

Region Sjælland
Etablering af 3 nye boringer og stoftransportmodellering ved Stengården Losseplads

Rekvirent

Region Sjælland
att. Hasse Milter
Alléen 15
Sorø



Rådgiver

Orbicon A/S
Ringstedvej 20
4000 Roskilde

Orbicon A/S
Ringstedvej 20
4000 Roskilde
46 30 03 10

Projekt : 3641100211
Projektleder : Lars Chr. Larsen
Projektmedarb. : Janni Thomsen
Kvalitetssikring : Thomas H. Larsen
Revisionsnr. : 0
Godkendt af : Ole Frimodt
Udgivet : April 2012

info@orbicon.dk
www.orbicon.dk

CVR nr: 21 26 55 43

Nordea:
2783-0566110733

Indholdsfortegnelse

1	Indledning	1
1.1	Baggrund	1
1.2	Formål og strategi.....	2
2	Undersøgelser	4
2.1	Borearbejde	4
2.2	Prøvepumpning	5
2.3	Vandprøvetagning	6
3	Geologi og hydrogeologi.....	10
3.1	Topografi.....	10
3.2	Geologisk beskrivelse.....	10
3.3	Hydrogeologiske forhold.....	11
3.3.1	Grundvandspotentiale	11
3.3.2	Almen vandindvinding.....	12
3.4	Geologisk model	13
3.4.1	Modelbeskrivelse	13
3.4.2	Tolkningsstrategi.....	14
3.4.3	Modelværktøjer	15
3.4.4	Modelopsætning	15
3.4.5	Datagrundlag	15
3.4.6	Modellag.....	17
3.4.7	Tolkningsprocedurer	19
3.4.8	Tolkningsresultater og vurderinger	19
4	Grundvands- og stoftransportmodel	20
4.1	Opbygning af grundvandsmodellen	20
4.1.1	Modelopsætning	20
4.1.2	Kalibrering af strømningssmodellen	24
4.2	Opbygning af stoftransportmodellen.....	34
4.2.1	Modelopsætning	35
4.2.2	Kalibrering af stoftransportmodellen	38
4.3	Resultater fra stoftransportmodellen	39
4.3.1	Scenarie 1. Referencescenariet	39
4.3.2	Scenarie 2 - Ophør af afværgepumpning på boring DGU nr. 206. 1259.....	44
4.3.3	Scenarie 3, flytning af afværgepumpning fra DGU nr. 206. 1259 til 206.1817.48	
4.4	Usikkerhedsvurdering	52
4.4.1	Usikkerhed som følge af tidlige variationer	52

4.4.2	Usikkerhed som følge af hydrogeologiske variationer	52
4.4.3	Usikkerhed ved inputfunktionen.....	53
5	Vurdering af resultater fra stoftransportmodellen	54
5.1	Stoftransportmodel	54
5.2	Samlede resultater fra scenariekørslerne.....	54
5.2.1	Usikkerheder	57
5.3	Referencescenariet uden nedbrydning.....	58
6	Sammenfatning og anbefalinger.....	61
6.1	Geologi og hydrogeologi.....	61
6.2	Stoftransportmodel	61
6.3	Anbefalinger.....	63
7	Referencer	64

Bilag:

- 1: Situationsplan
- 2: Boreprofiler
- 3: Analyserapporter
- 4: Prøvepumpningsresultater
- 5: Tidsserier for vandspejl
- 6: Geologiske profiler
- 7: Geologiske zoner
- 8: Observerede og simulerede vandspejlskoter
- 9: Stoftransport kalibreringsresultater - nedbrydning, kildekonzentration og udvaskningsprofil
- 10: Isopachkort

1 INDLEDNING

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

Region Sjælland har ønsket at vurdere den aktuelle og fremtidige risiko for grundvandsressourcen omkring Stengården Losseplads efter 16 års drift. Til det formål ønskedes opstillet en hydrogeologisk model der dækker nærområdet omkring lossepladsen, svarende til et område, hvor der i 2011 blev udført synkronpejling og fremstillet potentialekort – ca. 6 km² /1/. Området er vist på situationsplanen bilag 1.

1.1 Baggrund

Deponeringsarealet, der ligger i en tidligere grusgrav øst for Kirke Hvalsø by, udgør etape I af den oprindelige Stengården Losseplads. Lossepladsen grænser mod nord til Roskildevej, mod vest og nord til Stengården Losseplads etape II og III. Den nærmeste landbrugsejendom er Ny Stengård ca. 80 m nord for lossepladsen. Nærmeste parcelhusområde ligger ca. 200 m vest for indkørslen til anlægget. Området ligger i landzone. I Roskilde Amts regionplan 1993 er arealet udlagt som losseplads. I regionplan 1997 er området omkring Hvalsø desuden karakteriseret som "område med særlig drikkevandsinteresse".

Lossepladsen, der er anlagt før miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden den 1. oktober 1974, blev i 1972 godkendt af Hvalsø Kommunes sundhedskommission, hvorefter opfyldningen startede. Fredningsplanudvalget samt Byudviklingsudvalget for Roskildeegnen godkendte på betingelse af, at grusgravens bund og sider beklædtes med ler m.v. for at modvirke grundvandsforurening, samt at der ikke modtoges olie og kemikalieaffald samt slam fra septiktanke, samlebrønde, renseanlæg m.v. og vejbrønde.

Siden 1984 måtte der til lossepladsen kun tilføres "fast industriaffald, som ikke er omfattet af de særlige bestemmelser om olie- og kemikalieaffald, storskrald, handels- og kontoraffald, have- og vejaffald og bygge- og anlægsaffald".

A/S Affaldsdeponi blev etableret i 1990 som en del af det oprindelige Stengården Kontrollerede Losseplads, hvis oprindelige godkendelse stammer tilbage fra 1972. I februar 1993 søgte A/S Affaldsdeponi om godkendelse til fortsat deponering hos Roskilde Amt. Den 13. juni 1995 gav amtet en godkendelse til deponering af bl.a. bygningsaffald, industriaffald, vejopfej og mineralsk affald - herunder jord forurennet med tungmetaller.

Etape I, der er registreret som affaldsdepot efter depotloven, har medført grundvandsforurening med pesticider i området. Roskilde Amt har udført et

afværgeprojekt, hvor der siden foråret 1995 er oppumpet 5-6 m³/t forurenede vand til rensning fra en enkelt afværgeboring.

Afværgeanlægget er opbygget med en afværgeboring (206.1259) som pumper fra Torkilstrup-formationen umiddelbart nedstrøms lossepladsen. Det oppumpede vand renses i et afværgeanlæg, hvor efter vandet reinfiltreres til magasinet via en sø (grusgrav) nord for lossepladsen.

Afværgeanlægget består af to beluftningsriste, slamtank, lamelseparator, slambede, sandfiltre og kulfiltre. For en detaljeret beskrivelse henvises til /4/.

Den 19. august 2011 blev der gennemført en synkronpejling omkring Stengården. På baggrund af pejlingerne blev der fremstillet et potentialekort i MapInfo /1/ med henblik på at vurdere behovet for udførelse af supplerende boringer samt at kortlægge grundvandsstrømmen i sandmagasinet Torkildstrup-formationen.

1.2 Formål og strategi

Formålet med nærværende undersøgelse er først og fremmest at evaluere om fortsat afværgeindsats er nødvendig, eller om der med fordel kan anvendes en ændret pumpestrategi. Til det formål er opstillet en hydrostratigrafisk stoftransportmodel baseret på en 3D-geologisk model med en nytolkning af områdets geologi baseret på de seneste geologiske data, det seneste potentialebillede og pumpe-tests.

Til brug for kalibrering af de hydrauliske parametre i grundvandsmagasinet, samt for at komplettere potentialebilledet i områder med ringe boringsdækning er der udført 3 boringer til det primære magasin. Boringerne er udformet, således, at de evt. vil kunne anvendes ved en fremtidig omlægning af afværgeoppumpningen ved lossepladsen.

Formålet med den opstillede model er at efterprøve om fortsat indsats er nødvendig, eller om der med fordel kan anvendes en ændret pumpestrategi.

Modellen skal efterfølgende kunne bruges til at simulere afværgescenarier, påvirkning ved råstofudvinding under GVS i de to grave samt råstofgravningens påvirkning af Storskoven (i den del der ligger inden for modelområdet).

Den geologiske model er opstillet i 3D-programmet Viewlog og dækker et område på 18 km². Det tidligere fremstillede potentialekort dækkede et areal på 6 km², herudover er boringer i en bufferzone på 2-3 km inddraget i tolkningen.

Den hydrostratigrafiske model er opbygget med et tilstrækkeligt antal "lag" til at beskrive den hydrauliske variabilitet i området. Der er taget udgangspunkt i

DK-modellen, men geologien er retolket og der er tilføjet hydrostratigrafiske lag i det omfang det vurderedes relevant.

2 UNDERSØGELSER

I undersøgelsen indgår 4 hovedelementer:

- Etablering af 3 nye boringer
- Prøvepumpning
- Opstilling af geologisk model
- Opstilling af hydrostratigrafisk model og kørsel af to scenarier

2.1 Borearbejde

Boringerne 206. 1817, 206. 1818 og 206. 1819 er udført til ca. 30 m med Symmetrix boring i dimensionen 12" og filtersat med Ø 200 mm filter og blindrør. Tabel 2-1 viser borekoordinater for de 3 boringer. Efterfølgende er boring 206. 1818 uddybet til 40 m u.t. og filtersat med Ø110 mm slide- og blindrør. Annulus mellem de to blindrør er afproppet med bentonit, boringen har her efter fået nyt nummer 206. 1822., Boreprofilerne er vist i bilag 2.

Tabel 2-1: Indmåling af nye boringer

	UTM-x	UTM-y	Terrænkote	Kote til filtertop
Boring	meter (zone 32) ^{*)}	meter (zone 32) ^{*)}	meter (DVR90) ^{*)}	meter (DVR90) ^{*)}
206. 1817	681.270,5	6.163.916,0	61,1	61,109
207. 1818 / 207. 1822	681.034,9	6.163.409,0	78,4	78,412
206. 1819	682.274,5	6.163.461,3	52,8	52,811

^{*)} Indmålt med GPS af Region Sjælland

De gennemborede lag i de tre nye boringer bekræfter den geologiske forståelsesmodel for området. I boring 206. 1817, der er udført på selve lossepladsen, er gennemboret ca. 16 m lossepladsfyld, der hviler på 5 m moræneler, der udgør det naturlige dæklag over på Torkildstrup-formationen. Torkildstrup-formationen er det væsentligste grundvandsmagasin i området. Karakteristisk for lagfølgen er en markant "coarsening upward" sekvens i toppen af Torkildstrup-formationen, hvor sand i 30 m dybde gradvist går over i grus omkring 28 m u.t. og sten i toppen fra 23 m u.t. til 21 m u.t. Dette er i overensstemmelse med tidligere tolkninger af Torkildstrup-formationen, som er afsat foran en fremrykkende Nordøstis. Formationen blev afsat i et flettet flodsystem på en hedeslette /2,3/. I boring 206. 1818, der er udført syd for lossepladsen i Hvalsø Storskov, er den overordnede geologi som i 206. 1817, dog således, at de intakte lag af moræneler starter umiddelbart under muldlaget ved terræn og Torkildstrup-formationen træffes 24 m u.t., hvilket kotemæssigt er ca. 13.5 meter højere end i 206. 1817. "Coarsening upward" sekvensen er her overlejret af 5-6 meter relativt finkornet meget usortet sand. I boring 206. 1819, der ligger ca. 1 km øst for lossepladsen går dækmorænen ned til 12 m u.t., hvoraf de nederste 3 meter er lokalmoræne stærkt præget af kalksten og flint. Torkildstrup-formationen træffes her

12 m u.t., og også her ses en markant "coarsening upward" sekvens, der afsluttes opad med sten.

2.2 Prøvepumpning

De 3 nyudførte boringer er prøvepumpet med henblik på at fastlægge de hydrauliske parametre i Torkildstrup-formationen i og omkring Stengården Losseplads. I boringerne 206.1817, 206.1822 og 206.1819 er udført étrins pumpe-tests. I boring 206.1817 er der udført 2 tests, idet den første test, på grund af den begrænsede oppumpning til afværgeanlægget, ikke havde tilstrækkelig tidsopløsning til at udføre en tolkning.

I Tabel 2-2 er resultaterne af pumpeforsøgene opsummeret.

Tabel 2-2: Prøvepumpningsresultater

		Pumpeydelse	Varighed	Beregnet T-værdi
Boring	Dato	m ³ /h	minutter	m ² /s
206.1817	03-02-2012	6,7	60	2,6·10 ⁻²
206.1817	18-01-2012	5,8	300	-
207.1822	03-02-2012	4,2	60	5,2·10 ⁻³
206.1819	17-01-2012	19,6	345	3,4·10 ⁻²

I forbindelse med pumpe-testene er vandspejlet i en række monitoringsboringer logget med henblik på at registrere en eventuel påvirkning.

I Tabel 2-3 er vist hvilke boringer, der har været overvåget, og i hvilket omfang observationsboringerne har været påvirket af pumpningen under de tre pumpe-tests.

Tabel 2-3: Påvirkning mellem boringer under test

Boring	Test 206.1817	Test 206.1818	Test 206.1819
Geo 2	÷	i.m.	÷
206.1373	÷	i.m.	÷
206.1548	+	i.m.	÷
206.1259	÷	÷	÷
206.1817	+	i.m.	÷
206.1818	÷	+	÷
206.1819	÷	i.m.	+

i.m.: Ikke målt

Som det fremgår af Tabel 2-3 og bilag 5 er det kun i boring 206. 1548, der kan påvises en påvirkning ved pumpning fra 206. 1817. Afstanden mellem de to boringer er ca. 16 meter. Det har ikke været muligt at skaffe boreoplysninger fra denne boring. Det er således usikkert om boringen, som det var forventet, er filtersat i lossepladsfyldet eller i Torkildstrup-formationen. På grund af denne usikkerhed er sænkingsdata ikke anvendt ved tolkningen af pumperesultaterne fra 206. 1817. Påvirkningen viser imidlertid, at der er god hydraulisk kontakt mellem filteret i 206. 1548 og 206. 1817, idet der er registreret en afsænkning på omkring 2 cm ifm. pumpningen fra 206. 1817 med ca. 5.8 m³/h.

Bilag 4 viser tolkningsresultaterne af de tre anvendte testdatasæt og bilag 5 viser tidsserier for de loggede boringer d. 17 og 18. januar. Referencekoten for 206. 1259 er fejlbehæftet, hvilket medfører, at vandspejlskoten er afbildet ca. 35 cm for højt. Ved tolkningen er anvendt programmet Aqtesolve, og der er anvendt Theiss metode for frit magasin.

2.3 Vandprøvetagning

I forbindelse med pumpetesten er der udtaget vandprøver fra de 3 boringer 206. 1817, 206. 1818 og 206. 1819. Prøverne er analyseret for "boringskontrol", pesticider, kulbrinter, chlorerede opløsningsmidler og phenoler.

Tabel 2-4 viser indholdet af udvalgte uorganiske makroioner (Boringskontrol). Analyserapporter findes som bilag 3.

Tabel 2-4: Ledningsevne, opløst ilt og uorganiske makroioner

	Ledningsevne 25 °C	Opløst ilt	Jern	Mangan	Chlorid	Sulfat	Nitrat	Nitrit	Ammonium	Hydrogencarbonat
Boring	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
206. 1817	152	0,2	3,2	0,81	95	66	<0,3	0,008	0,097	860
206. 1822	94,9	0,25	0,074	0,18	31	73	4,3	0,037	0,019	510
206. 1819	19,8	1,2	0,13	0,098	24	91	<0,3	0,004	0,079	240

Den forhøjede ledningsevne og forhøjet hydrogencarbonat- og chloridindhold i boring 206. 1817 viser, at denne boring midt på lossepladsen er påvirket af losseplads-perkolat. I boring 206. 1822 ses indhold af nitrat, hvilket sammen med indholdet af pesticidet Pirimicarb kunne antyde, at dæklagene er relativt permeable og at opformeringen og gødningen af nåletræer har påvirket grundvandsmagasinet.

I Tabel 2-5 er vist koncentrationerne af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter. Alle analyseresultater findes som bilag 3.

Tabel 2-5: Chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter

	Chloroform	1,1,1-trichlorethan	Tetrachlormethan	Trichlorethylen	Tetrachlorethylen	Vinylchlorid	1,1-dichlorethylen	trans-1,2-dichlorethylen	1,1-dichlorethan	cis-1,2-dichlorethylen
Boring	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
206. 1817	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,08	<0,05	<0,05	<0,05	0,52
206. 1822	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
206. 1819	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05

i.a.: ikke analyseret

Svage spor af nedbrydningsprodukterne vinylchlorid og cis-1,2-dichlorethylen i boring 206. 1817 viser, at perkolatet indeholder spor efter nedbrydning af chlorerede opløsningsmidler.

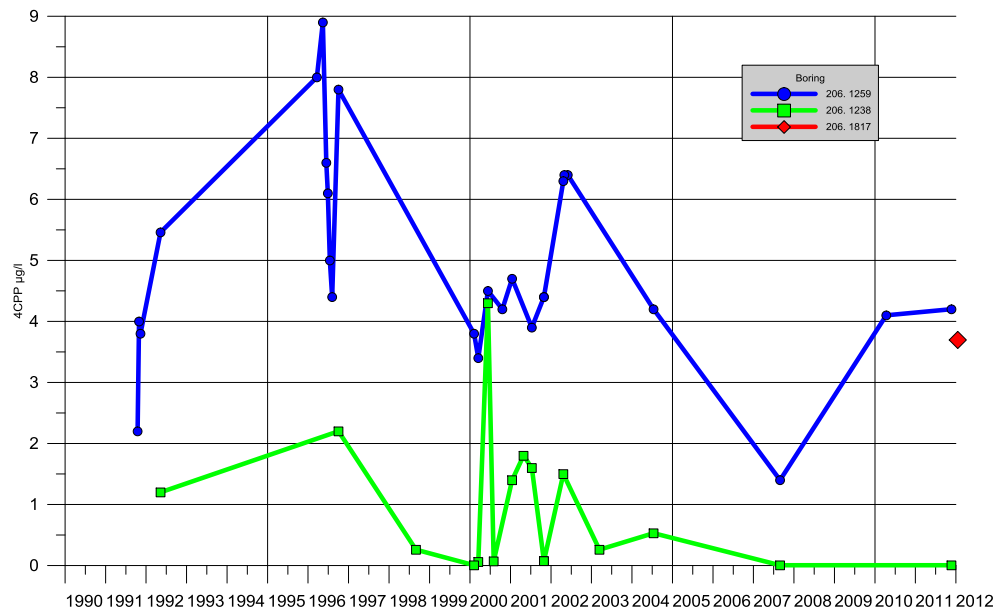
I Tabel 2-6 er analyseresultaterne for pesticider opsummeret for de stoffer, der er påvist. Analyserapporterne findes som bilag 3.

Tabel 2-6: Påviste pesticider

	2,6-dichlorbenzamid (BAM)	4-CPP	Chloridazon	Desisopropylatrazin	Dichlorprop	Hexazinon	Hydroxyatrazin	Mechlorprop	Pirimicarb
Boring	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
206. 1817	0,18	3,2	0,058	0,020	0,46	0,014	0,015	1,5	<0,01
206. 1822	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,017
206. 1819	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Boring 206. 1817 og 206. 1822 viser indhold af pesticider. I 206. 1817 er 4-CPP og Mechlorprop dominerende og optræder i koncentrationer meget lig de koncentrationer der er truffet i afværgeboringen 206. 1259. Indholdet af Pirimicarb i 206. 1822 vurderes at stamme fra nedrivning fra nyplantninger i skoven, da denne boring ligger opstrøms lossepladsen.

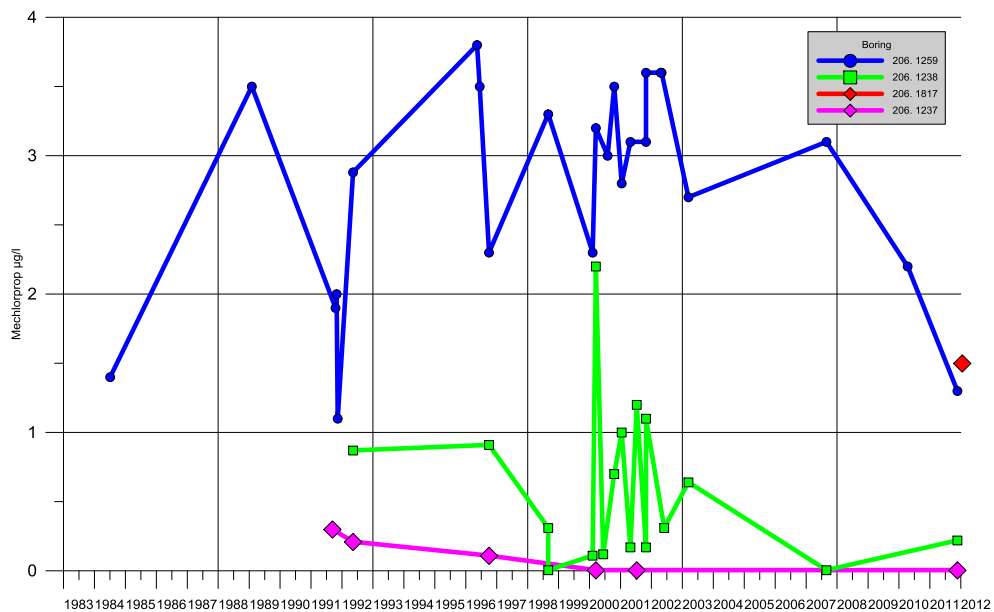
I Figur 2-1 er den aktuelle analyse for 4-CPP fra 206. 1817 sammenstillet med historiske analyser af 4-CPP fra monitoringsboringen 206. 1238 og afværgeboringen 206. 1259 fra de sidste 20 år.



Figur 2-1: Tidsserie for 4-CPP i borerne 206. 1238, 206. 1259 og 206. 1817.

Som det fremgår af figuren er analyseresultaterne for 4-CPP fra 2012 på niveau med tidligere analyser indenfor de sidste 10 år.

Tilsvarende viser Figur 2-2 en tidsserie for mechlorprop.



Figur 2-2: Tidsserie for mechlorprop i borerne 206. 1237, 206. 1238, 206. 1259 og 206. 1817.

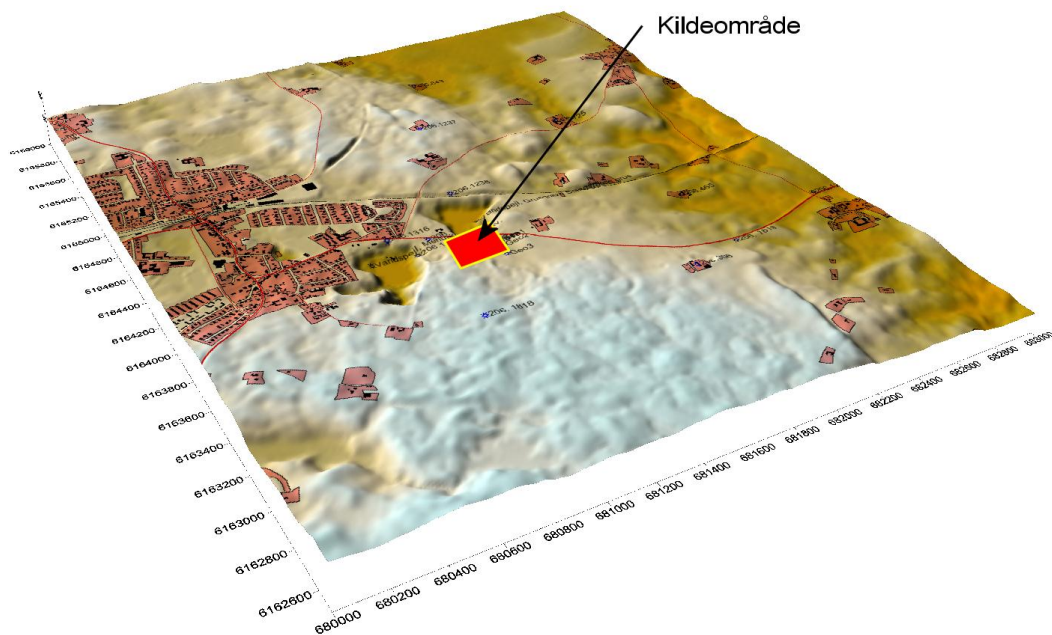
Koncentrationerne af mechlorprop viser et mere generelt fald end 4-CPP gennem de sidste 10 år, hvilket formodes at hænge sammen med, at 4-CPP er mere persistent end mechlorprop i et anaerobt miljø, som det der optræder i lossepladsfyldet.

3 GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI

3.1 Topografi

Terræn på lossepladsen er omkring kote +60 m. I boringer på lossepladsen ses mellem 10 og 18 m opfyldt materiale.

Figur 3-1 viser en 3D-visualisering af terrænoverfladen omkring lossepladsen. Lossepladsen ligger umiddelbart nord for et småbakket højdedrag af karakter som et morænedødislandskab. Højdedraget er dækket af Hvalsø Storskov. Nord for højdedraget og nord for lossepladsen fortsætter terrænet som en lavere bakkeryg. Mod øst falder terrænet jævnt ned mod Helligrendens øvre løb. Den lave bakkekam nord for lossepladsen er sammenfaldende med Torkildstrup-formationens maksimale mægtighed under et tyndt morænedække.



Figur 3-1: 3D-visualisering af terrænoverfladen omkring Stengården Losseplads.

3.2 Geologisk beskrivelse

Under lossepladsen består jordlagene i området øverst af 5-10 m tykke morænelerslag. Derunder ligger udbredte forekomster af kvartært smeltevandssand, som under lossepladsen efter afgravningen er 25-30 m tykke.

Sandlagene udgør "Torkildstrup-formationen", der er afsat foran Nordøstisens rand. Formationen blev afsat i et flettet flodsystem på en hedeslette /2,3/. Torkildstrup-formationen er den vestlige fortsættelse af "Hedeland-

formationen" syd for Roskilde. Palæostrømretningen var her hovedsagelig mod SV, enkelte steder mere mod vest. I Hedeland-formationen er der op gennem profilerne iagttaget en voksende kornstørrelse og tykkelse af gruslagene, hvilket viser en stigende strømstyrke og vandføring i de daværende vandløb, tilsvarende iagttagelser er gjort i en grusgrav ved Hvalsø. Den største kornstørrelse i toplaget er næsten den samme over hele området, hvilket – sammen med den stigende strømningshastighed – afspejler en fremadskridende isrand.

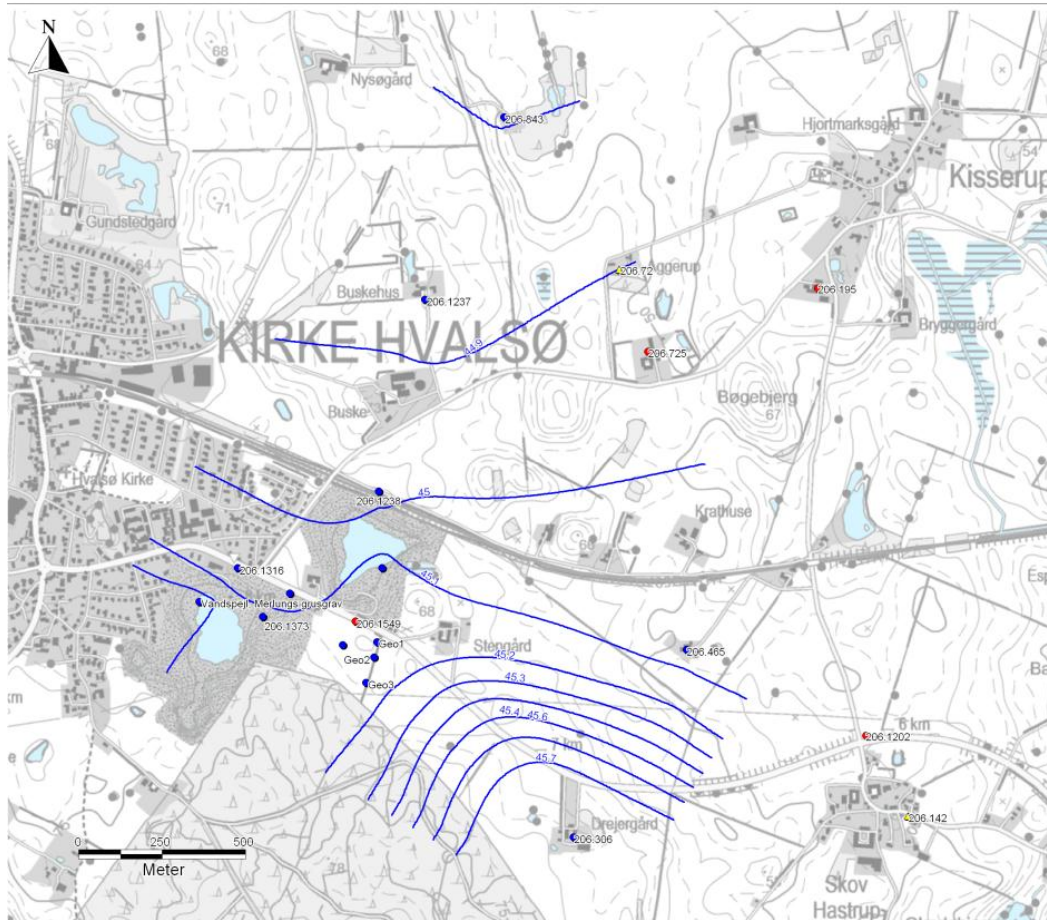
Sandlagene udgør et regionalt grundvandsmagasin, der af lerlag er adskilt fra et dybere liggende prækvartært regionalt grundvandsmagasin i grønsandskalk. Nord for pladsen ophører adskillelsen mellem de to magasiner. De øverste 5-10 m af det øvre kvartære grundvandsmagasin (Torkildstrup-formationen) er umættet. Etableringen af grusgraven indebærer, at beskyttende lerlag er fjernet under lossepladsen, hvorfor eventuel forurening antages at strømme vertikalt direkte til Torkildstrup-formationen, som længere mod nord står i forbindelse med det primære grundvandsmagasin i grønsandskalken, der er af central betydning for den samlede vandforsyning på det østlige Sjælland.

3.3 Hydrogeologiske forhold

3.3.1 Grundvandspotentiale

På baggrund af synkronpejlingen, foretaget 19. august 2011 er der fremstillet et potentialekort baseret på præcist indmålte boringer /1/, se Figur 3-2.

Kortet viser et meget fladt potentialebillede omkring kote +45 ved grusgravene med et fald i nordlig retning fra Stengården til Nysøgård fra kote 45,2 meter til 44,8 meter. Syd for Stengården ses en noget kraftigere gradient idet potentialet falder mod nord fra 45,8 meter til 45,2 meter. Det højere potentiale mod syd er imidlertid kun baseret på én pejling ved boring 206. 306. Det vurderes imidlertid, at validiteten af pejlingen er høj, og at potentialespringet skyldes, at sandmægtigheden i det øvre primære magasin er væsentligt reduceret syd for grusgravene, som det f.eks. ses i boring 206. 1202.



Figur 3-2: Potentialekort for Torkildstrup Formationen, baseret på pejlinger udført 19. august 2011 /1/, se også bilag 1.

Der er ikke udført synkronpejling efter, at de tre nye borer er udført. Enkeltpejleresultaterne fra disse borer bekræfter dog det eksisterende potentialebillede.

3.3.2 Almen vandindvinding

Der findes vandindvindingsboringer i Kirke Hvalsø by og i Nørre Hvalsø nordvest for lossepladsen. Endvidere findes vandindvindingsboringer ved Kisserup og Hulemølle nordøst for lossepladsen. Roskilde Vandforsyning indvinder vand fra det primære grundvandsmagasin ved Torkildstrup nordøst for lossepladsen.

Stengården Losseplads er beliggende i et OSD-område. De nærmeste indvindingsboringer til almen vandforsyning tilhører Hvalsø Vandværk:

- 205. 253 1,3 km mod nordvest, indvinder fra Torkildstrup-formationen.
- 205. 650 1,3 km mod nordvest, indvinder fra kalken.
- 206. 1202 1,5km mod øst, indvinder fra kalken.

3.4 Geologisk model

3.4.1 Modelbeskrivelse

Formålet med den opstillede model har været at skabe det rumlige overblik over jordlagene, således at det er muligt at vurdere risikoen for forurenings-spredning i Torkildstrup-formationen og mulighederne for spredning til eksisterende vandindvindinger, her især Hvalsø Vandværk.

Da den væsentligste grundvandsressource lokalt er Torkilstup-formationen er kun meget få boringer ført til dybere lag end den øvre del af dette sandmagasin, som svarer til KS2 i DK-modellen. Strategien for tolkningen har derfor i første række været, at foretage en retolkning af jordlagene ned til basis af Torkildstrup-formationen og herefter at kortlægge det adskillende lerlag mellem Torkildstrup-formationen og de underliggende lag af Lellinge Grønsand Formationen.

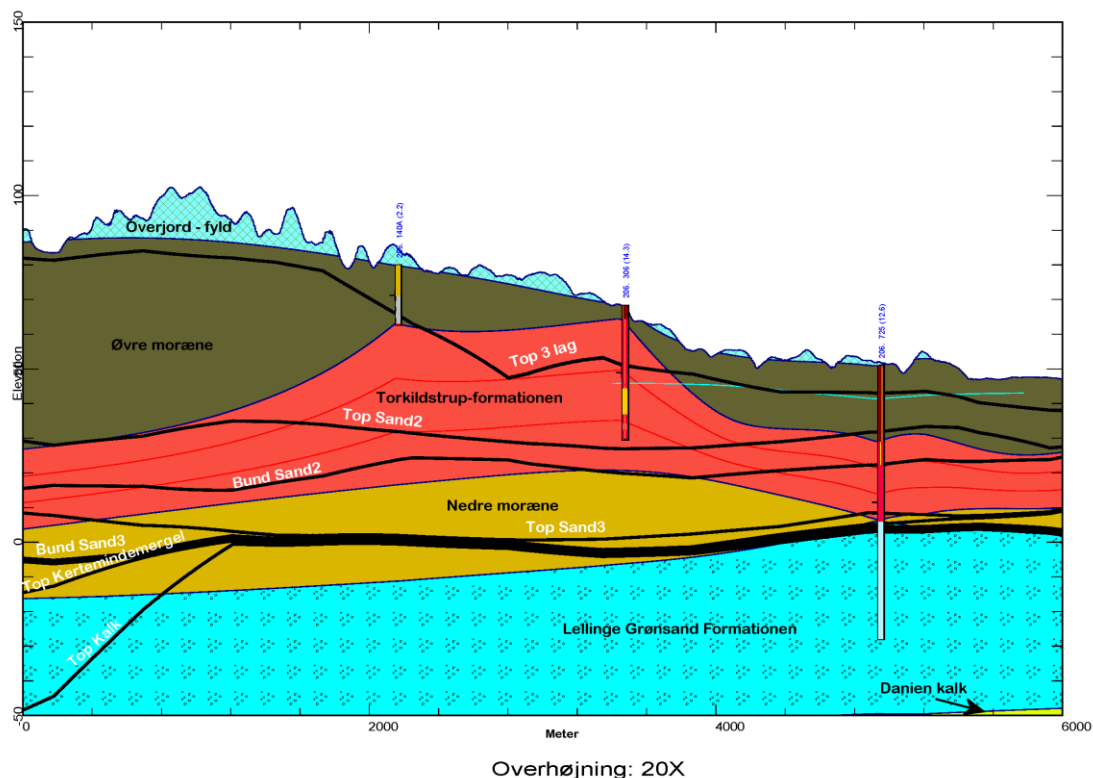
Indledningsvis er griddata for de geologiske lag fra DK-modellen forfinet fra en gridstørrelse på 100 meter til 3,3 meter for at tillade en tilstrækkelig detaljeret retolkning af de øvre jordlag. Figur 3-3 viser legenden for geologiske lag i modellen.

Der er 8 lag i modellen, hvoraf de tre er en underopdeling af Torkildstrup-formationen i tre lige tykke enheder af hensyn til den senere hydrogeologiske modellering. Den indledende tolkning viste, at dette var tilstrækkeligt til at repræsentere den overordnede geologi i området. Alle lag er retolket på basis af data fra Jupiterdatabasen, samt de boringer der er udført i forbindelse med undersøgelserne på lossepladsen.



Figur 3-3: Signaturforklaring for lag

Til præsentation af den geologiske model er udvalgt 11 profillinjer som findes i bilag 6. Lokaliseringen af de 11 profillinjer fremgår dels af bilag 6 og dels af Figur 3-5. Endvidere er der fremstillet 3 isopachkort for henholdsvis tykkelsen af dæklagene over Torkildstrup-formationen, mægtigheden af Torkildstrup-formationen og endelig tykkelsen af adskillelsen mellem Torkildstrup-formationen og de underliggende prækvartære lag. Disse kort findes som bilag 10.



Figur 3-4: Sammenligning mellem DK-modellen, markeret som linjer over de udfyldte, retolkede lag

Figur 3-4 viser forskellen mellem de retolkede lag og de oprindelige DK-modellag langs profillinjen Sektion 2 (bilag 6). Lagene fra DK-modellen er markeret som linjer med hvid tekst over de udfyldte, retolkede lag med sort tekst. Som det fremgår af Figur 3-4 er mængtigheden af Torkildstrup-formationen langt mindre i DK-modellen end i den retolkede geologi, endvidere mangler Lellinge Grønsand Formationen i DK-modellen i store dele af modelområdet.

Der er således meget stor forskel på DK-modellen og den nye retolkede geologiske model i området, hvilket anses at have stor betydning i forhold til spredning af forureningen fra lossepladsen på grund af de markant ændrede hydrogeologiske forhold i Torkildstrup-formationen.

3.4.2 Tolkingsstrategi

Der er ikke tidligere foretaget en geologisk modellering af området omkring Hvalsø. Den geologiske forståelse var derfor på forhånd begrænset. Den opstillede geologiske model er derfor opbygget fra grunden, idet dog DK-modellen er anvendt som støtte.

Formålet med opstillingen af den geologiske model, har været at få et mere detaljeret billede af prækvartæroverfladen og om muligt en hydrostratigrafisk opdeling af de kvartære aflejringer som kunne danne udgangspunkt for en

stoftransportmodellering, samt en bedre forståelse af grundvandsstrømningen i de kvartære lag.

På grund af den meget heterogene datatæthed, har det ikke været ambitionen at opstille en egentlig kronostratigrafisk geomodel. Hovedformålet har været, så godt som muligt at fastlægge prækvartæroverfladen og væsentlige lerhorisonter i den kvartære lagserie.

3.4.3 *Modelværktøjer*

Til opstillingen af den geologiske model er anvendt det geologiske tolkningsværktøj Viewlog, der muliggør en 3-dimensional tolkning af den geologiske opbygning, ligesom værktøjet muliggør eksport af de tolkede lagflader i en række formater, herunder ASCII-grid og Modflow-grids.

Boringsdata er helt overvejende udtrukket fra Orbicons kopi af Jupiter databasen; en til formålet oprettet Access-database, der i opbygning er tilpasset Viewlog. Undersøgelingsboringer, der ikke fremgik af Jupiterdatabasen da modellen blev opbygget er tilføjet Orbicons lokale kopi af databasen.

Under tolkningen er anvendt et stort antal ad-hoc profiler til korrelation af lagflader indenfor hele modelområdet.

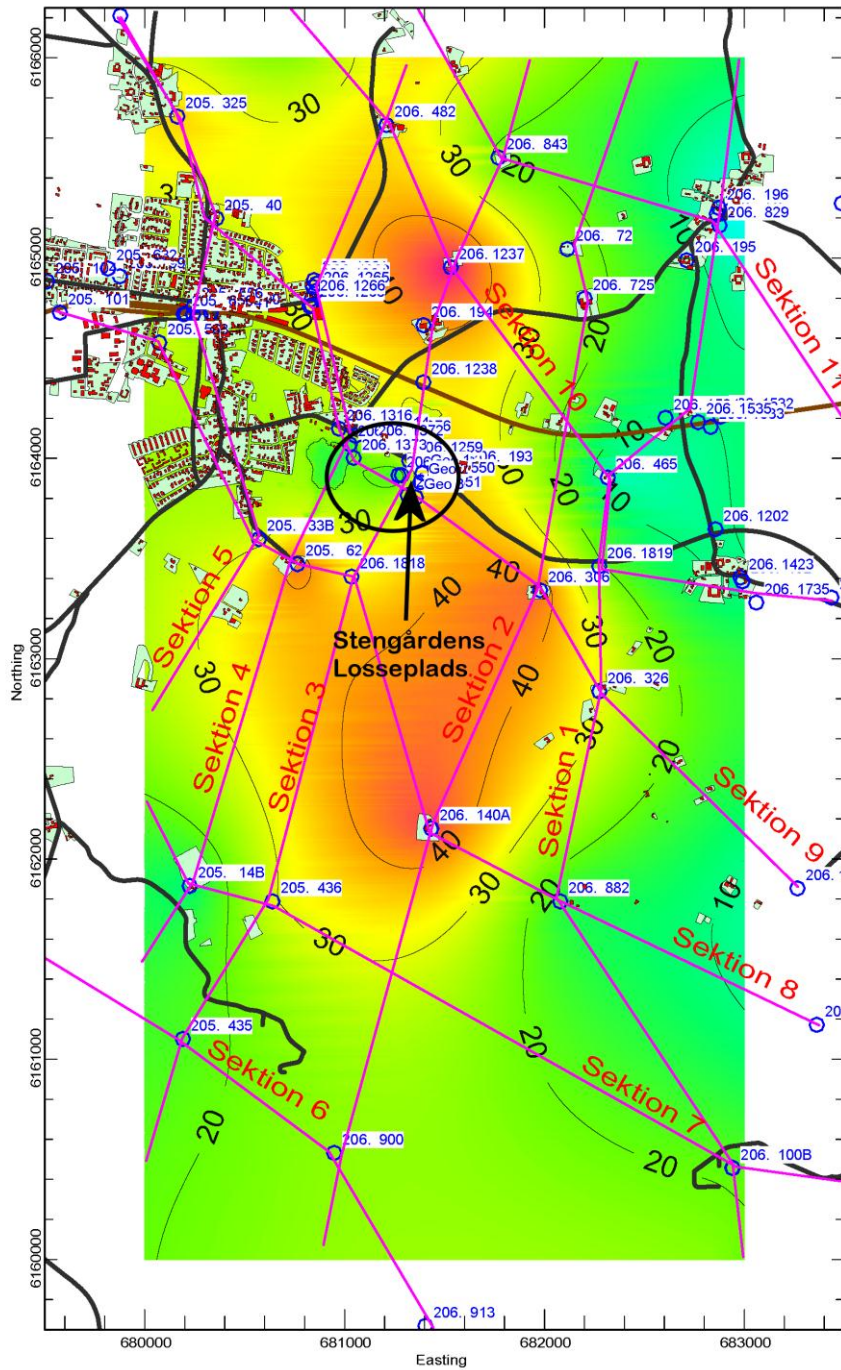
I den endelige præsentation er udvalgt et mindre antal profiler indenfor undersøgelsesområdet. Placeringen af disse profiler er baseret på lokaliseringen af dybe nøgleboringer indenfor undersøgelsesområdet, Profilerne findes som bilag 6, sektion 1-11.

3.4.4 *Modelopsætning*

Modelområdet er udvalgt således, at lokale indvindinger samt boringer udført på lokaliteten er indenfor modelområdet og således, at der er et passende randområde omkring kildeområdet. Det samlede areal for modelområdet er 6 x 3 km, dvs. 18 km². Det sydvestligste hjørne er UTM-x: 680000 m, UTM-y: 6160000 m. Gridstørrelsen i den geologiske model er 3,3x3,3 m.

3.4.5 *Datagrundlag*

Beskrivelsen af den lokale geologi er baseret på boringsdata fra alle undersøgelsesboringer lokalt på lossepladsen og alle boringer – typisk vandforsyningsboringer, der er indberettet til GEUS boredatabase – Jupiter, se Figur 3-5.



Figur 3-5: Oversigtskort med angivelse af modelområde og boredata. Det farvede konturkort viser mægtigheden af Torkildstrup-formationen. Kortet findes i større udgave i bilag 6.

3.4.6 Modellag

Med henblik på at illustrere den geologiske opbygning under lokaliteten er der ved tolkningen anvendt DK-modellens lag.

DK-modellen for Sjælland er opbygget som fire gennemgående hydrostratigrafiske lag, med indskud af sandlegemer i fire forskellige niveauer med varierende horisontal udbredelse.

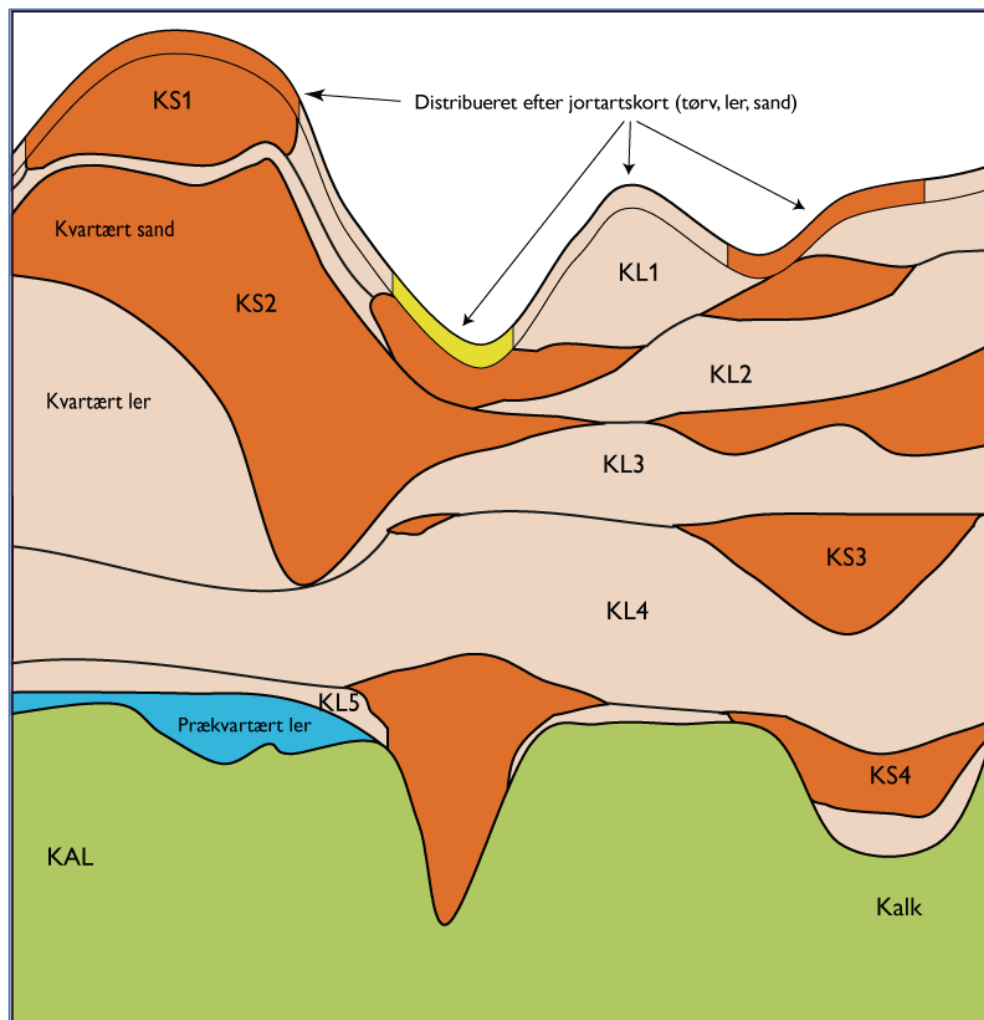
De fire gennemgående lag, regnet fra topografien og ned, er:

1. De øverste 3 meter i landområdet udgør den umættede zone samt den øverste del af den mættede zone. I dette niveau skelnes der mellem tre hydrostratigrafiske enheder: sand, ler og andet, hvor deres rumlige fordeling er baseret på jordartskortet.
2. (KX) Den underliggende kvartære lagpakke bestående af bestående af lavpermeabelt ler aflejret under forskellige geologiske tider og under varierende dannelsesmiljøer. Laget er således sammensat af moræneler, sen og postglaciale lerede aflejringer, smeltevandsler og -silt. Laget strækker sig fra bunden af lag 1 og ned til de prækvartære aflejringer.

Internt i denne lavpermeable lagpakke findes 4 prominente sandmagasiner karakteriseret ved vandførende smeltevandssand og –grus enheder. Dette niveau indeholder de regionale øvre primære magasiner og har en relativ stor udstrækning med lagtykkelser over 10 meter i mange områder:

- a. Denne enhed er karakteriseret ved legemer af smeltevandssand og -grus, som udgør sekundære lokale magasiner. Enhederne, som er det øverste niveau af sandforekomster, ligger omkring kote 30 til 50 meter og har begrænset udstrækning. Laget findes således kun udbredt i de højtliggende områder på Sjælland (KS1,Sand1).
- b. Legemer af smeltevandssand og -grus, som udgør sekundære lokale magasiner, f.eks. som her Torkildstrup-formationen. Enhederne, som er det øverste niveau af sandforekomster, ligger omkring kote 30 til 50 meter og har begrænset udstrækning. Laget findes således kun udbredt i de højtliggende områder på Sjælland. Lagtykkelser over 2 meter findes især i Syd-, Midt- og i Nordsjælland (KS2,Sand2).
- c. Vandførende smeltevandssand og –grus enheder, som udgør et regionalt nedre primært magasin. Magasinerne i dette niveau har relativ stor udstrækning med tykkelser på over 10 meter i mange områder, især i Nord- og Vestsjælland samt på Lolland. Enhederne mangler dog, hvor de prækvartære aflejringer ligger højt som på Østsjælland og på Møn. Enhederne findes ofte omkring kote -35 til -20 meter (KS3,Sand3).

- d. Vandførende smeltevandssand og -grus enheder, der udgør et dybtliggende nedre primært magasin, der især findes i dybe sænkninger i den prækvartære overflade som i Nordsjælland og på Lolland samt i mindre udstrækning i Vestsjælland. I nogle områder (Nordsjælland) er der hydraulisk kontakt med de overliggende sandlegemer. Enhederne findes ofte dybere end kote -45 meter (KS4, Sand4).
3. (PL) Et relativt lavpermeabelt lag bestående af Lillebæltssler, Røsnæsler og Kerteminde Mergel. Laget genfindes primært fra Midtsjælland og mod vest.
4. (Kalk) Vandførende prækvartære kalkaflejringer fra Danien og Kridt samt Senpaleocæne grønsandsaflejringer.



Figur 3 6: DK-modellens lag, efter /5/

3.4.7 *Tolkningsprocedurer*

I Viewlog tolkes i ad-hoc profiler der løbene oprettes således, således at den bedste korrelation mellem boringer opnås. I tolkningen af denne model er anvendt et meget stort antal ad-hoc profiler, der også har strakt sig ud over modelområdet. Under tolkningen indsættes tolkningspunkter ved laggrænser i boringer i. Løbene opdateres de tolkede lagflader ved kriging af tolkningspunkterne, således at der opnås en mest sandsynlige og konsistente tolkning.

3.4.8 *Tolkningsresultater og vurderinger*

De væsentligste resultater af modelleringen, set i forhold til spredning af forurening fra Stengården Losseplads er:

- Der er skabt en forståelsesmæssig ramme for geologien, der er rumligt sammenhængende.
- Lossepladsfyldet står i direkte hydraulisk kontakt til det mellemste sandmagasin Sand 2 (KS2).
- Torkilstrup-formationen er adskilt fra de underliggende vandførende prækvartære lag af den nedre moræne.
- Den geologiske opbygning omkring lossepladsen er forholdsvis simpel, uden tegn på deformation og flagedannelse ifm. gletcherpåvirkninger under istiden.

4 GRUNDVANDS- OG STOFTRANSPORTMODEL

Dette afsnit indeholder dokumentation for opsætning og kalibrering af en grundvandsmodel ved Stengården Losseplads.

Formålet med grundvandsmodellen er at beskrive strømningsforholdene og transportvejene i magasinerne ved Stengården Losseplads. Modellen skal først og fremmest kunne evaluere om en fortsat afværgeindsats er nødvendig, eller om der med fordel kan anvendes en ændret pumpestrategi.

Overordnet er modellen opbygget omkring en stationær model til beskrivelse af grundvandsstrømningen i området. Modellen er baseret på en geologisk model opstillet af Orbicon og kalibreret ved justering af de hydrauliske ledningsevner og drænkonduktanser.

Modellen er efterfølgende udvidet med en stoftransportmodel, der kan beskrive udvaskningen, transporten og spredningen af 4-CPP. Modellen er kalibreret mod målte koncentrationer i afværgeboringen DGU 206. 1259 ved justering af udvaskningsprofilen af 4-CCP fra kildeområdet, kildekonzentrations, dispersionen og nedbrydningsraten.

Stoftransportmodellen er afsluttende anvendt til at vurdere udvaskningen og spredningen af 4-CPP. Modellen er ligeledes anvendt til at vurdere effekten af forskellige afværgescenarier.

I de følgende afsnit er forskellige delelementer beskrevet mere detaljeret.

4.1 Opbygning af grundvandsmodellen

4.1.1 Modelopsætning

Grundvandsmodellen består af to sammenkoblede moduler. Det ene modul består af en strømningsmodel, der, med infiltrationen til den mættede zone som input, kan beregne strømningen i grundvandsmagasinerne. Det andet modul består af en stoftransportmodel, der kan beskrive transporten og spredningen af 4-CPP.

Stoftransportmodulet er koblet til strømningsmodulet, således at spredningen af forureningen styres af grundvandsstrømningen. Modellen er opbygget som en 3-dimensionel stationær grundvandsmodel i GMS udført efter standarder i ref. /7/ og /8/.

Grundvandsstrømningen simuleres med programmet MODFLOW, og opsættes med Groundwater Modeling Systems (GMS) brugerfladen version 7.1. Det er valgt at anvende GMS, da denne brugerflade er velegnet til håndtering af koblingen mellem konceptuel model og numerisk model, indlæggelse af data i GIS-format (randbetingelser, geologiske lag, hydrauliske ledningsevner og

zoner, indvindingsboringer, stationær/dynamisk infiltration og indvinding mm.).

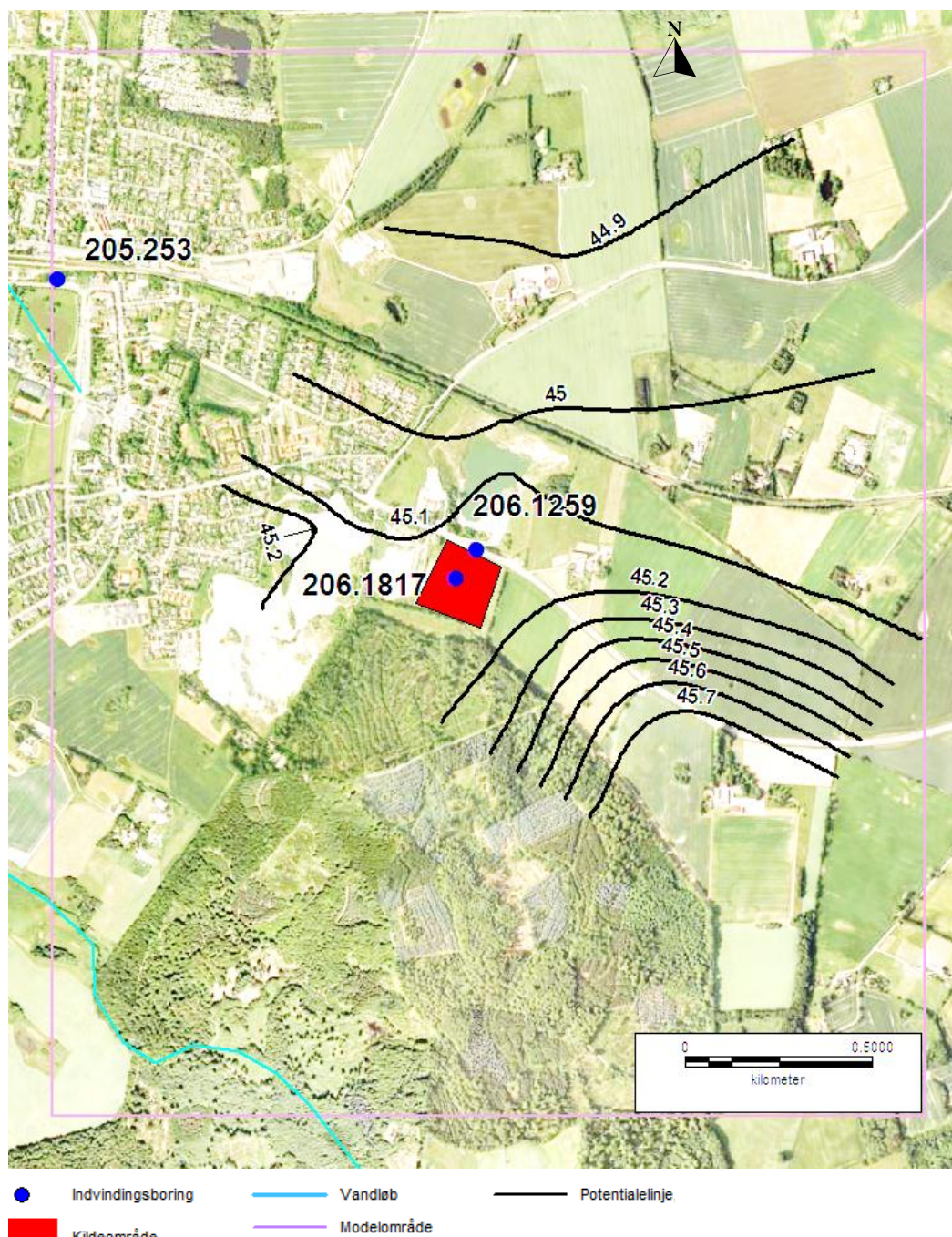
Ved at opsætte modellen i GMS-MODFLOW sikres en fysisk realistisk model, som let kan oversættes til andre brugerflader. En anden vigtig årsag til at anvende GMS er, at denne indeholder stoftransportmodulet MT3D, der i stand til at simulere transport, sorption, nedbrydning og spredning af forureningen.

Afgrænsning af modelområde

Modelområdet udgør et delområde af den geologiske model og er 2,3 km (øst-vest) x 2,8 km (nord-syd) eller i alt 6,44 km². Modelområdet er vist på Figur 4-1.

Kildeområdet er fastlagt med den tidligere Stengården Losseplads centralt i modelområdet og Storskoven mod syd. Modellen skal eventuelt kunne anvendes til at simulere påvirkning ved råstofudvinding under grundvandsspejlet i de to grave vest for lossepladsen samt dennes påvirkning af Storskoven, hvorfor skoven i et vist omfang er medtaget i modelområdet.

Der er anvendt et fastholdt trykniveau/potentiale på randen i alle lagene. Værdierne til potentialet ved randen er vurderet ud fra det potentialekort der er udarbejdet ud fra Orbicons tidligere udførte synkron pejlerunde i området.



Figur 4-1: Modelområde og grundvandspotentiale i primære magasin.

Geologisk model

Grundvandsmodellen bygger på den af Orbicon opsatte geologiske model, som er beskrevet i afsnit 3.4. Den geologiske model er læst direkte ind i den numeriske grundvandsmodel, hvilket medfører, at risikoen for fejl i konverteringen er meget lille. I Tabel 4-1 er den overordnede geologi i modellen præsenteret.

Tabel 4-1: Geologisk model.

Model lag	Geologisk tolkede lag
1	Fyld
2	Moræneler (Øvre moræne)
3	Sand (øvre 3. del af Torkildstrup-formationen)
4	Sand (mellemste 3. del af Torkildstrup-formationen)
5	Sand (nedre 3. del af Torkildstrup-formationen)
6	Moræneler (Nedre moræne)
7	Grønsandskalk (kalk/ler)
8	Kalk

GMS regner på strømning i den mættede zone, og det er derfor i princippet kun den mættede zone, der modelleres. Det er imidlertid valgt at lade modeloverfladen følge terrænen, da anvendelse af grundvandsspejlet er mere usikkert. Den eneste ulempe ved at anvende terrænen som modeloverflade er, at der er en risiko for, at der opstår tørre celler i de øverste lag de steder, hvor disse lag ligger over grundvandsspejlet. Erfaringsmæssigt er dette dog ikke noget større problem.

Der er anvendt en variabel diskretisering, således at beregningsnettet er finest (10x10 m) omkring lossepladsen, mens der benyttes et grovere beregningsnet (op til 50x50 m) i yderkanten af modelområdet. Antallet af celler ved denne diskretisering er 19.600 celler i hvert af lagene, hvilket giver i alt 156.800 celler. På denne måde sikres en tilstrækkelig fin opløsning og samtidig en acceptabel beregningstid. Den vertikale diskretisering følger den geologiske model med de 8 geologiske lag vist i Tabel 4-1.

Infiltration

Infiltration til modellen er baseret på nettoinfiltrationen i området på 300 mm/år. Der er taget udgangspunkt i infiltrationsdata fra Sjællandsmodellen jf. ref. /11/.

Grundvandsindvinding

Grundvandsindvindingen inden for modelområdet omfatter vandværker der indvinder i sandmagasinerne over kalken. Indvindingerne er fundet ud fra udtræk fra GEUS's Jupiter database. Indvindingstilladelsen for vandværket er anvendt som indvindingsmængde for vandværksboringerne og en indvinding på 6 m³/t er anvendt ved afværgeboringen med DGU nr. 206.1259.

Tabel 4-2: Indvindingsdata

Vandværk	Boring	Indvinding m ³ /d
Hvalsø Vandværk	206.253	564
Afværgeboring, losseplads	206.1259	144

Der findes flere indvindingsboringer i modelområdet, men disse er filtersat i kalken som er hydraulisk afskilt fra Torkildstrup-formationen. De er derfor ikke medtaget i modellen.

Søer og vandløb

Søer og vandløb i hydraulisk kontakt med grundvandsmagasinet kan i modellen beskrives enten ved celler med fastholdt tryk eller som dræn. Elverdam Å er indlagt som dræn, og drænkonduktansen er valgt som kalibreringsparameter. Dræn defineres i modellen ved en drænkote og en konduktans for vandudvekslingen mellem grundvand og overfladevand. Når vandstanden i en celle med indlagt dræn når op til drænkoten, ledes vandet bort (ud af modellen), og vandstanden bliver ikke højere end drænkoten.

Hydrauliske størrelser

Det er antaget, at den vertikale anisotropi (K_h/K_v) i samtlige lag i modellen på 10. Den horisontale anisotropi (K_{h_x}/K_{h_y}) antages at være 1. Disse værdier er baseret på erfaringer fra tidligere projekter.

4.1.2 *Kalibrering af strømningsmodellen*

Strømningsmodellen er kalibreret i en proces, hvor der trinvist tilføjes flere frie parametre. Modellen er dermed trinvist gjort mere kompleks. Efter hvert trin er modellens resultat sammenholdt med de målte potentialer.

Kalibreringsmetode

Strømningsmodellen kalibreres ved justering af de hydrauliske ledningsevner, drænkonduktanser og nettonedbøren. Under kalibreringen gøres modellen gradvist mere kompleks, og der anvendes gradvist flere frie parametre.

Strømningsmodellen er kalibreret ved at justere de hydrauliske ledningsevner i de 8 lag og drænkonduktansen. Formålet med kalibreringen af modellen er at opnå en god overensstemmelse mellem observerede og simulerede potentialer. Mht. til observerede potentialer anvendes der synkronpejledata fra Orbicons synkronpejlerunde samt pejlinger indrapporteret til Jupiter-databasen. I alt findes 25 observationspunkter indenfor modelområdet. For alle pejledata er det kontrolleret, hvilket magasin borerne er filtersat i, således at det er sikret, at de observerede potentialer er sammenlignet med simulerede potentialer fra de magasiner, hvori borerne er filtersat.

Der er udført en indledende manuel kalibrering, hvor følsomheden af de valgte kalibreringsparametre er undersøgt, og det er endvidere vurderet, om der skal foretages yderligere geologiske zonerings.

Efter den indledende manuelle grovkalibrering af de forskellige magasiner og dæklag er der anvendt en invers, automatisk kalibrering (PEST) for de mest følsomme parametre i grundvandsmodellen.

Kalibreringskriterier

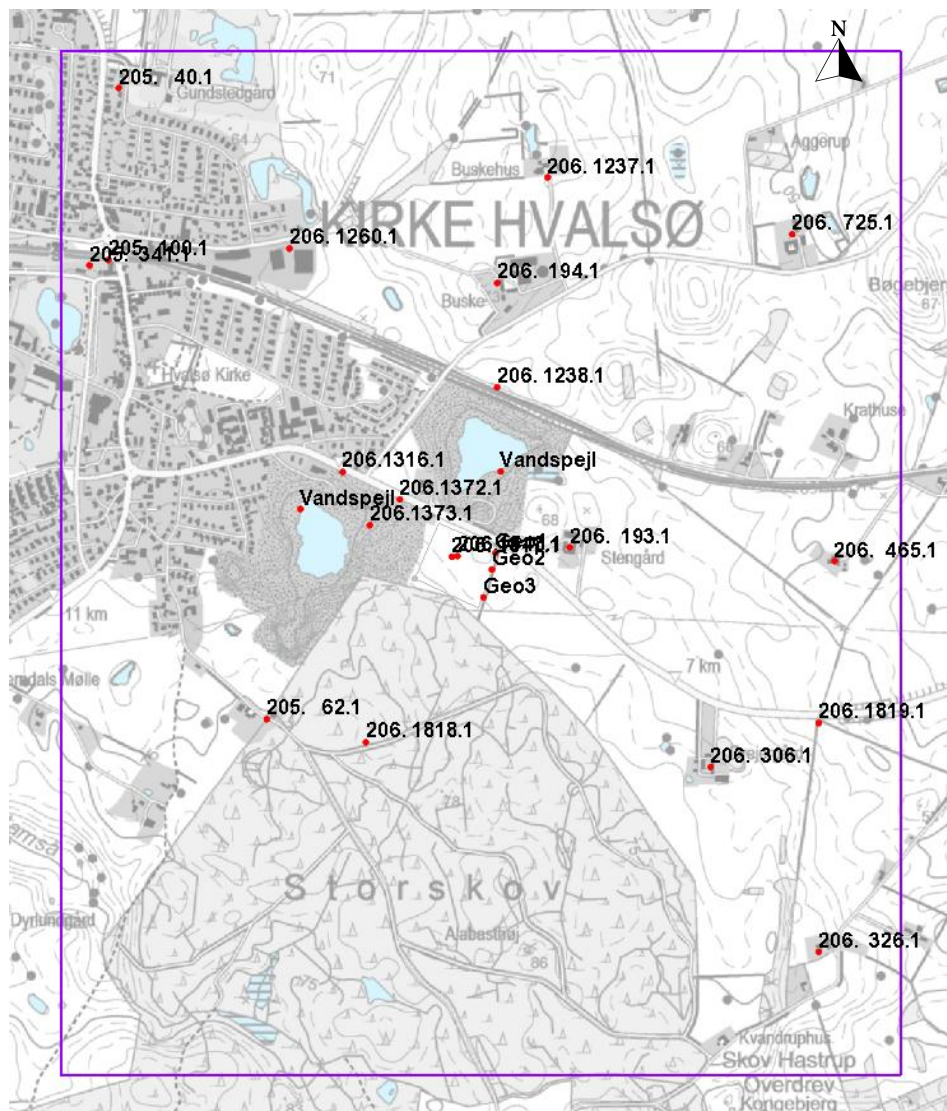
I strømningsmodellen anvendes PCG2 ligningsløseren i MODFLOW. Ved beregningerne anvendes hhv. 100 ydre og 50 indre iterationer. Konvergenskriterierne er fastlagt til ændringer på 0,001 meter for potentialer. Denne værdi er anvendt, da den giver en konvergens i beregningerne og en fornuftig vandbalance.

Da modelområdet er meget begrænset i udstrækning, og da der er anvendt fastholdt trykniveau som randbetingelse langs hele randen af modellen, er det besluttet, at modellen ikke kalibreres til at overholde kravene specificeret i GEUS' Håndbog i grundvandsmodellering (GEUS 2005, ref. /8/). I stedet er det målsætningen, at den samlede 'Middelværdi af kvadratafvigelsessummen' (RMSE), 'Den absolutte middelfejl' (MAE) samt 'Middelfejl' (ME) mellem observerede og simulerede potentialer skal være under 1,0 meter. Årsagen til ikke at følge GEUS' krav er, at potentialet i modellen med det anvendte setup er 'låst' langs alle fire sider, hvorfor der automatisk vil være en god overensstemmelse mellem målte og simulerede potentialer.

Målsætningen om en middelfejl mindre end 1,0 m er relativt løst formuleret og baseret på erfaringer fra lignende modeller. Beregningen af RMSE, MAE og ME udregnes som standard med MODFLOW GMS. Udover det kvantitative krav på 1,0 meter er der anvendt følgende kvalitative krav:

- De estimerede parametre skal have værdier, der ligger i intervallet for, hvad der er målt for tilsvarende geologiske aflejringer.
- De vægtede residualer skal være ligeligt fordelt omkring 0 i et residualplot af de vægtede residualer mod det simulerede potentiale.
- Den færdigkalibrerede grundvandsmodel skal være i stand til at kunne genskabe områdets hydrogeologiske karakteristika. Dvs. beliggenhed af grundvandsskel, hældning af grundvandspotentialet, sænkning pga. vandindvinding mm.

Der benyttes pejlinger fra 25 observationspunkter til kalibrering af modellen. Pejlingerne er fordelt i modellens sandlag (lag 3, 4 og 5). Fordelingen af de anvendte pejleboringer er vist i Figur 4-2.



Figur 4-2: Placering af pejleboringer anvendt til kalibrering af modellen

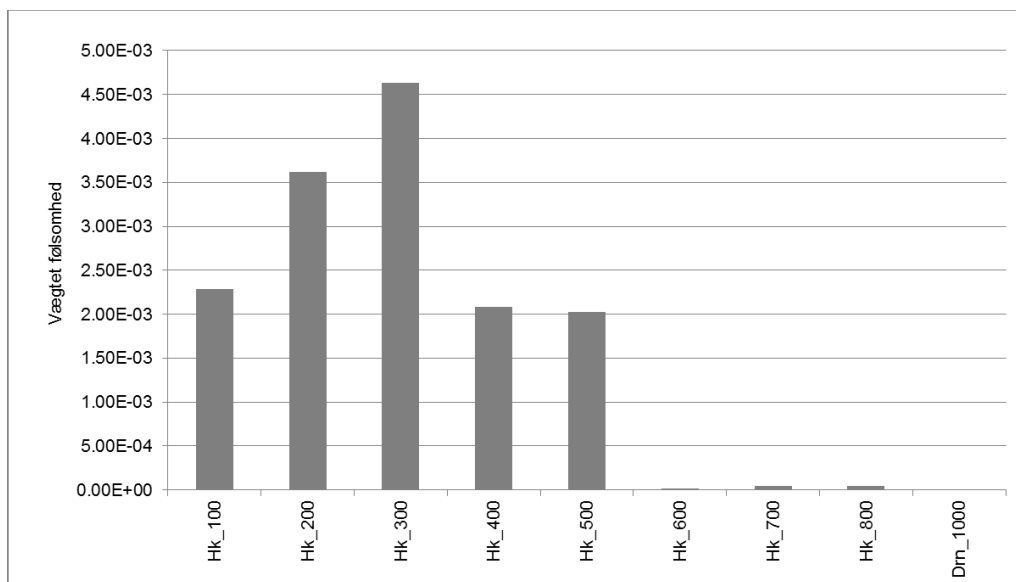
Kalibreringsresultat

I forbindelse med den indledende manuelle kalibrering er der udført en følsomhedsanalyse på de parametre der kalibreres på.

Denne følsomhedsanalyse udføres ved brug af programmet PEST (autokalibrerings programmet) som er indbygget i GMS.

For hver iteration (hvor der ændres på de valgte parametre) beregnes der en Jacobian matrix, hvor den relative følsomhed på de enkelte parametre beregnes ud fra effekten på de valgte observationer (pejlinger i denne model), for flere oplysninger henvises til ref. /12/. Den vægtede følsomhed er af PEST fundet ved at lægge de relative følsomheder sammen og er således et mål for de sammensatte ændringer i resultatet i modellen der er afholdt af en ændring i værdien af parameteren.

De vægtede følsomheder for den indledende kalibrering, er i Figur 4-3, vist for den horisontale hydrauliske ledningsevne (Hk) og konduktansen i vandløbet (Drn). Det ses, at der er størst følsomhed på den hydrauliske ledningsevne i de øverste 5 lag (Hk_100, Hk_200, Hk_300, Hk_400 og Hk_500) og lav følsomhed på de nederste lag samt drænkonduktansen.



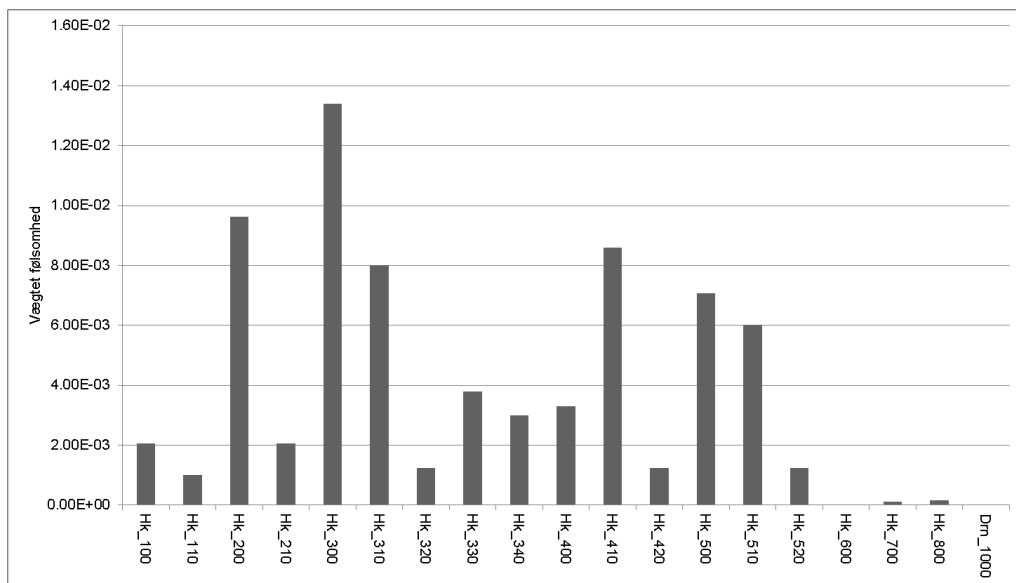
Figur 4-3: Følsomhedsanalyse, der viser de mest følsomme parametre i modellen, i starten af kalibreringen.

Efter den manuelle kalibrering er der foretaget en invers kalibrering. I den forbindelse har det været nødvendigt at indlægge nogle geologiske zoner i de forskellige geologiske lag, dvs. områder i det enkelte lag, hvor de hydrauliske parametre afviger.

I bilag 7 ses de endelige geologiske zoner, og i tabel 2 ses de hydrauliske ledningsevner for lagene og zonerne i modellen. De geologiske zoner er foretaget ud fra aktuelle borningsoplysninger, tolkninger eller prøvepumpninger og udarbejdet i samråd med geologen bag den geologiske model. Der er ved zonerne ikke ændret på den overordnede geologiske enhed, eksempelvis er der i sandlagene differentieret mellem grus til sand i de hydrauliske ledningsevner.

Resultatet af den endelige kalibrering, hvor den hydrauliske ledningsevne i alle lagene og de geologiske zoner blev fundet ved PEST-kalibrering, er præsenteret i det efterfølgende.

Der er efter den endelige kalibrering foretaget en følsomhedsanalyse på de hydrauliske ledningsevner (Hk) og dræn konduktansen (Drn), se Figur 4-4. Det ses igen, at det er de horisontale ledningsevner i zonerne i de øverste 5 lag der er mest følsomme.



Figur 4-4: Følsomhedsanalyse, der viser de mest følsomme parametre i modellen, efter endt kalibrering.

I Tabel 4-3 er de kalbrerede parametre for den endelige model vist. ID henviser til koderne for zonerne i lagene, hvis geografiske udstrækning er vist i bilag 7.

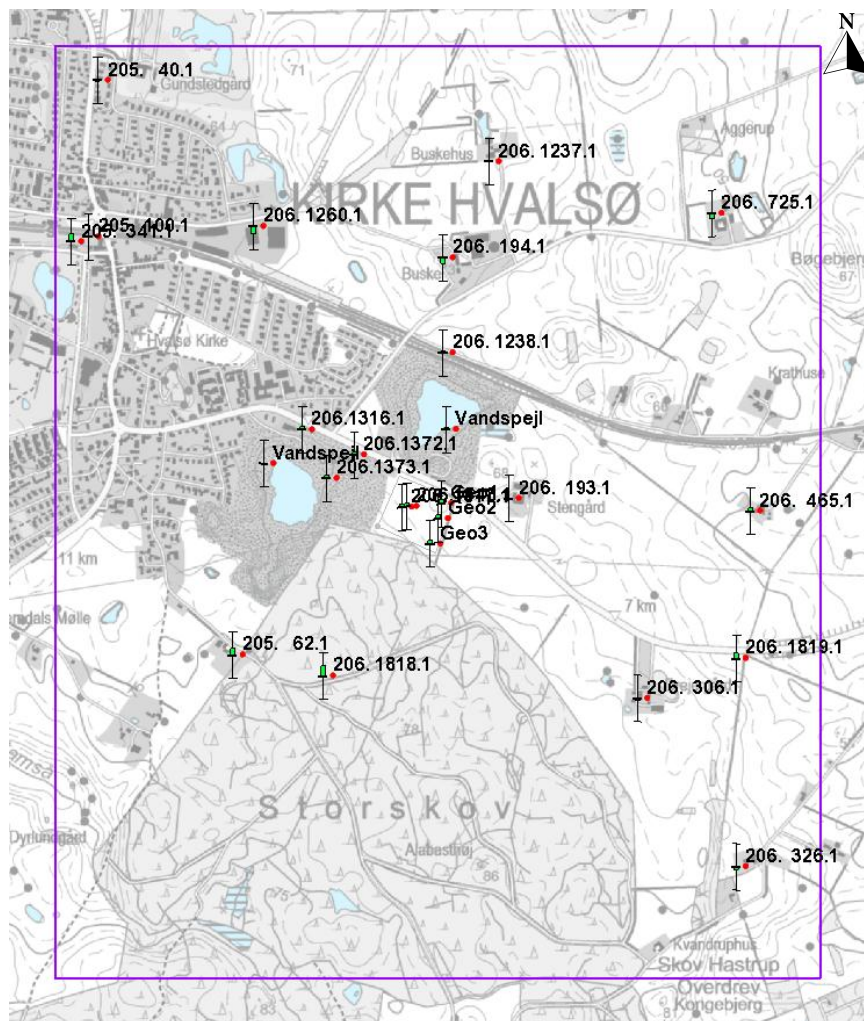
Tabel 4-3: Startgæt og kalbrerede hydrauliske ledningsevner og dræn konduktans.

Lag	Geologi	ID	Startgæt m/s	Kalibreret m/s
1	Fyld	Hk_100	1,16e-5	1,0e-5
		Hk_110	1,16e-5	1,0e-4
2	Moræneler	Hk_200	1,0e-6	5,0e-7
		Hk_210	1,0e-6	1,16e-6
3	Sand	Hk_300	2,31e-3	5,21e-3
		Hk_310	5,79e-3	8,10e-3
		Hk_320	2,31e-3	2,31e-2
		Hk_330	2,31e-3	5,21e-3
		Hk_340	2,31e-3	8,10e-3
4	Sand	Hk_400	2,31e-3	6,94e-3
		Hk_410	5,79e-3	8,10e-3
		Hk_420	2,31e-3	2,31e-2
5	Sand	Hk_500	2,31e-3	5,21e-3
		Hk_510	5,79e-3	8,10e-3
		Hk_520	2,31e-3	2,31e-2
6	Moræneler	Hk_600	1,0e-8	1,0e-8
7	Grønsandskalk	Hk_700	1,0e-6	1,0e-6
8	Kalk	Hk_800	2,31e-4	5,0e-4
	Elverdam Å	Drn_1000	1,0 (m ² /d)/m	0,49 (m ² /d)/m

Samtlige kalibrerede værdier er sammenlignelige med tilsvarende erfaringsværdier for de specifikke geologier i området samt resultater fra prøve-pumpningerne.

For den endelige kalibrering udregnes en middelfejl (ME) på 0,075 m, en absolut middelfejl (MAE) på 0,157 m og en middelværdi af kvadratafgivelsesum (RMSE) på 0,190 m, dvs. alle værdier er væsentligt under kravet på 1,0 m, hvilket også er forventet, idet der benyttes et fastholdt potentiale på randen af magasinlagene.

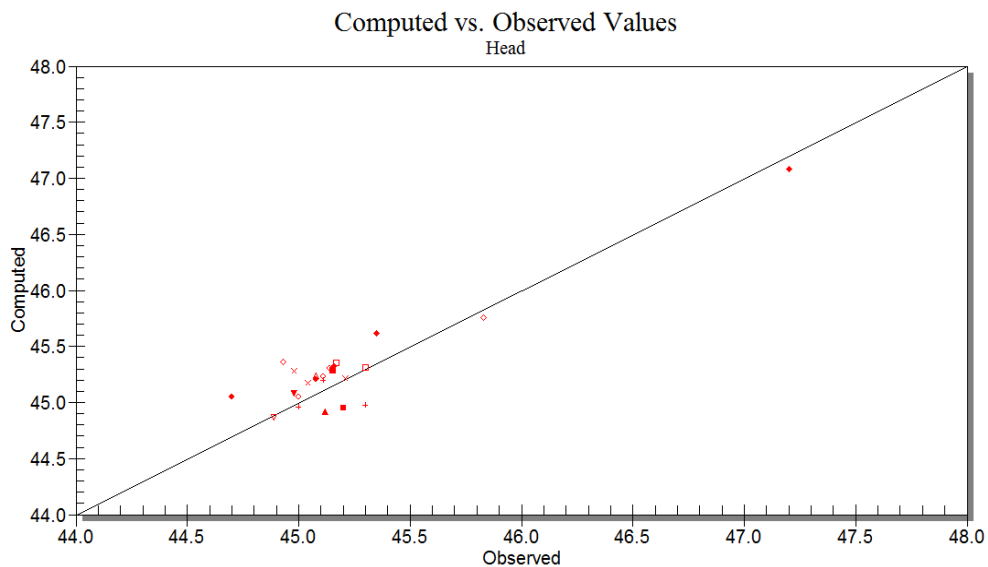
Residualerne for de 25 kalibreringspunkter er vist i nedenstående Figur 4-5.



Figur 4-5: Residualer ved den endelige kalibrering.

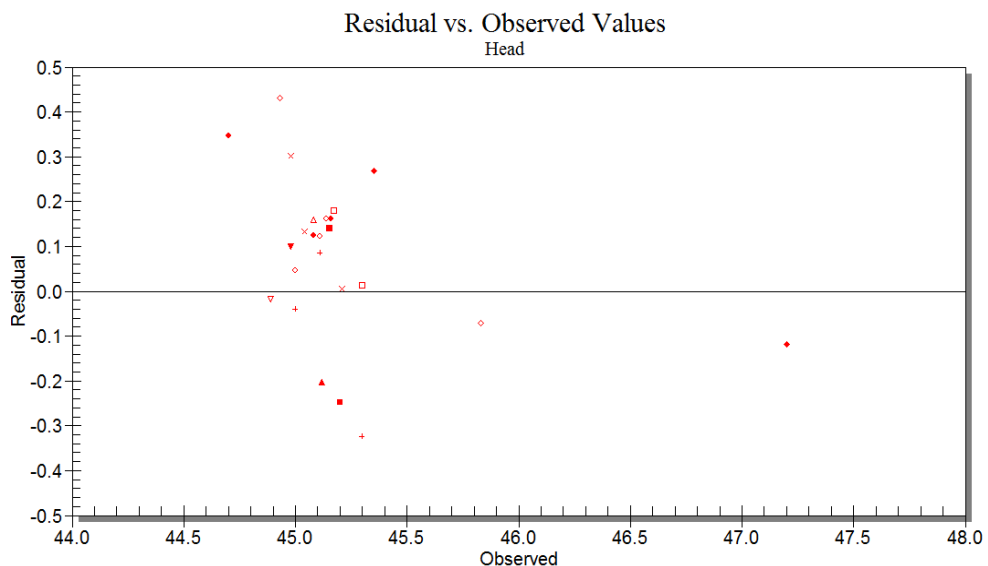
Da afvigelserne er meget små, er det svært at se resultatet af kalibreringen på Figur 4-5. Pejledata og residualer, som ligger til grund for residualerne i figuren, kan ses af bilag 8.

De fleste afvigelser mellem målt og simuleret potentiale ligger indenfor +/- 0,4 m, hvilket vurderes acceptabelt, idet potentialekortet er baseret på pejlinger udført til forskellige tidspunkter.



Figur 4-6: Sammenligning af observeret og simuleret potentiale i de 25 observationsboringer.

Det ses af ovenstående figur 4-6, at modellen simulerer trykniveauet fornuftigt, da pejlingerne ligger jævnt fordelt omkring 1:1-linjen.



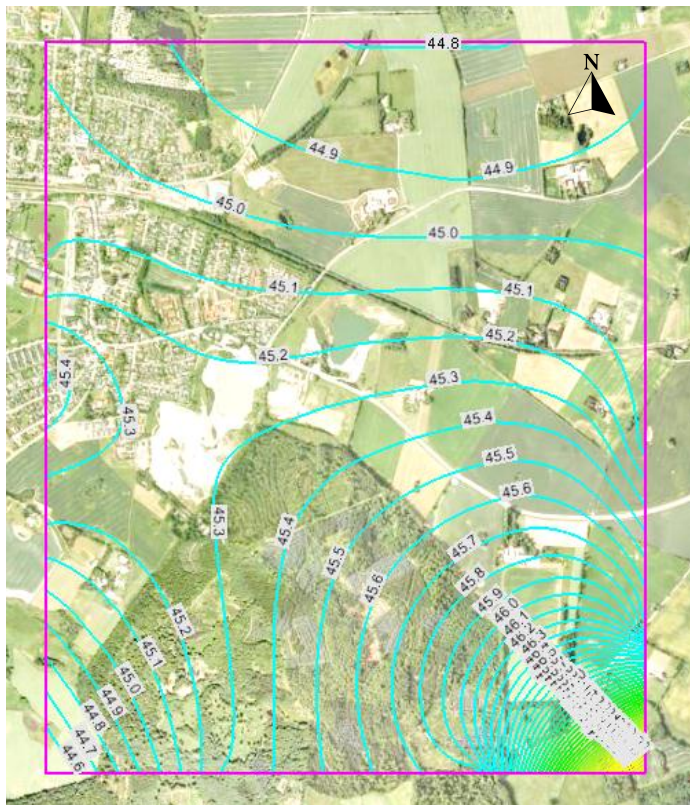
Figur 4-7: Residualer (simuleret minus observeret) af potentialer.

Det ses af figur 4-7, at residualerne er ligeligt fordelt inden for ca. +/- 0,4 m, samt at der ikke er systematiske afvigelser i modellen.

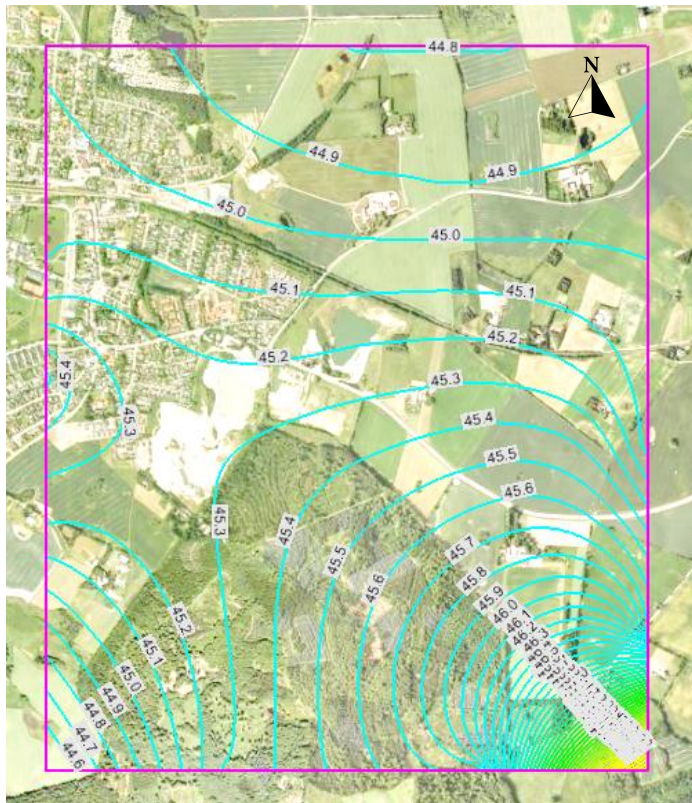
Potentialeforhold

De simulerede potentialer for lag 3, 4 og 5 fremgår af figur 4-8, 4-9 og 4-10. Generelt er der god overensstemmelse mellem de simulerede og det observerede potentialebillede (Figur 3-2 og bilag 1). Det fremgår af figurene, at den overordnede strømningsretningen i de viste lag er fra sydøst mod nord. Det meget høje potentiale, der kan observeres i modelområdet sydøstlige rand vurderes at være reelt, se afsnit 3.3.1.

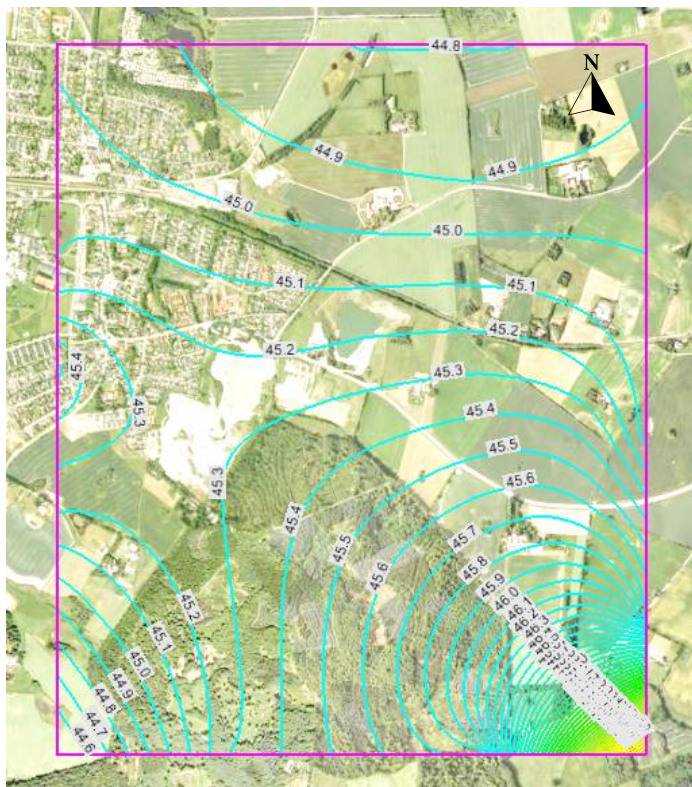
Det skal dog bemærkes, at det observerede potentialebillede er baseret på pejlinger til forskellige tidspunkter. Det simulerede potentiale er således udtryk for et gennemsnitsbillede baseret på de valgte pejleobservationer. På et andet tidspunkt af året kan potentialebilledet måske se anderledes ud som følge af årstidsvariationerne.



Figur 4-8: Potentialekonturlinjer i lag 3 efter kalibrering.



Figur 4-9: Potentialekonturlinjer i lag 4 efter kalibrering.



Figur 4-10: Potentialekonturlinjer i lag 5 efter kalibrering.

Vandbalance

Vandbalancen for den kalibrerede model er vist i tabel 4-4. Som det fremgår stemmer vandbalancen fint. De anvendte trykniveauer langs randen er defineret ud fra målte potentialer, og den indstrømmende mængde vurderes derfor at have en realistisk størrelse.

Udstrømningen fra modellen sker over randen, via dræn (vandløbene) og til indvindinger.

Tabel 4-4: Vandbalance for modelområdet.

Randbetingelse	Ind (m ³ /d)	Ud (m ³ /d)
Ind- og udstrømning over randen	64.924	68.437
Indvindinger	0	564
Dræn (vandløb)	0	1.216
Infiltration	5.293	0
Total	70.217	70.217

Validering

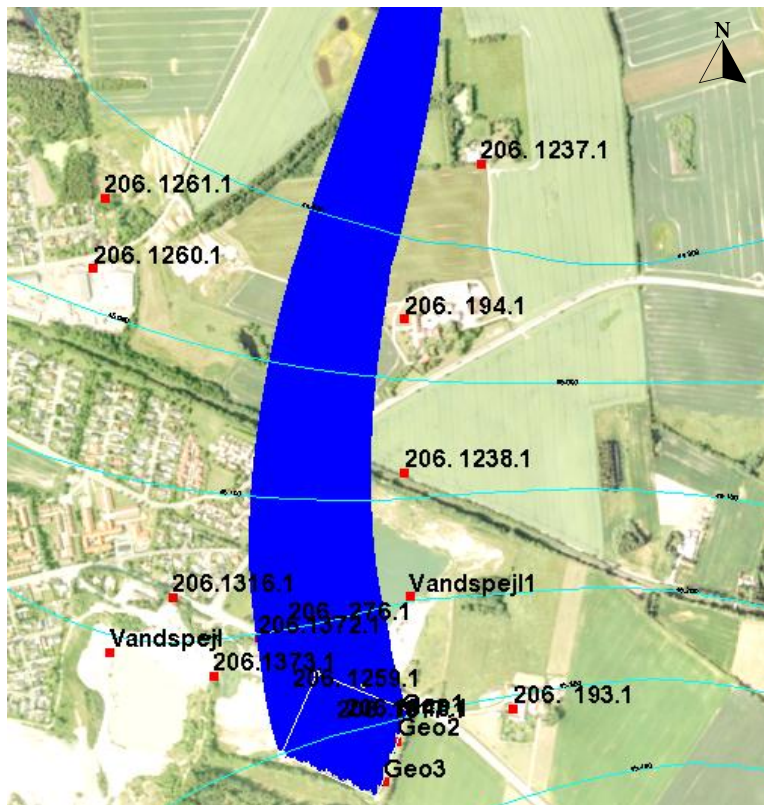
Der er ikke foretaget en validering af strømningsmodellen, da grundvandspotentialet er låst langs hele randen af modellen, hvorfor der automatisk opnås en god overensstemmelse mellem målte og simulerede grundvandspotentialer. Alle observationsdata er således anvendt til kalibreringen. Der er ligeledes ikke foretaget en usikkerhedsanalyse af strømningsmodellen.

Partikelbaneberegning

Modellen er opsat for at kunne sandsynliggøre 4-CCP forureningsudbredelse fra den tidligere Stengården Losseplads.

For at sandsynliggøre hvor forureningsudbredelsen fra den tidligere Stengården Losseplads strømmer hen, er der udført en partikelbaneberegning.

Der er anbragt 5.148 partikler i kildeområdet i det øverste modellag (lag 1). Derefter er der foretaget en fremadrettet kørsel, således at kan man følge partikelbanerne og se, hvor partiklerne ender.



Figur 4-11: Forward partikelbanesimulering fra kildeområdet.

Som det ses af figur 4-11, bevæger grundvandet i kildeområdet sig mod nord, som observeret ved synkronpejlerunden i området.

4.2 Opbygning af stoftransportmodellen

Stoftransportmodellen bygger på strømningssmodellen og stoftransporten af 4-CCP er modelleret med programmet MT3D i GMS 7.1. Der regnes med sorption, spredning via dispersion og nedbrydning, dvs. der regnes både på advektion (transport), dispersion (spredning) samt nedbrydning af 4-CCP.

I MT3D anvendes 'Third order TVD scheme (Ultimate)' som ligningsløser for stoftransporten (advektion). Denne metode er valgt, da den minimerer den numeriske dispersion.

Formålet med stoftransportmodellen er at undersøge den nuværende afværgestrategi og om der med fordel kan foretages ændringer i denne. I den kalibrerede model er der udført scenarieberegninger:

- Scenarie 1. Referencescenariet - Fortsat afværgepumpning fra boring DGU 206. 1259 – simulering af udviklingen frem til år 2072.
- Scenarie 2. Ophør af afværgepumpning i 2012 – simulering af udviklingen frem til 2072.
- Scenarie 3. Flytning af afværgepumpning fra 206. 1259 til 206. 1817 i 2012 - simulering af udviklingen frem til 2072.
- Scenarie 4. fortsat afværgepumpning til 2072 uden nedbrydning.

4.2.1 Modelopsætning

Inputfunktionen

Modellen simulerer kun den mættede zone, og input til modellen består derfor af den mængde stof, der hvert år udvaskes til den mættede zone. Der er valgt udelukkende at simulere spredningen af 4-CPP i grundvandet i denne model, selv om der også er fundet høje koncentrationer af bl.a. MCP. 4-CPP er et nedbrydningsprodukt af MCP og er det stof, der er påvist i højeste koncentrationer i afværgeboringen med DGU nr. 206. 1259.

I modellen tilføres 4-CPP forureningen sammen med infiltrationen. Stofinputtet defineres således af kildekonzentrationen og infiltrationen.

Startværdien til kildekonzentrationen af 4-CPP er skønnet ud fra, at der i den første periode af lossepladsens eksistens (1972 til 1995) er sket udvaskning af pesticider i koncentreret form fra lossepladsen. Efterfølgende forventes udvaskningen at være mindre (efter 1995). Opløseligheden af 4-CPP i vand er ca. 1.470 mg/l jf./9/. Kildekoncentrationen, dvs. gennemsnitskoncentrationen i porevæsken i lossepladsfyldet, blev som udgangspunkt sat til 10 mg/l for perioden fra 1972 til 1995. Der er kalibreret på kildekonzentrationen og udvaskningsprofilen i forbindelse med opsætning af stoftransportmodellen.

Figur 4-12 viser kildeområdet for den forventede forurening med 4-CPP fra Stengård losseplads.



Figur 4-12: Kildeområde ved Stengården Losseplads (rødt område) og omkringliggende boringer.

Kildeområdet i stoftransportmodellen er dækkende lossepladsen og har et areal på 30.600 m². Det skal understreges, at der er stor usikkerhed på både mængden af tilført 4-CPP, tidspunktet for udvaskningen til grundvandet samt den præcise placering af kildeområdet.

Advektion

Stoftransportmodellen, der beskriver spredningen af 4-CPP, er baseret på den opstillede strømningssmodel, således at stoffet advektivt følger grundvandets strømning.

Dispersion

Når stoffer strømmer med grundvandet, sker der efterhånden en spredning pga. mindre forskelle i strømningssveje. Dette betegnes dispersion. Der sker typisk dispersion i både longitudinal, transversal og vertikal retning.

Der er i modellen ikke kalibreret på dispersionen.

Dispersiviteten udgør som tommelfingerregel 1/10 af strømningssvejen. I modellen er den longitudinale dispersion sat til 2,0 m, hvilket er noget mindre end en 1/10 af strømningssvejen, men da der også er numerisk dispersion i modellen, giver en dispersion på 2,0 m et rimeligt godt billede af spredningen.

Dispersionen vinkelret på strømningsretningen er anvendt til at bestemme stofspredningen, således at den modellerede fane så vidt muligt stemmer overens med observationerne i form af vandprøveanalyser. Den horisontale dispersivitet vinkelret på strømningsretningen er på denne baggrund sat til 1 x den longitudinale dispersivitet, og den vertikale dispersivitet vinkelret på strømningsretningen er sat til 1 x den longitudinale dispersivitet.

Der er i modellen ikke kalibreret på dispersionen, da der ikke er målinger nok i modelområdet til at kalibrere på denne størrelse.

Porøsitet

Der er anvendt en total porøsitet på 0,3 for alle lag i modellen. Dette tal bygger på erfaringer fra lignende hydrogeologiske enheder.

Diffusion

Det er vurderet, at diffusion ikke har nogen afgørende betydning på den skala, der modelleres, og desuden tager den numeriske dispersion højde for effekten af både dispersion og diffusion, hvorfor diffusion er udeladt.

Sorption

4-CPP er en phenoxysyre, der ved normale grundvands pH-værdier vil være næsten fuldstændig dissocieret. Det betyder at sorptionen vil være meget begrænset. Sorption af andre phenoxysyre (eks. Dichlorprop) er undersøgt ved diverse studier jf. ref. /10/ og i modelleringen er der valgt en K_d -værdi, der ligger indenfor de eksperimentelt bestemte på 0,15 l/kg.

Nedbrydning

Nedbrydningen af 4-CPP sker ved henholdsvis aerobe og anaerobe første ordens reaktioner.

Der foregår anaerob nedbrydning i kildeområdet og i det primære grundvand samt nedbrydning svarende til aerob nedbrydning i moræneleret i lag 2. Som tidligere nævnt er moræneler laget i lag 2 ikke til stede under lossepladsen, da der er hydraulisk kontakt mellem lossepladsen og sandlaget.

Der er ikke udført mange undersøgelser med nedbrydning af 4-CPP, så der er valgt at anvende nedbrydningsrater for MCP, selvom funddata i dansk grundvand kunne tyde på at 4-CPP nedbrydes langsommere end MCP. Som startværdier for nedbrydningsraterne er der anvendt nedbrydningsrater for 4-CPP forureningen under aerobe forhold på $0,18 \text{ d}^{-1}$ og under anaerobe forhold på $0,06 \text{ d}^{-1}$ jf. ref /12/.

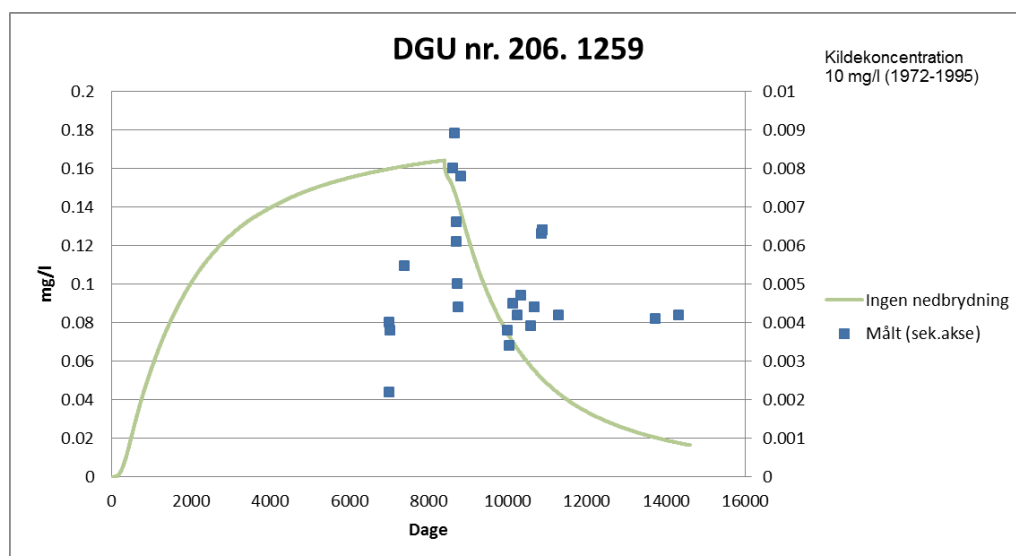
Der kalibreres på nedbrydningsraten i forbindelse med opsætning af modellen.

4.2.2 Kalibrering af stoftransportmodellen

Der er ikke mange målinger at kalibrere stoftransportmodellen efter, da mange af vandanalyserne kun et foretaget én eller to gange for flere af borerne i området. Stoftransportmodellen er derfor kalibreret så koncentrationsforløbet ved afværgeboringen med DGU nr. 206. 1259 simuleres bedst muligt.

Stoftransportmodellen kalibreres ved at tilpasse **kildekoncentrationen**, **udvaskningsprofilet** og **nedbrydningsraten**, således at det modellerede billede af tidsserierne så vidt muligt stemmer overens med de målte koncentrationer i afværgeboringen med DGU nr. 206. 1259. Der er ikke kalibreret på dispersionen

Forud for kalibreringen er der kørt en kørsel uden nedbrydning for at se forureningsudbredelsen som et konservativt stof, se figur 4-13. Ved tilførsel af en forurening på 10 mg/l (i perioden 1972 til 1995) og sat nedbrydningsraten til 0 d^{-1} , så ses der et tidlig udvikling i afværgeboringen DGU nr. 206. 1259 til en maksimal koncentration på ca. 0,16 mg/l. Koncentrationerne der er simuleret er højere end det målte samt koncentrationer, hvorfor der er kalibreret på kildekonzentrationen og nedbrydningsraten, se resultaterne i bilag 9.



Figur 4-13: Tidlig udvikling i boring DGU nr. 206. 1259, konservativt stof.

Af figur 4-13 ses at der ved en kildekonzentration på 10 mg/l (i perioden fra 1972 til 1995) og ingen nedbrydning simuleres der en for høj koncentration af 4-CPP, dog skal det bemærkes, at efter 1995 simuleres der trods de for høje koncentrationer for hurtig fjernelse af forureningen, hvorfor der i det efterfølgende ligeledes vil blive kalibreret på udvaskningsprofilet.

Stoftransportmodellen baseres på strømningsmodellen og forureningsfanerne vil derfor overordnet følge de grundvandsstrømninger, som den stationære strømningsmodel forudsiger.

I bilag 9 er vist tidsserier, hvor der er kalibreret på nedbrydningsrater, kildekonzentrationen og udvaskningsprofilen.

Kalibreringsresultat

De mange stoftransportkalibreringer, hvor udvalgte er vist i bilag 9, ender ud med at der er valgt at foretage scenarie beregninger for en 4-CPP forurening udledt med en kildekonzentration på 1,2 mg/l fra 1972 til 1995 og en kildekonzentration på 0,6 mg/l fra 1995-2072 og en nedbrydningsrate på 0,00094 d⁻¹ under anaerobe forhold (lag 1,3 -8) og 0,0094 d⁻¹ under aerobe forhold (lag 2). I ref. /6/ er der foretaget en JAGG beregning, hvor der er beregnet en nedbrydningsrate på 0,00094 d⁻¹.

Modellen er ikke i stand til at eftervise den eksakte variation i indholdet af 4-CPP i afværgeboringen DGU nr. 206.1259, da modellen er stationær og ikke medtager udsving i klimatiske data samt eventuelle ændringer i driften af afværgepumpningen. Dog simulerer modellen forløbet af 4-CPP i boringen tilfredsstillende, trods de lidt højere simulerede koncentrationer i perioden efter at have etableret afværgeboringen med DGU nr. 206.1259. Modellen er sat op således, at sammenhængen mellem kildekonzentration og simuleret forurening er lineær proportional, og der kan derfor laves forholdsregninger, trods de for lave simulerede værdier.

Det skal understreges, at der er stor usikkerhed på både mængden af tilført 4-CPP, tidspunktet for udvaskningen til grundvandet samt den præcise placering kilden/kilderne. Endvidere er der på den aktuelle lokalitet en stor usikkerhed knyttet til anvendelsen af infiltrationsbetinget udvaskning pga. den tørre umættede zone. En detaljeret udvaskningsmodel, hvor der i højere grad tages højde for den nedadrettede (og evt. horisontale) diffusive transport kunne med fordel benyttes til at bestemme mere præcise input til modellen.

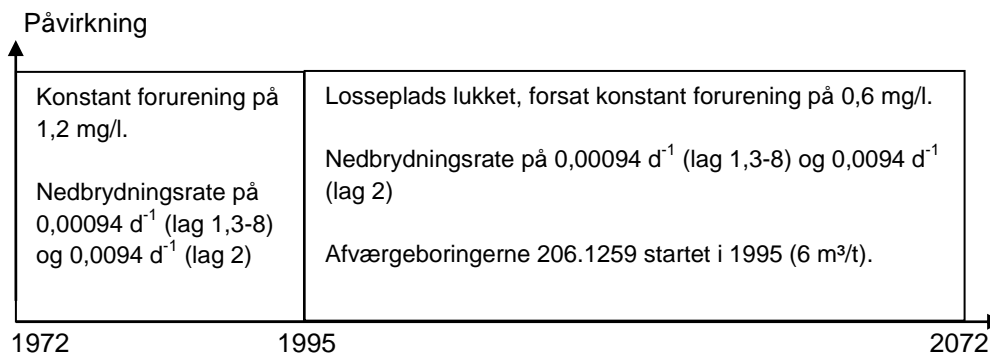
Der er ikke udført en følsomhedsanalyse på de mange kalibreringsresultater.

4.3 Resultater fra stoftransportmodellen

4.3.1 Scenarie 1. Referencescenariet

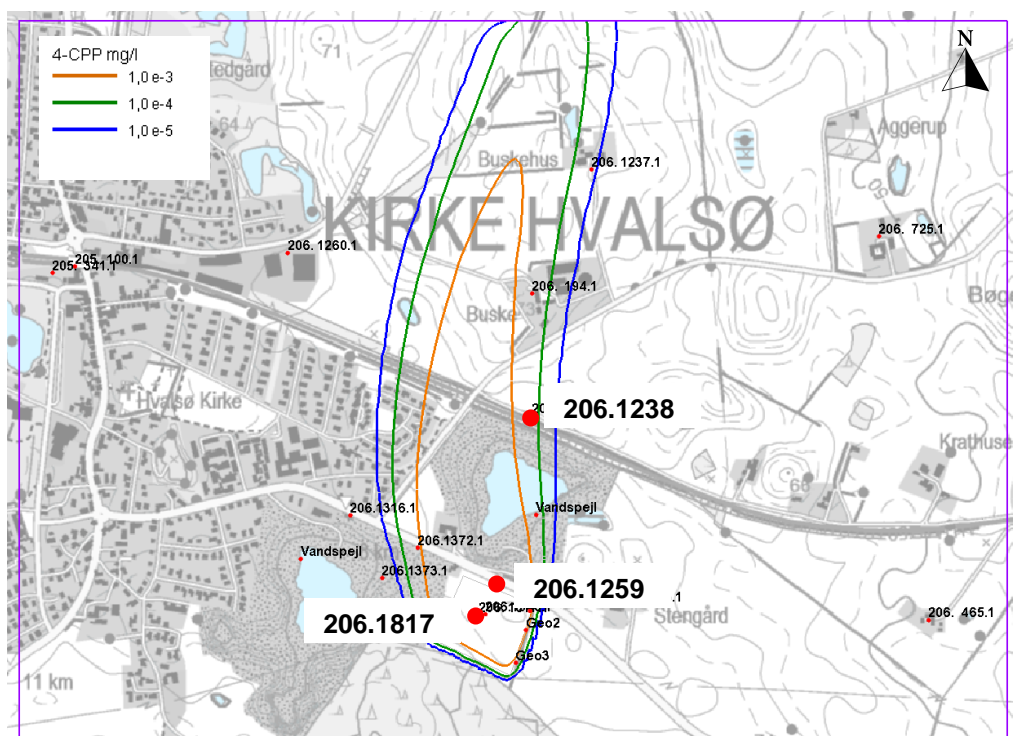
I referencescenariet regnes der på en simuleringsperiode på 100 år. Start af forureningen skete i 1972, da der på lokaliteten blev etableret en losseplads med udvaskning i kildeområdet frem til 1995 på 1,2 mg/l. Derefter simuleres en udvaskning fra lossepladsen på 0,6 mg/l i 77 år frem til 2072, se illustration i figur 4-14.

Referencescenariet svarer til at forureningen ikke bliver fjernet, men kun adsorberet og nedbrudt ved naturlig nedbrydning. Der foregår i referencescenariet afværgepumpning fra boring DGU nr. 206.1259.



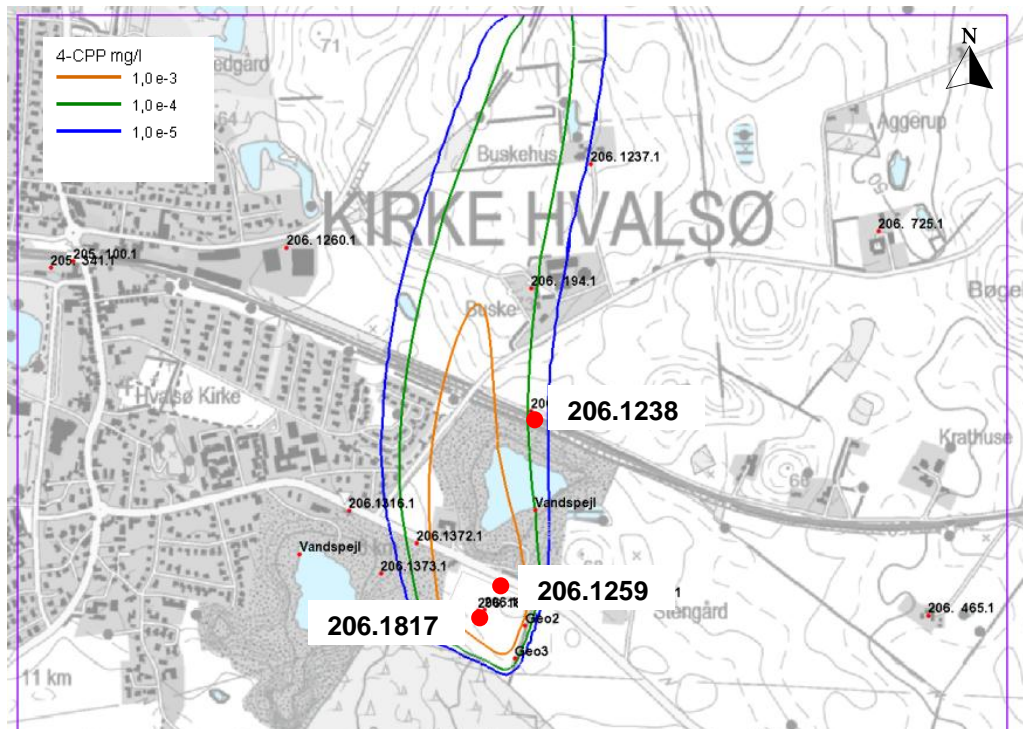
Figur 4-14: Scenarie 1 - referencescenariet.

Af figur 4-15 ses udbredelsen af 4-CPP i lag 4 (det primære grundvand) efter 23 års simulering.



Figur 4-15: Scenarie 1. Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 23 års simulering, 1995.

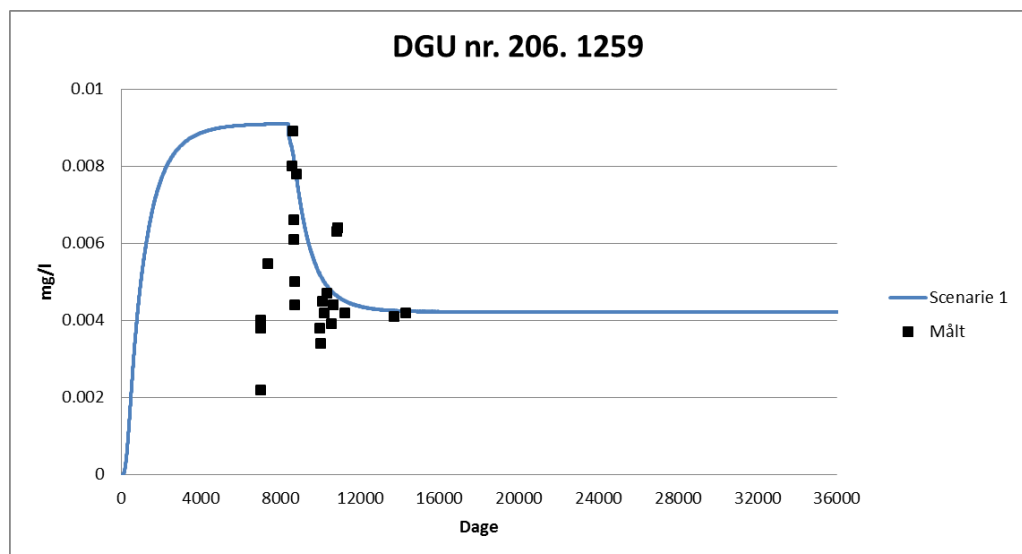
Af figur 4-16 ses udbredelsen af 4-CPP i lag 4 efter 100 års simulering.



Figur 4-16: Scenarie 1. Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 100 års simulering, 2072.

Da det er svært at se koncentrationer i forureningsfanerne i figur 4-15 og 4-16, og det valgt at se på de tidlige udviklinger af 4-CPP indholdet i afværgepumpeboringen DGU nr. 206. 1259 samt i borerne med DGU nr. 206.1238 og 206. 1817.

I figur 4-17 ses simuleringen af den tidlige udvikling af 4-CPP i afværgepumpeboringen med DGU nr. 206. 1259 i lag 4 sammen med målte værdier.

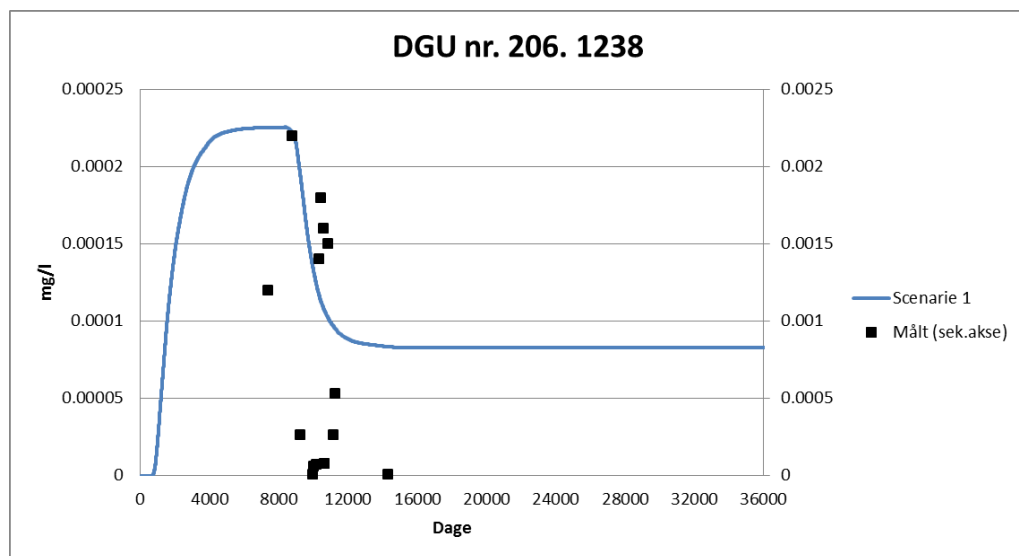


Figur 4-17: Scenarie 1. Tidlig udvikling af 4-CPP i afværgepumpeboring med DGU nr. 206.1259.

Af grafen i figur 4-17 ses, at 4-CPP forureningen begynder kort tid efter lossepladsens etablering. Forureningen er simuleret til at toppe efter ca. 8.000 dage (ca. 1995), hvorefter koncentrationen af 4-CPP er faldende. Dette er forventet, da kildekonzentrationen her bliver reduceret samt afværgeboringen blev etableret her. De eksisterende vandanalyser viser, at der ikke sker en væsentlig nedbrydning af 4-CPP. Ved konstant tilførsel af forurening fra lossepladsen og en lav nedbrydningsrate sker der ikke en formindskelse af 4-CPP koncentrationen og derfor fås den stationære hale.

Den stationære "haledannelse" på den tidlige udvikling på figur 4-17 vurderes ikke at forekomme i fremtiden, men den fremtidige udvikling af 4-CPP er svær at forudsige, da den nuværende situation viser nedbrydning af MCCP, hvilket medfører en højere koncentration af 4-CPP (nedbrydningsprodukt af MCCP) og en lille nedbrydning af forureningen. Desuden vil der i fremtiden forekomme mindre og mindre udvaskning af pesticider fra lossepladsen. Da disse er svære at forudsige er dette ikke medtaget i modellen.

Der er ligeledes simuleret en tidlig udvikling af 4-CPP indholdet i boringen med DGU nr. 206.1238 nord for søen, se figur 4-18.



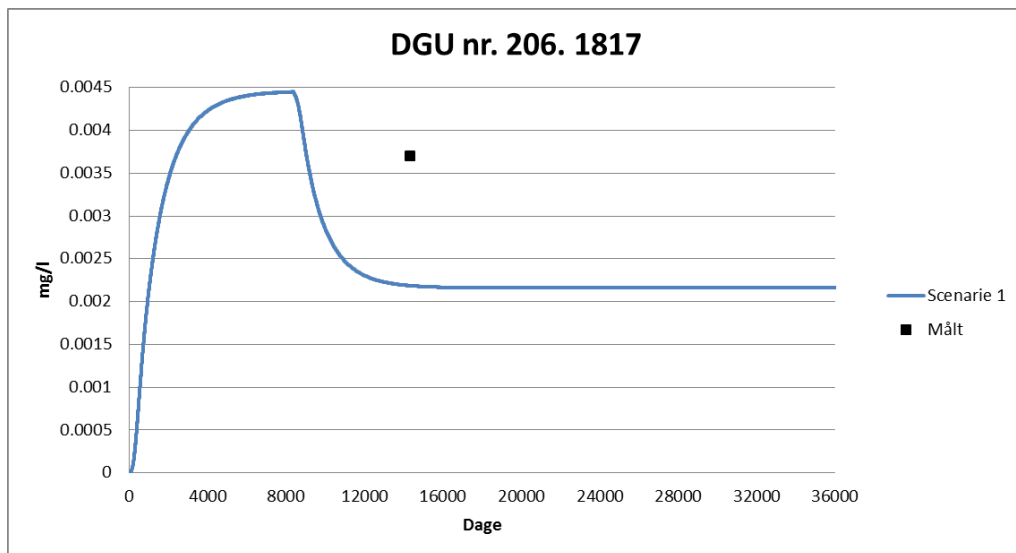
Figur 4-18: Tidlig udvikling af 4-CPP i boring med DGU nr. 206.1238.

I boringen med DGU nr. 206.1238 simulerer modellen en faktor 10 for lavt, dette kan skyldes, at stoftransportmodellen ikke er kalibreret på dispersionen og forureningsfanen derved ikke har helt den samme udbredelse som målt i virkeligheden. Det kan dels skyldes at GMS kun regner på den mættede zone og derved ikke tager vand med over terræn og en del af forureningen der normalt forefindes i søen, hvorefter det strømmer mod nord med grundvandet ikke komme ud af søen i modellen.

Modellen kan ligeledes ikke simulere de lave værdier der er målt de seneste år, dette skyldes som tidligere nævnt, at der i hele forløbet er tilført en konstant forurening på lossepladsen. Det sammen med den lave nedbrydningsrate giver en den stationære "haledannelse" i den tidlige udvikling i figur 4-18.

Der ses varierende størrelser på de målte koncentrationer af 4-CPP i borerne DGU 206. 1259 og 206. 1238. Disse variationer skyldes dels variation i nedbør hen over året og dels differentiering i afværgepumpningen, hvilket ikke medtages i den stationære model. Med baggrund heri simulerer modellen fint de målte værdier.

Der er ligeledes simuleret en tidlig udvikling af 4-CPP indholdet i boringen med DGU nr. 206. 1817, beliggende centralt på lossepladsen, se figur 4-19.



Figur 4-19: Tidlig udvikling af 4-CPP i boring med DGU nr. 206.1817.

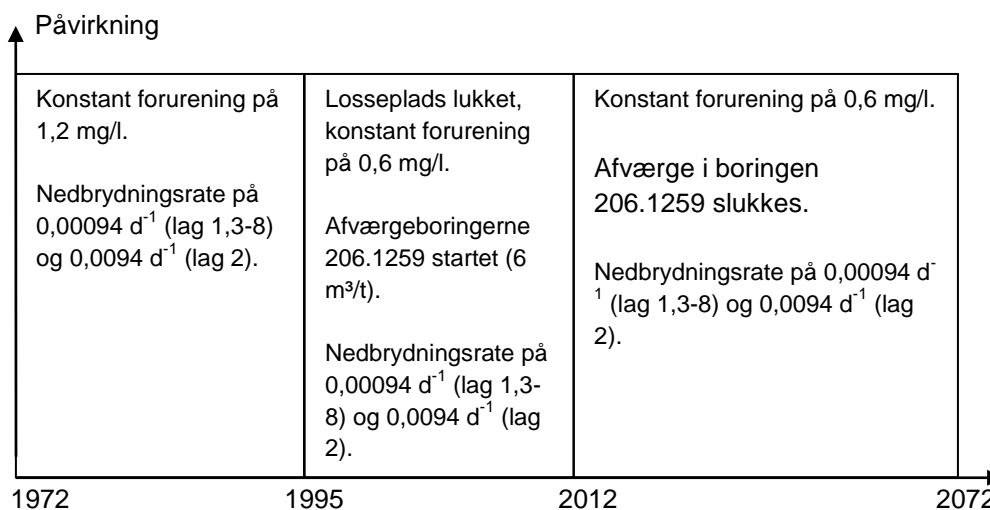
Modellen simulerer lavere koncentrationer end der er målt i centrum af lossepladsen. De lavere koncentrationer kan dels skyldes, at den stationære model ikke medtager klimatiske ændringer over året samt ændringer i afværgepumpninger og strømningsforhold, dels at hele lossepladsen er indlagt som kilde, hvilket kan være fejlagtigt i forhold til de virkelige udvaskningsforhold, og dels at der ikke er kalibreret på dispersionen, hvilket kan medføre en ændret udbredelse af forureningsfanen.

4.3.2 Scenarie 2 - Ophør af afværgepumpning på boring DGU nr. 206. 1259

Effekten af at stoppe afværgepumpningen i boring DGU 131. 937 er undersøgt i dette scenarium.

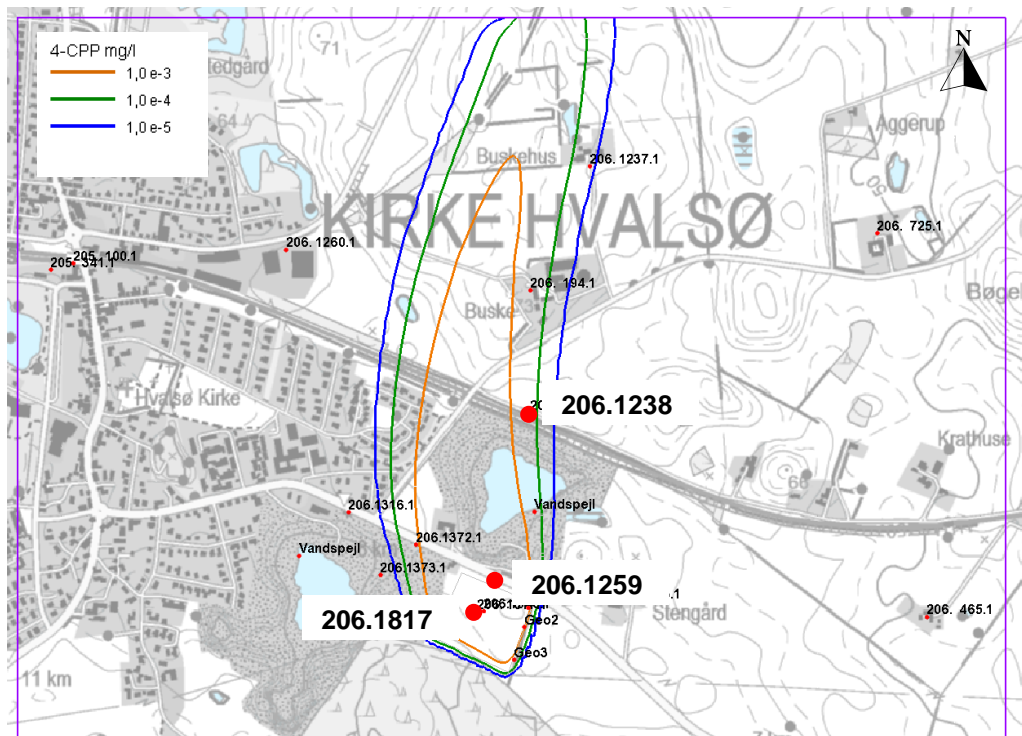
Modelmæssigt regnes der på en simuleringsperiode på 100 år. Start af forureningen skete i 1972, da der på lokaliteten blev etableret en losseplads med udvaskning i kildeområdet frem til 1995 på 1,2 mg/l. Derefter simuleres en udvaskning fra lossepladsen på 0,6 mg/l i 77 år frem til 2072. I 2012 stoppes afværgepumpningen med DGU nr. 206.1259, hvorefter forureningsudbredelsen simuleres frem til 2072, se illustration i figur 4-20.

Derudover er beregningerne udført under de samme forudsætninger som i referencescenariet.

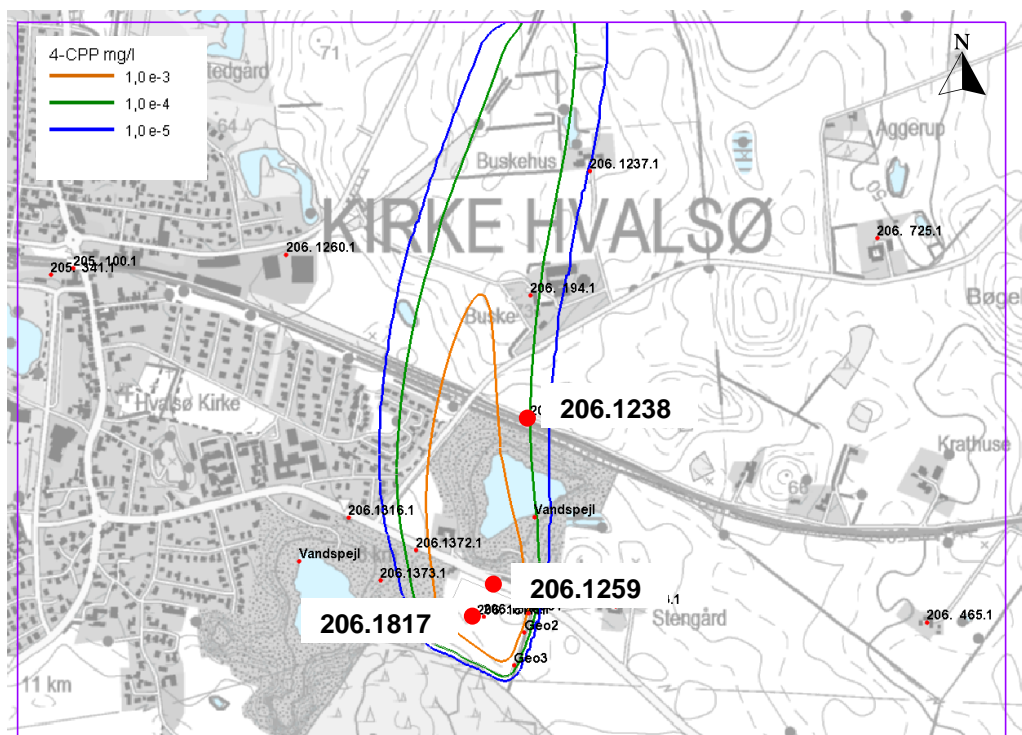


Figur 4-20: Scenarie 2 – Ophør af afværgepumpning i boring 206. 1259 i 2012.

På figur 4-21 og 4-22 ses udbredelsen af 4-CPP i lag 4 (det primære grundvand) efter henholdsvis 23 års og 100 års simulering.

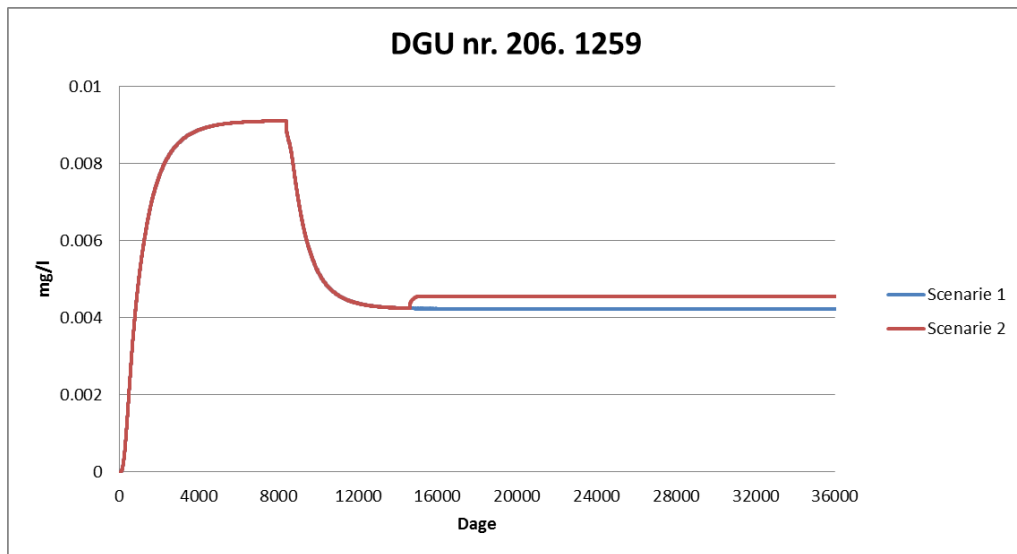


Figur 4-21: Scenarie 2. Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 23 års simulering, 1995.



Figur 4-22: Scenarie 2. Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 100 års simulering, 2072.

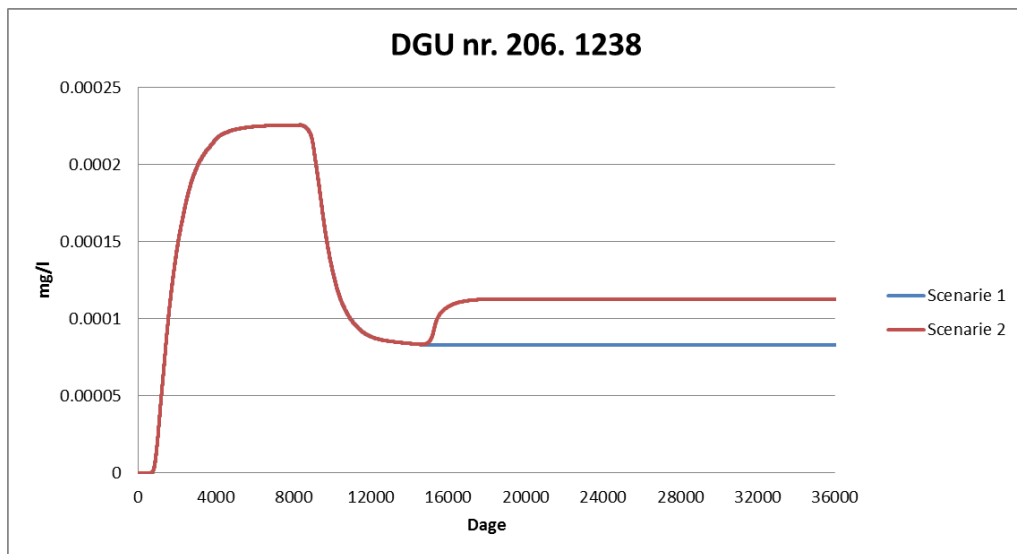
I figur 4-23 ses den tidlige udvikling i indholdet af 4-CPP i afværgepumpeboring med DGU nr. 206. 1259 i lag 4.



Figur 4-23: Scenarie 2. Tidslig udvikling af 4-CPP i afværgerboring med DGU nr. 206. 1259.

Den tidslige udvikling i scenarie 1 og 2 ligner til forveksling hinanden, dog sker der en ændring i forløbet for scenarie 2 i år 2012, hvor oppumpningen ophører fra boring med DGU nr. 206. 1259. Her ses, at koncentrationen af 4-CPP i grundvandet ved boringen stiger til et stationært niveau efter stop af afværgepumpning.

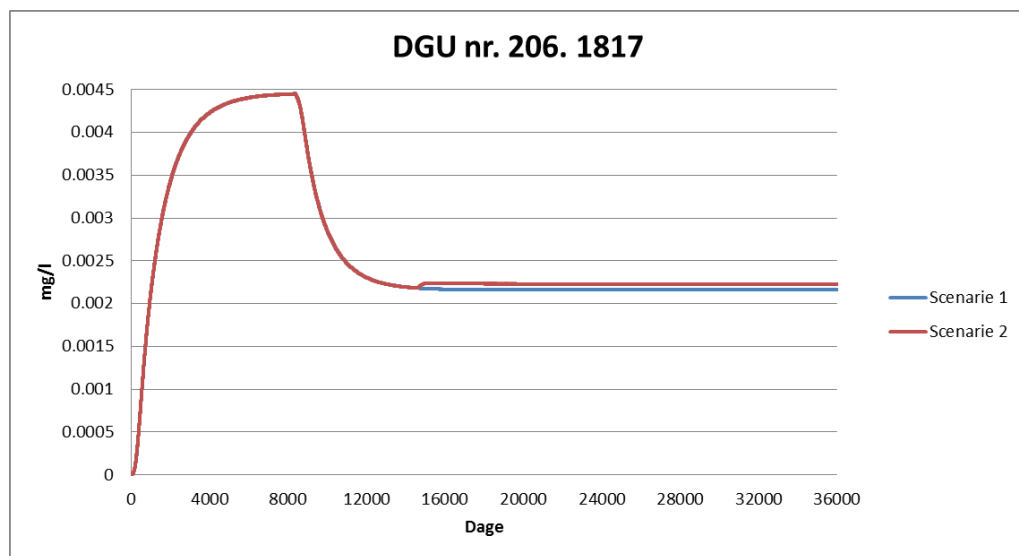
For at undersøge hvad ophør af afværgepumpning fra boring med DGU nr. 206. 1259 betyder for indholdet af 4-CPP i boring med DGU nr. 206. 1238, er den tidslige udvikling for indholdet af 4-CPP i boring med DGU nr. 206. 1238 vist på figur 4-24.



Figur 4-24: Scenarie 2. Tidslig udvikling af benzen i boring med DGU nr. 206. 1238.

Af figuren ses, at ved ophør af afværgepumpningen fra boring DGU 206. 1259 i scenarie 2, sker der en stigning af 4-CPP koncentrationen i boringen DGU 206. 1238. Denne stigning vurderes at skyldes, dels at der ikke fjernes forurening fra afværgeboringen mere, og dels at der sker ændringer i udbredelsen af forureningsfanen, som følge af ændrede strømningsforhold ved stop af pumpning.

Der er ligeledes simuleret en tidlig udvikling af 4-CPP indholdet i boringen med DGU nr. 206. 1817, beliggende centralt på lossepladsen, se figur 4-25.



Figur 4-25: Tidlig udvikling af 4-CPP i boring med DGU nr. 206. 1817.

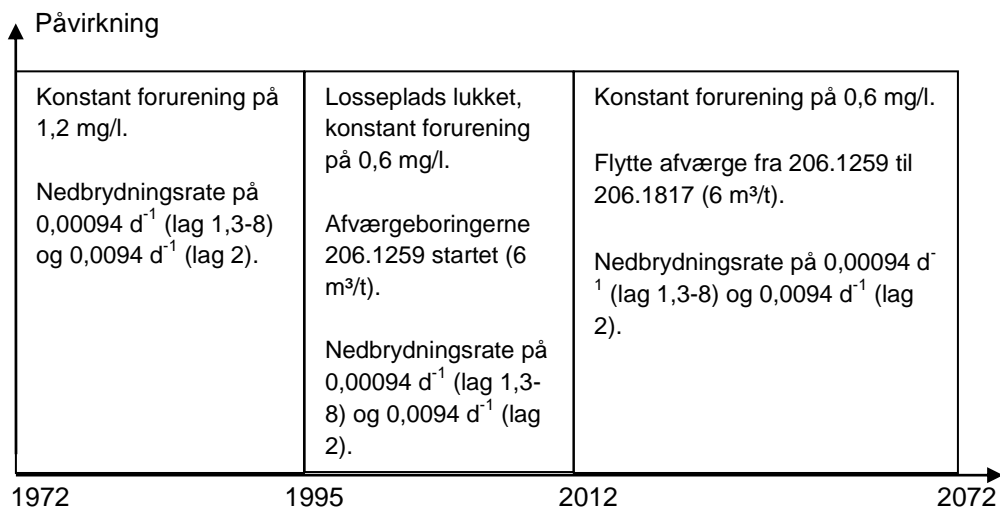
Af figuren ses, at ved ophør af afværgepumpningen fra boring DGU 206. 1259 i scenarie 2, sker der en mindre stigning af 4-CPP koncentrationen i boringen DGU 206. 1817. Stigningen vurderes at skyldes de ændrede strømningsforhold som følge af stop af pumpning i boringen med DGU nr. 206. 1259.

4.3.3 Scenarie 3, flytning af afværgepumpning fra DGU nr. 206. 1259 til 206.1817.

Effekten af at flytte afværgepumpningen i boring DGU nr. 206. 1259 til den nyetablerede boring med DGU nr. 206.1817 er undersøgt i dette scenarium.

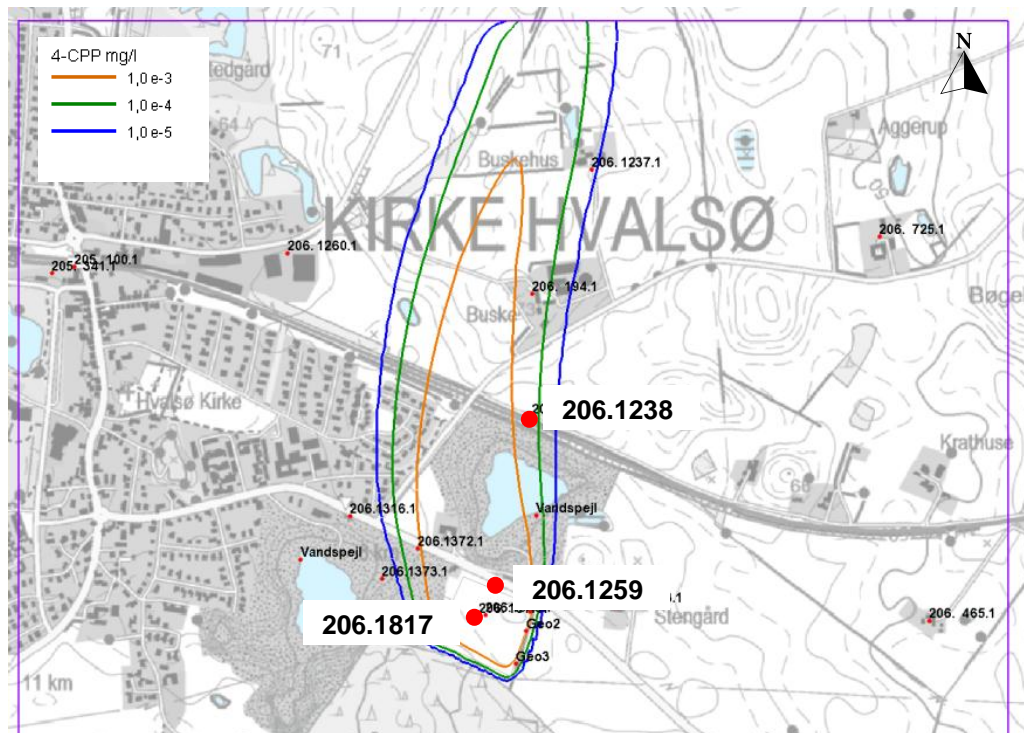
Modelmæssigt regnes der på en simuleringsperiode på 100 år. Start af forureningen skete i 1972, da der på lokaliteten blev etableret en losseplads med udvaskning i kildeområdet frem til 1995 på 1,2 mg/l. Derefter simuleres en udvaskning fra lossepladsen på 0,6 mg/l i 77 år frem til 2072. I 2012 stoppes afværgepumpningen med DGU nr. 206. 1259 og flyttes til boringen med DGU nr. 206.1817, hvorefter forureningsudbredelsen simuleres frem til 2072, se illustration i figur 4-26.

Derudover er beregningerne udført under de samme forudsætninger som i referencescenariet.

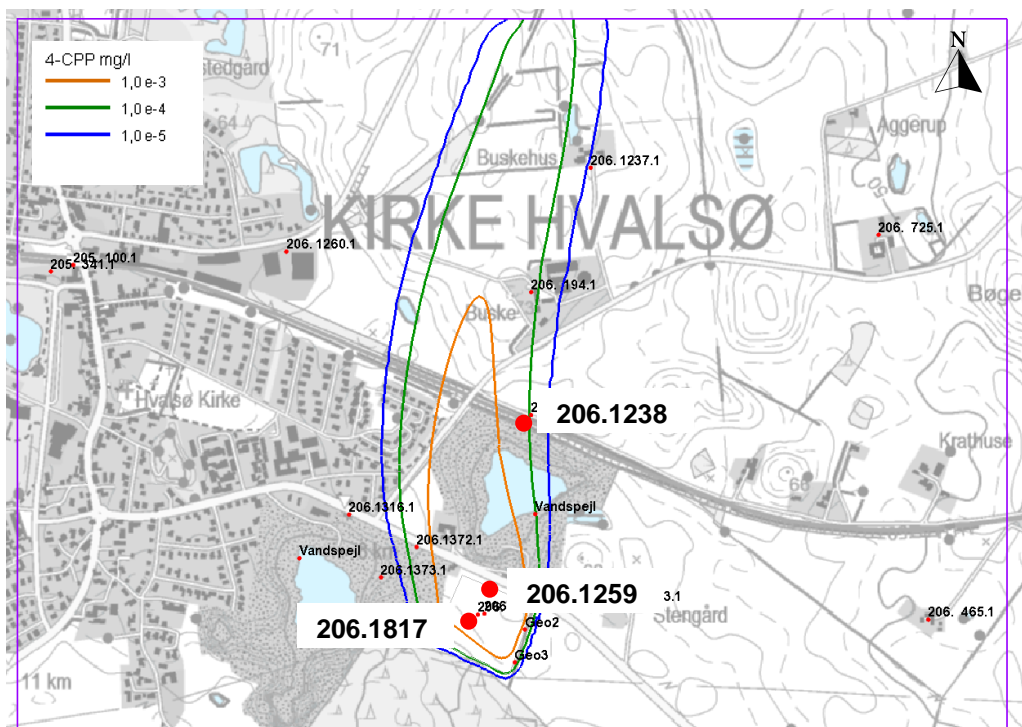


Figur 4-26: Scenarie 3 – Flytning af afværgepumpning fra boring 206. 1259 til 206.1817 i 2012.

På figur 4-27 og 4-28 ses udbredelsen af 4-CPP i lag 4 (det primære grundvandsmagasin) efter henholdsvis 23 års og 100 års simulering.

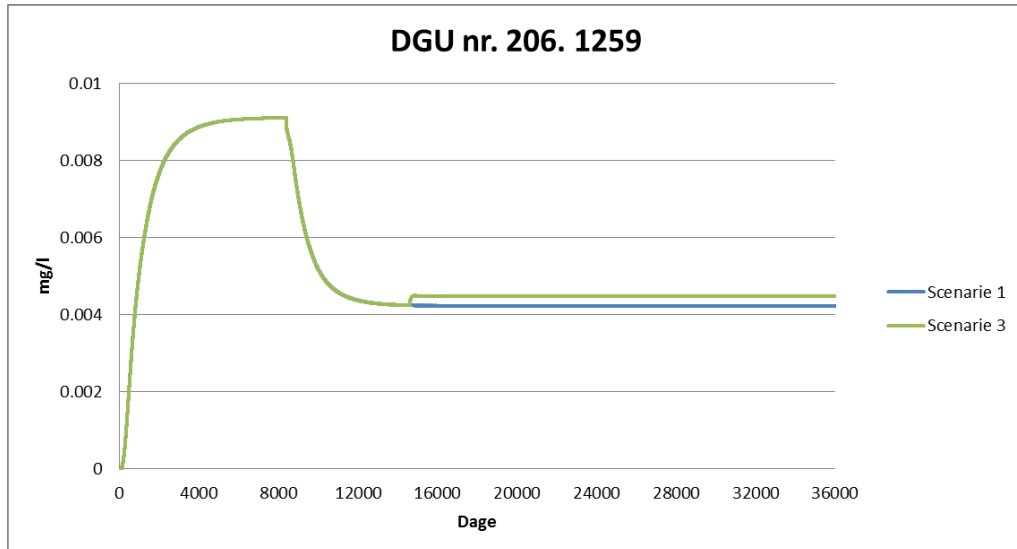


Figur 4-27: Scenarie 3. Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 23 års simulering, 1995.



Figur 4-28: Scenarie 3. Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 100 års simulering, 2072.

I figur 4-29 ses den tidlige udvikling i indholdet af 4-CPP i afværgepumpeboring med DGU nr. 206. 1259 i lag 4.

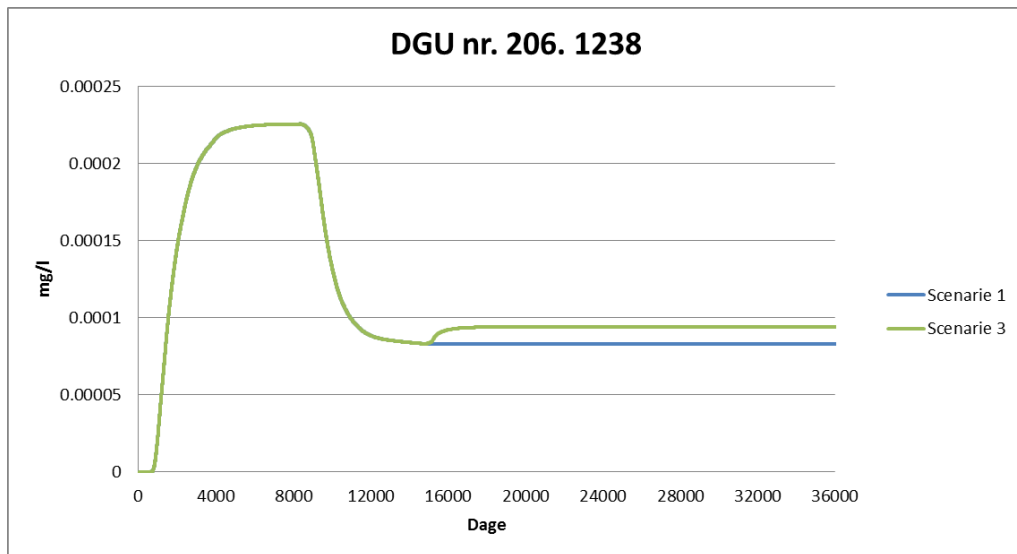


Figur 4-29: Scenarie 3. Tidlig udvikling af 4-CPP i afværgepumpeboring med DGU nr. 206. 1259.

Den tidlige udvikling i scenarie 1 og 3 ligner til forveksling hinanden, dog sker der en ændring i forløbet for scenarie 3 i år 2012, hvor oppumpningen flyttes fra boringen med DGU nr. 206. 1259 til boringen med DGU nr. 206. 1817. Her ses, at koncentrationen af 4-CPP i grundvandet ved boringen stiger hurtigt efter flytning af afværgepumpning, men efter en stabiliseringsperiode i grundvandsmagasinet så forbliver det på et stabilt niveau.

Ved sammenligning af figur 4-23 og figur 4-29 ses det, at stigningen i 4-CPP koncentrationen i boringen med DGU nr. 206. 1259 er mindre ved at flytte afværgepumpningen fra boringen med DGU nr. 206. 1259 til 206. 1817 end ved at stoppe afværgepumpningen helt.

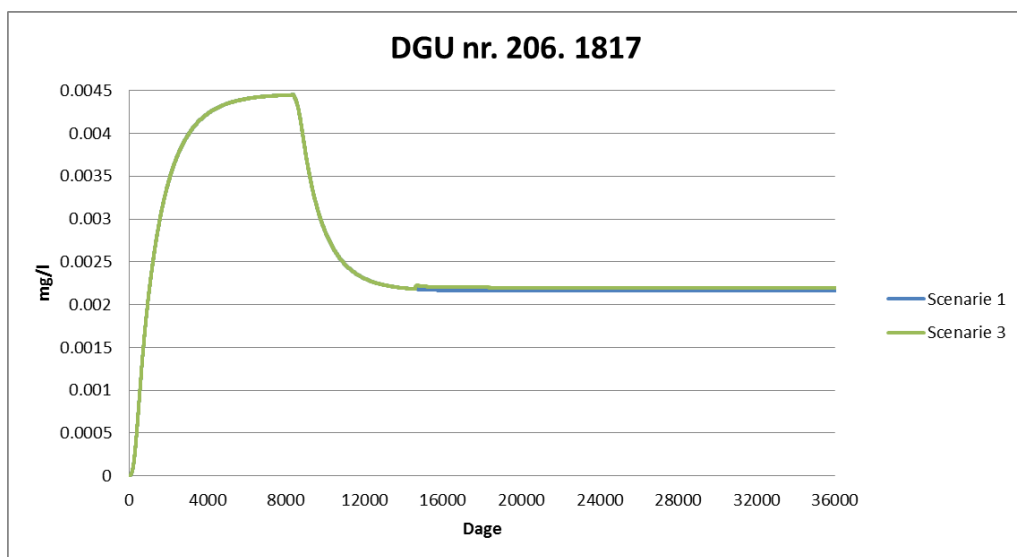
For at undersøge hvad flytningen af afværgepumpning fra boringen med DGU nr. 206. 1259 til boringen med DGU nr. 206. 1817 betyder for indholdet af 4-CPP den nye afværgepumpeboring, er den tidlige udvikling for indholdet af 4-CPP i boring med DGU nr. 206. 1817 vist på figur 4-30.



Figur 4-30: Scenarie 3. Tidslig udvikling af 4-CPP i indvindingsboring DGU nr. 206. 1238.

Af figuren ses, at ved flytning af afværgepumpningen fra boring med DGU nr. 206. 1259 til 206. 1817 i scenarie 3, sker der en mindre stigning af 4-CPP koncentrationen i boringen med DGU nr. 206.1238. Igen ses en lavere koncentration af 4-CPP i grundvandet i boringen med DGU nr. 206.1238 ved at flytte afværgepumpningen fra boringen med DGU nr. 206. 1259 til 206. 1817 end ved at stoppe afværgepumpningen helt, dette ses ved sammenligning af figur 4-24 og 4-30.

Der er ligeledes simuleret en tidslig udvikling af 4-CPP indholdet i boringen med DGU nr. 206.1817, beliggende centralt på lossepladsen, se figur 4-31.



Figur 4-31: Scenarie 3. Tidslig udvikling af 4-CPP i boring med DGU nr. 206. 1817.

Af figuren ses, at ved flytning af afværgepumpningen fra boring DGU 206. 1259 til boringen med DGU nr. 206.1817, sker der en mindre stigning af 4-CPP koncentrationen i boringen DGU 206. 1817.

4.4 Usikkerhedsvurdering

Der er knyttet usikkerheder til de udførte modelberegninger, som primært kan tilskrives modellens begrænsninger i at beskrive tidlige og hydrogeologiske variationer samt de usikkerheder de er forbunden med kildekonzentrationen og inputfunktionen.

4.4.1 Usikkerhed som følge af tidlige variationer

Modelleringen er stationær og en gennemsnitsbetragtning over en midling af flere data. Modellen kan således ikke tage højde for de klimatiske variationer eller strømningsvariationer, der måtte være over året. Idet de aktuelle modelberegninger midler alle tidlige udsving i strømnings-retningen, vil modellen beregne en mere "lige vej" fra punkt A til punkt B, og således en kortere transporttid fra A til B, end tilfældet er i virkeligheden. Den tidlige midling betyder, at beregningerne bliver mere konservative ud fra en risiko-betragtning (hurtigere transport).

Der ses varierende størrelser på de målte koncentrationer af 4-CPP i borerne omkring lossepladsen gennem måleperioden. Disse variationer skyldes dels variation i nedbør hen over året, hvilket ligeledes ændre på udvaskningen af 4-CPP og dels differentiering i afværgepumpningen, hvilket ikke medtages i den stationære model.

En nærmere analyse af udbredelsen af 4-CPP forureningen som følge af varierende strømningsretning vil kræve en dynamisk simulering, ideelt set med en længere tidsserie af pejlinger, således at også årstidsvariationer kan tages i betragtning.

4.4.2 Usikkerhed som følge af hydrogeologiske variationer

Den geologiske model i stoftransport modellen bygger på den reviderede geologiske model. Da boringsdensiteten i området ikke er særlig høj medfører dette, at der vil være geologi i modellen som ikke har været muligt at beskrive i modellen, da det med baggrund i eksisterende og nye borer ikke har været muligt at kortlægge de geologiske og hydrogeologiske forhold med en høj detaljeringsgrad.

I forbindelse med stoftransporten er der en meget grov diskretisering vertikalt, da den følger de geologiske lag. Dette betyder ikke så meget for grundvandsstrømningerne, men for spredningen af stoffet kan det have indflydelse for den vertikale spredning. Da der ikke er geologisk viden til at forfine den vertikale diskretiseringen yderligere samt at modellen bliver meget beregnings tung ved flere grid celler, er der valgt at beholde de geologiske lag

som afgrænsninger, i det dog Torkildstrup-formationen er underopdelt i 3 lag ved en simpel 3-deling. Internt i de enkelte lag er der endvidere foretaget en zonerung af de hydrauliske parametre.

4.4.3 *Usikkerhed ved inputfunktionen*

Det skal understreges, at der er stor usikkerhed på både mængden af tilført 4-CPP, tidspunktet for udvaskningen til grundvandet samt den præcise placering for spildet.

Endvidere er der på den aktuelle lokalitet en stor usikkerhed knyttet til anvendelsen af infiltrationsbetinget udvaskning pga. den tørre umættede zone. En detaljeret udvaskningsmodel, hvor der i højere grad tages højde for den nedadrettede (og evt. horisontale) diffusive transport kunne med fordel benyttes til at bestemme mere præcise input til modellen.

Der er ligeledes ikke kalibreret på dispersionen, hvilket kan medføre mindre usikkerheder på udbredelsen af forureningsfanen. Der er for få boringer med analysedata i modelområdet til at kalibrere på denne størrelse.

5 VURDERING AF RESULTATER FRA STOFTRANSPORTMODELLEN

Resultaterne fra stoftransportmodellen vil i dette afsnit blive vurderet samlet og der vil ligeledes blive vurderet på usikkerhederne på resultaterne.

5.1 Stoftransportmodel

Stoftransportmodellen er kalibreret både i henhold til strømningsforholdene og i forhold til udbredelsen af 4-CPP forureningen.

Modellen er ikke i stand til at eftervise den eksakte variation af 4-CPP indholdet i afværgepumpeboring DGU nr. 206. 1259, da modellen er stationær, og ikke medtager udsving i klimatiske data samt eventuelle mindre variationer i pumpeydelsen, midlertidige pumpestop mv. Dog simulerer modellen variationen af 4-CPP i boringen, i perioden hvor der er foretaget vandanalyser, tilfredsstillende.

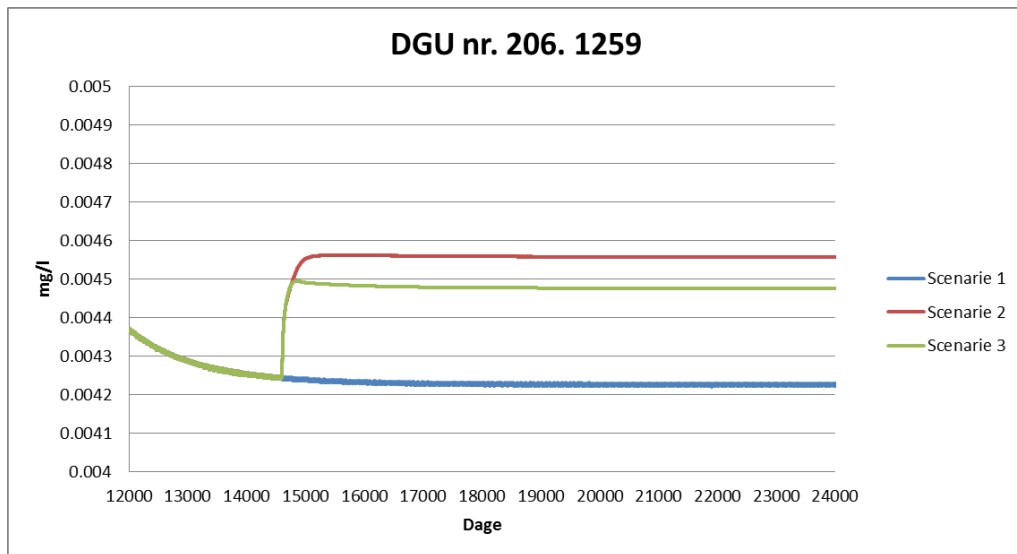
Modellen er ligeledes ikke i stand til at eftervise koncentrationsniveauet af 4-CPP indholdet i boringen med DGU nr. 206. 1238, da modellen simulerer en faktor 10 for lavt. Dette kan skyldes at en del af forureningen, der normalt forefindes i søen, hvorefter det strømmer mod nord med grundvandet, ikke kommer ud af søen i modellen, da denne ikke medtager søer og overfladevand. Modellen er imidlertid sat op således, at sammenhængen mellem kildekonzentration og simuleret forurening er lineær proportional, hvilket betyder, at der kan laves forholdsregninger, trods de lidt for lave simulerede værdier i afværgeboringen.

5.2 Samlede resultater fra scenariekørslerne

Der er udført 3 scenarieberegninger med modellen for at teste konsekvenserne af forskellige ændringer i afværgepumpningen fra boring DGU nr. 206. 1259 og 206. 1817:

- Scenarie 1. Referencescenariet - Fortsat afværgepumpning fra boring DGU 206. 1259 – simulering af udviklingen frem til år 2072.
- Scenarie 2. Ophør af afværgepumpning i 2012 – simulering af udviklingen frem til 2072.
- Scenarie 3. Flytning af afværgepumpning fra 206. 1259 til 206.1817 i 2012 - simulering af udviklingen frem til 2072.

I nedenstående figurer 5-1, 5-2 og 5-3 er den tidlige udvikling i indholdet af 4-CPP i borerne med DGU nr. 206. 1259, 206. 1238 og 206. 1817 vist for perioden 2011-2038 ved de tre scenarie-beregninger.

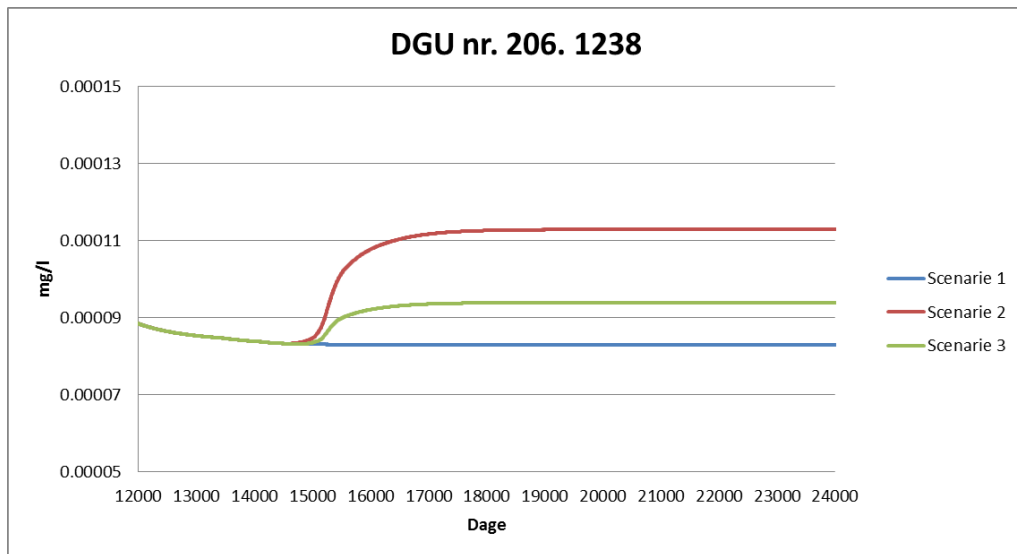


Figur 5-1: Scenarie 1 - 3. Tidslig udvikling af 4-CPP indhold i afværgeboringen med DGU nr. 206.1259.

Den tidlige udvikling i scenarie 1, 2 og 3 ligner hinanden. Dog sker dog en ændring i forløbet for scenarie 2 og 3 omkring år 2012 (ca. 14.600 dage), hvor oppumpningen i boringen med DGU nr. 206. 1259 henholdsvis ophører og eller flyttes til boringen med DGU nr. 206. 1817.

Det ses af figur 5-1 at både ved stop af afværgepumpning af flytning af afværgepumpningen fra boringen med DGU nr. 206. 1259 til 206. 1817 så sker der stigninger i koncentrationen af 4-CPP i boringen med DGU nr. 206. 1259.

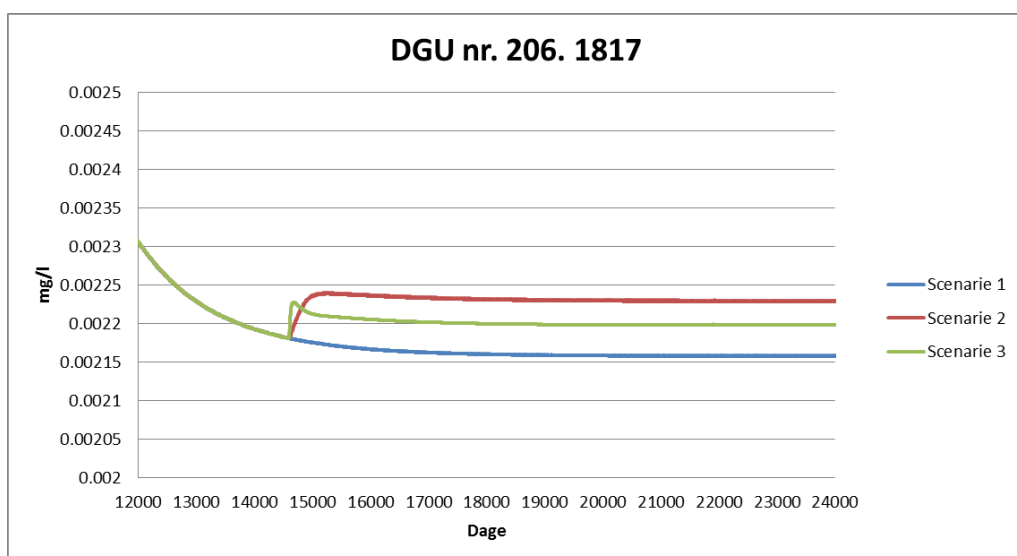
Hvorledes ændringer i afværgestrategien i modellen påvirker indholdet af 4-CPP i boringen med DGU nr. 206.1238 i scenarie 1, 2 og 3 vist på figur 5-2.



Figur 5-2: Scenarie 1 - 3. Tidlig udvikling af 4-CPP indhold i boringen med DGU nr. 206. 1238.

Af figur 5-2 ses, at både ved ophør af afværgepumpningen og flytning af afværgepumpningen fra boringen med DGU nr. 206. 1259 (scenarie 2 og 3), sker der en stigning af 4-CPP koncentrationen i boringen med DGU nr. 206. 1238. Ud fra resultaterne vist af figur 6-2 vurderes det at den nuværende afværgepumpning på 6 m³/t i boringen med DGU nr. 206. 1259 er den bedste løsning til at afskære forureningen på den nordlige side af søen med den nuværende anlægskapacitet.

Hvorledes ændringer i afværgestrategien i modellen påvirker indholdet af 4-CPP i boringen med DGU nr. 206. 1817 i scenarie 1, 2 og 3 vist på figur 5-3.



Figur 5-3: Scenarie 1 - 3. Tidlig udvikling af 4-CPP indhold i boringen med DGU nr. 206. 1817.

Af figur 5-3 ses, at både ved ophør af afværgepumpningen og flytning af afværgepumpning fra boringen med DGU nr. 206. 1259 til boringen med DGU nr. 206. 1817 (scenarie 2 og 3), sker der en stigning af 4-CPP koncentrationen i boringen med DGU nr. 206.1817. Koncentrationerne i boringen er højest ved at stoppe med at afværgepumpe på lossepladsen og ikke ved at flytte afværgepumpningen til denne boring. Ud fra disse resultater vurderes det at den nuværende afværgepumpning i boringen med DGU nr. 206. 1259 er den bedst løsning til at fjerne forureningen.

5.2.1 Usikkerheder

Den geologiske model i stoftransport modellen bygger på den reviderede geologiske model, der bygger på samtlige tilgængelige boredata i området. Imidlertid er boretætheden i området meget lille. Dette medfører, at der vil være geologi i modellen som ikke har været muligt at beskrive, da det med baggrund i eksisterende og nye boringer, ikke har været muligt at detailkortlægge de geologiske og hydrogeologiske forhold. I forbindelse med stoftransporten er der en meget grov diskretisering i z retningen, da den følger de geologiske lag i det dog Torkildstrup-formationen er underopdelt i 3 enheder. Dette betyder ikke så meget for grundvandsstrømningerne, men for spredningen af stoffet kan det jo have indflydelse for den vertikal spredning. Da der ikke er geologisk viden til at forfine z diskretiseringen yderligere samt at modellen bliver meget beregnings tung ved flere grid celler, er der valgt at beholde de geologiske lag som afgrænsninger.

Det skal understreges, at der er stor usikkerhed på både mængden af tilført 4-CPP, tidspunktet for udvaskningen til grundvandet samt den præcise placering for spildet. Endvidere er der på den aktuelle lokalitet en stor usikkerhed knyttet til anvendelsen af infiltrationsbetinget udvaskning pga. den tørre umættede zone. En detaljeret udvaskningsmodel, hvor der i højere grad tages højde for den nedadrettede (og evt. horisontale) diffusive transport i lossepladsfyldet kunne med fordel benyttes til at bestemme mere præcise input til modellen. Det manglende kendskab til forureningen med 4-CPP, har sammen med det begrænsede detailkendskab til områdets komplekse geologi bevirket, at der er knyttet væsentlige usikkerheder til de udførte beregninger med stoftransportmodellen.

Der er ikke foretaget en egentlig finkalibrering af alle parametre i stoftransportmodellen, så en bedre beskrivelse af fanernes udbredelse kunne uden tvivl opnås ved at kalibrere yderligere på dispersionen, sorptions parametrene samt udvaskningsprofilen.

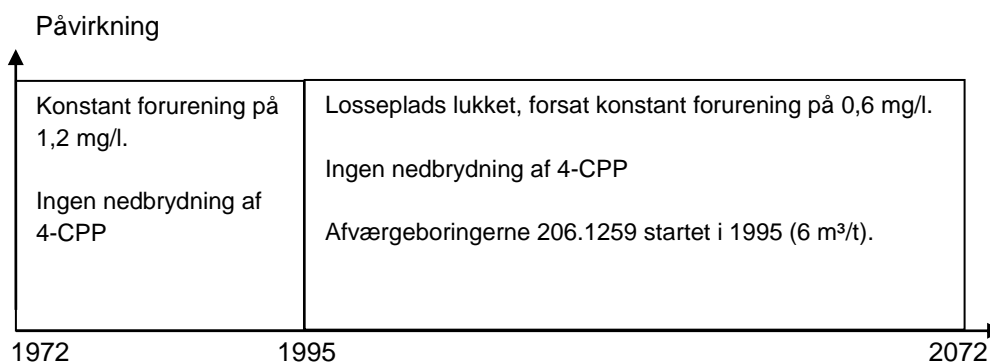
De stationære "haledannelser" på de tidlige udviklinger i boringerne vurderes ikke at forekomme i fremtiden. Den fremtidige udvikling af 4-CPP er svær at forudsige, da den nuværende situation viser nedbrydning af M CCP, hvilket medfører en højere koncentration af 4-CPP (nedbrydningsprodukt af M CCP) og en lille nedbrydning af forureningen. Desuden vil der i fremtiden forekomme

mindre og mindre udvaskning af pesticider fra lossepladsen. Disse forhold har ikke været mulige at fastsætte i modellen og der er derfor tilført en konstant forurening i hele simuleringsperioden.

5.3 Referencescenariet uden nedbrydning

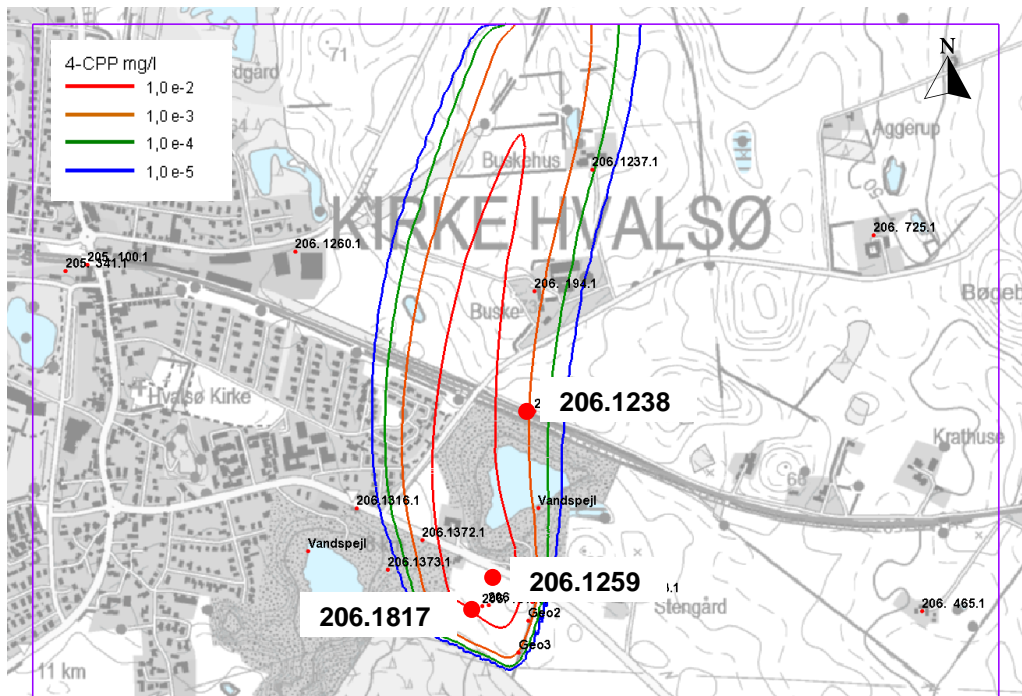
I referencescenariet uden nedbrydning regnes der på en simuleringsperiode på 100 år. Start af forureningen skete i 1972, da der på lokaliteten blev etableret en losseplads med udvaskning i kildeområdet frem til 1995 på 1,2 mg/l. Derefter simuleres en udvaskning fra lossepladsen på 0,6 mg/l i 77 år frem til 2072, se illustration i figur 5-4.

Referencescenariet uden nedbrydning svarer til at forureningen ikke bliver fjernet og der ingen nedbrydning sker. Der foregår i denne simulering afværgepumpning fra boring DGU nr. 206.1259.



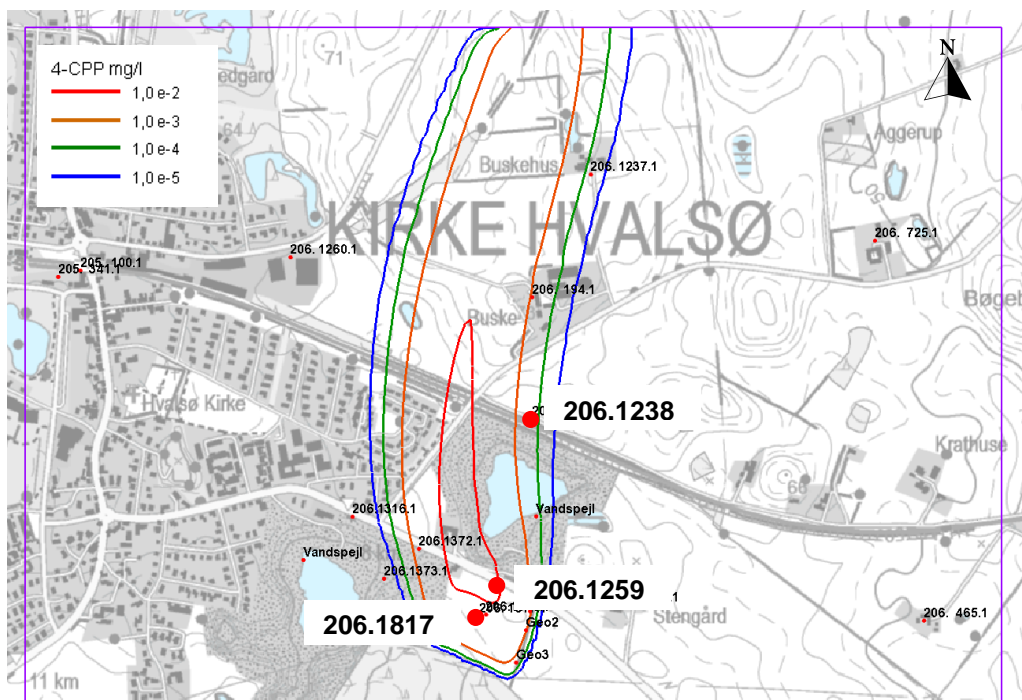
Figur 5-4: Referencescenariet uden nedbrydning.

Af figur 5-5 ses udbredelsen af 4-CPP i lag 4 (det primære grundvand) efter 23 års simulering.



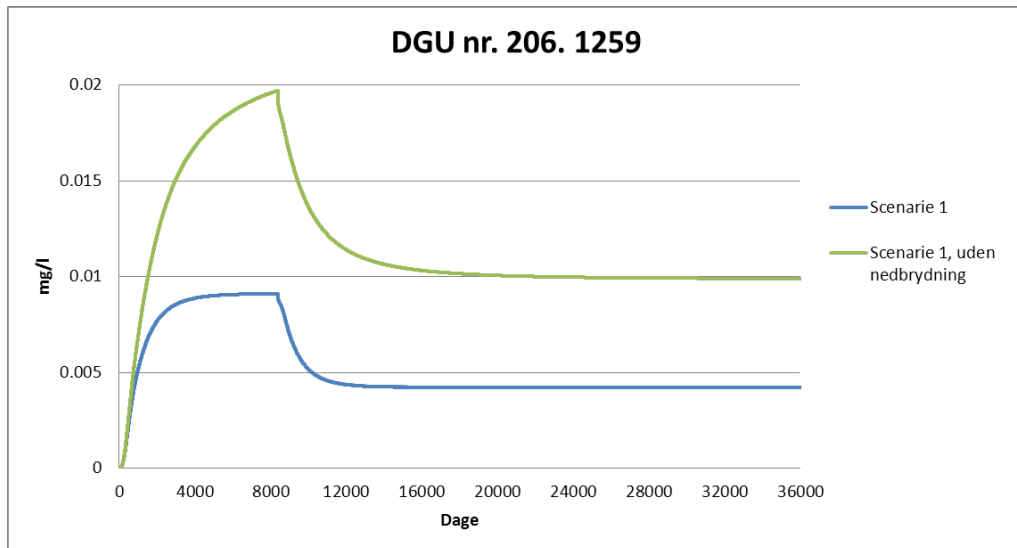
Figur 5-5: Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 23 års simulering, 1995.

Af figur 5-6 ses udbredelsen af 4-CPP i lag 4 efter 100 års simulering.



Figur 5-6: Simuleret forureningsfane (mg/l) i lag 4 efter 100 års simulering, 2072.

I figur 5-7 ses simuleringen af den tidlige udvikling af 4-CPP i afværgepumpeboringen med DGU nr. 206. 1259 i lag 4 sammen med resultater fra scenarie 1.



Figur 5-7: Tidlig udvikling af 4-CPP i afværgepumpeboring med DGU nr. 206. 1259.

Af grafen i figur 5-7 ses at der uden nedbrydning fås en 4-CPP koncentration på op til 0,02 mg/l, hvor der med nedbrydningsrater på henholdsvis 0,0094 og 0,00094 d^{-1} fås 4-CPP koncentrationer på op til 0,009 mg/l.

I scenariet er det vurderet, hvor stor en andel af stoffluxen, der fjernes ved afværgepumpningen fra 206. 1259. Denne andel mindre end 10 % at den samlede stoftilførsel. Afværgepumpningen må således karakteriseres som relativt ineffektiv i forhold til sit formål, med de usikkerheder og forudsætninger der gælder for simuleringen.

6 SAMMENFATNING OG ANBEFALINGER

6.1 Geologi og hydrogeologi

Der er opstillet en ny geologisk model for et område på 18 km² omkring Stengården Losseplads. Modellen er opbygget på basis af alle tilgængelige boredata i området, herunder 3 nye borer udført i forbindelse med denne undersøgelse (206. 1817, 206. 1818 og 206. 1822). Ved tolkningen er anvendt en dannelseshistorie der antager, at det forurenede sandmagasin udgøres af "Torkildstrup-formationen", der er afsat foran Nordøstisens rand som et flettet flodsystem. Palæostrømretningen var her hovedsagelig mod SV, enkelte steder mere mod vest. Boredata viser, at der er en voksende kornstørrelse og tykkelse af gruslagene, hvilket viser en stigende strømstyrke og vandføring i smeltevandsfloderne foran isranden. Den største kornstørrelse i toplaget er næsten den samme over hele området, hvilket – sammen med den stigende strøm i smeltevandsstrømmen – afspejler en fremadskridende isrand. Torkildstrup-formationen udgør omkring Hvalsø et langstrakt nord-sydgående sandlegeme, hvilket fremgår af det udarbejdede isopachkort.

Grundvandsstrømmen i Torkildstrup-formationen synes i væsentlig grad, at være styret af den rumlige udbredelse af formationen, således at der en grundvandsstrømning overvejende mod nord med en meget lille gradient som følge af den høje hydrauliske ledningsevne i den øvre del af magasinet.

De udførte pumpetests viser transmissiviteter i størrelsesordenen $3 \cdot 10^{-2}$ m²/s omkring og øst for lossepladsen, mens der mod syd ses en lidt lavere transmissivitet omkring $5,2 \cdot 10^{-3}$ m²/s, hvilket stemmer overens med en lidt større grundvandsgradient syd for lossepladsen.

Generelt er viser den geologisk retolkning i området en meget dårlig overensstemmelse med DK-modellen, der var tænkt som støtte for tolkningen. Således er mægtigheden af Torkildstrup-formationen markant større omkring lossepladsen, end den er i DK-modellen.

Tilstedeværelsen af pesticidet Pirimicarb og nitrat i boringen 206. 1822, der er beliggende opstrøms lossepladsen antyder, at morænedæklagene over Torkildstrup-formationen har en forholdsvis høj vertikal hydraulisk ledningsevne og således ikke udgør en væsentlig beskyttelse af grundvandsmagasinet.

6.2 Stoftransportmodel

På baggrund af de udførte modelberegninger er 4-CPP fanens udbredelse fra Stengården Losseplads sandsynliggjort med en numerisk strømnings- og stoftransportmodel.

Strømningsmodellen er kalibreret op mod målte potentialer, og afvigelsen mellem observerede og simulerede potentialer er på +/-0,4 m, hvilket vurderes

at være tilfredsstillende. Strømningsbilledet ligner generelt det billede, der er observeret ved synkronpejlingerne.

Stoftransportmodellen er baseret på strømningsmodellen og forureningsfanerne af 4-CPP. Forureningsfanen følger overordnet de grundvandsstrømninger, som den stationære strømningsmodel forudsiger. Fanernes udbredelse svarer godt til de målte koncentrationer af 4-CPP.

Usikkerheder omkring detaljeret geologi, kildekonzentration og nedbrydningsforhold som følge af datapunkterne uheldige placering i forhold til den beregnede forureningsfane har bevirket, at der er knyttet væsentlige usikkerheder til de udførte beregninger med stoftransportmodellen.

På grund af begrænsningen i den stationære grundvandsmodel som følge af de før nævnte forhold er stoftransportmodellen ikke i stand til at eftervise den eksakte variation af 4-CPP indholdet i monitoringspunkterne.

Ud fra resultaterne fra de 4 scenariekørsler i stoftransportmodellen ses det, at den eksisterende afværgepumpning fra boringen med DGU nr. 206. 1259 på er den mest effektive til at fjerne forureningen fra området med de eksisterende boringer og anlæggets eksisterende kapacitet. Stoppes afværgepumpningen viser simuleringerne at 4-CPP koncentrationerne kan forventes at øges i størrelsesordenen 30 % i den nedstrøms monitoringsboring 206 1238.

Stoftransportmodellen viser også at en meget væsentlig del af forureningsfanen ikke afskæres af den eksisterende afværgepumpning, hvilket jo afspejles i den nuværende udbredelse af forureningsfanen.

Ved simulering af et referencescenarie uden nedbrydning øges koncentrationerne i forureningsfanen betydeligt, hvilket antyder at biologisk nedbrydning har en væsentlig betydning for forureningsreduktionen i fanen, og at afværgepumpningen kun har mindre betydning for den samlede massefjernelse.

6.3 **Anbefalinger**

De gennemførte undersøgelser og modellering har tydeliggjort, at den eksisterende oppumpning på Stengården Losseplads ikke er tilstrækkelig til at afskære forureningsfanen, og at de eksisterende monitoringsboringer sandsynligvis ikke er placeret optimalt i forhold til den forventede forureningsfane. Endvidere er det tydeliggjort, at datagrundlaget omkring kildekonzentration og nedbrydningsforhold ikke er tilstrækkeligt belyst til at foretage en valid risikovurdering overfor grundvandsressourcen.

For at kortlægge faneudbredelsen på tværs af strømningsretningen foreslås derfor udførelsen af et boringstransekt vest for monitoringsboringen 206. 1238 langs jernbanen. Transektet kunne bestå af 3-4 boringer til ca. 50 m's dybde med en indbyrdes afstand på 50-70 m. Boring 206. 1238 er etableret med ét langt filter fra 14 m u.t. til 47 m u.t. De nye boringer foreslås etableret med 3 filtre indenfor samme dybdeinterval for at afdække forureningsfanens vertikale afgrænsning. På baggrund af fluxen gennem dette transekt vil der være langt bedre muligheder for at vurdere kildekonzentrationen fra lossepladsen.

Til at vurdere nedbrydningsforholdene vil der være behov for yderligere boringer i en større eller mindre afstand fra kildeområdet. Det foreslås derfor, at der udføres 1-2 boringer imellem Roskildevej og jernbanen.

På baggrund af analysedata fra filtrene i de nye og udvalgte eksisterende boringer gennemføres nye modelkørsler med henblik på at fastlægge forureningsfluxen forbi den eksisterende afværgepumpning, samt at beregne de aktuelle nedbrydningskonstanter for 4-CPP og mechlorprop.

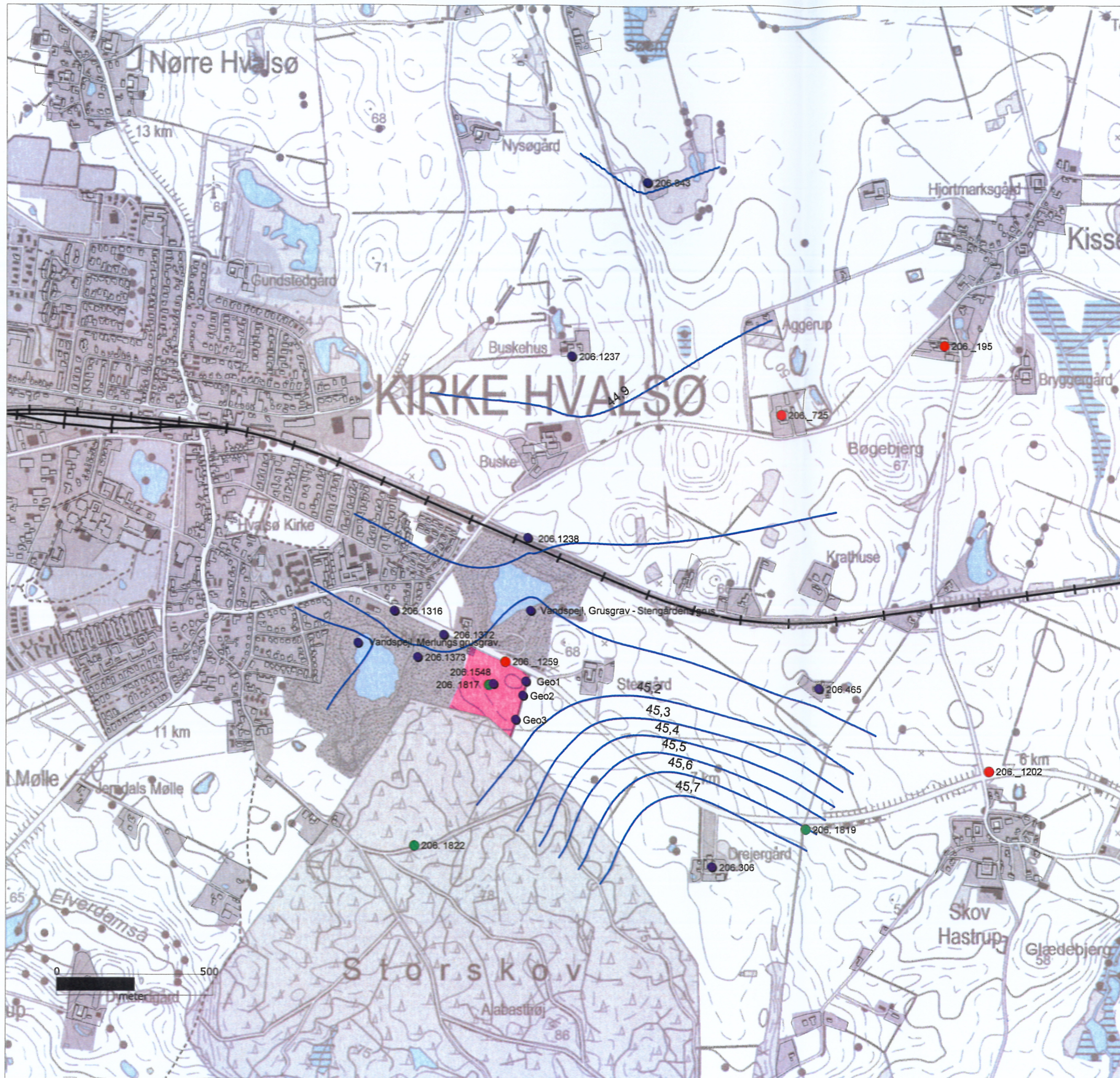
På baggrund af de opnåede resultater gennemføres en risikovurdering med henblik på den nødvendige fortsatte afværgeindsats, herunder om en fortsat afværge er nødvendig.

REFERENCER

- /1/ Region Sjælland: Notat, Synkronpejlinger omkring Stengården Losseplads, Orbicon august 2011
- /2/ Bondesen, E. & Schrøder, N. 1978: Torkilstrup formationens geologi og geohydrologi. Institut for miljø, teknologi og samfund. RUC august 1978. 40 sider.
- /3/ Erik Maagaard Jacobsen, 1984: En råstof geologisk kortlægning omkring Roskilde, Dansk geol. Foren., Årsskrift for 1984, side 65-78, København, 28. februar 1985.
- /4/ Region Sjælland: Stengården Losseplads. Undersøgelse af grundvandsforurening samt vurdering af afværge og monitoring. Marts 2007. Watertech.
- /5/ Prøvepumpning ved Stengårdens Losseplads med henblik på etablering af afværgeanlæg. Februar 1992. Cowi.
- /6/ Region Sjælland: Rapport, Hvalsø, Stengårdens Losseplads, Undersøgelser af forureningsfanen. Oktober 2008, GEO
- /7/ GEUS. "God praksis i hydrologisk modellering – GEO-VEJLEDNING 7", Jens Christian Refsgaard m.fl. 2010.
- /8/ GEUS, "Håndbog i grundvandsmodellering", Sonnenborg og Henriksen, 2005.
- /9/ <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>
- /10/ Miljøstyrelsen, Fyns Amt og VJ. 2006. Pesticiddatabasen. (www.pesticiddata.dk)
- /11/ Sjællandsmodellen, Naturstyrelsen Roskilde.
- /12/ 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.
- /13/ Watermark Numerical Computing. PEST. Model-Independent Parameter Estimation. Fourth Edition. John Doherty. 2002.

Bilag 1

Situationsplan



Projekt: Etablering af 3 nye boringer og modellering Stengårdens Losseplads

Signaturforklaring:

- Pejling anvendt i interpolation
- Pejling udeladt af interpolation
- 3 nye boringer
- Tolket potentiale i primært magasin (m DVR90) 19. august 2011-0,1 m kurver
- Losseplads

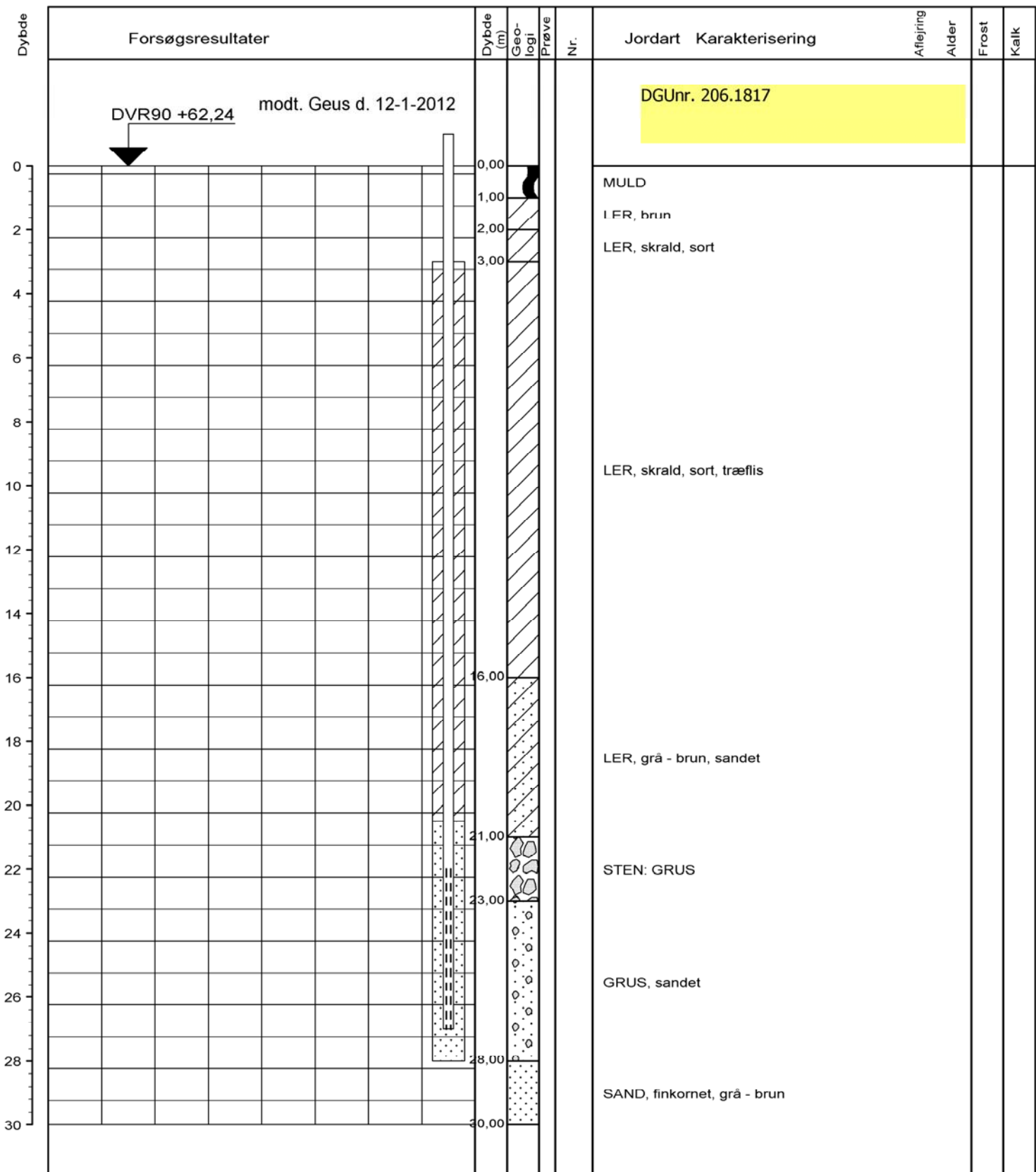
Projekt:

Stengården Losseplads



Emne: Situationsplan og potentialekort		Målforskel: 1:12.500	Kotesystem: DVR90
Tegner: GITS	Kontrol: LCLA	Godkendt: NTUX	Sagsnr.: 3641100211
Dato: 17.04.2012		Bilag: 1	
Orbicon		Ringstedvej 20 4000 Roskilde	Tlf. 46300310 Fax: 46300311 www.orbicon.dk mail@orbicon.dk

Bilag 2
Boreprofiler



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

Symmetrix Ø12"

Boremetode :

X : 6812/0 (m) Y : 6163916 (m) Plan :

Sag : 251124

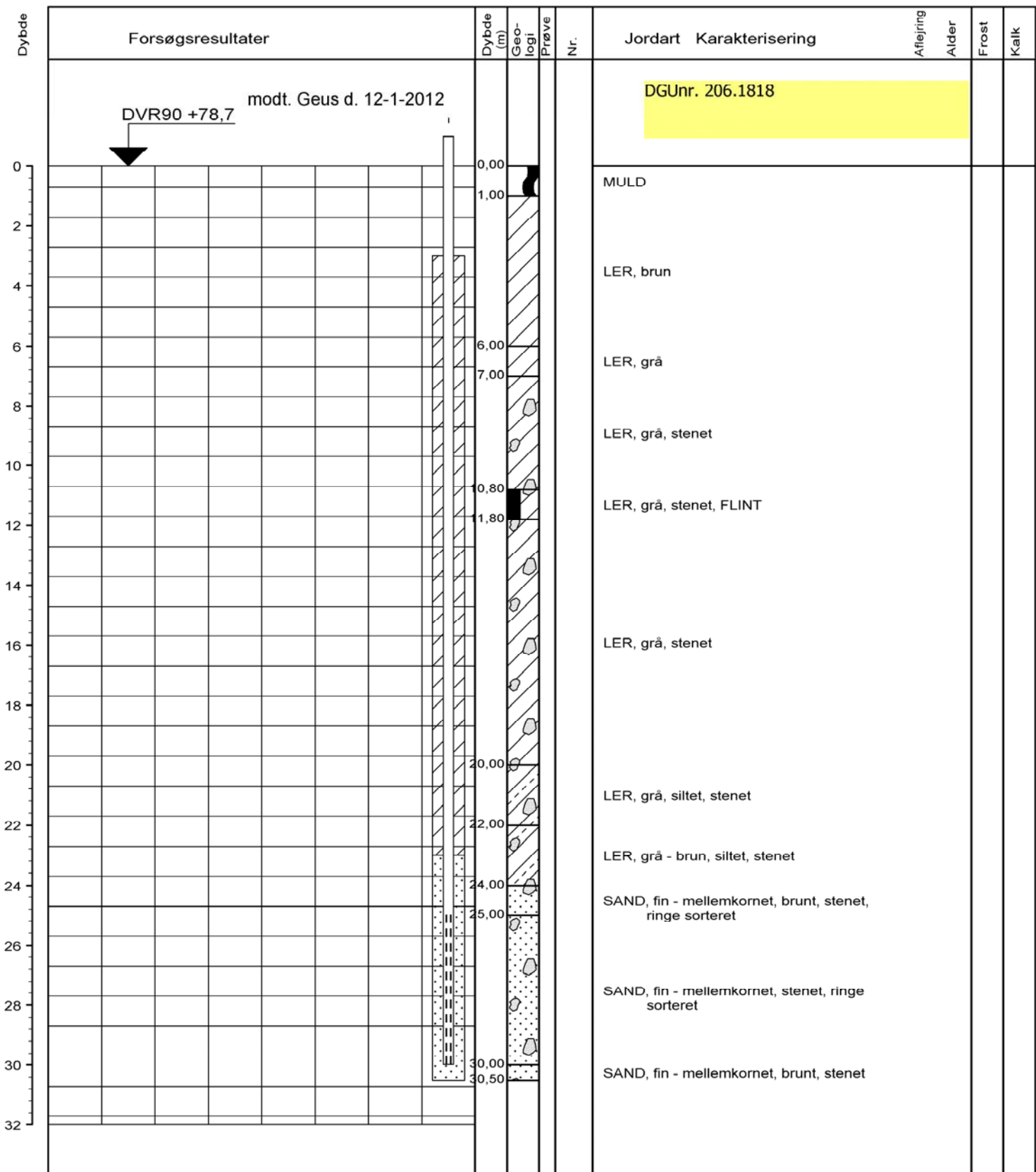
Geolog : Boret af : Dato : 20111213 Arkil-nr.: ORB1 Boring : ORB1

Udarb. af : CJA Kontrol : LNP Godkendt : MGL Dato : 20120109 Bilag : s. 1 / 1



Boreprofil

BRegister - PSTGFDK 2.0 - 11/01/2012 15:04:19



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

Symmetrix Ø12"

Boremethode :

X : 681035 (m) Y : 6163409 (m) Plan :

Sag : 251124

Geolog : Boret af : Dato : 20111201 Arkil-nr.: ORB2 Boring : ORB2

Udarb. af : CJA Kontrol : LNP Godkendt : MGL Dato : 20120109 Bilag : S. 1 / 1



Boreprofil

BRegister - PSTGFDK 2.0 - 11/01/2012 15:06:32

BORERAPPORT
DGU arkivnr: 206. 1822

Borested : lossepladsen Stengården
 4330 Hvalsø
 Det er en ny boring i en eksisterende boring, dgu 206.1818

Kommune : Lejre
Region : Sjælland

Boringsdato : 31/1 2012

Boringsdybde : 40 meter

Terrænkote : 78.49 meter o. DNN

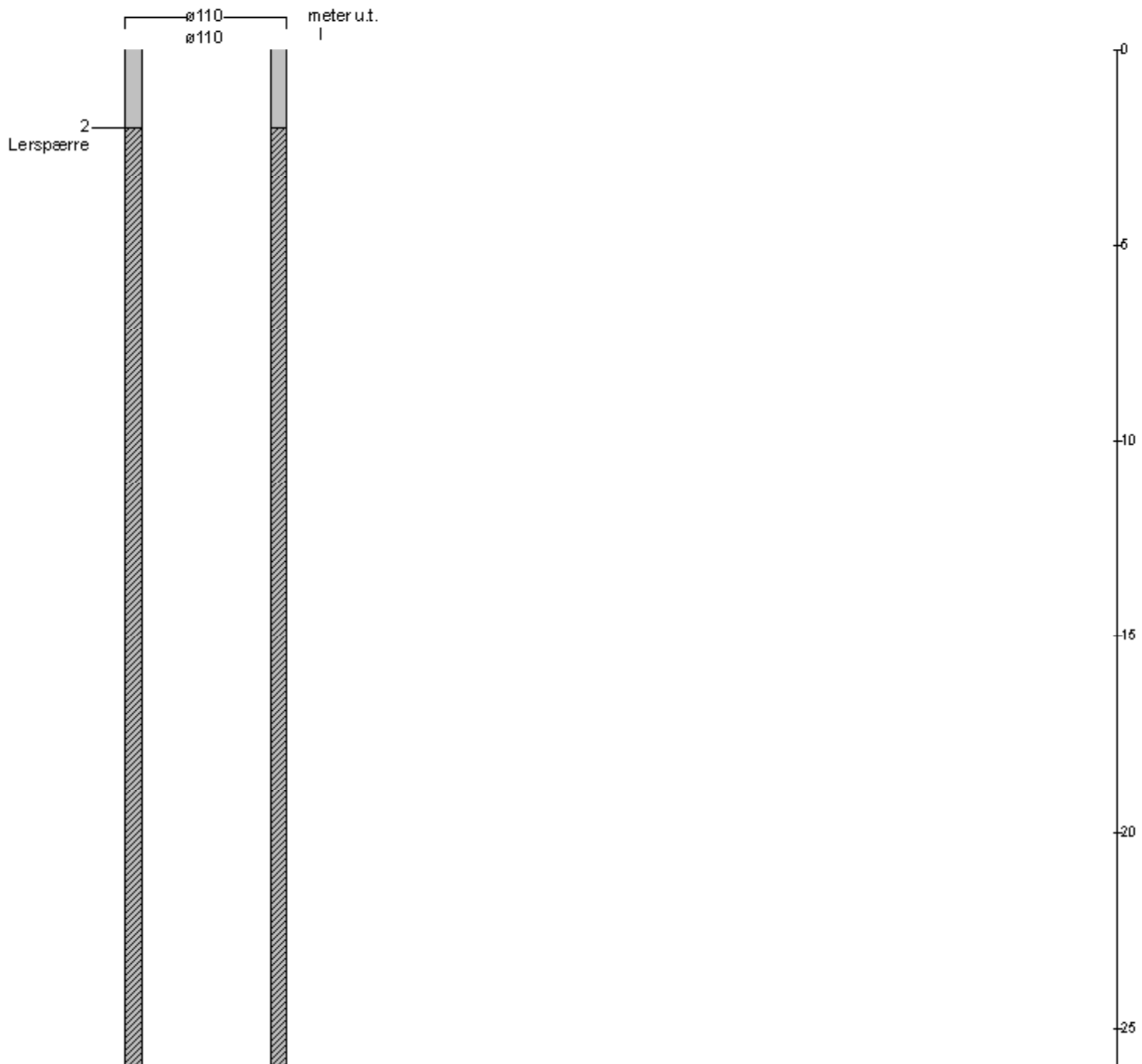
Brøndborer : Boregruppen AS
MOB-nr :
BB-journr :
BB-bornr :

Prøver
 - modtaget :
 - beskrevet :
 - antal gemt :

Formål : Forurening/miljø
Anvendelse :
Boremetode : Snegleboring

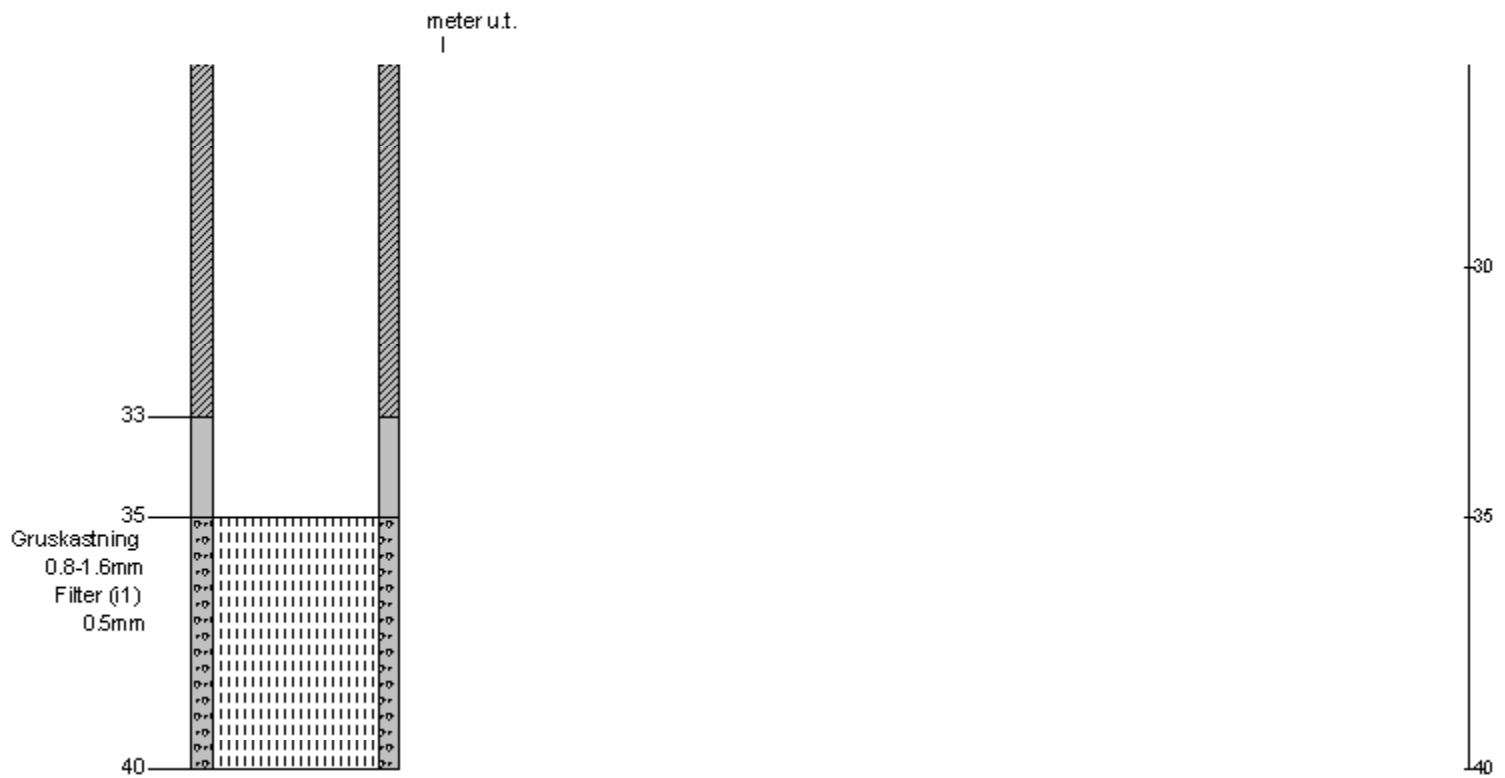
Kortblad : 1513IIINV
UTM-zone : 32
UTM-koord. : 681035, 6163409

Datum : EUREF89
Koordinatkilde : Brøndborer
Koordinatmetode : GPS



BORERAPPORT

DGU arkivnr: 206. 1822





GEUS

BORERAPPORT

Brøndborerfirma:

Boregruppen as

Dato 01.03.12	Modtaget GEUS d. 01-03-2012	
Brøndborer jour. nr.	Prøver modtaget GEUS d.	DGUNr. 206.1822

denne side sendes til

Send som e-mail

Udskriv formular

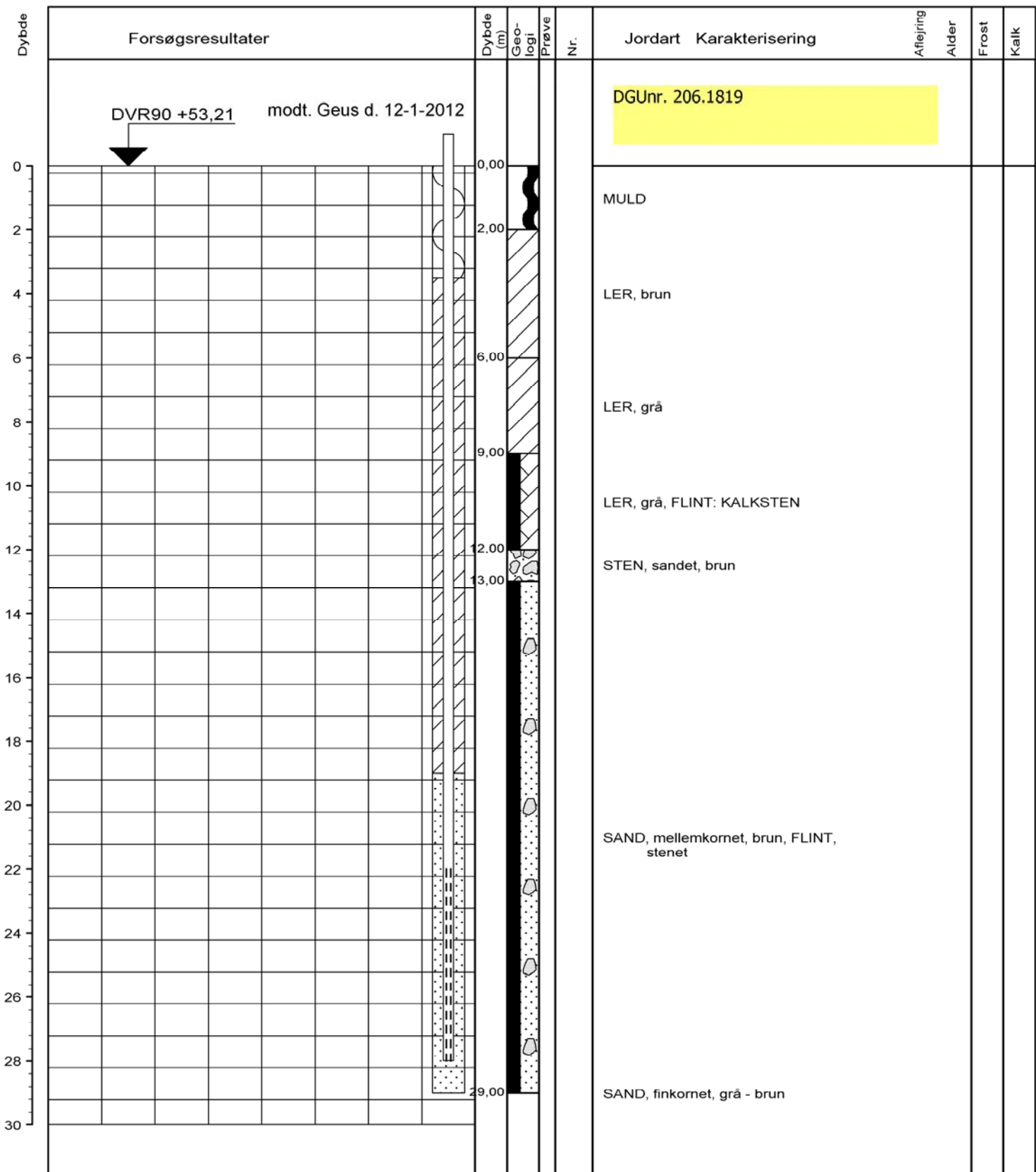
GEUS
Danmarks og Grønlands
Geologiske Undersøgelse

Øster Voldgade 10
1350 København K

Telefon: 38 14 20 00
Telefax: 38 14 20 50

Borested	adresse lossepladsen Stengården		post nr.	4 3 3 0		by	Hvalsø		
	ejendomsnavn/matr.nr.						kommune	Lejre	
Boringen udført for	navn Orbicon, Lars Chr. Larsen						tlf. nr.	23424766	
	adresse Ringstedvej 20, 4000 Roskilde		post nr.			by	boremethode snegl		
Udført i tiden	fra dato år 31/01/2012	til dato år 31/01/2012	formål forurening/miljø						
Boredimension	udv. diam. Ø110 mm	udv. diam. mm	udv. diam. mm	koordinater					
	0 til 40 m	til m	til m	X 6 8 1 0 3 5					
Forerør	udv. diam. mm	materiale	udv. diam. mm	Y 6 1 6 3 4 0 9					
	fra 0 til 35 m	peh	fra til m						
Filterrør / filterinterval	udv. diam. mm	materiale	fra til m u. terr.	spaltebredde	gruskastning				
		peh	35 40	0,5	0.8-1.6 mm				
Filtorrør / filterinterval	udv. diam. mm	materiale	fra til m u. terr.	spaltebredde	gruskastning				
Forsøgling / lerspærre	fra til m u. terr.	fra til m u. terr.	materiale						
	2 33		Bentonit						
Pejling	før pumping (ro-vandstand)		før pumping (ro-vandstand)		før stop af pumping		koordinatmetode		
	m. u. terr.		m. o. terr.		m. u. terr.		GPS <input type="checkbox"/> KMS <input type="checkbox"/> aflæst på papirkort <input type="checkbox"/>		
Renspumpning eller prøvepumpning	m ³ pr. time ved m sænkning		m ³ pr. time ved m sænkning		m ³ pr. time ved m sænkning		datum		
	pumpet i timer		pumpet i timer		pumpet i timer		ED50 <input type="checkbox"/> WGS84 <input type="checkbox"/> EUREF89 <input checked="" type="checkbox"/>		
							aflæst på kort Terrænkote mut nivelleret mut		
Tilbagepejling	vandstand under eller over terræn ved følgende tidspunkter efter stop af pumping								
	3 min.	10 min.	30 min.	1 timer	2 timer	6 timer	24 timer		
Dybder i m u. terræn	Beskrivelse af jordlagenes beskaffenhed, farve, vandføring m.v.						Prøvetagningsdybder m u. terr.	Prøve nr.	
0 - 30	eksisterende boring								
30,0-33,2	sand, stærkt gruset, tør						31	19273	
33,2-35,2	sand, groft, lys, våd, stærkt gruset						35	19274	
35,2-36,2	Sand, mellem, brun, våd								
36,2-37,4	sand, mellem, gruset, brun, våd								
37,4-40,0	sand, mellem til fin, brun, våd						38	19275	
	Boring etableret i eksisterende boring 206.1818 der,								
	efter Geus' anvisning er sløjfet.								

Borerapporten og jordprøver skal iflg. vandforsyningsloven indsendes til GEUS, Jordprøver sendes til Rigenegade 10. Der udtages jordprøver for hver 5 meter, dog mindst én prøve af hvert jordlag. Vandanalyse bedes vedlagt i kopi eller eftersendt. Prøvepumpnings resultater bedes vedlagt i kopi



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

Symmetrix Ø12"

Boremetode :

X : 682274 (m) Y : 6163461 (m) Plan :

Sag : 251124

Geolog : Boret af : Dato : 20111222 Arkil-nr.: ORB3 Boring : ORB3

Udarb. af : CJA Kontrol : LNP Godkendt : MGL Dato : 20120109 Bilag : s. 1 / 1



Boreprofil

BRegister - PSTGFDK 2.0 - 11/01/2012 15:06:53

Bilag 3

Analysereporter

Analyserapport

Rekvirent:	Orbicon A/S	Sagsnavn:	Stengårdens Losseplads		
	Ringstedvej 20	Sagsnr:	3641100211		
	4000 Roskilde	Sagsbeh.:	Lars Chr. Larsen		
Prøver modtaget:	18-01-2012	Analyse påbegyndt:	19-01-2012	Rapportdato:	06-02-2012
				Rapport nr.:	1203-697
Antal prøver:	1	Opbevaring:	På køl	Bilag:	0
Lab. nr.	1203-697-01				
Prøvetype	Grundvand				
Emballage:	ok				
Prøvetagning:	Rekvirent				
Prøvetager:	CGK1				
Udtaget fra dato:	18-01-2012				Detek-
Prøve ID	206.1817				tions-
Parameter				Enhed	grænse
				Metode	hed □
pH	6,7			DS 287:1978	+/- 0,2
Ledningsevne, 25°C	152			mS/m DS/EN 27888:2003	1 +/- 6 %
Ledningsevne målt ved	21,0			°C	
Ilt	0,2			mg/l DS/EN 25814:2003	0,2 +/- 5 %
NVOC	10			mg/l DS/EN 1484*	0,3 +/- 10 %
Inddampningsrest	880			mg/l DS 204:1980 (mod.)	20 +/- 10 %
Calcium	180			mg/l DS14911:2000, IC	0,3 +/- 10 %
Magnesium	19			mg/l DS14911:2000, IC	0,07 +/- 10 %
Natrium	93			mg/l DS14911:2000, IC	0,06 +/- 6 %
Kalium	27			mg/l DS14911:2000, IC	0,05 +/- 10 %
Nikkel	6,9			µg/l DS 259/ICP-MS 1)	0,1 +/- 11 %
Jern	3,2			mg/l DS/EN ISO 11885:2009	0,001 +/- 10 %
Mangan	0,81			mg/l DS/EN ISO 11885:2009	0,0002 +/- 10 %
Fluorid	0,22			mg/l DS/EN ISO 10304-1:2009	0,02 +/- 10 %
Chlorid	95			mg/l DS/EN ISO 10304-1:2009	0,5 +/- 6 %
Sulfat	66			mg/l DS/EN ISO 10304-1:2009	0,5 +/- 6 %
Nitrat	<0,3			mg/l DS/EN ISO 13395-1:1997	0,3 +/- 6 %
Nitrit	0,008			mg/l DS/EN ISO 13395-1:1997	0,002 +/- 10 %
Ammonium	0,097			mg/l Lange LCK 304	0,006 +/- 10 %
Phosphor, total	0,016			mg/l DS/EN ISO 6878:2004	0,008 +/- 10 %
Hydrogencarbonat	860			mg/l DS/EN ISO 9963-1:1996	24 +/- 6 %
Aggressiv CO2	<2			mg/l DS 236:1977	2 +/- 10 %
2,4-D	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	0,18			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
4-CPP	3,7			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
4-nitrophenol	<0,02			µg/l AOAC 86(5)1015:2003*	0,02 +/- 15 %
Atrazin	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Azinphos-methyl	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003*	0,01 +/- 15 %
Bentazon	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Carbofuran	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Chloridazon	0,058			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Chlorthiamid	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003*	0,01 +/- 15 %
Desethylatrazin	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Desethylterbutylazin	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Desisopropylatrazin	0,020			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Dichlorprop	0,46			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Dimethoat	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Dinoseb	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Diuron	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Hexazinon	0,014			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Hydroxyatrazin	0,015			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Isoproturon	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %
Lenacil	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003*	0,01 +/- 15 %
Linuron	<0,01			µg/l AOAC 86(5)1015:2003	0,01 +/- 15 %

Analyserapport

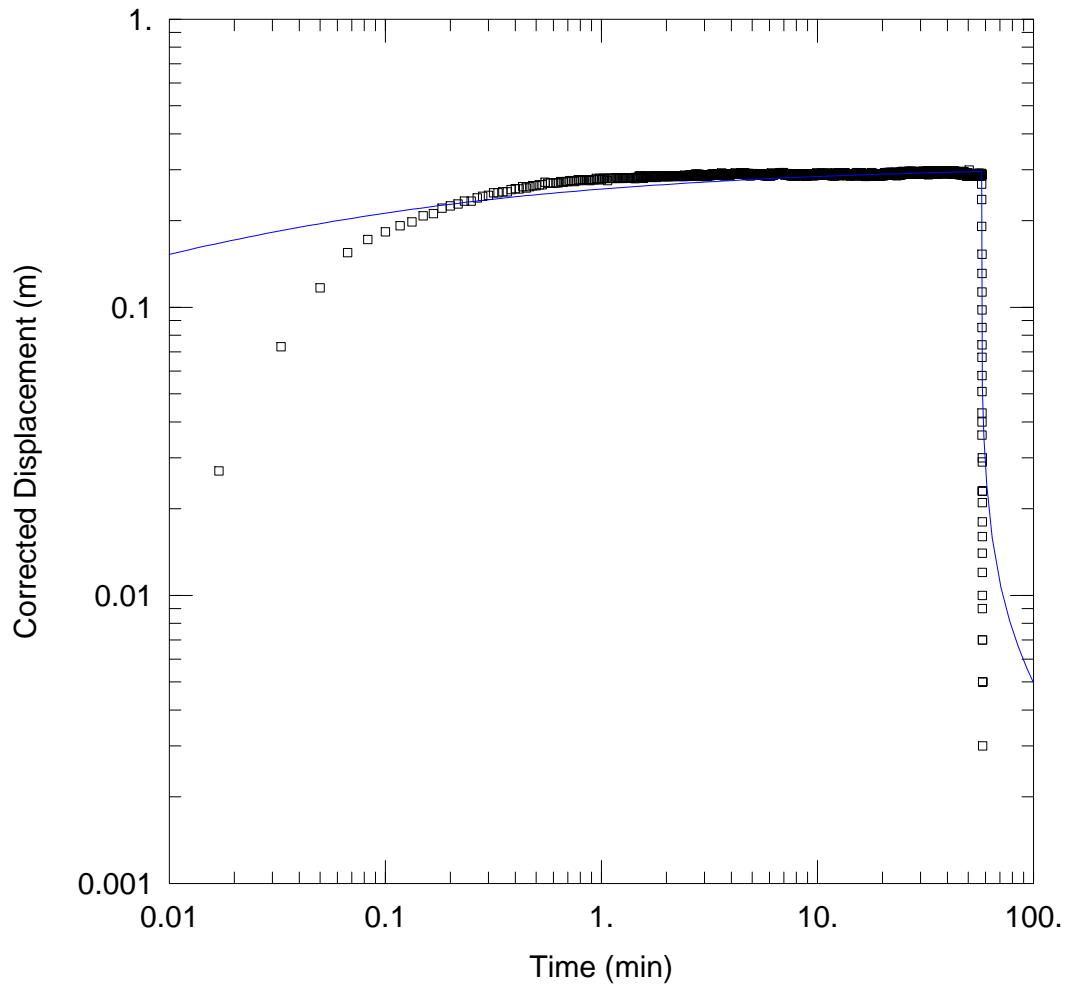
Rekvirent:	Orbicon A/S	Sagsnavn:	Stengårdens Losseplads
	Ringstedvej 20 4000 Roskilde	Sagsnr:	3641100211
		Sagsbeh.:	Lars Chr. Larsen
Prøver modtaget:	18-01-2012	Analyse påbegyndt:	19-01-2012
		Rapportdato:	06-02-2012
		Rapport nr.:	1203-697
Antal prøver:	1	Opbevaring: På køl	Bilag: 0
Lab. nr.	1203-697-01		
Prøvetype	Grundvand		
Emballage:	ok		
Prøvetagning:	Rekvirent		
Prøvetager:	CGKI		
Udtaget fra dato:	18-01-2012		
Prøve ID	206.1817		
Parameter		Enhed	Metode
			Detek- tions- grænse
			Usikker- hed □
Malathion	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
MCPA	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Mechlorprop	1,5	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Metamitron	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Mevinphos	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Parathion	<0,02	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,02 +/- 15 %
Pendimethalin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Pirimicarb	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Prochloraz	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Prometryn	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Propachlor	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Propyzamid	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Simazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Terbutylazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003 0,01 +/- 15 %
Metribuzin-desamino-diketo	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Metribuzin-diketo	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003* 0,01 +/- 15 %
Captan	<0,02	µg/l	EPA 8270C:1996 mod. 0,02 +/- 10 %
Phenol	0,067	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2-methylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
3-methylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
4-methylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2,3-dimethylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2,4-dimethylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2,5-dimethylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2,6-dimethylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
3,4-dimethylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
3,5-dimethylphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2-chlor-6-methylphenol	<0,01	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,01 +/- 25 %
4-chlor-2-methylphenol	0,423	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,01 +/- 25 %
2,4-dichlorphenol	<0,01	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,01 +/- 25 %
2,6-dichlorphenol	<0,01	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,01 +/- 25 %
2,4,6-trichlorphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
2,3,4,6-tetrachlorphenol	<0,05	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,05 +/- 25 %
Pentachlorphenol (PCP)	0,020	µg/l	AOAC 70(6)1013:1987 0,01 +/- 25 %
AMPA	<0,02	µg/l	LC-MS 2) 0,0084 +/- 0,0045
Glyphosat	<0,02	µg/l	LC-MS 2) 0,012 +/- 0,0041
Kulbrinter >C5-C10	6,0	µg/l	DS 9377-2:2001 mod. FID 2,5 +/- 20 %
Kulbrinter >C10-C25	24	µg/l	DS 9377-2:2001 mod. FID 5 +/- 20 %
Kulbrinter >C25-C40	<10	µg/l	DS 9377-2:2001 mod. FID 10 +/- 20 %
Totalkulbrinter >C5-C40	30	µg/l	DS 9377-2:2001 mod. FID +/- 20 %
Benzen	1,2	µg/l	HS-GC-MS* 0,05 +/- 20 %
Toluen	<0,05	µg/l	HS-GC-MS* 0,05 +/- 20 %
Ethylbenzen	<0,05	µg/l	HS-GC-MS* 0,05 +/- 20 %
m+p-xylen	<0,05	µg/l	HS-GC-MS* 0,05 +/- 20 %

Analyserapport

Rekvirent: Orbicon A/S		Sagsnavn: Stengårdens Losseplads	
Ringstedvej 20		Sagsnr: 3641100211	
4000 Roskilde		Sagsbeh.: Lars Chr. Larsen	
Att.: Lars Chr. Larsen			
Prøver modtaget: 03-02-2012	Analyse påbegyndt: 06-02-2012	Rapportdato: 24-02-2012	
		Rapport nr.: 1205-676	
Antal prøver: 1	Opbevaring: På køl	Bilag: 0	
Lab. nr. 1205-676-01	Grundvand		
Prøvetype	ok		
Emballage:	Rekvirent		
Prøvetagning:	CGK1		
Prøvetager:			
Udtaget fra dato: 03-02-2012			Detek-
Prøve ID 206.1818			tions-
Parameter		Enhed	grænse
			Usikker-
			hed □
pH	6,9		DS 287:1978
			+/- 0,2
Ledningsevne, 25°C	94,9	mS/m	DS/EN 27888:2003
			1 +/- 6 %
Ledningsevne målt ved	19,6	°C	
Ilt	0,25	mg/l	DS/EN 25814:2003
			0,2 +/- 5 %
NVOC	780	mg/l	DS/EN 1484*
			0,3 +/- 10 %
Inddampningsrest	710	mg/l	DS 204:1980 (mod.)
			20 +/- 10 %
Calcium	170	mg/l	DS14911:2000, IC
			0,3 +/- 10 %
Magnesium	11	mg/l	DS14911:2000, IC
			0,07 +/- 10 %
Natrium	15	mg/l	DS14911:2000, IC
			0,06 +/- 6 %
Kalium	2,8	mg/l	DS14911:2000, IC
			0,05 +/- 10 %
Nikkel	3,3	µg/l	DS 259/ICP-MS 1)
			0,1 +/- 11 %
Jern	0,074	mg/l	DS/EN ISO 11885:2009
			0,001 +/- 10 %
Mangan	0,18	mg/l	DS/EN ISO 11885:2009
			0,0002 +/- 10 %
Fluorid	0,21	mg/l	DS/EN ISO 10304-1:2009
			0,02 +/- 10 %
Chlorid	31	mg/l	DS/EN ISO 10304-1:2009
			0,5 +/- 6 %
Sulfat	73	mg/l	DS/EN ISO 10304-1:2009
			0,5 +/- 6 %
Nitrat	4,3	mg/l	DS/EN ISO 13395-1:1997
			0,3 +/- 6 %
Nitrit	0,037	mg/l	DS/EN ISO 13395-1:1997
			0,002 +/- 10 %
Ammonium	0,019	mg/l	Lange LCK 304
			0,006 +/- 10 %
Phosphor, total	0,010	mg/l	DS/EN ISO 6878:2004
			0,008 +/- 10 %
Hydrogencarbonat	510	mg/l	DS/EN ISO 9963-1:1996
			24 +/- 6 %
Aggressiv CO2	<2	mg/l	DS 236:1977
			2 +/- 10 %
2,4-D	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
2,6-dichlorbenzamid (BAM)	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
4-CPP	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
4-nitrophenol	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003*
			0,01 +/- 15 %
Atrazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Azinphos-methyl	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003*
			0,01 +/- 15 %
Bentazon	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Carbofuran	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Chloridazon	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Chlorthiamid	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003*
			0,01 +/- 15 %
Desethylatrazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Desethylterbutylazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Desisopropylatrazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Dichlorprop	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Dimethoat	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Dinoseb	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Diuron	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Hexazinon	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Hydroxyatrazin	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Isoproturon	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %
Lenacil	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003*
			0,01 +/- 15 %
Linuron	<0,01	µg/l	AOAC 86(5)1015:2003
			0,01 +/- 15 %

Bilag 4

Prøvepumpningsresultater



WELL TEST ANALYSIS

Data Set: T:\...\1817.aqt
 Date: 04/12/12

Time: 11:18:48

PROJECT INFORMATION

Company: Orbicon
 Client: Reg Sj
 Location: Hvalsø
 Test Well: 206. 1817
 Test Date: 3. februar 2012

WELL DATA

Pumping Wells

Well Name	X (m)	Y (m)
New Well	0	0

Observation Wells

Well Name	X (m)	Y (m)
□ New Well	0	0

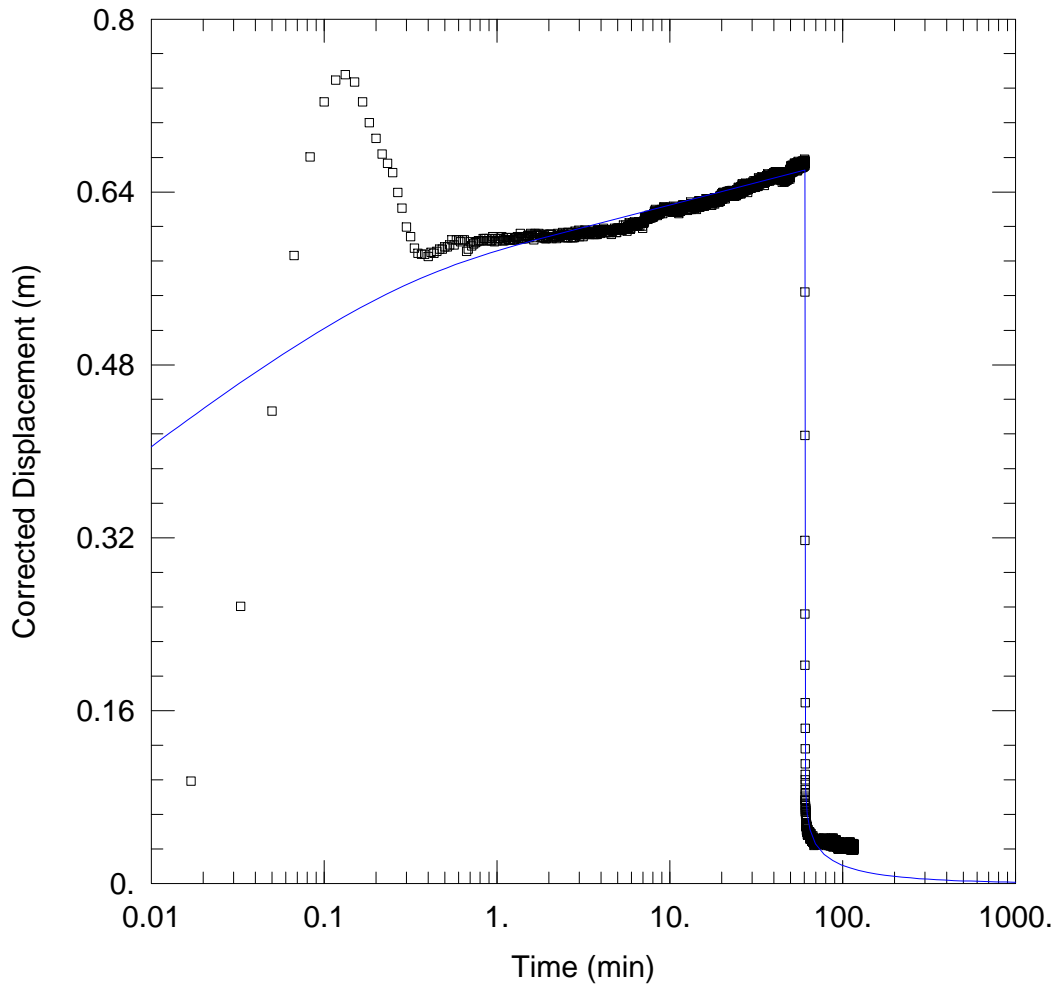
SOLUTION

Aquifer Model: Unconfined

Solution Method: Theis

T = 0.02556 m²/sec
 Kz/Kr = 0.1753

S = 0.01015
 b = 50. m



WELL TEST ANALYSIS

Data Set: T:\...\1818_sænkning.aqt
 Date: 04/12/12

Time: 11:19:42

PROJECT INFORMATION

Company: Orbicon
 Client: Reg Sj
 Location: Hvalsø
 Test Well: 206. 1818
 Test Date: 3. februar 2012

WELL DATA

Pumping Wells

Well Name	X (m)	Y (m)
1818	0	0

Observation Wells

Well Name	X (m)	Y (m)
□ 1818	0	0

SOLUTION

Aquifer Model: Unconfined

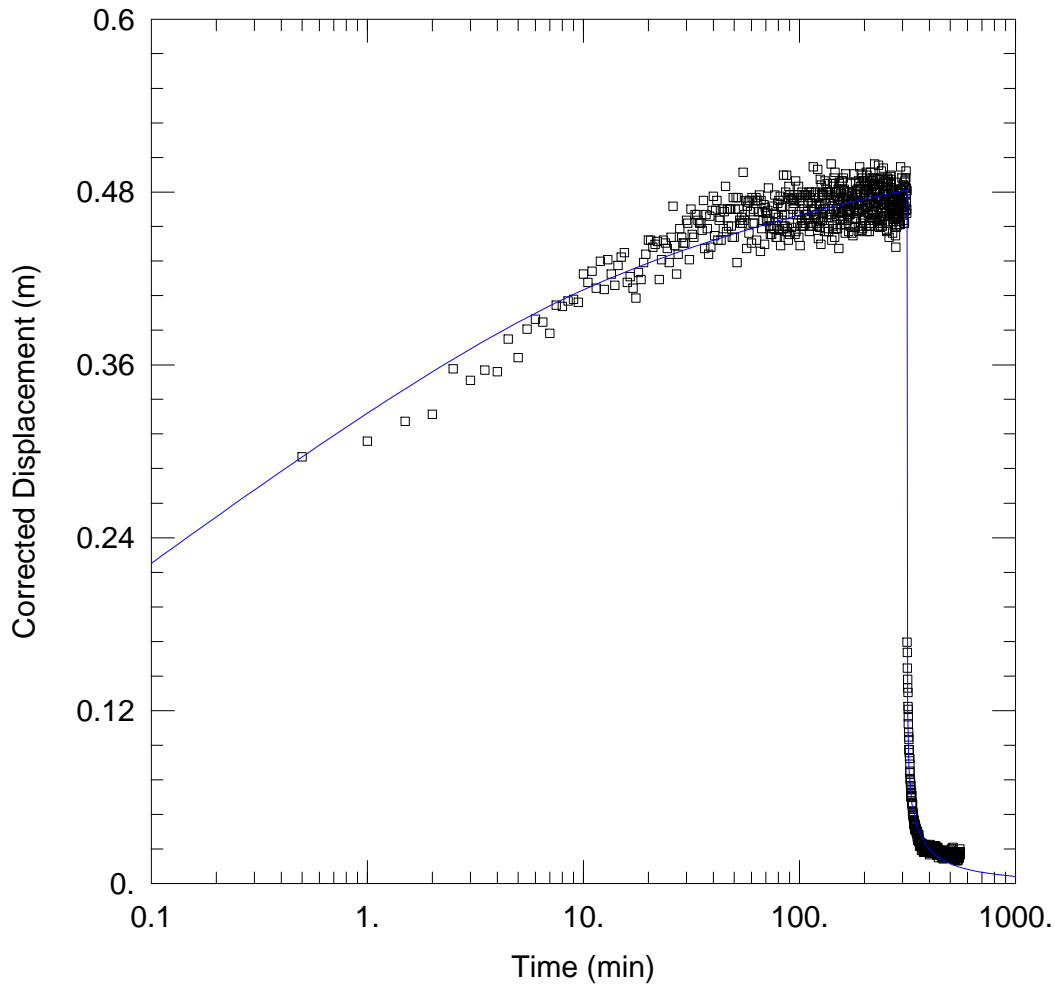
Solution Method: Theis

T = 0.005166 m²/sec

S = 0.00178

Kz/Kr = 0.5

b = 20. m



WELL TEST ANALYSIS

Data Set: T:\...\1819.aqt
 Date: 04/12/12

Time: 11:21:03

PROJECT INFORMATION

Company: Orbicon
 Client: Reg Sj
 Location: Hvalsø
 Test Well: 206. 1819
 Test Date: 3. februar 2012

WELL DATA

Pumping Wells

Well Name	X (m)	Y (m)
New Well	0	0

Observation Wells

Well Name	X (m)	Y (m)
□ New Well	0	0

SOLUTION

Aquifer Model: Unconfined

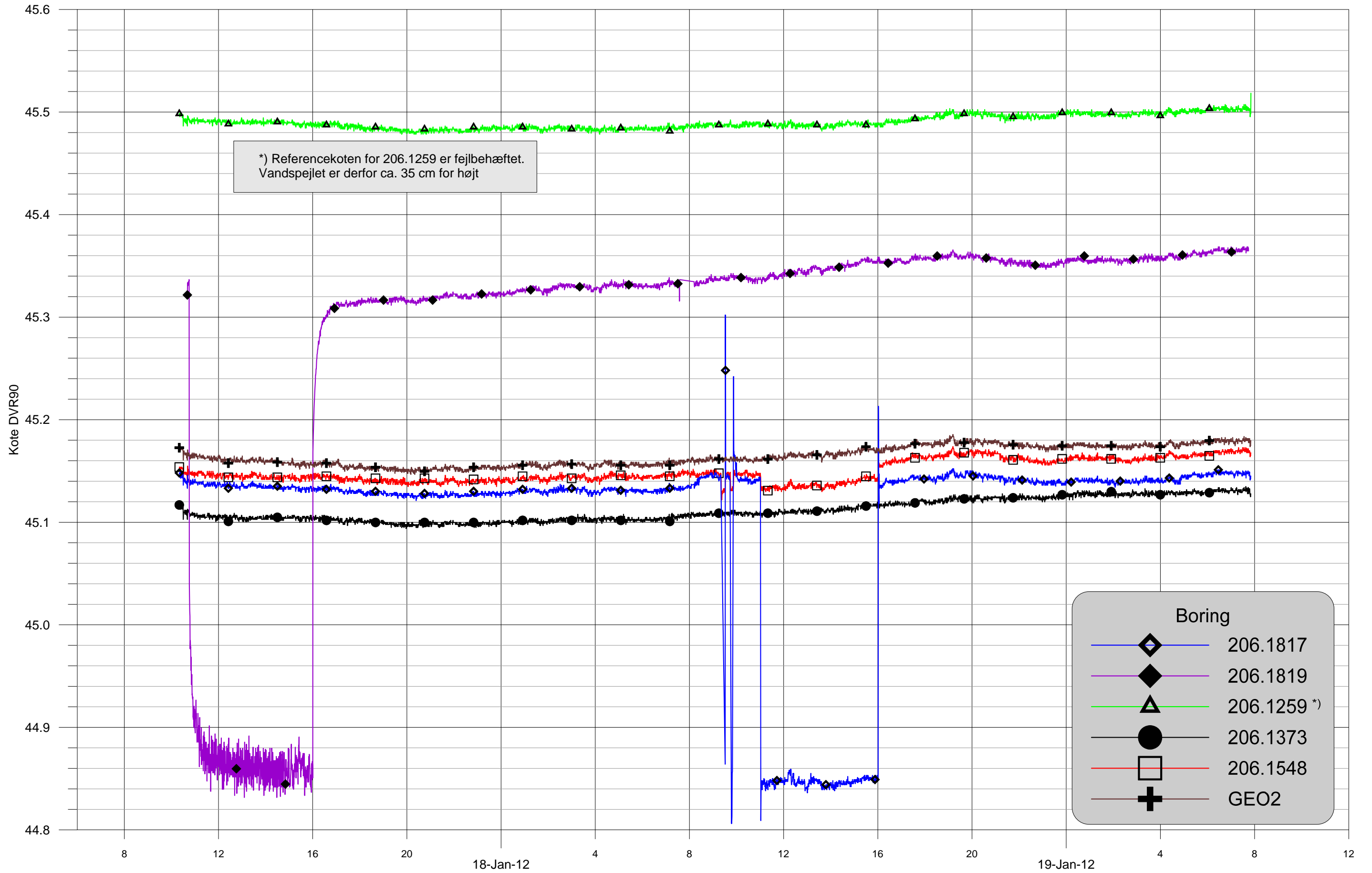
Solution Method: Theis

T = 0.03413 m²/sec
 Kz/Kr = 0.07016

S = 0.2996
 b = 23.23 m

Bilag 5

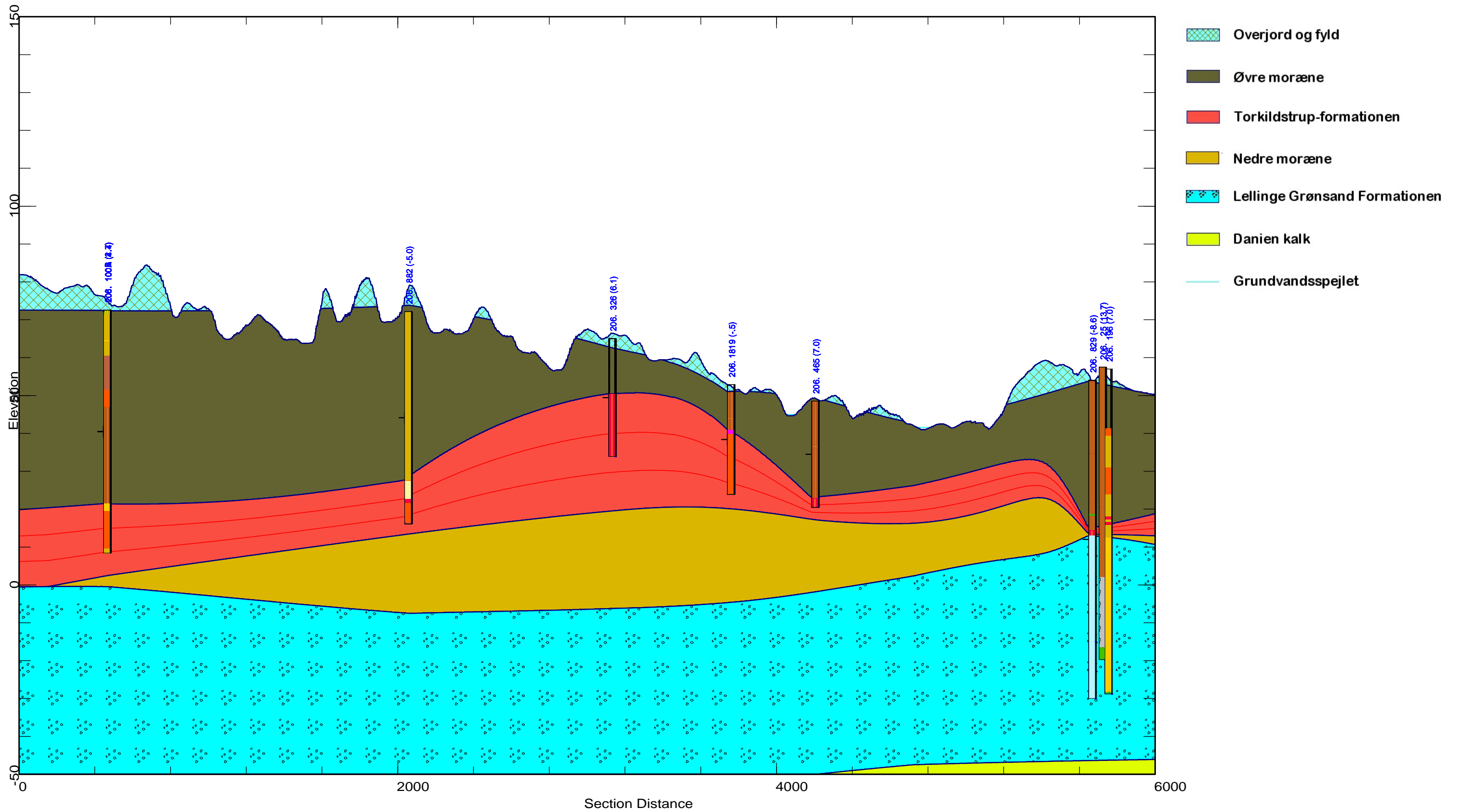
Tidsserier for vandspejl



Bilag 6

Geologiske profiler

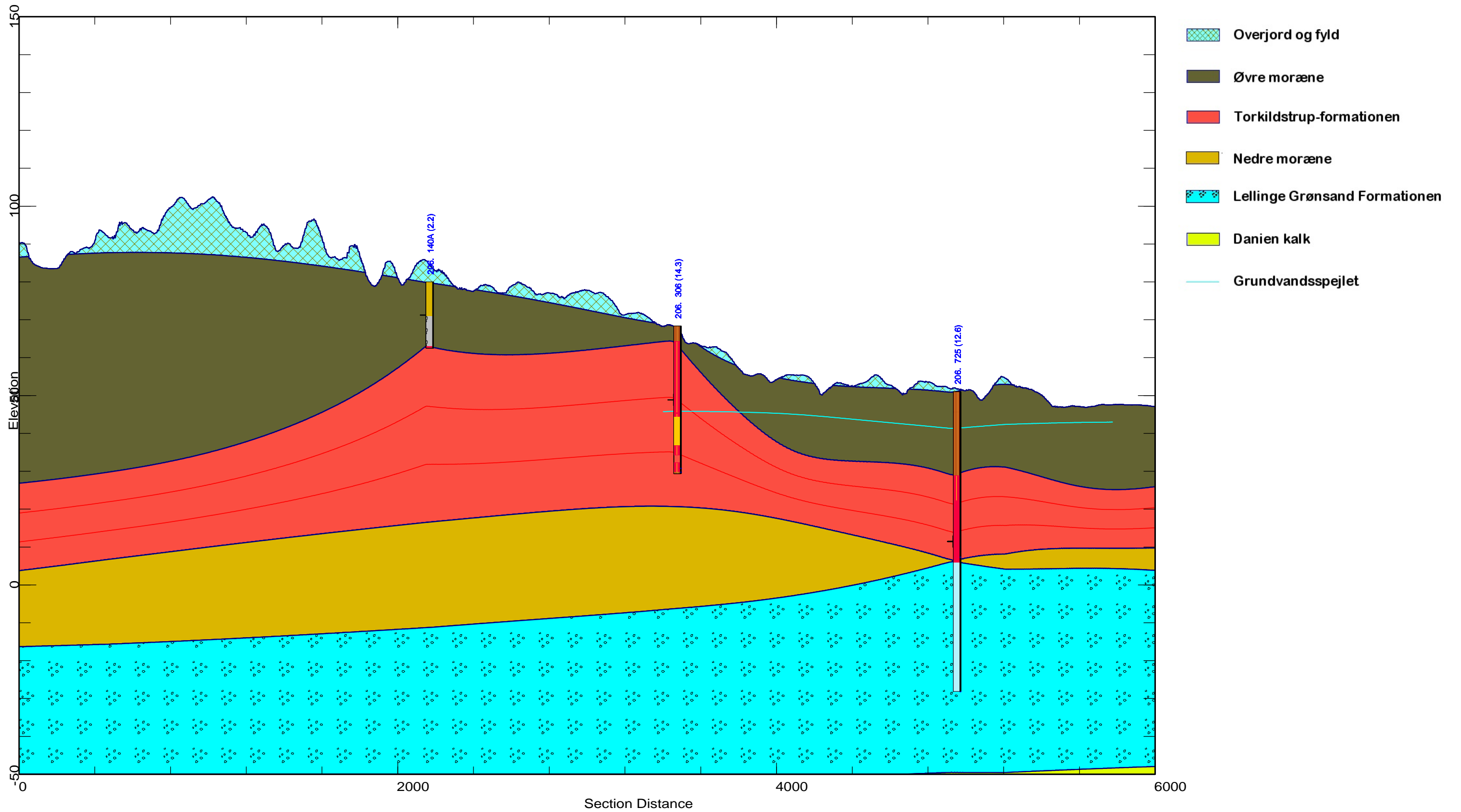
Sektion 1



1: 20000

Overhøjning: 20X

Sektion 2

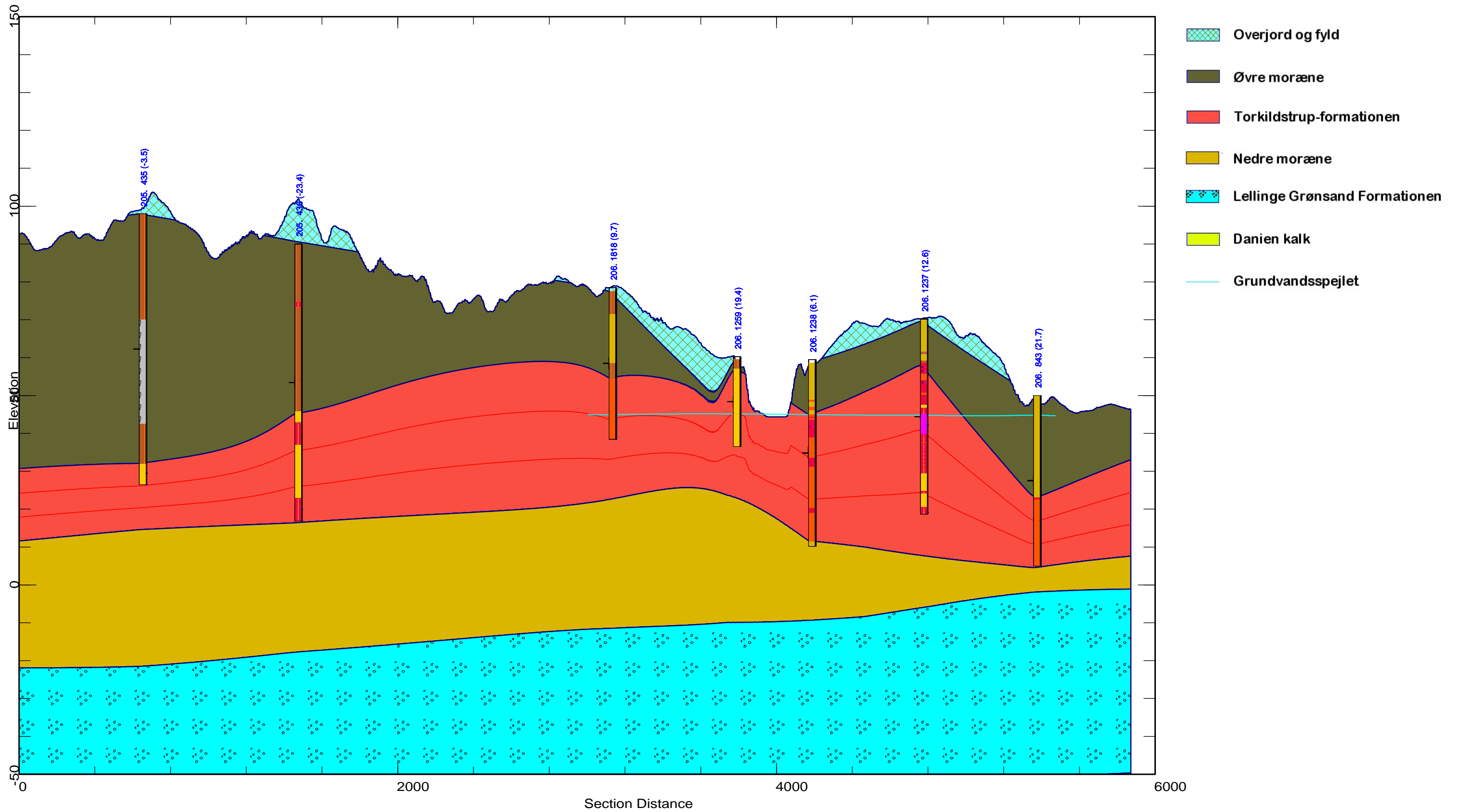


1: 20000

Overhøjning: 20X

12-04-2012 15:33:00

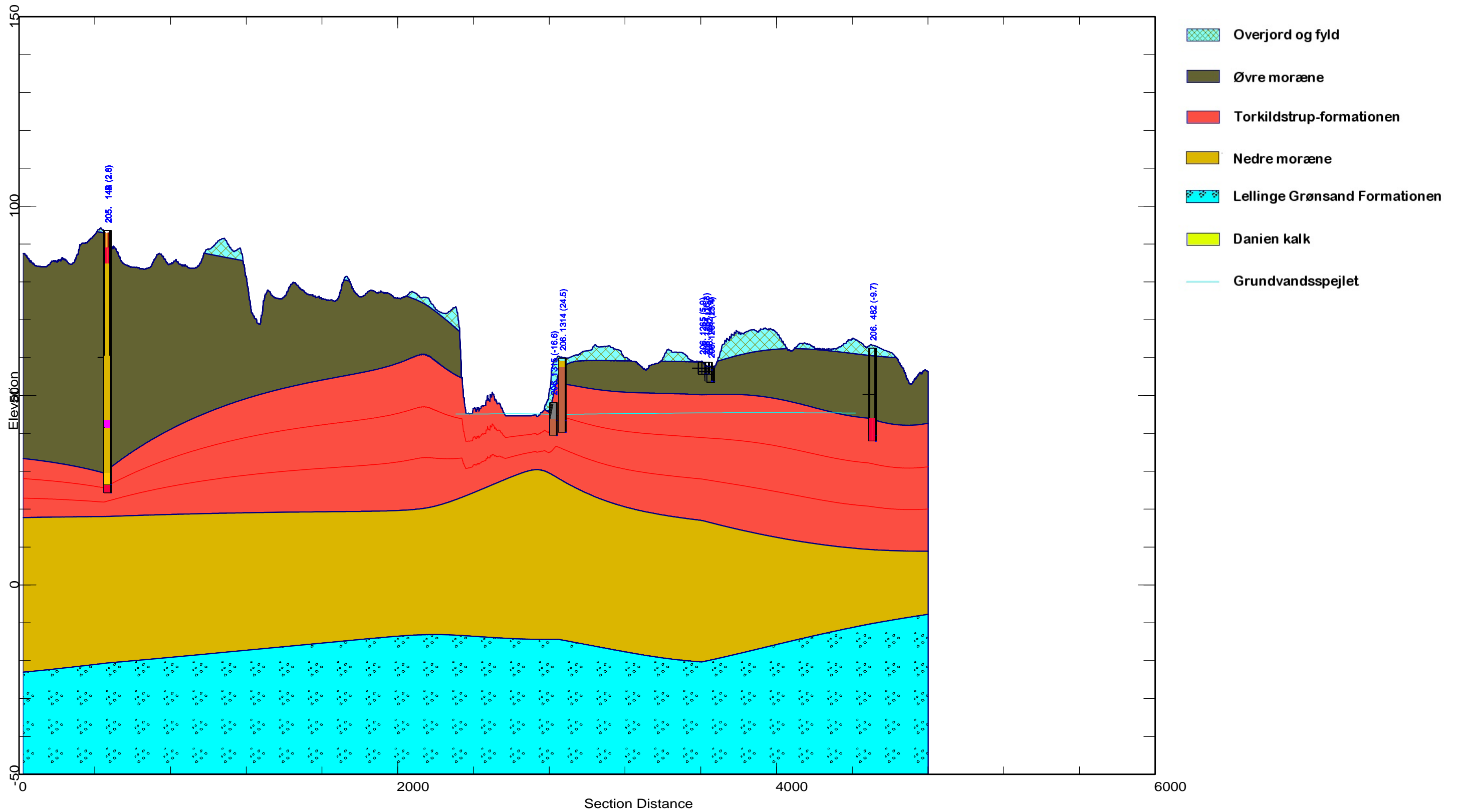
Sektion 3



1: 20000

Overhøjning: 20X

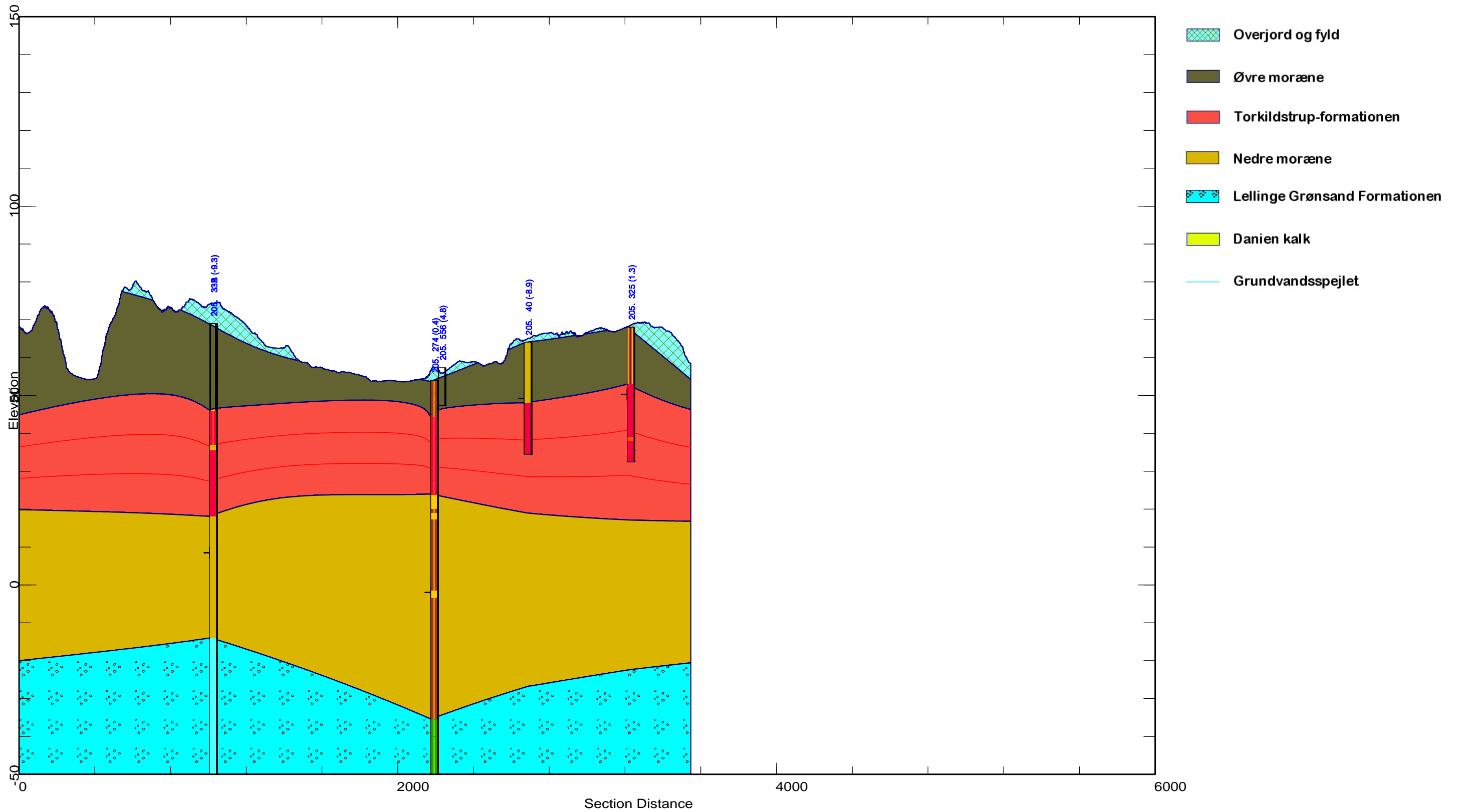
Sektion 4



1: 20000

Overhøjning: 20X

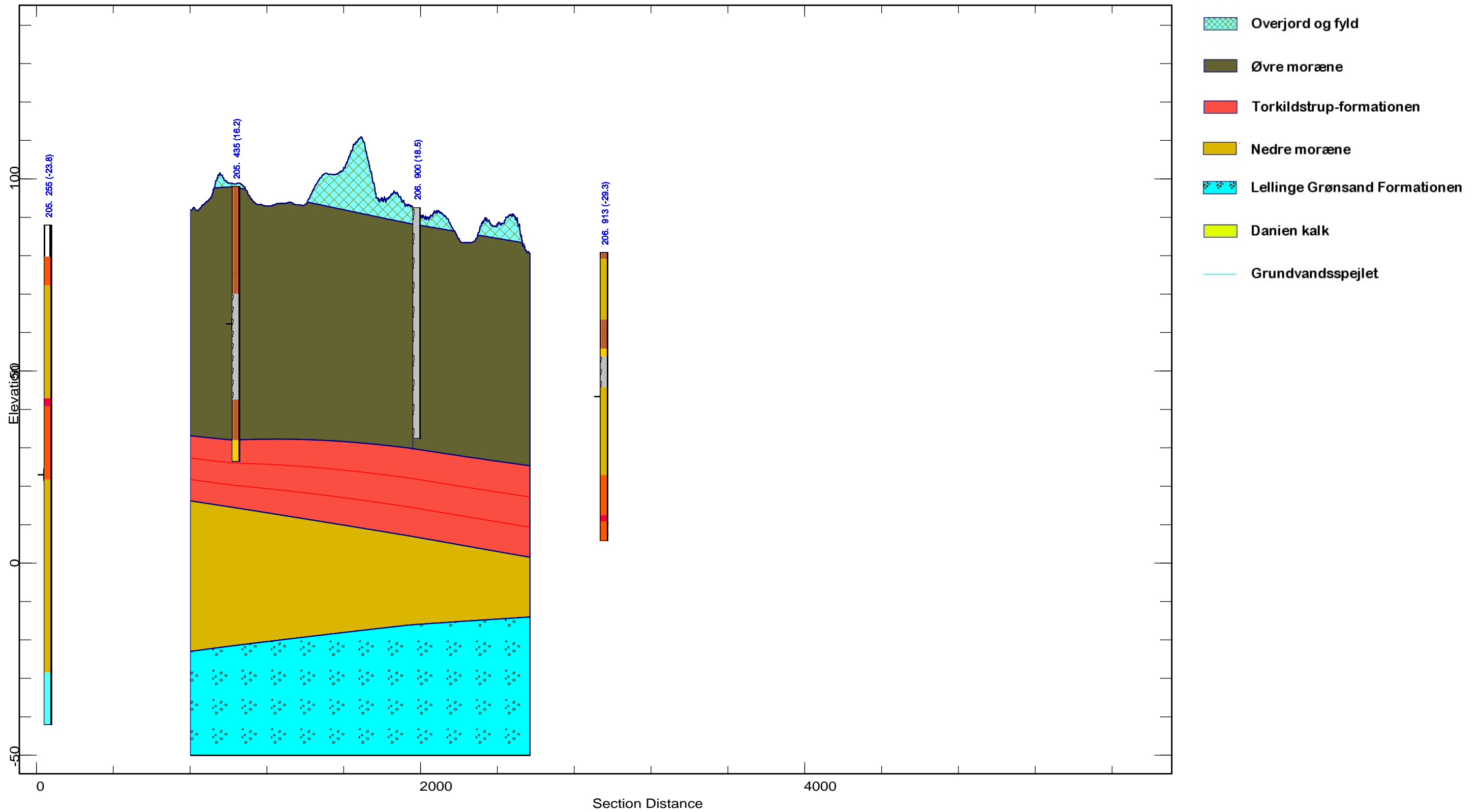
Sektion 5



1: 20000

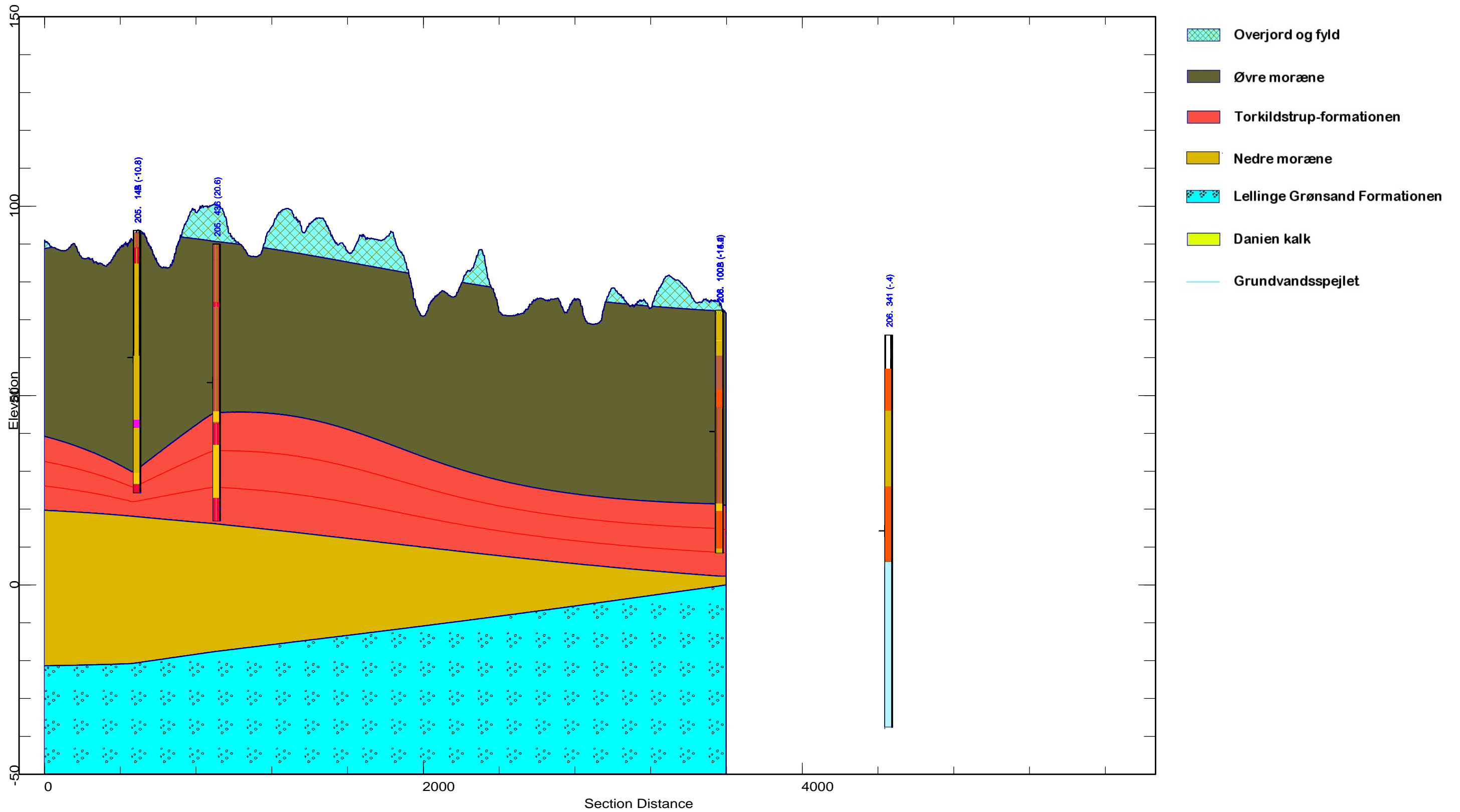
Overhøjning: 20X

Sektion 6



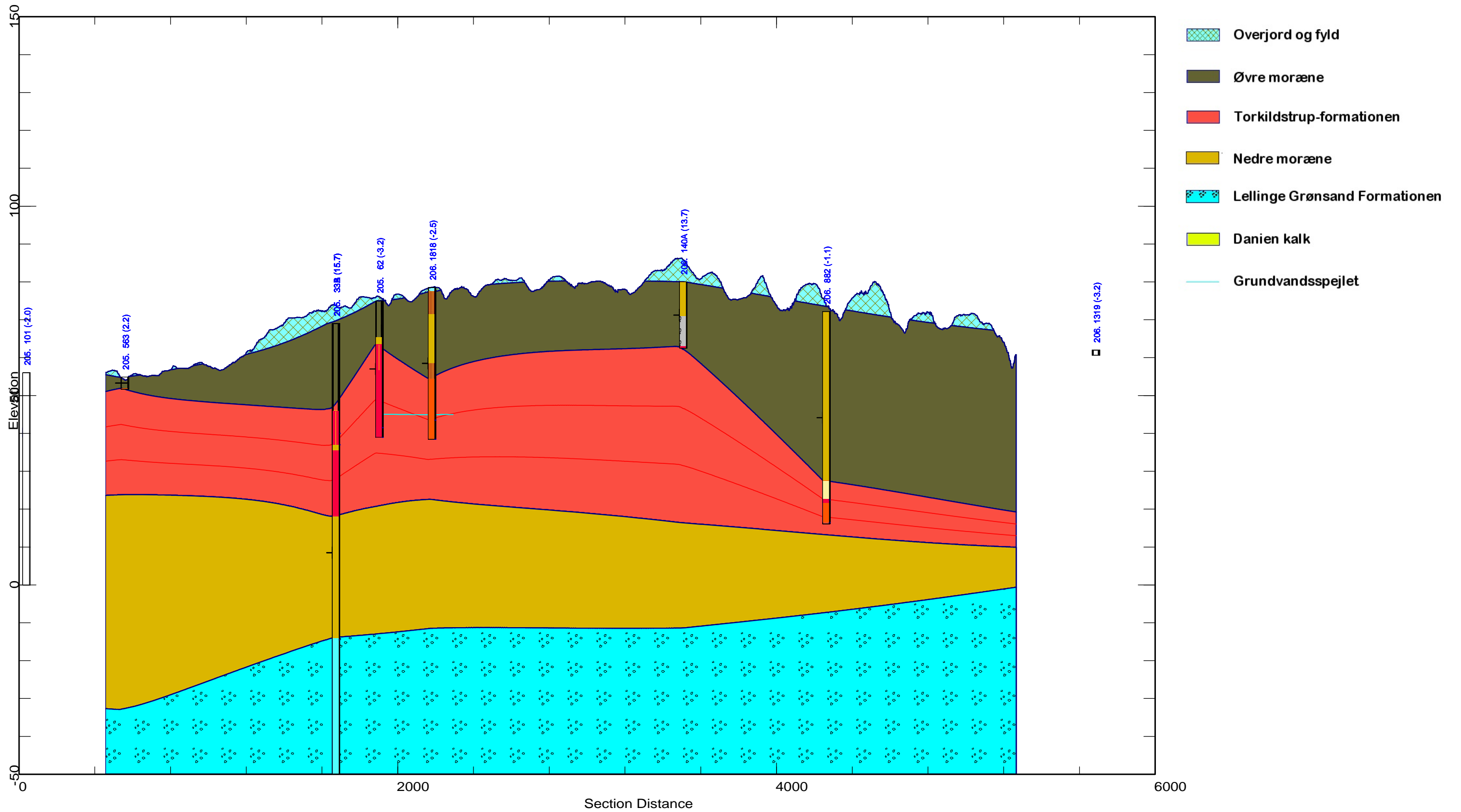
1: 20000
Overhøjning: 20X

Sektion 7



1: 20000
Overhøjning: 20X

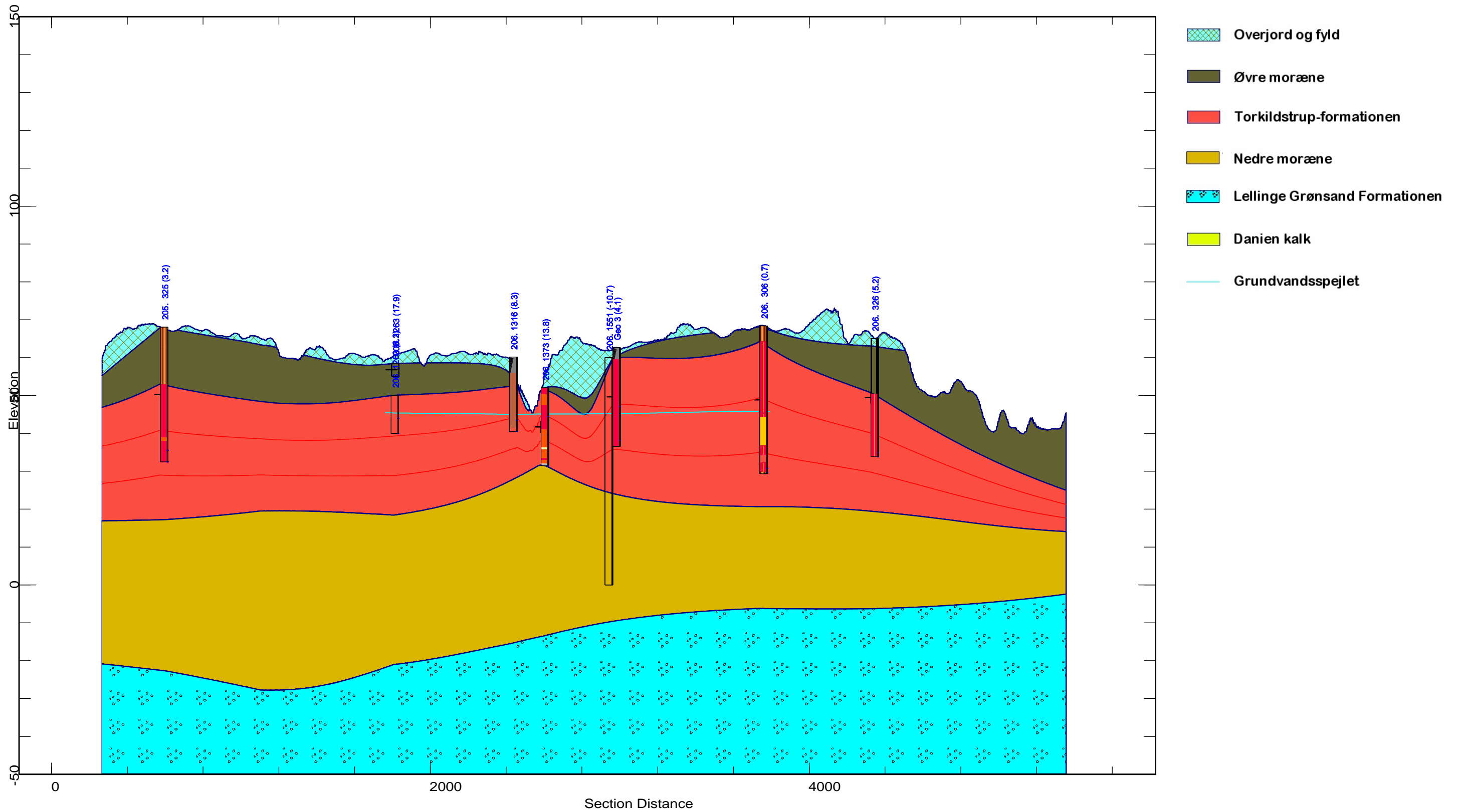
Sektion 8



1: 20000

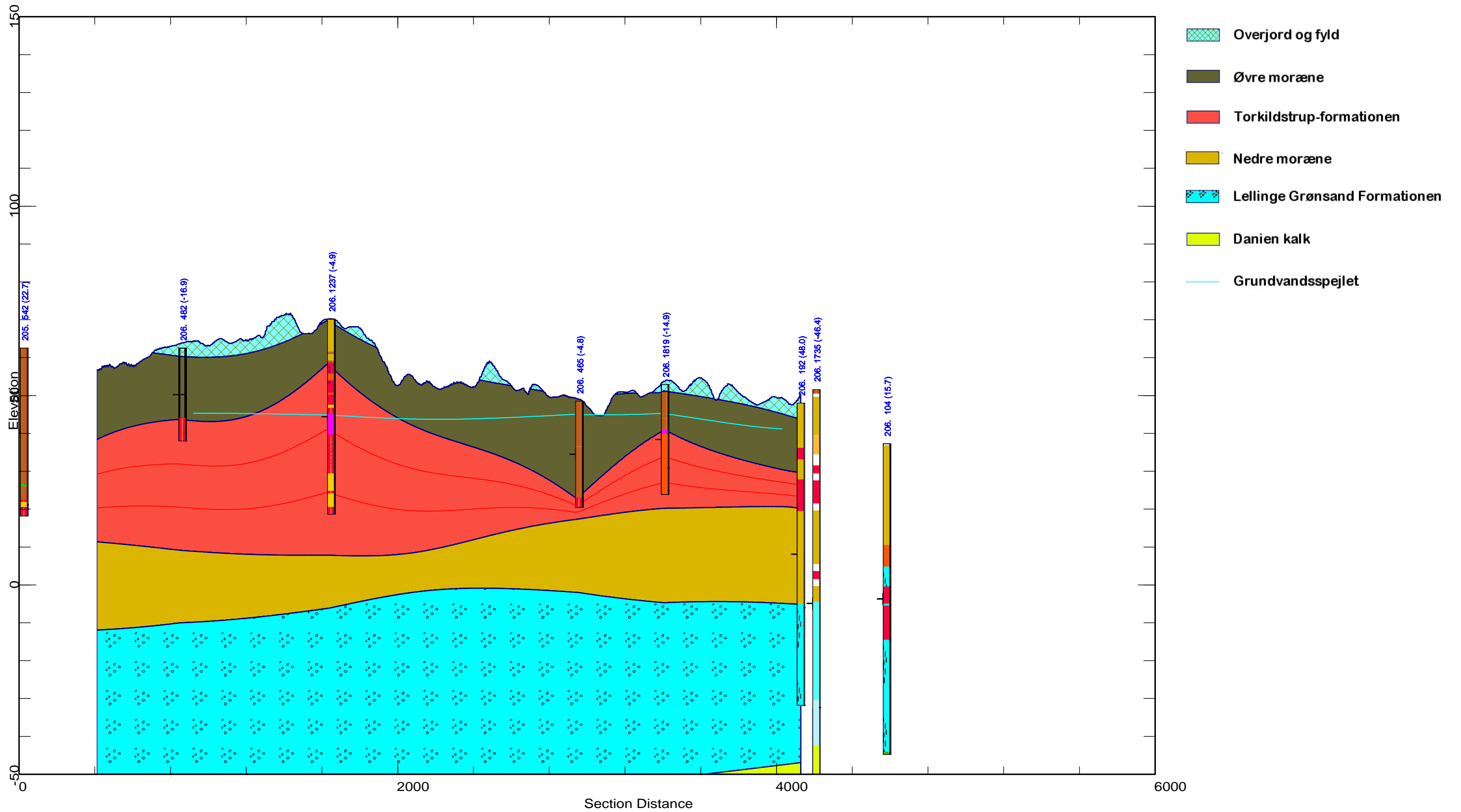
Overhøjning: 20X

Sektion 9



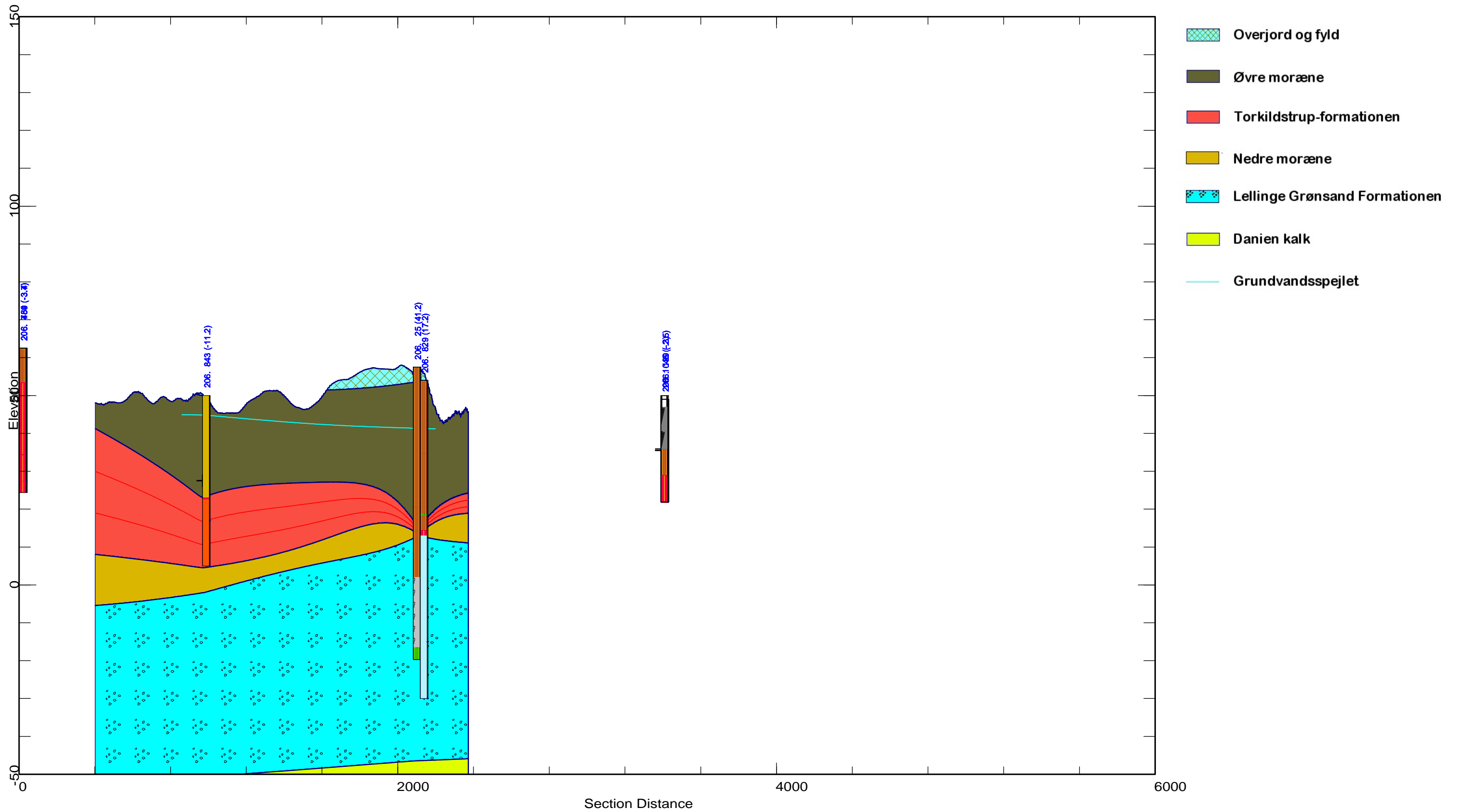
1: 20000
Overhøjning: 20X

Sektion 10



1: 20000
Overhøjning: 20X

Sektion 11



1: 20000
Overhøjning: 20X

Bilag 7

Geologiske zoner

Bilag 7 - Geologiske zoner

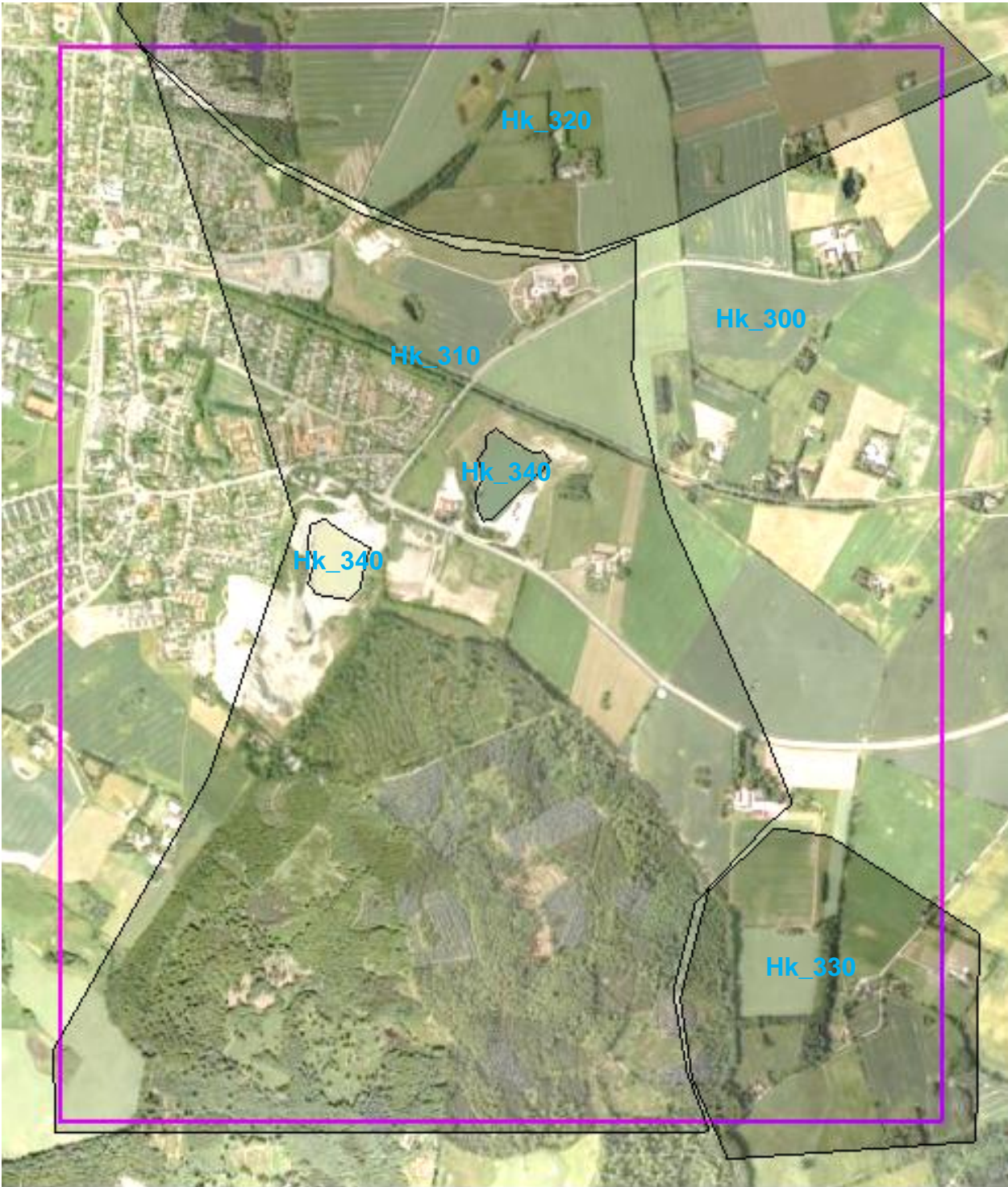
Lag 1



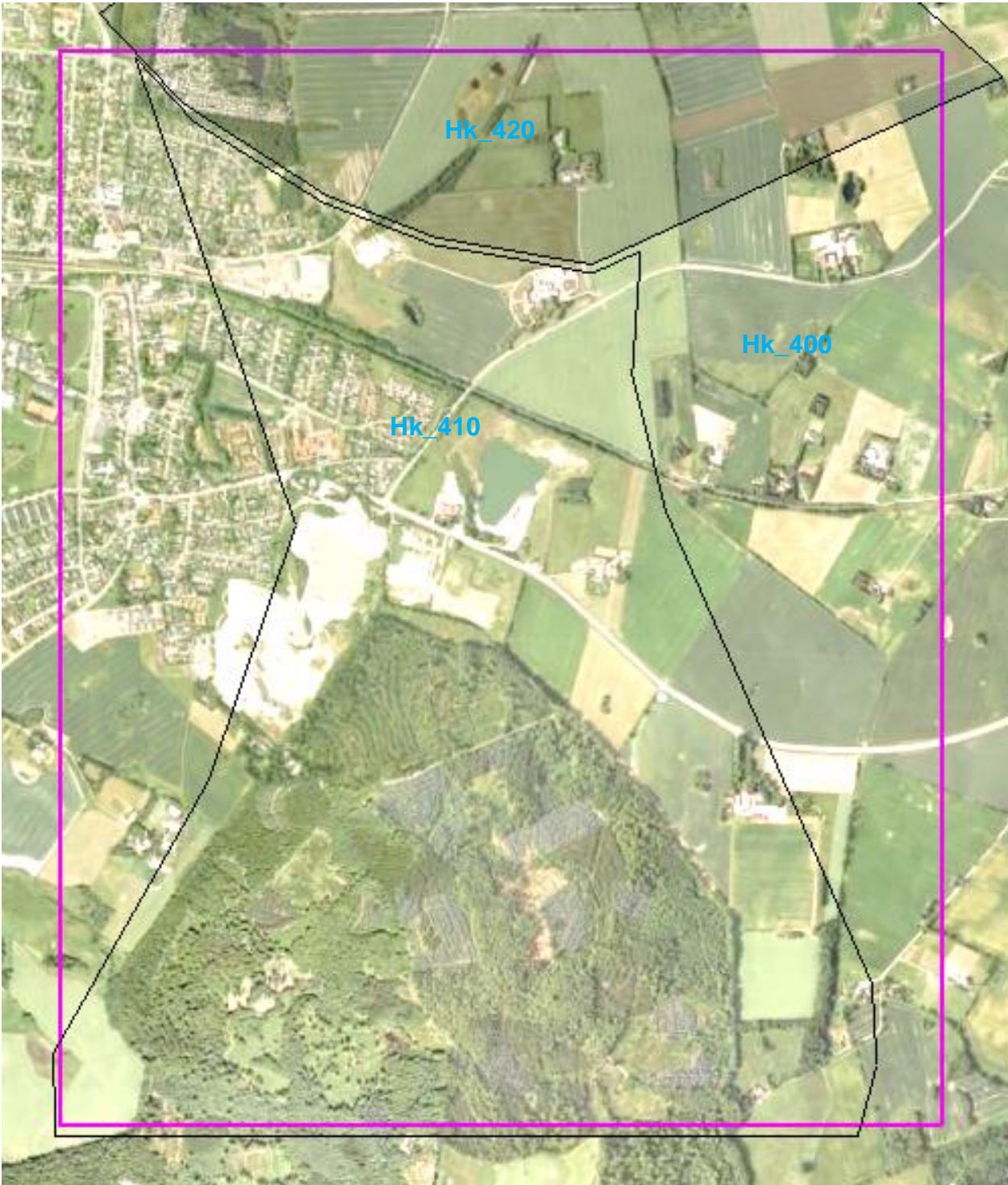
Lag 2



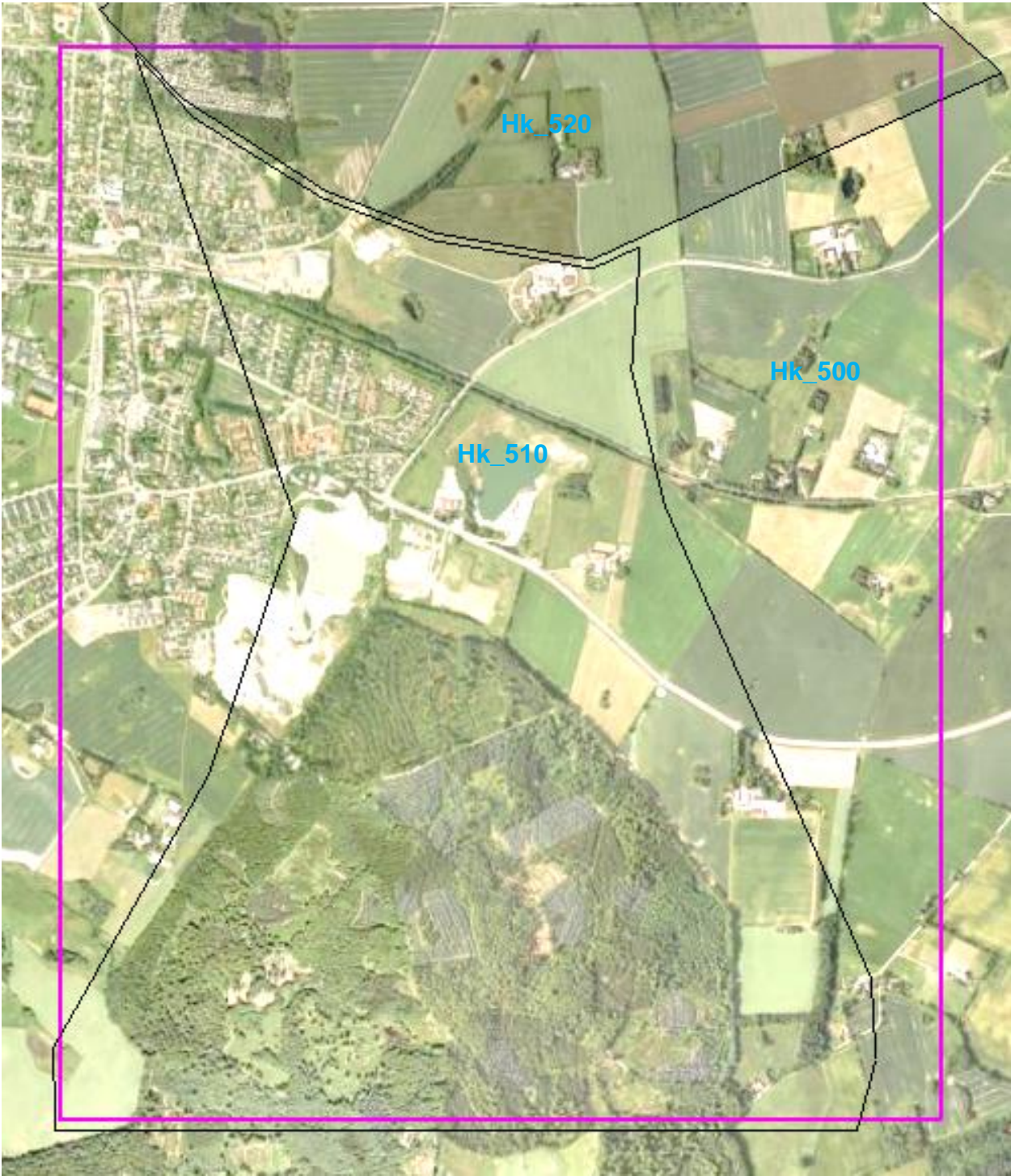
Lag 3



Lag 4



Lag 5



Lag 6



Lag 7



Lag 8



Observerede og simulerede vandspejlskoter

Bilag 8 - Observeret og simuleret pejledata samt residualer

DGU nr.	Lag i model	Observeret VSK	Simuleret VSK	Residual
205. 40.1	4	45	44.96	0.04
205. 62.1	4	44.98	45.28083	-0.30083
205. 100.1	4	45	45.04573	-0.04573
205. 341.1	5	44.7	45.04586	-0.34586
206. 193.1	4	45.3	45.31375	-0.01375
206. 194.1	4	45.2	44.95257	0.24743
206. 306.1	5	45.83	45.75962	0.07038
206. 326.1	4	47.2	47.08117	0.11883
206. 465.1	3	45.08	45.23948	-0.15948
206. 725.1	5	45.12	44.918	0.202
206. 1237.1	4	44.89	44.87209	0.01791
206. 1238.1	4	44.98	45.08065	-0.10065
206. 1260.1	3	45.3	44.97566	0.32434
206.1316.1	4	45.04	45.17332	-0.13332
206.1373.1	5	45.11	45.23142	-0.12142
206.1372.1	4	45.08	45.20525	-0.12525
206.1548.1	3	45.15	45.29108	-0.14108
206. 1817.1	4	45.15	45.28977	-0.13977
206. 1818.1	5	44.93	45.36028	-0.43028
206. 1819.1	3	45.35	45.61952	-0.26952
Vandspejl	3	45.11	45.19604	-0.08604
Vandspejl	3	45.21	45.21425	-0.00425
Geo1	4	45.14	45.30069	-0.16069
Geo2	4	45.16	45.32061	-0.16061
Geo3	4	45.17	45.35041	-0.18041

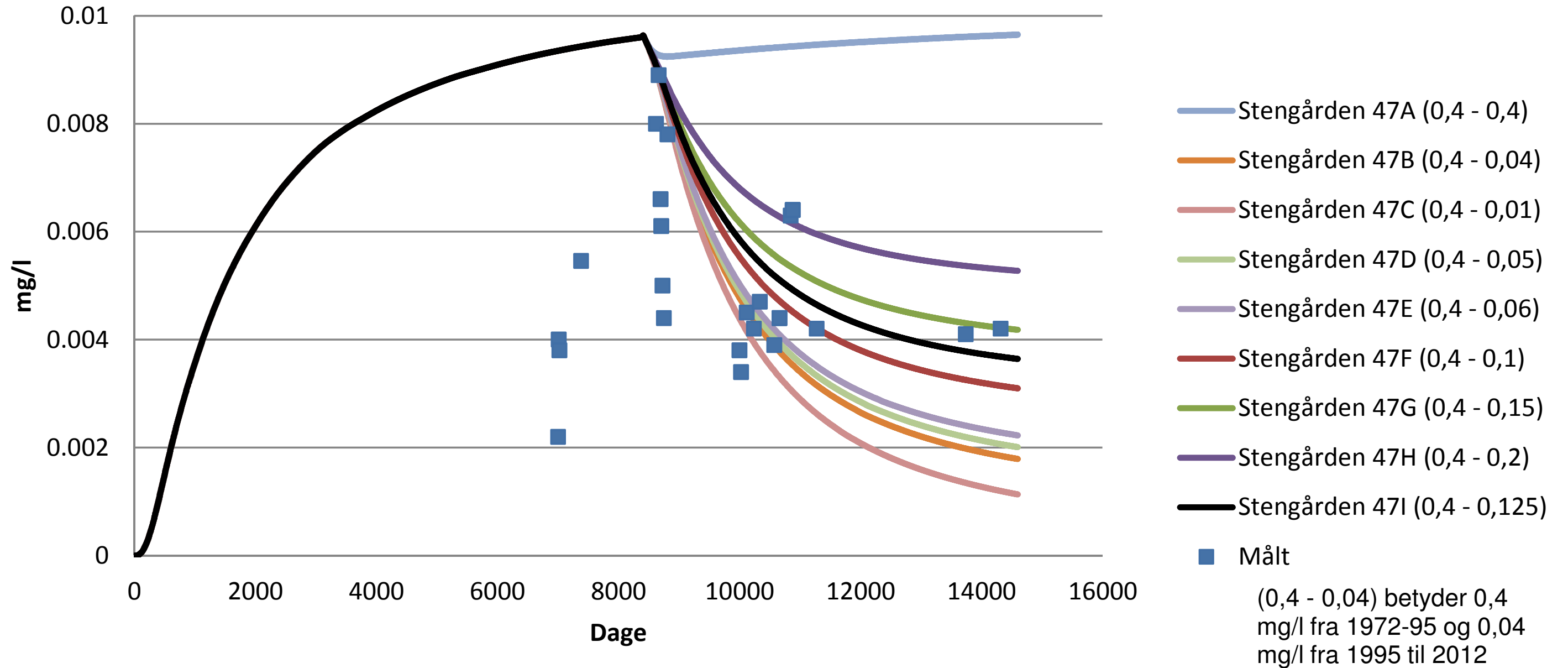
Bilag 9

Stoftransport kalibreringsresultater

Nedbrydning, kildestyrke og udvaskningsprofil

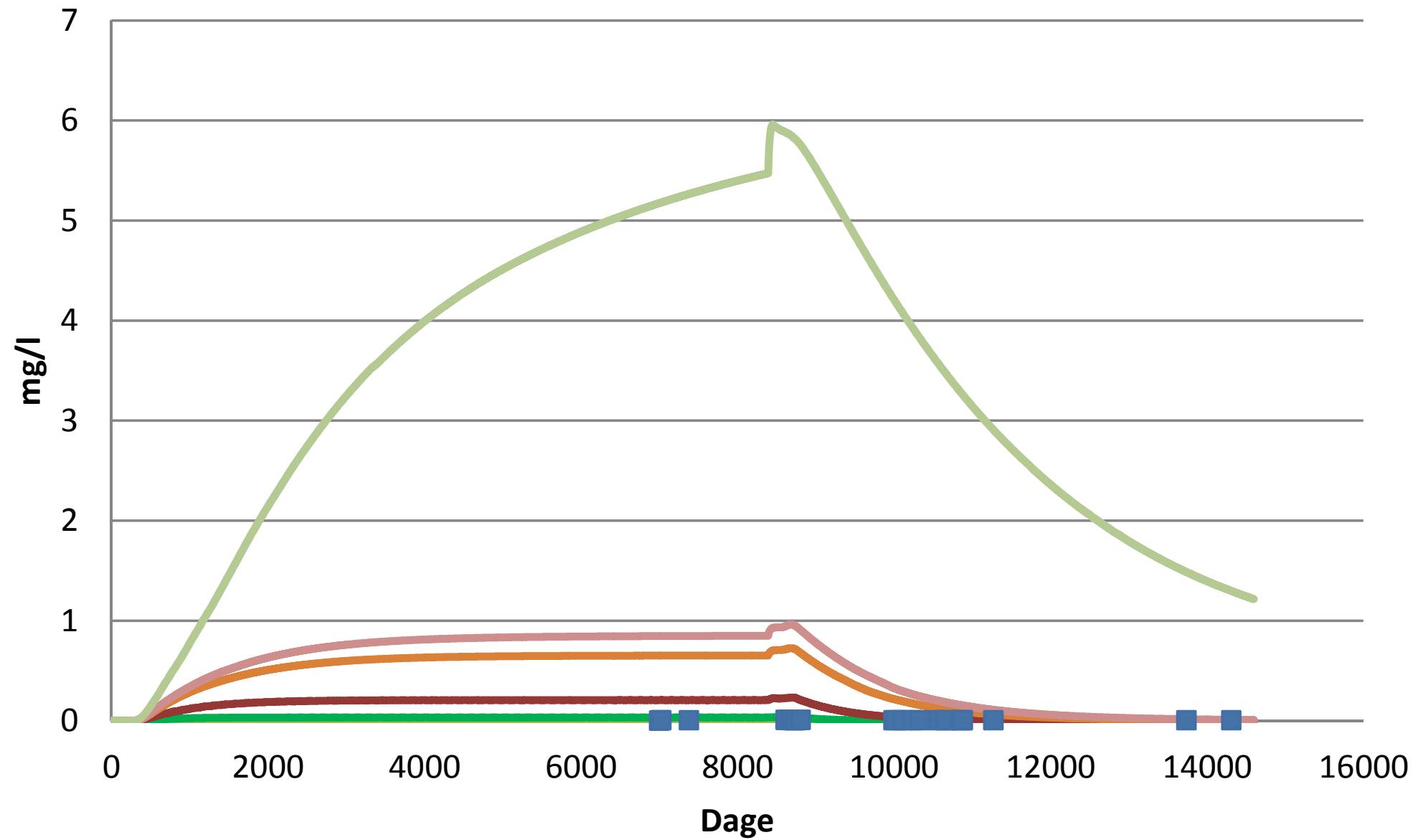
DGU nr. 206. 1259 - udvaskningsprofil

Nedbrydningsrate 0 d-1



DGU nr. 206. 1259 - Nedbrydningsrate

Kildekoncentration 100 mg/l (1972-1995)

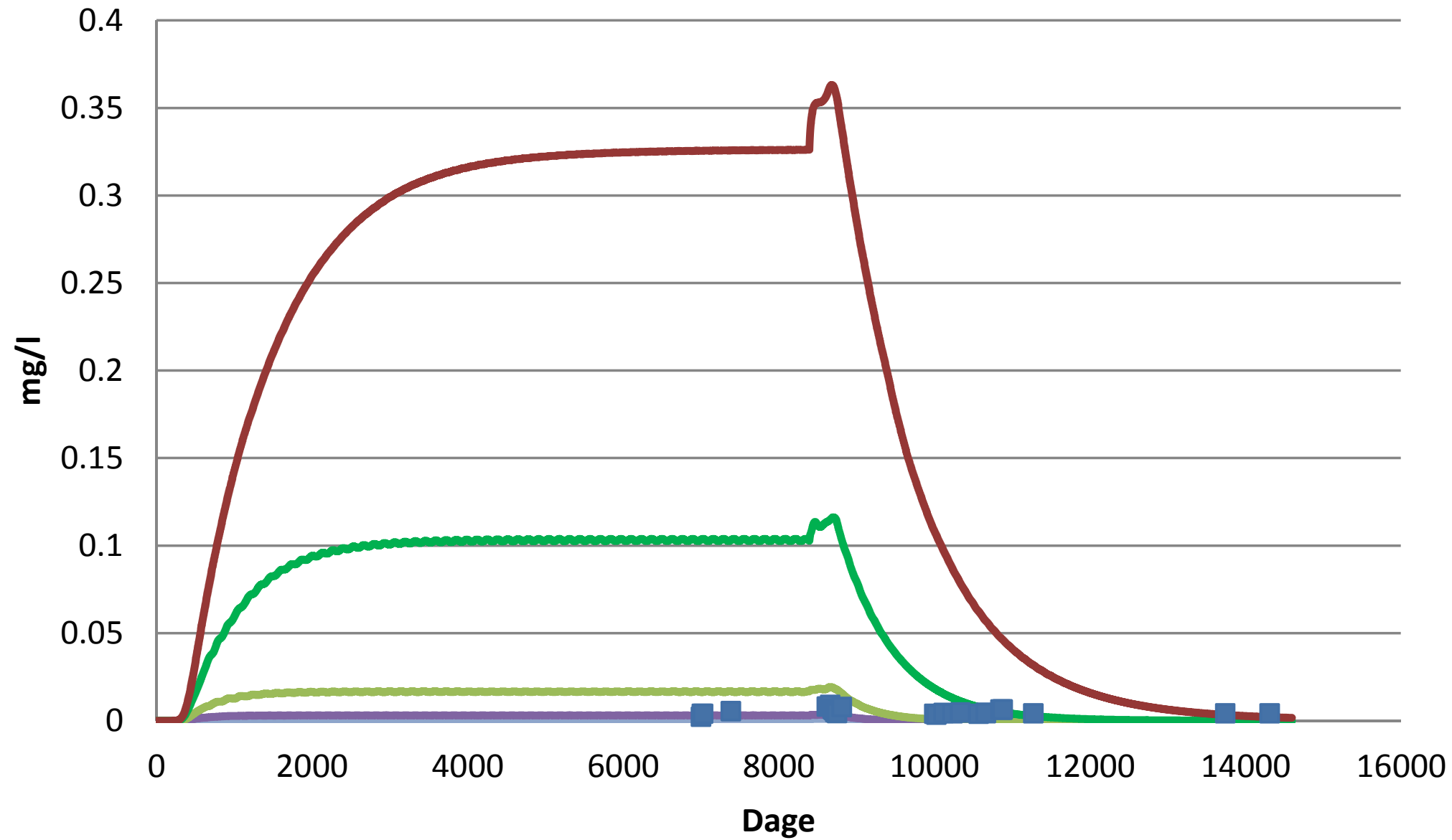


- Stengården 38A (0,01 - 0,1)
- Stengården 38B (0,008 - 0,08)
- Stengården 38C (0,006 - 0,06)
- Stengården 38D (0,004 - 0,04)
- Stengården 38E (0,01 - 0,1)
- Stengården 38F (0,001 - 0,01)
- Stengården 38G (0,0008 - 0,008)
- Stengården 38H (0 - 0)
- Målt

(0,01 - 0,1) betyder nedbrydningsrate på 0,01 d-1 i lag1, 3-8 og 0,1 d-1 i lag 2

DGU nr. 206. 1259 - Nedbrydningsrate

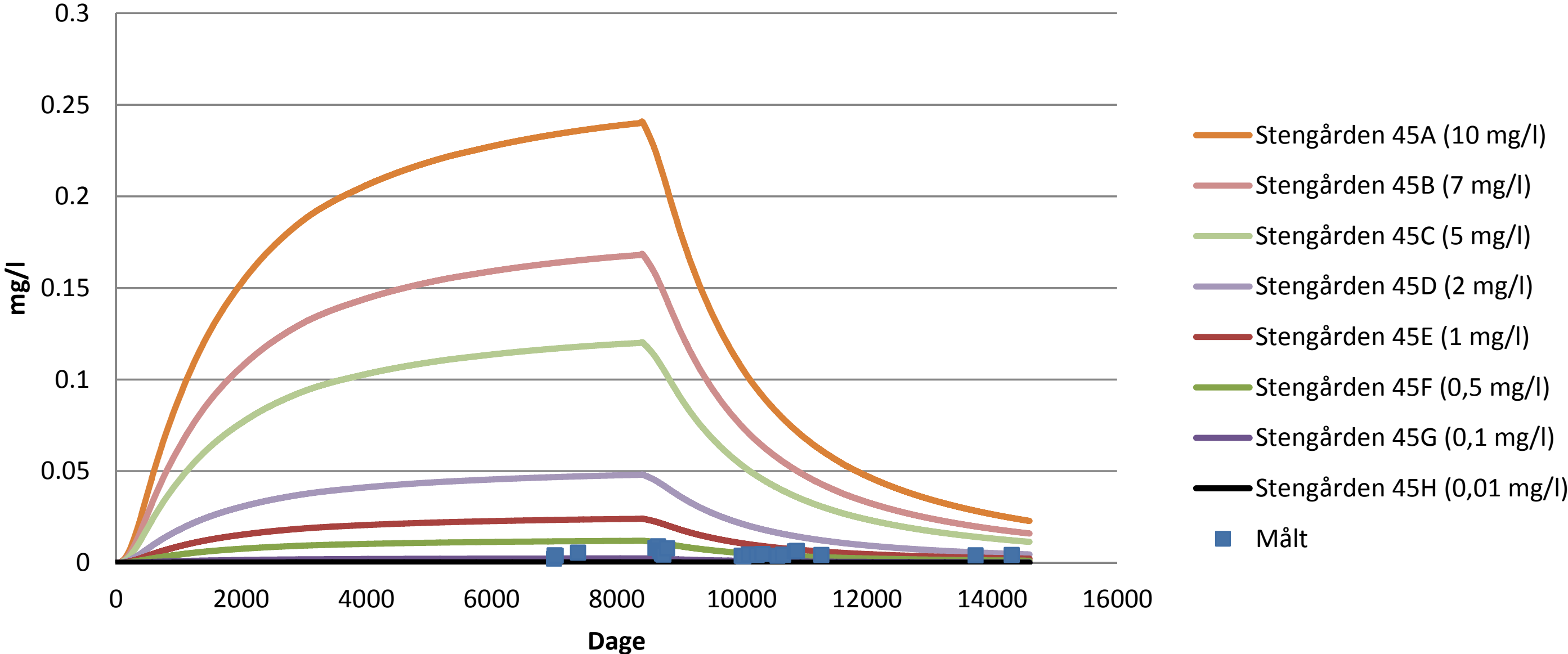
Kildekoncentration 50 mg/l
(1972-1995)



(0,008 - 0,08) betyder
nedbrydningsrate på 0,008
d-1 i lag1, 3-8 og 0,08 d-1 i
lag 2

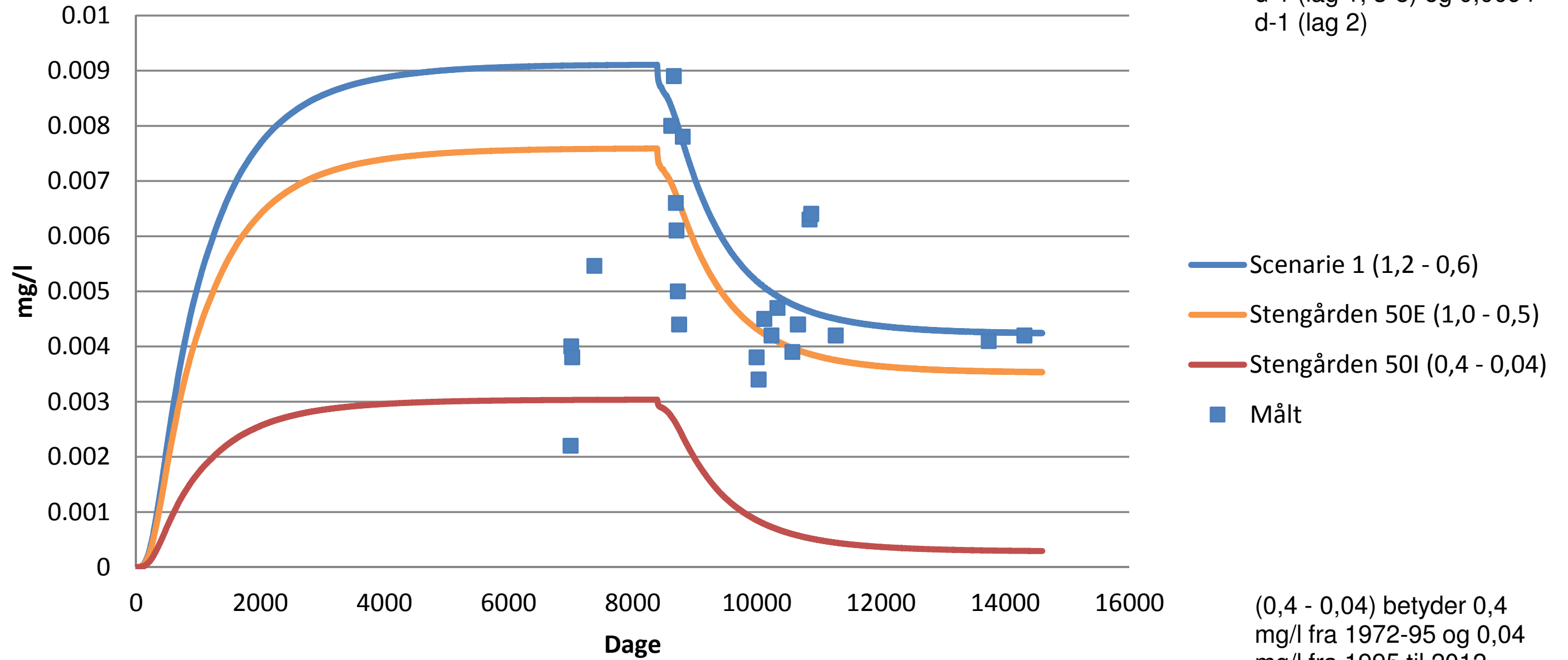
DGU nr. 206. 1259 - Kildekoncentration

Nedbrydningsrate 0 d-1



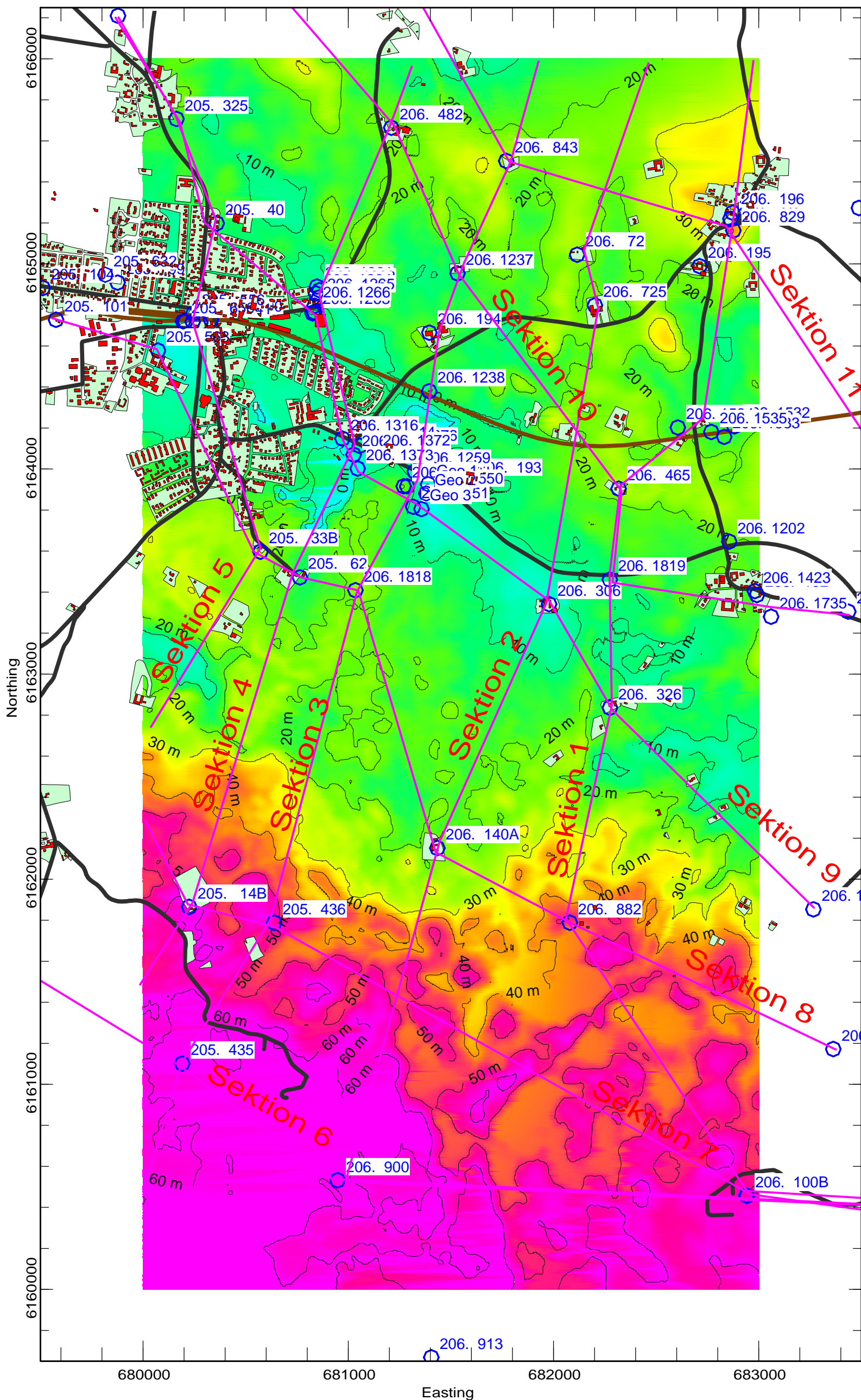
Dgu nr. 206. 1259 - kildekonzentration

Nedbrydningsrate 0,00094 d-1 (lag 1, 3-8) og 0,0094 d-1 (lag 2)



Bilag 10
Isopachkort

Stengårdens Losseplads Isopach for dæklag over Torkildstrup-formationen



Målestoksforhold:
1:20000

