	0,23	0,63	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,88
Snap 2Q-QV	21,0	04-01-2013	0,2	0,58	< 0,01	< 0,01	0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,8
<b>206. 1841</b>											
Filter 1	12,0	08-01-2013	0,067	0,055	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,24	< 0,01	0,36
Filter 2	22,8	08-01-2013	0,19	0,16	0,012	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,35	< 0,01	0,71
Filter 3	37,6	08-01-2013	0,11	0,089	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,12	< 0,01	0,32
<b>206. 1843</b>											
Filter 1	9,5	11-02-2013	0,76	1,9	0,013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	2	< 0,01	4,7
Filter 2	21,4	11-02-2013	0,45	1,9	0,033	0,028	< 0,01	< 0,01	1,6	< 0,01	4
Filter 3	33,1	11-02-2013	0,21	2,1	0,018	< 0,01	< 0,01	0,039	0,62	< 0,01	3
Snap 1.I	4,9	27-02-2013	0,63	1,6	0,033	0,016	0,038	0,022	1,7	0,011	4,1
Snap 1.II	6,4	27-02-2013	0,6	1,6	0,026	0,015	0,026	0,021	1,7	< 0,01	4
Snap 1.III	7,9	27-02-2013	0,74	1,8	0,03	0,013	0,035	0,037	1,9	< 0,01	4,6
Snap 1.IV	9,4	27-02-2013	0,56	1,6	0,012	0,014	0,021	0,023	1,6	0,013	3,8
Snap 1.V	10,9	27-02-2013	0,75	1,9	0,023	0,02	0,038	0,037	2,1	< 0,01	4,9
Snap 1.VI	12,4	27-02-2013	0,75	1,8	0,038	0,017	0,03	0,037	2	< 0,01	4,7
Snap 2.I	16,4	27-02-2013	0,31	1,8	0,022	0,043	0,042	< 0,01	1,5	< 0,01	3,7
Snap 2.II	17,9	27-02-2013	0,19	2,4	0,044	0,073	0,045	< 0,01	1,9	< 0,01	4,7



DGU Boringnr.	Kote midt filter/midt snap	Prøvetagning	Dichlorprop	Mechlorprop	2,6-DCPP	2C6MPP	2-CPP	4-chlor-2-methylphenol	4-CPP	2-CPA	Total
Snap 2.III	19,4	27-02-2013	0,19	2,2	0,029	0,069	0,038	< 0,01	1,7	< 0,01	4,2
Snap 2.IV	20,9	27-02-2013	0,2	2,3	0,047	0,081	0,036	< 0,01	1,8	0,01	4,5
Snap 2.V	22,4	27-02-2013	0,19	2,3	0,043	0,083	0,036	< 0,01	1,7	< 0,01	4,4
Snap 2.VI	23,9	27-02-2013	1,1	1,7	0,054	0,059	0,039	< 0,01	1,5	< 0,01	4,5
<b>206. 1238</b>											
Filter 1	29,0	22-11-2011	i.a.	0,22	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0	i.a.	0,22
Snap Q-QI	12,8	03-01-2013	0,095	1,2	< 0,01	< 0,01	0,077	< 0,01	0,011	< 0,01	1,4
Snap Q-QII	13,8	03-01-2013	0,014	0,24	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,25
Snap Q-QIII	14,8	03-01-2013	< 0,01	0,021	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,021
Snap Q-QIV	16,3	03-01-2013	< 0,01	0,019	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,019
Snap Q-QV	17,8	03-01-2013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
Snap Q-QVI	18,8	03-01-2013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
Snap Q-QVII	19,8	03-01-2013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
Snap Q-QVIII	20,8	03-01-2013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
Snap Q-QIX	22,3	03-01-2013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
Snap Q-QX	23,8	03-01-2013	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0
<b>206. 1259</b>											
Filter 1	41,5	12-02-2013	0,27	1,1	0,01	< 0,01	0,049	0,22	4,3	< 0,01	6
Snap I	38,7	20-12-2012	0,23	1,4	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,19	3,9	< 0,01	5,7
Snap II	39,7	20-12-2012	0,25	1,5	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,2	3,8	0,013	5,8
Snap III	40,7	20-12-2012	0,23	1,4	< 0,01	0,013	< 0,01	0,19	3,8	< 0,01	5,6
Snap V	42,7	20-12-2012	0,15	0,55	0,014	< 0,01	< 0,01	0,024	1,5	< 0,01	2,2
<b>206. 1372</b>											
Filter 1	38,2	05-02-2013	0,025	0,36	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,15	< 0,01	0,54
<b>206. 1817</b>											
Filter 1	36,9	18-01-2012	0,46	1,5	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	3,7	i.a.	5,7
Snap Q-QI	34,7	03-01-2013	0,27	0,92	0,01	< 0,01	< 0,01	0,18	1,2	< 0,01	2,6
Snap Q-QII	35,7	03-01-2013	0,29	0,94	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,21	1,3	< 0,01	2,7
Snap Q-QIII	36,7	03-01-2013	0,31	0,86	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,23	1,2	< 0,01	2,6
Snap Q-QIV	37,7	03-01-2013	0,29	0,88	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,21	1,2	< 0,01	2,6
Snap Q-QV	38,7	03-01-2013	0,29	0,81	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,2	1,2	< 0,01	2,5

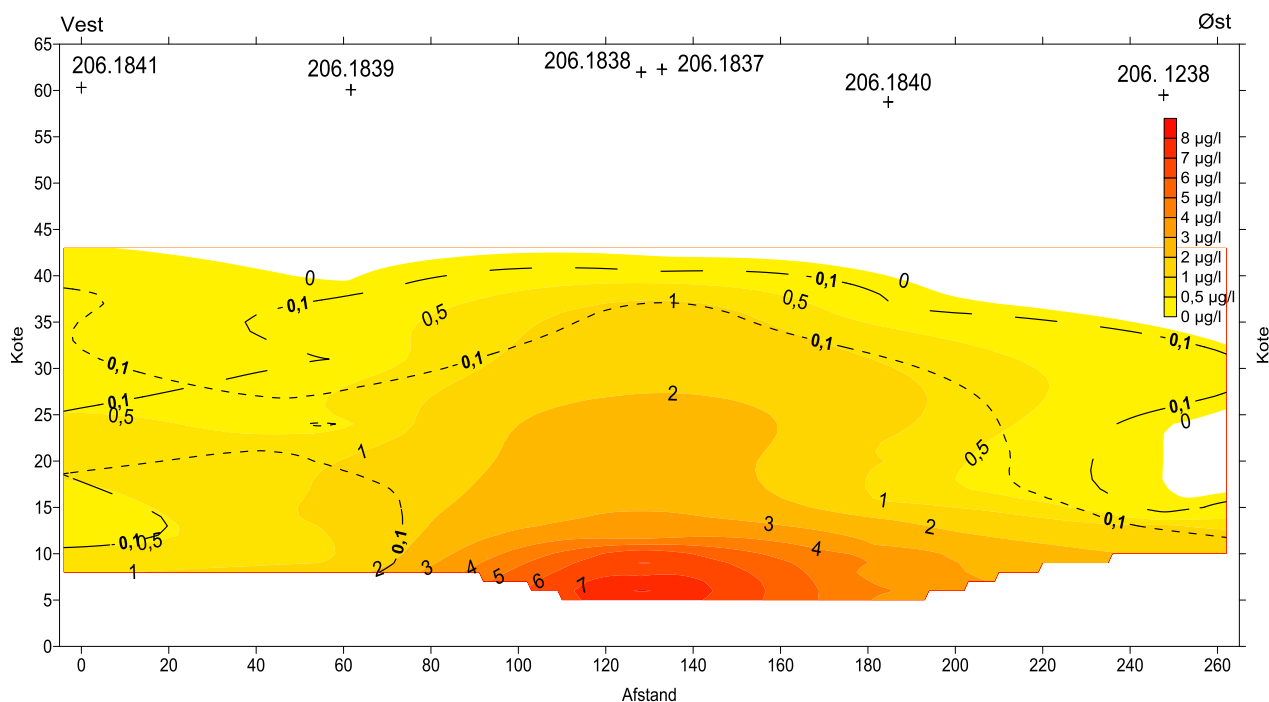
i.a.: Ikke analyseret

Det fremgår af Tabel 4.2, at området er forurenet med både dichlorprop og mechlorprop, og at begge stoffer findes i alle de undersøgte boringer. Boringernes placering kan ses i Figur 1-2 eller bilag 1. Det vigtigste nedbrydningsprodukt er 4-CPP, der forekommer i koncentrationer på niveau med eller højere end moderstofferne. Derudover forekommer der lavere koncentrationer af 2,4,5-T, 2,6-DCPP, 2-C-6-MPP, 2-CPP, 4-chlor-2-methylphenol og 2-CPA. Det ses endvidere af Tabel 4.2, at der er en tendens til at den totale pesticidkoncentration er højere i de dybeste filtre.

Boringerne 206.1837 til 206.1841 samt 206.1238 ligger i et transekt på tværs af den formodede grundvandsstrømning. I Figur 4-5 er den totale koncentration af pesticider samt nedbrydningsprodukter afbilledet som konturer over tværsnittet, ydermere frem-

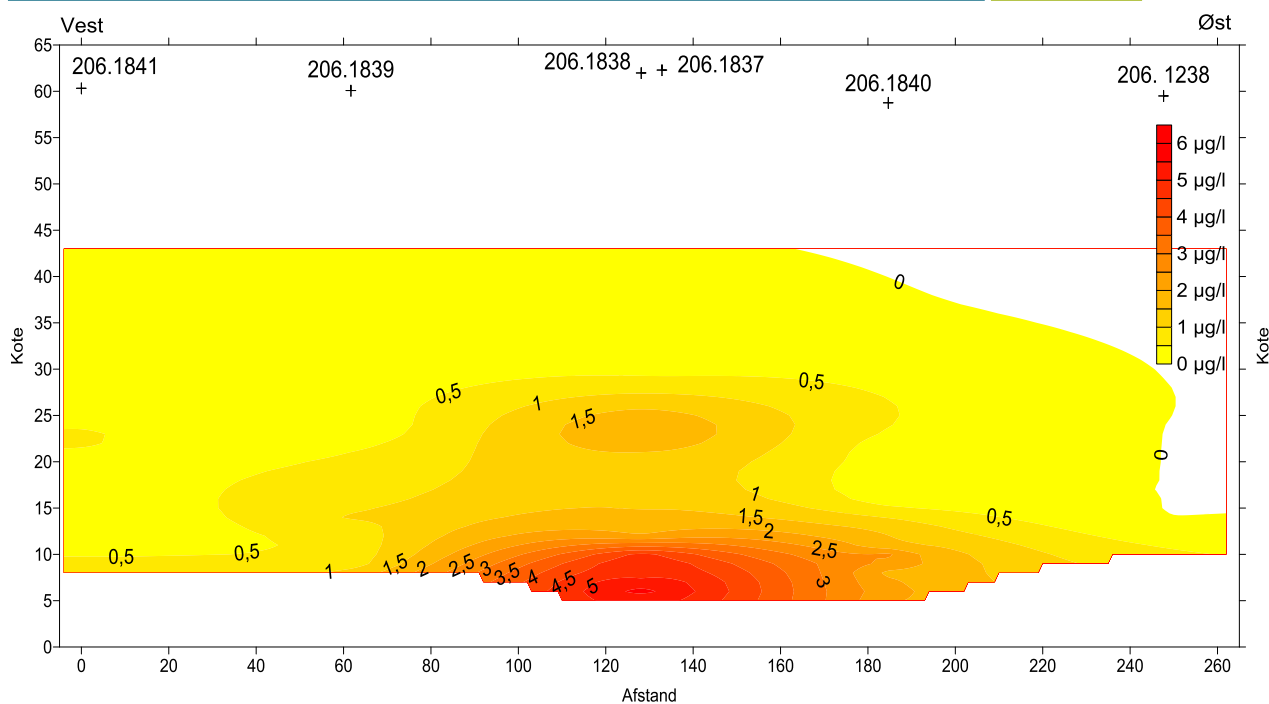
går konturen for 0,1 µg/l dichlorprop og mechlorprop. Udbredelsen er baseret på vandprøver fra både filtre og Snap Samplere. Modellen beskriver det sekundære magasin, og er afgrænset opad af grundvandspejlet og nedad af moræneleret. En større afbildning af figuren er vedlagt i bilag 4, hvor de specifikke koncentrationer samt placeringen af hvert målepunkt også fremgår.

Det ses af konturerne, at transektet er placeret på tværs af forureningsfanen nedstrøms Stengårdens Losseplads. Der måles høje pesticidkoncentrationer i de centralt placerede borer. Forureningsfanen er afgrænset af de yderste borer 206.1238 og 206.1841, da pesticidkoncentrationerne i disse er under grænseværdien for summen af pesticider på 0,5 µg/l. Undtaget er det midterste filter i boring 206.1841 hvor der måles en koncentration på 0,71 µg/l. Det vurderes dog ikke, at udbredelsen af fanen henover dette målepunkt er betydelig, da der både i filteret over og under er målt lavere koncentrationer.

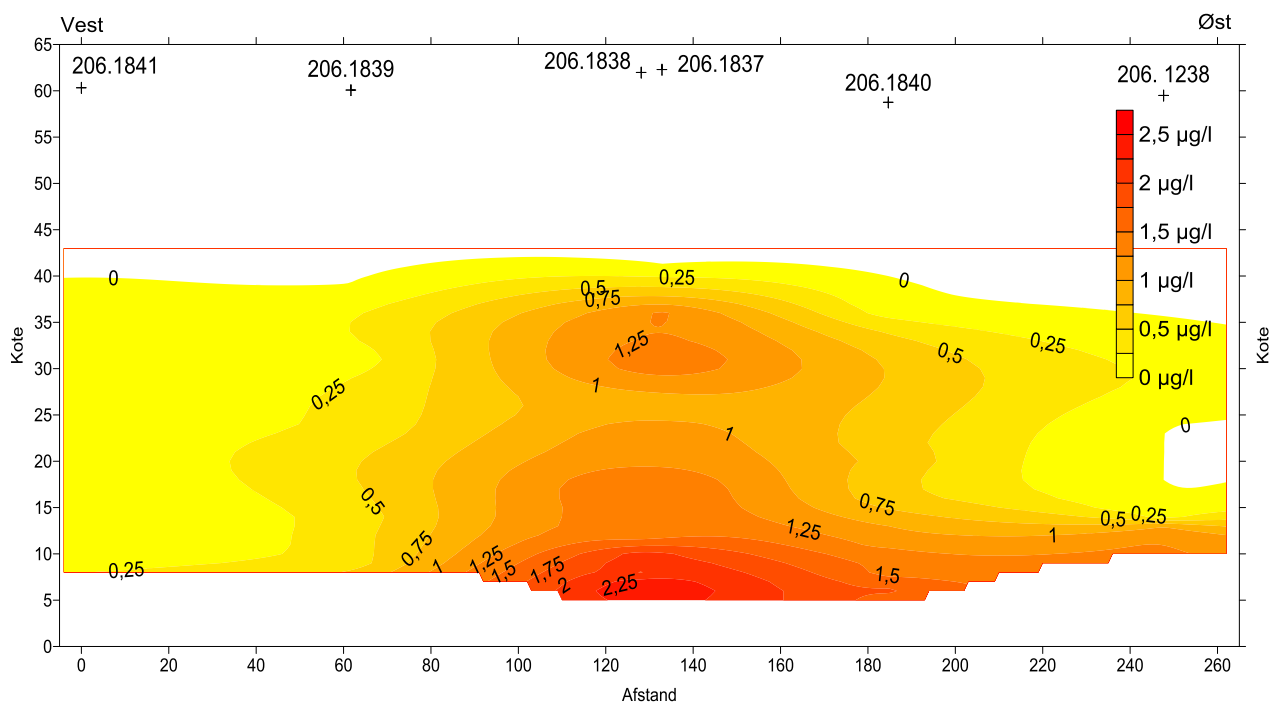


Figur 4-5 Koncentration af sum af pesticider samt nedbrydningsprodukter (µg/l), præsenteret som konturer over transektet. Endvidere fremgår konturen for grænseværdien på 0,1 µg/l for henholdsvis dichlorprop (smalt stiplede) og mechlorprop (bredt stiplede).

Af Figur 4-6 og Figur 4-7 fremgår koncentrationen af henholdsvis den ene og den anden phoxysyre. Det ses at dichlorprop primært findes i den nederste del af magasinet, lige over moræneleret. MCPP (mechlorprop) er derimod mere ligeligt fordelt over magasinet. Det er altså primært phoxysyren MCPP, der findes i de øverste filtre. Det fremgår således, at den vertikale forureningsudbredelse for de to stoffer er forskellig. Dette kan skyldes forskelle i de to stoffers egenskaber, men kan også forklares ved en blandet forureningsfane, dannet af komponenter fra flere kildeområder i lossepladsen.



Figur 4-6 Koncentrationen af dichlorprop og nedbrydningsprodukter af dichlorprop som konturer over transektet.



Figur 4-7 Koncentrationen (µg/l) af MCPP og nedbrydningsprodukter af MCPP over transektet.

#### 4.5. Avancerede vandprøveanalyser

Tre vandprøver er udtaget til avanceret analyse. De tre vandprøver er udtaget henholdsvis i kildeområdet (boring 206. 1549), 200 m (boring 206.1843 filter 1) og 400 meter (boring 206.1838 filter 1) nedstrøms. De tre vandprøver repræsenterer forskellige opholdstider i magasinet.

Resultaterne fra de avancerede analyser fremgår af Tabel 4.3, og i bilag 11 findes rapport fra laboratoriet Isodetect, der har udført de avancerede analyser. I tabellens første to kolonner ses isotopværdierne og standardafvigelsen for hver enantiomer. For en del af de specifikke stoffer, har det ikke været muligt at evaluere enantiomerer (i.e.) ud fra chromatogrammerne, hvorfor der ikke fremgår nogen værdi i tabellen. Dette

skyldes flere faktorer f.eks. baggrundsstøj og for lave udslag. I alle tre vandprøver er der fundet en isotopværdi for 4-CPP. I boring 206.1845 er der endvidere en isotopværdi for R-MCPP, og i den nedstrøms boring 206.1838 er det kun S-DCPP, der ikke har en værdi.

I den tredje kolonne vises koncentrationen. Denne er beregnet på baggrund af den totale koncentration af forureningsstoffer i forhold til det relative forhold mellem chromatogrammerne, se bilag 11. På baggrund af koncentrationerne er enantiomerfaktoren (EF) beregnet. Hvis enantiomerfaktoren ligger over 0,5 er der en overvægt af R-enantiomerer i vandprøven, hvis den er under 0,5, er der flest S-enantiomerer.

Tabel 4.3 Resultater fra den enantioselektive isotopanalyse af MCPP, dichlorprop og 4-CPP. Af tabellen fremgår koncentrationen, isotop-værdier, standard deviationen (SD) for isotopværdierne og enantiomer fraktionen (EF). Analysen er udført af Eisenmann H. & Maier M. og deres afrapportering fremgår af bilag 11.

	$\delta^{13}\text{C}$ [‰]	SD [‰]	Konc.* [ $\mu\text{g/l}$ ]	EF
<b>206. 1259</b>				
R-MCPP	i.e.	i.e.	0,1	0,1
S-MCPP	i.e.	i.e.	1,0	
R-DCPP	i.e.	i.e.	0,3	1
S-DCPP	i.e.	i.e.	<0,01	
R-4-CPP	-29,1	0,3	2,2	0,5
S-4-CPP	-31,7	0,3	2,2	
<b>206. 1843-1</b>				
R-MCPP	-24,9	0,8	0,9	0,5
S-MCPP	i.e.	i.e.	1,0	
R-DCPP	i.e.	i.e.	0,7	0,9
S-DCPP	i.e.	i.e.	0,04	
R-4-CPP	-28,1	1,2	0,8	0,4
S-4-CPP	-31,7	0,9	1,2	
<b>206. 1838.1</b>				
R-MCPP	-25,6	0,4	0,6	0,3
S-MCPP	-26,5	0,5	1,5	
R-DCPP	-25,5	0,8	0,6	0,9
S-DCPP	i.e.	i.e.	0,1	
R-4-CPP	-30,2	0,1	2,1	0,5
S-4-CPP	-29,5	0,3	1,	

SD: Standard Deviation

i.e.: Ikke muligt at evaluere

\* Koncentrationen er beregnet af Eisenmann H. & Maier M. (se rapport i bilag 11) baseret på det relative forhold mellem chromatogrammerne.

#### 4.6. Aldersdatering ved CFC-analyse

CFC-analyserne af de fem udtagne vandprøver fremgår af Geus' rapport i bilag 12, og resultaterne er gengivet i nedenstående tabel.

Tabel 4.4. Resultater af CFC-analyser. Fra Geus' rapport i bilag 12.

Boring DGU nr.	Dybde meter	Prøve Nr.	Udtaget Dato	Tid	Koncentration i vand			Beregnet partialtryk i atmosfæren, pptv			Beregnet CFC-årstal for grundvandsdannelse			Bemærkninger
					pg/kg CFC-11	pg/kg CFC-12	pg/kg CFC-113	CFC-11	CFC-12	CFC-113	CFC-11	CFC-12	CFC-113	
206.1837-2	24-28	1	07-03-13	10.25	17,8	167	0,0	5,5	229	0,0	1956,5	1975,0	<1959,5	Øvrige halocarboner ses i vedlagte kromatogrammer
		2	07-03-13	10.30	19,7	183	0,0	6,1	251	0,0	1956,5	1976,0	<1959,5	
206.1838-3	35-42	1	07-03-13	11.20	89,4	1107	0,0	27,7	1520	0,0	1965,0	*)	<1959,5	
		2	07-03-13	11.23	94,7	1150	0,0	29,4	1578	0,0	1965,5	*)	<1959,5	
206.1838-1	51-58	2	07-03-13	12.28	61,6	3941	0,0	19,1	5410	0,0	1963,0	*)	<1959,5	
		3	07-03-13	12.30	69,1	3691	0,0	21,4	5067	0,0	1963,5	*)	<1959,5	
206.1843-1	45-55	1	07-03-13	14.00	70,2	34177	0,0	21,8	46919	0,0	1963,5	*)	<1959,5	
		2	07-03-13	14.03	70,5	31528	0,0	21,9	43283	0,0	1963,5	*)	<1959,5	
206.1817	22-27	1	07-03-13	15.40	24,7	96460	0,0	7,7	132423	0,0	1958,0	*)	<1959,5	
		2	07-03-13	15.43	24,8	97520	0,0	7,7	133878	0,0	1958,0	*)	<1959,5	

Koncentrationerne i vand viser de målte CFC-koncentrationer

Beregnet partialtryk viser CFC-niveauet i den atmosfære vandet sidst har været i kontakt med

Beregnet CFC årstal for grundvandsdannelse viser hvornår atmosfæren havde det pågældende CFC-niveau

Under bemærkninger anføres bla andre stoffer som kromatogrammet registrerer

\*) CFC højere end den maksimale ligevægts-koncentration med atmosfæren

Formålet med analyserne var at foretage en aldersbestemmelse af grundvandet, men pga. forurening af grundvandet med CFC-12 og andre halocarboner kunne det kun lade sig gøre for en enkelt borings vedkommende.

CFC-12 indholdet i boring 206.1817 er mere end 200 gange den forventede maksimale koncentration (0,0004 µg/l) fra nutidig atmosfære, og det høje indhold skyldes sandsynligvis lækage fra kompressorer fra f.eks. køleskabe som er deponeret på lossepladsen. Grundvandet fra tre andre boringer er også forurenet med CFC-12, om end i mindre grad, jf. Tabel 4.4.

Det eneste filter det var muligt at aldersbestemme var 206.1837-2, som blev beregnet at være 35-40 år gammelt på basis af CFC-12 indholdet. Men da der også kan være et CFC-bidrag fra forureningen på lossepladsen (jf. ovenstående beskrevne problematik), er den beregnede alder at betragte som en minimumsalder.

## 5. REVISION AF KONCEPTUEL MODEL

Der er i det følgende opstillet en konceptuel model på baggrund af tidligere og nye data om geologi, hydrogeologi, kildeområde, forureningsstoffer og processer.

### 5.1. Geologi og hydrogeologi

#### 5.1.1 Geologi

I området omkring Stengårdens Losseplads er den generelle geologiske opbygning:

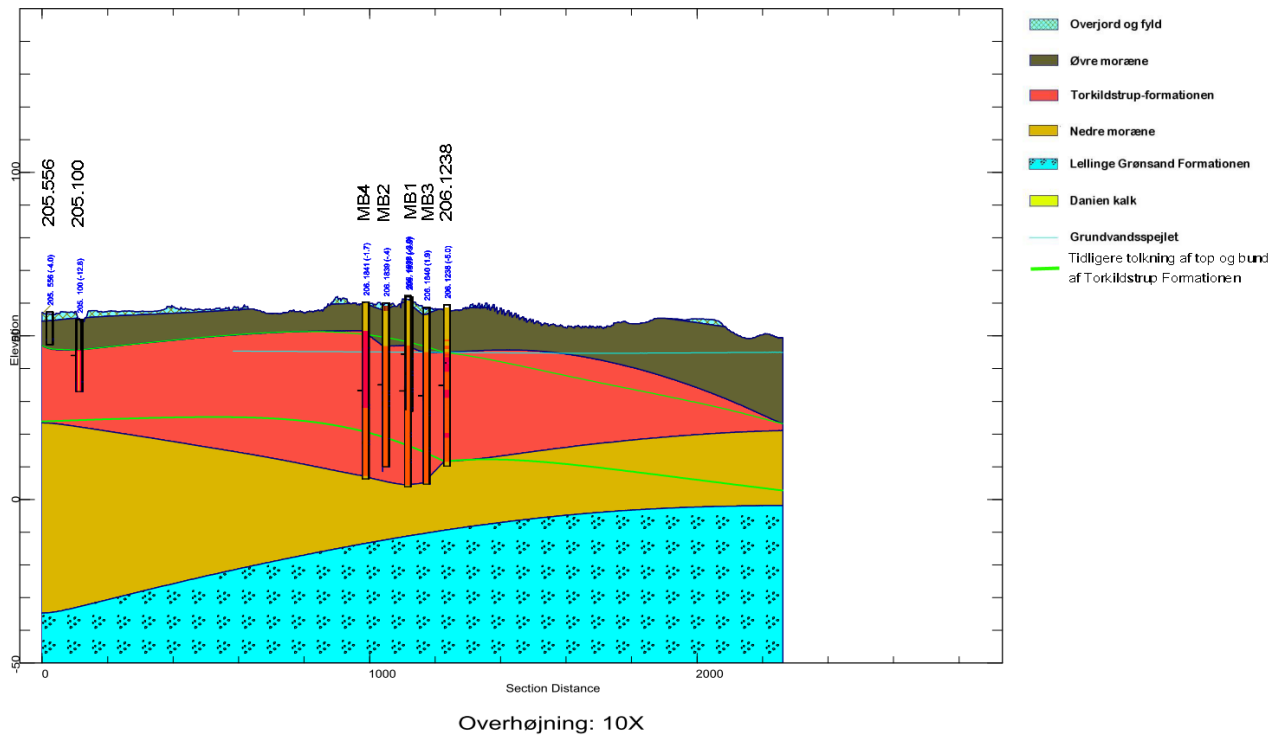
- Øverst findes 5 -10 m tykke dæklag af moræneler (Øvre moræne).
- Derunder ligger udbredte forekomster af kvartært smeltevandssand, som under lossepladsen efter afgravningen er 25-30 m tykke. Sandlagene udgør "Torkilstrup-formationen", der er en markant serie af smeltevandssand og – grus, afsat foran Nordøstisens rand. Formationen blev afsat i et flettet flodsystem på en hedeslette /3,4/. Der er op gennem profilerne iagttaget en voksende kornstørrelse og tykkelse af gruslagene, hvilket viser en stigende strømstyrke og vandføring i de daværende vandløb, hvilket afspejler en fremadskridende isrand.
- Under Torkilstup Formationen findes morænedække af varierende tykkelse (Nedre moræne) over de prækvartære aflejringer. I modelområdet synes morænelerslaget at være udbredt overalt. Den gennemsnitlige tykkelse er ca. 30 m, men mod nordøst tynder laget ud til omkring 1 m. Der er således ikke hydraulisk kontakt mellem Torkilstup Formationen og de underliggende prækvartære aflejringer af Lellinge Grønsand Formationen i undersøgelsesområdet.
- Det øverste prækvartær udgøres af Lellinge Grønsand Formationen med grønsandskalk, der er af central betydning for den samlede vandforsyning på det østlige Sjælland.

I /1/ er der opstillet en geologisk model for et område på 18 km<sup>2</sup> omkring Stengårdens Losseplads. Formålet var her at skabe et rumligt overblik over jordlagene, således at det er muligt at vurdere risikoen for forureningsspredning i Torkilstrup-formationen.

Sandlagene udgør et regionalt grundvandsmagasin, der af lerlag er adskilt fra et dybereliggende prækvartært regionalt grundvandsmagasin i grønsandskalk. De øverste 5-10 m af det øvre kvartære grundvandsmagasin (Torkilstrup formationen) er umættet.

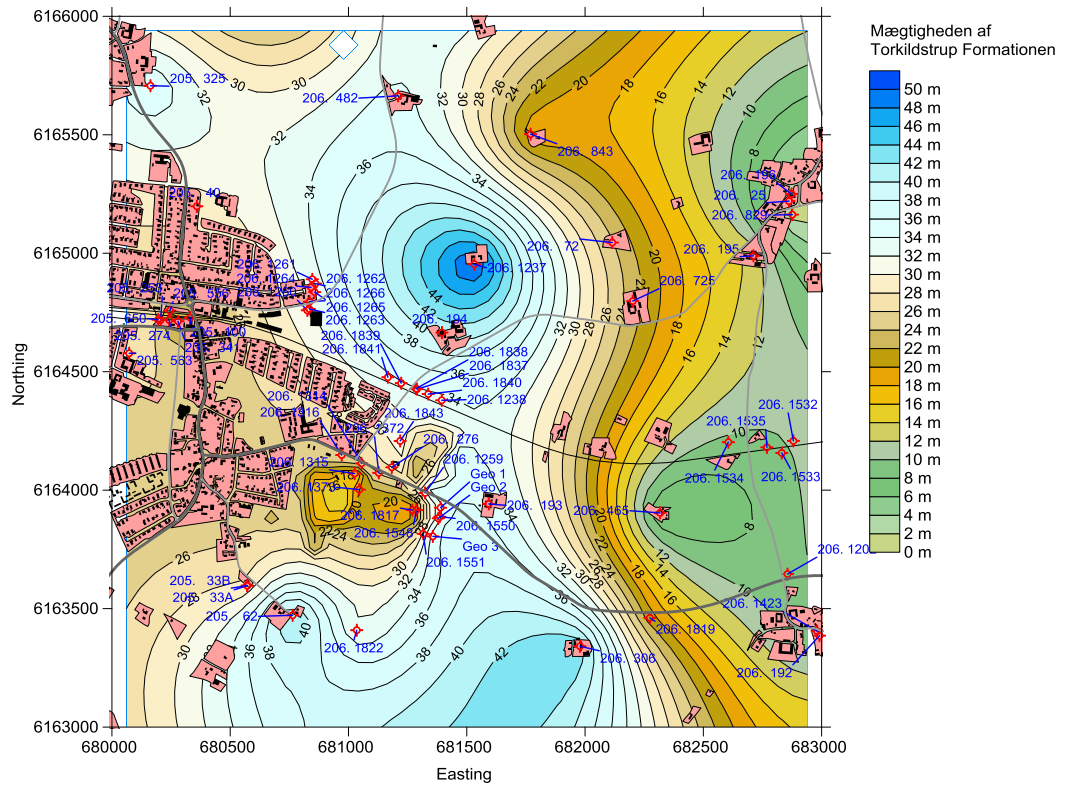
I forbindelse med etableringen af de nye borer 206.1837-206.1843 er der foretaget en revision af den geologiske model for området. Data fra de nye borer har ikke væsentligt ændret opfattelsen af den geologiske opbygning, men de nye borer har vist, at Torkilstrup Formationen har en noget større mægtighed nord for lossepladsen en hidtil antaget, dels ligger bunden af formationen lidt dybere, dels ligger toppen lidt

højere. I Figur 5-1 er vist et snit langs transektet, der viser forskellen mellem den tidligere tolkning og den nye tolkning. Figur 5-2 og Figur 5-3 viser mægtigheden af Torkilstrup Formationen henholdsvis før og efter retolkningen.

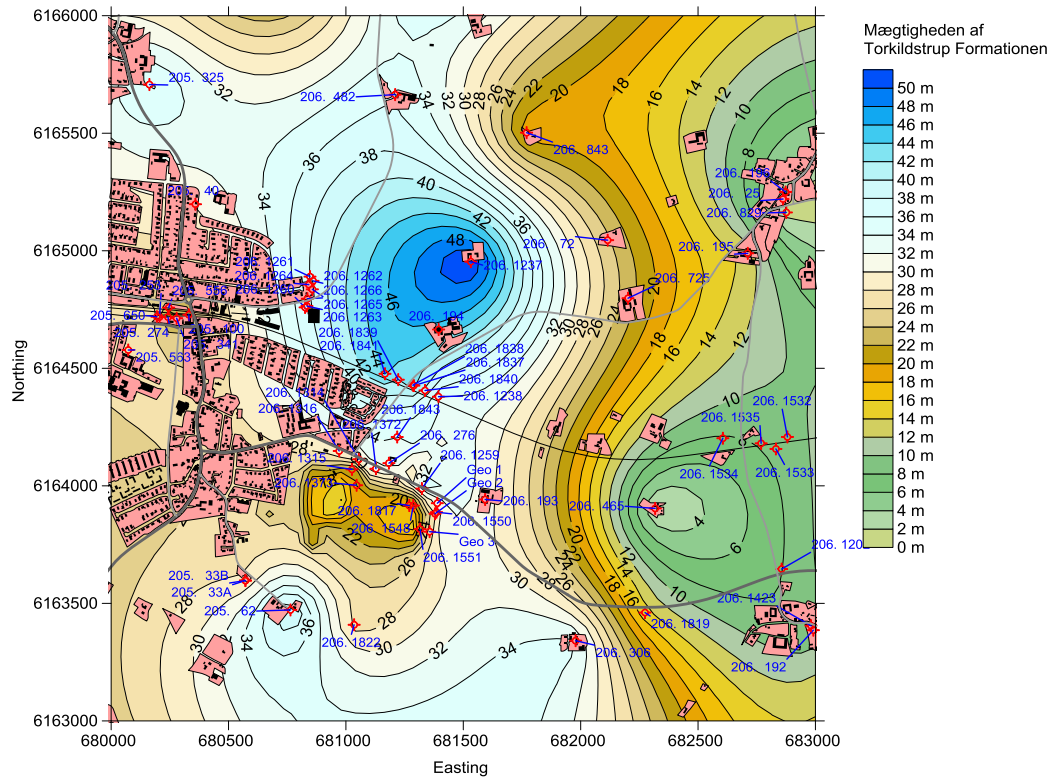


Figur 5-1: Geologisk snit langs fluxtransektet der viser den reviderede geologiske model. De grønne linjer viser den tidligere tolkning af top og bund af Torkilstrup Formationen.

Ved de senere scenarieberegninger er den tidligere opstillede hydrologiske model opdateret mht. den nye tolkning af lagfladerne i den hydrostratigrafiske model.



Figur 5-2: Mægtigheden af Torkildstrup Formationen før etableringen af nye boringer og retolking, /1/.



Figur 5-3: Mægtigheden af Torkildstrup Formationen efter etableringen af nye boringer og retolking.



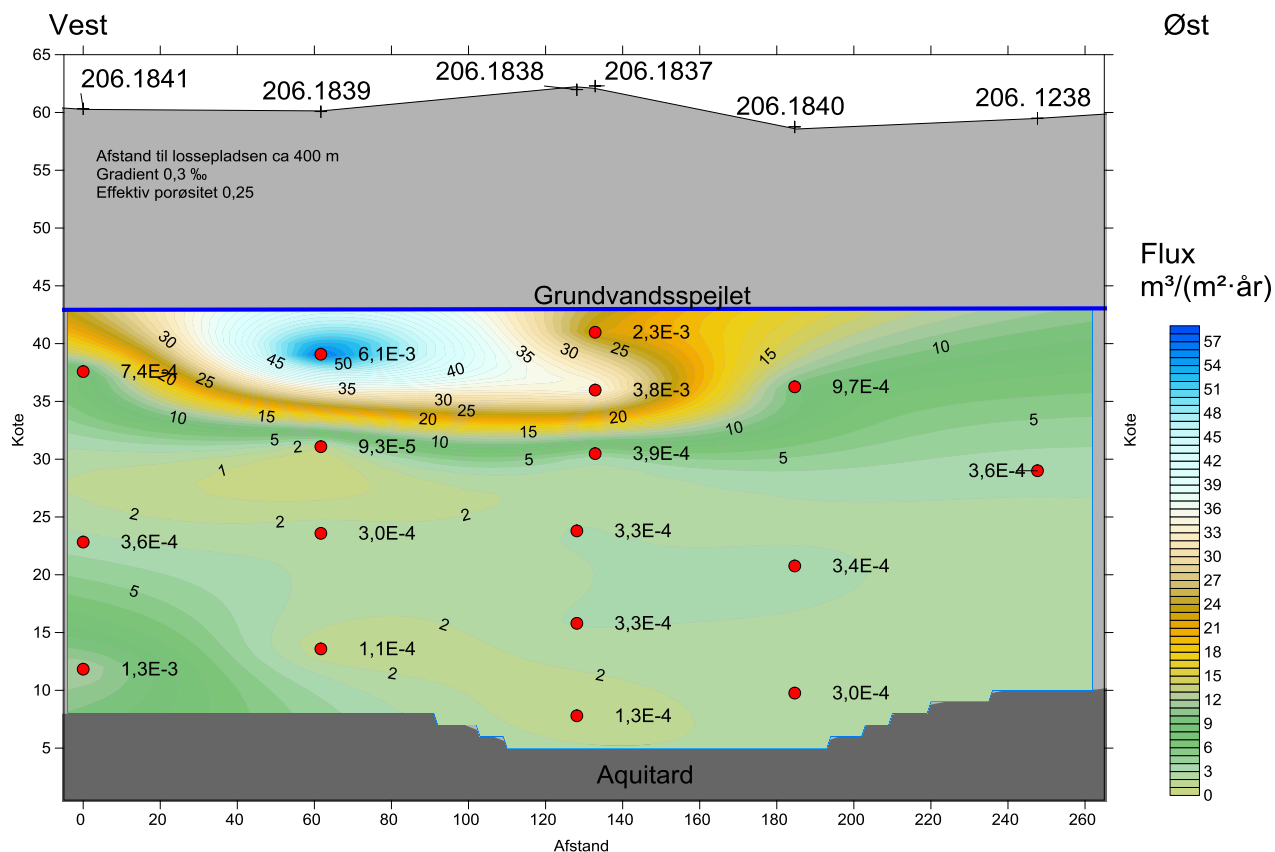
### 5.1.2 Hydrogeologi

Som det fremgår af tabel 4-1 og figur 4-1 ligger de horisontale hydrauliske ledningsevner overvejende i intervallet  $1 \cdot 10^{-4}$  til  $5 \cdot 10^{-4}$  m/s, med en mindre zone i øverst i akviferen i den centrale og vestlige del af transektet med hydrauliske ledningsevner helt op til  $61 \cdot 10^{-4}$  m/s.

Dette afspejler formentlig inhomogeniteten i magasinet, hvor de højeste hydrauliske ledningsevner findes i toppen af magasinet. Boringerne 206.1817, 206.1819 og 206.1822 er alle filtersat i toppen af magasinet.

Ved de senere scenarieberegninger er der foretaget en recalibrering af de hydrauliske ledningsevner i de lag, der repræsenterer Torkilstrup Formationen, baseret på de seneste data i den hydrostratigrafiske model, således at denne er opdateret med baggrund i den nye tolkning.

Baseret på en hydraulisk gradient på 0,3 promille, som det fremgår af potentialebilledet i Figur 3-2, kan grundvandsfluxen gennem transektet beregnes. I Figur 5-4 er vist en grafisk afbildning af grundvandsfluxen gennem transektet.



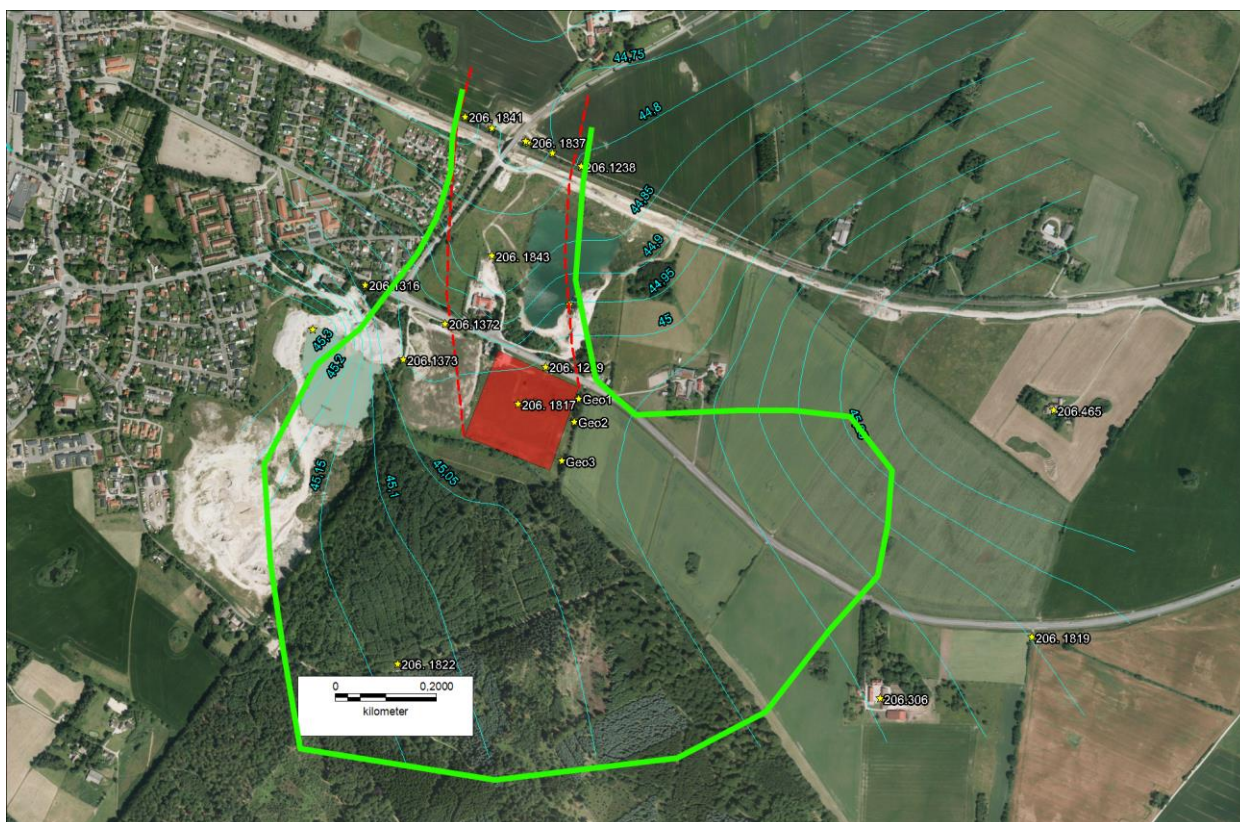
Figur 5-4: Grundvandsflux gennem transektet .

Arealet af fluxtransektet er, jf. Figur 5-4, 9.540 m<sup>2</sup> og den samlede flux kan beregnes til 86.700 m<sup>3</sup>/år, svarende til en gennemsnitlig flux gennem transektet på 9 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> pr år.

Hvis det antages, at grundvandsdannelsen i området er ca. 300 mm/år, baseret på data fra Sjællandsmodellen /12/, svarer dette til, at oplandet til strømningen gennem transektet er ca. 290.000 m<sup>2</sup>.

I Figur 5-5 er vist et muligt opland til transektet, baseret på seneste synkronpejling (jan. 2013), samt Roskilde Amts regionale potentialekort fra 2001, som indikerer et grundvandsskel i skovområdet syd for lossepladsen. Arealet af oplandet er her ca. 920.000 m<sup>2</sup>. Der foreligger ikke tilstrækkelige pejledata til at afgøre, om der findes et lokalt vandskel i denne afstand opstrøms transektet.

Den store forskel i oplandsstørrelser ved de to tilgange indikerer, at grundvandsdannelsen formentlig er mindre end 300 mm/år, og/eller at vandskellet ligger længere mod nord. Som det fremgår af kapitel 6, kan en tilfredsstillende strømningsmodel, der simulerer forureningsspredningen godt, opstilles ved anvendelse af en infiltration på 300 mm/år, og hvor grundvandsskellet ligger tæt syd for lossepladsen.

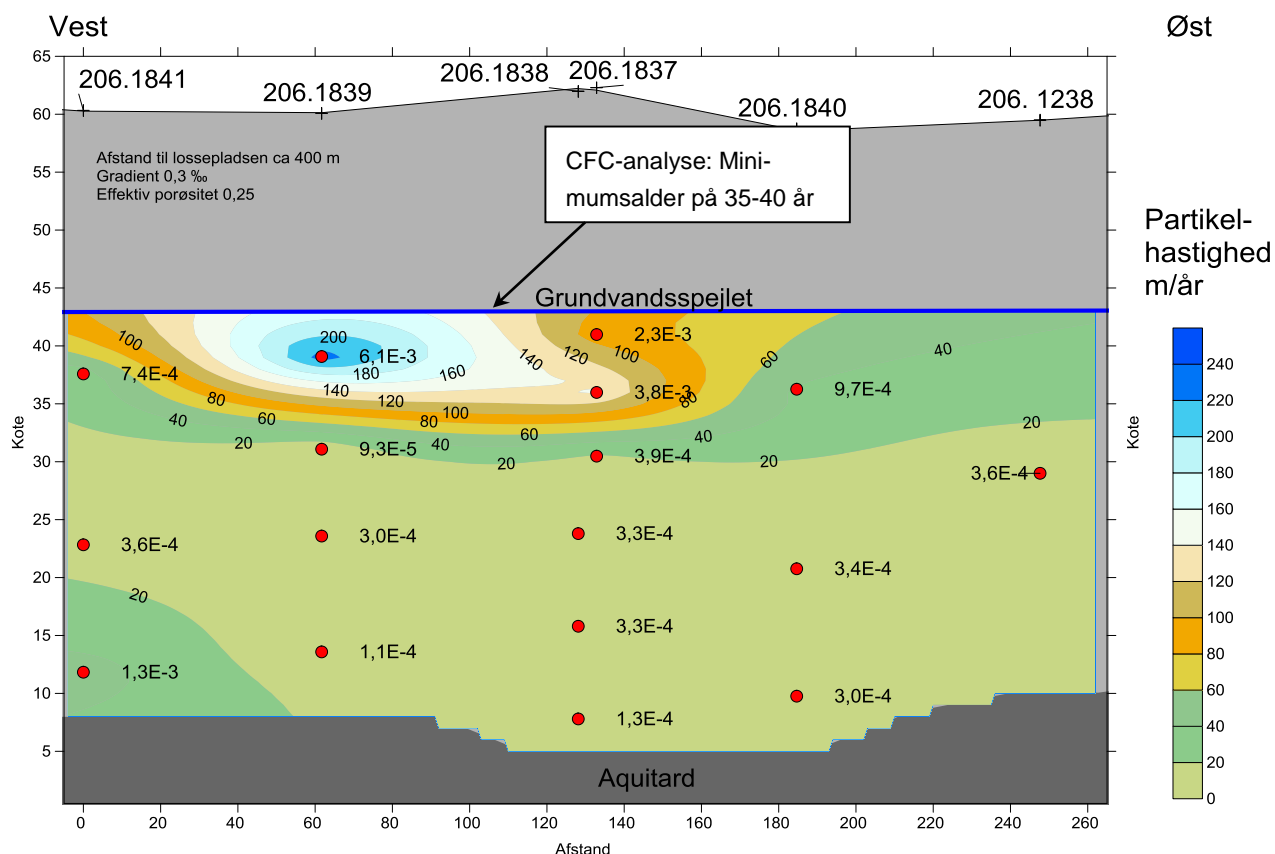


Figur 5-5: Vurderet opland til grundvandsfluxen gennem transektet, markeret med grønt.

Fluxen gennem transektet, baseret på gradient og målinger af hydraulisk ledningsevne, og fluxen baseret på grundvandsdannelse og opland, er i samme størrelsesorden, når der tages hensyn til de betydelige usikkerheder på bestemmelsen af den hydrauliske ledningsevne og bestemmelsen af oplandsstørrelse.

Afstanden mellem lossepladsen og transektet er mellem 400 og 600 meter. Mindst halvdelen af oplandet til transektet ligger opstrøms lossepladsen. Såfremt grundvandsmagasinet var homogent ville det på den baggrund forventes, at forureningsfaren var begrænset til den øvre halvdel af magasinet, hvilket har vist sig ikke at være tilfældet. Dette er endnu en indikation på, at vandskellet ligger længere mod nord end det tolkede på Figur 5-5.

Partikelstrømningshastighederne gennem transektet er vurderet ud fra den overordnede hydrauliske gradient via Figur 3-2, hydraulisk ledningsevnefeltet på Figur 4-1 samt en antaget effektiv porøsitet i sandmagasinet på 0,25. Hermed fås et hastighedsprofil som vist i Figur 5-6.



Figur 5-6: Partikelhastigheder i gennem transektet. Den beregnede minimumsalder ud fra CFC-analyse i filter 206.1837-2 er desuden vist.

Det fremgår, at der er store variationer for partikelhastighederne. Med en afstand på ca. 400 meter til lossepladsen er transporthastigheden til transektet mellem 2 og 20 år.

Dette stemmer ikke overens med den beregnede minimumsalder på 35-40 år for grundvandet i filter 206.1837-2. Dette indikerer, at forholdene i transektet ikke er generelt gældende for hele den mellemliggende formation mellem kildeområde og transekt. Der er således tegn på, at der ikke er en direkte transportvej via højpermeable kanaler, men at kanalerne til en vis grad er afsnørede, hvilket øger transporttiden væsentligt.

## 5.2. Geokemiske forhold

Der er analyseret for redoxparametre i hvert af de filtre, der er prøvetaget i den sidste målerunde. Koncentrationen af ilt er målt i laboratoriet, men er behæftet med stor usikkerhed, pga. mulig iltning af prøverne før de når laboratoriet. I Tabel 5.1 ses høje iltkoncentrationer, nogen endda over opløseligheden (14,5 mg/l). Ved at sammenholde iltkoncentrationen med nitratindholdet er adskillige værdier vurderet usikre (røde tal i Tabel 5.1), hvorfor der ses bort fra disse ved vurdering af redoxforholdene.

Magasinet er domineret af reducerede forhold. Der ses generelt meget lave koncentrationer af de kemiske parametre ilt, nitrat, mangan II, jern II og sulfat, som det fremgår af Tabel 5.1. Dette tyder på, at der sker en biologisk omsætning i magasinet.

Tabel 5.1 Koncentration af geokemiske parametre (mg/l), samt de vurderede redoxforhold, for filtre prøvetaget i den sidste målerunde.

DGU	Boringsnr.	Meter u.t.	Kote til midt filter	Prøve udtagning	ilt	Nitrat	Ammonium	Mangan II	Jern II	Sulfat	NVOC
<b>206. 1837</b>											
	Filter 1	31,5	30,5	05-11-12	14,5	0,13	0,18	1,1	0,089	46	4,6
	Filter 2	26	36,0	05-11-12	5	0	0,64	0,98	0,14	41	4,6
	Filter 3	21	41,0	05-11-12	9	0	0,29	0,35	0,1	19	3,3
<b>206. 1838</b>											
	Filter 1	54,5	7,8	28-11-12	0,6	0	0,099	0,55	13	27	9,6
	Filter 2	46,5	15,8	28-11-12	1,1	0	0	0,21	0,4	74	5,7
	Filter 3	38,5	24,0	12-02-13	1,5	0	0	0,17	0,036	72	4,5
<b>206. 1839</b>											
	Filter 1	46,5	13,6	20-11-12	0,2	0,2	0,26	0,25	0,97	10	3,1
	Filter 2	36,5	23,6	20-11-12	6,7	0	0,024	0,12	0,045	58	3,4
	Filter 3	29	31,1	20-11-12	7,6	3,4	0,082	0,3	0,28	67	2,7
	Filter 4	21	39,1	20-11-12	5,2	11	0,17	0,06	0,21	52	1,5
<b>206. 1840</b>											
	Filter 1	48,9	9,9	10-12-12	0,97	0,35	0,079	0,41	3,4	42	6,5
	Filter 2	38	20,8	10-12-12	5,6	0	1,1	2,7	0,021	39	3,7
	Filter 3	22,5	36,3	10-12-12	6,9	0,18	0,28	0,57	0,24	67	3,5
<b>206. 1841</b>											
	Filter 1	48,3	12,0	08-01-13	0,2	0	0,61	0,52	3	22	3,3
	Filter 2	37,5	22,8	08-01-13	0	0	0,37	0,24	0,074	25	3,5
	Filter 3	22,8	37,6	08-01-13	0,9	2,1	0,028	0,044	0,15	34	2,8
<b>206. 1843</b>											
	Filter 1	50,2	9,5	11-02-13	0,46	0,17	0,044	0,77	2,2	5,9	9,4

Filter 2	<b>38,3</b>	<b>21,4</b>	<b>11-02-13</b>	0	0,14	0,28	0,44	0,95	12	7,2
Filter 3	<b>26,6</b>	<b>33,1</b>	<b>11-02-13</b>	0,63	0,15	6,6	4,1	0,14	32	6,2
206. 1372	<b>21,8</b>	<b>38,2</b>	<b>05-02-13</b>	0,2	0,21	5,7	0,91	6,6	55	6,2
206. 1817	<b>24,5</b>	<b>36,9</b>	<b>18-01-12</b>	0,2	0	0,097	0,81	3,2	66	10
206. 1819	<b>25</b>	<b>27,9</b>	<b>17-01-12</b>	1,2	0	0,079	0,098	0,13	91	1,1
206. 1822	<b>37,5</b>	<b>53,5</b>	<b>03-02-12</b>	0,25	<b>4,3</b>	0,019	0,18	0,074	73	780

Røde tal: Udtages af vurdering pga. iltning af prøverne før analyse

Markerede tal: Betydende for vurderingen af redoxforhold

Det forventes, at der i den øverste del af magasinet findes oxiderede forhold, da magasinet ikke er fuldt vandmættet. Fra nitratindholdet i prøverne fremgår det, at der er aerobe forhold i enkelte filtre, se Tabel 5.1. Boring 206.1822 er placeret opstrøms lossepladsen, hvorfor denne boring ikke er påvirket af lossepladsen. De tre filtre der derudover er påvirket af nitrat, findes i de øverste vestlige filtre i transektet. Denne del af transektet er domineret af en høj vandgennemstrømning, se Figur 4-1 og en lav koncentration af lossepladsperkolat (NVOC), se bilag 8.

I boring 206.1838's dybeste filter er der muligvis methanproducerende forhold, da jern II indholdet i denne prøve er betydeligt højere end det ses i det øvrige magasin. Dette område af transektet er domineret af en meget høj koncentration af lossepladsperkolat og en meget lav vandgennemstrømning.

Det vurderes at redoxforholdene i området er domineret af udledninger fra lossepladsen. I fanen er der en biologisk omsætning, hvorfor den er domineret af reducerede forhold, tæt ved den nedre moræne findes endda forhold, der tyder på et methanproducerende miljø. I de øverste mere vandførende lag ses aerobe forhold.

De reducerede forhold nedstrøms lossepladsen kan dog ikke, som ved olieforureninger, bruges som indikation for nedbrydning af phenoxysyrer. Forureningskomponenterne i en olieforurening forefindes typisk i koncentrationer, der svarer til elektronacceptorerne (mg/l), hvorfor nedbrydningen af oliekomponenterne vil være betydende for indholdet af ilt, nitrat osv. Phenoxysyrerne forefindes derimod i størrelsesordenen µg/l, hvorfor nedbrydningen af disse ikke er betydende for indholdet af elektronacceptorerne. De reducerede forhold i fanen kan derimod forklares ved nedbrydning af lossepladsperkolat, jf. Tabel 5.1 og bilag 8.

Det er kendt, at phenoxysyrer nedbrydes under aerobe forhold og derved bruger de let tilgængelige elektronacceptorer /16,17/. Det er derimod mere usikkert, om phenoxysyrer nedbrydes under reducerede forhold. Reitzel et al. /17/ har dog påvist nedbrydning af både dichlorprop og mechlorprop under reducerede forhold nedstrøms en losseplads. Nedbrydningen blev påvist både ved laboratorie- og feltforsøg.

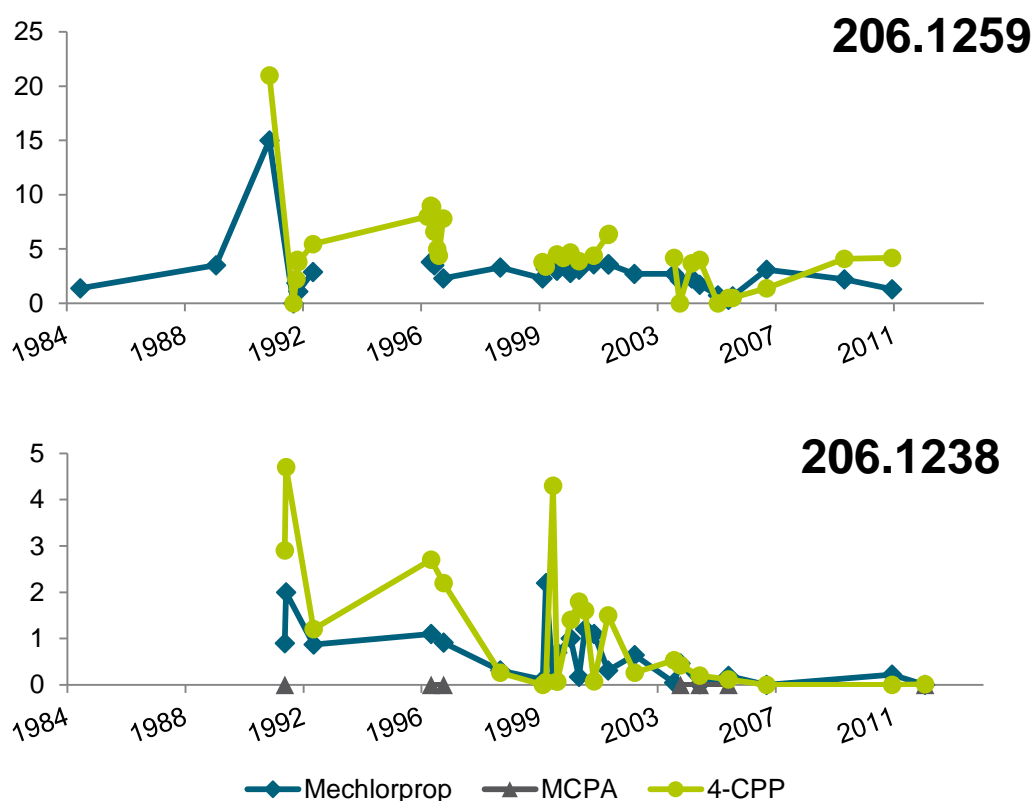
### 5.3. Pesticider og metabolitter

#### 5.3.1 Koncentration langs strømningslinje

Boring 206.1843 og 206.1837/206.1838 er placeret langs en forventet strømningslinje fra lossepladsen ud fra potentialekortet i Figur 3-2. Dog er den samlede koncentration af phenoxyrter og nedbrydningsprodukter i de dybe filtre, henholdsvis 4,7 µg/l i boring 206.1843 filter 1 (kote 9,5 m) og 7,1 µg/l i boring 206.1838 filter 1 (kote 7,8 m), jf. Tabel 4.2. Koncentrationsniveauet er altså højere i den nedstrøms boring. Dette tyder på, at borerne ikke er placeret præcist på en strømlinje, såfremt forholdene antages at være i ligevægt. De tilgængelige data kan derfor hverken be- eller afkræfte naturlig nedbrydning ved koncentrationsfald langs en strømlinje. Dette er som forventet, jf. gennemgangen af mulige indicier på MNA i afsnit 1.2.2.

#### 5.3.2 Tidsserier

Figur 5-7 viser koncentrationen af mechlorprop, MCPA og 4-CPP over tid i to borer. Dataene er baseret på udtræk fra Jupiter-databasen. Der er ikke tidligere lavet måleserier for dichlorprop, 2,4-D eller andre nedbrydningsprodukter, hvorfor disse ikke indgår i tidsserierne. Boring 206.1259 er afværgeboringen placeret ved den nedstrøms kant af lossepladsen, boring 206.1238 ligger ca. 400 m nedstrøms, på kanten af forureningsfanen øst for transektet, jf. Figur 1-2.



Figur 5-7 Koncentrationen (µg/l) af mechlorprop, MCPA og 4-CPP over tid i to borer 206.1259 placeret på kanten af lossepladsen og 206.1238 placeret ca. 400 m nedstrøms lossepladsen.

Det fremgår af intervallet på Y-aksen at koncentrationen falder betydeligt med afstanden til kilden. Dette skyldes dispersion men kan også være et tegn, dog ikke bevis, på nedbrydning af forureningsstofferne.

I boring 206.1259, nærmest lossepladsen, ses en forholdsvis stabil koncentration af både mechlorprop og 4-CPP omkring 5 µg/l, over hele måleperioden fra 1984 til 2013. Det vurderes derfor, at udvaskningen fra lossepladsen ligger på det samme niveau i dag som i 1984.

Boring 206.1238 i den østlige ende af transektet viser høje koncentrationer i de første måleserier i 90'erne efterfulgt af et mindre fald i koncentration. Omkring 2007 måles der ikke 4-CPP i de nedstrøms boringer, og niveauet af mechlorprop er under 1 µg/l. Faldet i koncentration over tid kan betyde, at der er tale om en kontraherende forureningsfanen. Dog er der i den sidste målerunde påvist høje koncentrationer af både mechlorprop og 4-CPP i transektet (Tabel 4.2), placeret vest for boring 206.1238 (Figur 1-2). Det kan i stedet betyde, at strømningsretningen har ændret sig, hvorved forureningsfanens spredningsforløb er flyttet mod vest, eller at afværgepumpningen har afværget den østligste del af forureningsfanen.

På baggrund af de tilgængelige tidsserier, er det ikke muligt at vurdere, hvorvidt forureningsfanen er kontraherende.

### 5.3.3 Udviklingen i forholdet mellem moderstoffer og nedbrydningsprodukter

De første generationer af herbicider med phenoxysyrer, fra omkring 1950, indeholdt ud over den aktive phenoxysyre også urenheder i form af nedbrydningsprodukter. Det er derfor ikke i sig selv bevis for nedbrydning af phenoxysyrer, at der findes nedbrydningsprodukter i forureningsfanen /17/. Siden er man blevet bedre til at syntetisere og rense herbiciderne, så man i dag kan lave et produkt der næsten udelukkende indeholder den aktive phenoxysyre. Ved større forureninger med phenoxysyre-herbicider i f.eks. lossepladser ved man i de fleste tilfælde ikke, hvornår de forurenende herbicider er blevet produceret, og der kan samtidig være tale om herbicider fra forskellige perioder. Den specifikke sammensætning af phenoxysyrer i kilden vil derfor ofte være ukendt.

Reitzel et al. har undersøgt sammensætningen af en forureningskilde med henblik på at opstille en worst case sammensætning af phenoxysyrer og relaterede stoffer /17/. Reitzel et al. har opstillet en worst case ratio for hver enkelt urenhed ved at dividere den højeste koncentration af den specifikke urenhed med den laveste koncentration af moderstoffet, begge værdier er fundet i litteraturen. Med worst case forstås altså den lavest mulige renhed.

På baggrund af dette sæt af worst case ratioer er det muligt, på baggrund af et enkelt datasæt, at vurdere hvorvidt der er sket nedbrydning af en phenoxysyre. Ratioen for

hver enkelt urenhed findes ved at dividere koncentrationen af denne med koncentrationen af moderstoffet, som det fremgår af formelen nedenfor. Herefter sammenholdes den aktuelle ratio med worst case ratioen fundet af Reitzel et al. /17/.

$$Ratio_x = \text{Konc. nedbrydningsprodukt}_x / \text{Konc. moderstof}$$

Hvis den aktuelle ratio overstiger worst case ratioen, vil der være sket nedbrydning af det oprindelige herbicid fra kilden. Denne form for analyse tager højde for urenheder i produktionen af phenoxysyrer. I mange tilfælde vil koncentrationen af urenhederne fra produktionen af herbiciderne være lavere end i den beregnede worst case, eller ikke alle urenheder vil være til stede i produktet, hvorfor koncentrationen af moderproduktet vil være højere. I begge tilfælde vil det resultere i lavere ratioer. Ved at sammenholde med den absolutte worst case ratio beregnet af Reitzel et al., er der derfor en iboende sikkerhedsmargin.

Det skal bemærkes, at denne metode ikke kan bruges til at vurdere herbicidernes nedbrydningsvej, og dermed hvilke nedbrydningsprodukter der bliver dannet, eller hvorvidt der er tale om fuld nedbrydning til CO<sub>2</sub>. Ratioen for en specifik urenhed vil selvfølgelig stige, hvis koncentrationen af det specifikke stof stiger. Men lige så betydende for ratioen er koncentrationen af moderstoffet. Hvis moderstoffet bliver nedbrudt til et andet af de relevante nedbrydningsprodukter, vil koncentrationen af moderstoffet falde, hvorved ratioen stiger. Det skal samtidig bemærkes at nedbrydningen af moderstoffet ikke nødvendigvis vil give anledning til en ratio over worst case ratio for det nedbrydningsprodukt moderstoffet omdannes til. Worst case ratioen er baseret på den højeste mulige koncentration af nedbrydningsprodukt i kilden. Hvis koncentrationen af nedbrydningsproduktet i kilden har været lavere, er det muligt at koncentrationen stiger idet moderstoffet nedbrydes, uden at ratioen overstiger worst case.

Af Tabel 5.2 fremgår ratioen for 2,6-DCPP, 2-CPP og 4-CPP (nedbrydningsprodukter fra dichlorprop) samt 4-chlor-2-methylphenol og 2C6MPP (nedbrydningsprodukter fra mechlorprop). Endvidere fremgår worst case ratioen for de fem nedbrydningsprodukter. Hvor den aktuelle ratio overstiger worst case ratioen, er det markeret med fed skrift.

Det fremgår af tabellen, at dichlorprop i omtrent alle filtre viser tegn på nedbrydning. Specielt 4-CPP ratioen er i flere tilfælde betydeligt højere end worst case ratioen og i et enkelt tilfælde er den helt oppe på 110 hvilket er mere end 1000 gange højere end worst case ratioen på 0,07. Generelt er 4-CPP ratioerne højest i de dybeste filtre. 2-CPP viser ligeledes tegn på nedbrydning af dichlorprop. 2,6-DCPP overstiger i ingen af filtrene worst case ratioen.

Der er derimod ikke tydelige tegn på nedbrydning af mechlorprop, da 4-chlor-2-methylphenol kun i et enkelt tilfælde overstiger worst case ratioen og 2C6MPP ikke overstiger i nogle af filtrene.



Tabel 5.2 Nedbrydningsprodukter som en ratio af henholdsvis dichlorprop og mechlorprop (konc. nedbrydningsprodukt/konc. moderstof). Ved markering med fed overstiger den aktuelle ratio worst case ratioen.

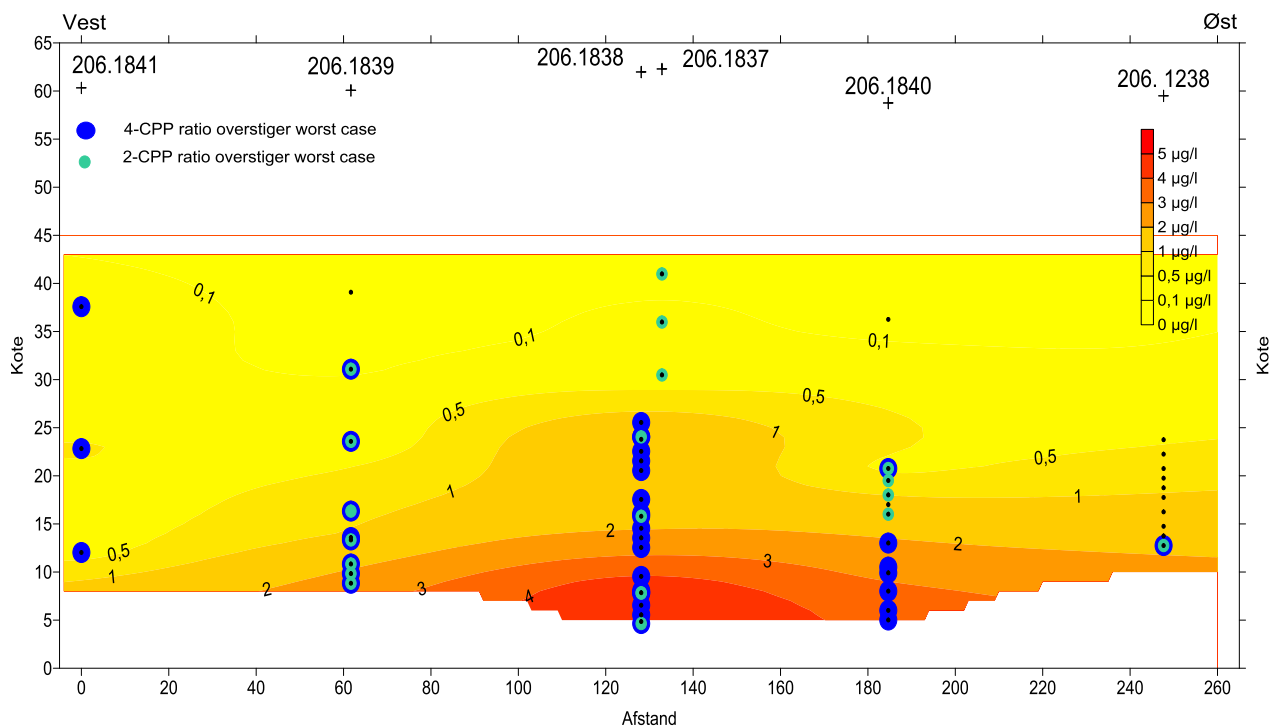
DGU Boringsnr.	Kote til midt filter	Dichlorprop			Mechlorprop	
		2,6-DCPP	2-CPP	4-CPP	4-chlor-2-methylphenol	2C6MPP
Worst case ratio*		0,43	0,07	0,07	0,14	0,41
<b>206. 1837</b>						
Filter 1	30,5	0,081	<b>0,23</b>	0	0,017	0,015
Filter 2	36,0	0	<b>0,28</b>	0	0,06	0,013
Filter 3	41,0	0	<b>0,24</b>	0	<b>2,3</b>	0
<b>206. 1838</b>						
Filter 1	7,8	0	<b>0,098</b>	<b>5,2</b>	0	0
Filter 2	15,8	0	<b>0,09</b>	<b>1,7</b>	0	0
Filter 3	24,0	0,11	<b>0,16</b>	<b>3,7</b>	0	0,036
<b>206. 1839</b>						
Filter 1	13,6	i.a.	0	<b>110</b>	0	0
Filter 2	23,6	i.a.	<b>0,18</b>	<b>0,13</b>	0	0
Filter 3	31,1	i.a.	<b>0,35</b>	<b>0,28</b>	0	0
Filter 4	39,1	i.a.	0	0	0	0
<b>206. 1840</b>						
Filter 1	9,9	0	0	<b>3,3</b>	0	0,01
Filter 2	20,8	0	<b>0,088</b>	<b>0,38</b>	0,038	0,017
Filter 3	36,3	0	0	0	0	0
<b>206. 1841</b>						
Filter 1	12,0	0	0	<b>3,6</b>	0	0
Filter 2	22,8	0,063	0	<b>1,8</b>	0	0
Filter 3	37,6	0	0	<b>1,1</b>	0	0
<b>206. 1843</b>						
Filter 1	9,5	0,017	0	<b>2,6</b>	0	0
Filter 2	21,4	0,073	0	<b>3,6</b>	0	0,015
Filter 3	33,1	0,086	0	<b>3</b>	0,019	0
<b>206. 1238</b>	<b>29,0</b>	<b>0</b>	<b>0,81</b>	<b>0,12</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>206. 1259</b>	<b>41,5</b>	<b>0,037</b>	<b>0,18</b>	<b>16</b>	<b>0,2</b>	<b>0</b>
<b>206. 1372</b>	<b>38,2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>206. 1817</b>	<b>36,9</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

\*: Worst case ratioerne er fundet af Reitzel et al. /17/

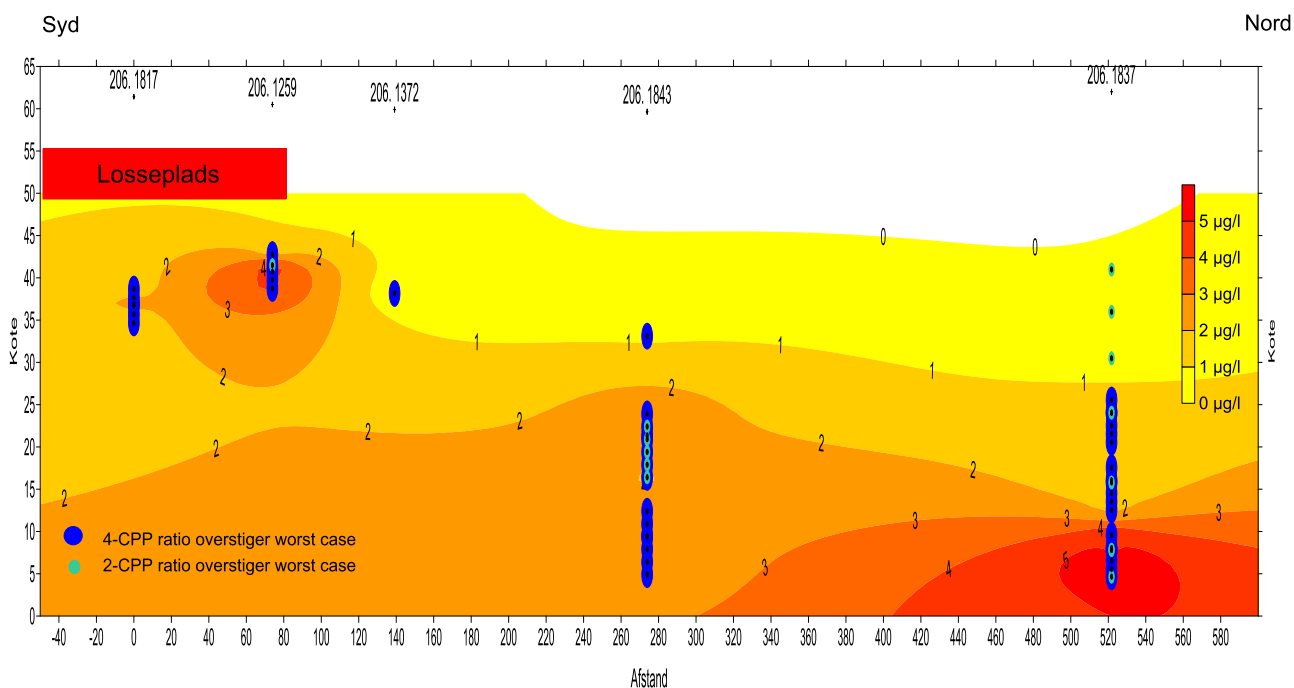
i.a.: Ikke analyseret

**fed:** Den aktuelle ratio overstiger worst case ratioen

I Figur 5-8 ses en grafisk fremstilling af tegn på nedbrydning af dichlorprop over transektet, og i Figur 5-9 i boringer placeret på strømningsvejen fra lossepladsen til transektet. Endvidere fremgår den samlede koncentration af dichlorprop plus nedbrydningsprodukter som konturer. De blå og turkise prikker markerer, hvor den aktuelle ratio beregnet på baggrund af vandprøven, overstiger worst case ratioen for henholdsvis 4-CPP og 2-CPP. Prikkerne er placeret, så de repræsenterer midten af filtrene (eller området for Snap sampling).



Figur 5-8 Boringstransekteret med tegn på nedbrydning af dichlorprop er markeret med henholdsvis blå og grønne prikker. De sorte prikker markerer midten af filtre/område for Snap sampling hvor der er udtaget vandprøve. Den samlede koncentration af dichlorprop plus nedbrydningsprodukter er præsenteret som konturer over transekteret. For en større figur se bilag 9A.



Figur 5-9 Tværsnit langs forureningsfanen med tegn på nedbrydning af dichlorprop er markeret med henholdsvis blå og grønne prikker der viser stedet for udtagning af vandprøve. Den samlede koncentration af dichlorprop plus nedbrydningsprodukter er præsenteret som konturer over området fra lossepladsen til transekteret. For en større figur se bilag 9B, her fremgår endvidere den præcise borerplacering.

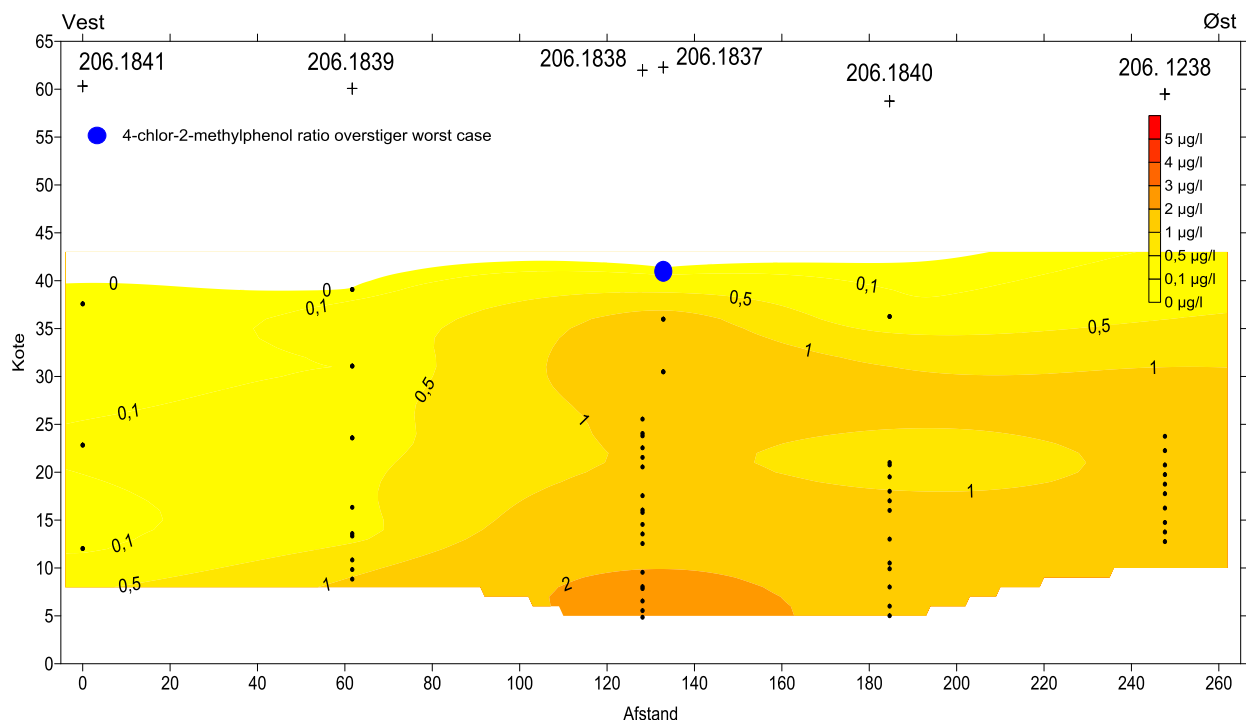
Det fremgår af Figur 5-8 og Figur 5-9, at der er tegn på nedbrydning af dichlorprop i næsten alle vandprøver. Af Figur 5-8 fremgår det, at en undtagelse er boring 206.1238, hvor kun vandprøven nederst i filteret viser tegn på nedbrydning. Nedbrydningen er indikeret ved høje 4-CPP ratioer i de dybe vandprøver, og der er en overvægt mod den vestlige del af transektet. Nedbrydning indikeret ved høje 2-CPP ratioer findes i færre vandprøver men disse vandprøver repræsenterer alle dybder, som det fremgår af boring 206.1837 og 206.1838. Der er ikke umiddelbart nogen sammenhæng mellem koncentrationen af dichlorprop plus nedbrydningsprodukter og tegn på nedbrydning.

Af Figur 5-9 fremgår det, at nedbrydning finder sted i eller umiddelbart under lossepladsen. Ratioen for 4-CPP overstiger worst case i alle boringer fra lossepladsen og til transektet.

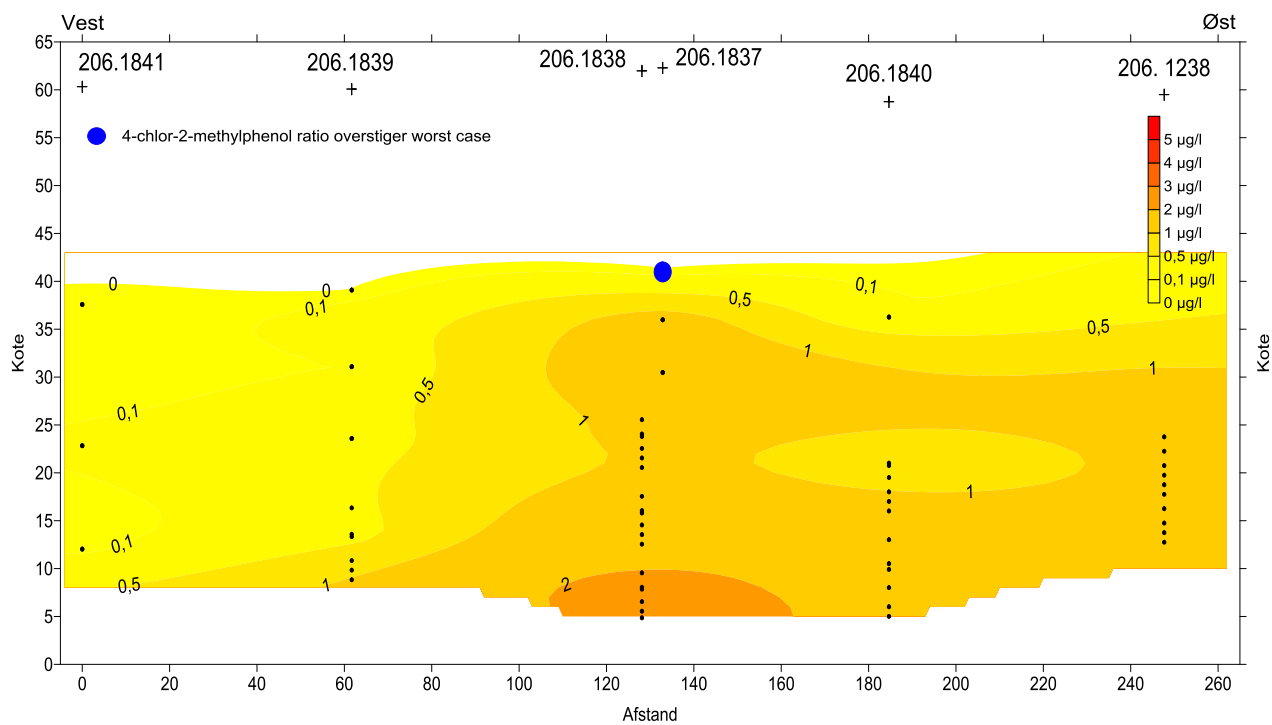
På baggrund af denne analyse vurderes det, at der sker nedbrydning af dichlorprop i området opstrøms boringstransektet. Nedbrydningen starter allerede i eller lige under lossepladsen. Det kan også ses, at der er forskel på vandets sammensætning i de øverste og de nederste filtre. Dette er dog mest udtalt midt i fanen ved boring 206.1837 og 206.1838.

Som tidligere beskrevet er magasinet primært domineret af reducerede anaerobe forhold pga. den høje omsætning af lossepladsperkolat. Dette tyder på, at nedbrydningen af dichlorprop foregår under reducerede forhold. Reitzel et al. har tidligere påvist nedbrydning af dichlorprop under reducerede forhold i laboratoriet men også i feltforsøg /17/. Det skal dog bemærkes, at det præcise område hvor nedbrydningen finder sted ikke er kendt. Men da nedbrydning er indikeret i omtrent alle vandprøver, vurderes det sandsynligt, at nedbrydningen finder sted i det meste om ikke hele fanen. Vandet i de øverste filtre, kendetegnet ved en høj hydraulisk ledningsevne og en høj forureningsflux, viser tendens til en anden sammensætning af forureningsstoffer, dette kan indikere, at aerobe forhold giver anledning til en ændret nedbrydningsvej.

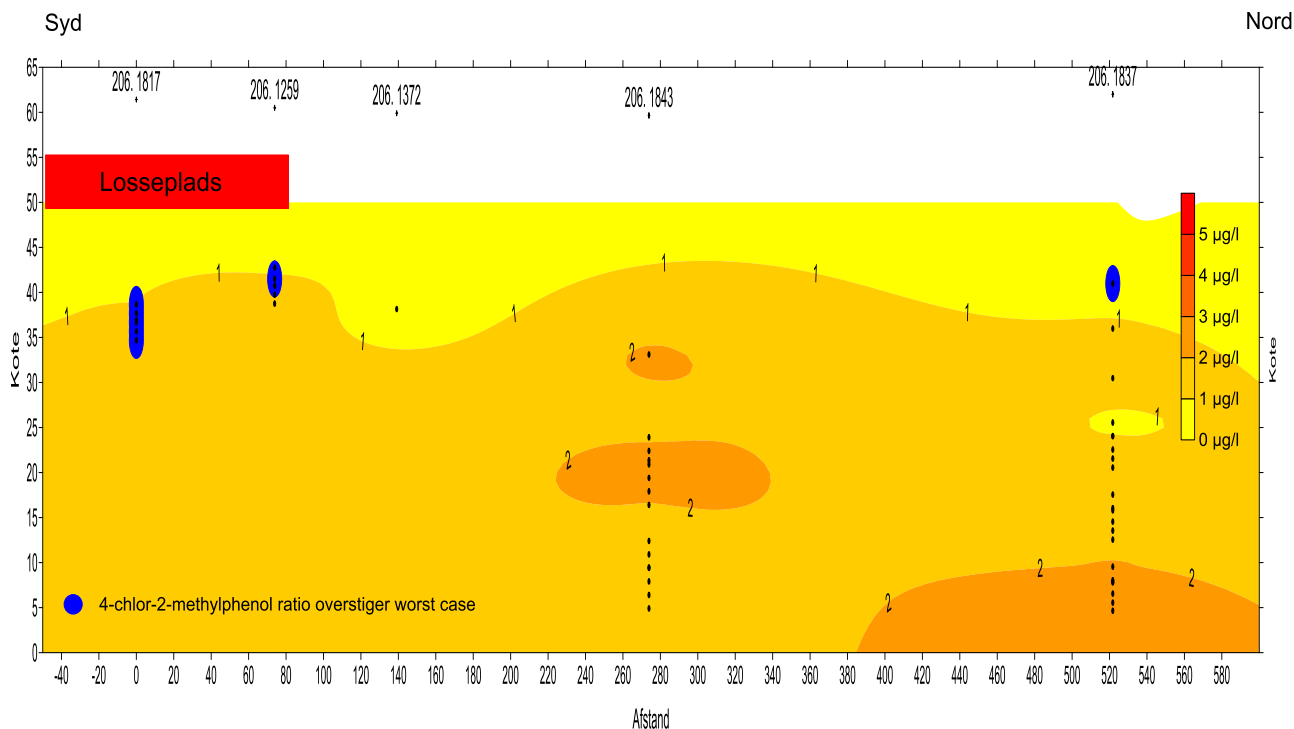
De samme figurer er fremstillet for mechlorprop og dets betydende nedbrydningsprodukt 4-chlor-2methylphenol,



Figur 5-10, Figur 5-11. Der ses kun tegn på nedbrydning i en enkelt vandprøve udtaget i transektets øverste filter boring 206. 1837. Der er derudover tegn på nedbrydning af mechlorprop umiddelbart i og under lossepladsen, som det fremgår af Figur 5-11.



Figur 5-10 Boringstransektet med tegn på nedbrydning af mechlorprop er markeret med blå prikker der viser stedet for udtagning af vandprøve. Den samlede koncentration af mechlorprop plus nedbrydningsprodukter er præsenteret som konturer over transektet. For en større figur se bilag 10A.



Figur 5-11 Tværsnit af forureningsfanen med tegn på nedbrydning af mechlorprop er markeret med blå prikker der viser stedet for udtagning af vandprøve. Den samlede koncentration af mechlorprop plus nedbrydningsprodukter er præsenteret som konturer over området fra lossepladsen til transektet. For en større figur se bilag 10B, her fremgår endvidere den præcise boringsplacering.

Tendensen til nedbrydning under lossepladsen ses dog kun ved Snap samlingen. I vandprøven der repræsenterer hele filteret findes ingen nedbrydningsratioer over worst case.

I bilag 9C og 10C er forholdet mellem nedbrydningsprodukter og moderstof fremstillet ved diagrammer over ratioerne for henholdsvis dichlorprop og MCP. Disse diagrammer kan sammenholdes med det producerede dichlorprops "fingerprint", som er vist i figurens øverste højre hjørne, hvorved en eventuel nedbrydning kan vurderes. Konklusionerne fra disse figurer afviger ikke fra figurerne Figur 5-8 til Figur 5-11.

#### 5.3.4 Udvikling i enantiomerforhold

Enantiomerer kan bruges som kvalitativ indikator på nedbrydning af f.eks. phenoxysyrer. Dichlorprop, 4-CPP og MCP forekommer hver især som to molekyler, der indeholder de samme grundstoffer og de samme kemiske bindinger, men hvis rumlige opbygning er forskellig. De to molekyler er hinandens spejlbilleder og kaldes enantiomerer. Betegnelserne R og S bruges til at skelne mellem de to enantiomerer for et givent stof, f.eks. R-dichlorprop (R-DCPP) og S-dichlorprop (S-DCPP).

De to enantiomerer kan have forskellige toksikologiske og nedbrydningsmæssige egenskaber /19/. Ved nedbrydning af phenoxysyrerne er det sandsynligt, at enantiomerforholdet vil ændre sig. Dette skyldes blandt andet, at mange enzymer er enantio-

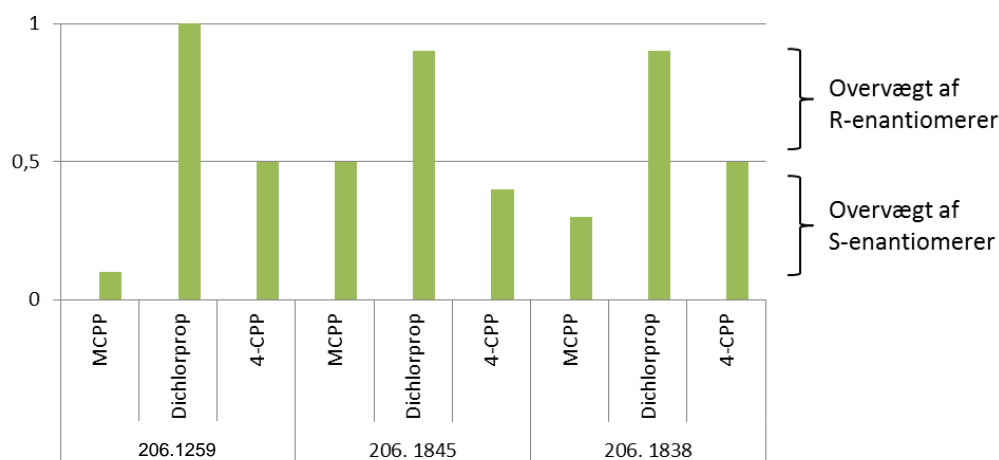
merspecifikke, hvorfor det er tilstedeværelsen af specifikke nedbrydere, der er bestemmende for enantiomerforholdet /19/. Derimod vil abiotiske processer som f.eks. sorption og diffusion ikke være enantiomerspecifikke /20/, hvilket gør ændringen i enantiomerforholdet mere indikativ på nedbrydning end en ændring i koncentration.

Forholdet mellem enantiomererne beskrives ved enantiomerfraktionen EF baseret på koncentrationen af henholdsvis R- og S-enantiomeren /20/. Ved en ligelig fordeling mellem enantiomererne vil faktoren være 0,5.

$$EF = \frac{[R]}{[R]+[S]}$$

Den videre analyse er baseret på tre vandprøver udtaget med forskellig afstand til kildeområdet. Det er vigtigt at pointere, at det ikke kan forventes, at disse prøver er udtaget langs en strømningslinje. Tværtimod er det i afsnit 5.4.1 vurderet, at boring 206.1843 og 206.1838 ikke er direkte hydraulisk forbundet, og denne vurdering er underbygget af koncentrationerne fundet ved avanceret analyse, hvor der ligeledes ses en stigning i koncentration længst nedstrøms kilden, jf. Tabel 4.3 og bilag 11. I tolkningen af de avancerede analyser, kan det derfor ikke antages, at de tre prøver er udtaget langs en strømningslinje. De tre vandprøver repræsenterer dog forskellige opholdstider i magasinet.

Af Tabel 4.3 fremgår enantiomerkoncentrationen i de tre borer, der er prøvetaget til avanceret analyse. Der er en lav koncentration af moderstof og en højere koncentration af nedbrydningsprodukt i boring 206.1259. Dette kan tyde på, at forureningspåvirkningen fra kildeområdet er aftagende. Eller at nedbrydningsforholdene i kildeområdet er på et niveau, hvor en stor del af moderprodukterne omdannes før de forlader kildeområdet. Koncentrationen af moderprodukterne dichlorprop og MCPPE i de to nedstrøms borer er derimod højere. Der er derfor tale om en betydelig forureningsfane nedstrøms lossepladsen.



Figur 5-12 - Enantiomerfraktionen for hvert af de tre stoffer for en boring (206. 1259) placeret umiddelbart nedstrøms kilden, en (206.1843) placeret mellem kilden og transektet og en (206. 1838) placeret i midten af

transektet. Figuren er lavet på baggrund af resultaterne fra rapporten i bilag 11. I bilag 11 er boring 206.1259 fejlagtigt angivet som boring 206.1549.

Dichlorprop er udelukkende påvist som R-DCPP i kildeområdet, jf. Figur 5-12. Kun R-enantiomeren er aktivstof i pesticider baseret på phenoxysyrer /17/. Fra midten af 1980'erne har man forfinet produktionen af phenoxysyrer, således at produktet primært indeholder R-enantiomerer, men i tiden før har forholdet mellem de to enantiomerer været 1:1 /17/.

Det vides, at lossepladsen har været aktiv fra 1972, og at man startede afværg af forurening fra lossepladsen i 1995, hvorfor det forventes, at der ikke er deponeret nyt materiale på området efter denne dato. Det vurderes derfor, at det kommercielle pesticidprodukt, der er årsag til grundvandsforureningen kan være deponeret fra 1972 til 1995. At der i kildeområdet udelukkende påvises R-DCPP, indikerer at det kommercielle produkt, der er årsag til dichlorpropforureningen, er af nyere dato og tidligst er deponeret på lossepladsen i midtfirserne. Modsat kan der være tale om en betydelig nedbrydning af dichlorprop i kildeområdet, hvorved alle S-DCPP er blevet omdannet til nedbrydningsprodukter, hvorfor der udelukkende er R-DCPP tilbage. Dette er sandsynligt, da det tidligere er vist, at S-DCPP bliver hurtigere nedbrudt end R-DCPP /24/. Der er endvidere, på baggrund af forholdet mellem moderstof og nedbrydningsprodukter, se afsnit 5.4.3, tydelige indikationer på, at der sker nedbrydning af dichlorprop i kildeområdet. Den høje koncentration af 4-CPP i de avancerede analyser, Tabel 4.3, underbygger denne vurdering.

I de nedstrøms borer falder EF for dichlorprop. Indholdet af S-DCPP for dichlorprop er altså stigende i de nedstrøms vandprøver. Der er to mulige forklaringer på denne tendens. Enten er der sket en mikrobiologisk omdannelse af R-DCPP til S-DCPP /25/, i hvilket tilfælde der ikke er tale om nedbrydning af dichlorprop. Eller der kan være tale om en opblanding af forureningen med dichlorprop fra andre og ældre kilder i lossepladsen, hvor det kommercielle pesticidprodukt har et enantiomerforhold på 1:1.

Da der ikke er nogen entydig forklaring på enantiomerfraktionen for dichlorprop i de tre udtagne vandprøver, er det ikke muligt hverken at be- eller afkræfte hvorvidt der sker nedbrydning af dichlorprop, på baggrund af denne metode.

4-CPP er i alle vandprøver påvist i højere koncentrationer end moderproduktet dichlorprop, jf. Tabel 4.3. Det tyder på, at 4-CPP nedbrydes langsommere end dets moderprodukt dichlorprop. Af Figur 5-12 fremgår det, at EF for 4-CPP ligger omkring 0,5 og ikke varierer betydeligt mellem de tre vandprøver. Både intensiteten af den biologiske nedbrydning af dichlorprop samt den videre nedbrydning af 4-CPP har betydning for enantiomerfraktionen for 4-CPP. Endvidere kan man ikke påvise nedbrydning ved hjælp af denne metode, hvis mikroorganismene nedbryder begge enantiomerer lige godt /21/. Den lille forskel der er mellem de tre vandprøver kan derfor ikke danne grundlag for konklusioner omkring nedbrydning af 4-CPP. Dette betyder dog ikke, at 4-CPP ikke nedbrydes, blot at denne metode ikke er egnet til at påvise det.

Der er en betydelig overvægt af S-MCPP i vandprøven udtaget i kildeområdet samt 400 m nedstrøms, hvilket indikerer, at der er sket nedbrydning af mechlorprop. Det kommercielle MCPP produkt vil enten indeholde en ligelig fordeling af enantiomererne eller være domineret af den aktive R-MCPP. At der i vandprøven primært påvises S-MCPP, er derfor en tydelig indikation på at R-MCPP bliver nedbrudt. Dette er overraskende, da det tidligere er påvist at S-MCPP nedbrydes hurtigere end R-MCPP /24/.

I boring 206.1843 er EF for MCPP 0,5. Denne vandprøve indeholder altså lige meget R-MCPP og S-MCPP, hvilket svarer til forholdet i det kommercielle pesticidprodukt. Der er således ikke tegn på nedbrydning i denne prøve. At der er indikationer på nedbrydning både opstrøms og nedstrøms denne boring, underbygger at de tre borer ikke er placeret langs en strømningslinje. Men at der i stedet er tale om komplekse hydrogeologiske forhold, hvorfor vandet i boring 206.1843 ikke er, eller ikke altid har været, i forbindelse med de to andre borer.

Det er på baggrund af denne metode ikke muligt hverken at be- eller afkræfte nedbrydning af dichlorprop eller 4-CPP. Enantiomerfraktionen i de tre vandprøver indikerer derimod, at der sker nedbrydning af MCPP i kildeområdet samt i den nederste del af boringstransekten. Det vurderes sandsynligt, at den midterste boring, pga. en kompleks hydrogeologi, ikke er, eller ikke altid har været, i hydraulisk kontakt med den opstrøms eller nedstrøms boring. Endvidere tyder resultaterne på, at der sker opblanding af flere kilder i de to nedstrøms borer.

### 5.3.5 Enantioselektiv stabil isotop analyse (ESIA)

Organiske stoffer indeholder primært kulstof-12-isotoper ( $^{12}\text{C}$ ) men også en mindre andel kulstof-13-isotoper ( $^{13}\text{C}$ ).  $^{12}\text{C}$  er pga. et lavere antal neutroner lettere end  $^{13}\text{C}$ . Endvidere er bindingerne til et  $^{12}\text{C}$  atom svagere end bindingerne til en  $^{13}\text{C}$ . Ved biologisk nedbrydning vil der være en tendens til at molekyler med "lette"  $^{12}\text{C}$  isotoper nedbrydes hurtigere/lettere end de "tunge"  $^{13}\text{C}$ .

Ved stofspecifik isotopanalyse måles et stofs isotopforhold, det vil sige forholdet mellem den tunge og den lette isotop ( $R_{\text{aktuel}} = \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}}$ ). Isotopforholdet beskrives ved en delta notation, hvor det aktuelle forhold sættes i relation til en international reference ( $R_{\text{reference}}$ ) /21/. Ved at sammenholde et specifikt stofs isotopforhold mellem forskellige vandprøver, kan man vurdere et stofs skæbne /19/. Sammenholdes isotopforholdet mellem moderprodukter og dets nedbrydningsprodukter er det endda muligt at bedømme nedbrydningsvejen /19/.

$$\delta^{13}\text{C} = \frac{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}_{\text{aktuel}}} - \frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}_{\text{reference}}}}{\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}_{\text{reference}}}}$$

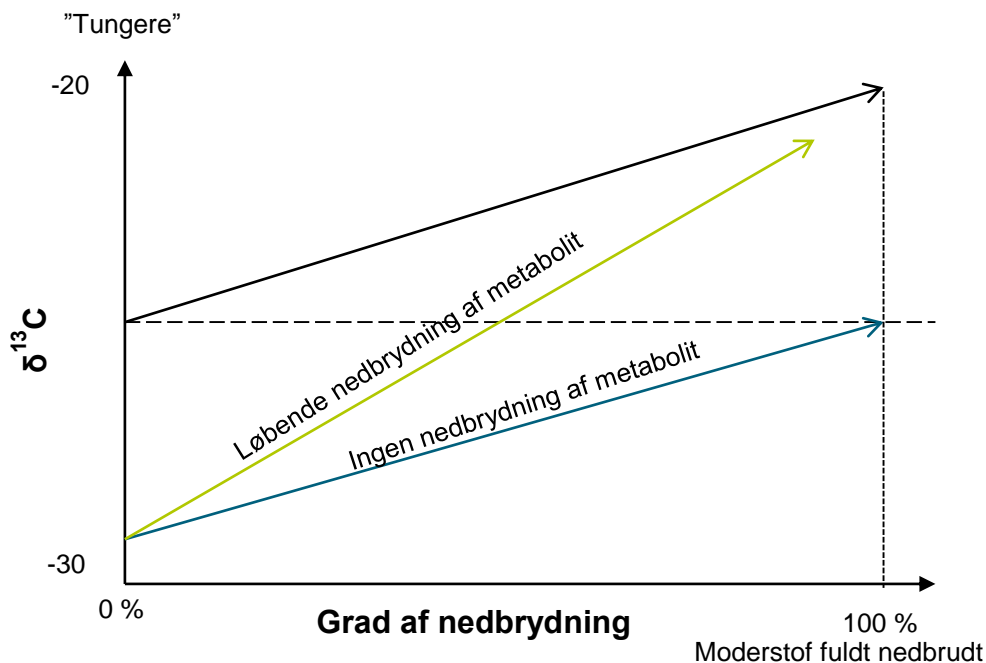


I Figur 5-13 er den generelle teori omkring isotopforholdet konceptualiseret. På X-aksen ses graden af nedbrydning. Ved skæringen med y-aksen er der ikke sket nedbrydning, og der er markeret et punkt yderst på x-aksen hvor moderstoffet er fuldt nedbrudt. Y-aksen viser  $\delta^{13}\text{C}$ -notationen. Denne vil altid være negativ. Jo mindre negativ jo "tungere" er molekylerne og jo højere grad af nedbrydning er opnået.

Den sorte pil i figuren repræsenterer moderproduktet. Det ses at moderstoffet bliver tungere (mindre negativt), når det nedbrydes.

Den blå pil viser den metabolit, der dannes når moderstoffet nedbrydes. Ved en lav grad af nedbrydning vil metabolitten være "let" (meget negativ) idet den kun består af  $^{12}\text{C}$ . Men når mere og mere af moderstoffet nedbrydes, vil også molekyler der indeholder  $^{13}\text{C}$  omdannes til metabolitter. Den blå pil vil derfor blive "tungere" (mindre negativ) i samme takt som moderstoffet nedbrydes. Ved fuld omdannelse af moderstoffet til nedbrydningsproduktet vil metabolitten have samme  $\delta^{13}\text{C}$  som moderstoffet startede med.

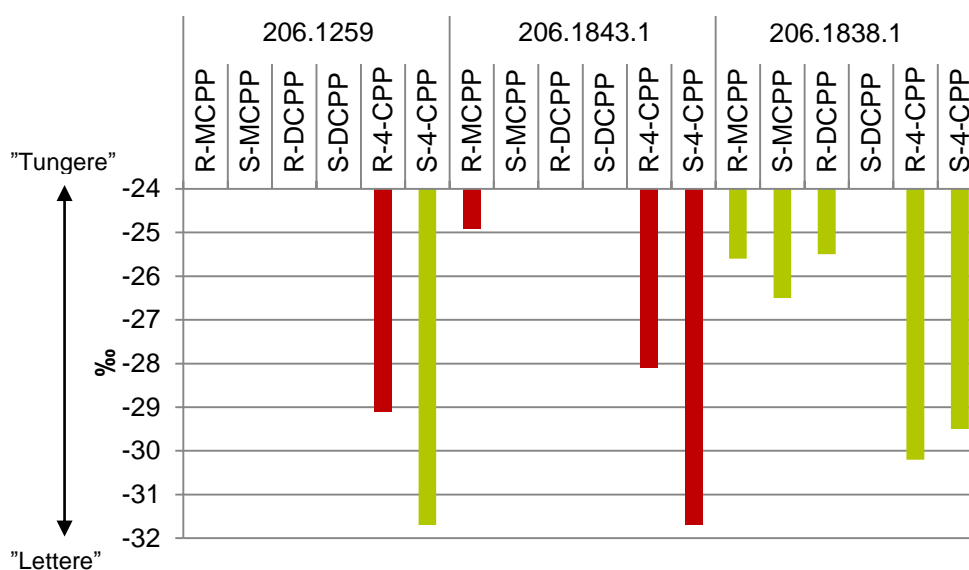
Den grønne pil repræsenterer ligesom den blå metabolitten fra moderstoffet, men medtager det forhold at metabolitten nedbrydes yderligere. Det betyder, at metabolittens  $\delta^{13}\text{C}$  bliver "tungere" (mindre negativ) hurtigere end moderproduktet, og at metabolitten på et tidspunkt vil skære og fortsætte over udgangspunktet for moderstoffet (markeret ved den vandrette stiplede linje).



Figur 5-13 Konceptuel graf der viser ændringen i  $\delta^{13}\text{C}$  med graden af nedbrydning. Den sorte pil repræsenterer moderstoffet. Den blå pil repræsenterer  $\delta^{13}\text{C}$  for metabolitten hvis denne ikke nedbrydes og den grønne repræsenterer  $\delta^{13}\text{C}$  for metabolitten hvis denne nedbrydes yderligere. Det skal bemærkes at Y-aksen går mod mindre negative tal, altså "tungere" molekyler.

Fordelen ved denne metode er, at isotopfraktioneringen er specifik for hvert enkelt stof, og den er brugbar for en bred vifte af stoffer /21/. Derimod er denne metode ikke anvendelig, hvis nedbrydningen af et stof ikke er bestemt af nedbrydningen af en binding til et isotopspecifikt atom /21/.

I dette tilfælde er isotopanalysen kombineret med enantiomerer, hvorfor der er fundet en isotopfraktion for hver af de tre stoffers to enantiomerer. Resultaterne fremgår af Tabel 4.3, men er også præsenteret i Figur 5-14.



Figur 5-14 Den enantiomerspecifikke isotopfraktion for MCPP, dichlorprop og 4-CPP i vandprøver udtaget i boring 206.1259 (kildeområdet), 206.1843 (200 meter nedstrøms) og 206.1838 (400 meter nedstrøms). Hvor der ikke er nogen søjle, skyldes dette for lave udslag i chromatogrammerne, hvorfor de ikke har været muligt at aflæse dem. De røde søjler repræsenterer usikre resultater grundet f.eks. baggrundsstøj i chromatogrammet.

Det fremgår af Figur 5-14, at en del af chromatogrammerne var for små til at kunne evalueres. Chromatogrammerne kan ses af bilag 11. Endvidere er der flere af resultaterne der er usikre, hvilket er markeret med rødt. Dette skyldes f.eks. baggrundsstøj. Det vil, ifølge Isodetect, være muligt at udtage nye vandprøver og udføre yderligere prøveforberedelse før den enantiomerspecifikke isotopanalyse. Herved vurderes det muligt, at indhente brugbare data for langt de fleste stoffer, jf. rapporten i bilag 11. I det følgende er kun de grønne søjler i Figur 5-14 evalueret.

Vandprøven fra boring 206.1838.1 gav evaluerbare resultater for næsten alle stoffer. Det fremgår af Figur 5-14, at moderstofferne R-MCPP, S-MCPP og R-DCPP alle er relativt "tunge" (mindre negative). Dette kan tyde på, at der er sket nedbrydning af stofferne før de når denne boring. Det kræver dog data om de opstrøms forhold at verificere dette.

Ved sammenligning af isotopforholdet mellem R-DCPP og R-4-CPP ses at R-4-CPP er betydeligt "lettere" (mere negativt) end moderstoffet ( $\Delta\delta^{13}\text{C} = 4,7 \text{ ‰}$ ). Dette indikerer at 4-CPP er det direkte nedbrydningsprodukt, da det først og fremmest er de "lette"  $^{12}\text{C}$  der omdannes til metabolitter.

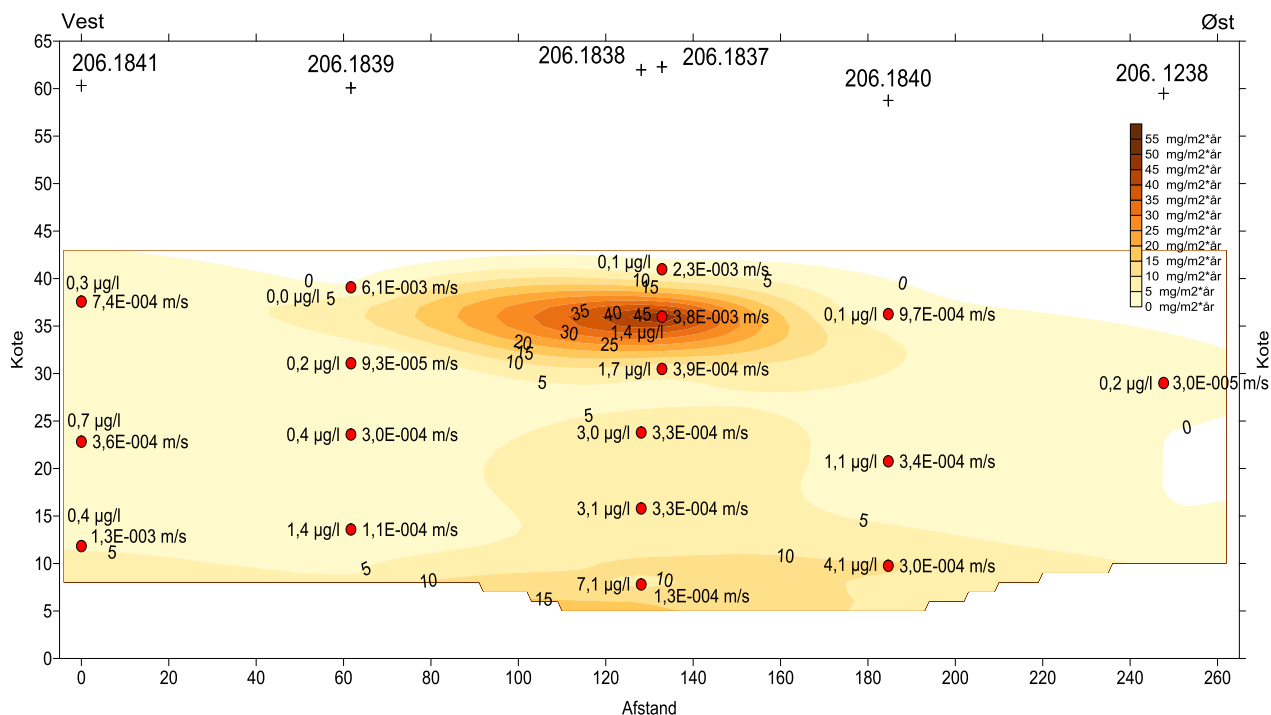
Som det eneste af stofferne, findes der brugbare resultater for S-4-CPP både i vandprøven fra kildeområdet og fra den nedstrøms boring. Isotopforholdet er mere negativt i kildeområdet, hvilket vil sige, at der i denne vandprøve er flere  $^{12}\text{C}$  i forhold til  $^{13}\text{C}$ , sammenholdt med prøven udtaget længere nedstrøms. Det antages, at metabolitten 4-CPP udelukkende stammer fra nedbrydning af dichlorprop. I dette tilfælde vil isotopfraktionen af 4-CPP være "let" i starten af nedbrydningsprocessen, men blive tungere jo længere nedbrydningsprocessen forløber /21/. At 4-CPP bliver "tungere" (mindre negativt) kan både skyldes nedbrydning af moderprodukt, samt videre nedbrydning af 4-CPP. Ved nedbrydning af moderproduktet vil metabolitten som oftest være baseret på  $^{12}\text{C}$ , der har den svageste binding. Det hænder dog, at der bliver omdannet metabolitter med  $^{13}\text{C}$ . I disse tilfælde vil isotopforholdet blive mindre negativt. Ved videre nedbrydning af 4-CPP vil organismene igen foretrække de "lette" isotoper, hvorved isotopforholdet i 4-CPP igen bliver mindre negativt. Se den grønne konceptuelle graf i Figur 5-13. Forskellen mellem isotopforholdet i de to vandprøver er betydeligt ( $\Delta\delta^{13}\text{C} = 2,2 \text{ ‰}$ ). Dette er altså en klar indikation af at 4-CPP er på et senere stadie af den biologiske nedbrydning i den nedstrøms boring (206.1838) end i kildeområdet. Det skal dog bemærkes, at det ikke vides om de to borer følger den samme strømninglinje. Der er derfor ikke nødvendigvis nogen sammenhæng mellem vandprøverne.

På baggrund af den enantiomerspecifikke isotopanalyse vurderes det, at 4-CPP er det direkte nedbrydningsprodukt af dichlorprop. Der er indikationer på at dichlorprop bliver nedbrudt, og der er endvidere indikationer på at 4-CPP er på et senere stadie i nedbrydningsprocessen i den nedstrøms boring sammenlignet med i kildeområdet.

## 5.4. Sammentolkning af hydrogeologi og kemi

### 5.4.1 Flux gennem boringstransektet

Fluxen gennem transektet er beregnet på baggrund af de to grid for henholdsvis koncentration og hydraulisk ledningsevne, Figur 4-5 og Figur 4-1. Figur 5-15 viser den samlede flux af pesticider og nedbrydningsprodukter som konturer over transektet. Konturerne er beregnet på baggrund af både filter og Snap Sampler målinger. På figuren fremgår, for hvert filtermålepunkt, koncentration samt hydraulisk ledningsevne. I bilag 5 ses koncentrationer og hydrauliske ledningsevner for alle målepunkter. Konturerne for fluxen adskiller sig markant fra koncentrationsniveauerne. Den betydeligt større vandgennemstrømning i den øverste del af magasinet resulterer i en høj pesticidflux i denne del af transektet. Derimod er strømmingen gennem transektet i den nederste del af magasinet meget lav, hvilket på trods af de høje koncentrationer, giver en lav pesticidflux.



Figur 5-15 Den samlede flux af pesticider samt nedbrydningsprodukter præsenteret som konturer over transektet.

Den totale forureningsflux gennem transektet er beregnet til 50.500 mg/år, som det fremgår af Tabel 5.3. Beregningen er lavet på baggrund af de dimensioner der er afbildet i Figur 5-15. Ved opslag i middeldatabasen er det fundet, at pesticidprodukter har en dichlorpropkoncentration på 1,5 til 667 g/l og at MCPP ligger på omtrent samme niveau /23/. Ved at sammenholde koncentrationerne af dichlorprop i pesticidprodukter til den totale flux, finder man at der bliver udvasket hvad der svarer til 0,07 til 33,3 l rent pesticidprodukt per år fra lossepladsen.

Tabel 5.3 Den samlede flux gennem transektet, beregnet på baggrund af alle målepunkter, filtermålinger og snapsamplingsmålinger.

Prøvetagning	Samlet flux	Opblanding (10.000 m <sup>3</sup> )	Opblanding (250.000 m <sup>3</sup> )
<b>Alle forureningsstoffer</b>			
Filtre + Snap.	50.500 mg/år	5,1 µg/l	0,2 µg/l
Filtre	57.000 mg/år	-	-
Snapsamling	51.000 mg/år	-	-
<b>Dichlorprop</b>	20.000 mg/år	2 µg/l	0,08 µg/l
<b>MCPP</b>	30.000 mg/år	3 µg/l	0,12 µg/l

Som det fremgår af afsnit 4.4 er forureningsudbredelsen over transektet forskellig for de to phenoxysyrer. Dichlorprop findes primært i den nederste del af transektet, hvorimod MCPP er mere ligeligt fordelt over dybden. Da der som tidligere nævnt er betydelig forskel i den hydrauliske ledningsevne over transektet, vil dette have betydning

for fluxen af de to stoffer. Af Tabel 5.3 fremgår det at forureningsfluxen gennem transektet er betydeligt højere for MCPP end for dichlorprop. Det på trods af at forureningskoncentrationen for dichlorprop er højere end for MCPP. Fluxen, som konturer over transektet for hvert af de to phenoxysyrer, fremgår af bilag 5b og 5c.

Koncentrationen af pesticider samt nedbrydningsprodukter og den samlede forureningsflux gennem transektet er beregnet for henholdsvis prøver udtaget i filtrene og prøver udtaget ved Snap sampling. Det skal bemærkes, at for filtre der ikke er prøvetaget med Snap sampler, er filterværdien brugt i begge tilfælde. For en grafisk fremstilling af koncentrationskonturerne i transektet samt målepunkter se bilag 6 og 7. Det er tydeligt, at de ekstra målepunkter der fremkommer ved brug af Snap samplere giver en bedre afgrænsning af forureningsfanen. Denne afgrænsning medfører en lavere flux gennem transektet, som det ses af Tabel 5.3.

#### 5.4.2 Potentiale for naturlig nedbrydning

På baggrund af de traditionelle og de avancerede kemiske analyser, er det muligt at vurdere muligheden for MNA i forbindelse med forureningsfanen fra Stengården Losseplads. For at dokumentere de naturlige nedbrydningsprocesser taler man om "serie af indicier". Det er målet, at flere indicier eller beviser peger på nedbrydning af forureningsstofferne, i dette tilfælde phenoxysyrerne. For at opnå en sådan serie af indicier, er der udført en række forskellige analyser og tolkningsmetoder.

I Tabel 5.4 er resultaterne for de udførte analyser og tolkningsmetoder opsummeret. De udførte analyser kan inddeles i fem metoder, der hver især kan være medvirkende til at dokumentere, hvorvidt der foregår naturlig nedbrydning i forureningsfanen.

Tabel 5.4 Opsummering af resultaterne fra den "serie af indicier" der er udført for dokumentation af naturlige nedbrydningsprocesser.

Mulige indicier	Nedbrydning af		
	Dichlorprop	Mechlorprop	4-CPP
Koncentrationsfald langs strømlinje	Hverken be- eller afkræftet		
Koncentrationsfald over tid	Mulighed for kontraherende forureningsfane		
Udvikling i forholdet mellem moderstoffer og nedbrydningsprodukter	Ja	I mindre grad	Hverken be- eller afkræftet
Udvikling i enantiomerer	Hverken be- eller afkræftet	Ja	Hverken be- eller afkræftet
Enantioselektiv isotop analyse	Ja	Hverken be- eller afkræftet	Ja

Den 1. serie af indikatorer bygger på rumlige og historiske data, hvorved koncentrationsudviklingen vurderes.

Det er undersøgt, hvorvidt der ses et koncentrationsfald langs en strømningelinje. På grund af den komplekse hydrogeologi i området, har det ikke været muligt at påvise, at de udtagne vandprøver følger en strømningelinje. Denne metode kan derfor ikke bruges til hverken at be- eller afkræfte, om der foregår naturlig nedbrydning i forureningsfanen.

Koncentrationsudviklingen er ligeledes vurderet over tid. Det er dog ikke tidligere analyseret for alle de tre relevante stoffer i de relevante borer. Ved brug af denne metode har det derfor heller ikke været muligt, at give tydelige indikatorer på naturlig nedbrydning. Selvom der er tegn på, at der muligvis er tale om en kontraherende forureningsfane.

Analyse af variationer i bio/geokemiske parametre associeret med naturlig nedbrydning er vurderet i den 2. serie af indikatorer.

I den første af disse metoder er forholdet mellem moderprodukter og nedbrydningsprodukter analyseret ved brug af en metode, hvor der tages højde for eventuelle urenheder i pesticidproduktet. På baggrund af denne metode er det dokumenteret, at dichlorprop bliver nedbrudt i magasinet fra kildeområdet til boringstransektet. Der er i mindre grad påvist nedbrydning af MCP. Denne metode kan ikke bruges til analyse af videre nedbrydning af metabolitterne, hvorfor det hverken kan be- eller afkræftes om 4-CPP nedbrydes yderligere.

En anden metode til undersøgelse af nedbrydning er udviklingen i enantiomerforholdet opstrøms til nedstrøms. Phenoxysyrerne findes i to spejlvendte former. Hvis forholdet imellem disse to former ændrer sig, kan det være en indikation af nedbrydning i magasinet, da mikroorganismene ofte har en præference for den ene frem for den anden enantiomer. Denne metode dokumenterer, at der sker nedbrydning af MCP i magasinet. Metoden kan hverken be- eller afkræfte, om der sker nedbrydning af dichlorprop eller 4-CPP.

Endelig er der gennemført en enantiomerspecifik isotopanalyse. Mikroorganismer nedbryder hurtigere/lettere molekyler med  $^{12}\text{C}$  end molekyler med  $^{13}\text{C}$ . Det bevirker, at forholdet imellem de to isotoper ændrer sig ved nedbrydning. Det kan på baggrund af denne metode, dokumenteres at dichlorprop nedbrydes, og at alt relevant nedbrydningsprodukt er 4-CPP. Det kan endvidere dokumenteres, at nedbrydningsproduktet 4-CPP er udsat for mikrobiologisk nedbrydning. Det kan hverken be- eller afkræftes, om MCP bliver nedbrudt.

På baggrund af denne række af analyser og tolkningsmetoder vurderes det, at der er et potentiale for naturlig nedbrydning af dichlorprop i forureningsfanen fra Stengården Losseplads. Der er flere indicier, der dokumenterer, at der sker nedbrydning, og det er dertil påvist, at nedbrydningsproduktet 4-CPP bliver yderligere nedbrudt.

Det er ved udviklingen i enantiomerforholdet dokumenteret, at MCPP bliver nedbrudt i forureningsfanen fra Stengården losseplads. Endvidere er der ved forholdet imellem moderstoffer og nedbrydningsprodukter mindre tegn på nedbrydning. At nedbrydning af MCPP er påvist ved en enkelt metode, anses ikke for dækkende i forbindelse med protokollernes koncept omkring en "serie af indicier". Modsat vurderes der at være et potentiale for naturlig nedbrydning af MCPP i forureningsfanen. Enantiomermetoden vurderes meget sikker i sin påvisning af nedbrydning. En endelig dokumentation af nedbrydning af MCPP vil dog kræve et bedre datagrundlag eller en udvidelse af tolkningsmetoderne.

#### 5.4.3 Risikovurdering for ressourcen nedstrøms boringstransektet

Forureningsfanen er ikke afgrænset nedstrøms boringstransektet. Der forefindes endvidere ikke konkrete nedbrydningsrater for phenoxysyrerne, således at fanelængden kan estimeres.

Der er indicier på nedbrydning af alle de betydende phenoxysyrer (dichlorprop, MCPP og 4-CPP), men disse vurderes ikke robuste på det foreliggende grundlag. Således kan det ikke udelukkes, at fluxen i boringstransektet kan true en forholdsvis stor ressource nedstrøms transektet.

Der er ikke almene indvindinger umiddelbart nedstrøms transektet. Ud fra Roskilde Amts potentialekort (2001) vurderes, at nærmeste indvinding formentlig er HOFOR's Hule Mølle Kildeplads ca. 3,5 km nordøst for transektet. Kildepladsen har en samlet indvinding på 1,7-1,8 mio. m<sup>3</sup>/år. Indvindingen foregår fra kalkmagasinet, og selvom der ikke i nærområdet omkring lossepladsen er kontakt mellem Torkilstrup- og kalkformationen, kan der godt være det længere nedstrøms.

For at vurdere påvirkningen af den beregnede flux på ca. 51 g/år på den lokale grundvandsressource er fluxen beregningsmæssigt blandet op i to fiktive indvindingsrater på henholdsvis 10.000 m<sup>3</sup> og 250.000 m<sup>3</sup> (i et worst case scenarium uden nedbrydning). Dette giver en pesticidkoncentration i indvindingsvandet på henholdsvis 5,1 og 0,2 µg/l, som det fremgår af Tabel 5.3. Dette skal ses i forhold til kvalitetskriteriet på 0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for sum af pesticider.

På det foreliggende grundlag vurderes forureningen at udgøre en risiko for en ganske anelig grundvandsressource (op til 400.000 m<sup>3</sup>/år ved opblanding til kvalitetskriteriet for enkeltstoffer).

## 6. OPSÆTNING AF MODIFICERET GRUNDVANDSMODEL FOR STENGÅRDEN LOSSEPLADS FOR VURDERING OG OPTIMERING AF AFVÆRGE PUMPNING

Der er siden 1995 gennemført afværgepumpning af pesticidforureningen ved Stengårdens Losseplads. Afværgen består i oppumpning af forurenede vand fra en enkelt afværgeboring, efterfølgende rensning på kulfiltre og udledning til en sø i en grusgrav umiddelbart nord for lossepladsen. Tidligere udført grundvandsmodellering har vist, at den eksisterende afvæрге på Stengårdens Losseplads muligvis ikke afskærer forureningsfanen fra lossepladsen effektivt. I det følgende er den tidligere grundvandsmodel ved Stengården Losseplads blevet opdateret bl.a. med baggrund i supplerende informationer fra nye undersøgelsesboringer og prøvepumpninger i området omkring Stengårdens Losseplads.

Det primære formål med den opstillede grundvandsmodel er at teste forskellige afværgepumpningsscenarier for at vurdere den optimale placering af afværgeboringer (og tilhørende pumpeydelse) til afskæring af den observerede pesticidfanen fra Stengårdens Losseplads. Grundvandsmodellen er opstillet som en stationær model og er kalibreret op i mod et målt (og antaget stationært) potentiale. Der er ved valg af optimalt pumpescenarie taget udgangspunkt i, at oppumpningen skal dække al potentiel forurening, der kan strømme ud af kildeområdet/lossepladsen, da den præcise placering af faner med phenoxysyrer ikke kendes.

### 6.1. Opdatering af grundvandsmodel for Stengården Losseplads

#### 6.1.1 Modelværktøj

Grundvandsmodellen er opstillet i MODFLOW-2000 ved brug af applikationen GMS (version 10.0). MODPATH er blevet anvendt til partikelbanesimuleringer i forbindelse med vurderingen af forureningsspredningen fra lossepladsen samt af afværgeboringernes indvindingszoner.

#### 6.1.2 Modelområde og diskretisering

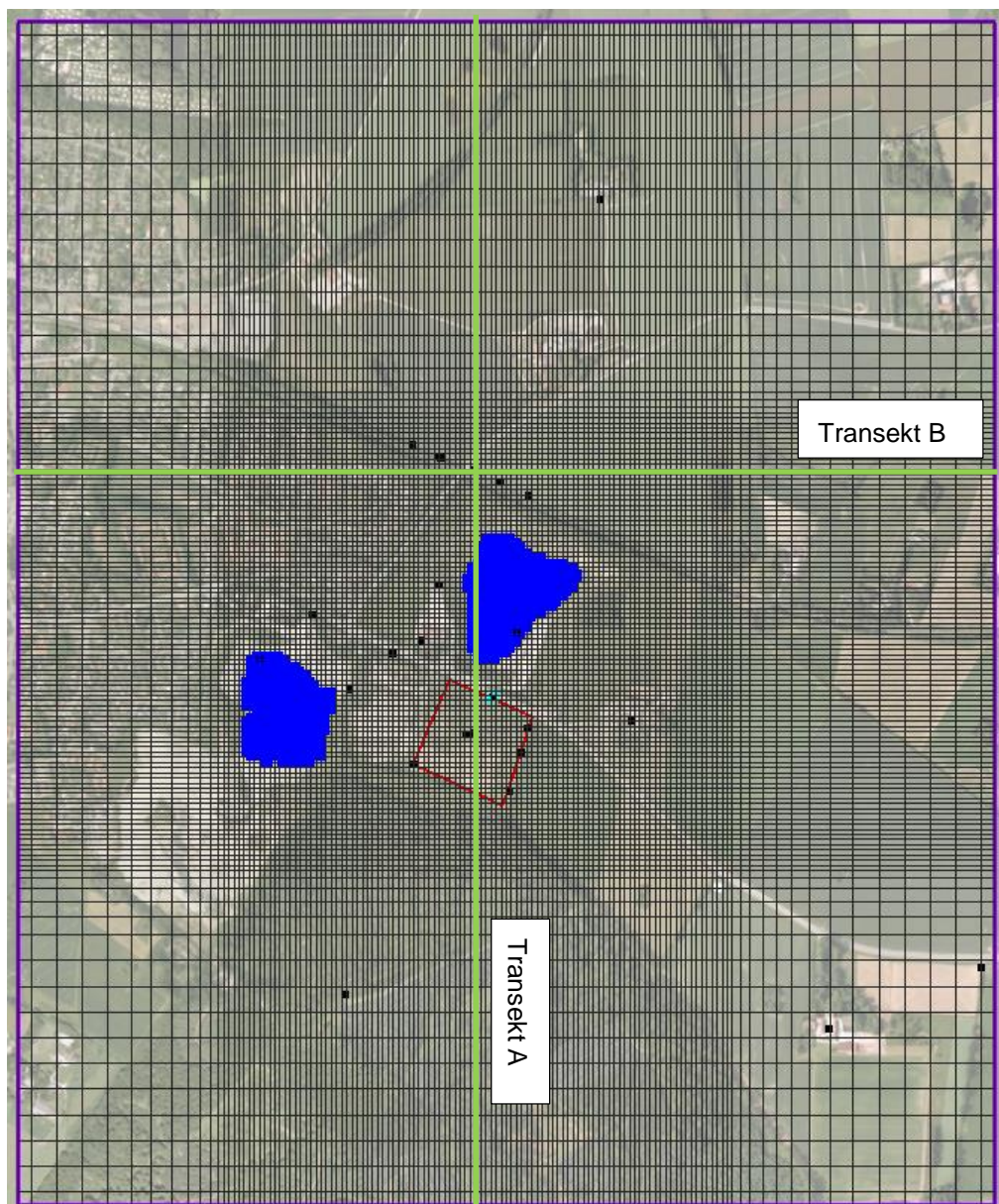
Modelområdet dækker et areal på 1900 m x 2300 m (som vist i Figur 6-1). Kildeområdet er placeret mere eller mindre i midten af området. Modelområdet er lidt mindre end i den oprindelige model (som var 2300 m x 2800 m). På baggrund af en række teoretiske beregninger af den forventede sænkningstragt ved afværgeboringen ved brug af forskellige løsningsmodeller (fx *Neuman's model* for unconfined akviferer samt *Theis model* for confined akviferer, jf. Fetter, 2001) er det vurderet, at størrelsen af det valgte modelområde er mere end tilstrækkelig, idet sænkningen i afstande på over 500 m fra afværgeboringen er estimeret som værende negligeabel (< 5 cm). For eksempel, med en pumpehastighed på 15 m<sup>3</sup>/time (dvs. en ydelse, der er 2,5 gange så høj som den der i øjeblikket benyttes), en transmissivitet på 0,03 m<sup>2</sup>/s og en specific yield på 0,2, er en sænkning på under 2 cm beregnet i en afstand på 500 m fra pumpeboringen efter 1 månedes oppumpning. Dette stemmer godt overens med de prøvepump-



ninger, der tidligere er foretaget på lokaliteten, hvor der stort set ikke er blevet observeret noget respons i omkringliggende observationsboringer under prøvepumpningerne.

Horisontalt er modellen opdelt i 125 x 125 beregningsceller med varierende størrelse (jf. Figur 6-1). Der er benyttet en finere diskretisering omkring kildeområdet, hvor cellestørrelsen er 10 m x 10 m. I hjørnerne af modelområdet er diskretiseringen grovere med cellestørrelser på op til 50 m x 50 m. Vertikalt er modellen opdelt i 9 beregningslag med varierende tykkelse, som er bestemt af geologien i området (se Tabel 6.1). Modellen består således af i alt 140.625 beregningsceller. Denne diskretisering er meget lig den, der er blevet anvendt i den oprindelige model (140 x 140 beregningsceller), men fordi modelområdet her er mindre, er der totalt set benyttet færre beregningsceller. Den valgte diskretisering vurderes tilstrækkelig til at foretage flow- og partikelbanesimuleringer. Diskretiseringen vurderes dog umiddelbart som værende for grov, (især i den vertikale retning, hvor lagene kan være flere meter dybe), til at lave stoftransportsimuleringer. Hvis modellen derfor senere ønskes benyttet til deciderede stoftransportsimuleringer, vurderes det at der vil være behov for en finere diskretisering.

Beregningslagene (den geologiske lagdeling) er identiske med dem, der blev benyttet i den tidligere opsatte model. Den eneste undtagelse er at det øverste 0,5 meter tykke fyldlag, som blev anvendt i den oprindelige model, er slået sammen med det underliggende morænelerlag, så den modificerede model består af 9 beregningslag i stedet for 10 lag, som blev anvendt i den tidligere model. Der er desuden lavet nogle mindre justeringer af bundkoterne for lag 1 og lag 2 inde omkring de to grusgrave, hvilket primært er gjort, grundet den måde grusgravene vil blive repræsenteret i modellen (mere herom senere).



Figur 6-1 Modelområdet med placering af kildeområdet (rød firkant), observationsboringerne (sorte firkanter), nuværende afværgeboringer (lyseblå cirkel) samt de to grusgrave. Placering af de to geologiske tværsnit, vist i Figur 6-3, er også angivet.

### 6.1.3 Randbetingelser

Der er umiddelbart ingen oplagte naturlige/fysiske grænser i nærområdet, der kan benyttes til afgrænsningen af modelområdet og til at placere randbetingelserne langs. Modellens randbetingelser er fastlagt ud fra det potentialekort, der er udarbejdet på baggrund af synkronpejlerunden fra januar 2013.

En sammenligning af pejlerunden fra 2013 med en pejlerunde gennemført i 2011 har imidlertid sået lidt tvivl om pålideligheden af pejlingerne ved de to grusgrave og i boring 206.465. Fra 2011 til 2013 er det generelt observeret, at potentialet er faldet med

10-20 cm, undtagen i grusgravene og i 206.465, hvor der er observeret en stigning i potentialet på 10-30 cm. Dette medfører, at der på potentialekortet fra 2013 observeres en indstrømning fra den østlige og vestlige rand (jf. Figur 3-2), samt at der dannes et grundvandsskel syd for lossepladsen, mens der på potentialekortet fra 2011 observeres en mere generel nordgående strømning. Årsagen til at vandstanden i grusgravene står højere end i den omkringliggende akvifer kan dog evt. forklares ved, at slam fra sorteringen/vaskningen af grus bliver ledt tilbage til grusgravene (pers. comm, Eskild Lund, Lejre Kommune, januar 2015), hvilket kan have medført en ringere permeabilitet af bundlagene i grusgravene og dermed et "langsommere" hydraulisk respons mellem grusgravene og akviferen. Det skal desuden bemærkes, at en pejling fra en ny boring (206.1893) etableret i december 2013 og placeret ca. 1500 m syd for lossepladsen, klart indikerer, at der eksisterer et grundvandsskel syd for lossepladsen. Det er derfor vurderet, at 2013 potentialekortet giver det mest korrekte og komplette billede af strømningsforholdene i sandmagasinet ved Stengården Losseplads.

Det er ved opsætning af modellen valgt at anvende et fastholdt potentiale langs hele kanten af modelområdet baseret på en ekstrapolation af potentialekortet fra 2013 til kanten af modelområdet. Ved ekstrapolationen til randene er der dog set bort fra det målte potentiale i grusgravene (jf. ovenstående diskussion).

I modsætning til den tidligere opsatte grundvandsmodel, vil de overstående rande i denne model kun blive anvendt i beregningslagene repræsenterende Torkilstrup sandformation. Ved granskning af omkringliggende boringer er det vurderet overvejende sandsynligt, at potentialet i det primære magasin står væsentligt lavere end i sandformationen, og at der derfor eksisterer en nedadrettet gradient mellem de to grundvandsmagasiner. Boringerne 205.274, 205.650, 205.829, 206.1202 og 206.1893 er alle filtersat i kalken, og sammenlignes vandstandsmålinger herfra med målinger i sandmagasinet, er der generelt en potentialeforskel på mellem 2 og 7 meter. I grundvandsmodellen er det antaget, at potentialet står ca. 4 meter lavere i kalken end i sandet. Det er usikkert, hvad strømningsretningen i kalken er, men de tilgængelige pejledata indikerer en overordnet nordlig strømning. Randbetingelserne for kalken er derfor specificeret med fastholdt tryk langs den sydlige og nordlige rand (hhv. kote 41.5 m DVR90 og 40.0 m DVR 90), mens der benyttes no-flow randbetingelser langs den vestlige og østlige rand.

I den tidligere opsatte model blev de to grusgrave simuleret ved at benytte fastholdt tryk langs randen af grusgravene (i lag 2 og lag 3), igen baseret på potentialekortet fra 2013. Partikelbanesimuleringer med den tidligere model viste, at hovedparten af det vand, der strømmer fra lossepladsen ville ende i den nordlige grusgrav, samt at der skete et relativt stort inflow fra den vestlige grusgrav til akviferen (idet potentialet i denne grusgrav var målt ca. 30 cm højere end i boringerne umiddelbart øst herfor i 2013). Det er efterfølgende blevet vurderet, at denne måde at repræsentere grusgravene på måske ikke er den mest hensigtsmæssige, da grusgravene i meget høj grad kommer til at styre flowet inde omkring og umiddelbart nedstrøms lossepladsen. I det

potentialekortet fra 2013 er blevet benyttet til at specificere det fastholdte potentiale langs randen af grusgravene, vil man desuden automatisk opnå et godt fit mellem det simulerede og observerede potentiale i dette område. I den aktuelle grundvandsmodel er det i stedet valgt at forsøge at modellere grusgravene på anden vis (mere herom senere).

#### 6.1.4 Geologisk og hydrogeologisk konceptuel model

Lagfølgen og zoneringsen i den geologiske model er vist i Tabel 6.1 og Figur 6-2. Figur 6-3 viser to tværsnit (A og B), hvis placeringer er angivet i Figur 6-1. Den geologiske lagmodel er identisk med den, der blev benyttet i den oprindelige grundvandsmodel og er baseret på tolkninger af de tilgængelige boreprofiler fra området (se Kapitel 5).

Det øverste lag er et relativt lav-permeabelt morænelerlag ( $K=1 \times 10^{-6}$  m/s) med varierende tykkelse. Ved kildeområdet er lerlaget omkring 10 m tykt, mens det mere eller mindre udfases (0,5 m) ved de to grusgrave. Der er indsat to højere permeable zoner ( $K=1 \times 10^{-4}$  m/s) i områderne omkring de to grusgrave.

Torkilstrup sandformation er opdelt i 5 beregningslag (lag 2-6), der alle er lige tykke (med undtagelse af inde omkring de to grusgrave). Torkilstrup sandformationen har en total vertikal udbredelse på mellem 2,5 og 50 meter (den mindste tykkelse er i den helt østlige del af domænet). Sandlaget er generelt højpermeabelt med hydrauliske ledningsevne værdier på mellem  $1 \times 10^{-4}$  til  $5 \times 10^{-3}$  m/s. Baseret på de estimerede hydrauliske ledningsevne værdier fra diverse pumpetest (jf. Tabel 4-1), samt den målte Torkilstrup-formationen er aflejret på (med grovere kornstørrelser i den øvre del af formationen), er det generelt valgt at fastsætte de hydrauliske ledningsevner i den øvre del af sandlaget (lag 2 og 3 i modellen) til højere værdier end i den nedre del (lag 4, 5 og 6 i modellen). Der er på baggrund af mægtigheden af Torkilstrup-formation (isopach-kortet, Figur 5-3) blevet indsat 3 zoner i både den øvre og den nedre del af sandlaget, som vist i Figur 6-2. Det forventes, at den hydrauliske ledningsevne i den østlige og vestlige zone i både den øvre (lag 2 og lag 3; zone HK210) og den nedre del (lag 4, 5 og 6; zone KH510) vil være lavere end i resten af sandlaget, da mægtigheden af Torkilstrup-formationen her er mindst, mens det forventes at den hydrauliske ledningsevne vil være højest i den nordlige zone (zone HK220 og KH520 for hhv. den øvre og nedre del af sandlaget), hvor mægtigheden af sandformationen er størst.

Under Torkilstrup sandformationen findes et lavpermeabelt morænelerlag, der dækker hele domænet. Lerlaget har en væsentlig vertikal udstrækning med undtagelse af et mindre område i den nordøstlige del af domænet, hvor tykkelsen kun er knap 1 m. Der er ikke anvendt nogen zoneringsen i lerlaget. Nederst i modellen findes to højpermeable kalklag. Der er ikke anvendt zoneringsen i kalklagene.

Tabel 6.1 Anvendt lagdeling i grundvandsmodellen. For hvert beregningslag er den gennemsnitlige, minimum og maximum lagtykkelsen, antallet af geologiske zoner samt de tilhørende parameterværdier angivet (vurderet lagtykkelse og hydraulisk ledningsevne (kalibreret værdier på baggrund af model)).

Beregningsslag	Geologi	Lag tykkelse (m)	Geologiske zoner	K (m/s)
1	Moræneler	12.5 (0.5-40)	HK100	1.0e-6
			HK110	1.0e-4
2	Torkilstrup sand	6 (0.5-10)	HK200	1.0e-3
			HK210	1.0e-4
			HK220	2.5e-3
3		6 (0.5-10)	HK200	1.0e-3
			HK210	1.0e-4
			HK220	2.5e-3
4		6 (0.5-10)	HK500	5.0e-4
			HK510	1.0e-4
			HK520	5.0e-4
5		6 (0.5-10)	HK500	5.0e-4
			HK510	1.0e-4
			HK520	5.0e-4
6		6 (0.5-10)	HK500	5.0e-4
			HK510	1.0e-4
			HK520	5.0e-4
7	Moræneler	35 (0.5-59)	HK700	1.0e-9
8	Grønsandskalk	45 (23-55)	HK800	5.0e-3
9	Kalk	20	HK800	5.0e-3

#### 6.1.4.1. Hydrauliske parametre og input (sources/sinks):

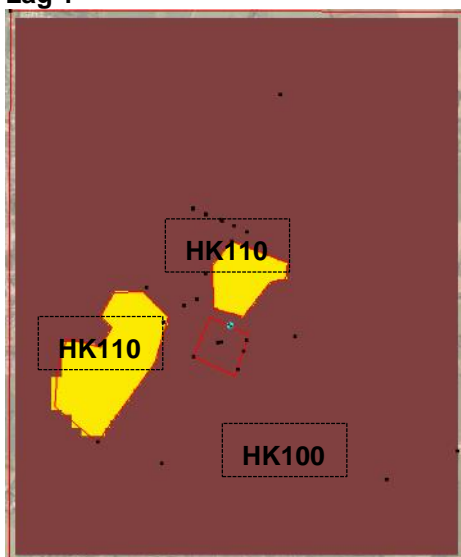
De hydrauliske parametre for de forskellige lag og zoner er angivet i Tabel 6.1. Der er benyttet en horisontal og en vertikal anisotropifaktor på hhv. 1 og 10 for alle lag. Det specifikke magasintal og magasinydelsen er ikke blevet specificeret i grundvandsmodellen (er sat til 0), da modellen er stationær. Porøsiteten er sat til 0,3 for sandlaget, 0,25 for morænelerlagene og 0,2 for kalk-lagene.

Infiltrationsraten er sat til 300 mm/år over hele domænet (for de øverste beliggende aktive celler, dvs. enten lag 1 eller lag 2), hvilket er baseret på den gennemsnitlige nettonedbør i området estimeret i DK modellen. Den eksisterende afværgenboring (206.1259) samt nye afværgen-scenarier (se senere) simuleres med MODFLOWs Well

Package. Den nuværende afværgeboring er indsat med en pumpehastighed på 144 m<sup>3</sup>/dag (6 m<sup>3</sup>/time) fordelt over to lag (lag 3 og lag 4).

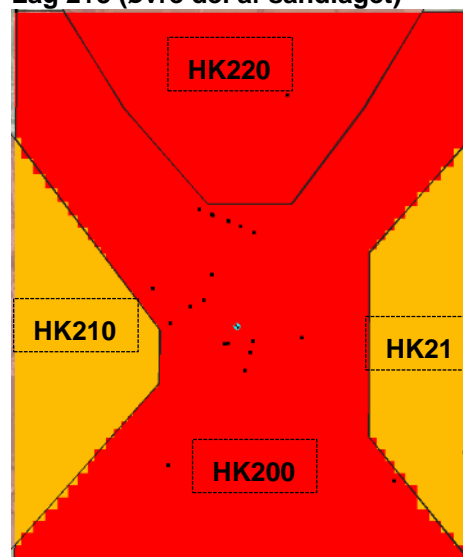
Det er valgt at modellere de to grusgrave vha. MODFLOWs River Package, da dette tillader udveksling af vand mellem grusgravene og den underliggende akvifer. Dette er en simpel, men hyppigt anvendt måde at modellere søer på, som ikke kræver et stort antal input (som det fx er tilfældet i MODFLOWs Lake Package). Ved at benytte River modulet skal vandstanden i søen, dybden af søen samt permeabiliteten af søens bundlag (i form af en såkaldt conductance givet ved  $C = K/d$ , hvor K er den hydrauliske ledningsevne af bundlags-materialet, og d er tykkelsen af bundlaget) specificeres. Vandstanden i grusgravene er fastsat til det målte niveau fra pejlerunden i 2013, mens det er antaget at conductance for bunden er omkring 0,15 dag<sup>-1</sup> (estimeret ved at antage at ledningsevnen for bundlaget er ca.  $1 \times 10^{-6}$  m/s svarende til siltet materiale og en tykkelse på mellem 0,5 og 1 meter).

Lag 1

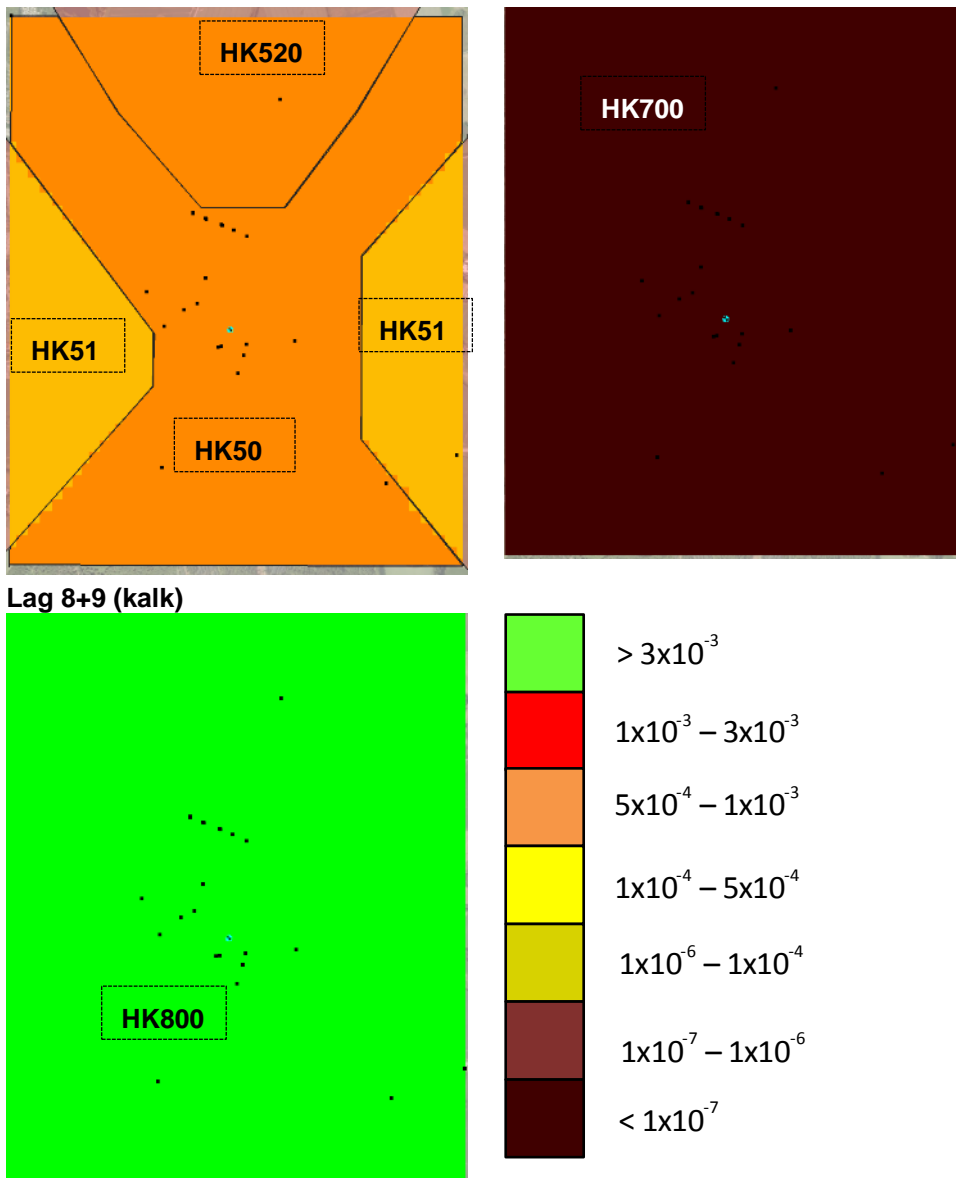


Lag 4+5+6 (nedre del af sandlaget)

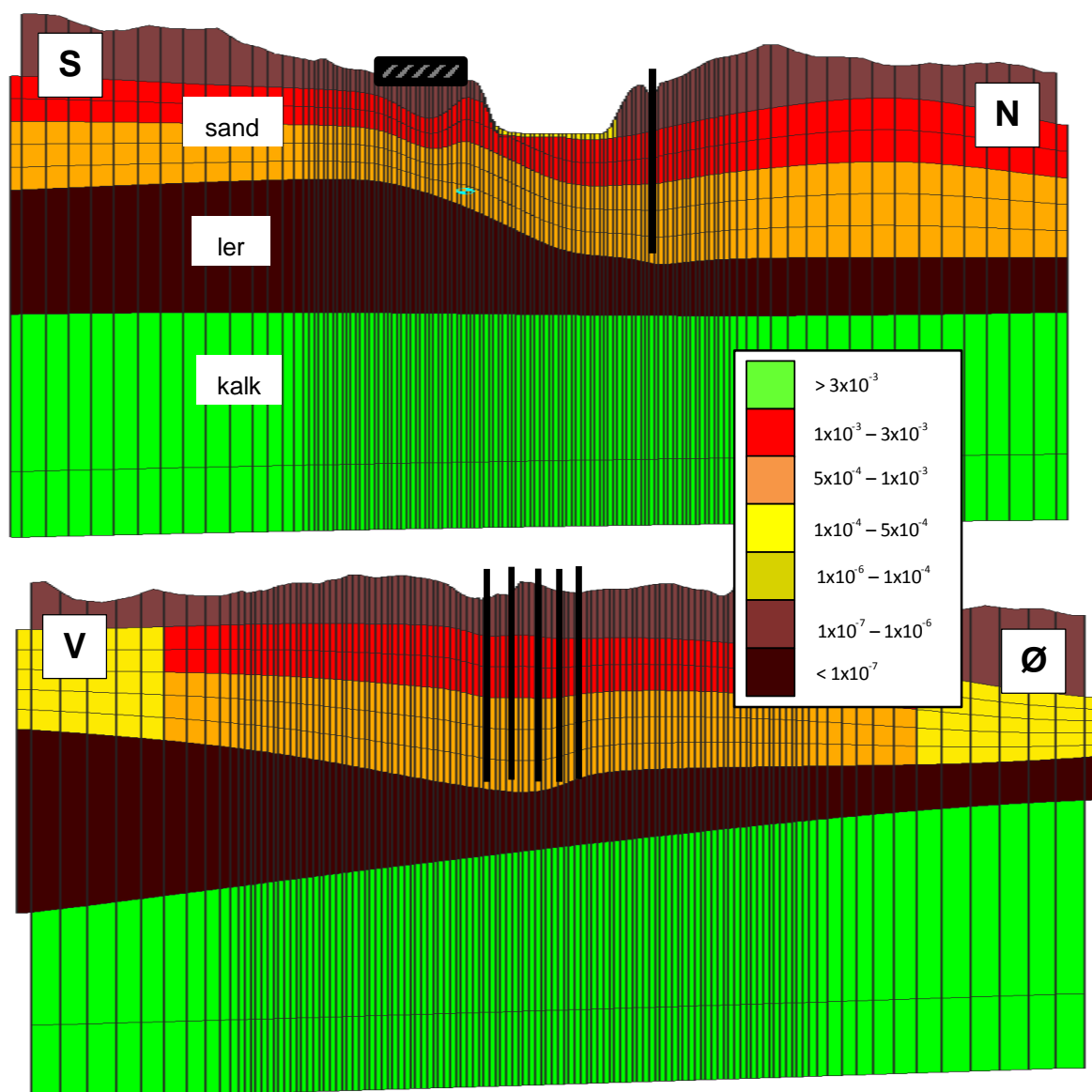
Lag 2+3 (øvre del af sandlaget)



Lag 7 (moræneler)



Figur 6-2 Den geologiske zonerings benyttet i de 9 lag i modellen.



Figur 6-3 Øverst: Tværsnit A (se Figur 6-1) med omtrentlig placering af kildeområdet (stribet firkant) og transekt. Nederst: Tværsnit B med omtrentlig placering af transekt borer.

### 6.1.5 Kalibrering af grundvandsmodellen

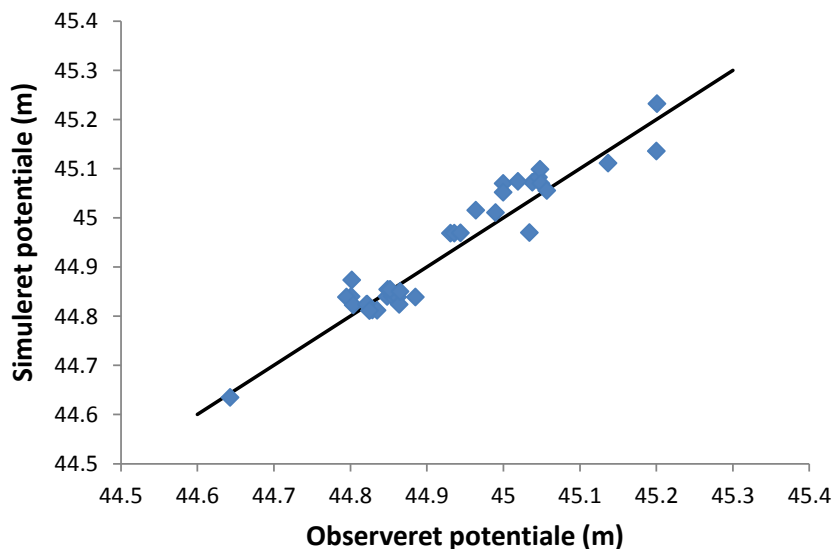
Grundvandsmodellen er blevet kalibreret imod pejledata fra synkronpejlerunden fra januar 2013, der inkluderede pejlinger fra 19 borer (i alt 27 filtre) samt vandstands-målinger i de to grusgrave. Dette observationsdatasæt er blevet suppleret med pejlinger fra yderligere et antal borer (206.1843, 206.193, 206.276 og 206.306), som alle er blevet pejet inden for nyere tid sammen med flere af de borer, der indgik i 2013-synkronpejlerunden. Det er derfor vurderet muligt at kunne korrigere disse pejlinger og lade dem indgå i kalibreringsdatasættet. Borer placeret tæt ved modelranden (fx 206.1819 og 206.465) er ikke medtaget i kalibreringsdatasættet, da disse er blevet benyttet til at fastsætte det fastholdte tryk ved randen. I alt består kalibreringsdatasættet af 35 pejledata.



Idet pejledata blev indhentet mens afværgeboringen var slukket, er pumperaten i afværgeboringen sat til 0 m<sup>3</sup>/dag ved kalibreringen af grundvandsmodellen. Som kalibreringsparametre er anvendt de hydrauliske ledningsevner for de forskellige zoner i sandformationen samt conductance for bundlaget af grusgravene (8 parametre i alt). Den hydrauliske ledningsevne for morænelerlagene og for kalken samt infiltrationsraten er ikke blevet justeret under kalibreringen. De forskellige parametre er varieret indtil en tilfredsstillende overensstemmelse mellem observerede og simulerede trykniveauer er opnået (både manuelt og ved invers modellering). Desuden blev det vurderet væsentligt at forsøge at kalibrere modellen således, at den er i stand til at reproducere den strømningsretning som forureningsfanen i området følger. Et mål med kalibreringen var derfor at opnå, at den simulerede forureningsfane (simuleret med partikelbaner) skulle passere det etablerede transekt, og samtidig nå dybt ned i magasinet, i overensstemmelse med den observerede fane (jf. kapitel 4-4).

I Tabel 6.1 er de kalibrede hydrauliske ledningsevne værdier angivet. Disse værdier stemmer i niveau udmærket overens med de værdier, der er blevet estimeret ved lokaliteten på baggrund af forskellige hydrauliske tests. Det har ikke været muligt eller hensigten at repræsentere heterogeniteten i sandmagasinet (som fx observeret i transektet) i detaljer i modellen. Det har fra starten været tilstræbt at holde modellen rimelig simpel, og kun introducere nogle få zoner i de forskellige lag, der overordnet set kunne reflektere de generelle trends i den hydrauliske ledningsevne (som beskrevet afsnit 6.1.4).

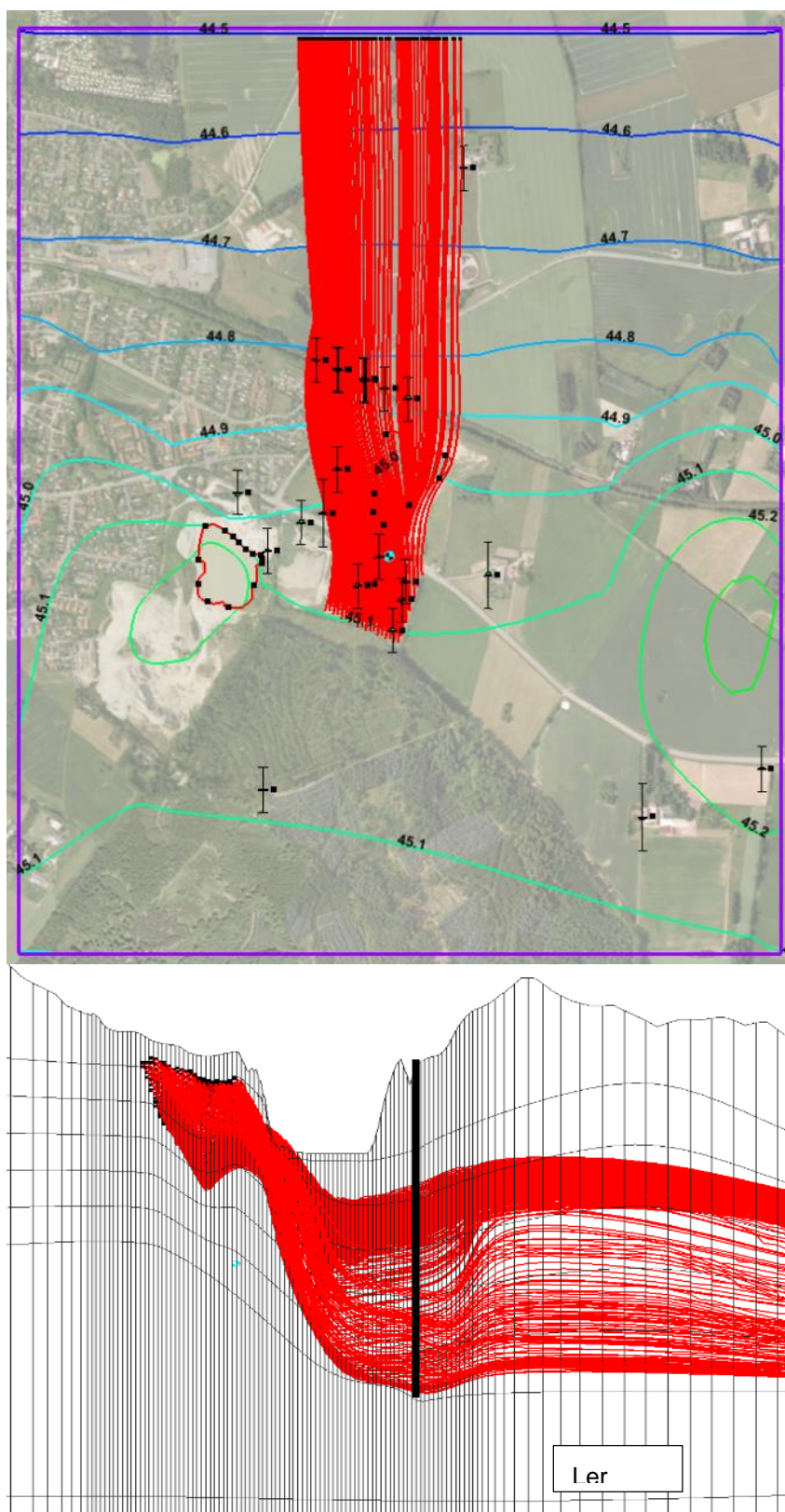
Figur 6-4 viser det observerede og simulerede potentiale plottet mod hinanden efter kalibreringen. Der er opnået en god overensstemmelse mellem de observerede og simulerede potentialer med en middelfejl (ME) på under -0,01 meter, en absolut middelfejl (MAE) på omkring 0,03 meter, mens middelværdien for kvadratafvigelsessummen (RMS) er knap 0,04. Dette anses som værende en særdeles tilfredsstillende kalibrering (jf. fx nøjagtighedskriterierne opstillet /9/).



Figur 6-4 Observeret versus simuleret potentiale. Den sorte linje har hældning 1, og angiver den perfekte overensstemmelse, dvs. jo tættere punkterne er på den sorte linje desto bedre.

Figur 6-5 viser det modellerede potentialebillede i Torkilstrup Formationen efter kalibreringen (dvs. hvor afværgepumpningen ikke er i drift) samt simulerede forward partikelbaner for partikler frigivet i ved lossepladsen/kildeområdet. Det ses, at partikler strømmer i en nordgående retning og passerer det etablerede transekt, hvilket stemmer godt overens med den observerede forureningsfane. Figur 6-5 viser også et syd-nordgående snit, hvoraf det fremgår, at flere af partikelbanerne når dybt ned i magasinet, allerede ude ved det etablerede transekt. Dette stemmer igen godt overens med den observerede fane (jf. afsnit 4-4). De gennemsnitlige transporttider fra kildeområdet til transektet er af modellen beregnet til ca. 12 år (8 - 16 år) i den øvre del af magasinet og til ca. 22 år (16 - 28 år) i den nedre del af magasinet. Dette svarer til vurderingen i afsnit 5-1. Dog er den meget højerpermeable zone med tilsvarende lav estimeret transporttid ikke beskrevet med modellens diskretisering, og som det også blev nævnt i afsnit 5-1, så forudsætter overslagsberegningen af transporttid, at de hydrogeologiske forhold er konstante fra lossepladsen til transektet, hvilket helt sikkert ikke er tilfældet. Samlet set kan det dog sandsynliggøres, at transporttiden til transektet i den øverste del af akviferen formentlig er kortere end transporttiden i den nederste del.

På baggrund af ovenstående vurderes det, at den opdaterede grundvandsmodel overordnet set simulerer strømningsforholdene ved lokaliteten meget tilfredsstillende. Det skal dog bemærkes, at modellen til trods herfor stadig er forbundet med visse usikkerheder. Det vurderes, at der især er usikkerheder vedrørende specificeringen af de anvendte hydrauliske parametre samt modelleringen af de to grusgrave. Her udover er der selvfølgelig usikkerheder vedrørende opsætning af randbetingelserne, den geologiske model og zonerings. En sensitivitetanalyse kunne demonstrere hvor stor indflydelse nogle af disse usikre elementer har på modelleringen, men gennemførelse af en sådan analyse går ud over rammerne for dette projekt.



Figur 6-5 Øverst er vist det simulerede potentialebillede samt partikelbaner fra kildeområdet. Nederst er partikelbanerne vist i et syd-nordgående snit. Den sorte linje viser den omtrentlige placering af transektet.

Flowbudgettet for den kalibrerede model viser, at der som forventet kun sker en meget lille flowudveksling mellem sandformationen og kalken, til trods for den relativt store potentialeforskel mellem de to magasiner. Det er således kun meget lidt vand, der løber gennem det nedre morænelerlag. Der sker dog overordnet set et nedadrettet flow i sandmagasinet, som det også fremgår af partikelbanesimuleringen i Figur 6-5.

## 6.2. Beregningsscenarier

Der er med den opdaterede model foretaget simuleringer af en række forskellige scenarier, hvor placering af en eller flere afværgboringer i og uden for kildeområdet er testet ved forskellige pumpeydelse. De følgende scenarier er gennemført og placeringen af nye boringer er vist i 6-6:

- **Scenarie 1:** Simulering af oppumpning fra den eksisterende afværgboring 206.1259 (filtersat i lag 3 og 4) med pumpeydelse på hhv. 6 m<sup>3</sup>/time (den nuværende pumpeydelse), 7 m<sup>3</sup>/t og med en (optimal) pumpeydelse, der lige præcis indfanger hele kildeområdet/lossepladsen ved oppumpningen.
- **Scenarie 2:** Oppumpning fra en ny boring (B1) placeret midt i den observerede fane umiddelbart nedstrøms kildeområdet (ca. 100 meter nordvest for den eksisterende afværgboring). De følgende pumpeydelse vil blive simuleret: 2 m<sup>3</sup>/time, 7 m<sup>3</sup>/time samt "den optimale pumpeydelse" (dvs. den ydelse der lige præcis indfanger hele kildeområdet/lossepladsen ved oppumpningen). Den nye boring vil blive filtersat i lag 3 og 4, men det vil også blive undersøgt hvad effekten er hvis boringen er filtersat til bunden af magasinet (dvs. i lag 3, 4, 5 og 6). Eksisterende afværgpumpning i 206.1259 er sat til 0 m<sup>3</sup>/t.
- **Scenarie 3:** Oppumpning fra en ny boring (B2) placeret midt i den observerede fane ca. 100 m nedstrøms kildeområdet og filtersat i lag 3, 4, 5 og 6. De følgende pumpeydelse vil blive simuleret: 7 m<sup>3</sup>/time og "den optimale pumpeydelse" (dvs. den ydelse der lige præcis indfanger hele kildeområdet/lossepladsen ved oppumpningen). Eksisterende afværgpumpning i 206.1259 er sat til 0 m<sup>3</sup>/t.
- **Scenarie 4:** Oppumpning fra den eksisterende afværgboring suppleret med en ny afværgboring (B3) placeret umiddelbart nedstrøms kildeområdet og filtersat i lag 3 og 4. De følgende pumpeydelse vil blive simuleret: 3.5 m<sup>3</sup>/time i begge boringer, 7 m<sup>3</sup>/time i begge boringer og "optimale pumpeydelse".

Der er i de følgende figurer vist partikelbanesimuleringer fra de forskellige afværgboringer og fra kildefeltet for hvert af de ovenstående scenarier. Partikelbanesimuleringerne fra afværgboringerne er udført ved at placere 36 partikler (within cell) de celler, hvor afværgboringerne er filtersat. Der er kørt en Backward kørsel, dvs. man følger partiklen fra filteret i afværgboringen til partiklerne ender ved vandspejl/terræn. Partikelbanesimuleringerne fra kildeområdet er udført ved at placere 4 partikler i toppen (within cell) af hver celle i hele kildeområdet i lag 2 (det øverste sandlag). Der er kørt en Forward kørsel, dvs. man følger partiklernes færd i strømningsretningen.

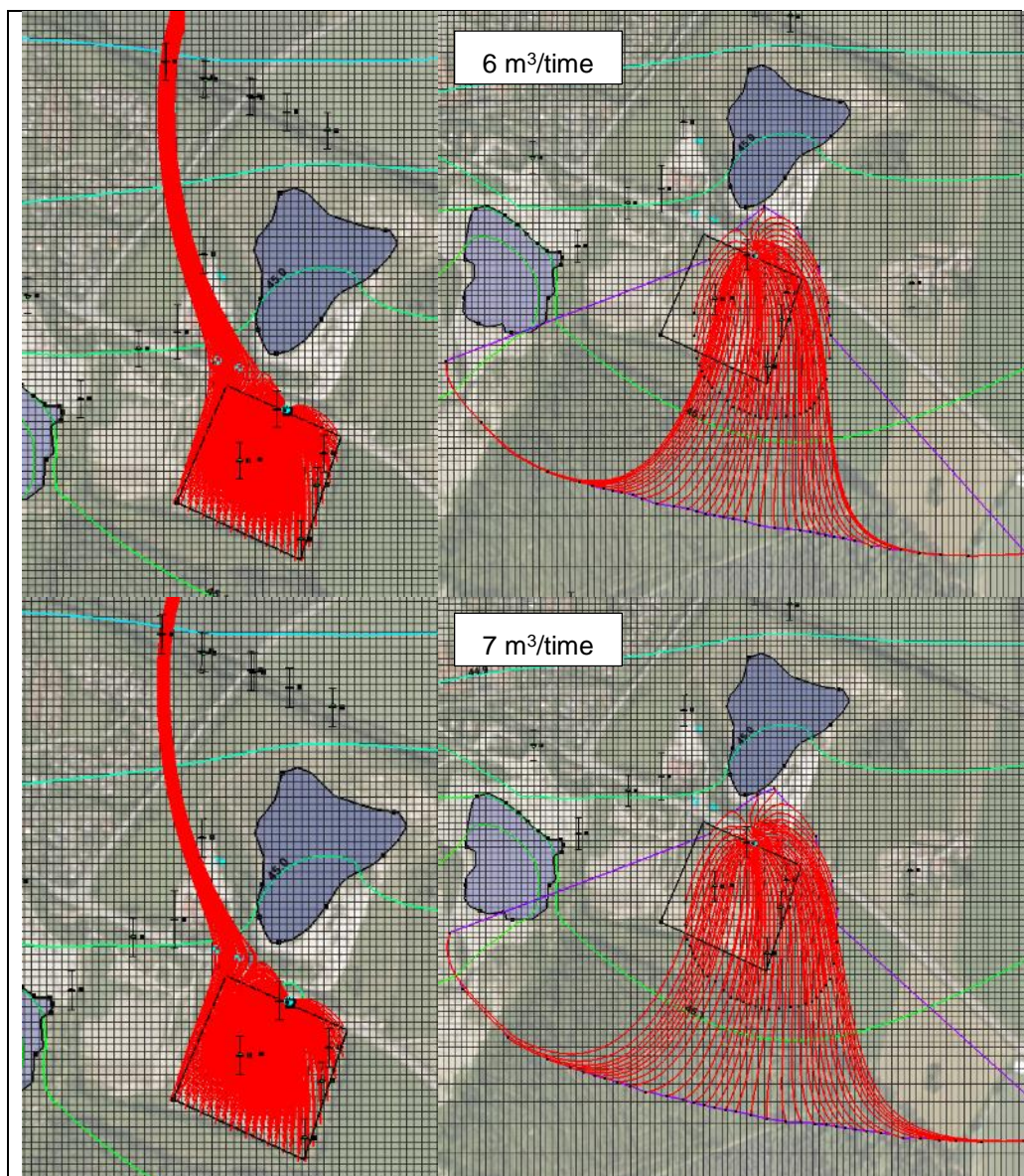


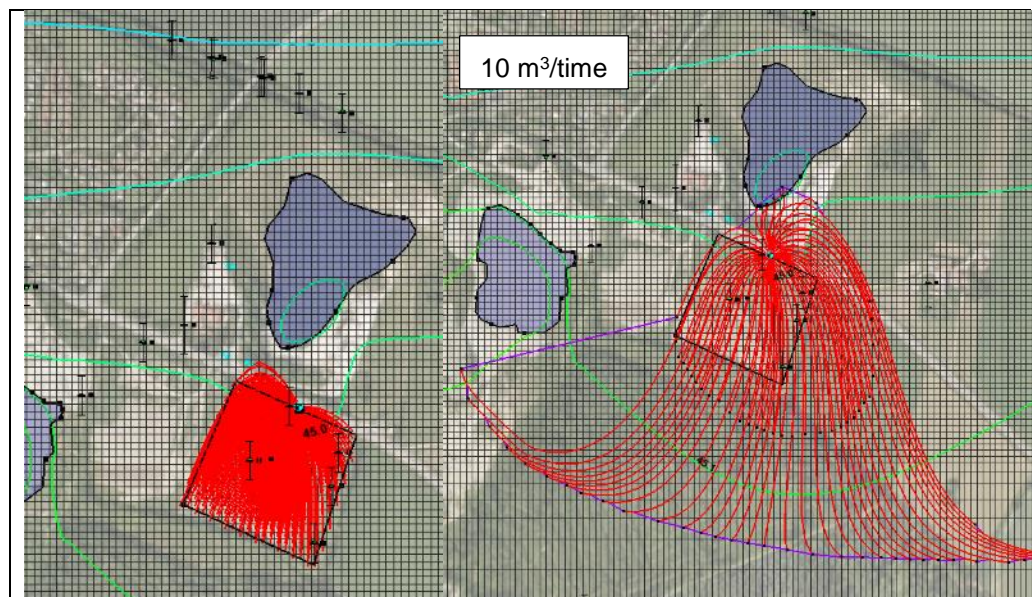
Figur 6-6 Placering af nye afværgboringer til scenarierne.

### 6.2.1 Resultater af scenarie 1: Oppumpning fra eksisterende afværgboring

Figur 6-7 viser de simulerede forlæns partikelbaner fra kildeområdet (venstre kolonne) og de baglæns partikelbaner fra pumpeboringen ved de følgende pumpeydelse: 6 m<sup>3</sup>/time (øverste række), 7 m<sup>3</sup>/time (midterste række), mens den pumpeydelse, der skal til for at indfange alle partikler fra lossepladsen med afværgboringen er blevet bestemt til 10 m<sup>3</sup>/time (nederste række). Partikelbanesimuleringerne i Figur 6-7 viser,

at den eksisterende afværgepumpning ved  $6 \text{ m}^3/\text{time}$  afskærer den østlige del af fanen (sammenlignet med Figur 6-5), men at pumpeydelsen ikke er stor nok til at indfange alle partikler fra lossepladsen, hvor især partikler frigivet i den vestlige del af lossepladsen undslipper afværgen. Dette stemmer på sin vis udmærket overens med, at der i boring 206.1238 i den østlige del af transektet er observeret en tendens til faldende pesticidkoncentrationerne, siden afværgen blev påbegyndt (jf. Figur 5-7).





Figur 6-7 Resultater for scenarie 1. Oppumpning fra den eksisterende afværgenboring (206.1259) ved forskellige pumperater.

Modellsimuleringerne viser dog også, at de partikler, der undslipper den nuværende afværgen, passerer den vestlige del af transektet ved boring 206.1841, men som beskrevet i kapitel 4.4, er den centrale del af forureningsfanen observeret midt og dybt i transektet (ved boring 206.1837 og 206.1838). Denne uoverensstemmelse kan skyldes heterogeniteter i sandmagasinet, som ikke er repræsenteret i modellen. De hydrauliske tests har fx vist, at den hydrauliske ledningsevne er særlig høj ved boring 206.1837, hvilket kan have trukket forureningsfanen mere i en østlig retning. Variationer i den hydrauliske ledningsevne på denne skala er ikke repræsenteret i modellen. Uoverensstemmelsen kan evt. også skyldes, at effekten af afværgen endnu ikke har slået igennem ude ved transektet. Som tidligere nævnt er transporttiden fra kildeområdet til transektet estimeret til ca. 22 år i den dybere del af magasinet. Eftersom afværgen først blev påbegyndt i 1995, er det altså muligt, at effekten af afværgen endnu ikke observeres i samme grad i den dybe del af magasinet, som i den øvre del.

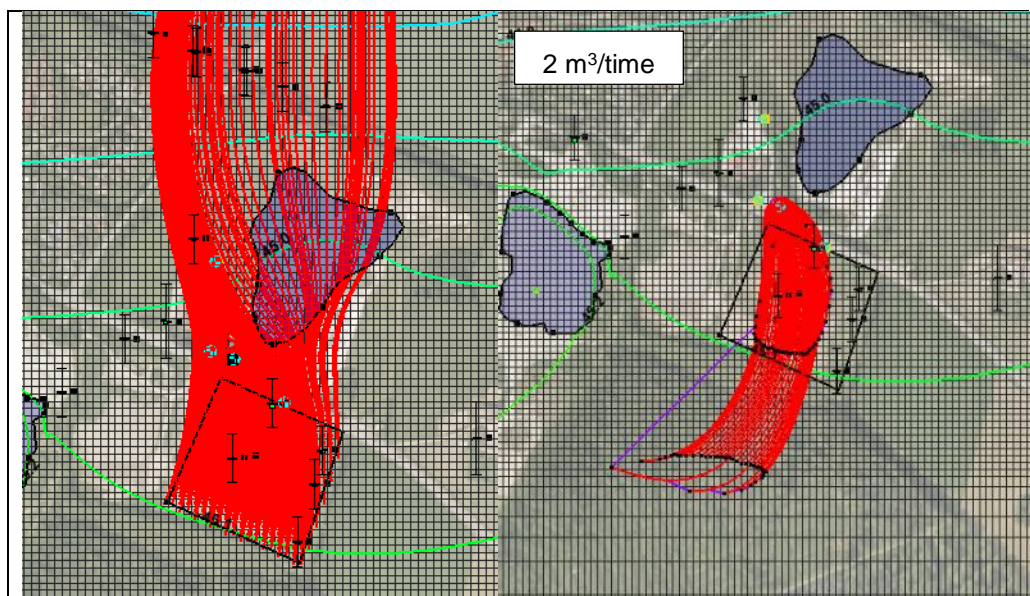
Med modellen er det estimeret, at der skal pumpes med  $10 \text{ m}^3/\text{time}$  for at afskære alle partiklerne. Det skal dog bemærkes, at disse resultater afhænger meget af den hydrauliske ledningsevne inde omkring afværgenboringen. Hvis fx den hydrauliske ledningsevne i zone HK200 reduceres fra  $1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$  til  $5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$  og i zone HK500 reduceres fra  $5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$  til  $2,5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ , vil alle partiklerne fra lossepladsen kunne indfanges ved  $7 \text{ m}^3/\text{time}$ . Omvendt, hvis den hydrauliske ledningsevne i zonerne HK200 og HK500 øges til hhv.  $2 \times 10^{-3} \text{ m/s}$  og  $1 \times 10^{-3} \text{ m/s}$ , skal der pumpes med  $17 \text{ m}^3/\text{time}$  før alle partiklerne fra lossepladsen er indfanget (se figur 1, 2 og 3 i bilag).

Baseret på modelleringen her, vurderes det således, at der fra den eksisterende afværgenboring skal pumpes med mellem  $7$  og  $17 \text{ m}^3/\text{time}$  for at indfange alle partikler fra kildeområdet og afskære forureningsfanen. De beregnede pumpeydelse er således forbundet med en vis usikkerhed særligt pga. usikkerheden og variationerne i den

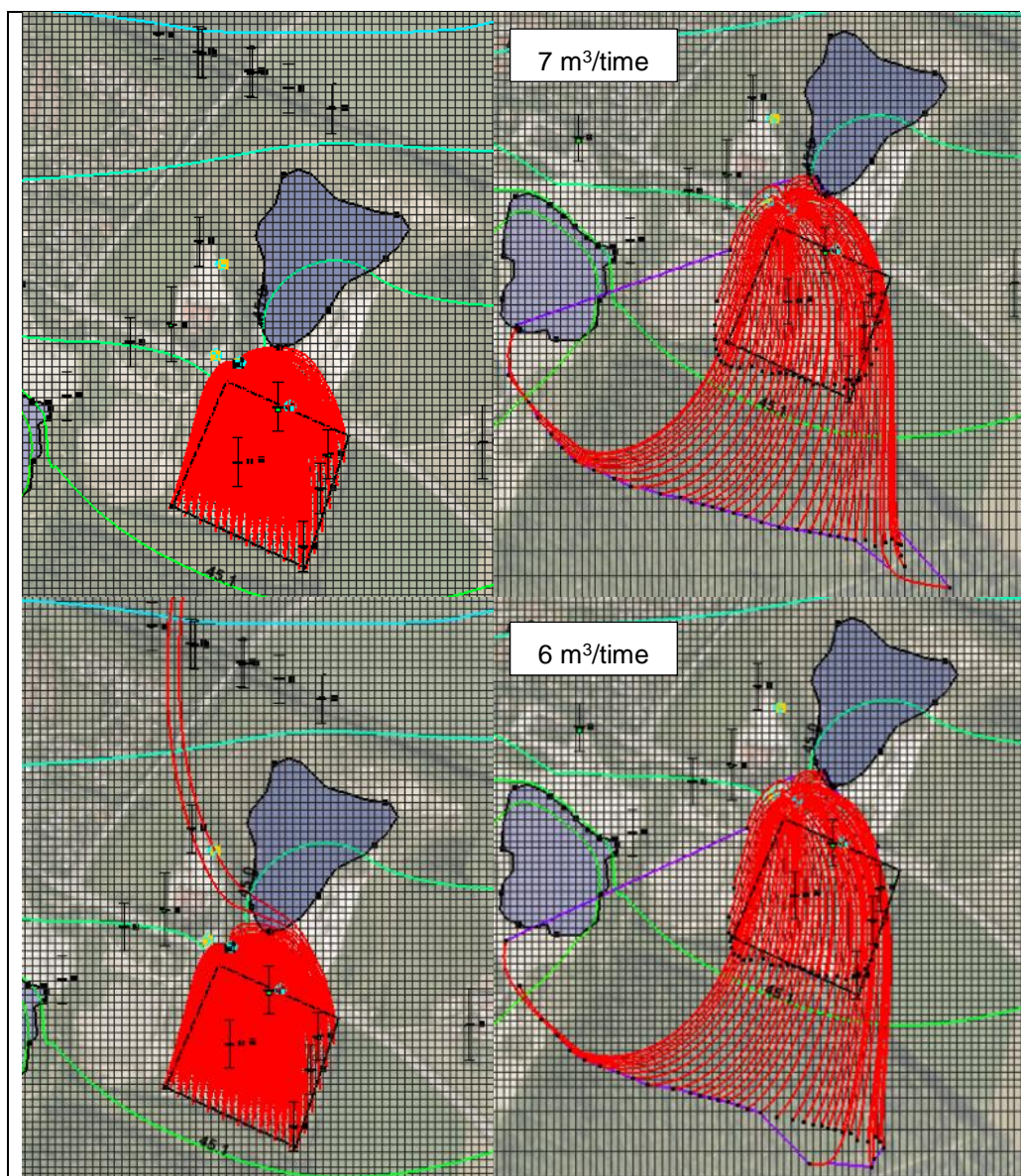
hydrauliske ledningsevne. En mere detaljeret kortlægning af de hydrauliske egenskaber af magasinet ved og umiddelbart nedstrøms kildeområdet vil sandsynligvis kunne belyse og indsnævre de optimale pumperater bedre. En anden usikkerhedsfaktor er simuleringen af de to grusgrave. Det er usikkert, hvor stor den hydrauliske kontakt er mellem grusgravene og akviferen, og hvor dybe grusgravene er, og det må forventes at disse aspekter har ændret sig over tid i takt med udviklingen/udgravningen af grusgravene, hvilket alt sammen vil kunne influere på strømningsbilledet.

#### 6.2.2 Resultater af scenarie 2: Oppumpning fra ny boring placeret midt i forureningsfanen og umiddelbart nedstrøms kildeområdet

Figur 6-8 viser de simulerede forlæns partikelbaner fra kildeområdet (venstre kolonne) og de baglæns partikelbaner fra den nye pumpeboring ved følgende pumpeydelse: 2 m<sup>3</sup>/time (øverste række), 7 m<sup>3</sup>/time (midterste række) og 6 m<sup>3</sup>/time (nederste række).







Figur 6-8 Resultater for scenarie 2. Oppumpning fra en ny afværgeboring ved forskellige pumpehastigheder. Figuren viser resultaterne når den nye boring er filtersat i lag 3 og 4.

Partikelbanesimuleringerne i Figur 6-8 indikerer, at placeringen af den nye boring er bedre end placeringen af den eksisterende afværgeboring, da det med den nye boring er muligt at indfange samtlige partikler fra lossepladsen med en pumpehastighed på  $7 \text{ m}^3/\text{time}$ . Som illustreret nederst i Figur 6-8, bliver størstedelen af partiklerne indfanget ved  $6 \text{ m}^3/\text{time}$ , men nogle få partikler fra den østlige del af lossepladsen undslipper. Disse resultater er (som beskrevet for scenarie 1) forbundet med usikkerheder og afhænger igen af den valgte hydrauliske ledningsevne ved kildeområdet og nedstrøms herfor. Hvis den hydrauliske ledningsevne halveres (ligesom beskrevet for scenarie 1), bliver alle partikler indfanget ved  $6 \text{ m}^3/\text{time}$  og næsten alle ved  $5 \text{ m}^3/\text{time}$  (se figur 4 og 5 i bilag), mens det er nødvendigt at pumpe med  $10 \text{ m}^3/\text{time}$  for at afskære fanen (næ-

sten alle partikler indfanges ved  $9 \text{ m}^3/\text{time}$ ), hvis den hydrauliske ledningsevne fordobles (se figur 6 og 7 i bilag). Dvs. baseret på modelleringen her, er en pumpe rate på mellem 6 og  $10 \text{ m}^3/\text{time}$  vurderet nødvendig for at indfange samtlige partikler fra lossepladsen.

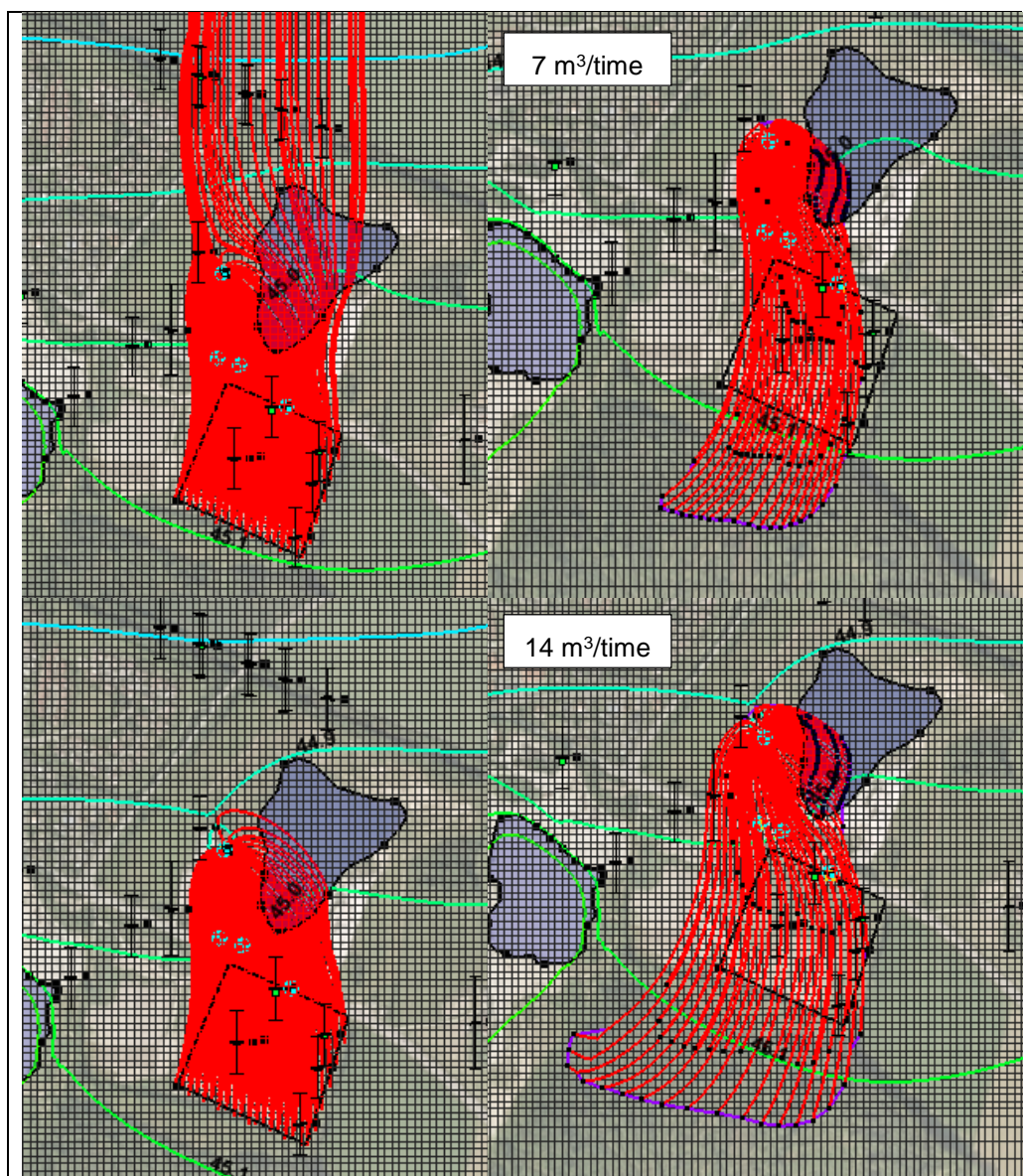
I Figur 6-8 er den nye boring filtersat i lag 3 og 4. De samme simuleringer er også blevet foretaget, hvor den nye boring er filtersat ned til bunden af sandmagasinet (dvs. lag 3 – lag 6) for at undersøge effekten heraf. Dette resulterede kun i en meget lille ændring i de estimerede indvindingszoner (se figur 8 og 9 i bilag) og ændrede ikke på resultatet af den optimale pumpeydelse.

### 6.2.3 Resultater af scenarie 3: Oppumpning fra ny boring placeret midt i forureningsfanen og nedstrøms kildeområdet

Figur 6-9 viser de simulerede forlæns partikelbaner fra kildeområdet (venstre kolonne) og de baglæns partikelbaner (højre kolonne) fra den nye pumpeboring placeret ca. 100 m nedstrøms kilden ved pumpeydelser på hhv.  $7 \text{ m}^3/\text{time}$  (øverste række) og  $14 \text{ m}^3/\text{time}$  (nederste række). Det ses, at en pumpeydelse på  $7 \text{ m}^3/\text{time}$  ikke er tilstrækkelig til at indfange partiklerne fra lossepladsen, og at mange af partiklerne fra den østlige del af lossepladsen undslipper pumpeboringen. Dette vurderes især at skyldes, at den nye afværgboring med denne placering trækker mere vand ind fra grusgraven øst for boringen, som illustreret i Figur 6-9.

Baseret på modellen, og som vist i Figur 6-9, er det estimeret, at der skal pumpes med  $14 \text{ m}^3/\text{time}$  for at indfange samtlige partikler fra lossepladsen (næsten alle indfanges ved  $13 \text{ m}^3/\text{time}$ ). Som det var tilfældet for scenarie 1 og 2, er disse resultater igen meget afhængige af den valgte hydrauliske ledningsevne i området. Hvis den hydrauliske ledningsevne halveres, bliver alle partikler indfanget ved  $8 \text{ m}^3/\text{time}$  og næsten alle ved  $7 \text{ m}^3/\text{time}$  (se figur 12 og 13 i bilag), mens det er nødvendigt at pumpe med hele  $21 \text{ m}^3/\text{time}$  for at afskære fanen (næsten alle partikler indfanges ved  $20 \text{ m}^3/\text{time}$ ), hvis den hydrauliske ledningsevne fordobles (se figur 10 og 11 i bilag). Resultaterne fra dette scenarie forventes desuden at være særligt afhængige af den hydrauliske ledningsevne af grusgravenes bundlag, da dette direkte influerer kontakten mellem akviferen og grusgravene. Hvis bundlagenes hydrauliske ledningsevne reduceres, så den hydrauliske kontakt mellem grusgrav og akvifer ligeledes reduceres, vil en lavere pumpeydelse sandsynligvis være påkrævet for at indfange partiklerne fra lossepladsen.

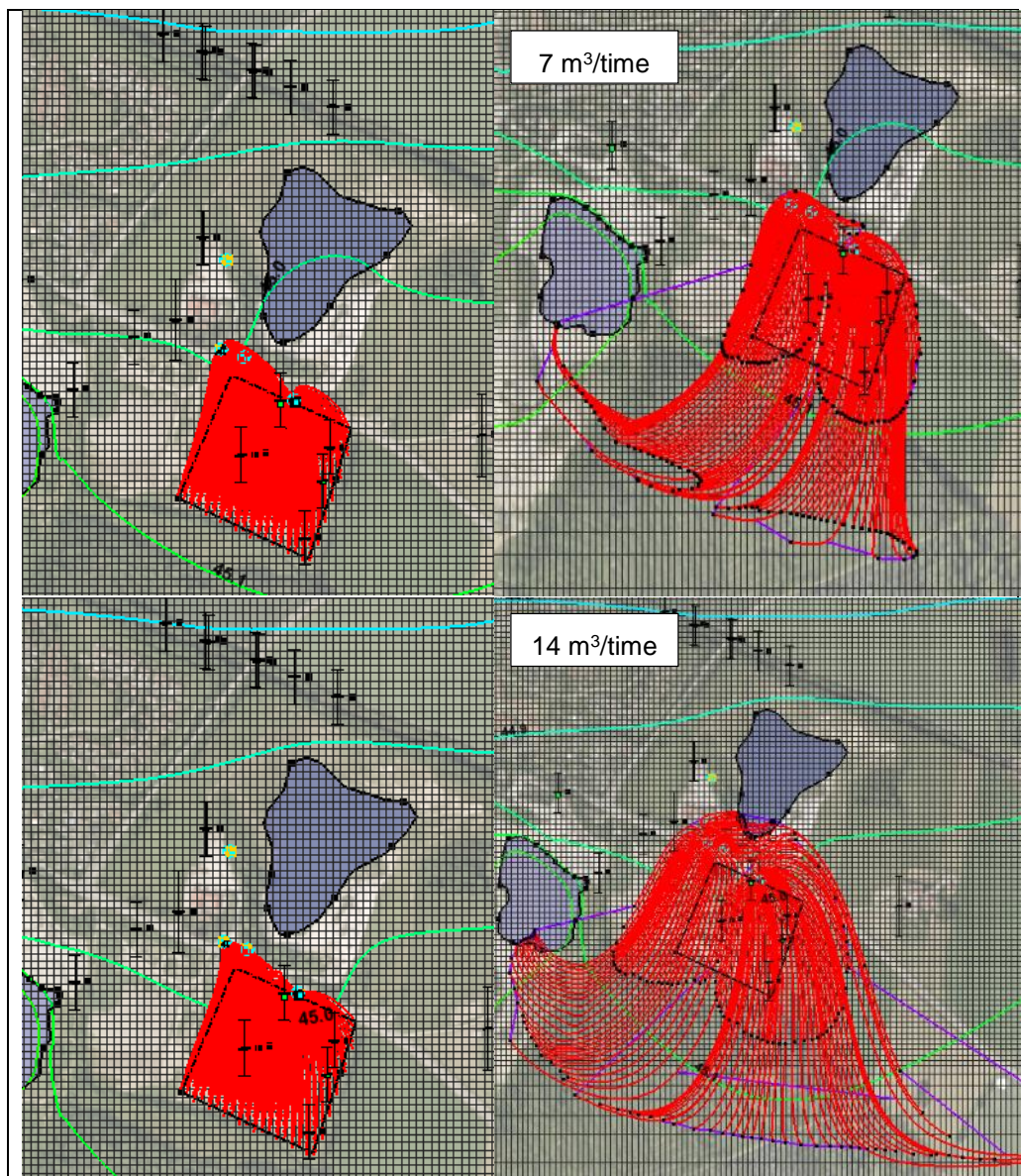
Baseret på modelleringen her, er en pumpe rate på mellem 8 og  $21 \text{ m}^3/\text{time}$  vurderet nødvendig for at indfange samtlige partikler fra lossepladsen fra denne afværgboring. Dette indikerer altså, at placeringen af denne afværgboring ikke er hensigtsmæssig sammenlignet med placeringerne i scenarie 1 og 2.

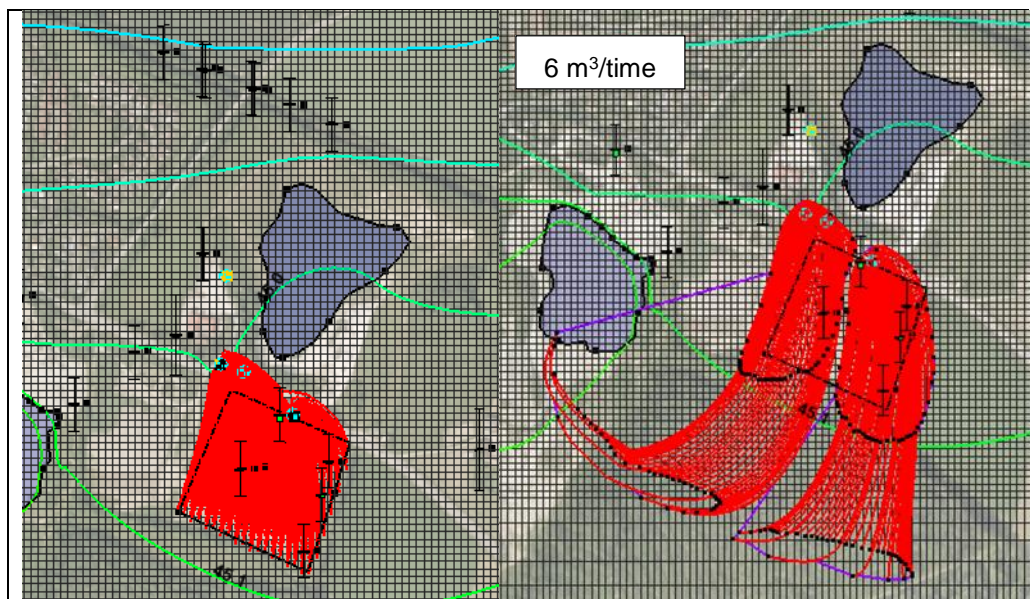


Figur 6-9 Resultater for scenarie 3. Oppumpning fra en ny afværgeboring placeret ca. 100 m nedstrøms lossepladsen ved forskellige pumperater.

#### 6.2.4 Resultater af scenarie 4: Oppumpning fra eksisterende afværgeboring suppleret med ny boring placeret umiddelbart nedstrøms kildeområdet

Figur 6-10 viser de simulerede forlæns partikelbaner fra kildeområdet (venstre kolonne) og de baglæns partikelbaner (højre kolonne) fra de to pumpeboringer ved en total pumpeydelse på hhv. 7 m<sup>3</sup>/time (3,5 m<sup>3</sup>/time fra hver boring; øverste række), 14 m<sup>3</sup>/time (7 m<sup>3</sup>/time fra hver boring; midterste række) og 6 m<sup>3</sup>/time (3 m<sup>3</sup>/time fra hver; nederst).





Figur 6-10 Resultater for scenarie 4. Oppumpning fra eksisterende afværgeboring suppleret med ny boring nedstrøms lossepladsen ved forskellige pumperater.

Det ses, at en total pumpeydelse på  $6 \text{ m}^3/\text{time}$  ( $3 \text{ m}^3/\text{time}$  fra hver boring) er nok til at indfange alle partiklerne fra lossepladsen. Igen er denne rate afhængig af den hydrauliske ledningsevne. Hvis den hydrauliske ledningsevne fordobles ved lossepladsen, skal der totalt set pumpes med  $8,5 \text{ m}^3/\text{time}$  ( $4,5 \text{ m}^3/\text{time}$  fra den eksisterende og  $4 \text{ m}^3/\text{time}$  fra den nye boring), før at alle partikler indfanges. Hvis den hydrauliske ledningsevne halveres, er det nok at pumpe med  $5,5 \text{ m}^3/\text{time}$  ( $3 \text{ m}^3/\text{time}$  fra den eksisterende og  $2,5 \text{ m}^3/\text{time}$  fra den nye boring), jf. figur 14, 15 og 16 i bilag. Overordnet set indikerer simuleringerne her, at man med scenarie 4 kan opnå den bedste afskæring af forureningsfanen fra lossepladsen.

### 6.3. Sammenfatning og konklusioner fra modelleringen

Det vurderes ud fra de fire gennemførte scenarier, at scenarie 2 eller scenarie 4 giver den mest hensigtsmæssige afværgeløsning (med hensyn til placering og pumpeydelse), idet der i disse scenarier opnås en hydraulisk fiksering af hele grundvandsforureningen ved Stengårdens Losseplads med den mindst mulige pumpeydelse. Partikelbanesimuleringerne for disse to scenarier har vist, at der skal pumpes med mellem  $5,5 - 10 \text{ m}^3/\text{time}$  for at afskære forureningen.

Partikelbanesimuleringerne har også vist, at der med den eksisterende afværg (boring 206.1259; pumpeydelse på  $6 \text{ m}^3/\text{time}$ ) ikke opnås en hydraulisk fiksering af hele forureningen fra lossepladsen, og at en pumpeydelse på mellem  $7$  og  $17 \text{ m}^3/\text{time}$  i denne boring er nødvendig for at afskære forureningsfanen ved kildeområdet fuldstændigt. Ved modelkørsler, hvor der blev varieret på længden af filterlængden (filtersætning i lag 3-4 blev sammenholdt med en filtersætning til bunden af sandmagasinet lag 3 – lag 6), resulterede dette kun i en meget lille ændring i de estimerede indvindingszoner og ændrede ikke på resultatet af den optimale pumpeydelse.

Det skal bemærkes, at resultaterne af modelleringen her er forbundet med en vis usikkerhed. Dette er til trods for, at den opdaterede grundvandsmodel faktisk er velkalibreret, og at modellen overordnet set vurderes at simulere strømningsforholdene ved lokaliteten meget tilfredsstillende. I forhold til bestemmelsen af den mest hensigtsmæssige afværgeløsning er det især specificering af de hydrauliske parametre inde omkring lossepladsen og nedstrøms herfor, der virker afgørende. Simuleringerne her har vist, at hvis de anvendte hydrauliske ledningsevne værdier blot øges eller reduceres med en faktor 2, kan dette resultere i relativt store ændringer i hvilken pumpeydelse, der skal benyttes for at indfange forureningen fra lossepladsen. Dette skal ses i forhold til hvor stor usikkerhed, der generelt er ved estimering af hydrauliske ledningsevner. En mere detaljeret kortlægning af de hydrauliske egenskaber af magasinet ved og umiddelbart nedstrøms kildeområdet ville evt. kunne belyse disse forhold bedre.

Andre forhold, der forventes at kunne influere på vurderingen af den bedste afværgeløsning, er usikkerheden på størrelsen af kildeområdet samt modelleringen af de to grusgrave. Det er i modelleringen antaget, at der er hydrauliske kontakt mellem grusgravene og akviferen, men at denne kontakt er relativt lav (specificeret ved en lav konduktans af bundlagene). Det er imidlertid meget usikkert, hvor stor den hydrauliske kontakt er mellem grusgravene og akviferen, og hvor dybe grusgravene er, og samtidig må det forventes, at disse aspekter har ændret sig over tid i takt med udgravningen af grusgravene, hvilket alt sammen vil kunne influere på strømningsbilledet. Andre faktorer, der må forventes at influere på resultaterne her, er usikkerhederne vedrørende specificeringen af randbetingelserne samt den geologiske model og zoner. I modelleringen er der desuden heller ikke taget højde for tilstedeværelsen af en evt. membran under lossepladsen, hvilket vil påvirke udstrømningen fra lossepladsen. Endelig skal det bemærkes, at alle scenarierne her er simuleret med partikelbaner, som kun viser vandets strømning (dvs. den advective transport) og ikke tager højde for dispersion og diffusionseffekter. Dispersionseffekter og heterogeniteter på mindre skala vil ligeledes kunne påvirke vurderingen af den bedste afværgeløsning.

## 7. KONKLUSION

Region Sjælland har ønsket at tilvejebringe det nødvendige datagrundlag for at kunne beslutte, om den fremtidige afværgen på Stengårdens Losseplads skal foregå ved enten:

- Moniteret naturlig nedbrydning (MNA).
- Fortsat afværgen med eksisterende anlæg og afværgenboring.
- Optimeret afværgen med eksisterende anlæg (men bedre hydraulisk fiksering).

På baggrund af de traditionelle og de avancerede kemiske analyser er der foretaget en analyse af, om MNA er en mulig afværgemetode i forhold til forureningsfanen fra Stengården Losseplads.

I nedenstående tabel er vist en opsummering af resultaterne fra de udførte analyser og tolkningsmetoder.

Tabel 7.1 Opsummering af resultaterne fra den "serie af indicier" der er udført for dokumentation af naturlige nedbrydningsprocesser.

Mulige indicier	Nedbrydning af		
	Dichlorprop	Mechlorprop	4-CPP
Koncentrationsfald langs strømline	Hverken be- eller afkræftet		
Koncentrationsfald over tid	Mulighed for kontraherende forureningsfane		
Udvikling i forholdet mellem moderstoffer og nedbrydningsprodukter	Ja	I mindre grad	Hverken be- eller afkræftet
Udvikling i enantiomerer	Hverken be- eller afkræftet	Ja	Hverken be- eller afkræftet
Enantioselektiv isotop analyse	Ja	Hverken be- eller afkræftet	Ja

Der er med baggrund i ovenstående analyser og tolkningsmetoder indicier på nedbrydning af alle de betydende phenoxysyrer (dichlorprop, MCPP og 4-CPP), men disse vurderes ikke robuste på det foreliggende grundlag.

Da der ikke er robuste indikationer på, at der foregår en signifikant nedbrydning af forureningen i forureningsfanen kan det ikke anbefales, at benytte MNA som en selvstændig afværgemetode i forhold til forureningen ved Stengårdens Losseplads.

Forureningen ved Stengårdens Losseplads vurderes, med baggrund i en worst case betragtning uden nedbrydning, at udgøre en risiko for en ganske anseelig grundvandsressource (op til 400.000 m<sup>3</sup>/år ved opblanding til kvalitetskriteriet for enkeltstoffer).

Det anbefales derfor, at der fortsat foretages en afværgpumpning, for at sikre en hydraulisk fiksering af forureningen ved at indfange hele den forurening, der konstant strømmer ud af lossepladsen.

Eftersom den eksisterende afværgpumpning ikke i tilstrækkelig grad vurderes at indfange forureningsfanen (og dermed sikre en hydraulisk fiksering af forureningen), er der med baggrund i partikelbanesimuleringer i den opdaterede grundvandsmodel for området, foretaget en vurdering af forskellige afværgpumpescenarier hvor hovedresultaterne er vist i nedenstående tabel.

Tabel 7.2 Opsummering af resultaterne fra partikelsimuleringerne i den opdaterede grundvandsmodel mht. vurderet nødvendig pumpeydelse for at opnå en fiksering af forureningen ved kildeområdet ved forskellige pumpe-scenarier.

Scenarium	Placering af boring(er)	Vurderet pumpeydelse [m <sup>3</sup> /h]
1	Eksisterende afværgboring.	7-17
2	1 stk. afværgboring placeret umiddelbart nedstrøms for kildeområdet midt i forureningsfanen.	6-10
3	1 stk. afværgboring placeret ca. 100 meter nedstrøms for kildeområdet midt i forureningsfanen.	8-21
4	2 stk. afværgboringer placeret umiddelbart nedstrøms for kildeområdet på hver sin side af midten af forureningsfanen (placering af eksisterende afværgboring er anvendt som den ene boring).	5,5-8,5

Ved modelkørsler, hvor der blev varieret på længden af filteret (filtersætning i lag 3-4 blev sammenholdt med en filtersætning til bunden af sandmagasinet lag 3 – lag 6), resulterede dette kun i en meget lille ændring i de estimerede indvindingszoner og ændrede ikke på resultatet af den optimale pumpeydelse.

Med baggrund i partikelsimuleringerne vurderes scenarie 2 og 4, som de mest optimale scenarier, i forhold til at foretage en sikker hydraulisk fiksering af hele forureningsfanen fra Stengårdens Losseplads, med mindst mulig pumpeydelse. Ved en sammenligning af de to metoder er fordelene ved scenarium 2, at der kun skal etable-



res 1 boring, hvilket reduceret omkostningerne til etablering samt efterfølgende servicering. Ved scenarium 4 er der regnet med to afvæргеboringer, hvorfor der vil være større omkostninger til service. Fordelen ved Scenarium 4 er, at oppumpningen i højere grad kan optimeres i forhold til de målte forureningskoncentrationer i de to boringer. Vælges scenarium 4 bør det overvejes at etablere en ny afvæргеboring med overjordisk råvandsstation, der ikke er placeret i cykelstien, som erstatning for den eksisterende afvæргеboring. Såfremt scenarium 2 vælges, er det en mulighed at bibeholde den eksisterende afvæргеboring i en indkøringsperiode, hvor det hermed vil være muligt at teste effekten af en oppumpning i to afvæргеboringer. Vælges det, at den eksisterende afvæргеboring ikke længere skal indgå i afværgepumpningen, anbefales den lavet om til en monitoringsboring.

Med baggrund i modelkørslerne vurderes en filtersætning af lag 3 og 4 at være tilstrækkelig til at indfange forureningen ved de to pumpescenarier (2 og 4). Det skal dog her nævnes, at den eksakte geologi og hydrogeologi under lag 4 umiddelbart nedstrøms kildeområdet ikke kendes, og at modellen forudsætter, at geologi og hydrogeologi her er opbygget som i de nedstrøms boringer, hvilket også vurderes som mest sandsynligt. Det skal endvidere nævnes at grundvandsmodellen ikke medtager transport ved dispersion, som kan betyde at forureningen trækkes dybere ned end det er modelleret. Ønskes en større sikkerhed mht. kendskab til geologi og hydrogeologi samt den vertikale forureningsspredning i dette område, som skal anvendes ved valg af filtersætning, kan dette opnås ved, at den nye afvæргеboring som udgangspunkt etableres med filtersætning i lag 3-6 til bunden af sandlagene, idet der udføres følgende undersøgelser i boringen: sigteanalyser, flowlog og niveauspecifik vandprøvetagning. Med baggrund i oplysningerne fra undersøgelserne i boringen kan den optimale filtersætning bestemmes. Ønskes en kortere filtersætning kan der afproppes med beton, i den del af filteret der ikke ønskes. Som udgangspunkt anbefales en ny afvæргеboring som minimum udført som en 10" boring med et Ø165 mm filter.

Det anbefales at foretage yderlige undersøgelser af nedbrydningen af forureningen i forureningsfanen, da disse resultater vil kunne anvendes i forbindelse med opstilling af stopkriterier for afværgepumpningen. Kan der ved yderligere undersøgelser dokumenteres, at der sker en nedbrydning af forureningen, vil der eventuelt kunne accepteres nogle højere stopkriterier (højere koncentrationer af forurening når afvæрге stoppes), da nedbrydningen vil bevirke at forureningen ikke udgør en risiko i forhold til en nedstrøms indvinding. Disse forhold vil betyde, at den periode hvor der skal afværgepumpes eventuelt vil kunne reduceres.

## 8. REFERENCER

- /1/ Region Sjælland, 2012. Etablering af 3 nye boringer og stoftransport-modellering ved Stengården Losseplads. Orbicon
- /2/ Orbicon, 2012. Oplæg vedr. tilvejebringelse af beslutningsgrundlag for den fremtidige afværgen på Stengårdens Losseplads.
- /3/ Bondesen, E. & Schrøder, N. 1978: Torkilstrup formationens geologi og geohydrologi. Institut for miljø, teknologi og samfund. RUC august 1978. 40 sider.
- /4/ Erik Maagaard Jacobsen, 1984: En råstofgeologisk kortlægning omkring Roskilde, Dansk geol. Foren., Årsskrift for 1984, side 65-78, København, 28. februar 1985.
- /5/ Region Sjælland: Stengården Losseplads. Undersøgelse af grundvandsforurening samt vurdering af afværgen og monitorering. Marts 2007. Watertech.
- /6/ Prøvepumpning ved Stengårdens Losseplads med henblik på etablering af afværgen. Februar 1992. Cowi.
- /7/ Region Sjælland: Rapport, Hvalsø, Stengårdens Losseplads, Undersøgelser af forureningsfanen. Oktober 2008, GEO
- /8/ GEUS. "God praksis i hydrologisk modellering – GEO-VEJLEDNING 7", Jens Christian Refsgaard m.fl. 2010.
- /9/ GEUS, "Håndbog i grundvandsmodellering", Sonnenborg og Henriksen, 2005.
- /10/ <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>
- /11/ Miljøstyrelsen, Fyns Amt og VJ. 2006. Pesticiddatabasen. ([www.pesticiddata.dk](http://www.pesticiddata.dk))
- /12/ Sjællandsmodellen, Naturstyrelsen Roskilde.
- /13/ Groundwater. Oxygen-enhanced biodegradation of phenoxy acids in ground water at contaminated sites. Tuxen, N., Reitzel, L.A., Albrechtsen, H.-J. og Bjerg, P.L., 2006., Ground Water, vol. 44, no.2, 256-265.
- /14/ Watermark Numerical Computing. PEST. Model-Independent Parameter Estimation. Fourth Edition. John Doherty. 2002.

- /15/ Bjerg, P.L.; Rügge, K.; Pedersen, J. K.; Christensen, T.H. Distribution of redox sensitive groundwater quality parameters downgradient of a landfill. *Environmental Science & Technology* no. 29, 1995. Page 1387 – 1394.
- /16/ Tuxen, N.; Ejlskov, P.; Albrechtsen, H-J.; Reitzel, L.A.; Pedersen, J.K.; Bjerg, P.L. Application of Natural Attenuation to Ground Water Contaminated by Phenoxy Acid Herbicides at an Old Landfill in Sjoelund, Denmark. *Ground Water Monitoring&Remediation* no. 4, 2003. Page 48-58.
- /17/ Reitzel, L.A.; Tuxen, N.; Ledin, A.; Bjerg, P.L. Can Degradation Products Be Used as Documentation for Natural Attenuation of Phenoxy Acids in Groundwater? *Environmental Science & Technology* no. 38, 2004. Page 457-467.
- /18/ Bai, W. & Kærgaard, H., 1982 Fysisk hydrologi, Placering og dimensionering af kildeplads & Noget om følgevirkninger af grundvands-indvindning. Laboratoriet for Geoteknik, Ingeniørhøjskolen Horsens Teknikum.
- /19/ Maier, M.P.; Qiu, S.; Elsner, M. Enantioselective stable isotope analysis (ESIA) of polar herbicides. Springer, 2013
- /20/ Reitzel, L.A.; Juhler, R.K.; Tuxen, N.; Ledin, A.; Bjerg, P.L. Quantification of In Situ Biodegradation Based on Changes in the Enantiomeric Fraction of Chiral Compounds. Manuscript 2005
- /21/ Milosevic, N.; Qiu, S.; Elsner, M.; Einsiedl, F.; Maier, M.P.; Bensch, H.K.V.; Albrechtsen, H-J.; Bjerg, P.L. Combined isotope and enantiomer analysis to assess the fate of phenoxy acids in a heterogeneous geologic setting at an old landfill. *Water research* 47, 2013
- /22/ Tourneux, G. Implementation of Monitored Natural Attenuation for the remediation of landfill leachate affected groundwaters, Case study Sjølund Landfill. Master Thesis, Environment & Resources, Technical University of Denmark, July 2004
- /23/ Middeldatabasen. <http://middeldatabasen.dk/Middelvalg.asp>. (opslag den 18. oktober 2013)
- /24/ Müller, M.D.; Buser, H.R. Conversion Reactions of Various Phenoxyalkanoic Acid Herbicides in Soil. 1 Enantiomerization and Enantioselective Degradation of the Chiral 2-phenoxypropionic Acid Herbicides. Elucidation of Chiral Phenoxy Acids from Incubation in a D<sub>2</sub>O/Soil system. *Environmental Science & Technology* no. 31, 1997. Page 1953-1959.

- /25/ Buser, H.R; Müller, M.D. Conversion Reactions of Various Phenoxyalkanoic Acid Herbicides in Soil. 2. Elucidation of Chiral Phenoxy Acids from Incubation in a D<sub>2</sub>O/Soil system. Environmental Science & Technology no. 31, 1997. Page 1960-1967
- /26/ Naturstyrelsen. Notat: Præcisering af anbefalinger i GeoVejledning 2 mht. afgrænsning af indvindings- og grundvandsdannende oplande. Miljøministeriet. 30. juni 2014.