

Forceret udvaskning på Hjørring Gasværk - Afslutningsrapport

Aalborg Universitet – Institut for Bio- og Miljøteknologi
NIRAS

Miljøprojekt **Nr. 1059** 2006
Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og
grundvandsforurening

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

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

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

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	15
1 INDLEDNING	23
2 BAGGRUND	25
2.1 HJØRRING GASVÆRK	25
2.2 GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI	26
2.3 FORURENINGSFORHOLD	28
2.4 OPRENSNINGSPROJEKTET – INFILTRATIONSANLÆG	28
2.5 VANDBEHANDLINGSANLÆG	33
3 FORMÅL OG STRATEGI	34
3.1 FORMÅL	34
3.2 STRATEGI	34
3.3 HOVEDAKTIVITETER	35
4 UMÆTTET ZONE, UNDERSØGELSER OG RESULTATER	37
4.1 GENILTNING	37
4.1.1 Ilt diffusion målt på siet, pakket jord	37
4.1.2 Ilt diffusion målt på uforstyrrede jordprøver	39
4.1.3 Simpel model for ilt diffusion og geniltningstid	42
4.1.4 TDR-moniteret afdræningsopstilling	44
4.1.5 Afdræning målt på 1-meter jordsøjler	47
4.1.6 Sammenfatning og anbefalinger	49
4.2 SORPTION	51
4.2.1 Ammonium sorption	51
4.2.2 Naphthalen sorption og desorption	53
4.2.3 Sammenfatning og vurdering	55
4.3 MIKROBIEL NEDBRYDNING AF BTX, PHENOL OG METHYLPHENOLER	55
4.3.1 Aerob og anaerob nedbrydning i forskellige jordlag ved høj og moderat stofkoncentration	56
4.4 SAMMENFATNING, UMÆTTET ZONE.	58
5 MÆTTET ZONE, UNDERSØGELSER OG RESULTATER	60
5.1 VAND- OG STOFTRANSPORT	60
5.1.1 Transportforsøg	60
5.1.2 Potentialeforhold før og under cyklisk infiltration	63
5.1.3 Vandtransport: MIKE-SHE kalibrering til logger-data	66
5.1.4 Kalibreringsprocedure og -resultat	67
5.1.5 Sammenfatning, vand- og stoftransport	70
5.2 MIKROBIEL NEDBRYDNING AF BTX, PHENOL OG METHYLPHENOLER I MÆTTET ZONE	70
5.2.1 Aerob nedbrydning i forskellige jordlag i grundvandszonen ved høj og moderat stofkoncentration (hhv. 10-15 og 1-2 mg/l).	71

5.2.2	<i>Aerob nedbrydning af benzen og methylphenoler i grundvandszonen ved lave koncentrationer (<0,2 mg/l).</i>	74
5.2.3	<i>Anaerob nedbrydning i grundvandszonen under denitrificerende forhold.</i>	74
5.2.4	<i>Nedbrydning i gennemstrømningsforsøg med pakkede kolonner</i>	76
5.3	SAMMENFATNING, NEDBRYDNING I MÆTTET ZONE.	77
6	MONITERING, GRUNDVAND	79
6.1	DRIFT AF INFILTRATIONSANLÆGGET OG MONITERINGSPROGRAM	79
6.2	UDTAGNING AF VANDPRØVER	81
6.3	UDVIKLING I GRUNDVANDSKEMIEN OG FORURENINGSFORHOLD	81
6.3.1	<i>Opstrøms boringer</i>	81
6.3.2	<i>Moniteringsboringer på gasværket</i>	82
6.3.3	<i>Nedstrøms boringer</i>	88
6.3.4	<i>Før og efter vandbehandlingsanlægget</i>	88
6.4	SAMMENFATNING, UDVIKLING I GRUNDVANDSKEMI OG FORURENINGSFORHOLD	89
6.5	TOLKNING, GRUNDVANDSMONITERING	89
6.5.1	<i>Redoxforhold og nedbrydning</i>	89
6.6	SAMMENFATNING, GRUNDVANDSMONITERING	91
7	FORCERET UDVASKNING SOM OPRENSNINGS-TEKNOLOGI	93
7.1	TEKNOLOGIVURDERING	93
7.2	FORDELE VED TEKNIKKEN	94
7.3	ULEMPER VED TEKNIKKEN	94
7.4	GENERELLE ANBEFALINGER	95
8	LITTERATURLISTE	97
9	BILAG	101
	Bilag A: Analyseresultater, grundvandsmonitoring M1-M15	
	Bilag B: Oversigtsplan over Hjørring Gasværk med boringsplaceringer	
	Bilag C: Geologisk model, Hjørring Gasværk 1993.	
	Bilag D: Oversigt over hot-spotafgravning, Hjørring Gasværk	
	Bilag E: Driftsforhold, forceret udvaskning fase 1 og 2.	

Forord

Videreførelsen af projektet med forceret udvaskning på Hjørring Gasværk er en udløber af et forsøgsprojekt, der blev gennemført i perioden 1993-1996, som et led i Miljøstyrelsens program for oprensning af gasværksgrunde. Forsøgsprojektet skulle afklare og dokumentere mulighederne for in-situ oprensning ved forceret udvaskning på gasværker, og resultater og konklusioner herfra kan læses i afslutningsrapporten ”Hjørring Gasværk, In-situ oprensning ved forceret udvaskning ” /7/.

Med henblik på at opnå en mere detaljeret dokumentation af nedbrydningsprocesserne i den umættede og mættede zone samt vurdere mulighederne for at optimere infiltrationen og den biologiske nedbrydning blev der i september 1996 udarbejdet en ansøgning om forlængelse af projektet til Miljøstyrelsen. Ansøgningen blev revideret i juli 1997, og projektet blev formelt igangsat under Miljøstyrelsens Teknologiprogram i december 1997.

Nærværende rapport indeholder således primært resultater og vurderinger fra videreførelsen af in-situ oprensningen på Hjørring Gasværk i perioden 1998-2001, men der er i vid udstrækning benyttet data og erfaringer fra hele driftsperioden med forceret udvaskning 06/1993-12/1996 og 11/1999 – 06/2001.

Til projektet har været tilknyttet en følgegruppe med følgende deltagere:

Preben Bruun, Miljøstyrelsen
Henrik Nordtorp, Nordjyllands Amt
Knud Mikkelsen, Hjørring Kommune nu Miljøcenter Vendsyssel
Ib Steen Andersen, Embedslægeinstitutionen for Nordjyllands Amt
Poul Løgstrup Bjerg, DTU
Per Møldrup, AAU
Kaj Henriksen, AAU
Lars Boye Mortensen, NIRAS

Hjørring Vandforsyning har varetaget anlæggets daglige drift, herunder start og stop af infiltrationen. Sektion for Miljøteknologi, Institut for Bio- og Miljøteknologi, Aalborg Universitet har foretaget forsøg med geniltning, ilt diffusion og nedbrydningspotentiale i den umættede zone, forsøg med vand- og stoftransport samt nedbrydningspotentiale i den mættede zone. NIRAS har styret de praktiske aktiviteter på gasværket, herunder etablering af supplerende monitoringsboringer, grundvandsmonitoring, afvikling af anlægget og forestået den samlede vurdering af forceret udvaskning som oprensningsteknologi.

Følgende personer fra Aalborg Universitet (AAU) uden for følgegruppen, har været forfattere/medforfattere til afsnit i rapporten:

- Jacob Birk Jensen (Sektion for Miljøhydraulik, Institut 5) omkring grundvandsmodellering.

- Torben Olesen (Sektion for Miljøteknologi, Institut 18; nu Afdeling for By og Miljø, Jordforureningsgruppen, Aalborg Kommune) omkring ilt diffusion.
- Henrik H. Nissen (Sektion for Miljøteknologi, Institut 18; nu Afdeling for By og Miljø, Industrigruppen, Aalborg Kommune) omkring TDR målinger.
- Jesper Gamst (Sektion for Miljøteknologi, Institut 18; nu Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet) omkring sorption og desorption.

Sammenfatning og konklusioner

Forceret udvaskning, som den er gennemført på Hjørring Gasværk, er et forsøg på at udvikle en lavteknologisk in-situ teknologi til at reducere grundvandsforureningen fra de store områder med diffus tjæreforurening i lave koncentrationer, som findes på mange tidligere kulgasværker rundt omkring i landet.

Hovedideen bag teknologien er følgende:

- At introducere grundvand ad de samme transportveje, som forureningen i sin tid er spredt dvs. fra terræn og nedefter.
- At forøge udvaskningen af forureningskomponenter fra restforureninger i den umættede zone (primært tjærestoffer).
- At forbedre de naturlige nedbrydningsforhold i den umættede og mættede zone ved at anvende behandlet grundvand som bæremedie for ilt, alternative iltningsmidler, næringsstoffer mv.

Videreførelsen af projektet med forceret udvaskning på Hjørring Gasværk er en udløber af et forsøgsprojekt, der blev gennemført i perioden 1993-1996, som et led i Miljøstyrelsens daværende program for oprensning af gasværksgrunde. Forsøgsprojektet skulle afklare og dokumentere mulighederne for in-situ oprensning ved forceret udvaskning, og resultater og konklusioner herfra kan læses i afslutningsrapporten "Hjørring Gasværk, In-situ oprensning ved biovanding" /7/.

Med henblik på at underbygge en række af de vurderinger, som er foretaget på grundlag af de første 2½ års drift af den forcerede udvaskning på Hjørring Gasværk under "Gasværkspakken" (projektets fase 1), er formålet med videreførelsen af projektet under teknologiprogrammet (fase 2) følgende:

- At udbygge dokumentationsgrundlaget for nedbrydningsprocesserne i den øvre del af grundvandszonen ved at følge udviklingen i de kemiske parametre i grundvandsprøver.
- At dokumentere, at de dominerende forureningskomponenter nedbrydes biologisk i grundvandszonen over en afstand svarende til transporten fra forureningskilden til den ydre monitoringsrand.
- At dokumentere transport og fortynding af stof i grundvandszonen ved udførelse af tracerforsøg med måling af tracer og forureningskoncentrationer i forskellig afstand fra kilden.
- At dokumentere nedbrydningspotentiallet i grundvandszonen for udvalgte stoffer under forskellige redoxbetingelser ved hjælp af laboratorieforsøg.
- At afprøve en geniltningsmodel, der kan forudsige den tid, det tager at opnå geniltning i en given dybde.

- På grundlag af ovennævnte at udarbejde anbefalinger, som kan anvendes i forbindelse med andre projekter.

Som led i projektets 2. fase er der gennemført følgende hovedaktiviteter fordelt på hhv. umættet og mættet zone:

Aktiviteter i umættet zone

- Måling af ilt diffusion på uforstyrret og pakket jord.
- Afdræningsforsøg på jordsøjler.
- Udvikling af en ilt diffusionsmodel.
- Måling af sorption og desorption for ammonium og naphthalen i sediment fra gasværket.
- Vurdering af aerob- og anaerob nedbrydningspotentialer i forskellige jordtyper ved høje og lave stoffkoncentrationer (BTX, phenol og methylphenoler).

Aktiviteter i mættet zone

- In-situ stofftransportforsøg med bromid som tracer.
- Vurdering af vand- og stofftransport.
- Vurdering af aerob og anaerob nedbrydningspotentialer i forskellige sedimenttyper ved høje, moderate og lave stoffkoncentrationer (BTX, phenol og methylphenoler).
- Monitering af udviklingen i grundvandskemi under drift af forceret udvaskning.

På grundlag af ovennævnte undersøgelser og aktiviteter kan der sammenfattes følgende vedr. laboratorieforsøgene i hhv. umættet og mættet zone, grundvandsmoniteringen og forceret udvaskning som oprensningsteknologi:

Sammenfattende vurderinger, umættet zone

- Eksperimentel bestemmelse af ilt diffusions-koefficienter kræver målinger på intakte (uforstyrrede) jordprøver, med minimum 100 cm³ prøvevolumen. Det er modsat gængs opfattelse ikke tilstrækkeligt at måle på pakkede jordprøver.
- Ilt diffusions-koefficienten (D_p) er både vandindholds- og jordtypeafhængig. Den næsten universelt anvendte Millington & Quirk (1961) formel, der bl.a. er del af beregningsgrundlaget i JAGG modellen, er upræcis og vil typisk underestimere D_p med op til en faktor 10, især ved højere vandindhold. Dermed vil beregnede ilt- eller gas-fluxe også blive underestimerede. En bedre formel til beregning af D_p er foreslået i kap. 4. (Til orientering kan det oplyses at D_p svarer til udtrykket $N \times D_L$ i Miljøstyrelsens JAGG-model jf. /8/).

- Vurdering af iltdiffusions-koefficienter og geniltnings hastigheden i et naturligt, uforstyrret jordsystem kræver en jordtypeafhængig beregningsmodel. I forbindelse med projektet er der udviklet og afprøvet en simpel model til overslagsberegning af iltpenetreringstider med henblik på at opnå et hurtigt overblik over den relevante tidsskala for diffusionsstyret geniltning for en given kombination af jordtyper og jorddybder.
- De gennemførte modelberegninger og vandafdræningsforsøg viser, at afdræningen på Hjørring Gasværk foregår langsomt med afdræningstider på minimum 5-6 uger pr. meter jord, før der er etableret et tilstrækkeligt luftfyldt porehulrum for naturlig geniltning.
- Grunden til de høje afdrænings- og geniltningstider er, at jorden på Hjørring Gasværk er næsten uden grovsand ($> 500 \mu\text{m}$ partikler). Den dominerende jordtype er finsand ($< 500 \mu\text{m}$) med indslag af silt og ler, hvilket giver lavere ilt-diffusionshastigheder og vandafdræningshastigheder end normalt for en typisk sandet jord.
- Idet Hjørring jorden i det meste af profilet er meget finsandet og næsten uden grovsand, vil jorden typisk have (i) et forholdsvis lavt indhold af luftfyldte porer ved markkapacitet (under 15 vol.% $\sim 0.15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), hvilket giver langsom ilt-diffusion i jordens gasfase og (ii) en høj vandretentionsevne, hvilket giver langsom afdræning af jordprofilet. Ud fra et kriterium om en rimelig hurtig geniltning efter infiltration, er forceret udvaskning kun egnet på jorde, der har et luftfyldt porehulrum > 20 vol. % ved markkapacitet (typisk svarende til jorde med et betydeligt indhold af grovsand og et indhold af ler + silt under 10%). Detailleret tekstur (ler, finsilt, grovsilt, finsand, grovsand, grus, organisk stof) samt luftfyldt porehulrum ved markkapacitet og/eller afdræningstid for at opnå 20 vol. % luftfyldt porehulrum bør måles på samtlige jordtyper/jordlag på en lokalitet, før det vurderes, om lokaliteten er egnet til forceret udvaskning.
- Ud fra de gennemførte sorptions- og desorptionsmålinger på ammonium og naphthalen kan det konkluderes, at ammonium kun tilbageholdes til en vis grad i jorden, ligesom naphthalen kun sorberer i ringe omfang til Hjørring jorden. Dette skyldes hovedsageligt jordens lave indhold af organisk kulstof. Sorberet naphthalen vil kun i mindre omfang frigives pga. udpræget hysteresis.
- Der er under aerobe forhold konstateret en hurtig mikrobiel nedbrydning af phenol og methylphenoler i de forskellige jordlag i den umættede zone, som vil kunne omsætte stofferne under transporten mod den mættede zone.
- Under denitrificerende forhold stiger nedbrydningstiden markant (typisk en faktor 5-10). Ved høje infiltrationsrater vil den umættede zone blive vandmættet, og der opstår hurtigt denitrificerende forhold, da den iltmængde, der tilføres med vandet kun rækker til en begrænset omsætning af tjærestofferne.
- En rimelig dræning og geniltning af den umættede zone (ca. 10 m) efter ophør af infiltration forventes at tage 9-12 måneder. Med den anvendte infiltrationsstrategi på Hjørring Gasværk er det derfor sandsynligt, at nedbrydningen i den umættede zone størstedelen af tiden er forløbet under denitrificerende forhold.

Sammenfattende vurderinger, mættet zone

- Der er lige som i den umættede zone konstateret en hurtig nedbrydning af BTX og phenoler i grundvandszonen på Hjørring Gasværk under iltede forhold ved koncentrationer > 1 mg/l. Phenoler nedbrydes hurtigere end BTX. Ved lave koncentrationer (< 200 µg/l) er nedbrydningsraten stadig høj for benzen, mens den for methylphenolerne falder markant og er omkring en faktor 10 lavere end for benzen.
- Benzen og toluen nedbrydes ikke eller kun meget langsomt under denitrificerende forhold. Nedbrydningspotentiallet for phenoler reduceres omkring en faktor 5-15 i forhold til iltede forhold ved koncentrationer > 1 mg/l og falder til meget lave værdier ved koncentrationer $< 0,2$ mg/l.
- Der er denitrificerende forhold i de mest forurenede dele af den mættede zone med iltindhold $< 0,5$ mg O_2 /l og nitratkoncentrationer varierende fra < 1 til 250 mg NO_3 -N/l. I resten af monitoringsboringerne er iltkoncentrationen højere end 2 mg O_2 /l i den øvre del af grundvandsmagasinet.
- Nedbrydningen forventes på baggrund af de gennemførte undersøgelser at gå langsomt i de anaerobe zoner og benzen vil slet ikke blive omsat. Grundvandet i toppen af magasinet geniltes, inden det når ud til boringerne i randzonen, og under disse aerobe forhold vil omsætningen af de undersøgte BTX'er og phenoler være tilendebragt inden for få meter.
- De relativt høje aerobe nedbrydningspotentialer på Hjørring Gasværk kombineret med en overvejende aerob grundvands-aquifer kan derfor forventes at give gode betingelser for in situ nedbrydning af restforureningen i den mættede zone.

Sammenfattende vurderinger, grundvandsmonitoring

- Udviklingen i forureningskoncentrationerne i toppen af grundvandsmagasinet ved opstart af den forcerede udvaskning i fase 2 kan sammenlignes med forureningsudviklingen ved opstart af projektets fase 1 i 1993. Koncentrationerne faldt således efter genopstart af infiltrationen over de første ca. 12 måneder, hvorefter der blev konstateret en væsentlig stigning for samtlige hovedkomponenter i toppen af magasinet.
- Dybere i magasinet blev der konstateret et markant gennembrud af specielt benzen efter blot 3 måneders drift i fase 2.
- I de nedstrøms boringer er der imidlertid heller ikke i fase 2 konstateret organisk forurening med de nævnte hovedforureningskomponenter (BTX, phenoler og NSO) i toppen af magasinet, selv om der er etableret flere nedstrøms monitoringsboringer.
- De konstaterede forureningsforhold i det kraftigst forurenede område indikerer, at der ikke blev opnået et stabilt forhold mellem den øgede udvaskning af tjærekomponeenter og nedbrydningen i den umættede zone i dette område gennem driftsperioden.
- Der er imidlertid ikke konstateret organisk forurening i monitoringsboringerne nedstrøms for den forurenede zone. At de nedstrøms

boringer faktisk er påvirket af vand fra gasværket underbygges af, at der er konstateret forhøjede koncentrationer af de uorganiske forureningsparametre, bl.a. sulfat som er en typisk indikatorparameter for gasværksforurening.

- Resultaterne indikerer således, at infiltrationen af grundvand har medført en væsentligt forøget udvaskning af forurening fra den umættede zone af både tjærekomponenter og uorganiske komponenter så som sulfat, men at tjæreforureningen i grundvandet sandsynligvis begrænses til en zone omkring den mest forurenede boring.
- At den organiske forurening ikke er konstateret i de nedstrøms monitoringsboringer indikerer, at forureningen nedbrydes i den umættede zone inden grundvandsspejlet eller i toppen af den mættede zone inden for en relativ kort afstand fra kilden.
- Dokumentationsgrundlaget for benzenforureningen i den dybere anaerobe del af magasinet er dog ikke tilstrækkelig til en endelig konklusion vedr. transport og nedbrydning af dette stof i større dybde.

Sammenfattende vurderinger vedr. forceret udvaskning som oprensningsteknologi på gasværker

Oprensningsprojektet på Hjørring Gasværk har vist, at traditionel afgravning af gasværksrelaterede terrænnære hotspots kombineret med forceret udvaskning af den vandopløselige og nedbrydelige del af restforureningen kan være en anvendelig teknologi til at reducere grundvandsforureningen fra nedlagte gasværker.

Idet infiltrationsvandet sandsynligvis introduceres af de samme transportveje, som forureningen oprindeligt er spredt, giver teknologien mulighed for en væsentlig mobilisering/udvaskning af den vandopløselige del af restforureningen i den umættede zone i forhold til en situation med naturlig infiltration.

Metodens svaghed er imidlertid, at vands naturlige evne som transportmedie for ilt er meget begrænset set i forhold til iltforbruget ved nedbrydning af den forurening, der mobiliseres under drift af den forcerede udvaskning. Teknologien er derfor som udgangspunkt afhængig af en effektiv naturlig geniltning/ilt diffusion ned i jordprofilen efter hver infiltrationsperiode for at bevare eller genoprette aerobe forhold i den umættede zone.

På lokaliteter med en stor umættet zone og relativ lavpermeabel geologi er det ikke altid muligt at fastholde aerobe forhold i hele den umættede zone under forceret udvaskning. Dette hæmmer den naturlige nedbrydning af de udvaskede stoffer, og der kan forekomme uønskede gennembrud af stofferne til den mættede zone.

På den aktuelle lokalitet indikerer resultaterne, at perioden mellem infiltrationerne skal være urealistisk lange, hvis den naturlige ilt diffusion ned i de forurenede jordlag skal optimeres. Fuld geniltning af et jordprofil på 10 m med vekslende lavpermeable lag vil dog i praksis kræve urealistisk lange pauser i infiltrationen (9-12 måneder).

For at opnå et rimeligt forhold mellem udvaskning og geniltning efter infiltration vurderes forceret udvaskning således primært egnet på

sandjordslokaliteter med en relativ homogen geologi dvs. uden indslag af lavpermeable zoner i den umættede zone.

Teknologien er således ikke egnet på lokaliteter med overvejende lavpermeabel geologi.

På gasværker er forceret udvaskning primært rettet mod de stofgrupper, som typisk giver anledning til grundvandsforurening, dvs. stoffer med en relativ høj vandopløselighed som BTEX'er, phenoler mv.

Forceret udvaskning er således ikke egnet, hvis total oprensning er målsætningen, idet en typisk tjæreforurening bl.a. indeholder væsentlige mængder svært nedbrydelige stoffer. En gasværksgrund vil således typisk stadig være forurenet med bl.a. PAH forbindelser efter forceret udvaskning.

Med metodens geologiske og oprensningsmæssige begrænsninger vurderes det sammenfattende, at forceret udvaskning kombineret med naturlig geniltning som oprensningsteknologi kun har begrænsede anvendelsesmuligheder på danske gasværker og lignende tjæreforurenede lokaliteter.

Fordele ved teknikken

Forceret udvaskning har følgende fordele:

- Enkelt og lavteknologisk oprensningskoncept.
- Infiltrationsvandet introduceres på samme måde og sandsynligvis ad samme transportveje, som forureningen i sin tid er spredt i jordmatricen. Infiltrationsvandet og de stoffer, som vandet danner bæremedie for, har således gode muligheder for at nå de aktuelt forurenede partier i den umættede zone.
- Kan også anvendes på områder med stor umættet zone afhængig af de geologiske betingelser.
- Kan drives parallelt med anden aktivitet på området, idet eneste synlige tegn er en mindre behandlingsbygning/container samt en række dæksler mv. Kan med fordel etableres i kombination med afdækningsløsninger som en del af de rene materialer, som indbygges inden for anvendelsesdybden.
- Lavt tilsynsbehov og mulighed for fuldautomatisk drift.

Ulemper ved teknikken

Forceret udvaskning har følgende ulemper:

- Teknologien er ligesom en række andre oprensningsteknologier ikke egnet over for massivt tjæreforurenet jord på grund af tjærens indkapslende virkning og er i øvrigt kun egnet over for rimeligt vandopløselige- og aerobt nedbrydelige stoffer.
- Forceret udvaskning af gasværksforurening giver ikke mulighed for fuldstændig oprensning af de behandlede arealer. Idet en typisk tjæreforurening bl.a. indeholder væsentlige mængder svært nedbrydelige

stoffer med lav vandopløselighed, må det forventes, at der efter forceret udvaskning efterlades restforurening med bl.a. PAH forbindelser på de behandlede områder.

- Idet udvaskningen af forureningskomponenter fra tjæreforureninger typisk er diffusionsstyret, må der forventes relativt lange behandlingstider i forhold til mere radikale oprensningsteknologier.
- Forceret udvaskning giver som udgangspunkt kun mulighed for begrænset ilttilførsel til jorden med det infiltrerede vand og via naturlig geniltning. Ud fra et kriterium om en rimelig hurtig geniltning efter infiltration, er forceret udvaskning primært egnet på sandjordslokaliteter med et betydeligt indhold af grovsand og et lavt indhold af ler + silt.
- Teknologien vurderes ikke egnet på lokaliteter med overvejende lavpermeabel geologi.
- Hvis metoden anvendes i sårbare indvindingsoplande er det vigtigt, at der etableres et lukket hydraulisk kredsløb med henblik på at undgå utilsigtet forureningsspredning.
- Arealanvendelsen påvirkes væsentligt i anlægsfasen på grund af omfattende jordarbejde.

Summary and conclusions

At Hjørring Gasworks, experiments with enhanced leaching have been carried out in order to develop an uncomplicated in-situ technique to reduce pollution of groundwater due to diffuse large-scale, low-level soil contamination with coal tars - a situation which is common at many former coal gasworks throughout the country.

The main concept for technology is as follows:

- To introduce groundwater along the same flow pathways as those travelled by the pollution under transport from the surface and downward
- To enhance leaching of pollutants from the residual soil contamination in the unsaturated zone (primarily tar components)
- To improve conditions for natural degradation in the unsaturated and saturated zone by infiltrating treated groundwater as the carrier for oxygen, alternative oxidative agents, nutrients, etc.

This report concerns the period of extended operation for the experimental project with enhanced leaching carried out in the period 1993 - 1996. The original project formed part of the Danish Environmental Protection Agency's programme for innovation of clean-up of gasworks sites ("Gasværkspakken"). The objective of the experimental project was to clarify and document the possibilities for in-situ clean-up by enhanced leaching. The results and conclusions are reported in the final project report "Hjørring Gasværk, In-situ oprensning ved biovanding" /7/.

The objective for the continuation of the project under the technology programme (phase 2) is to verify the following observations made during the first 2 ½ years of operation under phase 1:

- To verify documentation for degradation processes in the upper part of the groundwater zone by examining the developments in groundwater chemistry with time and distance.
- To document that the dominating pollutants degrade microbiologically in the groundwater zone within the transport distance from the pollution source to the outer monitoring ring.
- To document transport and dilution of pollutants in the groundwater zone by tracer experiments with measurements of tracer and pollutant concentrations at different distances from the source.
- To document, using laboratory experiments, the degradation potential in the groundwater zone for selected pollutants under different redox conditions.
- To test and calibrate a re-oxygenation model that can predict the time required to achieve re-oxygenation in a given depth in the soil profile.

- On the basis of these observations, to prepare recommendations which can be used for other projects.

Under phase 2, the following main activities were carried out in the unsaturated and saturated zones respectively:

Activities in the unsaturated zone

- Measurement of oxygen diffusion in intact and packed soils.
- Draining experiments on soil columns.
- Development of an oxygen diffusion model.
- Measurement of sorption and desorption of ammonium and naphthalene in soil sediments from the gasworks site.
- Assessment of aerobic and anaerobic degradation potential in different soil types with high and low contaminant concentrations (BTX, phenol and methyl phenols).

Activities in the saturated zone

- In-situ contaminant transport experiments with bromide as tracer.
- Assessment of water and contaminant transport.
- Assessment of aerobic and anaerobic degradation potential in different sediment types with high, moderate and low pollutant concentrations (BTX, phenol and methyl phenols).
- Monitoring of the developments in groundwater chemistry during enhanced leaching operations.

Based on these activities, the following conclusions can be summarised concerning laboratory experiments in the unsaturated and saturated zones, groundwater monitoring and enhanced leaching as clean-up technology:

Summary of conclusions concerning the unsaturated zone

- Experimental determinations of oxygen diffusion coefficients require measurements on intact soil samples with a minimum sample volume of 100 cm³. Contrary to the general opinion, measurements on packed soil samples are not satisfactory.
- Oxygen diffusion coefficients (D_p) are dependent on both water content and soil type. The almost universally used Millington & Quirk (1961) equation (also used in the Danish Environmental Protection Agency's JAGG model for soil, vaporisation, gas and groundwater) is imprecise and will typically underestimate D_p with a factor 10, especially at high water contents. Therefore, the calculated oxygen and gas flux will also be underestimated. A better equation for D_p is proposed in Chapter 4. (D_p is equivalent to the expression $N \times D_L$ in the JAGG model as applied by the Danish Environmental Protection Agency in risk assessments /8/).

- Assessment of oxygen diffusion coefficients and re-oxygenation times in a natural, intact soil system requires a calculation model that is independent of the soil type. A simple model to estimate the oxygen penetration times and achieve an estimate of the time-scale for diffusion-controlled re-oxygenation for a number of soil types and soil depths has been derived and tested.
- Model calculations and experiments demonstrate that water drainage through the soil layers at Hjørring gasworks occurs slowly, with drainage times of at least 5-6 weeks per meter soil before the natural soil re-oxygenation is sufficient to provide air-filled pore voids.
- The high drainage and re-oxygenation times for the soil layers at Hjørring Gasworks are due to absence of coarse sand ($> 500 \mu\text{m}$) in the soil. The dominating soil type is fine sand ($< 500 \mu\text{m}$) with inserts of silt and clay, which give lower rates of oxygen diffusion and water drainage than is normal in a typical sandy soil
- Since the Hjørring soil profile mostly comprises very fine sand practically without a content of coarse sand, the soil typically has
 - (i) a relatively low content of air-filled pores with a field capacity of less than 15 vol.% ($\sim 0.15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), which gives a slow oxygen diffusion in the soil, and
 - (ii) a high water retention ability which leads to slow drainage of the soil profile.
- Since the criteria for enhanced leaching requires a reasonably rapid re-oxygenation, the technique is only suitable on soils that have an air-filled pore volume equivalent to a field capacity of $> 20 \text{ vol. \%}$ (e.g. soils with an appreciable content of coarse sand and a content of clay and silt of less than 10%). Detailed texture (clay, fine silt, coarse silt, fine sand, coarse sand, gravel, organic content) as well as air-filled pore volumes with a field capacity or a drainage time sufficient to achieve a 20 vol. % air-filled pore volume need to be confirmed for all soil types /soil layers present at a locality before the locality can be classified as suitable for enhanced leaching.
- Sorption and desorption measurements have determined that soil retention of ammonium and naphthalene is low due to the low content of organics in the Hjørring soil. Sorption of naphthalene demonstrated a decided hysteresis indicating that release of adsorbed naphthalene will be limited.
- Under aerobic conditions, rapid microbiological degradation of phenol and methyl phenols is observed in the different soil layers in the unsaturated zone, demonstrating transformation of pollutants during transport towards the saturated zone.
- Under denitrifying conditions, the degradation rate decreases markedly (typically a factor 5 -10). At higher infiltration rates, the unsaturated zone becomes saturated with water, and the dissolved oxygen in the percolating water is rapidly consumed by the transformation of tar substances, resulting in the rapid establishment of denitrifying conditions.
- After termination of infiltration, a reasonable draining and re-oxygenation of the unsaturated zone (approx. 10 m) at Hjørring can be expected to be achieved after about 9-12 months. With the applied infiltration strategy at

Hjørring Gasworks, it is therefore probable that degradation in the unsaturated zone has occurred under denitrifying conditions for most of the duration of infiltration.

Summary of conclusions; the saturated zone

- Rapid degradation of BTX and phenols is also observed in the groundwater zone under oxygenated conditions > 1 mg/l at Hjørring Gasworks. Phenols degrade more rapidly than BTX. At low concentrations (< 200 µg/l), the degradation rate is still high for benzene, but the rate falls markedly for the methylated phenols and is around a factor 10 lower than for benzene.
- Benzene and toluene do not degrade or degrade only at a very slow rate under conditions of denitrification. The degradation potential for phenols is reduced about a factor 5-15 compared to conditions with oxygen concentrations of more than 1 mg/l, and falls to very low values at oxygen concentrations of less than 0.2 mg/l.
- In the contaminated groundwater zone, denitrifying conditions are present. Oxygen concentrations are less than 0.5 mg O_2 /l, and nitrate concentrations vary from <1 to 250 mg NO_3 -N/l. In the upper part of the uncontaminated groundwater zone, the oxygen concentrations are greater than 2 mg O_2 /l.
- Experiments indicate that degradation is expected to proceed slowly in the anaerobe zones, and benzene will not be degraded. Groundwater in the top of the magazine re-oxygenates before it reaches the wells in the boundary to the gasworks site, and under these aerobic conditions the degradation of BTX and phenols will be completed within a transport time of a few meters.
- The relatively high aerobic degradation potential at Hjørring Gasworks combined with an overall aerobic groundwater aquifer can therefore be expected to provide good conditions for in-situ degradation of the residual pollution in the saturated zone.

Summary of conclusions; groundwater monitoring

- The changes in pollutants concentration and groundwater chemistry in the top of the groundwater magazine at the start of the enhanced infiltration in phase 2 can be compared with the changes in composition development seen at the start of phase 1 in 1993. After resumption of infiltration, groundwater concentrations decreased over the first 12 months, followed by a significant increase for all pollutants in the upper groundwater zone.
- Deeper in the groundwater magazine, a significant penetration of especially benzene was observed after only three months of operation in phase 2.
- In the downstream wells, no organic pollutants (BTX, phenols, or NSO compounds) were detected in the top of the groundwater magazine in phase 1 or 2, although more downstream wells have been established in phase 2.

- The development in pollutants levels determined in the most severely contaminated area indicates that a stable relationship between enhanced leaching of tar components and degradation in the unsaturated zone has not been achieved during the project period.
- However, no organic pollution was found in the monitoring wells downstream of the contaminated zone. Elevated levels of inorganic constituents such as sulphate - a typical indicator parameter for gasworks pollutants – demonstrates that the downstream wells receive water from the gasworks.
- The results indicate that infiltration of groundwater has lead to a markedly enhanced leaching of both tar and inorganic pollutants such as sulphate from the unsaturated zone, but that the groundwater contamination with tar constituents is probably limited to a zone around the most polluted well.
- Since organic pollution is not found in the downstream wells, there are clear indications that pollutants are degraded in the unsaturated zone before the groundwater table is reached or in the top of the saturated zone within a relatively short distance of the pollution source.
- The data documentation concerning benzene contamination in the deeper anaerobic part of the aquifer is, however, insufficient to allow conclusions to be drawn concerning the transport and degradation of this compound at greater depths.

Summary of conclusions concerning enhanced leaching as a clean-up technology at gasworks sites

The clean-up project at Hjørring Gasworks shows that a traditional excavation of gasworks related surface hotspots combined with enhanced leaching of the water-soluble and degradable pollutants present in the residual contaminated soil can be a suitable technology to reduce groundwater contamination at decommissioned gasworks.

Since it is probable that the infiltration water is introduced along the same transport pathways as the original pathways travelled by pollution, the water-soluble components residing in residual pollution in the unsaturated zone are mobilised to an important extent as compared to a situation with natural infiltration.

However, the method has a fundamental weak spot, since the transport capacity of water for oxygen is very limited compared to the oxygen demand due to degradation of the mobilised contaminants released during enhanced leaching.

The technology is therefore dependent on effective and natural re-oxygenation/diffusion of oxygen to maintain or re-establish aerobic conditions in the unsaturated zone down through the soil profile after each infiltration period.

At sites with a thick unsaturated zone and relatively low permeability of the geological layers, it is not always possible to maintain aerobic conditions in the entire unsaturated zone under enhanced leaching. This inhibits the natural

degradation of the leached substances, leading to undesirable breakthrough of substances in the saturated zone.

At the actual Hjørring site, the results indicate that the time-period necessary to ensure natural oxygen diffusion in depth in the contaminated soil profile can be unrealistically long. Full re-oxygenation of a 10 m soil profile with alternating layers of low permeability in practise will require unrealistically long periods without infiltration (9-12 months).

To achieve a reasonable relationship between leaching and re-oxygenation after infiltration, it is assessed that enhanced leaching is appropriate primarily at sites with sandy soils and with a relatively homogenous geology without inserts of low permeability in the unsaturated zone.

The technology is therefore unsuitable for sites with overall geology comprising low permeable layers.

At gasworks, the enhanced leaching is primarily of interest for substances cause groundwater pollution, i.e. substances with relatively high water solubility such as BTEX's, phenols etc.

Enhanced leaching is not suitable if a total cleanup is required since typical tar pollution also contains significant amounts of recalcitrant (little or no degradation) compounds. Therefore, a gasworks site will often still be polluted with PAH compounds after clean up by enhanced leaching.

Based on the limitations due to geology and degradation potential, it is concluded that enhanced leaching combined with a natural re-oxygenation has only limited application as a clean-up technology at Danish gasworks or at other localities contaminated with tar contaminants.

Benefits of the technique

Enhanced leaching has the following benefits:

- Simple and low technological clean-up technique.
- Infiltration water is introduced along the same pathways as those travelled by the pollutant in the soil matrix. The infiltration water and the substances carried in the water have a good chance of reaching the actual contaminated areas in the unsaturated zone.
- The technique can also be used in areas with thick unsaturated zones, if the geological conditions are suitable.
- A smaller treatment plant building/container and a number of manhole covers are the only visible parts of the plant, and therefore enhanced leaching can be carried out at the same time as other activities. The physical installations can with advantage be incorporated in combination with cover systems comprising clean materials.
- Low inspection requirements and fully automatic operation.

Disadvantages of the technique

Enhanced leaching has the following disadvantages:

- Not unlike a number of other clean-up technologies, the technique is not suitable for heavily contaminated soils since massive pollution with coal tar often results in free-phase tar globules which encapsulate the water soluble constituents with an impermeable layer. Furthermore, the area of application for the technology is relatively water soluble and aerobically degradable substances
- Enhanced leaching does not provide complete clean-up of the treated area. Coal tar pollution will usually contain large amounts of recalcitrant substances with low water solubility and it must be expected that treatment with enhanced leaching will leave a residual PAH pollution.
- Since the rate of leaching of contaminants from tar polluted soils is typically limited by diffusion, it must be expected that relatively long treatment times are required as compared to more radical clean-up technologies.
- Enhanced leaching provides only a limited potential for introduction of oxygen to the soil via natural re-oxygenation or by as transported by the infiltrating water. A criterion for application of the technology is that a reasonably rapid re-oxygenation must occur after infiltration. Enhanced leaching is therefore primarily suited to sites with sandy soils, a considerable content of coarse sand and a low content of clay and silt.
- The technology is not suitable at sites with mainly low permeable geological layers
- If the method is used in water abstraction areas vulnerable to pollution, it is important to establish a closed hydraulic circulation system to avoid unforeseen spreading of pollution
- Extensive soil excavations are necessary to establish the plant will there affect land end-use.

1 Indledning

Forceret udvaskning, som den er gennemført på Hjørring Gasværk, er et forsøg på at udvikle en lavteknologisk in-situ teknologi til at reducere grundvandsforureningen fra de store områder med diffus tjæreforurening i lave koncentrationer som findes på mange tidligere kulgasværker rundt omkring i landet.

Hovedideen bag teknologien er følgende:

- At introducere grundvand ad de samme transportveje, som forureningen i sin tid er spredt dvs. fra terræn og nedefter.
- At forøge udvaskningen af forureningskomponenter fra restforurening i den umættede zone (primært tjærestoffer).
- At forbedre de naturlige nedbrydningsforhold i den umættede og mættede zone ved at anvende behandlet grundvand som bæremiddel for ilt, alternative iltningsmidler, næringstoffer mv.

Infiltration af grundvand er teoretisk set ikke den mest optimale metode med henblik på at tilføre den umættede zone ilt og dermed forbedre nedbrydningsforholdene. På grund af iltets ret lave opløselighed i vand er det teoretisk set mere optimalt direkte at tilføre den umættede zone f.eks. atmosfærisk luft, hvis det i øvrigt lykkes at introducere luft til de forurenede dele af jordmatricen.

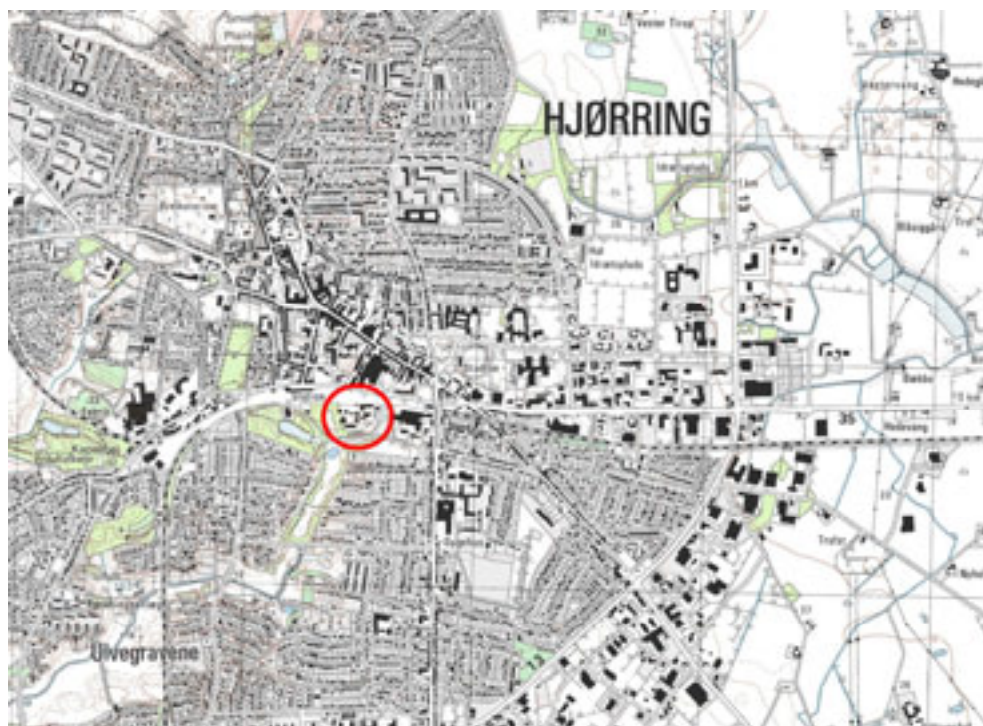
Da alle jordlag har en mikrostruktur, som bevirker, at der findes små sprækker og kanaler, hvor permeabiliteten er større end gennemsnittet i jordmassen, kan det imidlertid i mange tilfælde være et problem at introducere luft eller lignende til de forurenede partier.

I forhold til flere andre teknologier har forceret udvaskning imidlertid den fordel, at infiltrationsvandet introduceres på samme måde og sandsynligvis ad samme transportveje, som forureningen i sin tid er spredt i jordmatrisen.

Forceret udvaskning kan tilrettelægges på mange måder, men i denne rapport beskrives teknologien, som den er gennemført på Hjørring Gasværk. Her har en af udfordringerne været at infiltrere grundvand over et 8.000 m² stort område med varierende terrænkoter, geologi og deraf følgende variationer i infiltrationskapaciteten.

Rapporten indeholder, ud over de resultater som er opnået i forbindelse med teknologiudviklingsprojektet, en samlet vurdering af de erfaringer og resultater, der er opnået gennem de i alt 8 år med forceret udvaskning på Hjørring Gasværk. Endvidere indeholder rapporten resultater og konklusioner fra de forsøg, der er udført i tilknytning til videreførelsen af projektet.

Et oversigtskort, der viser gasværkets beliggenhed fremgår af figur 1.1.



Figur 1.1: Oversigtskort, Hjørring Gasværk (1:25.000)

Rapporten er disponeret på følgende måde:

I kapitel 2 er baggrunden for projektet kort gennemgået, herunder de tidligere gasværksaktiviteter, geologi og forureningsforhold samt en kort beskrivelse af det tidligere etablerede vandbehandlings- og infiltrationsanlæg.

I kapitel 3 beskrives projektets overordnede formål samt en kort gennemgang af projektets hovedaktiviteter i hhv. mættet og umættet zone.

Kapitel 4 og 5 er koncentreret om resultaterne af de gennemførte undersøgelser mv. i hhv. umættet zone (kap. 4) og mættet zone (kap. 5) herunder geniltning, sorption og nedbrydningspotentiale i umættet zone samt nedbrydningspotentiale og vand-, stoftransport i mættet zone.

I kapitel 6 er udviklingen i grundvandskemien og forureningsforholdene i den mættede zone gennemgået og tolket i relation til resultaterne af de gennemførte laboratorieforsøg.

I kapitel 7 er forceret udvaskning vurderet generelt som oprensningsteknologi på gasværker, og der er opstillet anbefalinger, som kan anvendes i forbindelse med tilsvarende projekter.

De historiske oplysninger indikerede, at der ikke blev foretaget større deponeringer af restprodukter på grunden, idet værket i vidt omfang har kunnet afsætte disse.



Figur 2.2: Tidligere apparat- og renseshus samt gasbeholdere på Hjørring Gasværk, 1992.

2.2 Geologi og hydrogeologi

Geologi

Hjørring Gasværk ligger på den sydlige flanke af bakkeøen Hjørring Bjerger, ved overgangen til det senglaciale plateau af hævet havbund, yoldiafladen syd for Hjørring.

Bakkeøen er hovedsageligt opbygget af sandede isforstyrrede glaciale og senglaciale aflejringer med indslag af marint ler og moræneler. Under yoldiafladen træffes uforstyrrede horisontale marine sand- og leraflejringer.

De meget kuperede forhold ved Hjørring Gasværk skyldes den postglaciale erosionsdal Palleskær/Mogbæk, der løber umiddelbart syd for gasværksgrunden.

De undersøgelses- og monitoringsboringer, der er udført på og omkring gasværksgrunden, beskriver lagserien ned til godt 25 m.u.t. (ca. kote +8) og har afdækket en kompliceret lagstilling på områdets vestligste del.

Der er her inden for få meter fundet betydeligt afvigende lagfølger mellem borerne, der i nogle tilfælde er tolket som laghældninger på op til 20° men også som forkastninger.

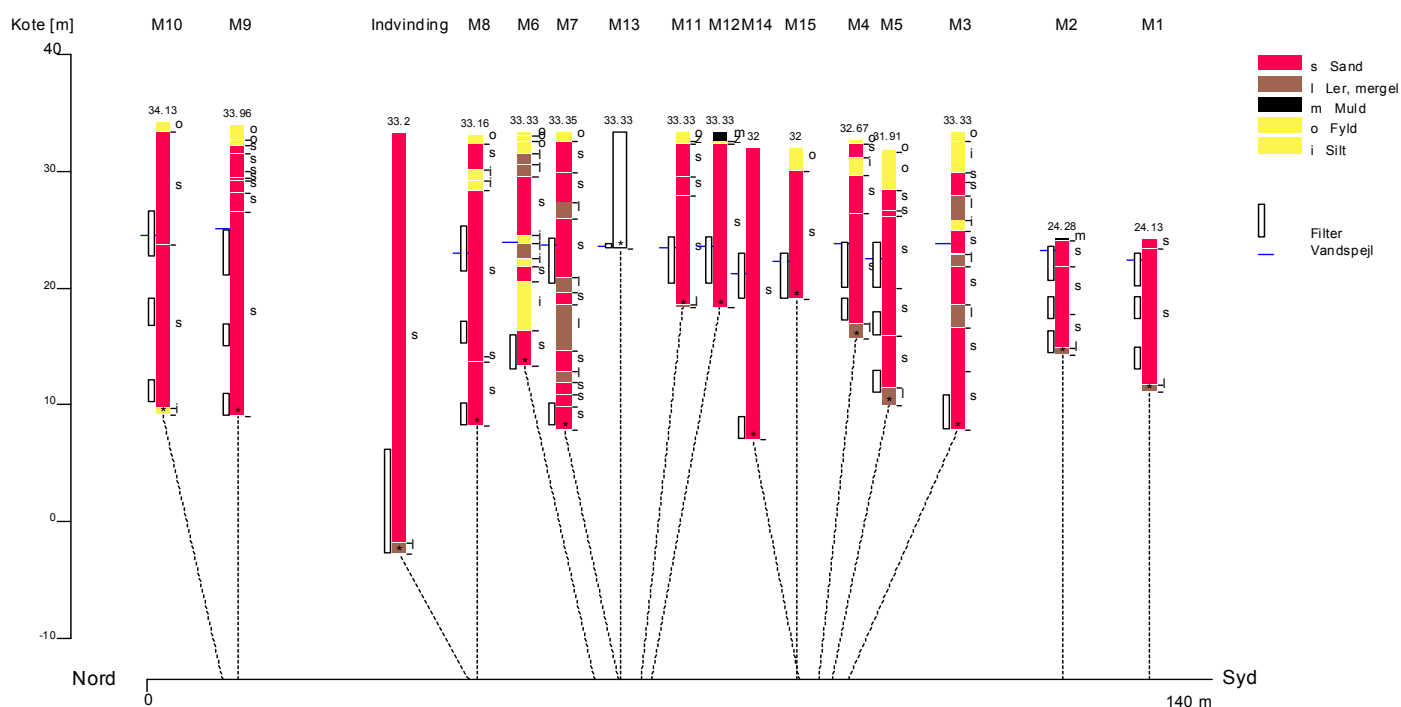
Lagserien vurderes således primært at bestå af smeltevandsaflejringer og interglacialt ældre yoldialer, deformeret og forkastet ved indlandsisens opskubning af Hjørring Bjerger.

Følgende lithologier er beskrevet i borerne på gasværksgrunden:

- Fint til mellemkornet, grågult, homogent sand. Røde og brunmelerede varianter træffes hyppigt.
- Rødbrun til gulbrun silt. Ofte stærkt lagdelt med finsandede slirer.
- Rødbrun og gulbrun, smuldrende ler.
- Blågrå, skifrig, leret silt eller siltet ler med mørke farvninger (interglacialt yoldialer).
- Fyld bestående af sand, muld, murbrokker samt stedvis slagger og koks.

De lerede og siltede lithologier udgør mellem 10 og 40 % af lagserien, der således domineres af fin til mellemkornet sand. Især på gasværksgrundens østlige del dominerer de sandede lithologier. Ved den tidligere gasværksboring (DGU 5.768) er der således truffet sand til godt 35 m.u.t. hvor der anbores ler (ca. kote -3).

Et geologisk snit med grundvandsspejl og filtersætning for de vigtigste af monitoringsboringerne, som er udført ved gasværket, fremgår af figur. 2.3. Børingsplaceringerne fremgår af bilag 2.5 og bilag B.



Figur 2.3: Geologisk profil samt filtersætning for udvalgte borer på Hjørring Gasværk.

Hydrogeologi

Hjørring Vandværk indvinder ca. 2 mill. m³ pr. år (2002) fra vandførende sandlag under yngre yoldialer ved Bagterp sydøst for Hjørring.

I selve byområdet omkring gasværksgrunden findes enkelte indvindinger til industrielle formål. Indvindingen foregår eller har foregået fra glaciæle

smeltevandsaflejringer under frie magasinforhold og ofte uden tilstedeværelse af beskyttende dæklag.

Ved gasværksgrunden træffes grundvandsspejlet ca. 10 m.u.t.

2.3 Forureningsforhold

Der blev i perioden 1987 - 89 gennemført forureningsundersøgelser på og omkring Hjørring Gasværk /1/. Der blev i forbindelse med disse undersøgelser konstateret diffus tjære- og cyanidforurening fra overfladen til mere end 10 m.u.t. med beskedne forureningskoncentrationer (tjære typisk < 100 mg/kg, total cyanid typisk < 50 mg/kg). Herudover blev der konstateret høje koncentrationer af tjære og cyanid omkring forureningskilder som f.eks. tjæretanke, der må betegnes som egentlige hot-spots.

Grundvandsspejlet i området ligger ca. 8-11 m.u.t., hvorfor den omtalte forurening hovedsageligt optrådte som jordforurening i den umættede zone.

Undersøgelser af grundvandsforureningen i perioden 1987-89 viste, at grundvandet var forurenet med især benzen (1 - 1400 µg/l), toluen og naphthalen (2 - 60 µg/l) samt phenoler, methylphenoler og dimethylphenoler (0,09 - 11 µg/l). Forureningsniveauet varierede med højeste koncentrationer ved de tidligere gasbeholdere (1400 µg benzen/l).

Resultaterne af forureningsundersøgelserne kan sammenfattes således:

- Grundens centrale del var forurenet med tjære- og cyanidforbindelser ned til 5 - 10 m.u.t.
- Det primære grundvandsmagasin var betydeligt forurenet med gasværksrelaterede forureningskomponenter.
- Grundvandets strømningsretning er sydlig, rettet mod et mindre vandløb 150 m syd for grunden.
- Potentialeforholdene i området bevirker, at der ikke er risiko for forureningsspredning til omkringliggende vandindvindinger.
- De efterfølgende undersøgelser viser, at gradienten er 5-6 ‰.

2.4 Oprensningsprojektet – infiltrationsanlæg

Som første fase af projektet på Hjørring Gasværk blev der i 1992 gennemført nedrivning af en del af de tidligere gasværksbygninger og installationer. Herefter blev der foretaget bortgravning af overfladenære hot-spots med det formål at nedbringe den overfladenære forurening på grunden tilstrækkeligt til, at denne kan frigives til den nuværende anvendelse, som er uddannelses- og kontorformål.

I forbindelse med projektet blev gasværkets 3 tidligere tjæretanke opgravet. Ved bortgravning af tjæretank 1 og 3 blev der konstateret massiv tjæreforurening under dele af tankene. Tjæreforureningen blev bortgravet. Ved begge tanke var det imidlertid ikke muligt at fjerne al forurening. Ved tjæretank 3 blev der således efterladt en væsentlig tjæreforurening op mod og sandsynligvis ind under det tidligere apparat og kølehus. Et billede fra bortgravningen af tjæretank 1 fremgår af figur 2.4.



Figur 2.4: Bortgravning af tjæretank 1, 1992. Kraftig tjæreforurening fra ca. 1,5 m.u.t.

Herudover blev der bortgravet overfladenær tjære- og cyanidforurenede jord i området mellem gasbeholder 2 og 3 samt i området nord for tjæretank 2.

Afgravningskriterierne for hotspotafgravningen i den øverste meter jord var jf. /4/ 2000 mg/kg total tjære og 500 mg/kg totalcyanid. En oversigt over hot-spot afgravningen i 1992 fremgår af bilag D.

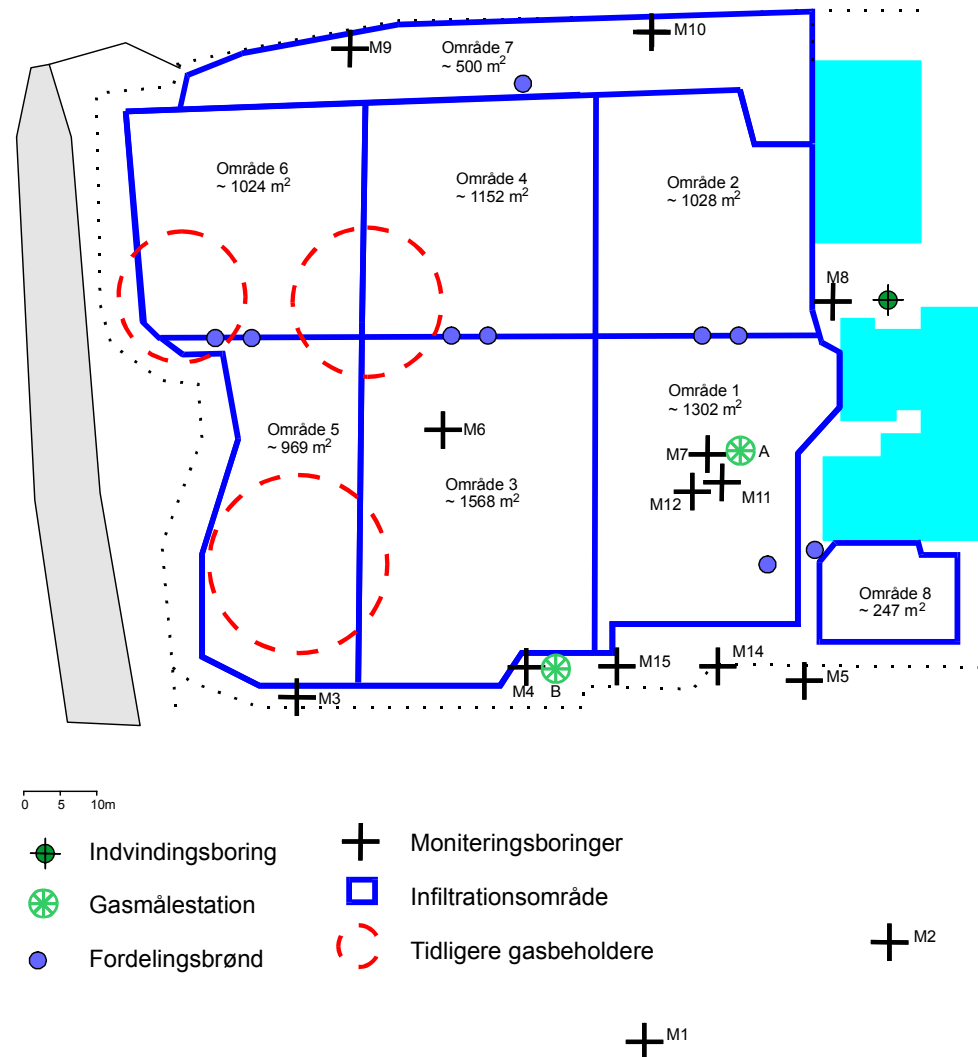
Efter gennemførelsen af hot-spotafgravningen blev det vurderet, at der generelt i den øverste meter jord (dvs. 1,0 - 2,0 meter under nuværende terræn) forekom let diffus forurening med tjære og cyanid over hovedparten af området. Den øverste meter jord (før påfyldning af ren jord) vurderes generelt at overholde afgravningskriterierne med god margin, der kan dog forekomme uopdagede områder med højere koncentrationer.

I dybder større end 3 meter under nuværende terræn er det ligeledes muligt, at der kan forekomme diffus forurening eller egentlige hot-spots, som ikke er konstateret i forbindelse med undersøgelserne, nedbrydningsarbejdet og prøvegravningerne.

Der blev i alt bortgravet ca. 1.025 ton forurenede jord svarende til ca. 550 m³ som blev termisk behandlet på Nordkraft i Aalborg.

Infiltrationsanlæg

Efter at bortgravningen af overfladenære hotspots var gennemført, blev området afrettet og planeret, og infiltrations- og vandbehandlingsanlægget blev etableret (se figur 2.5).



Figur 2.5: Oversigtplan over infiltrationsanlægget på Hjørring Gasværk.

Infiltrationsanlæggets primære formål var at fordele vandstrømmen således, at der over hele området til stadighed var en tilstrækkelig mængde vand til rådighed sådan, at jordens infiltrationskapacitet udnyttes maksimalt i de ønskede perioder.

Infiltrationsanlægget blev derfor dimensioneret med henblik på at sikre en jævn fordeling af vandet under hensyn til områdets vekslende infiltrationskapacitet.

Hovedkomponenter

Infiltrationsanlægget var opbygget af følgende hovedkomponenter:

- 8.000 m² nøddesten (16-31 mm) udlagt i 15 cm tykkelse på afrettet terræn.
- 3.700 m infiltrationsrør (ø63).
- 250 m fordelingsledninger (ø110, ø63).
- 8.000 m² geotekstil (Fibertex F2-B, nonwoven polypropylen).
- 8 stk. fordelebrønde og reguleringsventiler.
- 270 m trykledninger (ø110, ø63).
- 3 stk. observationsbrønde.
- 15 stk. monitoringsboringer.

Funktion

Efter vandbehandling (iltning, jernudfældning og periodevis tilsætning af supplerende iltningmiddel (natriumnitrat)) pumpes råvandet fra behandlingsbygningen ud til 8 fordelebrønde på området. Udstrømningen i den enkelte brønd reguleres ved hjælp af en manuelt betjent reguleringsventil. I forbindelse med udstrømningen i fordelebrøndene iltes vandet yderligere, idet udstrømningsstudsene er placeret minimum 1 meter over vandspejlet i brønden.

Fra fordelebrøndene ledes vandet ved gravitation ud i selve infiltrationsanlægget, som er opdelt i 8 delsystemer (se figur 2.5). Infiltrationsstrengene er udlagt med en indbyrdes afstand på ca. 2 m.

Fra nedsivningsrørene løber vandet ud i et 15 cm tykt nøddestenslag, hvor den endelige fordeling af vandet sker på den afrettede tidligere terrænoverflade. Fra nøddestenslaget infiltreres vandstrømmen som almindelig nedbør i jorden.

Der er ikke etableret en hydraulisk barriere i nøddestenslaget mellem delområderne. Dog er der niveauspring mellem områderne. Således er område 7 udlagt i kote 33,0, område 2,4,6 udlagt i kote 32,7, område 1,3,5 udlagt i kote 32,5 og område 8 er udlagt i kote 30,6. Infiltrationsvandet kan således i princippet fordeles uhindret over områdegrensene bortset fra de nævnte niveauspring.

Opbygning

På den afrettede terrænoverflade er der udlagt 15 cm nøddesten. I toppen af nøddestenslaget er infiltrations- og fordelingsrørene udlagt og tilsluttet fordelebrønde i de enkelte delområder.

Billeder fra etableringen af infiltrationsanlægget fremgår af figur 2.6 og 2.7.



Figur 2.6: Infiltrationsanlægget på Hjørring Gasværk. Nøddestenslag, infiltrationsstrenge, geotekstil samt overliggende råjord.



Figur 2.7: Etablering af infiltrationsanlægget på Hjørring Gasværk. Fordelingsbrønde og infiltrationsstrenge udlagt på nøddestenslaget.

Infiltrationsrørene er udført som $\varnothing$ 63 mm PVC TN10 med stikmuffe. For at opnå en ensartet udstrømning er rørene anført med et $\varnothing$ 5 mm hul pr. løbende 2 m langs en frembringer og udlagt med hullerne hhv. 60° , 45° og 0° fra lodret ned, afhængig af afstanden fra fordelingsrøret.

Efter etablering af trykrørene, der transporterer vand fra behandlingsbygningen til fordelersbrøndene, er infiltrationsanlægget overdækket med en geotekstil (for at hindre jordopblanding i nøddestenslaget), hvorefter der er udlagt 65 cm råjord og 20 cm muld (i alt 1,0 m rene materialer inkl. nøddestenslaget).

Driftsstrategien for infiltrationsanlægget er kort beskrevet i afsnit 6.1.

2.5 Vandbehandlingsanlæg

Hovedkomponenter

Vandbehandlingsanlægget består af følgende hovedkomponenter

- Fuldautomatisk trykfilter, Silhorko type TFA.
- 1 stk. 10 m³ rentvandstank - glasfiberbelagt ståltank
- 1 stk. 10 m³ skyllevandstank - betontank
- Iltningskompressor
- 2 stk. kemikaliebeholdere hhv. 2.500 l og 50 l
- 2 stk. doseringspumper
- Div. pumper, blæsere, vandmåler mv.

Behandlingsanlægget er etableret i en eksisterende udbygning i tilknytning til de resterende gasværksbygninger på områdets østlige del.

Funktion

Behandlingsanlægget er etableret som en "traditionel" vandværksløsning dvs. et sandtrykfilter med tilhørende hjælpeudstyr.

Infiltrationsvand oppumpes fra den indvindingsboring, som tidligere var tilknyttet gasværket (D.G.U. 5.768), se figur 2.5. Boringen ligger umiddelbart øst for infiltrationsanlægget, tæt på restforurening fra tjæretank 1 og monitoringsboring M8.

Grundvandet oppumpes til behandlingsanlægget, hvor vandet iltes med komprimeret atmosfærisk luft og ledes gennem trykfilteret med henblik på at fjerne råvandets relativt høje jernindhold (typisk 2-5 mg/l).

Der er etableret nødvendigt hjælpeudstyr til returskylning af trykfilteret hhv. skyllevandspumpe, skylleluftblæser, rentvandstank og skyllevandstank.

Der er endvidere etableret to doseringsanlæg, som muliggør tilsætning af supplerende iltningmiddel mv. efter behov, med henblik på optimering af nedbrydningsbetingelserne.

Sandfilterets kapacitet er ca. 30 m³/h svarende til ca. 250.000 m³/år.

Anlægget er udstyret med automatisk tidsstyring af oppumpningen (på ugebasis), der kan indstilles med den ønskede frekvens af hhv. oppumpnings- og stopperioder eller kontinuert drift.

Anlægget kan således køres i cyklisk drift. Ved denne driftsform opnås en pulsvis nedsivning med henblik på at opnå vekslen mellem vandmættet og beluftede forhold i jordprofilet. Erfaringerne fra projektet har dog vist, at en start/stop frekvens på ugebasis er for kort til at opnå de ønskede skift i jordprofilets vandindhold. I praksis har anlægget således været opstartet og slukket manuelt i forbindelse med den løbende driftskontrol.

3 Formål og strategi

3.1 Formål

Med henblik på at underbygge en række af de vurderinger, som er foretaget på grundlag af de første 2½ års drift af den forcerede udvaskning på Hjørring Gasværk under "Gasværkspakken" (projektets fase 1), er formålet med videreførelsen af projektet under teknologiprogrammet (fase 2) følgende:

- At udbygge dokumentationsgrundlaget for nedbrydningsprocesserne i den øvre del af grundvandszonen ved at følge udviklingen i de kemiske parametre i grundvandsprøver.
- At dokumentere, at de dominerende forureningskomponenter nedbrydes biologisk i grundvandszonen over en afstand svarende til transporten fra forureningskilden til den ydre monitoringsrand.
- At dokumentere transport og fortynding af stof i grundvandszonen ved udførelse af tracerforsøg med måling af tracer i forskellig afstand fra kilden.
- At dokumentere nedbrydningspotentialer i grundvandszonen for udvalgte stoffer under forskellige redoxbetingelser ved hjælp af laboratorieforsøg.
- At afprøve en geniltningsmodel, der kan forudsige den tid, det tager at opnå geniltning i en given dybde.
- På grundlag af ovennævnte at udarbejde anbefalinger, som kan anvendes i forbindelse med andre projekter.

3.2 Strategi

Aktiviteterne i forbindelse med projektets fase 2 er således gennemført som en kombination af feltforsøg på gasværksgrunden og laboratorieforsøg på Institut for Bioteknologi, Afdelingen for Miljøteknologi på Aalborg Universitet. Laboratorieforsøgene mv. er i det omfang, som det har været muligt, gennemført som afgangsprojekter på Civilingeniøruddannelsen i Miljøteknik.

Herudover er det eksisterende net af monitoringsboringer suppleret, og grundvandsmonitoringen er genoptaget i en periode på ca. 20 måneder med henblik på at følge udviklingen i grundvandskemi med hovedvægten på området under og nedstrøms for det mest forurenede område ved boring M7.

Oprindeligt var det planen at fortsætte den cykliske drift uden afbrydelse mellem projektets fase 1 og 2. Hjørring kommune forestod således selvstændigt driften af anlægget fra ultimo 1995 til udgangen af 1996. Af ressourcemæssige årsager blev driften af anlægget midlertidig indstillet på dette tidspunkt. På bevillingstidspunktet for projektets 2. fase (december 1997) havde anlægget således været ude af drift i ca. et år.

På den baggrund blev det besluttet at gennemføre stoftransportforsøget samt to monitoringsrunder på grundvand under uforstyrrede forhold inden infiltrationen blev genoptaget.

3.3 Hovedaktiviteter

Som led i projektets 2. fase er der gennemført følgende hovedaktiviteter fordelt på hhv. umættet og mættet zone:

Aktiviteter i umættet zone

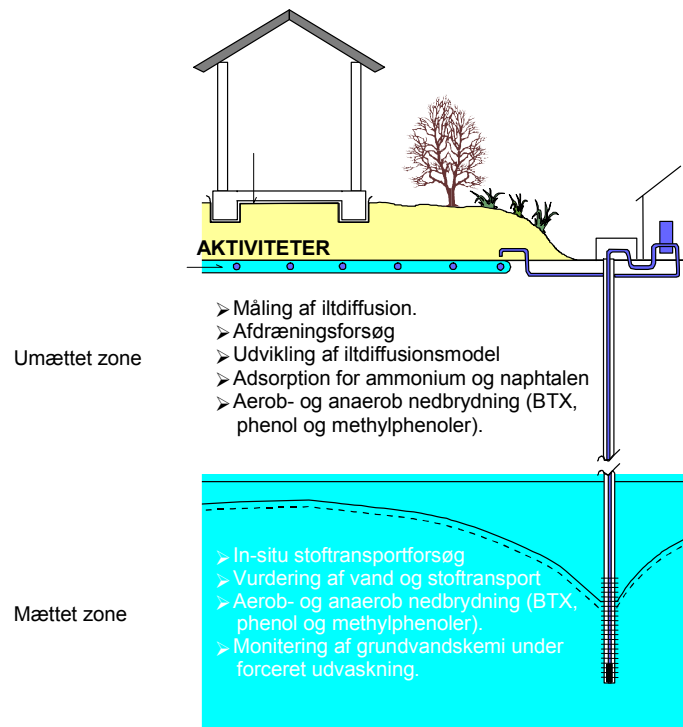
- Måling af ilt diffusion på uforstyrret og pakket jord.
- Afdræningsforsøg på jordsøjler
- Udvikling af ilt diffusionsmodel
- Måling af sorption og desorption for ammonium og naphthalen i sediment fra gasværket.
- Vurdering af aerob og anaerob nedbrydningspotentialer i forskellige jordtyper ved høje og moderate stoffkoncentrationer (BTX, phenol og methylphenoler).

Aktiviteter i mættet zone

- In-situ stoftransportforsøg med bromid som tracer
- Vurdering af vand og stoftransport
- Vurdering af aerob og anaerob nedbrydningspotentialer i forskellige sedimenttyper ved høje, moderate og lave stoffkoncentrationer (BTX, phenol og methylphenoler).
- Monitoring af udviklingen i grundvandskemi under drift af forceret udvaskning.

Stof typerne, der indgår som grundlag for nedbrydningsforsøgene, er udvalgt ud fra erfaringerne fra projektets fase 1, hvor ammonium, BTXN, phenol og methylphenoler udgjorde hovedforureningskomponenterne på Hjørring Gasværk.

En skematisk oversigt over de gennemførte aktiviteter i hhv. umættet og mættet zone fremgår af figur. 3.1.



Figur 3.1: Oversigt over projektets hovedaktiviteter i hhv. umættet og mættet zone

4 Umættet zone, undersøgelser og resultater

4.1 Geniltning

Tilstrækkelig tilførsel af ilt er en forudsætning for hurtig, aerob nedbrydning af forureningsstoffer. Idet der kun kan være få mg ilt opløst i vandet (infiltrationsvand eller jordvand), og ilt diffusionskoefficienten i vand er ca. 10.000 gange lavere end i luft, vil ilttilførsel (ilt diffusion) fra atmosfæren igennem jordens luftfyldte porehulrum typisk være afgørende for ilttilførslen til jorden. En effektiv ilttransport kræver et forholdsvis højt volumen af luftfyldte porer i jorden, samt at disse porer er sammenhængende (Moldrup et al., 2001) /18/.

For at vurdere mulighederne for geniltning på Hjørring Gasværk efter perioder med forceret udvaskning er der udført en række forsøg. Det drejer sig om forsøg til bestemmelse af ilt diffusionskoefficientens afhængighed af jordens luftfyldte porehulrum (og dermed af vandindholdet) samt forsøg til bestemmelse af, hvor hurtigt vandet dræner fra jorden og dermed tillader dannelse af sammenhængende luftfyldte porehulrum.

Der måles på jord udtaget fra forskellige dybder, som repræsenterer forskellige jordtyper på Hjørring Gasværk. Under ilt diffusionsforsøgene er der målt på både pakkede, siede prøver og på intakte (uforstyrrede) prøver for at vurdere, om målinger på pakkede prøver er repræsentative for de naturlige ilt diffusionsforhold. Der opstilles en simpel model til beregning af ilt penetreringstid for en givet jordlagstykkel, og disse tider sammenlignes med de målte afdræningstider for at vurdere de begrænsende faktorer for geniltning.

Det skal bemærkes, at der er lighed mellem følgende begreber og notationer anvendt i denne rapport i forhold til Miljøstyrelsens JAGG model jf. /8/ (Vejledning Nr. 6, 1998, Appendiks, side 229):

- Ilt diffusionskoefficient i fri luft (D_0) = Diffusionskoefficient af enten ilt eller en gasformig forureningskomponent i fri luft (D_L)
- Jordens relative ilt diffusionskoefficient (D_p/D_0) = Materialekonstanten (N)
- Jordens luftfyldte porøsitet (volumenandel af luft i jorden), $\epsilon = V_L$
- Jordens vandfyldte porøsitet (volumenandel af vand i jorden), $\theta = V_v$
- Jordens totale porøsitet (volumenandel af porehulrum i jorden), $\Phi = V_L + V_v$

4.1.1 Ilt diffusion målt på siet, pakket jord

Ilt diffusionskoefficienten (D_p ; cm^3 luftfyldt porehulrum cm^{-1} jord sek^{-1}) som funktion af jordens luftfyldte porehulrum (ϵ ; cm^3 luftfyldt porehulrum cm^{-3} jordvolumen) blev målt på jord udtaget fra to dybder på Hjørring Gasværk, repræsenterende hhv. leret (3.5-4 m dybde) og sandet (7-8 m dybde) jord. Der blev anvendt jord uden synlige spor af forureningskomponenter.

Jordkarakteristika for Hjørring 3,5-4 m (leret):

Tekstur 23,6% ler, 16,4% silt, 60% sand (overvejende finsand). Organisk stofindhold 0,07% organisk kulstof. Massefylde af partikler $2,68 \text{ g cm}^{-3}$. Volumenvægt $1,50 \text{ g TS cm}^{-3}$. Totalt porevolumen (porøsitet) $0,44 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

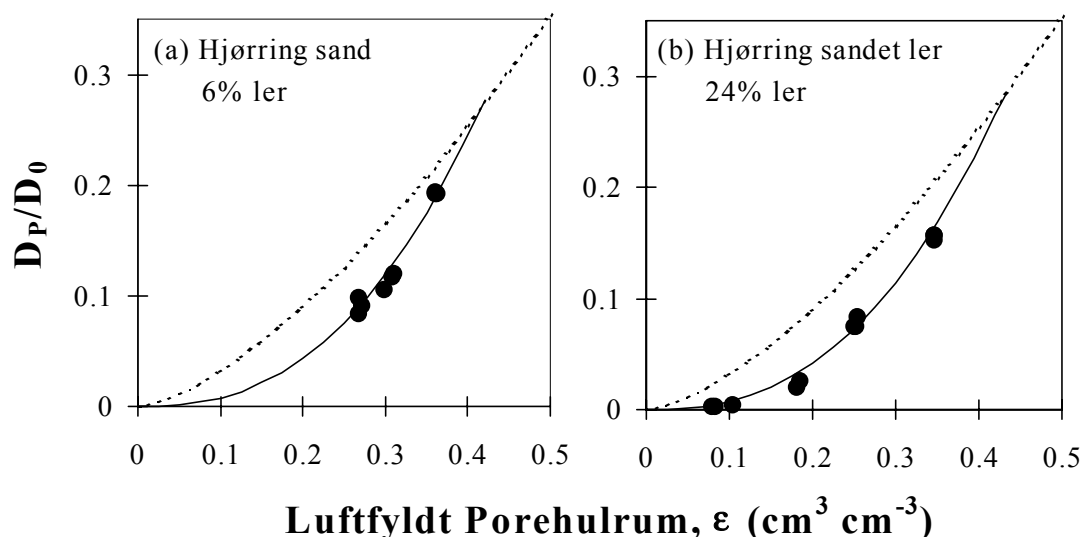
Jordkarakteristika for Hjørring 7-8 m (sandet):

Tekstur 5,9% ler, 3,1% silt, 91% sand (overvejende finsand). Organisk stofindhold 0,18% organisk kulstof. Massefylde af partikler $2,67 \text{ g cm}^{-3}$. Volumenvægt $1,55 \text{ g TS cm}^{-3}$. Porøsitet $0,42 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Det bemærkes, at jorden havde et CaCO_3 indhold på 5,4%

Boks 4.1: Jordtekstur for jorde anvendt til ilt-diffusionsforsøg (pakket jord).

Jorden blev lufttørret og siet ($< 2 \text{ mm}$). Jorden blev derefter pakket i 100 cm^3 prøveringe til de ovenfor angivne volumenvægte og til 3 (Hjørring 7-8m) eller 4 (Hjørring 3,5-4m) forskellige vandindhold. Måling af D_p som funktion af ϵ blev udført ved 20° C med atmosfærisk ilt (O_2) som eksperimentel gas efter metoden beskrevet i Schjønning (1985) /25/ og Moldrup et al. (2000a) /16/. Der blev udført dobbeltbestemmelse af D_p ved hvert vandindhold. Ved sideløbende målinger af iltforbrug i pakkede prøver påvises, at jordenes naturlige O_2 forbrug maksimalt ville give en fejl i målt D_p på 1,5%.

Resultaterne af målingerne af D_p som funktion af ϵ ses på figur 4.1. Til orientering kan det oplyses at D_p svarer til udtrykket $N \times D_L$ i Miljøstyrelsens JAG G-model jf. /8/. Ilt-diffusionskoefficienten i jorden er angivet som D_p/D_0 , hvor D_0 er ilt-diffusionskoefficienten i fri luft ($0,205 \text{ cm}^2 \text{ luft sek}^{-1}$ ved 20° C). En D_p/D_0 værdi på f.eks. 0,1 angiver dermed, at diffusionen i jorden ved det givne vandindhold vil være 10 gange langsommere end i fri luft. Hvis D_p ønskes angivet som funktion af volumetrisk vandindhold (θ ; $\text{cm}^3 \text{ vand cm}^{-3}$ jordvolumen), er omregningen $\theta = \Phi - \epsilon$, hvor Φ er jordens porøsitet (værdier givet ovenfor).



Figur 4.1: Relativ ilt-diffusionskoefficient, D_p/D_0 , som funktion af luftfyldt porehulrum, ϵ , målt på pakket Hjørring jord fra 7-8 m dybde (sandet) og 3,5-4 m dybde (leret). Desuden er vist beregninger med Marshall (1959) modellen (stiplet linie) og Moldrup et al. (2000a) modellen (fuldt optrukken linie).

Den stiplede linie på figur 4.1 er beregnet ud fra Marshall (1959) /13/ modellen, $D_p/D_0 = \epsilon^{2/3}$, der forudsiger ilt-diffusionskoefficienten i et tørt (0 %

vand) homogent porøst medium. Den fuldt optrukne linie på figur 4.1 er beregnet ud fra den såkaldte “water-induced linear reduction” (WLR) model, udviklet af Moldrup et al. (2000a) /16/, der simpelthen inddrager den extra snoethed (og dermed reduceret ilt diffusion), som vandmeniskerne i jorden vil skabe. Forskellen mellem den stiplede og den fuldt optrukne linie beskriver dermed jordvandets bidrag til den samlede reduktion i ilt diffusionen. WLR modellen er,

$$D_p/D_0 = \varepsilon^{2/3}(\varepsilon/\Phi) \quad (4.1)$$

Det kan konkluderes ud fra figur 4.1, at ilt diffusionskoefficienten som funktion af luftfyldt porehulrum opfører sig tilnærmelsesvis ens i den sandede (7-8 m) og lerede (3,5-4 m) jord. Målingerne er perfekt beskrevet af en ny, fysisk baseret $D_p(\varepsilon)$ model, der tager hensyn til de separate bidrag fra jordpartiklerne (det faste jordskelet) og jordvandet (der optræder som vandfilm og som menisker mellem jordpartiklerne). Målingerne på Hjørring Gasværk og på andre danske og amerikanske jorde (Moldrup et al., 2000a) /16/ viser klart, at en eventuel jordtypeeffekt på ilt diffusionskoefficienten vil forsvinde, hvis der anvendes pakket, siet jord til ilt diffusionsmålinger. Dette er meget interessant, da det modbeviser den gængse opfattelse i den internationale litteratur, hvor man ikke har skelnet mellem diffusionsmålinger foretaget på pakket, siet jord og på uforstyrrede jordprøver.

4.1.2 Ilt diffusion målt på uforstyrrede jordprøver

Ilt diffusionskoefficienten blev målt på uforstyrrede 100 cm³ jordprøver fra to uforstyrrede jordsøjler (1 m længde, 0,1 m diameter) udtaget i 4-5 m og 6-7 m dybde i forbindelse med etablering af monitoringsboring M11. Der blev med stor omhu udtaget seks 100 cm³ jordprøver fra hvert af dybdeintervallerne 4,2-4,6 m, 6,0-6,4 m og 6,4-6,8 m, repræsenterende 3 forskellige jordtyper fra Hjørring Gasværk. Der blev anvendt jord uden synlige spor af forureningskomponenter.

Jordkarakteristika for Hjørring 4,2-4,6m (leret):

Tekstur 24,8 % ler, 9,2 % silt, 66 % sand (overvejende finsand). Organisk stofindhold 0,2% organisk stof (glødetab). Massefylde af partikler 2,69 g cm⁻³. Volumenvægt 1,51 g TS cm⁻³. Totalt porevolumen (porøsitet) 0,44 cm³ cm⁻³.

Jordkarakteristika for Hjørring 6,0-6,4m (mere siltet):

Tekstur 15,7 % ler, 10,8 % silt, 73,5 % sand (overvejende finsand). Organisk stofindhold 2,1 % organisk stof. Massefylde af partikler 2,68 g cm⁻³. Volumenvægt 1,66 g TS cm⁻³. Porøsitet 0,38 cm³ cm⁻³.

Jordkarakteristika for Hjørring 6,4-6,8m (mere sandet):

Tekstur 11,2 % ler, 5,0 % silt, 83,8 % sand (overvejende finsand). Organisk stofindhold 1,6 % organisk stof. Massefylde af partikler 2,67 g cm⁻³. Volumenvægt 1,62 g TS cm⁻³. Porøsitet 0,39 cm³ cm⁻³.

Boks 4.2: Jordtekstur for jorde anvendt til ilt diffusionsforsøg (uforstyrret jord).

Ilt diffusionskoefficienten, D_p , blev målt ved 3 forskellige vandindhold svarende til afdræningspotentialer på hhv. -50 cm H₂O, -100 cm H₂O og -500 cm H₂O. Målemetoden var den samme, som er beskrevet i afsnit 4.1.1. For de uforstyrrede jordprøver kunne iagttages en jordtype-afhængighed på ilt diffusionsdata. Dermed var der som ventet brug for at inddrage de 3 jordtypers porestørrelsesfordeling i modelbeskrivelsen.

Porestørrelsesfordelingen blev målt via vandretentionsbestemmelse ved de 3 valgte afdræningspotentialer (-50 cm, -100 cm og -500 cm H₂O). Den

anvendte metode (afdræning på hhv. sandboks og i vakuumgryde) er jf. Klute (1986) /12/. Campbell porestørrelsesfordelings-parameteren, b , blev bestemt som hældningen af retentionsdata (afdræningspotentiale versus volumetrisk vandindhold) plottet i et dobbelt-logaritmisk koordinatsystem (Campbell, 1974) /9/. Tabel 4.1 viser værdier af Campbell b samt luftfyldt porehulrum, ϵ , og relativ ilt diffusionskoefficient, D_p/D_0 , ved de 3 afdræningspotentialer.

Jorddybde (m)	b	ϵ_{50} (cm ³ cm ⁻³)	ϵ_{100} (cm ³ cm ⁻³)	ϵ_{500} (cm ³ cm ⁻³)
4,2-4,6	10,29 (2,37)	0,054 (0,013)	0,070 (0,016)	0,131 (0,024)
6,0-6,4	5,45 (2,70)	0,077 (0,055)	0,105 (0,053)	0,189 (0,055)
6,4-6,8	3,10 (1,15)	0,064 (0,040)	0,093 (0,043)	0,235 (0,079)
Jorddybde (m)		$D_{p,50}/D_0$	$D_{p,100}/D_0$	$D_{p,500}/D_0$
4,2-4,6		0,0020 (0,0037)	0,0063 (0,0031)	0,0140 (0,0050)
6,0-6,4		0,0042 (0,0049)	0,0109 (0,0043)	0,0302 (0,0047)
6,4-6,8		0,0023 (0,0017)	0,0076 (0,0028)	0,0441 (0,0203)

Tabel 4.1: Målte værdier af Campbell b samt luftfyldt porehulrum og relativ ilt diffusionskoefficient ved afdræningspotentialer på hhv. -50, -100 og -500 cm H₂O. Værdier i parentes angiver standard afvigelse af målinger på 6 prøver

De meget forskellige Campbell b værdier for de tre jordlag (tabel 4.1) underbygger, at der reelt er tale om tre meget forskellige jordtyper. Den relativt store standardafvigelse på D_p målingerne indikerer, at der er en udpræget jordstruktur og heterogenitet i alle tre jordlag. De forholdsvis lave D_p/D_0 værdier ved afdræningspotentialer på -50 cm og -100 cm H₂O (typisk svarende til naturlig markkapacitet) tyder på reduceret mulighed for geniltning i alle 3 jordtyper. D_p/D_0 -værdierne mellem 0,002 og 0,01 ved markkapacitet svarer til mellem 100 og 500 gange langsommere ilt diffusion end i fri luft.

Traditionelt har man i de sidste 60 år anvendt jordtype-uafhængige modeller til at beskrive D_p som funktion af ϵ . De mest anvendte modeller er Penman (1940) /24/ modellen, $D_p/D_0 = 0,66\epsilon$, og især Millington og Quirk (1961) /14/ modellen,

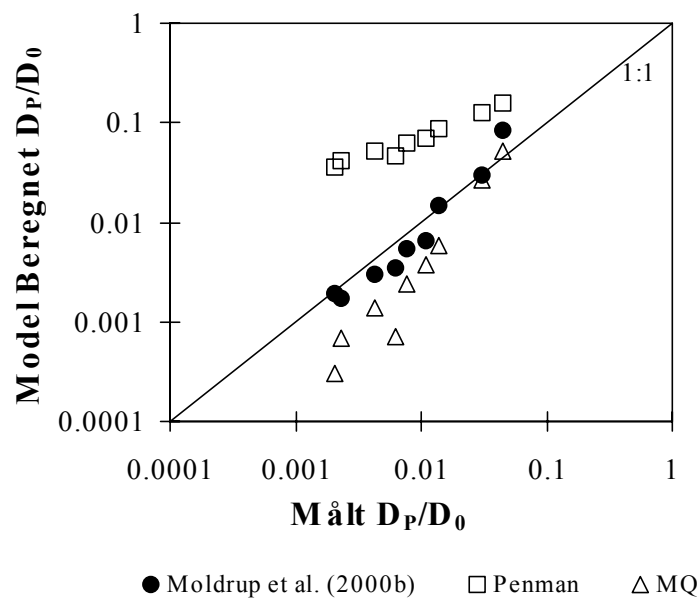
$$D_p/D_0 = e^{10/3}/\Phi^2 \quad (4.2)$$

hvor Φ er jordens porøsitet. Millington-Quirk $D_p(\epsilon)$ modellen anvendes bl.a. i den danske JAGG model (regnearksbaseret risikovurderingsmodel for forurenede grunde). Det bemærkes, at højresiden af formel 4.2 svarer til den såkaldte materialekonstant (snoethedsparameter), N , i JAGG modellen.

I den nyeste internationale litteratur er der sået tvivl om Penman og Millington-Quirk modellernes evne til korrekt at forudsige $D_p(\epsilon)$, og nye jordtype-afhængige modeller er foreslået (Moldrup et al. 1999, 2000b) /15,17/. Moldrup et al. (2000b)/17/ har foreslået en model, der tager hensyn til to jordtype/struktur parametre, nemlig det volumetriske indhold af store porer (ϵ_{100} ; defineret som volumen af porer, der afdrænes ved -100 cm H₂O, svarende til porer større end 30 μ m) samt Campbell porestørrelsesfordelingsparameteren (b). Moldrup et al. (2000b) modellen er,

$$D_p/D_0 = (2\epsilon_{100}^3 + 0.04\epsilon_{100})(\epsilon/\epsilon_{100})^{2+3/b} \quad (4.3)$$

Figur 4.2 viser en sammenligning af målte og model-beregnete D_p/D_0 -værdier for de 3 jordlag ved de 3 afdræningspotentialer, ved anvendelse af hhv. Penman (1940)/24/, Millington-Quirk (1961) /14/ og Moldrup et al. (2000b) /17/ modellerne. De anvendte værdier af ϵ_{100} og b i Moldrup et al. modellen er givet i tabel 4.1. Det fremgår klart af figur 4.2, at den jordtype-afhængige model (Moldrup et al.) er mere nøjagtig end de to jordtype-uafhængige modeller, specielt omkring markkapacitet (-50 til -100 cm H_2O afdræningspotentialer; svarende til de 6 målepunkter længst til venstre i figur 4.2). Da vandindholdet i Hjørring jorden det meste af tiden vil befinde sig omkring markkapacitet (bortset perioder med forceret udvaskning, hvor jorden vil være vådere og ilt-diffusionskoefficienten vil være tilnærmelsesvis 0), er det netop vigtigt at opnå en nøjagtig forudsigelse af D_p i dette vandindholdsinterval.



Figur 4.2: Sammenligning af målte og model-beregnete relative ilt-diffusionskoefficienter for 3 jordlag (jordtyper) og 3 afdræningspotentialer i Hjørring jorden. MQ er Millington-Quirk. Hvert målepunkt repræsenterer en middelværdi af 6 målinger.

Ulempen ved $D_p(\epsilon)$ -modellen udviklet af Moldrup et al. (2000b) (ligning 4.3) er dens større krav til input-parametre (makropore-porøsiteten, ϵ_{100} , og porestørrelsesfordelingen beskrevet ved Campbell b). Hvis makroporøsiteten ikke er målt, kan i stedet anvendes den omtrent lige så nøjagtige såkaldte Burdine-Buckingham-Campbell $D_p(\epsilon)$ model udviklet af Moldrup et al. (1999) /15/. Hvis hverken ϵ_{100} eller b er kendt, kan jordtypen skønnes (sandet, siltet eller leret), og b anbefales sat til 3 for en grovsandet jord, 5 for en finsandet jord, 8 for en siltet jord og 12 for en leret jord. Dette vil stadigvæk i de fleste tilfælde give betydeligt mere nøjagtige $D_p(\epsilon)$ beregninger i forhold til brug af Millington-Quirk (1961) /14/ modellen. Det er ikke overraskende, idet Millington-Quirk modellen (ligning 4.2) er udledt under en simplificeret antagelse om, at jorden består af homogent fordelte partikler med samme diameter.

Det kan konkluderes, at ilt-diffusionskoefficienterne målt ved vandindhold tæt på naturlig markkapacitet for 3 forskellige jordlag (jordtyper) på Hjørring Gasværk var lave (100-500 gange lavere end i fri luft). En ny jordtype-afhængig $D_p(\epsilon)$ model gav gode forudsigelser af målte data, hvorimod de

traditionelt anvendte (jordtype-uafhængige) modeller var unøjagtige. Måledata for Hjørring Gasværk og 25 andre danske og europæiske jorde har bevist, at det er nødvendigt at anvende de nye jordtype-afhængige modeller for $D_p(\epsilon)$, hvis der skal opnås realistiske forudsigelser af ilt diffusion i naturlige, uforstyrrede jordsystemer (Moldrup et al., 2000b, 2001) /17, 18/.

4.1.3 Simpel model for ilt diffusion og geniltningstid

Ved en numerisk analyse af den såkaldte Eistein-Smoluchowski løsning til Fick's 1. lov for diffusion i et porøst medium er udviklet en simpel model til at beskrive den potentielle ilt transporttid gennem en given afstand i jorden, hvor startkoncentrationen af ilt ved øvre rand er konstant i tiden (for eksempel lig atmosfærekoncentrationen). Modellen er,

$$T_{ip} = Z^2 \epsilon / (D_p (-7,6 \log(C/C_0) - 2,1)), \text{ gældende for } 0,01 < C/C_0 < 0,20 \quad (4.4)$$

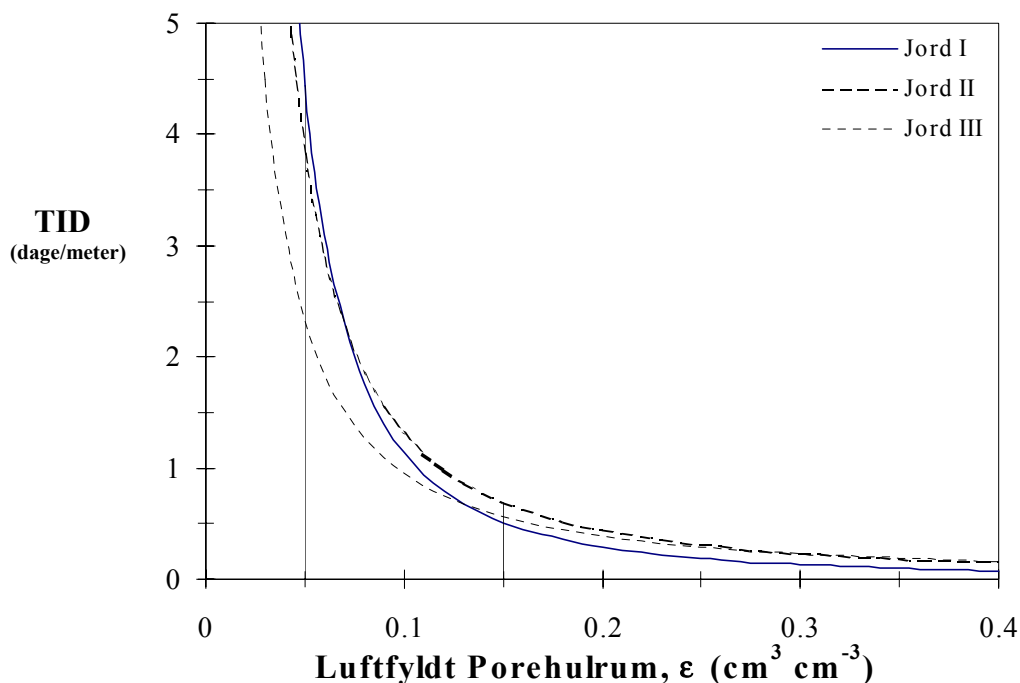
hvor T_{ip} er potentiel geniltningstid ("ilt penetreringstid") i døgn, Z er afstanden i jorden i cm, ϵ er jordens luftfyldte porehulrum i cm^3 luftfyldte porer cm^{-3} jord, D_p er ilt diffusionskoefficienten i jorden (målt eller beregnet fra ligning 4.3) i $\text{cm}^2 \text{ døgn}^{-1}$, C_0 er den konstante kildestyrke af ilt ved øvre rand (typisk sat til atmosfærekoncentration af ilt), og C er den ilt koncentration, der defineres som svarende til reel ilt penetrering.

Det skal bemærkes, at ligning 4.4 kun er gældende inden for intervallet $0,01 < C/C_0 < 0,20$ og vil inden for dette interval have en maksimal beregningsusikkerhed på 2-4% i forhold til at bruge en numerisk løsning til Fick's 1. lov. Ligning 4.4 er navngivet Modifieret-Einstein-Smoluchowski (MES). MES modellen kan bruges til en hurtig og forholdsvis nøjagtig overslagsberegning over ilt transporttider i jord.

Med udgangspunkt i ilt diffusions-målingerne for de tre jordlag (jordtyper) i tabel 4.1, er beregnet ilt penetreringstider for en jordlængde på 1 meter (og er dermed sammenlignelig med de vandafdræningsforsøg, der beskrives i afsnit 4.1.5). Ved beregningerne er anvendt $D_0 = 713 \text{ cm}^2 \text{ døgn}^{-1}$ ved normal jordtemperatur, $Z = 100 \text{ cm}$ og $C/C_0 = 0,05$, hvor C_0 er atmosfærisk ilt koncentration ($\sim 20,9 \text{ vol } \%$).

En relativ ilt koncentration på 0,05 skønnes at være høj nok til at repræsentere reel ilt penetrering i forhold til biologisk omsætning /45/. Ilt diffusionskoefficienten i jorden, D_p , er udregnet fra ligning 4.3, hvor værdier for makropore-porøsitet (ϵ_{100}) og pore størrelsesfordeling (Campbell b) for hvert af de tre jordlag er givet i tabel 4.1.

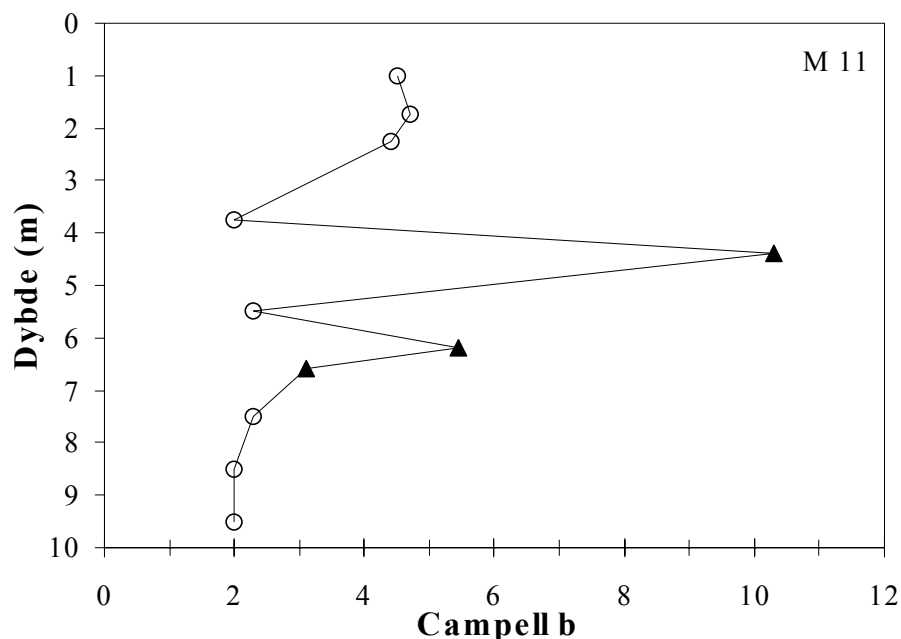
Figur 4.3 viser beregningerne af ilt penetreringstid som funktion af luftfyldt porehulrum for de tre jordtyper i tabel 4.1. Det ses, at en stigning i det luftfyldte porehulrum vil medføre et stærkt fald i geniltningstid samt, at geniltningstiden i dette tilfælde er mindre afhængig af jordtype, fordi alle tre jordlag i tabel 4.1 har omtrent samme makropore-porøsitet. Typisk vil jordene ved naturlig vandindhold (markkapacitet) have et indhold af luftfyldte porer i intervallet $0,05 - 0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ (tabel 4.1) svarende til ilt penetreringstider på ca. 1-4 døgn (figur 4.3) igennem 1 m jord.



Figur 4.3: Iltpenetreringstid pr. meter jord som funktion af luftfyldt porehulrum for de 3 jordlag i tabel 3.1, beregnet vha. MES modellen (ligning 3.4). Værdier for porestørrelsesfordeling og makropore-porøsitet: Jord I har $b = 3,1$ og $\epsilon_{100} = 0,093$, jord II har $b = 5,45$ og $\epsilon_{100} = 0,105$, og jord III har $b = 10,29$ og $\epsilon_{100} = 0,070$. Det typiske interval for luftfyldt porehulrum ved naturlig markkapacitet for de 3 jordlag er angivet ved de to vertikale linier.

Målinger af vandretention ved forskellige afdræningspotentialer (målt på kaolinboks i intervallet $-200 \text{ H}_2\text{O}$ til $-800 \text{ cm H}_2\text{O}$) på siet, pakket jord (100 cm^3 prøveringe) udtaget fra hver meters dybde fra boring M11 gav Campbell b værdier mellem ca. 2 (8-10 meters dybde) og 4.7 (0,5-2 meters dybde) (Hansen og Nielsen, 1998)/11/.

Porestørrelsesfordelingen (angivet ved Campbell b) som funktion af dybden ved boring M11 er vist på figur 4.4. Målingerne af Hansen og Nielsen er angivet med cirkel og målingerne præsenteret i afsnit 4.1.2 er angivet med trekant. Der er generelt tale om b -værdier mellem 2 og 6 med en enkelt meget højere b -værdi, i god overensstemmelse med, at finsandet jord med varierende indslag af silt og ler er den dominerende jordtype på grunden.



Figur 4.4: Porestørrelsesfordeling (Campbell b) som funktion af dybden ved boring M11, målt på hhv. pakkede jordprøver (cirkler) og intakte jordprøver (trekanter). Hvert punkt repræsenterer en middelværdi af 3 (cirkler) eller 6 (trekanter) målinger.

Målinger på pakket jord vil typisk underestimere vandretentionen (og dermed b værdien) en smule i forhold til målinger på uforstyrrede prøver. Derfor vil kurverne for jordtype I ($b = 3,1$) og II ($b = 5,45$) på figur 4.3 formentlig være repræsentative for ilt diffusionen i det meste af dybdeprofilen i den umættede zone på Hjørring Gasværk.

Idet geniltningstiden er proportional med dybden i anden (ligning 4.4), vil geniltningstiden for hele den umættede zone på ca. 10 m være ca. 100 gange større end værdierne angivet på figur 4.3. Dermed er der tale om potentielle geniltningstider mellem 100 og 400 døgn for hele den umættede zone. Det kan således konkluderes, at der under perioder med forceret udvaskning har været en meget begrænset diffusion af ilt igennem den umættede zone, idet de korte perioder (maksimalt 3 uger) uden infiltration ikke har været lang tid nok til at opnå en væsentlig iltpenetrering fra atmosfæren.

Idet Hjørring jorden i det meste af profilet er meget finsandet og næsten uden grovsand, vil jorden typisk have et lavt indhold af luftfyldte porer ved markkapacitet (under 15 vol.% $\sim 0,15 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), hvilket giver langsom ilt diffusion i jordens gasfase. Ud fra et kriterium om en rimelig hurtig geniltning efter infiltration, vil forceret udvaskning kun kunne anbefales på jorde, der har et luftfyldt porehulrum $> 20 \text{ vol. \%}$ ved markkapacitet (typisk svarende til jorde med et betydeligt indhold af grovsand og et indhold af ler + silt under 10%). Luftfyldt porehulrum ved markkapacitet bør måles på samtlige jordtyper/jordlag på en lokalitet, før det vurderes, om lokaliteten er egnet til forceret udvaskning.

4.1.4 TDR-moniteret afdræningsopstilling

Afdræning på jordsøjler fra 2 dybder på Hjørring Gasværk blev målt med Time Domain Reflectometry (TDR) måleprober indsat med ca. 10 cm mellemrum i jordsøjlerne. TDR-måleprincippet går ud på, at der via en step-puls-generator indbygget i en kabeltester sendes elektromagnetiske bølger

gennem 2 eller flere tynde metalstænger (probeben) indsat i jorden. Reflektionen af de elektromagnetiske bølger bliver registreret på kabeltesteren ved hjælp af en sampler og et oscilloskop.

Udbredelses-/reflektionshastigheden er proportional med jordens volumetriske vandindhold, idet vand har en dielektrisk konstant, der er 20-40 gange større end jordpartiklernes.

TDR-teknikken tillader en omtrent kontinuert måling af vandindholdet i jorden, der omgiver probebenene, uden anden forstyrrelse af jorden end den, der sker ved installationen af de tynde probeben i jorden.

Overblik over TDR teknikken og dens virkemåde er givet i i Nissen og Møldrup (1995) /20/ og Nissen (1997) /19/. Udvikling og anvendelse af forskellige nye TDR probetyper er beskrevet i Nissen et al. (1998, 1999) /21, 22/.

Måleopstilling til afdræningsforsøg, herunder placering og tilslutning af TDR prober, er vist på figur 4.5. Der blev anvendt en såkaldt to-bens probe bestående af to parallelle stålstænger (2 mm i diameter) med en indbyrdes afstand på 20 mm og en længde på 120 mm hvoraf 102 mm var i direkte kontakt med jorden. Dette sikrer en høj målefølsomhed omkring probebenene, samt at målevolumen for de enkelte TDR prober ikke overlapper hinanden (Nissen et al., 2001). To 1-meter søjler blev anvendt til forsøget med jord fra hhv. 5-6 meters dybde (leret finsand) og 9-10 meters dybde (sand)

Gennemsnitlige jordkarakteristika for Hjørring søjle 5-6m (leret finsand): Tekstur 13,7 % ler, 8,6 % silt, 75,4 % finsand og 0,1 % grovsand. Organisk stofindhold 0,13% C. Det bemærkes, at jorden havde et vandindhold på 5,4 %. Måttet hydraulisk ledningsevne for søjlen blev bestemt ved et strømningsforsøg til 0,0033 cm/min.

Gennemsnitlige jordkarakteristika for Hjørring søjle 9-10m (sand): Tekstur 3,6 % ler, 1,4 % silt, 40,3 % finsand og 54,6 % grovsand (dog var de 54,6 % af de 54,6 % mellem 200 og 500 μ m ækvivalent partikel-diameter, og dermed tæt på finsand-fraktionen). Organisk stofindhold 0,13 % C. Indhold af vand 0,13 %. Måttet hydraulisk ledningsevne for 9-10m søjlen blev bestemt ved et strømningsforsøg til 0,021 cm/min.

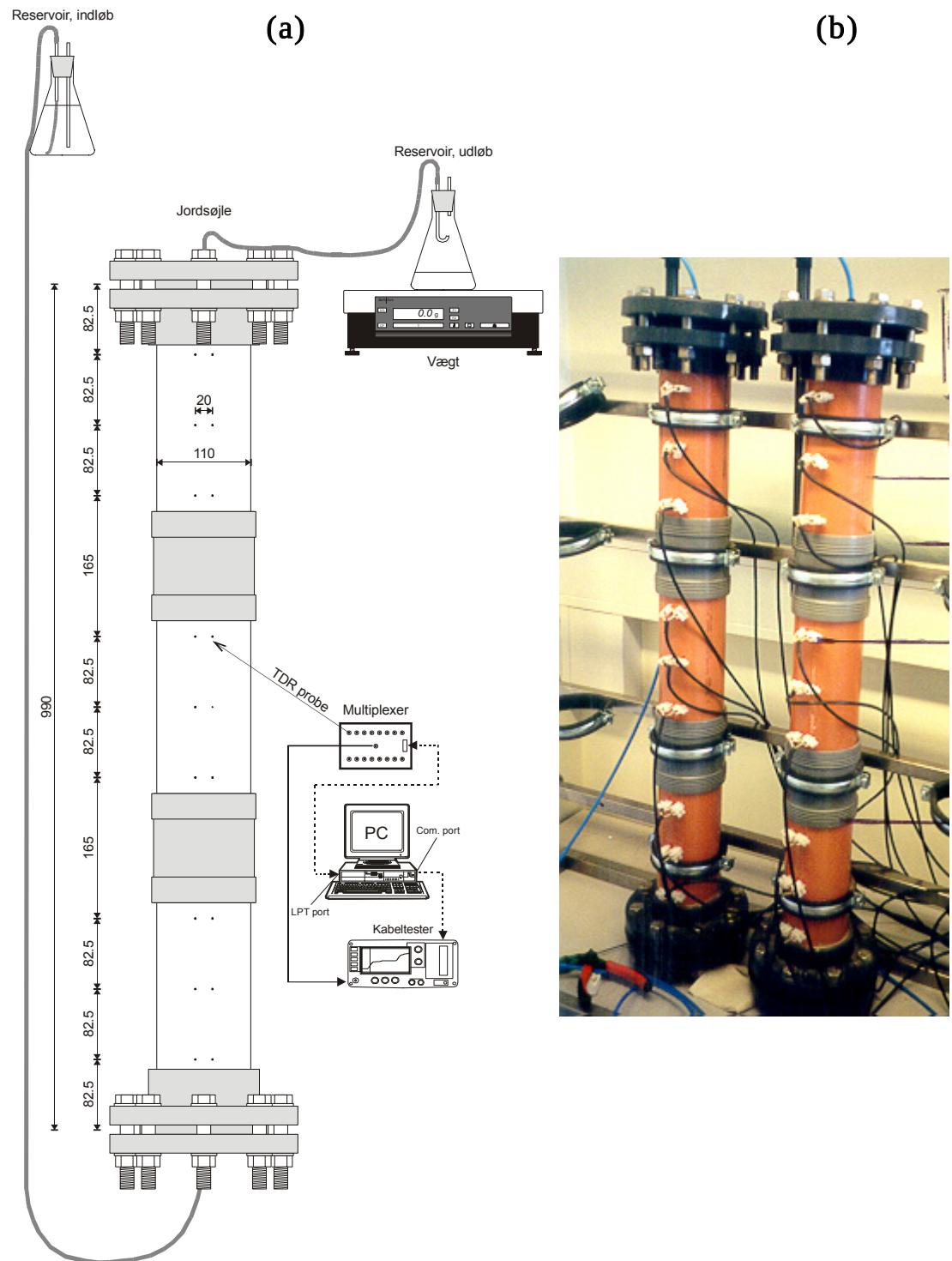
Boks 4.3: Jordtekstur og hydraulisk ledningsevne for jordsøjler anvendt til afdræningsforsøg.

Begge jordsøjler blev opvædet langsomt nedefra og op for at reducere det luftfyldte porevolumen til et minimum. Efter at vandmætning var nået i begge søjler, udførtes forsøg til bestemmelse af jordens mættede hydrauliske ledningsevne. En fast trykhøjde imellem søjlernes ind- og udløb blev etableret, og vandfluxen igennem jordsøjlerne blev bestemt ved at veje den udstrømmende mængde vand som funktion af tiden (se figur 4.5a).

Jordens mættede hydrauliske ledningsevne kunne herefter beregnes ved at indsætte trykhøjde, vandflux, og jordsøjlernes dimensioner i Darcy's lov. Efterfølgende blev jordsøjlerne sat til afdræning. Vægten placeredes således, at vandfluxen ud af søjlerne under fri afdræning kunne måles som funktion af tiden. For at reducere fordampningen fra søjlens top, men samtidig tillade tilførslen af luft, monteredes en kanyler for enden af et stykke slange til søjlens indløb.

Søjlerne fik lov at dræne i minimum 3 uger. Den tidlige udvikling i søjlernes vandindhold fulgtes ved hjælp af TDR proberne. I starten af afdræningsforsøget, hvor dynamikken forventedes at være størst, blev vandindholdet målt hvert 15. minut, men senere i forløbet blev måleintervallet sat op til en time.

Ved afslutningen af afdræningsforsøget blev søjlerne skåret op og sektioneret. Jordens gravimetriske vandindhold og volumenvægt blev bestemt som funktion af dybden, hvorved det volumetriske vandindhold kunne beregnes. Kendskabet til jordens volumenvægt og vandindholdet i jorden før tilsætning af vand muliggjorde endnu en beregning af jordens volumetriske vandindhold. Disse to "referencevandindhold" i de pågældende dybder, hvor TDR proberne var placeret (se figur 4.5), blev anvendt til at kalibrere TDR proberne.



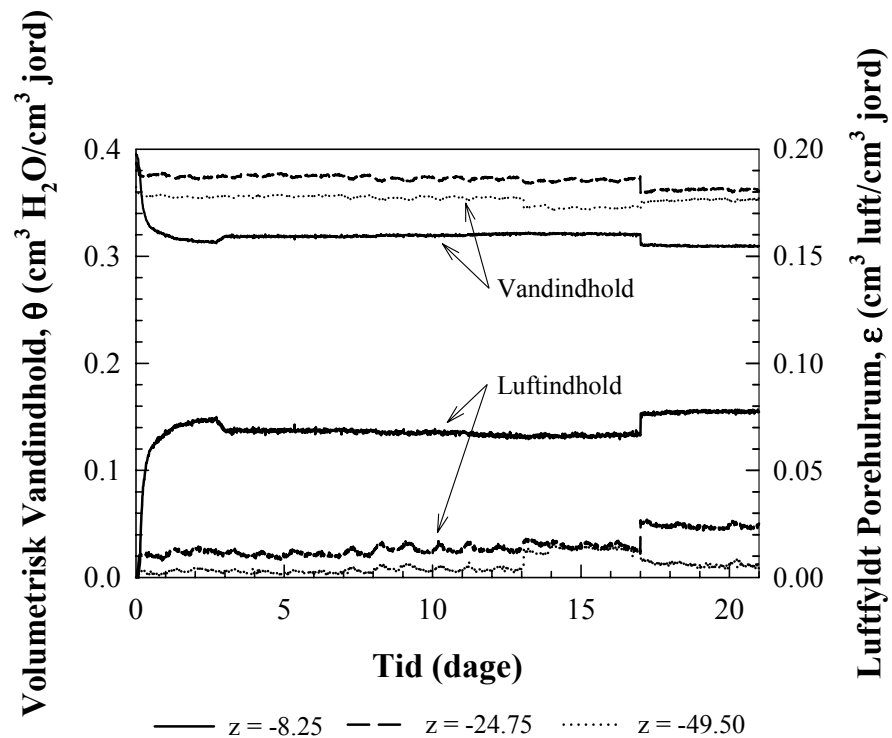
Figur 4.5: TDR-moniteret afdræningsopstilling (a) skitse og (b) foto. Den viste opstilling (a) er gældende for forsøget til bestemmelse af jordens mættede hydrauliske ledningsevne samt opvædningen af jordsøjlerne. I afdræningsforsøget monitorer vægten vandfluxen ved jordsøjlels bund og vandtilførslen afbrydes. Alle mål er i mm.

4.1.5 Afdræning målt på 1-meter jordsøjler

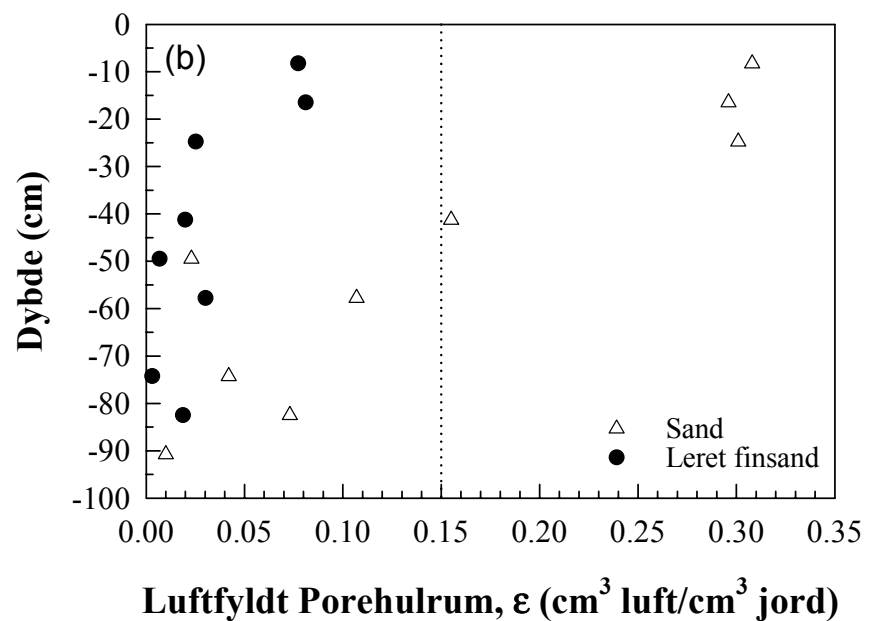
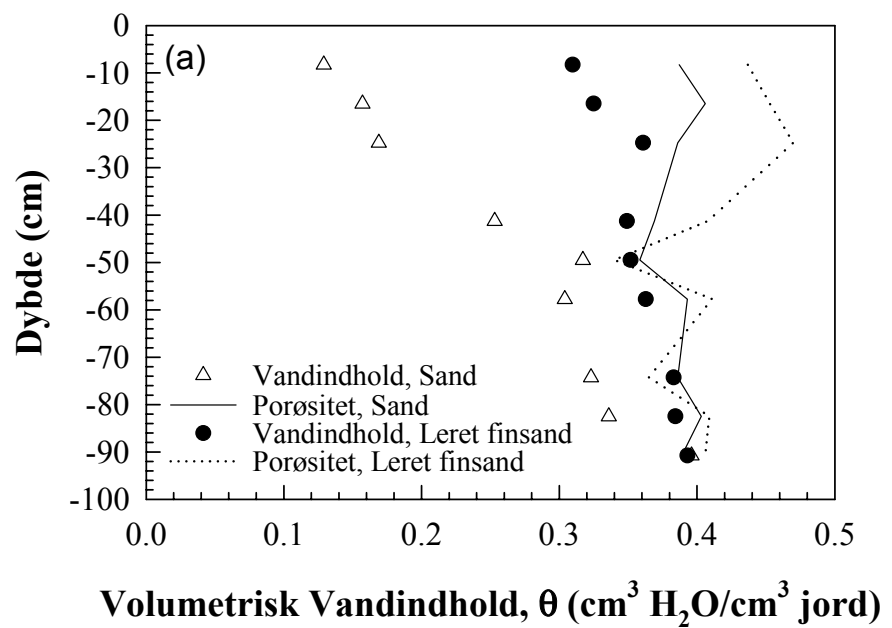
Figur 4.6 viser de TDR-målte vandindholdsprofiler i de to søjler efter vandmætning efterfulgt af 3 ugers fri afdræning. Ud fra de målte vandindhold og total porøsitet i hver dybde, kan det luftfyldte porehulrum beregnes (figur

4.6). For at have et sammenhængende luftfyldt porehulrum og dermed effektiv ilt diffusion, skal det luftfyldte porehulrum være minimum $0,10 - 0,15 \text{ cm}^3$ luftfyldt porehulrum pr. cm^3 jordvolumen. Dette er efter 3 ugers afdræning kun opnået for den øverste halvdel af den sandede jordsøjle og slet ikke for den lerede/finsandede jordsøjle. Figur 4.7 viser den tidslige udvikling i hhv. TDR-målt vandindhold og derudfra beregnet luftfyldt porehulrum i tre dybder (8,25, 24,75, og 49,5 cm under overfladen) i jordsøjlen med leret finsand. Der blev ikke opnået et luftfyldt porehulrum på $0,15 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ nogetsteds i søjlen i løbet af de tre ugers afdræning.

For den sandede søjle var der en afdræningstid (tid for at opnå $0,15 \text{ cm}^3$ luftfyldt porehulrum/ cm^3 jordvolumen) på ca. 2,5-3 uger for 0,5 m jorddybde $\sim 5-6$ uger/m. Dette er langsommere end de iltpenetreringstider på ca. 1-4 døgn/m, der er beregnet ud fra ligning 4.4 (se figur 4.3). Dette viser, at den langsomme afdræning i den finsandede jord på Hjørring Gasværk har været begrænsende for ilttilførslen fra atmosfæren i 3 ugers perioderne mellem infiltrationen.



Figur 4.7: TDR-målt udvikling i vandindhold og derudfra beregnet udvikling i luftindhold i tre dybder i løbet af 3 uger i søjlen med leret finsand. Bemærk de forskellige akser for vand- og luftindhold. De angivne dybder (Z) er i cm



Figur 4.6: (a) TDR-målte vandindholdsprofiler og (b) derudfra beregnede luftindholdsprofiler efter 3 ugers afdræning i søjler med hhv. sand og leret finsand.

4.1.6 Sammenfatning og anbefalinger

Ud fra de gennemførte målinger på jord fra forskellige dybder på Hjørring Gasværk sammenholdt med målinger på andre danske og udenlandske jorde kan der konkluderes følgende:

Måling af ilt-diffusions-koefficienter på siet, pakket jord vil ikke være repræsentativ for ilt-diffusionen i naturlige, uforstyrrede jordsystemer.

Pålidelig beregning/forudsigelse af ilt-diffusionskoefficienten i et naturligt, uforstyrret jordsystem kræver en jordtypeafhængig $D_p()$ model. Modellerne af Moldrup et al. (1999) /15/ og (2000b; ligning 4.3) /17/ kan anbefales. Det specifikke modelvalg afhænger af de til rådighed værende inputparametre.

En simpel model til overslagsberegning af ilt-penetreringstid er foreslået (MES modellen, ligning 4.4). Anvendelse af ligning 4.4 er simpel og forholdsvis nøjagtig (inden for 2-4 %) i forhold til at anvende en kompleks analytisk eller numerisk løsning til Fick's 1. lov. Dermed kan opnås et hurtigt overblik over relevant tidsskala for diffusionsstyret geniltning, for en given kombination af jordtyper og jorddybder.

De TDR-moniterede vanddræningsforsøg på 1-meter søjler viste, at afdræningen på Hjørring Gasværk vil være langsom med afdræningstider på minimum 5-6 uger pr. meter jorddybde, før et tilstrækkeligt luftfyldt porehulrum for naturlig geniltning er etableret.

Grunden til de høje afdrænings- og geniltningstider er, at jorden på Hjørring Gasværksgrund er næsten uden grovsand ($> 500 \mu\text{m}$ partikler). Den dominerende jordtype er finsand ($< 500 \mu\text{m}$) med indslag af silt og ler, hvilket giver lavere ilt-diffusionshastigheder og vandafdræningshastigheder, end hvad normalt ville forventes for en typisk sandet jord. Det bør derfor pointeres, at Hjørring jorden er finsandet med langsommere vandtransport og gasdiffusion i forhold til en typisk sandjord.

Efter den forcerede udvaskning er ophørt, må der dog forventes en rimelig dræning og geniltning efter 9-12 måneder (vurderet ud fra MES modellen, formel 4.4, for et jordprofil på 10 m), hvorefter der formodes at være tilfredsstillende ilttilførsel til aerob nedbrydning af restkoncentrationer af miljøfremmede stoffer i den umættede zone på grunden.

Det skal dog bemærkes, at der ved en hurtig test på den geotekstil, som er udlagt i forbindelse med infiltrationsanlægget som ventet blev konstateret stor permeabilitet over for vand, hvorimod afdræningen forekom langsom. Hvis geotekstilen efter en vandmætning (efter infiltration) ikke forholdsvis hurtigt afdræner, så der bliver skabt 15-20 volumenprocent luftfyldt porehulrum i geotekstilen, kan denne blive en begrænsende barriere mod en effektiv geniltning af det underliggende jordprofil.

På Hjørring Gasværk er geotekstilen imidlertid placeret over infiltrations-niveauet med henblik på at sikre det højpermeable infiltrationslag mod opblanding med den overliggende råjord og er derfor kun påvirket af den naturlige infiltration fra nedbør.

Det anbefales imidlertid, at der ved anvendelse af geotekstiler på grunde, hvor naturlig nedbrydning helt eller delvist anvendes til oprensning, bør den anvendte geotekstil ikke blot testes for tilstrækkelig vandpermeabilitet men også for afdræning (vandretention) og evt. ilt-diffusion ved forskellige afdræningspotentialer. Samtidig bør det sikres, at den overliggende råjord er tilstrækkeligt sandet, således at råjorden ikke udgør den begrænsende faktor for ilt-diffusionen.

4.2 Sorption

Sorptionsprocesser kan være af afgørende betydning for både transport- og nedbrydningsprocesser, for eksempel vil en høj sorption nedsætte transport-hastigheden men samtidigt betyde lavere biotilgængelighed.

Sorptionen påvirker transporten af forureningsstofferne og derved de elektronacceptorer, der er nødvendige for at nedbrydning af forureningsstofferne foregår.

I den første driftsperiode med forceret udvaskning på Hjørring Gasværk (fase 1) blev kvælstof tilført i form af natriumnitrat for at øge tilgængeligheden af næringssalte jf. /7/. Nitrat er et meget mobilt stof der reelt ikke tilbageholdes i jorden, fordi jordpartiklerne, ligesom nitrat, er negativt ladet.

Der er målt betydelige koncentrationer af ammonium på grunden som forventet i forbindelse med de produktionsprocesser, der har fundet sted. Ammonium er positivt ladet og vil blive tilbageholdt via kationbytning til mineralske partikler (især ler) og organisk stof, dog afhængig af koncentrationen af andre kationer i jordvæsken.

Ammonium vil påvirke iltforbruget (ved oxidation af ammonium til nitrat) i de dybder, hvortil den når, og vil således også være med til at styre redoxforholdene i jorden. For at vurdere mobiliteten af ammonium i forhold til nitrat er der i forbindelse med dette projekt foretaget sorptionsforsøg til bestemmelse af sorptionsisothermer for ammonium på 3 jordlag fra den umættede zone og 1 jordlag fra den mættede zone.

Moniteringsdata indikerer som ventet at BTX- og phenol-forbindelserne er meget mobile og kun sorberer i beskedent omfang. I stedet er der udført både sorptions- og desorptionsforsøg med naphthalen (2-ringet PAH) for at vurdere Hjørring jordens potentiale for at sorbere og immobilisere hydrofobe organiske forbindelser (Gamst et al., 2001) /10/. Der er målt sorptions- og desorptionsisothermer på 2 jordtyper/ jordlag fra den umættede zone.

4.2.1 Ammonium sorption

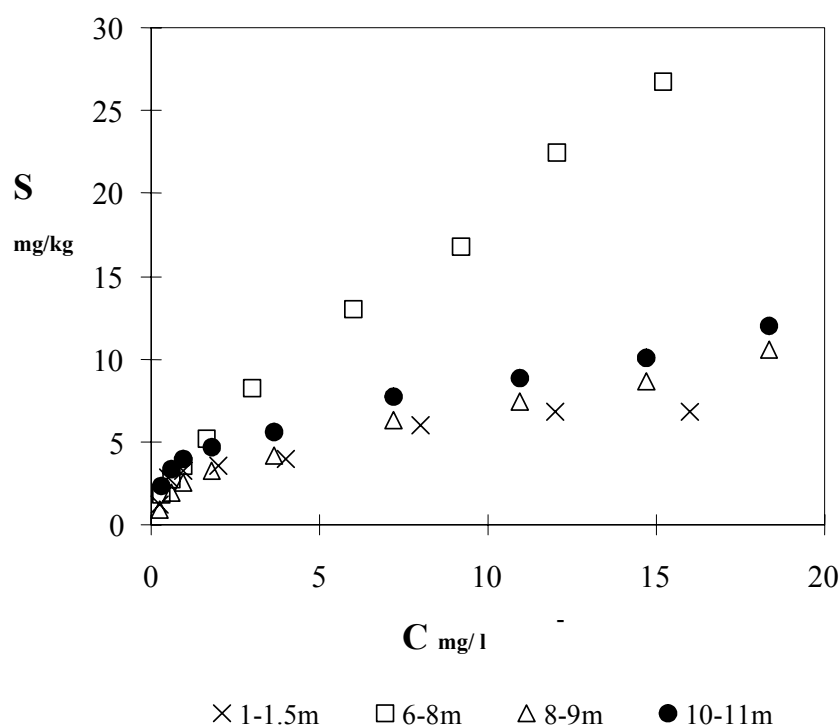
Sorption af ammonium blev målt som funktion af væskekoncentrationen på jord udtaget fra fire forskellige dybder på Hjørring Gasværk, repræsenterende jorden lige under fyldlaget (1-1,5 m dybde), den lerede del af umættet zone (6-8 m dybde), den sandede del af umættet zone (8-9 m dybde) samt jord fra grundvandszonen (10-11 m dybde), alle udtaget fra boring M16.

Jordkarakteristika er ikke målt for de fire jorde, men jorden fra 6-8 m dybde er formentlig en del af den silt og ler linse, som også jorden fra 3,5-4 m fra boring M11 (afsnit 4.1.1, se boks 4.1) er en del af. De tre øvrige jorde er finsand med jordkarakteristika meget lig jorden fra 7-8 m dybde i boring M11 (afsnit 4.1.1, se boks 4.1). Ammonium sorption blev målt med dobbeltbestemmelser i hvert forsøg. 10 g lufttørret og siet (<2 mm) jord blev afvejet og efterfølgende tilsat 50 ml 0,01 M CaCl_2 med 9 forskellige startkoncentrationer af NH_4^+ . Den i forsøget anvendte ionstyrke modsvarer tilnærmelsesvist den faktiske ionstyrke i infiltrationsvandet på Hjørring Gasværk (recirkuleret grundvand).

Baggrundskoncentration af i forvejen sorberet ammonium i jordene blev målt ved at tilsætte 50 ml 1M KCl til 10 g lufttørret jord, herved bliver den

altovervejende del af NH_4^+ ionerne, der naturligt er sorberet til jorden, ekstraheret i en ionbytningsreaktion med K^+ ionen. Suspensionerne blev rystet på rystebord i 1 time, og udtagne prøver af supernatanten blev centrifugeret og filtreret gennem et Whatman GF75 filter. NH_4^+ koncentrationen blev målt på Technicon TRAACS 800 TM Autoanalyser. Den sorberede mængde NH_4^+ blev beregnet ud fra den mængde, der blev fjernet fra væskefasen samt den naturlige baggrundskoncentration.

Sorptionsisotermerne for de fire forskellige jorde er afbildet som den sorberede mængde NH_4^+ som funktion af væskekoncentrationen og fremgår af figur 4.8. Under antagelse af, at en tilsvarende ligevægt vil indstille sig mellem NH_4^+ i porevandet og jordpartiklerne, er det muligt ud fra figur 4.8 at vurdere, hvor mobilt NH_4^+ er på Hjørring Gasværk.



Figur 4.8: Målte sorptionsisotermer for fire jorde udtaget i M16. Hvert punkt repræsenterer middelværdien af to målinger.

Jorden fra 6-8 m dybde med det største indhold af ler og silt er i stand til at sorbere større mængder af NH_4^+ end de øvrige tre jorde. Dette er forventeligt, da lerede-siltede jorde typisk har større overfladeareal og kationbytningskapacitet (CEC) end sandede jorde. De målte sorptionsisotermer beskrives for alle fire jorde bedst ud fra Freundlich isotermen.

Sorptions-isotermerne til de tre sandede jorde er stort set identiske, hvilket kunne indikere, at de mineralske jordpartiklers egenskaber på Hjørring Gasværk er meget homogene. Silt- og lerlinsen, som syntes at være gennemgående på grunden, vil dog have anderledes egenskaber. De målte sorptionsisotermer beskrives for alle fire jorde bedst ud fra Freundlich isotermen,

$$S = K_F C^n \quad (4.5)$$

hvor S er koncentration af det sorberende stof (mg kg^{-1}), C er væske koncentrationen (mg L^{-1}), K_F er Freundlich koefficienten ($\text{mg}^{(1-n)} \text{L}^n \text{kg}^{-1}$), og n

er Freundlich eksponenten. K_F og n for de fire jorde er givet i tabel 4.2. I tabel 4.2 er også den lineære sorptionskoefficient K_D angivet beregnet ud fra

$$S = K_D C \quad (4.6)$$

Ud fra K_D værdien kan tilbageholdelsesfaktoren ("retardation factor"), R , for NH_4^+ i de forskellige jorddybder beregnes. Tilbageholdelsesfaktoren anvendes til at vurdere mobiliteten af NH_4^+ i forhold til vandfronten, og R udtrykker hvor mange gange langsommere NH_4^+ vil bevæge sig gennem jorden i forhold til vand eller et ikke sorberende stof som nitrat,

$$R = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_D}{\theta} \quad (4.7)$$

hvor ρ_b er volumenvægten (ca. $1,6 \text{ g cm}^{-3}$), og θ er det volumetriske vandindhold (sat til typisk vandindhold ved markkapacitet plus 5 %, $\theta = 0,35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$).

Jorddybde (m)	K_F ($\text{mg}^{(1-n)} \text{ L}^n \text{ kg}^{-1}$)	n (-)	K_D (L kg^{-1})	R (-)
1-1,5	2,75	0,36	0,55	3,4
6-8	3,86	0,69	1,86	9,2
8-9	2,27	0,52	0,64	3,8
10-11	3,85	0,36	0,75	4,3

Tabel 4.2: Parameter værdier opnået ved best-fit af henholdsvis Freundlich sorptionsparametre (K_F og n) og den lineære sorptionskoefficient (K_D) til ammonium sorption. Vist for de fire jorde udtaget i boring M16. Desuden er tilbageholdelses faktoren (R) beregnet for de fire jorde.

Som det fremgår af værdierne for Freundlich koefficienten, n , er sorptionsisortermene langt fra lineære ($n < 1$), hvorfor de beregnede tilbageholdelsesfaktorer skal anvendes med stor forsigtighed. For de sandede lag er R beregnet til 3,4-4,3, hvilket indikerer, at vandet i jorden og derved også nitrat, som ikke sorberer til jordpartikler, vil bevæges ca. 4 gange så hurtigt som ammonium. I ler/silt laget vil tilbageholdelsen af ammonium dog medføre, at stoffet bevæger sig op til 9 gange langsommere end nitrat.

Ud fra NH_4^+ sorptionsforsøgene kan det konkluderes, at ammonium er relativt mobilt. Dog skal det bemærkes, at vurderingen af mobiliteten ud fra R (ligning 4.7) er usikker, fordi sorptions-isotermen ikke er lineær, og R vil reelt stige med faldende koncentration af ammonium. Af figur 4.8 fremgår det endvidere, at ved moderate koncentrationer sorberer sandjorden fra 10-11 m dybde kraftigere end eksempelvis lerjorden fra 6-8 m, hvilket klart indikerer, at R skal tages med et vist forbehold.

4.2.2 Naphthalen sorption og desorption

Sorption og desorption af naphthalen blev målt for to jorde udtaget fra henholdsvis 3,5-4 m dybde og 7-8 m dybde i M11 på Hjørring Gasværk (jordkarakteristika, se afsnit 4.1.1 og Boks 4.1).

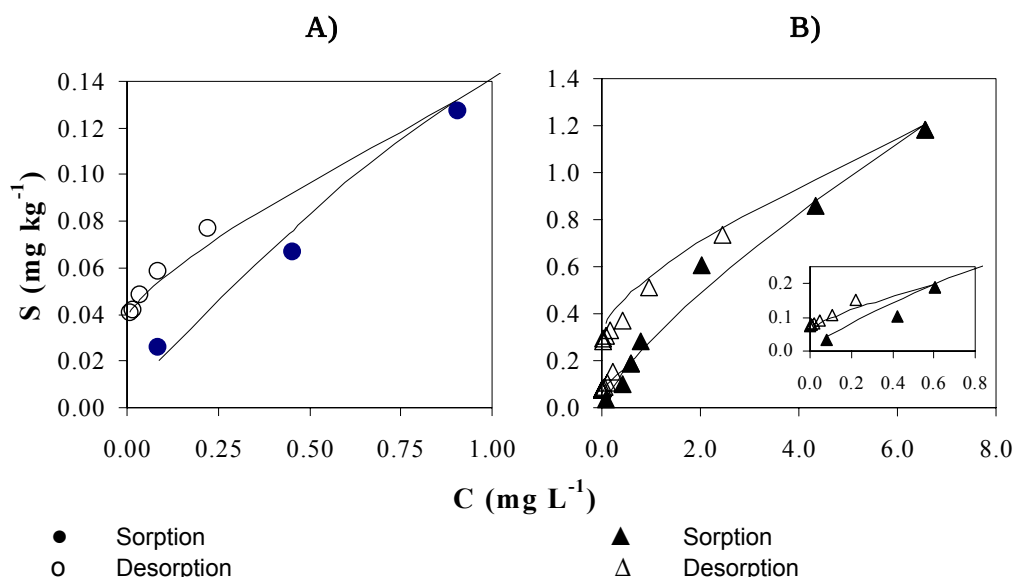
Naphthalen sorption og desorption blev målt med C_{14} mærket naphthalen, og for hvert målepunkt blev der udført trippel bestemmelser. 20 g lufttørret og siet ($< 2 \text{ mm}$) jord blev afvejet og efterfølgende tilsat 25 ml 0,01 M CaCl_2 med 7 forskellige start koncentrationer af naphthalen for 3,5-4 m jorden og 4 forskellige start koncentrationer for 7-8 m jorden. Suspensionerne blev

omhyggeligt roteret med 50 rpm i 2 døgn, og udtagne prøver af supernatanten blev centrifugeret og efterfølgende analyseret ved hjælp af "liquid scintillation counting" (Packard 1600 TR).

Kinetikforsøg med 2 forskellige startkoncentrationer viste, at der tilnærmelsesvis var opnået sorptionsligevægt efter 2 døgn.

For to af koncentrationerne ved 3,5-4 m jorden og én af koncentrationerne ved 7-8 m jorden blev 17 ml af supernatanten efterfølgende erstattet af 17 ml 0,01M CaCl₂ uden naphthalen og på ny blev prøverne omhyggeligt roteret med 50 rpm i 2 døgn, hvorefter det første desorptionstrin kunne måles. Op til 7 desorptionstrin blev målt i hver af desorptions isotermerne.

Sorptionsisotermerne for de to forskellige jorde er afbildet som den sorberede mængde naphthalen som funktion af væskekoncentrationen og fremgår af figur 4.9. Ud fra sorptions- og desorptionsisotermerne kan der foretages en vurdering af mobiliteten af naphthalen og tilsvarende stoffer på Hjørring Gasværk.



Figur 4.9: To døgn's naphthalen sorption efterfulgt af to døgn's desorptionstrin for (a) Hjørring sand fra 7-8m dybde og (b) Hjørring ler fra 3,5-4m dybde, begge jorde udtaget fra M11. Ved (b) er det lave koncentrationsområde forstørret op. Sorptions- og desorptions- forløbet er modelberegnet (best-fit til målte data) ved hjælp af en "two compartment" model (Gamst et al., 2001).

Sorptionsisotermerne for de to jorde kan bedst beskrives ved Freundlich isotermerne, begge isotermer udviser dog større grad af linearitet end ammonium sorptionsisotermerne, værdierne for $K_{F,A}$, n_A og $K_{F,D}$ er angivet i tabel 4.3. I tabel 4.3 er endvidere angivet Freundlich parametrene for desorptions isotermerne, og det fremgår, at desorptionsisotermerne i udpræget grad er ikke-lineære ($n < 1$).

Jord (m)	$K_{F,A}$ ($\text{mg}^{(1-n)} \text{ L}^n \text{ kg}^{-1}$)	n_A (-)	$K_{F,D}$ ($\text{mg}^{(1-n)} \text{ L}^n \text{ kg}^{-1}$)	n_D (-)	K_D (L kg^{-1})	R (-)
3,5-4	0,28	0,85	0,16 [§] 0,62 ^{§§}	0,16 [§] 0,25 ^{§§}	0,19	1,6
7-8	0,16	0,81	0,11	0,23	0,14	1,9

[§] Beregnet ud fra desorptionsisoterm i lavt koncentrationsområde

^{§§} Beregnet ud fra desorptionsisoterm i højt koncentrationsområde

Tabel 4.3: Parameter værdier opnået ved best-fit af henholdsvis Freundlich sorptionsparametre (K_F og n), A indikerer sorptions isotermer og D indikerer desorptions isotermer, og den lineære sorptionskoefficient (K_D) til naphthalen sorption. For de to jorde udtaget i boring M11. Desuden er tilbageholdelses faktoren (R) beregnet for de to jorde.

Sorptionskapaciteten er for begge jorde lav. K_D er for jorden fra 3,5-4 m dybde 0,19 L kg^{-1} og for jorden fra 7-8 m dybde 0,14 L kg^{-1} . Dette svarer til R-værdier (ligning 4.7) på henholdsvis 1,9 og 1,6. Tilbageholdelsen af naphthalen i jorden vil pga. den lave R-værdi være lille, hvorfor naphthalen vil være mobilt.

Dog fremgår det af figur 4.9, at desorptionsisotermerne adskiller sig radikalt fra sorptionsisotermerne og udviser kraftig hysteres (forskelle mellem sorption og desorption). Dette indikerer, at selvom kun en lille del af stoffet sorberes, så er den del til gengæld meget hårdt bundet. Mobiliteten af naphthalen er derfor meget svær at vurdere, idet fronten vil bevæges relativt hurtigt gennem jordmatricen, men efterhånden som det sorberes, vil det til gengæld kun frigives meget langsomt, hvilket vil influere på oprensningstiden af grunden.

På figur 4.9 er sorptions- og desorptionsisotermerne modelleret ved hjælp af en "two compartment" model, der tager hensyn til, at sorption foregår til både let-tilgængelige sites (ligevægtssorption) og til svært tilgængelige sites (beskrevet med udgangspunkt i, at sorption er diffusionsstyret). Det fremgår af figur 4.9, at der er opnået en god modelbeskrivelse af de målte data. For en nærmere gennemgang af modellen og modelberegningerne se Gamst et al. (2001)/10/. De optimerede modelparametre kunne ikke anvendes til at forudsige sorptions- og desorptionsprocesser målt ved andre tidsskalaer, hvilket i udpræget grad blev forårsaget af den stærke hysteres, som Hjørring jorden udviser (Gamst et al., 2001) /10/.

4.2.3 Sammenfatning og vurdering

Ud fra ammonium sorptionsmålinger og naphthalen sorption og desorptions målinger kan det konkluderes at:

Ammonium tilbageholdes til en vis grad i jorden, men mobiliteten vurderes at være så stor, at en signifikant del af den mængde, der er mobiliseret under den forcerede udvaskning i vid udstrækning, findes på opløst form.

Naphthalen sorberer kun i ringe omfang til Hjørring jorden, hvilket hovedsageligt skyldes det lave indhold af organisk kulstof i jordene (typisk 0,07% - 0,18%). Sorberet naphthalen vil kun i mindre omfang frigives på grund af udpræget hysteres.

4.3 Mikrobiel nedbrydning af BTX, phenol og methylphenoler

Som grundlag for at vurdere den mikrobielle nedbrydning af udvalgte stoffer i den umættede og mættede zone på Hjørring Gasværk er der udtaget en række

intakte sedimentprøver ned gennem jordprofilet fra området omkring den mest forurenede boring (M7) samt i randområdet mod syd, hvor der ikke er konstateret forurening. Med udgangspunkt i disse prøver er der gennemført en række forsøg på prøver fra hhv. umættet og mættet zone.

Der er fokuseret på BTX, phenoler og methylphenoler under aerobe og anaerobe (nitrat reducerende) redoxforhold ved høje (10-15 mg/l), moderate (1-2 mg/l) og lave (0,2 mg/l) stofkoncentrationer.

I den umættede zone er målingerne af den mikrobielle nedbrydning begrænset til batch forsøg med phenol og methylphenoler under aerobe og denitrificerende forhold. Prøverne er udtaget hhv. 3 og 5 m u.t. i boring M12.

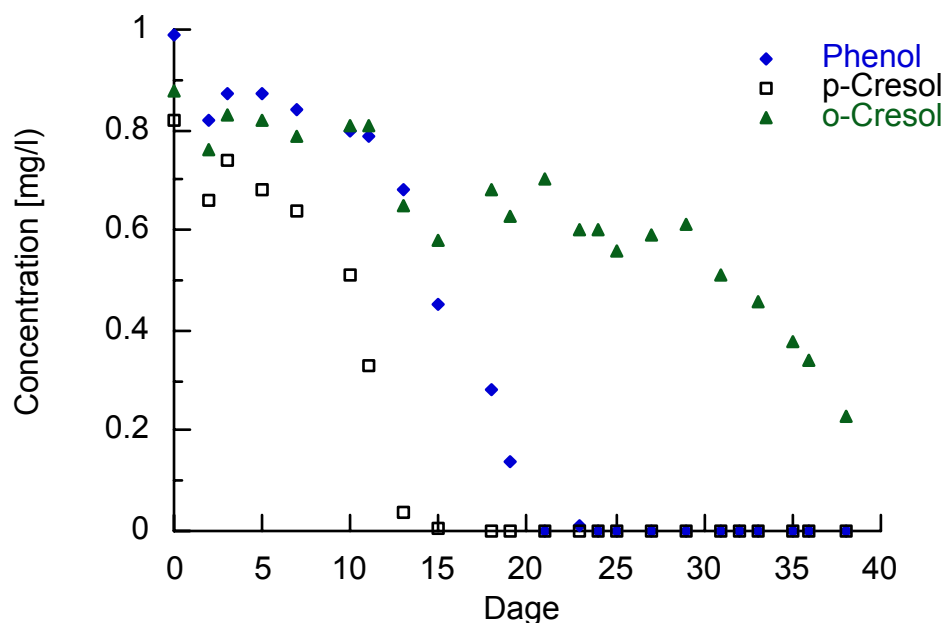
Batch forsøgene er udført ved 10°C i gastætte serumflasker anbragt på rystebord (60 rpm). Der er anvendt et jord/væske vægtforhold på 1:3.5 og et gas/ væskeforhold på 2:1. I de aerobe forsøg er iltindholdet gennem inkubationerne holdt større end 50 % af atmosfærekoncentration. I de anoxiske forsøg er flaskerne udgasset med N₂ og sikret en nitratkoncentration i væskefasen svarende til min. 2 x beregnet forbrug af elektronacceptor ved fuld omsætning.

4.3.1 Aerob og anaerob nedbrydning i forskellige jordlag ved høj og moderat stofkoncentration

Under aerobe forhold blev phenol og methylphenoler ved høj stofkoncentration (10 mg/l) nedbrudt i løbet af 2-3 døgn, og der var ingen væsentlig forskel i nedbrydningstid inden for enkeltstofferne phenol, p-methylphenol (p-cresol) og o-methylphenol (o-cresol) (Christensen et al., 1998) /29/ /30/.

Sammenlignende målinger af nedbrydningspotentialet i forskellige lag af den umættede zone (3 og 5 m) viste kun ringe variation i nedbrydningstiden. De to undersøgte dybder fra den umættede zone repræsenterede henholdsvis de dominerende finsandede lag og indslag af mere siltholdige lag (Christensen et al., 1998) /29/.

Tilsvarende målinger af nedbrydningspotentialet blev foretaget under denitrificerende forhold ved høj (10 mg/l) og moderat (1 mg/l) stofkoncentration. Nedbrydningstiden varierede fra 13 dage til mere end 35 dage (se tabel 4.10).



Figur 4.10: Anaerob nedbrydning af moderate koncentrationer (1 mg/l) af udvalgte phenoler under denitrificerende forhold. Batchforsøg med sandet jord fra den umættede zone (M12, 3m dybde) inkuberet ved 10 °C.

Figur 4.10 viser et typisk nedbrydningsforløb for moderate koncentrationer (1 mg/l) af phenol, p-methylphenol (p-cresol), o-methylphenol (o-cresol) fra det sandede lag i den umættede zone.

O-methylphenol blev omsat væsentligt langsommere end p-methylphenol og phenol og tilsyneladende stimulerede tilstedeværelsen af phenol og p-methylphenol nedbrydningen af o-methylphenol (Blicher og Gerlif, 1999; Thomsen, 1999) /27, 37/. Også i andre undersøgelser er o-methylphenol fundet svært eller ikke-nedbrydelig under denitrificerende forhold. Flyvbjerg fandt således, at o-methylphenol kun blev omsat cometabolsk med toluen som primærsubstrat (Flyvbjerg, 1992) /32/.

Der var heller ikke under denitrificerende forhold stor variation i nedbrydningspotentialet (< faktor 2) mellem sandede og mere siltede lag (Blicher og Gerlif, 1999) /27/.

Nedbrydningsforløbet både ved høje og moderate koncentrationer (10 og 1 mg/l) viste stigende nedbrydningshastighed over tid, med eksponentielt faldende stoffkoncentration.

Dette er typisk for jord- og grundvandsprøver med lav start biomasse af aktive nedbrydere. Ved tilførsel af organisk stof i koncentrationer, der ligger langt over K_s værdien (halvmætningskonstanten) vil der ske en eksponentiel vækst i den mikrobielle biomasse med tilsvarende eksponentielt fald i stoffkoncentrationen.

Nedbrydningsforløbene indikerer, at K_s værdien for phenol og methylphenoler ligger væsentligt under 1 mg/l.

Startkoncentration	Boring	Redox forhold	*Nedbrydningstid i dage		
			phenol	p-methyl phenol	o-methyl phenol
mg/l (ppm)					
10	M12	aerob	2-3	2-3	2-3
10	M12	denit	>35	18-35	>35
1	M12	denit	14-28	13-17	>35

Prøverne er udtaget i 3 og 5 m dybde.

* Den samlede nedbrydningstid for stofmængden er angivet. Da nedbrydningsforløbet følger monodkinetik med mikrobiel vækst, er det ikke meningsfuldt at angive halveringstider.

Tabel 4.4: Nedbrydningstid i dage for høje og moderate koncentrationer af phenol og methylphenoler.

Af tabel 4.4. fremgår, at phenol og methylphenoler i koncentrationsområdet 1-10 mg/l nedbrydes hurtigt under aerobe forhold (2-3 dage) medens nedbrydningstiden under denitrificerende forhold forlænges med en faktor 5-15. Alle de undersøgte stoffer kunne nedbrydes under denitrificerende forhold, men der blev ikke opnået fuld nedbrydning for alle stofferne inden for forsøgsperioden (35 dage). Det må forventes, at in-situ nedbrydningstiden vil være noget højere end i batchforsøgene, hvor der er givet optimale betingelser for kontakt mellem substrat og bakterier.

De anvendte koncentrationer i batchforsøgene (høj/moderat stofkoncentration) er ikke urealistiske i forhold til den umættede zone. De højeste koncentrationer af benzen, phenol, methyl- og dimethylphenoler fra filtersætningen ved grundvandsspejlet i (M7-1) ligger i området 160-660 µg/l (se kapitel 6, figur 6.2). Med en filterstrækning på 400 cm vil den maximale koncentrationen i infiltrationsvandet fra den umættede zone være i størrelsesordenen 2-12 mg/l, hvis der antages en nedblanding på 25cm i toppen af grundvandszonen.

4.4 Sammenfatning, umættet zone.

Der er under aerobe forhold et højt nedbrydningspotentiale for phenol og methylphenoler i de forskellige jordlag i den umættede zone, som hurtigt vil kunne nedbryde stofferne under transporten mod den mættede grundvandszone.

Under denitrificerende forhold øges nedbrydningstiden markant. Ved høje infiltrationsrater vil porevoluminet i den umættede zone blive vandmættet og der opstår hurtigt denitrificerende forhold, da den iltmængde, der tilføres med vandet kun rækker til en meget begrænset omsætning af tjærestofferne.

En rimelig dræning og geniltning af porevoluminet i den umættede zone efter ophør af infiltration forventes at tage 9-12 måneder (se afsnit 4.1.6). Med den anvendte infiltrationsstrategi på Hjørring Gasværksgrund (se afsnit 6.1) er det derfor sandsynligt, at nedbrydningen i den umættede zone størstedelen af tiden er forløbet under denitrificerende forhold.

Transporttiden i den umættede zone for stofferne phenol, benzen og toluen fra en tænkt forureningskilde beliggende 9m over grundvandsspejlet er beregnet til 64 – 87 dage for den højeste anvendte infiltrationsintensitet (16,2 m/år). Ved normal nettonedbør (300 mm/år) øges transporttiden til 5-10år (Christensen et al., 1999) /30/.

Med de relativt hurtige transporttider og anaerobe forhold under infiltrationen skabes der mulighed for gennembrud og dermed forhøjede koncentrationer af phenoler, methylphenoler og benzen i grundvandszonen. En væsentlig del af de mobiliserede tjærestoffer kan dog forventes at blive nedbrudt under denitrificerende forhold i den umættede zone.

5 Mættet zone, undersøgelser og resultater

5.1 Vand- og stoftransport

5.1.1 Transportforsøg

I forbindelse med projektets 2. fase er der gennemført et transportforsøg i den mættede zone på Hjørring Gasværk med henblik på at dokumentere den faktiske nedbrydning af tjærestoffer under aktuelle in-situ forhold i grundvandszonen.

Ud fra transportforsøget var det planen at beregne bromids middelopholdstid og stoffortynding mellem injektions- og monitoringsboringerne. Kombineret med målinger af ændringer i tjærestofkoncentrationen mellem injektions- og monitoringsboringerne ville transportforsøget give mulighed for at verificere nedbrydningskapaciteten målt i laboratorieforsøgene i forhold til de aktuelle forhold i grundvandszonen på gasværksgrunden.

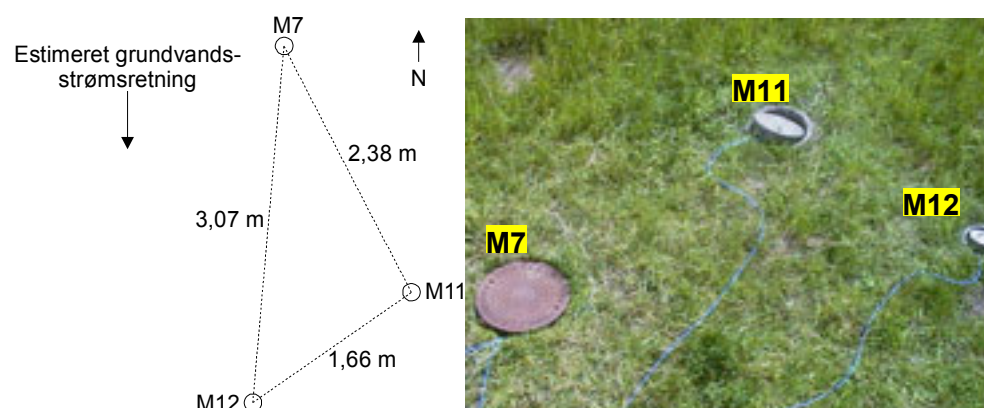
Da erfaringsgrundlaget for gennemførelse af denne type forsøg er relativt begrænset, blev der som led i planlægningen indsamlet tilgængeligt erfaringsmateriale fra lignende forsøg. Herunder blev forsøgets praktiske gennemførelse afstemt med et lignende transportforsøg som DTU har gennemført på Grindsted Losseplads i 1994 /43/.

De overordnede geologiske og hydrogeologiske forhold på Grindsted Losseplads er i nogen grad sammenlignelige med forholdene på Hjørring Gasværk. Tabel 5.1 giver et overblik over de vigtigste parametre.

	Hjørring Gasværksgrund	Grindsted Losseplads
Porøsitet	0,45	0,33-0,40
Vandspejlshældning	6 ‰	1,3-3,6 ‰
Hydraulisk ledningsevne	$0,8 \cdot 10^{-4}$ m/s	$4,6 \cdot 10^{-4}$ m/s
Grundvandshastighed	13 døgn pr. m/28,1 m pr. år	15 døgn pr. m/24,3 m pr. år
Baggrundskoncentration, Bromid	1-2 mg/l	<1 mg/l
Koncentration, Bromid	4000 mg/l	2000 mg/l
Fortynding	~ 40	20
Antal doseringsbrønde	1	6
Dosering (vertikalt)	50 cm	100 cm
Dosering (horisontalt)	6,3 cm (1 brønd)	150 cm (6 brønde)
Startdosering (1 time)	600 ml	567 ml
Doseringsmængde pr. brønd	150 ml/time (over 6 min)	23,6 ml/time (over 1 min)
Monitering (vertikalt)	100 cm	Multi Level Sampler
Doseringstid	~ 21 døgn	195 døgn
I alt tilsat bromid	300 g bromid (450 g KBr)	1,2 kg bromid

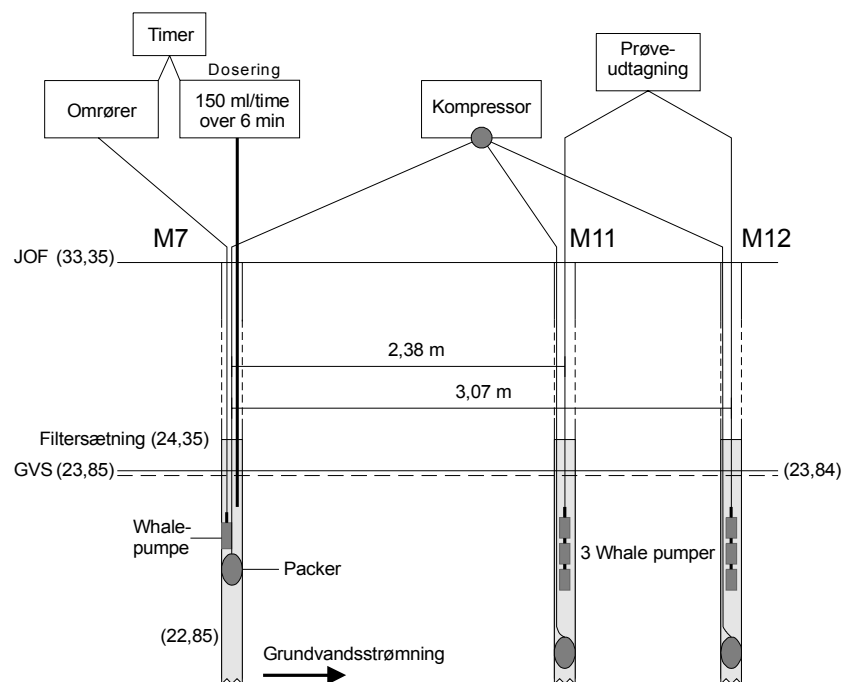
Tabel 5.1: Sammenligning af parametre for Hjørring Gasværk og Grindsted Losseplads.

Figur 5.1 viser boringsplaceringerne på Hjørring Gasværk. M7 er injektionsboringen, og M11 og M12 er monitoringsboringer.



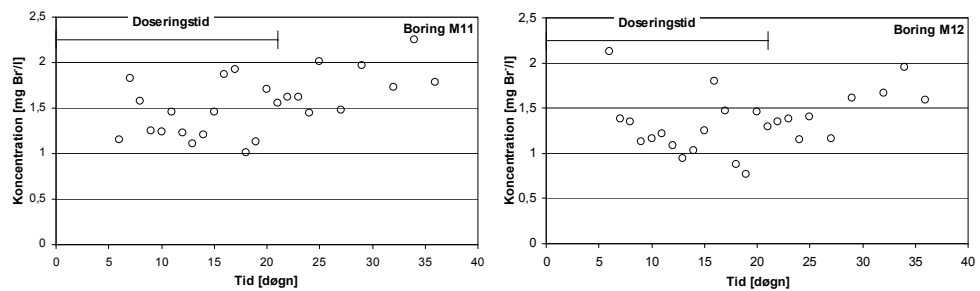
Figur 5.1: Placering af doseringsboring og monitoringsboringer.

Figur 5.2 viser et vertikalt profil med forsøgsopstillingen ved M7, M11 og M12 på Hjørring Gasværk.



Figur 5.2: Profil med forsøgsopstilling. M7 er injektionsboringen.

Transportforsøget blev gennemført i juli 1998, og resultaterne fremgår af figur 5.3 og er nærmere beskrevet i /11/.



Figur 5.3: Resultat af bromidmålingerne i henholdsvis boring M11 (venstre) og M12 (højre). Varighed af doseringen er ligeledes vist.

Som det fremgår af figur 5.3 blev der ikke registreret signifikante ændringer af bromidkoncentrationerne i monitoringsboring M11 og M12 inden for monitoringsperioden.

Det blev på dette tidspunkt vurderet, at den mest sandsynlige årsag til det manglende gennembrud i monitoringsboringerne kunne være, at dispersiviteten (stofspredningen) var væsentligt mindre end forventet evt. kombineret med en lokal ændring af den generelle strømningsretning i toppen af aquifæren i forsøgsområdet.

Efterfølgende blev der foretaget supplerende stoftransportforsøg i laboratoriet med tilsætning af klorid til 4 søjler med jord fra aquifæren på Hjørring Gasværk. Disse forsøg viste langsgående dispersiviteter mellem 0,16 og 0,22 cm, dvs. typisk en faktor 10 eller mere lavere end dispersiviteter for tilsvarende forsøg fra litteraturen. Skalaeffekt vil betyde, at de langsgående dispersiviteter utvivlsomt vil være større in situ på grunden end i søjleforsøget /6/. Modsat vil de transversale dispersiviteter typisk være en faktor 10 eller mere lavere end de langsgående dispersiviteter. Samlet støtter dette hypotesen om, at den transversale stofspredning i den sandede jord er meget begrænset, og at stoffet derfor kan være passeret i en smal fane mellem eller uden om boringerne M11, M12 og evt. også M5 (længere nedstrøms).

Der blev derfor planlagt et supplerende stoftransportforsøg, hvor det blev søgt at tage højde for den lave dispersivitet og usikkerheden om de præcise lokale strømningsforhold omkring M7.

I forbindelse med etableringen af boringer til det supplerende transportforsøg blev der således gennemført en række aktiviteter med henblik på at fastlægge strømningsretningen lokalt omkring monitoringsboring M7. Der blev gennemført geoflowmålinger, præcisionsnivelement af boringerne omkring den mest forurenede boring M7 og pejling af samtlige boringer i området.

De gennemførte Geoflowmålinger indikerede imidlertid, at strømningsforholdene i området omkring M7 ikke er homogene. Der blev således konstateret en syd vestlig strømning i M11 og en mere østlig strømning i M12.

Pejlinger i området viste næsten flade potentialeforhold i de 4 boringer omkring M7, og der kunne ikke tolkes et entydigt strømningsbillede på grundlag af pejledataene. Det var således ikke muligt at fastlægge en præcis strømningsretning som grundlag for transportforsøget på baggrund af de foreliggende data.

Den sandsynlige årsag er, at der forekommer inhomogeniteter i geologien omkring grundvandsspejlet ved M7. I forbindelse med udførelsen af de supplerende boringer blev der således konstateret meget varierende siltindhold i toppen af aquifæren, og specielt den sidst etablerede boring M13 har et højt siltindhold på trods af, at boringen kun er placeret 0,5 m fra M7. Til sammenligning er der konstateret velsorteret finsand i M11 i samme niveau to meter sydligere.

På den baggrund blev det besluttet at indstille transportforsøget, idet området omkring M7 ikke er velegnet til at gennemføre forsøget med de til rådighed værende ressourcer på grund af de inhomogene geologiske og hydrogeologiske forhold.

Ved den efterfølgende monitoring er der konstateret en stigning fra ca. 0,2 mg/l til ca. 0,6 mg/l i bromidindholdet i M7-2 dvs. det dybe filter i samme boring, som blev anvendt til infiltration af bromid. Stigningen i bromidindholdet i M7-2 kan således indikere, at bromidfanen er ”dykket” markant i magasinet muligvis som følge af for store densitetsforskelle.

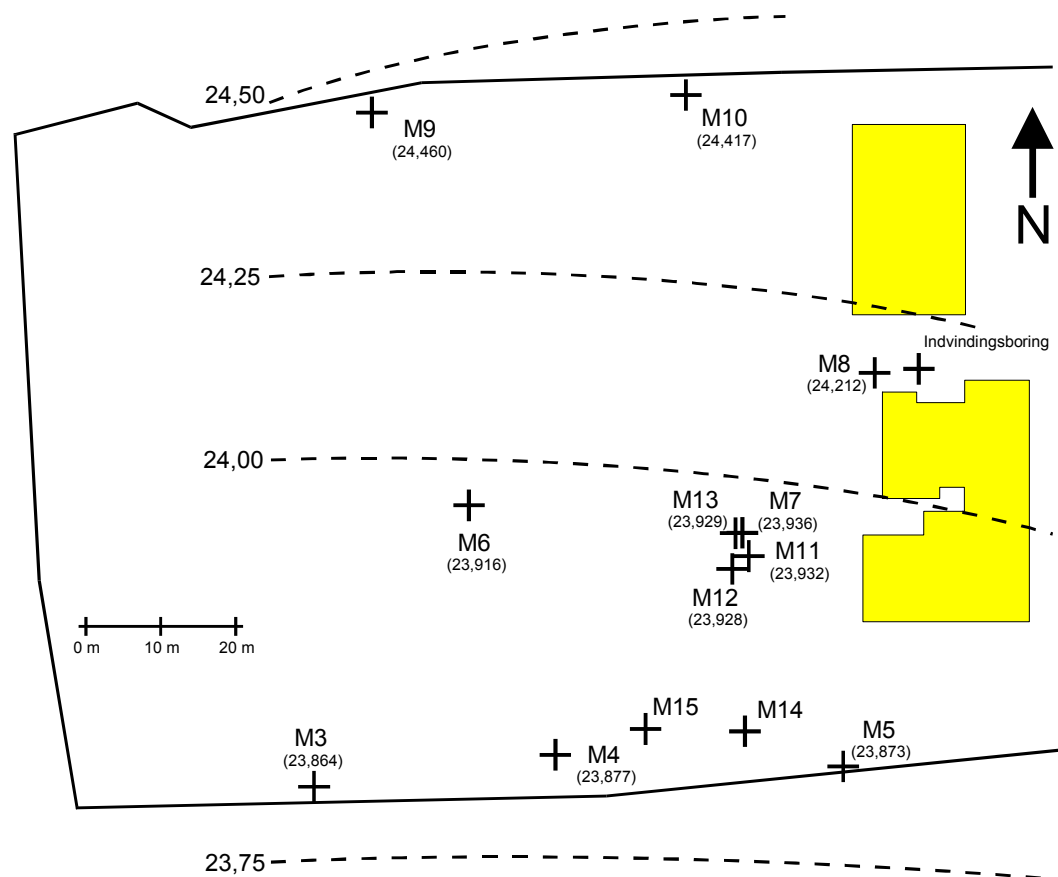
5.1.2 Potentialeforhold før og under cyklisk infiltration

Ved den cykliske drift af infiltrationsanlægget oppumpes der 25 – 28 m³/h i driftsperioderne fra gasværksboringen (tidligere vandindvindingsboring), som er placeret umiddelbart øst for monitoringsboring M8. Med den anvendte driftscyklus for infiltrationsanlægget med en uges oppumpning og infiltration efterfulgt af 3 ugers pause svarer dette til en gennemsnitlig oppumpning og infiltration på ca. 6,6 m³/h.

Effekten af denne oppumpning og infiltration er søgt dokumenteret i forbindelse med opstart af den cykliske drift i projektets fase 2.

Der er således gennemført manuelle pejlinger af vandspejlsforholdene i de tilgængelige monitoringsboringer på gasværksområdet før og efter opstart, ligesom vandspejlsvariationerne i M12 blev logget kontinuert i perioden fra d. 6. november 1999 til 20. maj 2000.

Resultaterne af de manuelt genererede vandspejlsdata fremgår af figur 5.4 og 5.5, som viser potentialeforholdene hhv. før opstart af infiltrationen i fase 2 og sidst i pumpeperioden under den 4. driftscyklus.



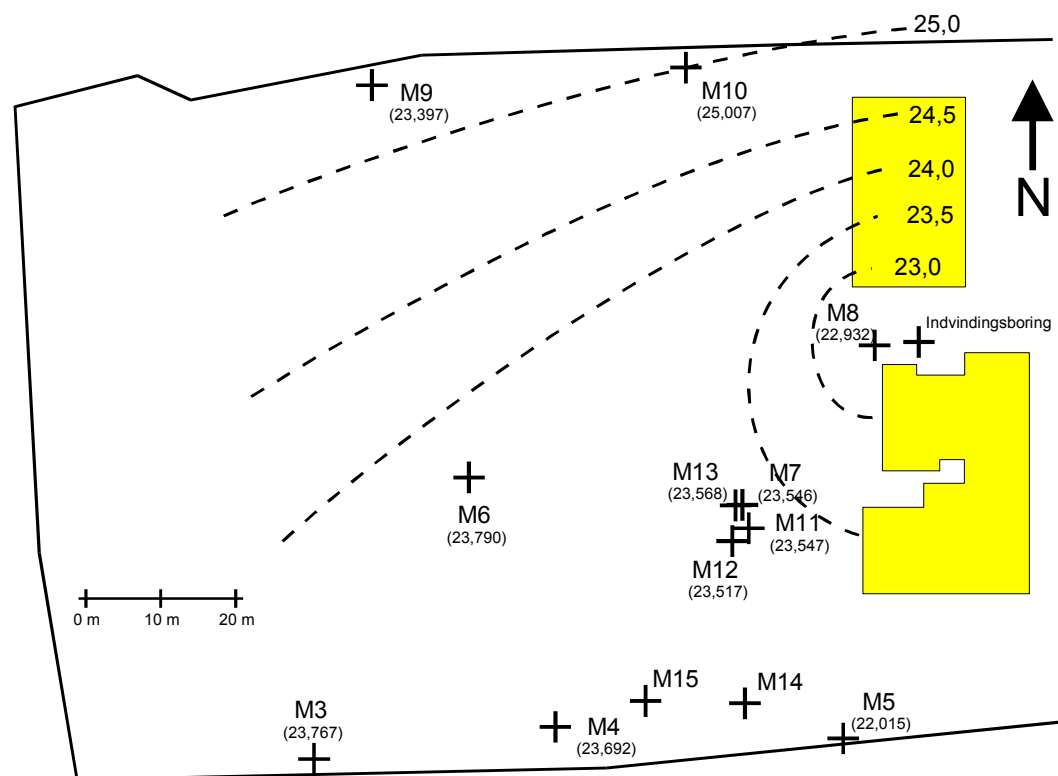
Figur 5.4: Potentialeforhold på Hjerring Gasværk 28. september 1999 før opstart af infiltrationen i fase 2.

Som det fremgår af figur 5.4 er der umiddelbart før opstart af infiltrationsanlægget i projektets fase 2 registeret en generel sydlig strømning i toppen af grundvandsmagasinet på gasværksområdet med en gradient på ca. 5 ‰. Dette strømningsbillede er sammenligneligt med forholdene før etablering af infiltrationsanlægget i 1993.

Der er ikke registeret væsentlige forskelle i vandspejlsniveauerne mellem filtrene i de enkelte borer. Dette indikerer et sammenhængende reservoir. Dog er der registeret en nedadrettet gradient i M8, som viser en forskel på 10 cm mellem det øvre og nedre filterniveau med det laveste potentiale i det nedre filter.

Som det fremgår af figur 5.5 ændres strømningsbilledet markant efter idriftsætning af infiltrationsanlægget. Pejlinger viser således, at oppumpningen og infiltrationen giver anledning til en væsentlig ændring af potentialeforholdene på gasværksarealet, idet der etableres en sænkningstragt i området omkring indvindingsboringen og M8. M5 er ligeledes væsentligt påvirket af sænkningstragten, mens gruppen af borer omkring M7 kun er påvirket i mindre omfang.

Strømningsretningen på specielt den østlige del af området ændres således fra sydlig til øst-nordøst i retning mod indvindingsboringen, når infiltrationsanlægget er i drift. Når infiltrationsanlægget ikke er i drift, ændres potentialeforholdene i retning af forholdene ved opstart.



Figur 5.5: Potentialeforhold på Hjerring Gasværk 23. februar 2000 under cyklisk drift af infiltrationen i fase 2.

Det må på den baggrund forventes, at forureningen fra området omkring M7 under oppumpningen transporteres i retning mod M8 og indvindingsboringen.

Under infiltrationen øges potentialeforskellen i M8 således, at der udvikles en markant nedadrettet gradient i dette område. I M7 giver oppumpningen anledning til etablering af en nedadrettet gradient på ca. 1 m mellem det øvre og nedre filter. Det samme gør sig gældende i M14, her er gradienten dog begrænset til ca. 0,5 m. M10 er ligeledes påvirket, dog i mindre grad, med en trykforskel på ca. 30 cm mellem filterne.

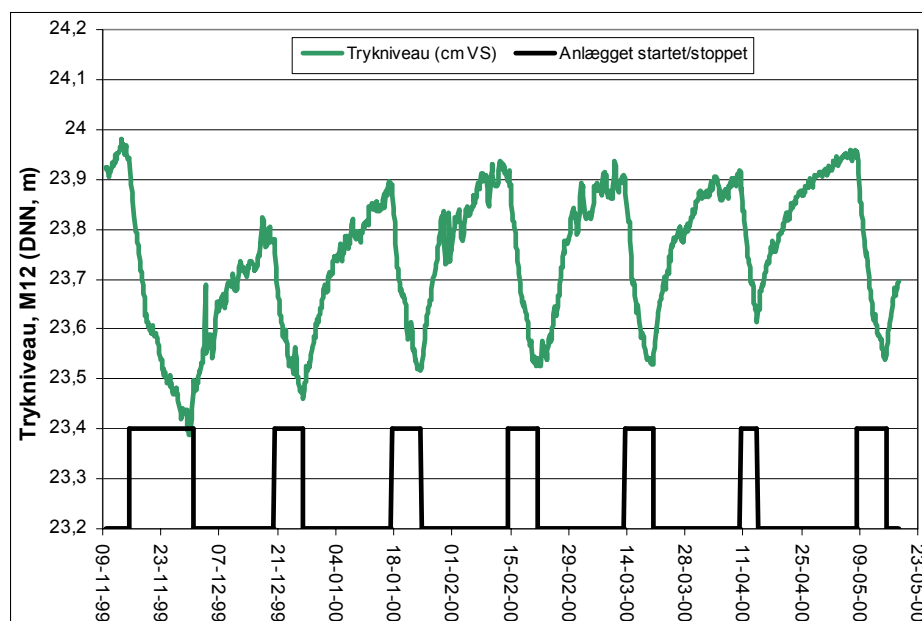
Det vurderes, at den nedadrettede gradient i magasinet opstår som følge af den dybe filtersætning af indvindingsboringen (filterkote 6,2 til -2,8) kombineret med de geologiske forhold med lavpermeable lagserier i formationen jf. kapitel 2.

Loggerdata fra monitoringsboring M12, som er vist på figur 5.6, viser variationen i potentialeforholdene i toppen af magasinet gennem opstartsperioden for den cykliske infiltration incl. de første 7 driftsperioder.

Som det fremgår af figur 5.6 afsænkes grundvandsspejlet i M12 fra kote ca. 24,0 m DNN til kote 23,4 efter den første pumpeperiode og reetableres igen til kote ca. 23,8 efter hvileperioden. Ved de efterfølgende driftsperioder stiger afsænkingskoten både efter oppumpning og reetablering således, at reetableringskoten sidst i monitoringsperioden stort set er på niveau med udgangskoten før opstart af infiltrationen.

Afsæknings- og reetableringsforløbene i M12 indikerer at infiltrationsvandet fra den umættede zone begynder at slå igennem i den mættede zone efter

anden pumpeperiode. Infiltrationsfronten syntes dog først at give anledning til fuldt gennemslag i den mættede zone efter ca. 6. måneder. Den sidste vurdering kompliceres dog af variationerne i pumpeperiodernes længde i den aktuelle monitoringsperiode. Det er således muligt at det fulde gennemslag allerede opnås efter 3. driftcyklus, dvs. ca. 3 måneder efter opstart af infiltrationen.



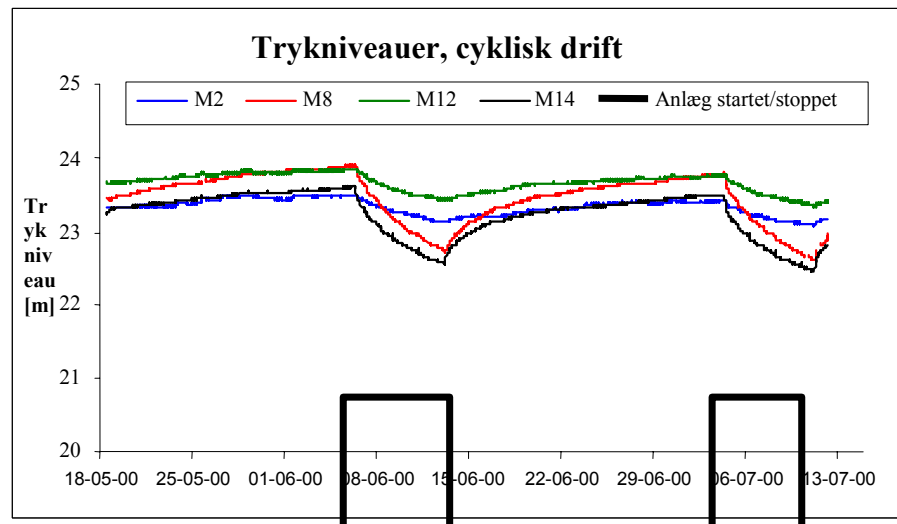
Figur 5.6: Trykniveau i M12 under og efter opstart af infiltrationsanlægget i cyklisk drift.

5.1.3 Vandtransport: MIKE-SHE kalibrering til logger-data

Den geologiske tolkning af området på og omkring Hjørring Gasværk peger på stor geologisk heterogenitet. Der er således som nævnt inden for få meter fundet betydeligt afvigende lagfølger mellem borerne i toppen af magasinet. Disse afvigelser kan tolkes som laghældninger på op til 20% eller som forkastninger (NNR, 1996) /7/. En omfattende prøvepumpning af gasværksboringen viste direkte kontakt til omkringliggende borer mod nord og syd, men ingen kontakt til Wenbo boringen øst for Hjørring Gasværk. Der blev endvidere konstateret en negativ hydraulisk grænse eller overgang til artesiske forhold i to retninger, ca. 40 m og 70 m fra gasværksboringen.

Endnu en indikation af stor lokal geologisk heterogenitet fremkom i forbindelse med tracerforsøget beskrevet i afsnit 5.1, hvor traceren ikke blev genfundet.

Efter genoptagelsen af den forcerede udvaskning på Hjørring Gasværk blev der foretaget målinger af trykniveauerne i boring M2, M8, M12 og M14 (se figur 5.7) i to måneder (maj og juni 2000). Trykniveauerne, der er vist i figur 5.8, blev brugt i et studenterprojekt til kalibrering af en MIKE SHE model for et ca. 1 km² stort område på og omkring Hjørring Gasværk (Kunnerup et al., 2000) /38/.



Figur 5.7: Målte trykniveauer under forceret udvaskning i cyklisk drift på Hjørring Gasværk [m over DNN].

Som det fremgår af figur 5.7, falder trykniveauet i borerne i perioder med forceret udvaskning. Efter infiltrationsperioden stiger trykniveauet til et niveau svarende til niveauet før opstart af den forcerede udvaskning. Effekten af den forcerede udvaskning er størst i boring M8, der ligger umiddelbart ved siden af indvindingsboringen, mens sænkningen af trykniveauet er mindst ved M2, der ligger længst væk fra indvindingsboringen. Trykniveauet varierer mere i M14 end i M12, hvilket umiddelbart indikerer ændrede geologiske forhold omkring disse borer, idet M14 ligger længere fra oppumpningen end M12.

Sænkningen af trykniveauet i borerne er tidsforsinket i forhold til pumpestarten. Den relativt korte tidsforsinkelse i forhold til M14 indikerer, at der i dette område er artesiske forhold. Dette er underbygget ud fra beregning med Theis' ligning (Kunnerup et al., 2000) /38/. Der er observeret tegn på artesiske forhold på dele af grunden i forbindelse med prøvepumpning på gasværksgrunden (NNR, 1996) /7/.

5.1.4 Kalibreringsprocedure og -resultat

De centrale kalibreringsparametre i opsætningen af en dynamisk model i MIKE SHE har været måttet hydraulisk ledningsevne, specifik ydelse og specifik magasinkoefficient. Først blev det forsøgt at kalibrere modellen ud fra en geologisk beskrivelse med kun ét lag som i modelopsætningen for hele modelområdet. Valget af en étlags model blev dog hurtigt forkastet, da trykniveauet under infiltrationen steg i borerne, hvilket ikke svarer til observationerne (figur 5.7).

Problemerne med at simulere sænkningen af trykniveauet i en étlags model indikerede, at strømmingen til grundvandsmagasinet på gasværksgrunden er begrænset af et mindre permeabelt lag. Dette skinner også igennem i det geologiske profil af grunden (NNR, 1996) /7/, hvor der er observeret ler- og siltlinser. Den nedadrettede gradient mellem filtrene i M7, M8, M10 og M14 under pumpedrift jf. afsnit 5.1.2 indikerer ligeledes tilstedeværelse af lavpermeable lag i området.

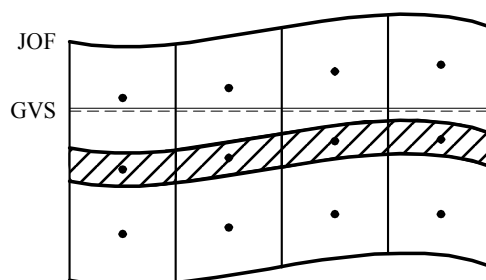
Ved prøvepumpninger på gasværksgrunden i forbindelse med de oprindelige forureningsundersøgelser (N & R Consult, 1988) /2/ er det endvidere fundet,

at der er hydrauliske begrænsninger i magasinet på grunden og eventuelt artesiske forhold (NNR, 1996) /7/.

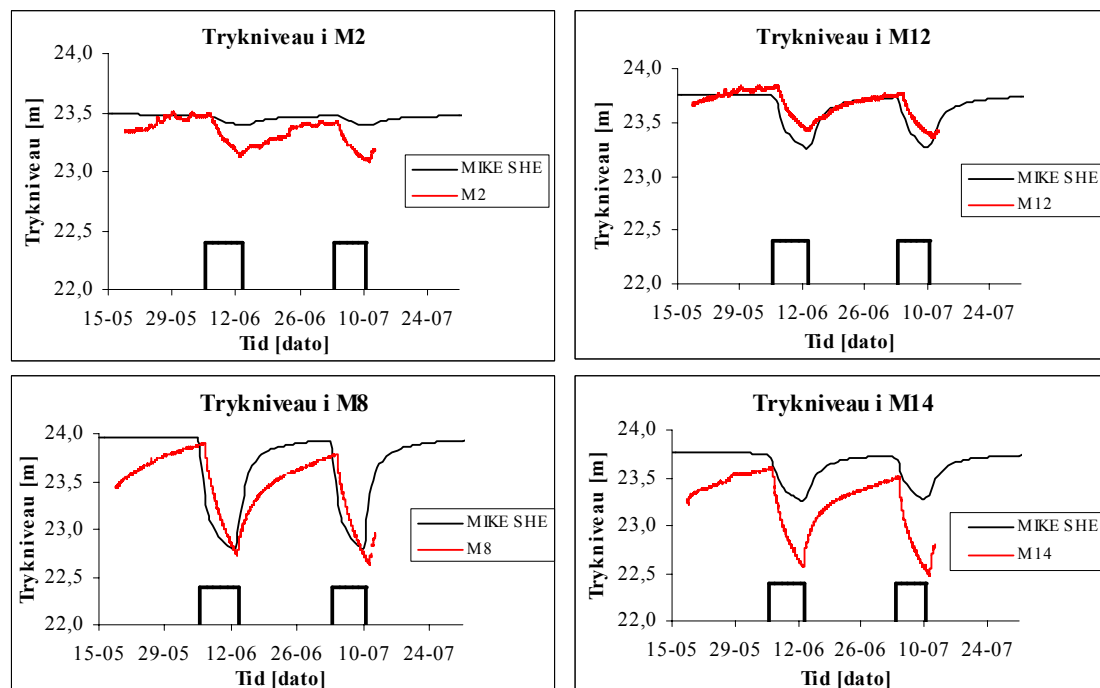
Med baggrund i disse fakta blev der i modellen inkluderet en siltlinse på grunden. Derved blev det geologiske profil opdelt i tre lag, som også definerer beregningslagene i MIKE SHE. Grundens lagprofil i modellen er skitseret i figur 5.8. De anvendte værdier for kalibreringsparametrene er angivet i tabel 5.2.

	Enhed	MIKE SHE	Målt/litteratur	Kilde
Lag 1	m.u.t.	0-13	----	
Lag 2 (linse)	m.u.t.	13-15	----	
Lag 3	m.u.t.	15-35	----	
K_s for lag 1	[m/s]	$3 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-5} - 4,7 \cdot 10^{-5}$	Kunnerup et al., 2000/
K_s for lag 2 (Silt)	[m/s]	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-9} - 2 \cdot 10^{-5}$	/Loll & Moldrup, 2000/
K_s for lag 3	[m/s]	$3 \cdot 10^{-5}$	$5,5 \cdot 10^{-5} - 4,7 \cdot 10^{-5}$	Kunnerup et al., 2000/
Specifik ydelse	----	0,25	0,17	/NNR, 1996/
Specifikke magasinkoefficient	[m ⁻¹]	0,003	$4 \cdot 10^{-6} - 4 \cdot 10^{-4}$	/Schaarup-Jensen, 1993/

Tabel 5.2: Værdier for kalibreringsparametre i MIKE SHE sammenlignet med målte og litteraturværdier.



Figur 5.8: Principskitse af geologisk profil anvendt i opsætning af MIKE SHE.



Figur 5.9: Målte og simulerede trykniveauer i monitoringsboringer under forceret udvaskning.

Resultatet af kalibreringen er vist i figur 5.9. Overordnet er kalibreringen af modellen set i forhold til den simplifikation, der er sket fra virkeligheden til modellen, god i M8 og M12, mens korrelationen mellem målt og simuleret trykniveau i M14 er mindre god. Trykniveauet i M2, der ligger længst væk fra indvindingsboringen, påvirkes relativt lidt af den forcerede udvaskning i simuleringen i forhold til de målte trykniveauer.

Den relativt ringe korrelation mellem målte og simulerede trykniveauer i M14 skal formentlig findes i kompleksiteten i gasværksgrundens geologiske forhold i forhold til modellens simple opbygning.

Ved prøvepumpning er det observeret, at der er en relativt lille påvirkning af potentialeforholdene i de fleste af monitoringsboringerne på grunden (NNR, 1996) /7/. Det blev observeret, at der var en sænkningstragt tæt på indvindingsboringen, som også påvirkede boring M5. Påvirkningen af M5 indikerer, at der er geologiske formationer, der gør, at den hydrauliske ledningsevne er særlig høj mellem denne boring og indvindingsboringen.

M14 ligger i samme område som M5, hvorfor det kan være de samme faktorer, der resulterer i, at trykniveauet i M14 er særlig påvirket af den forcerede udvaskning. Trykniveauet i boringen svinger i samme størrelsesorden som i M8, der ligger umiddelbart op ad indvindingsboringen. Trykniveauet i M12 svinger noget mindre under infiltrationen end i M14 på trods af boringens mindre afstand til indvindingsboringen. Boreprofilerne for de to boringer afslører ikke en væsentlig forskel i geologien på de to boringer.

I begge boringer, der er filtersat i samme dybde, er der observeret fint sand og silt (N & R Consult, 1993) /42/. Profilet for M7, der ligger tæt på M12, indikerer imidlertid, at der kan være begrænsende lag, der kan have betydning for strømmingen omkring boringerne, hvilket også er vist ved prøvepumpning på grunden (NNR, 1996) /7/. Dette kan være en mulig forklaring på, hvorfor det ikke lykkedes at etablere et vellykket in-situ tracerforsøg i området omkring M7 og M12.

Et numerisk estimat af strømningsbilledet under uforstyrrede forhold og forceret udvaskning er vist på figur 5.10 (Jensen og Poulsen, 2002) /45/.

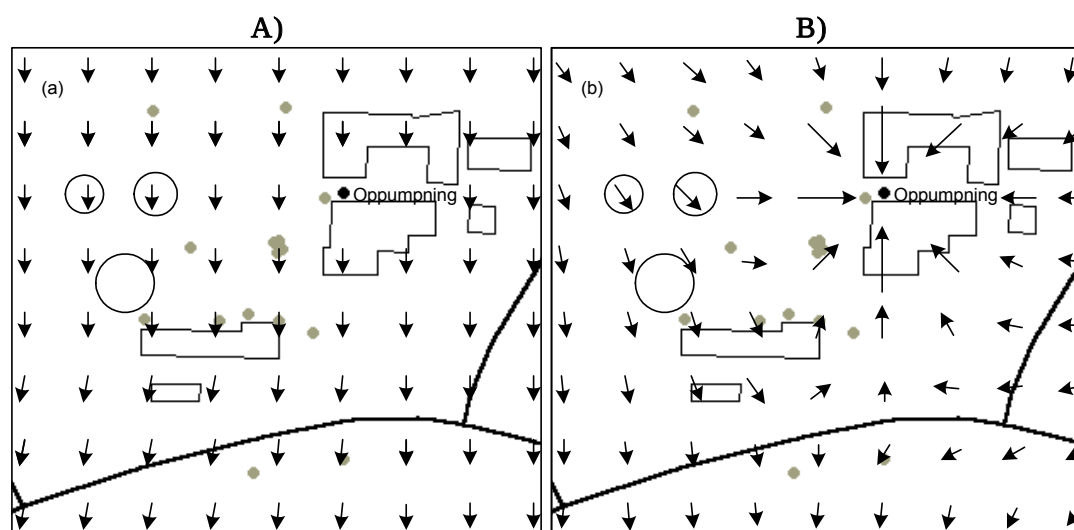


Fig. 5.10. Numerisk beregnede grundvandsstrømningsforhold (a) baggrund, (b) Under forceret udvaskning. Pile angiver retning og relativ strømningshastighed.

Som det fremgår af figur 5.10, viser beregningerne, at grundvandets strømningsretning ændres over hele gasværksgrunden under forceret udvaskning. Dette er i overensstemmelse med resultaterne af de gennemførte pejlerunder på gasværksgrunden jf. figur 5.5 og 5.6.

Uden forceret udvaskning er grundvandshastigheden estimeret til 4 m/ år i sydlig retning.

Under forceret udvaskning øges transporthastigheden væsentligt, således at den i området omkring M7 vurderes til ca. 15 m/ år, dvs. ca. 4 gange højere end under normale nedbørsforhold (Jensen og Poulsen, 2002) /45/.

Det skal bemærkes, at estimerterne af transporthastighederne for såvel situationen med og uden forceret udvaskning er behæftet med nogen usikkerhed.

5.1.5 Sammenfatning, vand- og stoftransport

Pejledataene fra før opstart af infiltrationen i fase 2 viser, at den generelle strømning i toppen af grundvandsmagasinet på gasværksområdet er sydlig med en gradient på 5-6 ‰. Dette strømningsbillede er sammenligneligt med forholdene, som blev registeret før etablering af infiltrationsanlægget i 1993.

Der er under upåvirkede forhold ikke registeret væsentlige forskelle i vandspejlsniveauerne vertikalt i magasinet bortset fra M8, hvilket indikerer et sammenhængende reservoir.

Under drift af infiltrationsanlægget ændres strømningsretningen på specielt den østlige del af området således fra sydlig til øst-nordøst i retning mod indvindingsboringen. Det forventes på den baggrund, at forureningen fra området omkring M7 under oppumpningen transporteres i retning mod M8 og indvindingsboringen. Når infiltrationsanlægget ikke er i drift, ændres potentialeforholdene i retning af forholdene ved opstart.

Under pumpedrift og infiltration etableres der en markant nedadrettet gradient i magasinet som følge af den dybe filtersætning af indvindingsboringen kombineret med de geologiske forhold med lavpermeable lagserier i formationen.

Den nedadrettede gradient kan give anledning til vertikal transport af forureningskomponenter fra den øvre del af magasinet.

5.2 Mikrobiel nedbrydning af BTX, phenol og methylphenoler i mættet zone

Til vurdering af den mikrobielle nedbrydning af de udvalgte stoffer i den mættede zone er der udtaget en række intakte sedimentprøver fra forskellig dybde i den mættede zone i området omkring den mest forurenede boring (M7) samt i randområdet mod syd, hvor der ikke er konstateret forurening.

I den mættede zone er den mikrobielle nedbrydning undersøgt for BTX, phenol og methylphenoler under aerobe og denitrificerende forhold ved høje, moderate og lave stofkoncentrationer. Prøverne er udtaget i borerne M1, M8, M12 og M15.

Målinger fra boring M1 er udført i 1993, målingerne fra boringerne M8 og M12 er udført i perioden 1997-1999, og målingerne fra boring M15 er udført i 2001.

Laboratorieforsøgene er gennemført som hhv. batch forsøg i lukkede beholdere og som gennemstrømningsforsøg i pakkede kolonner med tilførsel af grundvand med konstant stofkoncentration.

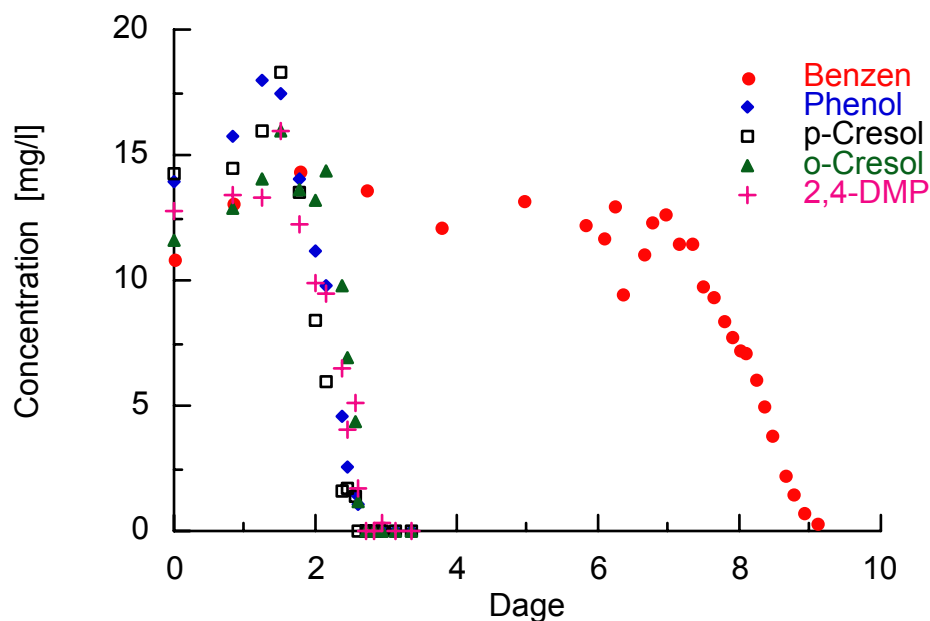
Batch forsøgene er udført ved 10°C i gastætte serumflasker anbragt på rystebord (60 rpm). Der er anvendt et jord/væske vægtforhold på 1:3.5 og et gas/væskeforhold på 2:1. I de aerobe forsøg er iltindholdet gennem inkubationerne holdt større end 50% af atmosfærekoncentration. I de anoxiske forsøg er flaskerne udgasset med N₂ og sikret en nitratkoncentration i væskefasen svarende til min. 2 x beregnet forbrug af elektronacceptor ved fuld omsætning.

Forsøgene med lave koncentrationer (0,2 mg/l) af benzen og methylphenoler er udført med C-14 mærket stof, hvor produktionen af ¹⁴CO₂ er fulgt over tid. Første ordens nedbrydningshastigheder af stofferne er beregnet på baggrund af målt ¹⁴CO₂ produktion og specifikt celleudbytte (Andersen og Christensen, 1998) /26/.

Søjleforsøgene blev udført med pakkede søjler med en effektiv længde på 6 cm (i.d. 3,5cm) og et flow på 4,5 cm/time. Gennembrudsforsøg med konservativ tracer (bromid) gav en middel opholdstid i søjlerne på 1,44 timer. Opholdstiden for de svagt adsorberende phenol og methylphenoler er antaget at være som for bromid (Jensen og Poulsen, 1998) /34/.

5.2.1 Aerob nedbrydning i forskellige jordlag i grundvandszonen ved høj og moderat stofkoncentration (hhv. 10-15 og 1-2 mg/l).

I den mættede zone er aerob og anaerob nedbrydning af BTX'er (benzen, toluen og p-xylene) og phenoler (phenol, p-methylphenol, o-methylphenol, 2,4-dimethylphenol) undersøgt i batchforsøg med grundvandsediment fra boring M11 og M12. Der er fokuseret på enkeltstoffer samt blandinger af BTX'er og phenoler ved høje (10-15 mg/l) og moderate (1-2 mg/l) koncentrationer. Endvidere er effekten af grundvand fra den forurenede boring sammenlignet med uforurennet grundvand.



Figur 5.11: Aerob nedbrydning af høje koncentrationer (10-15 mg/l) af Phenoler og Benzen. Batchforsøg med sandet sediment og grundvand fra boring M11 inkuberet under omrøring ved 10 °C.

Figur 5.11 viser et typisk nedbrydningsforløb for de udvalgte phenoler i kombination med benzen ved høj stofkoncentration. Nedbrydningsforløbet med stigende omsætningsrater over tid indikerer, at der foregår en kraftig vækst i populationen af mikrobielle nedbrydere under omsætningen af de tilsatte substrater.

Phenolerne nedbrydes i løbet af 2-3 døgn, medens omsætningen af BTX'erne er noget langsommere med en nedbrydningstid på 5-8 døgn.

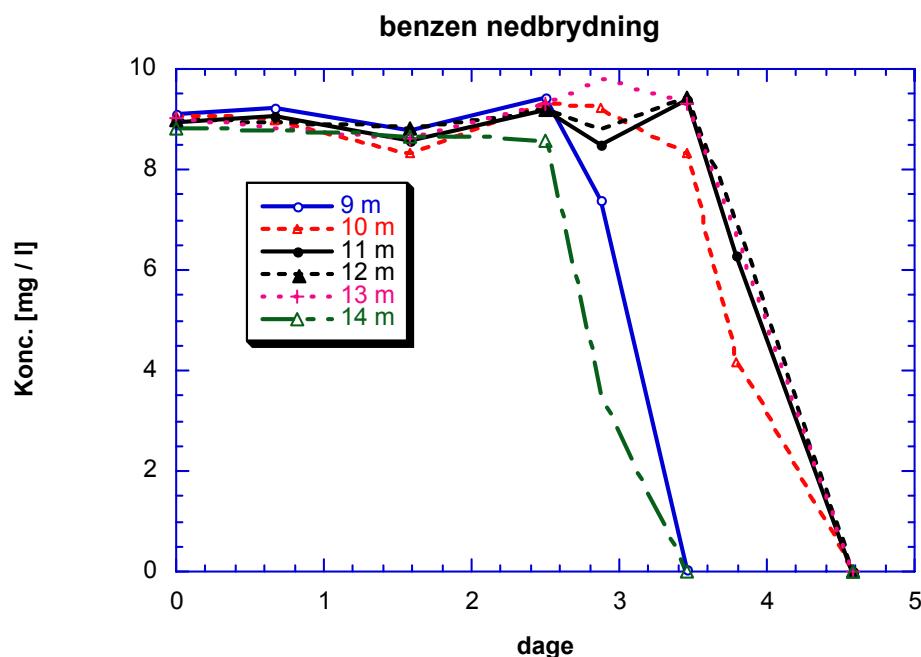
Der er ingen væsentlig forskel i nedbrydningstid inden for enkeltstofferne i phenolgruppen (phenol, o-methylphenol, p-methylphenol, 2,4-dimethylphenol) og andre forsøg viste, at dette heller ikke er tilfældet for BTX gruppen (benzen, toluen, ethylbenzen og p-xylene (Andersen og Christensen, 1998) /26/.

Sammenlignende målinger af mikrobiel nedbrydning af phenol i forskellige dybder af den mættede zone i boring M12 (11 og 13 m) viser kun ringe variation i nedbrydningstiden. De to lag fra den mættede zone repræsenterede henholdsvis de dominerende finsandede lag og indslag af mere siltholdige lag (Thomsen, 1999) /37/.

Der blev observeret en svag stimulering af nedbrydningen for både BTX'er og phenoler ved anvendelse af in-situ (forurennet) grundvand sammenlignet med uforurennet grundvand (Andersen og Christensen, 1998) /26/.

I slutningen af 2000 blev der etableret 2 nye boringer M14 og M15 i periferien af gasværksgrunden mellem boring M4 og M5. Intaktprøver fra forskellig dybde (9-14 m) omkring og under grundvandsspejlet blev anvendt i

batchforsøg til at undersøge den vertikale variation i nedbrydningstid for benzen og toluen under aerobe forhold ved høj koncentration (se figur 5.12)



Figur 5.12.: Aerob nedbrydning af benzen ved høje koncentrationer (10 mg/l). Batchforsøg med sediment fra 5 dybder (9-14 m) i boring M15 inkuberet ved 10°C.

Resultaterne viser, at nedbrydningstiden for benzen og toluen ved 10 °C varierer fra 3,5 til 5 dage med hurtigste omsætning i henholdsvis 9 og 14 m's dybde. Sammenlignet med M11 var der således en lidt hurtigere nedbrydning i prøverne fra den uforurenede boring M15, beliggende ca. 50 m nedstrøms for det forurenede område (Poulsen og Severinsen, 2001) /42/.

Tidligere undersøgelser (Bonderup og Olesen, 1993) /28/ af nedbrydningstiden for benzen og toluen i sediment fra den øvre del af grundvandsmagasinet er foretaget med sediment fra 3 borer hhv. boring M11 tæt på hotspot, M8 tæt på indvindingsboringen og M1, som ligger nedstrøms for gasværket i den ydre monitorings periferi.

Nedbrydningstiden for BTX'er målt i det øvre grundvandssediment i de to borer M8 og M1 var af samme størrelsesorden som i boring M11 (se tabel 5.3).

koncentration mg/l	Boring	Redox forhold	Nedbrydningstid (dage)	
			BTX'er	Phenoler og methylphenoler
10	M1	aerob	7	
10	M8	aerob	5	
2	M11	aerob	8	2-3
10	M11	aerob	7-9	2-3
10	M12	aerob		2-3
10	M15	aerob	3.5-5	

Tabel 5.3: Nedbrydningstid for BTX og phenoler i mættet zone under aerobe forhold. Den samlede nedbrydningstid for stofmængden er angivet. Da nedbrydningsforløbet følger monodkinetik med mikrobiel vækst, er det ikke meningsfuldt at angive halveringstider.

Nedbrydningstiden for benzen og toluen under aerobe forhold var generelt højt i den øvre del af grundvandsmagasinet og viste over en strækning på mere end 150 m meget begrænsede variationer, uafhængigt af forureningsgrad.

5.2.2 Aerob nedbrydning af benzen og methylphenoler i grundvandszonen ved lave koncentrationer (<0,2 mg/l).

Nedbrydningen af benzen, p-methylphenol og o-methylphenol ved startkoncentrationer på 0,2 mg/l blev undersøgt i batchforsøg ved 10 °C på grundvandssediment fra 10 m dybde i boring M15 (Poulsen og Severinsen, 2001)/44/.

For at kunne følge nedbrydningsforløbet ved de lave koncentrationer blev der anvendt ¹⁴C-mærkede stoffer. Kulstofmineraliseringen blev fulgt over tid gennem kontinuert opsamling af ¹⁴CO₂.

Mineraliseringsforløbet kunne for alle tre stoffer beskrives ved 1. ordens kinetik. Benzen blev omsat meget hurtigt med en halveringstid på knap 2 døgn, medens både p-methylphenol og o-methylphenol blev omsat markant langsommere ved de lave koncentrationer med en halveringstid på 27-33 døgn.

Koncentration mg/l	Boring	Redox forhold	Nedbrydningsrate K ₁ [dage ⁻¹]		
			Benzen	o-methyl phenol	p-methyl phenol
0,2 mg/l	M15	aerobe	0,38	0,026	0,021

Tabel 5.4: Nedbrydningskonstanter for benzen og methylphenoler i batchforsøg (10 °C) ved lave stofkoncentrationer (< 0,2 mg/l).

Tilsvarende høje nedbrydningsrater for benzen (K₁ = 0,2-0,5 dag⁻¹) er fundet ved lave stofkoncentrationer i en sandet grundvansaquifer nedstrøms for forureningsfanen ved Vejen losseplads (Nielsen et al., 1996) /36/. I samme aquifer var nedbrydningsraten for o-methylphenol af samme størrelsesorden (K₁ = 0,2-0,4 dag⁻¹), hvor nedbrydningsraten i boring M15 Hjørring Gasværksgrund er en faktor 10-20 lavere.

5.2.3 Anaerob nedbrydning i grundvandszonen under denitrificerende forhold.

Nedbrydningstiden for udvalgte phenoler (phenol, o-methylphenol og p-methylphenol) blev undersøgt ved 10°C under denitrificerende forhold i batchforsøg med grundvandssediment fra boring M12. I den mættede

grundvandszone (10-14 m) blev prøver fra den dominerende jordtype (finsand) og fra mere siltholdige linser i profilet undersøgt for enkeltstoffer og blandinger ved høj (10 mg/l) og lav (1 mg/l) stofkoncentration (Blicher og Gerlif, 1999; Thomsen, 1999) /27, 37/.

Resultaterne af nedbrydningsforsøgene under denitrificerende forhold fremgår af tabel 5.5.

Koncentration mg/l	Boring	Redox forhold	Nedbrydningstid (dage)			
			Benzen og toluen	Phenol	p-methyl phenol	o-methyl phenol
1	M12	denit		14-28	13-17	> 35*
10	M12	denit		18-35	> 35*	> 35*
10	M15	denit	> 72 #			

ingen nedbrydning efter 72 dage

* mere end 50 % nedbrudt efter 35 dage

Tabel 5.5: Nedbrydningstid for benzen/toluen og Phenoler i mættet zone under denitrificerende forhold

Både ved høje og lave koncentrationer øges nedbrydningsraten over tid som følge af mikrobiel vækst gennem inkubationsforløbet, hvilket indikerer, at Ks værdien for de undersøgte stoffer under anaerob nedbrydning ligger væsentligt under 1 mg/l. Væksten i omsætningsraten var dog langsommere ved 1 mg/l end ved 10 mg/l.

Nedbrydningstiden varierede for phenol og p-methylphenol (1 mg/l) fra 13 til 28 dage. O-methylphenol blev omsat væsentligt langsommere (> 35 dage) end p- methylphenol og phenol.

Nedbrydningstiden for 1 mg/l af de undersøgte stoffer var under denitrificerende forhold en faktor 5-15 langsommere end tilsvarende nedbrydning under aerobe forhold.

Der var kun små variationer (< faktor 2) i nedbrydningstiden under denitrificerende forhold mellem sandede og mere siltede lag i den mættede zone.

Nedbrydningstiden for benzen og toluen (10 mg/l) under denitrificerende forhold blev ligeledes undersøgt i batchforsøg ved 10°C i prøver fra boring M15 (10 m og 14 m's dybde). Prøver med og uden tilsætning af ekstern kulstofkilde (glucose) blev inkuberet i op til 72 dage.

Der kunne ikke konstateres nedbrydning for nogen af stofferne inden for inkubationsperioden i prøver uden tilsætning af kulstofkilde, og kun i et enkelt tilfælde blev toluen nedbrudt efter 52 dage med tilsætning af glucose (Poulsen og Severinsen, 2001)/42/.

Der er således i grundvandszonen på Hjørring Gasværk en markant forskel på nedbrydningspotentialer under denitrificerende forhold for høje koncentrationer af benzen og toluen, sammenlignet med phenol og methylphenoler.

Det er velkendt at benzen er meget langsomt eller ikke nedbrydeligt under denitrificerende forhold, medens toluen nedbrydes relativt nemt (Kazumi et al., 1997)/35/. Det sidste er dog ikke tilfældet i grundvandszonen på Hjørring

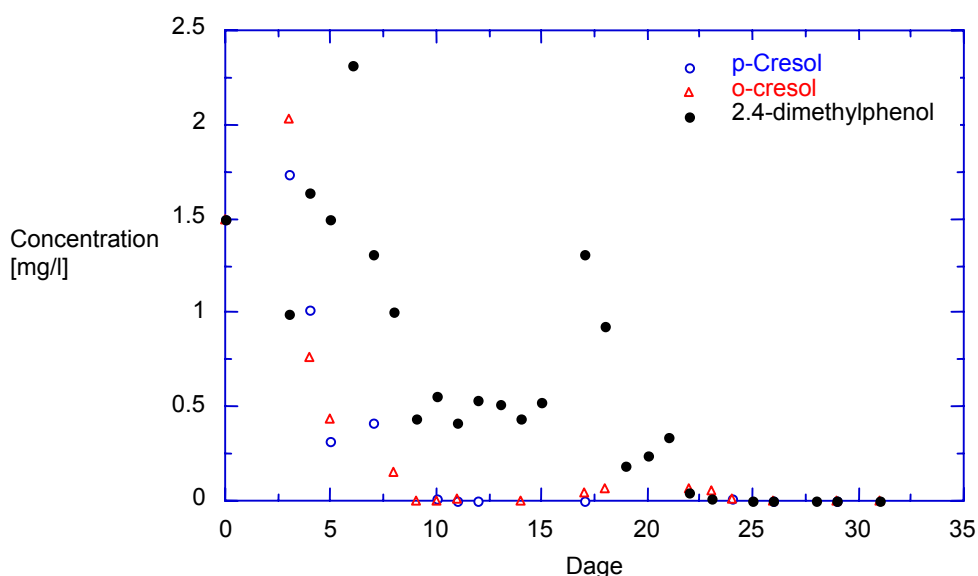
Gasværksgrund, hvor toluen ikke blev nedbrudt inden for en periode på mindst 72 dage.

Nedbrydningen under denitrificerende forhold af lave koncentrationer af p-methylphenol og o-methylphenol (0,2 mg/l) blev undersøgt på grundvands-sediment fra 10 m dybde i boring M15 (Poulsen og Severinsen, 2001) /42/. Som i de aerobe forsøg blev der anvendt ^{14}C -mærkede stoffer for at kunne følge nedbrydningsforløbet ved de lave koncentrationer.

Inden for forsøgsperioden på 33 dage blev mindre end 3 % af stofferne mineraliseret til CO_2 . Nedbrydningspotentialet for methylphenolerne under denitrificerende forhold ved startkoncentrationer på 0,2 mg/l var således markant lavere end ved 1 mg/l.

5.2.4 Nedbrydning i gennemstrømningsforsøg med pakkede kolonner

Nedbrydningen af p-methylphenol, o-methylphenol og 2,4-dimethylphenol (2,4-DMP) i den mættede zone blev udført med grundvands-sediment fra boring M12, 12-13 m.u.t. ved 10°C i pakkede kolonner under blandede aerob/anaerobe og fuldt aerobe forhold (Jensen og Poulsen, 1998 /34/). Resultaterne fremgår af figur 5.13.



Figur 5.13: Nedbrydning af p-methylphenol, o-methylphenol og 2,4-dimethylphenol i pakkede kolonner (6 cm længde) med kontinuert flow (4.5 cm/time) under fuldt aerobe forhold.

Ved højere stofkoncentrationer (5 og 10 mg/l) faldt iltkoncentrationen i udløbsvandet til mellem 0 og 1 mg/l efter 4-6 døgn som følge af mikrobiel vækst og der opstod en blanding af aerobe og denitrificerende forhold i søjlerne. O-methylphenol og 2,4-DMP blev under disse forhold omsat langsommere end phenol og p-methylphenol.

Ved stofkoncentrationer på 1 og 3 mg/l var der fuldt aerobe forhold i gennemstrømningssøjlerne (7 mg O_2/l). Fuldstændig nedbrydning af p-methylphenol og o-methylphenol gennem søjlerne blev opnået efter 9 dage, mens fuld

nedbrydning for 2,4-dimethylphenol først blev opnået efter 22 dage (se figur 5.13). Det svarer til en nedbrydningsrate efter henholdsvis 9 og 22 dage på 14 µg stof/g sediment/ døgn.

Den maximale nedbrydningsrate pr. gram sediment i batchforsøgene var 2-4 gange højere (28-55 µg stof/g sediment/ døgn) og blev opnået allerede efter 3 døgn for både methyl- og dimethylphenolerne.

Der var således en langsommere opvækst af specifikke nedbryderpopulationer for p-methylphenol og o-methylphenol i gennemstrømningssøjlerne og en markant langsommere vækst for nedbrydere af 2,4-dimethylphenol.

Forsøg med tilsætning af forskellige kombinationer/koncentrationer af enkeltstofferne indikerede, at 2,4-DMP under aerobe forhold tilsyneladende omsættes af en mikrobiel population forskellig fra den, der omsætter phenol, p-methylphenol og o-methylphenol.

Den langsommere vækst i gennemstrømningssøjlerne skyldes dels tilstedeværelsen af en zone af immobil vand, hvor bakterierne kan blive substratbegrænsede og dels udvaskning af mikrobiel biomasse fra søjlerne. I batchforsøgene er den immobile zone og udvaskning af bakterier elimineret.

5.3 Sammenfatning, nedbrydning i mættet zone.

På Hjørring Gasværk er der under iltede forhold fundet hurtig nedbrydning af BTX og phenoler i grundvandszonen ved koncentrationer større end 1 mg/l, og phenoler nedbrydes hurtigere end BTX. Ved lave koncentrationer (0,2 mg/l) er 1. ordens nedbrydningsraten stadig høj for benzen ($k_1 = 0,38 \text{ d}^{-1}$), medens den falder markant for methylphenolerne ($k_1 = 0,026 \text{ d}^{-1}$).

Under denitrificerende forhold nedbrydes benzen og toluen ikke eller meget langsomt. Nedbrydningstiden for phenoler øges med en faktor 5-15 ved koncentrationer $> 1 \text{ mg/l}$. Ved koncentrationer $< 0,2 \text{ mg/l}$ går nedbrydningen meget langsomt med estimerede 1.ordens nedbrydningsrater på 0,001-0,0006 d^{-1} .

Der er denitrificerende forhold i de mest forurenede dele af den mættede zone (M7, M11, M12) på Hjørring Gasværk, hvor der er målt iltindhold $< 0,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ og nitratkoncentrationer varierende fra < 1 til $250 \text{ mg NO}_3/\text{l}$. I resten af monitoringsboringerne i den øvre del af grundvandsmagasinet er iltkoncentrationen højere end $2 \text{ mg O}_2/\text{l}$.

Nedbrydningen forventes på baggrund af de gennemførte undersøgelser at gå langsomt i dette område, og benzen vil ikke blive omsat. Grundvandet i toppen af magasinet geniltes, inden det når ud til boringerne i randzonen (M4, M5, M14, M15), og under aerobe forhold vil omsætningen af de undersøgte BTX'er og phenoler være tilendebragt inden for få meter, såfremt hele nedbrydningspotentialet udnyttes.

Nedbrydningshastigheden i felten kan imidlertid variere betydeligt i forhold til nedbrydningsrater målt i batch- og kolonneforsøg i laboratoriet. I en sandet grundvandsaquifer ved Vejen Losseplads fandt Nielsen et al. (1996) /36/ god overensstemmelse mellem batchforsøg og in-situ tester forsøg i grundvandsaquiferen, medens der i andre undersøgelser (Corseuille et al.,

1994) er fundet nedbrydningshastigheder for BTX'er i felten, der var omkring en faktor 100 lavere.

I grundvandsaquiferen ved Vejen Losseplads (Nielsen et al., 1996) /36/ var 1. ordens nedbrydningsraterne af samme størrelsesorden for benzen, phenol og o-methylphenol ($0,2-0,5 \text{ d}^{-1}$) under aerobe forhold og lav stofkoncentration. I grundvandsaquiferen ved Hjørring Gasværk var der markant forskel på 1. ordens nedbrydningsraterne for benzen ($k_1 = 0,38 \text{ d}^{-1}$) og methylphenolerne ($k_1 = 0,026 \text{ d}^{-1}$) under samme forhold.

Selv om nedbrydningsraten for methylphenoler var noget lavere på Hjørring Gasværk, kan den overvejende aerobe grundvandsaquifer forventes at give gode betingelser for in-situ nedbrydning af restforureningen i den mættede zone.

6 Monitering, grundvand

6.1 Drift af infiltrationsanlægget og monitoringsprogram

I fase 1 har infiltrationsanlægget været i drift fra juni 1993 til december 1996, dvs. i 42 måneder. Infiltrationsvandet indeholder typisk 7-8 mg ilt/l inden udledning i infiltrationsstrengene. I perioden fra september 1994 til december 1995 er der desuden tilsat natriumnitrat (17-20 mg natrium /l og 50-60 mg NO_3 -N/l) til infiltrationsvandet.

Efter en indkøringsperiode på godt en måned med kontinuert infiltration, hvor de enkelte delområders aktuelle infiltrationskapacitet blev bestemt, blev driften i august 1993 omlagt til cyklisk drift med en start/stop frekvens på 84 timer. I juli 1994 blev den cykliske drift revideret til en 4 ugers cyklus med infiltration i 1 uge. Omlægningen blev foretaget med henblik på at sikre en mere markant vekslen mellem henholdsvis vandmættede og beluftede forhold i jordprofilet. Samtidigt blev den gennemsnitlige infiltrationsrate reduceret fra 16.200 mm/år til ca. 9.000 mm/år svarende til ca. 30 gange den naturlige infiltration. Anlægget blev taget ud af drift ved udgangen af 1996 efter afslutning af projektets fase 1. En nærmere beskrivelse af driftsstrategien for infiltrationsanlægget fremgår af /7/.

Som led i dette projekt blev anlægget igen idriftsat fra november 1999 til juni 2001. Der er ikke tilsat natriumnitrat i fase 2, og infiltrationsraten er igen sat til en 4 uges stop/start cyklus med infiltration af ca. 9.000 mm/år.

Gennem den samlede driftsperiode (5-6 år) er der infiltreret en vandmængde på Hjørring Gasværk svarende til ca. 150 års naturlig nedbør.

Et overblik over anlæggets drift gennem den samlede projektperiode i fase 1 og 2 fremgår af bilag E.

Med henblik på at følge effekten af den forcerede udvaskning er der udført en række monitoringsboringer fordelt over området hhv. opstrøms, nedstrøms og inden for selve infiltrationsområdet. Monitoringsboringerne er filtersat i 2 til 3 niveauer for at følge udviklingen i vandkemien i forskellige dybder i magasinet under den forcerede udvaskning.

I fase 1 er der udført 10 monitoringsboringer (M1-M10), og i fase 2 er der yderligere udført 5 boringer (M11-M15). Borningsplaceringerne fremgår af bilag B.

Til at følge udviklingen i vandkemien er der udarbejdet et analyseprogram for vandprøver fra de enkelte monitoringsboringer. Monitoringsprogrammet omfatter en organisk analysepakke (pakke A) og en uorganisk analysepakke (pakke B), jf. tabel 6.1. Ændringer i den organiske sammensætning (analysepakke A) belyser udvasknings- og nedbrydningsforløbet. Parametre i analysepakke B belyser redoxforhold, vandkemi og vandbevægelsen.

Analysepakke A, Organiske parametre	HPLC: Phenol, methyl- og dimethylphenoler – detektionsgrænse 0,05 µg/l GC/FID BTEX og naphthalen - detektionsgrænse 0,1µg/l Der analyseres for PAH og NSO-forbindelser (Benzothiophen, dibenzofuran, carbazol og benzothiofuran) i nogle få tilfælde.		
Til at følge udvasknings- og nedbrydningsforløbet			
Analysepakke B, Uorganiske parametre	Nitrat Ledningsevne klorid Ammonium sulfat	Ilt pH Jern natrium cyanid	bromid
Til at følge vandbevægelser og nedbrydningsforhold			

Tabel 6.1: Analyseprogram fase 2, analysepakke A og B.

Det gennemførte monitoringsprogram for fase 2 er angivet i tabel 6.2. Placeringen af filtrene i de 15 monitoringsboringer fremgår af den nord-sydgående geologiske profil i figur 2.3, og placeringen af de enkelte boringer på grunden fremgår af bilag B.

Boringsnr og filtre	Prøvetagning						
	Januar 1999	November 1999	Marts 2000	Juli 2000	December 2000	Maj 2001	Juni 2001
Indvindingsboring: Før behandling Efter behandling			A,B,Fe/Mn Fe/Mn	Fe/Mn Fe/Mn	A,B,Mn+NSO Fe/Mn	Fe/Mn Fe/Mn	
M1-1	B				B		
-2	B		A		B		
-3	B	A			B		
M2-1	B				B		
-2	B		A		B		B
-3	B	A			B		B
M4-1		A,B					B
M5-2	A,B		A		A,B+NSO		B
M7-1	A,B	A,B+NSO	A,B	A	A,B+NSO	A	B
-2	A,B	A,B+NSO	A,B	A	A,B+NSO	A	B
M8-2	A,B	A,B		A	A,B		
M11-1	A,B	A,B		A	A,B		B
M12-1	A,B	A,B		A	A,B	A	B
M13-1		A,B	A,B				
M14-1			A,B	A	A,B+NSO	A	B
M14-2			A,B	A	A,B+NSO	A	B
M15-1			A,B	A	A,B+NSO		B

M1-1 = monitoringsboring 1- øverste filter

M1-2 = monitoringsboring 1- mellem filter

M1-3 = monitoringsboring 1- nederste filter

Tabel 6.2: Monitoringsprogram, fase 2 ; januar 1999 – juni 2001

Vandprøverne og analyseresultaterne er i det følgende opdelt i tre klasser afhængig af den relative dybde i forhold til grundvandsspejlet:

- De øvre filtre (M1-1, M2-1, M4-1, M7-1, M10-1, M11-1, M12-1, M13-1, M14-1 og M15-1) svarende til kote 20 - 26, dvs. omkring vandspejlet.
- De midterste filtre (M1-2, M2-2, M1-3, M2-3, M5-2, M6-1 og M8-2) svarende til kote 13 - 19, ca. 3 - 9 m under vandspejlet.
- De nedre filtre (M7-2, M14-2, M3-1 og indvindingsboringen) svarende til kote 3 - 10, dvs. ca. 15 - 18 m under vandspejlet.

Alle monitoringsboringer er udført med Ø63 mm filtre og blindrør. I fase 1 er der anvendt PVC-rør og i fase 2 PE-rør.

6.2 Udtagning af vandprøver

Vandprøverne er gennem hele perioden udtaget af NIRAS med en Grundfos MP1 dykpumpe med PE stigrør. Inden udtagning af vandprøverne er borerne forpumpet med en kapacitet svarende til, at filtervoluminet er udskiftet minimum 5 gange. Under forpumpningen er der løbende foretaget målinger af temperatur, ilt og ledningsevne, pH og redoxpotentiale i det oppumpede vand indtil målingerne er stabile. Feltnålinger fremgår af oversigtstabeller over analyseresultaterne i bilag A.

Vandprøverne er udtaget i glaskolber udleveret af analyselaboratoriet. Analysearbejdet er foretaget af Ke•Mi•Lab, Aalborg tidligere Hygiejnisk Forvaltning. Vandprøverne er afleveret til laboratoriet samme dag, som de er udtaget og er opbevaret på køl, indtil de er taget i arbejde.

6.3 Udvikling i grundvandskemien og forureningsforhold

De indledende forureningsundersøgelser (1987-1989) viste, at grundvandet under det tidligere gasværk var belastet med tjærekompnenter, især benzen, som blev registreret i en række borer /1/.

Ved opstart af den forcerede udvaskning i 1993 blev der imidlertid kun konstateret grundvandsforurening af betydning i en enkelt af de nye monitoringsboringer M7, d.v.s. i M7-1 og M7-2 (se figur 6.2, 6.3 og bilag A) og kun sporadiske spor ($< 1 \mu\text{g/l}$) i de øvrige borer på gasværksområdet.

Redoxparametrene som ilt, nitrat, sulfat, jern og mangan kan anvendes til at følge ændring i vandkemi og vandets nedbrydningspotentiale. Under forceret udvaskning med iltholdigt og nitratholdigt vand kan der desuden forventes tidsmæssige ændringer i redoxforholdene.

I bilag A er der opstillet tabeller, der viser tidsserier for de målte koncentrationer af de analytiske parametre, ligesom udtagningsstidspunkterne for vandprøver fra de enkelte filter fremgår.

I det følgende er udviklingen i vandkemi gennem monitoringsperioden gennemgået for borerne hhv. opstrøms for gasværket (M9, M10) på selve gasværksområdet (M3-M8 og M11-M15) og nedstrøms for gasværket (M1, M2). Børingsplaceringerne fremgår af oversigtsplanen i bilag B.

Bemærk, at naphthalen i det følgende er medregnet i summen af alkylbenzener, og at benzen typisk er nævnt/vist separat i forhold til de øvrige alkylbenzener.

6.3.1 Opstrøms borer

På den nordligste del af gasværket er der på grænsen til den tilstødende matrikel (banearealet) etableret to borer med henblik på at vurdere vandkemi i det tilstrømmende og af gasværket upåvirkede grundvand. Det drejer sig om borerne M9 og M10. Disse to borer er kun analyseret i det øvre filter i forbindelse med projektets fase 1 (1993-1995).

M9-1 og M10-1 har gennem monitoringsperioden vist en høj ledningsevne (90-150 mS/m) på trods af, at begge borer ligger opstrøms for de kendte

forureningskilder på kanten af infiltrationsområdet. Det er ikke klart, hvorvidt disse høje koncentrationer af uorganiske ioner skyldes forurening fra gasværket eller andre kilder opstrøms for gasværket.

M9,1 og M10,1 har et moderat indhold af ilt på 3-7 mg/l samt et nitratinhold på 51 – 120 mg/l.

Hverken i M9 eller M10 er der konstateret organiske forureningskomponenter gennem driftsperioden, idet koncentrationerne af BTEX, phenoler mv. typisk ligger under detektionsgrænsen. Dog blev der inden opstart af forsøget i 1993 fundet et toluenindhold på 0,73 µg/l i M10's øvre filter, samt methylphenoler på 0,1 µg/l og phenol på 0,078 µg/l i det nedre filter (15-17 m.u.t.) i M10.

6.3.2 Monitoringsboringer på gasværket

Vandprøver udtaget lige under vandspejlet på gasværket: M4-1, 7-1, 11, 12, 13, 14-1 og 15.

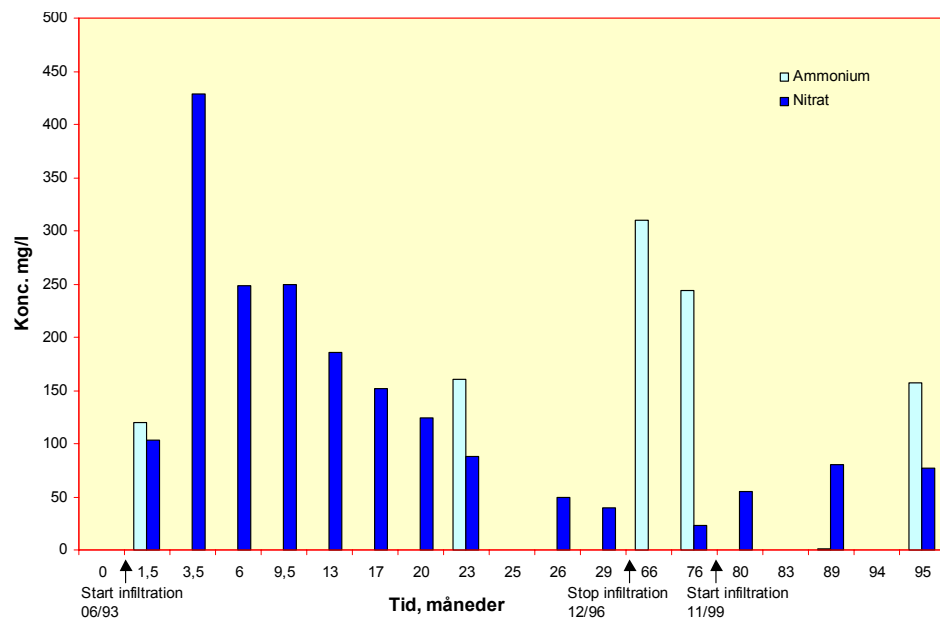
M4-1 har et moderat iltindhold på 1- 4 mg/l. Vandet var nitratfrit de første 6 måneder under infiltrationen i fase 1 og med et begrænset ammoniumindhold på 0,4 mg/l. I løbet af infiltrationsperioden i fase 1, hvor der blev tilsat nitrat til infiltrationsvandet, blev der registreret en stigning i nitratinholdet op til 28 mg/l) /7/.

Ved opstart af infiltrationen i forbindelse med projektets fase 2 blev der mod forventning konstateret nitrat (48 mg/l), natrium (51 mg/l) og klorid (112 mg/l) dvs. væsentligt højere koncentrationer end ved de tidligere målinger i fase 1 (hhv. 28 og 70 mg/l). Cyanidindholdet er lavt mellem 0,03 og 0,11 mg/l.

M4-1 er ikke belastet med organiske forureningskomponenter bortset fra to monitoringsrunder med spor af phenol.

M7-1 er som tidligere nævnt det filter, som er mest påvirket af organiske forureningskomponenter på gasværket. Vandet har et højt indhold af sulfat, dog mindre i fase 2 (300-550 mg/l) end i fase 1 (600-700 mg/l). Vandet er desuden jernholdigt (2 - 11 mg/l). Ved opstart af infiltration i fase 1 var ammoniumindholdet på 120 mg/l men faldt hurtigt til et lavt niveau, mens nitratinholdet steg, jf. figur 6.1.

Ved opstart af fase 2 efter 3 år uden infiltration var ammonium indholdet igen højt på 244 mg/l, men faldt hurtigt til et lavt niveau efter opstart af infiltrationen. Nitratinholdet steg fra 23 til 55 mg/l, jf. figur 6.1. Vandet indeholdt desuden 0,3 til 0,7 mg cyanid /l. Koncentrationen af flere ioner viste ligesom ledningsevnen en klar tendens til først at stige for herefter at falde i forbindelse med opstart af infiltrationen i både fase 1 og 2.



Figur 6.1: Indhold af ammonium og nitrat i grundvand fra monitoringsboring M7-1, filtersat omkring vandspejlet (9-13 m.u.t.)

De dominerende organiske forureningskomponenter i M7-1 er phenoler (phenol, methylphenoler og dimethylphenoler) og benzen samt i mindre grad naphthalen (se bilag A og figur 6.2).

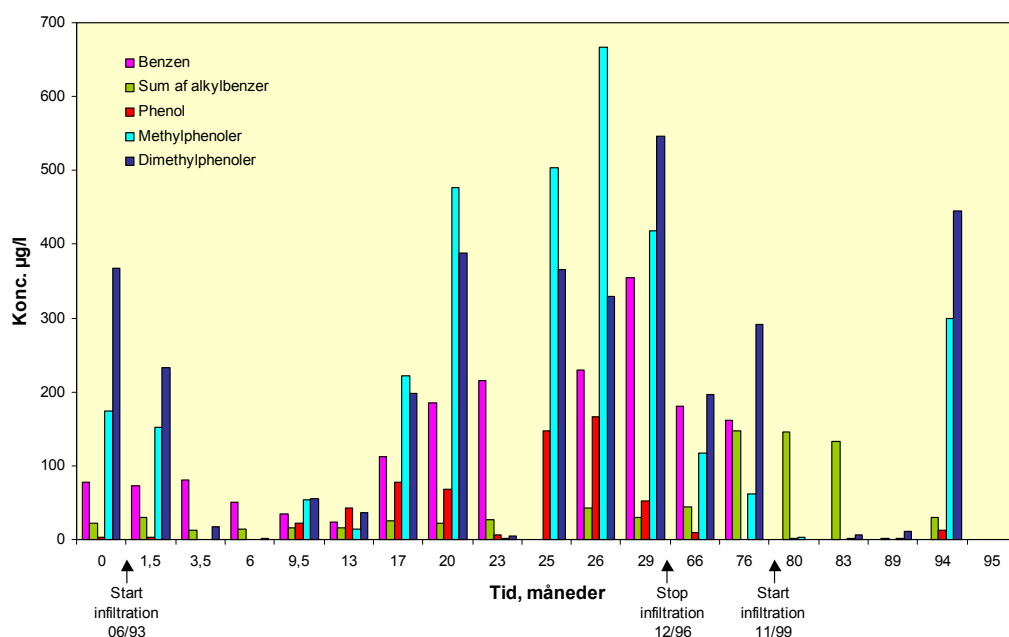
Koncentrationerne faldt efter opstart af infiltrationen, dvs. over de første 6 - 13 måneder. Herefter steg koncentrationerne og toppede efter ca. 26 måneder på et niveau 3 - 4 gange over startkoncentrationerne, dvs. over 300 µg/l benzen og 400 - 500 µg/l methyl- og dimethylphenoler.

Phenol, som er et let nedbrydeligt stof, blev oprindeligt fundet på et lavt niveau, men koncentrationen steg efter opstart til et maksimum efter 26 måneders drift på 167 µg/l.

De mindre nedbrydelige methylphenoler var oprindeligt tilstede i grundvandet med en koncentration på over 100 µg/l. Koncentrationen steg efter 6 måneder til et maksimum efter 26 måneder på 666 µg/l. De mere tungt nedbrydelige dimethylphenoler, som oprindeligt dominerede i forhold til de andre phenoler, viste et stærkt stigende forløb. Efter 29 måneder var det 2-methylphenol (o-cresol) og 3,5-dimethylphenol, der dominerede.

I takt med det stigende indhold af de øvrige organiske parametre blev der konstateret et stigende indhold af PAH'er (methylnaphthalen og fluoren), på 13 µg/l, samt NSO-forbindelser (benzothiophen og carbazol) på 33 µg/l.

Da monitoringen blev genoptaget som led i fase 2 efter en pause i den forcerede infiltration på ca. 3 år, blev der i M7-1 påvist et forureningsbillede stort set sammenligneligt med forureningsbilledet før opstart af infiltrationen i 1993. Det vil sige, at koncentrationer af benzen, methyl- og dimethylphenoler er faldet væsentligt i forhold til målingerne efter 29 måneder.



Figur 6.2: Indhold af benzen, øvrige alkylbenzener og phenoler i grundvand fra monitoringsboring M7-1, filtersat omkring vandspejlet (9-13 m.u.t.). Bemærk, at sum af alkylbenzener er ekskl. benzen.

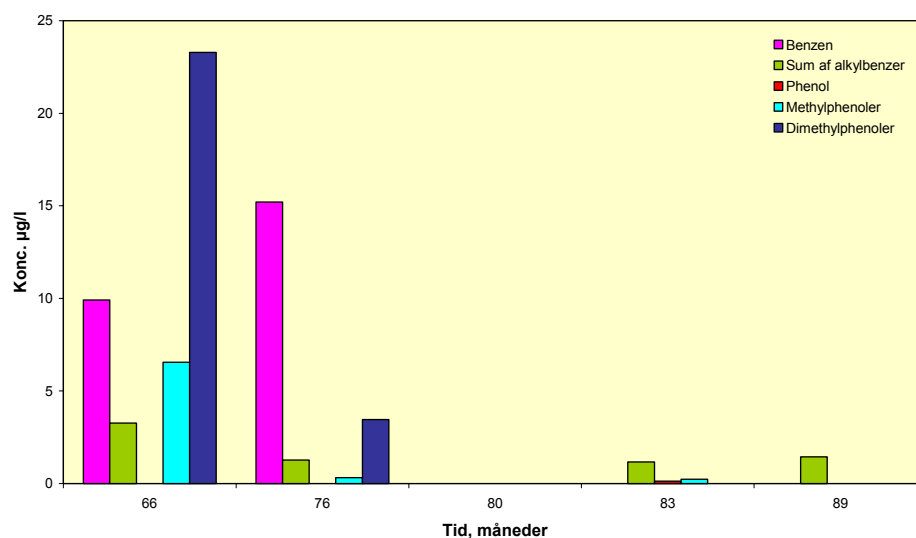
Udviklingen i forureningskoncentrationerne i M7-1, efter at infiltrationen blev genoptaget i november 1999, kan ligeledes sammenlignes med forureningsudviklingen ved opstart af projektet. Koncentrationerne faldt således efter genopstart af infiltrationen, dvs. over de første ca. 12 måneder (66-76 måneder), hvorefter, der ved den sidste monitoringsrunde (94 måneder) er konstateret en væsentlig stigning for samtlige hovedforureningskomponenter (se figur 6.3).

For fase 2 skal det desuden bemærkes, at indholdet af alkylbenzener i M7-1 indledningsvist er højt (primært naphthalen), men falder herefter for igen at stige sidst i perioden.

Boringerne M11 og M12 er etableret i fase 2 og er derfor kun analyseret sidst i monitoringsperioden. M11 og M12 er placeret ca. 2-3 m nedstrøms for M7 (se bilag B) og viser et vandkemisk profil tilsvarende M7-1, blandt andet er sulfat- og kloridindholdene høje på henholdsvis 200-400 mg/l og 120-140 mg/l. Vandet er iltholdigt i M11, men iltfattigt i M12. Desuden indeholder vandprøverne fra M11 og M12 både høje ammonium- og nitratindhold, som indikerer, at vandet er opblandet fra forskellige vandførende lag i grundvandszonen. Cyanidindholdet er omkring 0,2 – 0,35 mg/l.

M11 og M12 ligger blot få meter fra M7, men forureningsniveauet er væsentligt lavere i begge boringer jf. bilag A og figur 6.3.

For alkylbenzenerne er indholdet i M11 45 gange lavere end den højeste koncentration i M7-1. Tilsvarende er koncentrationen i M12 over 200 gange mindre end i M7-1. Samme billede tegner sig for benzen, methylphenoler og dimethylphenoler. I M11 og M12 ses generelt en klar tendens til et fald i koncentrationerne af organiske forureningskomponenter under drift af infiltrationsanlægget i fase 2.



Figur 6.3: Indhold af benzen, øvrige alkylbenzener og phenoler i grundvand fra M11 filtersat omkring vandspejlet (9 - 13 m.u.t). Der er ikke udtaget grundvand til analyse i måned nr. 80. Bemærk, at sum af alkylbenzener er ekskl. benzen.

Fra M13, der er filtersat i toppen af grundvandsmagasinet ca. 1 m vest for M7, er der udtaget grundvandsprøver i november 1999 og marts 2000, men forureningsniveauet er her væsentligt lavere end i M7-1. Ved udtagningen i marts var alle parametre under detektionsgrænsen bortset fra et cyanidindhold på 0,6 mg/l, mens der i november blev fundet methylphenol og dimethylphenol i koncentrationer på henholdsvis 0,17 µg/l og 0,59 µg/l.

Ledningsevnen (59 mS/m) er desuden lav i forhold til M7-1, M11 og M12 (120-310 mS/m), og vandet er ilt- og nitratholdigt.

Cirka 20 meter syd henholdsvis syd-sydøst for ovenstående gruppe af boringer er M15 og M14 etableret i forbindelse med projektets fase 2 med henblik på at dokumentere vandkemi i det vand, som strømmer ud af området nedstrøms for M7 i perioder uden infiltration jf. bilag B.

Der er imidlertid ikke konstateret organiske forureninger i hverken M14 eller M15, selvom de er monitoreret relativt ofte efter, at de er etableret i februar 2000, og begge har filtre fra 9-13 m.u.t. – altså netop den dybde, hvor der opstrøms er konstateret betydelige forurening.

M14-1 og M15 har høj ledningsevne på 150 mS/m samt højt indhold af sulfat (200 mg/l) og klorid (180 mg/l), hvilket indikerer, at vandet er påvirket af gasværksaktiviteterne. Vandet indeholder ikke ammonium og er ilt- og nitratholdigt.

Vandprøver udtaget 3-9 meter under vandspejlet på gasværket; M5-2 og M8-2

M5 ligger ca. 65 m syd for indvindingsboringen men ved opstart af infiltrationen afsænkes vandspejlet så meget, at det kun er lykkedes at få vand fra det øvre filter (M5-1) en enkelt gang i 1994.

Vandet ved M5-2 er sandsynligvis opblandet fra forskellige vandførende lag i grundvandszonen. Vandet var nærmest ilt- og nitratfrit ved opstart af infiltrationen i fase 1. Under fase 1 er sulfat-, klorid- og nitratindeholdet mere end fordoblet i forhold til opstart og viser en stigende forureningspåvirkning.

I forbindelse med opstart af fase 2, dvs. efter 3 år uden infiltration, har vandet mod forventning et endnu højere indhold af nitrat og klorid end i fase 1. Sulfatindeholdet er dog lidt mindre end ved afslutning i fase 1 men stiger igen under fase 2. Cyanidindeholdet stiger til 0,6 mg/l under infiltration i fase 2.

I M5-2 er der målt methylphenolkoncentrationer på 5,51 µg/l og 0,1 µg/l ved prøveudtagning i henholdsvis august 1993 og januar 1999. Endvidere er der ved sidstnævnte prøveudtagning fundet en dimethylphenolkoncentration på 0,2 µg/l. I foråret 2000 og ved udgangen af år 2000 blev der udtaget vandprøver uden, at der blev påvist organiske forureninger i dette filter.

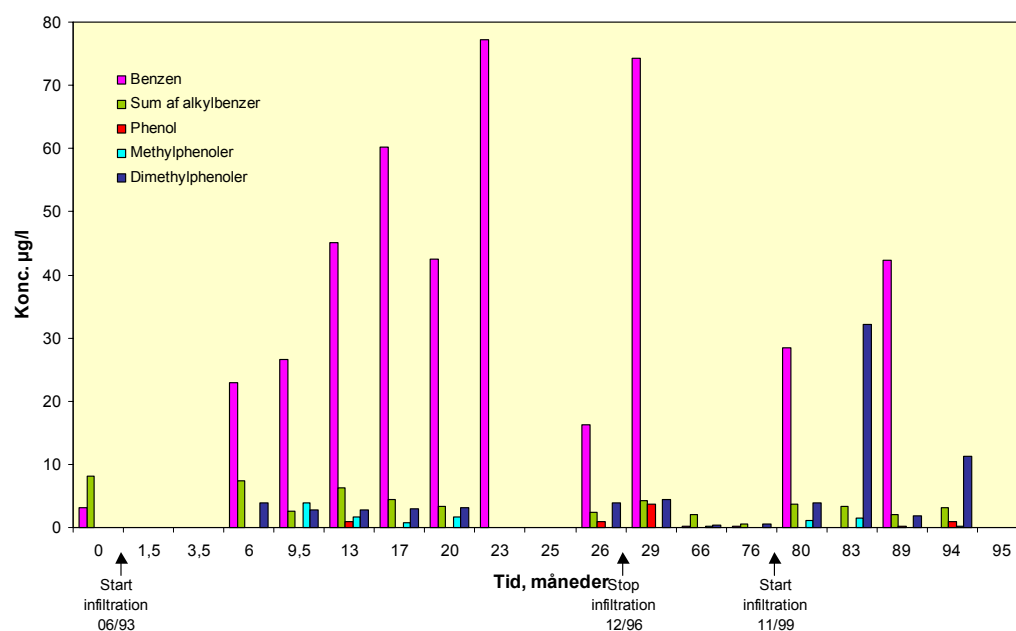
M8 er placeret ca. 6 m fra indvindingsboringen. Der er kun udtaget vandprøver fra M8-1 i forbindelse med opstart af infiltrationsanlægget i fase 1. Herefter er der udtaget vandprøver fra M8-2 på grund af sænkningstragten, som dannes omkring indvindingsboringen. Ved opstart af fase 1 havde vandprøverne fra M8-1 et højt indhold af nitrat (267 mg/l), men koncentrationen var endnu højere i M8-2 (468 mg/l). Under fase 1 er nitratkonzentrationen i M8-2 faldet. Efter 3 år uden infiltrationen er nitratholdet igen højt (120 – 257 mg/l) og viser igen en faldende tendens under infiltrationen i fase 2. Klorid- og sulfatindeholdene er relativt høje i M8-2, hhv. 88-170 og 180-300 mg/l. Vandet har et lavt iltindhold på 1 - 2 mg/l, og er samtidig jernholdigt.

Der er ikke fundet organiske forureningskomponenter i M8-2.

Vandprøver udtaget 12-19 meter under vandspejlet på gasværket; M7-2, M3 og M14-2.

M7-2 er ligesom M7-1 påvirket af organiske forureningskomponenter fra gasværket, dog i mindre grad. Vandet er ilt- og nitratfattigt samt jernholdigt (1-22 mg/l), dvs. reducerende. Under infiltration i fase 1 skete der en stigning i ammoniumindholdet. Ved opstart af fase 2 var vandet stadig ammoniumholdigt, og koncentrationen steg under infiltrationen. Vandet har et højt indhold af sulfat, dog mindre i fase 2 end i fase 1. Ved opstart af fase 2 efter ca. 3 år uden infiltration var sulfatindeholdet faldet i forhold til fase 1 men steg hurtigt under infiltrationen. Cyanidindeholdet er omkring 0,2 mg/l. Bromidindeholdet som typisk er omkring 0,2 - 0,3 mg Br/l i de øvrige boringer steg også til 0,7 mg/l.

Denne stigning kan skyldes det gennemførte transportforsøg med bromid (infiltreret fra M7-1), men der er ikke konstateret signifikante udsving i bromidindeholdet i de øvrige monitoringsboringer i området. Stigningen i bromidindeholdet i M7-2 kan som nævnt i afsnit 5.1.1 indikere, at bromidfanen er ”dykket” markant i magasinet.



Figur 6.4: Indhold af benzen, øvrige alkylbenzener og phenoler i grundvand fra monitoringsboring M7-2, der er det nederste filter 17- 19 m under vandspejlet (23-25 m.u.t). Bemærk ,at sum af alkylbenzener er ekskl. benzen.

Vedr. de organiske forureningskomponenter er det benzen, som dominerer i denne dybde under infiltrationen i fase 1, og koncentrationerne viste en stigende tendens (se figur 6.4). Udviklingen i benzenkoncentrationen i denne dybde indikerer, at forureningen blev flyttet i nedadrettet retning sandsynligvis på grund af den væsentligt forøgede infiltration samt det forhold, at benzen ikke nedbrydes under denitrificerende forhold, jf. afsnit 5.2.4.

Da monitoringen blev genoptaget som led i fase 2 efter en pause i infiltrationen på ca. 3 år blev der ikke fundet benzen af betydning, men allerede efter blot 3 måneders drift blev der igen konstateret et markant gennembrud af specielt benzen.

De øvrige alkylbenzener herunder naphthalen er registreret i væsentligt lavere koncentrationer som varierer gennem driftsperioden i både fase 1 og 2.

M3-1 er placeret ca. 70 m sydvest for M7 og er kun analyseret i fase 1. I fase 1 er der ikke observeret ændringer under infiltrationen, og vandet har en stabil lav ledningsevne på 60 – 80 mS/m.

M14-2 er placeret ca. 25 m syd for M7 og er analyseret 3 gange som led i projektets fase 2.

Vandet i M14-2 viser ligesom M7-2 lavt iltindhold (0,2 – 0,5 mg/l) men er i modsætning til M7-2 nitratholdigt med en stigende tendens (32-72 mg/l) og stort set jernfrit (0,1 – 0,2 mg/l). Ledningsevnen ligger på samme niveau (99-147 mS/m) som M7-2 ved de aktuelle monitoringsrunder.

Der er ikke konstateret benzen, øvrige alkylbenzener og phenoler ved de 3 gennemførte målerunder i M14-2. Tilsvarende er der ikke konstateret NSO

forbindelser i M14-2 den ene gang, der er analyseret for disse stoffer.

6.3.3 Nedstrøms boringer

Boringerne M1 og M2 ligger cirka 60 meter nedstrøms for gasværket og er således de sydligste boringer. Bemærk, at terrænet ved boring M1 og M2 ligger knap 10 meter lavere end de øvre boringer.

Der blev udtaget vandprøver fra M1 nedstrøms gasværket sidste gang i august 1995 og fra M2 i starten af april 2000 – i begge tilfælde uden tegn på organiske forureninger.

Vandprøver udtaget lige under vandspejlet; M1-1 og 2-1.

M1-1 og M2-1, ca. 70-80 m syd for M7 og 55 m syd for infiltrationsanlægget, havde før opstart af infiltration et relativt lavt indhold af ioner (30-80 mS/m). Vandet indeholdt både nitrat (10-50 mg/l) og ilt. Der blev observeret et fald i ledningsevnen, men ingen markante ændringer i grundvandskvaliteten i fase 1.

Efter 3 år uden infiltration er vandkvalitet i M2-1 og M1-1 ændret, idet indholdet af natrium (50-90 mg/l), klorid (40-130 mg/l) og til dels sulfat (40-50 mg/l) er væsentligt højere end i fase 1 (hhv. 11-14, 15-25 og 20-40 mg/l). Cyanidindholdet er lavt 0,003-0,015 mg/l. M1-1 har dog et væsentlig højere nitratinhold (129 mg/l) end M2-1 (< 5 mg/l).

I M-1 og M2-1 er der ikke fundet organiske forureningskomponenter.

Vandprøver udtaget 12 - 19 meter under vandspejlet; M1-2, 1-3, 2-2 og 2-3.

M1-2, M1-3, M2-2 og M2-3 viser et højere ionindhold for alle ioner set i forhold til de øvre filtre. Derimod ses samme tendens som i de øvre filtre, at natrium og klorid indholdet er højere i fase 2 end i fase 1. Dette kan skyldes effekten af nitrattilsætningen i fase 1 og ionbytning undervejs til M1 og M2. M1-2 og M1-3 har et højt indhold af nitrat, men er uden indhold af ammonium og jern. M2-2 og M2-3 er svagt reducerende med væsentlige indhold af jern og ammonium.

I M-1 og M2 er der ikke fundet organiske forureningskomponenter gennem monitoringsperioden.

6.3.4 Før og efter vandbehandlingsanlægget

Indvindingsboringen (filtersat ca. 17 – 23 m.u. vandspejlet) har et relativt højt indhold af uorganiske ioner (120-1950 mS/m), bl.a. er sulfat- og kloridindholdene høje (hhv. 150-200 og 140-150 mg/l). Vandet indeholder ammonium (3-6 mg/l) og jern (1-5 mg/l). Efter behandlingsanlægget, hvor vandet er iltet og filtreret, er der stadig indhold af ammonium, men også nitrat. Vandkvaliteten ligner vandet fra M8-2. Cyanid indholdet ligger i størrelsesorden 0,3 mg/l.

I indvindingsboringen er der ikke fundet organiske forureningskomponenter.

6.4 Sammenfatning, udvikling i grundvandskemi og forureningsforhold

I de 8 år, hvor der er foretaget regelmæssig monitoring af grundvandskemien på og omkring Hjørring Gasværk, er det kun i et begrænset område omkring boring M7 (både i toppen og dybere i magasinet) og de nærliggende boringer M11 og M12, hvor der er konstateret væsentlig forurening med organiske stoffer. I M11 og M12 er indholdet af forurening imidlertid 45-200 gange mindre end i M7-1.

De øvrige monitoringsboringer på gasværksgrunden viser generelt ingen belastning med organiske forureningskomponenter fra gasværket.

Boringerne M7-1, M11 og M12 viser samme tendens under infiltration i fase 2 som M7-1 under infiltration i fase 1. Altså indledningsvist faldende koncentrationer over de første 6 måneder for derefter at stige til maksimumværdier. Herefter falder koncentrationerne af phenol, benzen og alkylbenzener, mens methylphenoler og dimethylphenoler fortsat viser en stigende tendens.

I den 3-årige periode uden infiltration mellem fase 1 og fase 2 faldt koncentrationer af alle stoffer væsentligt bortset fra indholdet af naphthalen, der indgår i summen af alkylbenzener.

Dybere i grundvandsmagasinet ved M7-2 er der under infiltrationen i både fase 1 og 2 hovedsageligt fundet benzen, og koncentrationerne viser en stigende tendens (se figur 6.4). Udviklingen i forureningskoncentrationen i denne dybde indikerer, at forureningen er flyttet i nedadrettet retning sandsynligvis på grund af den væsentligt forøgede infiltration samt det forhold, at benzen ikke nedbrydes under denitrificerende forhold, jf. afsnit 5.2.4.

Gennem monitoringsperioden blev der imidlertid ikke konstateret gennembrud af forureningskomponenter i den øvre del af magasinet i de nedstrøms monitoringsboringer, som er placeret hhv. umiddelbart uden for og ca. 50 m nedstrøms for infiltrationsområdet.

Tilsvarende er der ikke konstateret gennembrud af forureningskomponenter dybere i magasinet i den ene nedstrøms boring, som er filtersat i denne dybde.

I flere af de nedstrøms boringer (i forhold til M7) er der dog konstateret ændringer i grundvandskemien (uorganiske forureningskomponenter), som indikerer en forureningspåvirkning fra gasværksdriften blandt andet ved højere indhold af sulfat, klorid, nitrat og ammonium.

6.5 Tolkning, grundvandsmonitoring

6.5.1 Redoxforhold og nedbrydning

De fleste organiske forureningskomponenter nedbrydes hurtigst under aerobe forhold, altså med O_2 som elektronacceptor. Energigrigivelsen ved forskellige redoxprocesser og nedbrydningspotentialer over for mange aerobt nedbrydelige organiske forbindelser aftager i følgende rækkefølge: Aerob respiration > nitratreduktion > mangan(IV)reduktion > jern(FeIII)reduktion > sulfatreduktion > methandannelse, fermentation.

I det følgende beskrives kort, hvordan de undersøgte stoffer nedbrydes i forskellige redoxmiljøer, og i hvilket omfang stofferne forventes at kunne transporteres i grundvandsmiljøet.

Phenol nedbrydes i samtlige redoxmiljøer, dog er der undersøgelser, der indikerer at stoffet ikke nedbrydes under methanogene forhold. Nedbrydningen forventes at være størst under aerobe forhold. I afsnit 4.3.1 bemærkes, at 2-methylphenol (o-cresol) er mindre nedbrydeligt end 3-/4-phenol (meta/paracresol). O-cresol er fundet i høje koncentrationer i grundvandsprøver på Hjørring Gasværk, men m- og p-methylphenoler er også til stede.

Dimethylphenolerne nedbrydes generelt kun aerobt, men 2,4 og 3,4-dimethylphenol nedbrydes også under nitratreducerende forhold.

Phenolerne er generelt meget vandopløselige, og for de ikke chlorerede phenoler er sorptionen begrænset. De undersøgte phenoler transporteres derfor relativt let.

BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylene) nedbrydes hurtigt under aerobe forhold. Under anaerobe forhold er der imidlertid variationer inden for gruppen fra benzen, der kun er fundet nedbrydeligt under aerobe forhold til toluen, der er fundet nedbrydeligt under alle redoxforhold. BTEX er generelt også meget vandopløselige (1800 -200 mg/l), dog mindre end phenoler. BTEX'erne er apolære og bindes ved hydrofob sorption. BTEX'erne har relativt lave log K_{ow} -værdier og er dermed relativt mobile.

Naphthalen har en opløselighed på 31 mg/l. På grundlag af naphthalens sorptionsegenskaber klassificeres stoffet som moderat mobilt. Naphthalen er det af de analyserede stoffer, der har den laveste opløselighed.

Grundvandets geokemiske sammensætning har som følge af de enkelte stoffers redoxsensitive nedbrydning stor betydning for nedbrydningspotentialiet i den mættede zone. Der sker tilførsel af ilt fra atmosfæren til den mættede zone. Ligeledes var det i forbindelse med den oprindelige planlægning af projektet forventet, at tilsætning af ilt og nitrat til infiltrationsvandet ville ændre redokspotentialiet mod mere aerobe forhold i den mættede zone.

I afsnit 5.2.5 er nedbrydningspotentialiet for de undersøgte organiske forureningskomponenter i grundvandsmagasinet ved Hjørring Gasværk sammenfattet.

Da de fleste filtre viser aerobe eller nitratreducerende forhold vurderes det, at nedbrydningspotentialiet i den øvre del af grundvandsmagasinet på Hjørring Gasværk er højt, og dette er bekræftet ved, at de organiske forureningsparametre ikke kan spores mere end få meter fra boring M7.

I det forurenede område tæt ved kilden (som antages at være tæt på M7) er der denitrificerende forhold. Ligeledes er det vurderet i afsnit 4.3.2, at infiltrationen sandsynligvis medfører denitrificerende forhold i den umættede zone.

Nedbrydningen i de stærkest forurenede zoner må således forventes at gå langsomt i forhold til de mindre forurenede områder, og benzen vil

sandsynligvis ikke blive omsat. Dette forklarer de stigende koncentrationer af benzen i M7-2 under infiltration. Det øvre grundvand geniltes, inden det når ud til borerne i randzonen (M4, M5, M8, M14, M15), og under aerobe forhold vil den organiske forurening blive nedbrudt inden for få meter i grundvandszonen.

I afsnit 5.1 er det vurderet, at infiltrationsanlægget ændrer grundvandets strømningsretning i området omkring M7 mod indvindingsboringen, der benyttes til forsyning af infiltrationsanlægget, og at vandets transporthastighed øges fra ca. 4 m/år til 15 m/ år.

Da vandet i M8-2 tæt på indvindingsboringen er iltholdig og uden indhold af organiske forureningsparametre, må det antages, at nedbrydning sker før grundvandet når hertil.

De relativt høje aerobe nedbrydningspotentialer på Hjørring Gasværksgrund kombineret med en overvejende aerob grundvandsaquifer kan derfor forventes at give gode betingelser for in-situ nedbrydning af restforureningen i den mættede zone.

Dokumentationsgrundlaget for benzenforureningen i den dybere anaerobe del af magasinet er dog ikke tilstrækkelig til en endelig konklusion vedr. transport og nedbrydning af dette stof i større dybde.

6.6 Sammenfatning, grundvandsmonitoring

Da monitoringen blev genoptaget som led i teknologiudviklingsprojektet efter en pause i den forcerede infiltration på ca. 3 år, blev der i toppen og dybere i magasinet omkring M7 påvist et forureningsbillede stort set sammenligneligt med forureningsbilledet før opstart af infiltrationen i 1993.

Udviklingen i forureningskoncentrationerne i M7 efter, at infiltrationen blev genoptaget i november 1999, kan ligeledes sammenlignes med forureningsudviklingen ved opstart af projektet. Koncentrationerne faldt således efter genopstart af infiltrationen, dvs. over de første ca. 12 måneder, hvorefter der ved den sidste monitoringsrunde er konstateret en væsentlig stigning for samtlige hovedforureningskomponenter i toppen af magasinet (se figur 6.2).

Dybere i magasinet er der konstateret et markant gennembrud af specielt benzen efter blot 3 måneders drift centralt på gasværksområdet.

I de nedstrøms borer er der imidlertid ikke konstateret organisk forurening med de nævnte hovedforureningskomponenter.

De konstaterede forureningsforhold i området ved boring M7 indikerer således, at der ikke blev opnået et stabilt forhold mellem den øgede udvaskning af tjærekomponenter og nedbrydningen i den umættede zone i dette område gennem driftsperioden for den forcerede udvaskning.

Tilsvarende indikerer resultaterne fra fase 2, at der stadig er et væsentligt potentiale for udvaskning af forureningskomponenter fra et hot-spot i området omkring M7, og at den første driftsperiode på ca. 3,5 år ikke har været tilstrækkelig til at mobilisere/fjerne denne forurening.

Der er imidlertid som nævnt ikke konstateret organisk forurening i monitoringsboringerne nedstrøms for den forurenede zone. At de nedstrøms boringer faktisk er påvirket af vand fra gasværket underbygges af, at der er konstateret stigninger i de uorganiske forureningsparametre, bl.a. sulfat som er en typisk indikatorparameter for gasværksforurening.

Resultaterne indikerer således, at infiltrationen af grundvand medfører en væsentligt forøget udvaskning af forurening fra den umættede zone af både tjærekomponenter og uorganiske komponenter såsom sulfat, men at tjæreforureningen i grundvandet sandsynligvis begrænses til en zone omkring den mest forurenede boring

At den organiske forurening ikke er konstateret i de nedstrøms monitoringsboringer indikerer, at BTEX og phenol forureningen nedbrydes i den umættede zone inden grundvandsspejlet, eller i toppen af den mættede zone inden for en relativ kort afstand fra kilden. Dokumentationsgrundlaget for benzenforureningen i den dybere anaerobe del af magasinet er dog ikke tilstrækkelig til en endelig konklusion vedr. transport og nedbrydning af dette stof i større dybde.

Det kan imidlertid ikke endeligt afvises, at der kan forekomme en smal forureningsfane fra forureningen ved M7, som kan passere mellem de nedstrøms monitoringsboringer. Sandsynligheden er imidlertid begrænset, for at dette faktisk er tilfældet på grund af de store variationer i strømningsforholdene, som forekommer under drift af den forcerede udvaskning.

Bedømt ud fra monitoringsprogrammet fra bl.a. boring M7-1 og M7-2 er det ikke med den forcerede udvaskning og den anvendte driftsstrategi lykkedes at ændre væsentligt på redoxforholdene og dermed nedbrydningsbetingelserne i den mættede zone. Samtidig indikerer laboratorieforsøgene, at infiltrationen sandsynligvis heller ikke har ændret redoxforholdene og dermed nedbrydningsbetingelserne dybt i den umættede zone

7 Forceret udvaskning som oprensningsteknologi

7.1 Teknologivurdering

Oprensningsprojektet på Hjørring Gasværk har vist, at traditionel afgravning af gasværksrelaterede terrænnære hot spots kombineret med forceret udvaskning af den vandopløselige og nedbrydelige del af restforureningen kan være en anvendelig teknologi til at reducere grundvandsforureningen fra nedlagte gasværker.

Idet infiltrationsvandet introduceres ad de samme transportveje, som forureningen oprindeligt er spredt (fra terræn og nedefter), giver teknologien mulighed for en væsentlig mobilisering/udvaskning af den vandopløselige del af restforureningen i den umættede zone i forhold til en situation med naturlig infiltration.

Metodens svaghed er imidlertid, at vands naturlige evne som transportmedie for ilt er meget begrænset set i forhold til iltforbruget ved nedbrydning af den forurening, der mobiliseres under drift af den forcerede udvaskning. Teknologien er derfor som udgangspunkt afhængig af en effektiv naturlig geniltning/iltdiffusion ned i jordprofilen efter hver infiltrationsperiode for at bevare eller genoprette aerobe forhold i den umættede zone.

På lokaliteter med en stor umættet zone og relativ lavpermeabel geologi viser forsøget på Hjørring Gasværk, at det ikke er muligt at fastholde aerobe forhold i hele den umættede zone under forceret udvaskning. Dette hæmmer den naturlige nedbrydning af de udvaskede stoffer, og der forekommer uønskede gennembrud af stofferne til den mættede zone.

På den aktuelle lokalitet indikerer resultaterne således, at perioden mellem infiltrationerne skal være urealistisk lange, hvis den naturlige iltdiffusion ned i de forurenede jordlag skal optimeres. Fuld geniltning af et jordprofil på 10 m med vekslende lavpermeable lag vil dog i praksis kræve urealistisk lange pauser i infiltrationen (9-12 måneder).

For at opnå et rimeligt forhold mellem udvaskning og geniltning efter infiltration vurderes forceret udvaskning således primært egnet på sandjordslokaliteter med en relativ homogen geologi, dvs. uden indslag af lavpermeable zoner i den umættede zone. Laboratorieforsøgene viser, at porehulrummet typisk skal være > 20 vol.% ved markkapacitet svarende til jordtyper med et betydeligt indhold af grovsand og et indhold af ler+silt under 10%.

Teknologien er således ikke egnet på lokaliteter med overvejende lavpermeabel geologi.

På gasværker er forceret udvaskning primært rettet mod de stofgrupper, som typisk giver anledning til grundvandsforurening, dvs. stoffer med en relativ høj vandopløselighed som BTEX'er, phenoler mv.

Forceret udvaskning er således ikke egnet, hvis total oprensning er målsætningen, idet en typisk tjæreforurening bl.a. indeholder væsentlige mængder svært nedbrydelige stoffer. En gasværksgrund vil således typisk stadig være forurenet med bl.a. PAH forbindelser efter forceret udvaskning.

Med metodens geologiske og oprensningsmæssige begrænsninger vurderes det sammenfattende, at forceret udvaskning kombineret med naturlig geniltning som oprensningsteknologi kun har begrænsede anvendelsesmuligheder på danske gasværker og lignende tjæreforurenede lokaliteter.

7.2 Fordele ved teknikken

Forceret udvaskning har følgende fordele:

- Enkelt og lavteknologisk oprensningskoncept.
- Infiltrationsvandet introduceres på samme måde og sandsynligvis ad samme transportveje, som forureningen i sin tid er spredt i jordmatricen. Infiltrationsvandet og de stoffer som vandet danner bæremedie for har således gode muligheder for at nå de aktuelt forurenede partier i den umættede zone.
- Kan også anvendes på områder med stor umættet zone afhængig af de geologiske betingelser.
- Kan drives parallelt med anden aktivitet på området, idet eneste synlige tegn er en mindre behandlingsbygning/container samt en række dæksler mv. Kan med fordel etableres i kombination med afdækningsløsninger som en del af de rene materialer, som indbygges inden for anvendelsesdybden.
- Lavt tilsynsbehov og mulighed for fuldautomatisk drift.

7.3 Ulemper ved teknikken

Forceret udvaskning har følgende ulemper:

- Teknologien er ligesom en række andre oprensningsteknologier ikke egnet over for massivt tjæreforurenet jord på grund af tjærens indkapslende virkning og er i øvrigt kun egnet over for rimeligt vandopløselige- og aerobt nedbrydelige stoffer.
- Forceret udvaskning af gasværks forurening giver ikke mulighed for fuldstændig oprensning af de behandlede arealer. Idet en typisk tjæreforurening bl.a. indeholder væsentlige mængder svært nedbrydelige stoffer med lav vandopløselighed, må det forventes, at der efter forceret udvaskning efterlades restforurening med bl.a. PAH forbindelser på de behandlede områder.
- Idet udvaskningen af forureningskomponenter fra tjæreforureninger typisk er diffusionsstyret, må der afhængig af de aktuelle forureningskomponenter og forureningssammensætningen forventes relativt lange behandlingstider i forhold til mere radikale oprensningsteknologier.

- Forceret udvaskning giver som udgangspunkt kun mulighed for begrænset ilttilførsel til jorden med det infiltrerede vand og via naturlig geniltning. Sidstnævnte afhænger dog meget af de lokale geologiske og hydrogeologiske forhold.
- Ud fra et kriterium om en rimelig hurtig geniltning efter infiltration, vil forceret udvaskning primært være egnet på sandjordslokaliteter med et betydeligt indhold af grovsand og et lavt indhold af ler+silt. Teknologien vurderes ikke egnet på lokaliteter med overvejende lavpermeabel geologi.
- Hvis metoden anvendes i sårbare indvindingsoplande, er det vigtigt at der etableres et lukket hydraulisk kredsløb med henblik på at undgå utilsigtet forureningsspredning. Det er således væsentligt at opnå hydraulisk kontrol i oprensningsområdet ved etablering af en passende sænkningstragt. Dette er imidlertid ikke afprøvet i forbindelse med projektet på Hjørring Gasværk.
- Arealanvendelsen påvirkes væsentligt i anlægsfasen på grund af omfattende jordarbejde.

7.4 Generelle anbefalinger

På grundlag af erfaringerne med forceret udvaskning og naturlig geniltning på Hjørring Gasværk kan der opstilles følgende generelle anbefalinger til lignende oprensningsprojekter:

- Før det vurderes, om en gasværksgrund er egnet til forceret udvaskning kombineret med naturlig geniltning, bør det luftfyldte porehulrum ved markkapacitet måles på samtlige jordtyper/jordlag. Ud fra et kriterium om en rimelig hurtig geniltning efter infiltration, kan forceret udvaskning kun anbefales på jordtyper med et luftfyldt porehulrum > 20 vol.% ved markkapacitet (typisk svarende til jorde med et betydeligt indhold af grovsand og et indhold af ler+silt under 10%).
- Før opstart af forceret udvaskning kan det anbefales at undersøge den aktuelle jord og grundvands naturlige evne til at nedbryde forureningskomponenter ved f.eks. in-situ respirationstests, ex-situ undersøgelser af jord og grundvand samt mikrobiologiske undersøgelser af bakterieantal og -art.
- Med henblik på at forbedre mulighederne for vurdering af nedbrydningsforholdene i den umættede zone anbefales det at etablere et antal tensiometre i den umættede zone med det formål at registrere poretryk og udtage poreluft- og porevandsprøver under oprensningsforløbet.
- Med henblik på at forbedre tolkningsmulighederne kan det anbefales, at der etableres et bredt dokumentationsgrundlag for forureningsniveau og spredning af analyseresultater ved gennemførelse af flere monitoringsrunder inden opstart af forceret udvaskning.
- Monitoringsprogrammet kan med fordel sammensættes som en blanding af feltmålinger, samleparametre f.eks. NVOC/VOC, specifikke organiske parametre og uorganiske parametre. Det er bedst at analysere for flere parametre samtidig, f.eks. de specifikke organiske parametre sammen med de uorganiske parametre.

- Med henblik på at forbedre mulighederne for tolkning af mikrobiologiske parametre anbefales det at montere en permanent pumpeinstallation i hver monitoringsboring/filter samt foretage længerevarende monitoreret forpumpning (stabile værdier for ilt, redox, ledningsevne, pH) inden prøveudtagning.
- Med henblik på at identificere nedbrydningszoner i den mættede zone anbefales det at etablere monitoringsboringer i flere faser således, at de sidste boringer kan placeres optimalt i forhold til en evt. forureningsfane jf. /8/.
- Med henblik på at vurdere transporttider for infiltrationsvand og forureningskomponenter anbefales det i en periode at tilsætte infiltrationsvandet en egnet tracer og monitere transporten.
- Inden etablering af et infiltrationsanlæg på en gasværksgrund anbefales det at lokalisere og afbryde alle ledningstraceer, som leder væk fra området for således at reducere uhensigtsmæssig transport af infiltrationsvand.
- Geotekstiler der anvendes i forbindelse med oprensningsprojekter baseret helt eller delvist på naturlig nedbrydning, bør testes for vandretention (afdræning) og ilt diffusionsegenskaber med henblik på at undgå, at geotekstilen reducerer den naturlige geniltning og dermed forringer nedbrydningsbetingelserne i jordprofilet.

8 Litteraturliste

- /1/ Hjørring Kommune. 1990. Hjørring Gasværksgrund. Kemikaliedepot 821-26. Kortlægning af jord og grundvandsforurening samt forslag til afværgeforanstaltning, april 1990. Tekst- og bilagsbind. N&R Consult A/S.
- /2/ Hjørring Kommune. 1988. Statusnotat over grundvandsforurening ved og under Hjørring Gasværksgrund, august 1988. N&R Consult A/S.
- /3/ Nordjyllands Amt. 1995. Kvalitetsplan for vandløb og søer, juli 1995.
- /4/ Hjørring Kommune. 1993. Oprensning af Hjørring Gasværksgrund. Hot spot afgravning. Dokumentationsrapport, marts 1993. N&R Consult A/S.
- /5/ Hjørring Kommune. 1993. Hjørring Gasværksgrund. Vurdering af indeklima i det tidligere apparat- og kølehus, juni 1993. N&R Consult A/S.
- /6/ Miljøstyrelsen. 1996. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 20. ISBN 87-7810-521-8.
- /7/ Hjørring Kommune/Miljøstyrelsen. 1996. Hjørring Gasværk In-situ oprensning Afslutningsrapport, oktober 1996.. Nellesmann, Nielsen & Rauschenberger A/S.
- /8/ Miljøstyrelsen. 1998. Oprydning på forurenede lokaliteter. Vejledning nr. 7.
- /9/ Campbell, G.S. 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. Soil Science 117:311-314.
- /10/ Gamst, J.; Olesen, T.; de Jonge, H.; Moldrup, P. & Rolston, D.E. 2001. Non-singularity of naphthalene sorption in soils: Observations and the two-compartment model. Soil Science Society of America Journal 65(6):1622-1633.
- /11/ Hansen, T.L. & Nielsen, T.H. 1998. Luft-, vand-, og stoftransport-parametre på Hjørring Gasværksgrund. M.Sc. thesis, Aalborg Universitet, Civilingeniøruddannelsen i Miljøteknik, 132 pp.
- /12/ Klute, A. 1986. Water retention: Laboratory methods. p. 635-662. In: A. Klute (ed.) Methods of soil analysis: Part I. Physical and mineralogical methods. ASA Monograph, ASA, Madison, WI.
- /13/ Marshall, T.J. 1959. The diffusion of gases through porous media. Journal of Soil Science 10:79-82.

- /14/ Millington, R.J. & Quirk, J.M. 1961. Permeability of porous solids. Transactions of the Faraday Society 57:1200-1207.
- /15/ Moldrup, P.; Olesen, T.; Yamaguchi, T.; Schjønning, P. & Rolston, D.E. 1999. Modeling diffusion and reaction in soils: IX. The Buckingham-Burdine-Campbell equation for gas diffusivity in undisturbed soil. Soil Science 164(8):542-551.
- /16/ Moldrup, P.; Olesen, T.; Gamst, J.; Schjønning, P.; Yamaguchi, T. & Rolston, D.E. 2000. Predicting the gas diffusion coefficient in repacked soil: Water-induced linear reduction model. Soil Science Society of America Journal 64(5):1588-1594.
- /17/ Moldrup, P.; Olesen, T.; Gamst, J.; Schjønning, P.; Yamaguchi, T. & Rolston, D.E. 2000. Predicting the gas diffusion coefficient in undisturbed soil from soil water characteristics. Soil Science Society of America Journal 64(1):94-100.
- /18/ Moldrup, P., Olesen, T.; Komatsu, T.; Schjønning, P. & Rolston, D.E. 2001. Tortuosity, diffusivity and permeability in the soil liquid and gaseous phases. Soil Science Society of America Journal 65 (3):613-623.
- /19/ Nissen, H.H. 1997. (minor updating 2000) Development and new applications of High Resolution Time Domain Reflectometry within soil science. Dept. of Environmental Engineering Ph.D. dissertation series No. 32, Aalborg University, 83 pp. plus appendices.
- /20/ Nissen, H.H. & Møldrup, P. 1995. Theoretical background for the TDR methodology. In: L.W. Petersen and O.H. Jacobsen (eds.): Proceedings of the Symposium: Time-Domain Reflectometry - Applications in Soil Science. Research Centre Foulum Sept. 16, 1994. Danish Institute of Plant and Soil Science, Report No. 11, 160 pp.
- /21/ Nissen, H.H.; Moldrup, P. & Henriksen, K. 1998. High-resolution Time Domain Reflectometry coil probe for measuring soil water content. Soil Science Society of America Journal 62(5):1203-1211.
- /22/ Nissen, H.H.; Moldrup, P.; Olesen, T. & Raskmark, P. 1999. Printet circuit board Time Domain Reflectometry probe: Measurements of soil water content. Soil Science 164(7):454-466.
- /23/ Nissen, H.H.; Moldrup, P.; Olesen, T. & Jensen, O.K. 2001. Time Domain Reflectometry sensitivity to lateral variations in bulk soil electrical conductivity. Soil Science Society of America Journal 65(5):1351-1360.
- /24/ Penman, H.L. 1940. Gas and vapor movements in soil: The diffusion of vapors through porous solids. Journal of Agricultural Science (Cambridge) 30:437-462.
- /25/ Schjønning, P. 1985. En laboratoriemetode til måling af luftdiffusion i jord. Tidsskrift for Planteavl 89, 132. Beretning nr. S 1773, 19 pp.
- /26/ Andersen, R.G. & Christensen J.P. 1998. Intrinsic bioremediation of Hjørring gas plant site Afgangssrapport, AAU, Feb.1998.

- /27/ Blicher, B. & Gerlif, A. 1999. Hjørring Gasværksgrund – anoxisk nedbrydning af Phenoler i den umættede zone. 9 sem. rapport, AAU.
- /28/ Bonderup, L.T. & Olesen, T. 1993: Mikrobiel nedbrydning af BTX-komponenter i grundvands sediment fra Hjørring Gasværksgrund. Afgangsrapport, AAU juni 1993.
- /29/ Christensen, D.; Drustrup, T.; Nielsen, P. & Pedersen J.S., 1998. Vand- og stoftransport på Hjørring Gasværksgrund. 7.sem. rapport, AAU.
- /30/ Christensen, C.L.; Johansen, R.; Kristjansdottir, S.G.; Milwertz, L.; Petersen L.K. & Thomsen M.H. 1999. Jordforurening på Hjørring Gasværksgrund. 7 sem. Rapport, AAU.
- /31/ Corseuil, H.X. & Weber, W.J. Jr. 1994. Potential biomass limitations on rates of degradation of monoaromatic hydrocarbons by indigenous microbes in subsurface soils. Water Research, Vol. 28, no 6, 1415-1423.
- /32/ Flyvbjerg, J. 1992. Anaerobic degradation of creosote-related aromatic compounds under nitrate reducing conditions. Ph. D. Afhandling, Danmarks tekniske Universitet.
- /33/ Hansen T.L. & Nielsen T.H. 1998. Luft, Vand og Stoftransport på Hjørring Gasværksgrund Afgangsrapport, AAU.
- /34/ Jensen, M-B. & Poulsen, M.E. 1998. Phenolers omsætning under transport samt luftpermeabilitet. Afgangsrapport, AAU.
- /35/ Kazumi, J.; Caldwell, M.E.; Suflita, J.M.; Loveley, D.R. & Young, L.Y. 1997. Anaerobic degradation of benzene in diverse anaerobic environments. Environmental Science and Technology, 31, 813-818.
- /36/ Nielsen P.H.; Bjerg, P.L.; Smith, P. & Christensen, T.H. 1996. In-situ and Laboratory determined first-order degradation rate constants of specific organic compounds in an aerobic aquifer. Environmental Science and Technology, vol 30, 31-37.
- /37/ Thomsen L. 1999. Anoxisk nedbrydning af phenoler i den mættede zone på Hjørring Gasværksgrund. 9 sem. rapport, AAU.
- /38/ Kunnerup, T.; Hareskov Larsen, M.; Laursen, J.; Barbré Petersen, S. & Sander Poulsen, T. 2000. Hjørring Gasværksgrund – Transport og omsætning af tjærestoffer i jord og grundvand. Studenter rapport, 7.semester, Civilingeniøruddannelsen i Miljøteknik, Aalborg Universitet.
- /39/ Loll, P. & Moldrup, P. 2000. Soil Characterization and Polluted Soil Assessment. Lærebogsmateriale, Civilingeniøruddannelsen i Miljøteknik, Aalborg Universitet.
- /40/ Schaarup-Jensen, K. 1993. Grundvandsstrømninger, Laboratoriet for Hydraulik og Havnebygning Instituttet for Vand, Jord og Miljøteknik Aalborg Universitet.

- /41/ Dyreborg, S.; Broholm, K.; Johansen, S.S.; Arvin, E. & Licht, D. 1999. Bionedbrydning af tjærestoffer i jord og grundvand. Vand & Jord, nr.3, s. 84-91.
- /42/ N & R Consult, 1993. Boreprofiler fra Hjørring Gasværksgrund, N & R Consult.
- /43/ Rügge, K.; Bjerg, P.L.; Pedersen, J.K.; Mosbæk, H. & Christensen, T.H. 1995. An anaerobic field injection experiment in a landfill leachate plume (Grindsted, Denmark), 1. Site description, experimental set-up and tracer movement. Forskningsprojekter vedr. Grundvandsforurening, ATV møde, Danmarks Tekniske Universitet, 26. oktober, pp. 39-46. Akademiet for de Tekniske Videnskaber, Lyngby.
- /44/ Jensen, M.K. & Poulsen, T. S. 2002. Identifikationsmodel og statistisk analyse af forureningssituationen på Hjørring gl. gasværksgrund. Afgangsprøje, Civilingeniørkursen i Miljøteknik, Aalborg Universitet.
- /45/ Erickson, A.E. 1982. Tillage effects on soil aeration, pp91-104 in: Unger, P.W. and D.M. Van Doren (ed.) Predicting tillage effects on soil physical properties and processes, ASA Special Publication No. 44: ASA and SSSA, Madison, WI, USA.

9 Bilag

Bilag A: Analyseresultater, grundvandsmonitoring M1-M15

Bilag B: Oversigtsplan over Hjørring Gasværk med boringsplaceringer

Bilag C: Geologisk model, Hjørring Gasværk 1993.

Bilag D: Oversigt over hot-spotafgravning, Hjørring Gasværk

Bilag E: Driftsforhold, forceret udvaskning fase 1 og 2.

Analyseresultater M1-M15

Indvindingsboring : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 6,2 - -2,8 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C			10,1															
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l		11,1		10,9				10,8	18,5		8,21	9,85						
Natrium	mg/l		71		72				97,1	92		84,5	85			155		99,3	
Magnesium	mg/l		23		26,1				26,9	24,3		23,5	24,1						
Calcium	mg/l		155		176				180	166		187	163						
Ammonium	mg/l		4,1		6,4		4,6	4,2	4,1	3,4		2,8	<0,01			1		1,1	
Jern før filter	mg/l		5,5	4,78	2,24	2,35	2,18	2,04	1,52	2,2		1,72	0,29			3	0,9	0,39	
Jern efter filter	mg/l		0,06	0,47	0,22	0,09	2,73	0,13	0,07	0,22		0,87	0,2			1,4	0,13	0,1	
Mangan før filter	mg/l			2,22	1,62	1,68	1,76	1,6	1,76	1,6		1,88	1,66			-	1,64	1,45	
Mangan efter filter	mg/l			2,05	1,63	1,7	1,8	1,56	1,47	1,77		1,67	0,08			1,55	1,38	1,43	
Nitrat	mg/l	2	18		32	4	19	87	94	94		83	78			27		18	
Sulfat	mg/l		145		171				192	197		204	180			166		152	
Klorid	mg/l		140		138		149	142	147	149		152	150			286		166	
Bromid	mg/l															0,279		0,263	
Bicarbonat	mg/l		361		390				390	394		433	340						
Phosphor	mg/l		<0,01		<0,01				<0,01	0,02		0,01	0,02						
Ilt	mg/l	0,57	3	3,84	2,4	1,3	1,7	3,2	2,42	2,46		2,02	8,2					0,48	
Cyanid	mg/l		0,13		0,08				0,19	0,25		0,16	0,45			0,37		0,25	
Ledningsevne	mS/m	118	120	151	127	130	143	150	151	144		148	136			192		133	
pH			7,25	6,9	6,95	7,25	7,05	7	7,1	7,1		7	7,3			6,95		7,05	
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1			<0,1		<0,1	
Toluen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1			<0,1		<0,1	
Ethylbenzen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1			<0,1		<0,1	
m/p-xylen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	0,58	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1			<0,1		<0,1	
o-xylen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	0,33	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1			<0,1		<0,1	
Naphthalen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1			<0,1		<0,1	
Sum af alkylbenzer	µg/l				0,91														
Phenol	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05			<0,05		<0,05	
Methylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,23	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05			<0,05		<0,05	
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05			<0,05		<0,05	
PAH'er	µg/l		<1		<1				7,2	<1		<1							
NSO	µg/l				<1				<1	<1		<1						<1	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)																			
DEFTmålinger																			

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 1-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 23 - 20 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	6,9			9,1		11,6	9,3	8,2	8		10,6	10,9						
Redoks	mV	155			142		100		43	239		-	95						
Ilt	mg/l	6-8			4,5		1	1	2,6	3,5		3	3	0,74					
Ledningsevne	mS/m						72	78	68	62		32	42						
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l												2,24						
Natrium	mg/l									19,8		11,2	11,6	90,6				33,3	
Magnesium	mg/l												5,37						
Calcium	mg/l												55,4						
Ammonium	mg/l						<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01				<0,01	
Jern	mg/l												0,13	0,04				0,1	
Nitrat	mg/l	10			50		52	62	76	58		38	37	129				53	
Sulfat	mg/l									40		18	18	50				25	
Klorid	mg/l						24	25	19	12		8	8	131				47	
Bromid	mg/l													0,18				0,126	
Bicarbonat	mg/l												133						
Phosphor	mg/l												0,04						
Ilt	mg/l	7,45			4,61		1,1	1,02	2,33	3,33		3,35	1,7	0,44				5,4	
Cyanid	mg/l												<0,03	0,015				0,006	
Ledningsevne	mS/m	80			56		71	75	67	47		28	31	99				54	
pH					6,2		6,4	6,3	6,3	6,5		6,5	6,45	6,5				6,6	
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1			<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1							
Toluen	µg/l	<0,1			<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1							
Ethylbenzen	µg/l	<0,1			<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1							
m/p-xylen	µg/l	<0,1			<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1							
o-xylen	µg/l	<0,1			<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1							
Naphthalen	µg/l	<0,1			<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1							
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	<0,05			<0,05		<0,05	<0,05	0,44	<0,05		<0,05							
Methylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05		<0,05	<0,05	0,55	<0,05		<0,05							
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05							
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)							220	170	38	69		34							
DEFTmålinger							270000	62000	100000	280000		240000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 1-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 19,3 - 17,3 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	7,7			9,6	9,1	9,6	9,2	9,1			9	10,5						
Redoks	mV	133	116		133		115		14			-	102						
Ilt	mg/l	3-4			0,1	0,1			2,6			0,1		2,87		4,45			
Ledningsevne	mS/m					58,9	100	106	111			81	108			59,6			
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l		5,84										6,21						
Natrium	mg/l		50									18,8	22,3	55,5				91,1	
Magnesium	mg/l		19										19						
Calcium	mg/l		142										143						
Ammonium	mg/l		<0,01				<0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01				<0,01	
Jern	mg/l		0,14										0,58	0,03				0,04	
Nitrat	mg/l	4	48		37	1	<1	<1	<1			31	28	48				73	
Sulfat	mg/l		46									57	60	41				43	
Klorid	mg/l		48				50	60	61			32	36	103				161	
Bromid	mg/l													0,13				0,189	
Bicarbonat	mg/l		459										423						
Phosphor	mg/l		0,05										0,05						
Ilt	mg/l	5,17	5,6		0,26	0,1	0,14	0,31	0,27			0,5	0,71	3,8				5,1	
Cyanid	mg/l												<0,03	0,012				0,008	
Ledningsevne	mS/m	107	95		74	83	96	101	100			74	77	94				107	
pH			6,7		6,3	6,7	6,6	6,55	6,65			6,55	6,6	6,95		6,74		7,05	
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							<0,1			
Toluen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							<0,1			
Ethylbenzen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							<0,1			
m/p-xylen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							<0,1			
o-xylen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							<0,1			
Naphthalen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1							<0,1			
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05							<0,05			
Methylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05							<0,05			
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05							<0,05			
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)			100		5	2000	110	25	28			18							
DEFTmålinger			2000		18000	8600	74000	41000	78000			130000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 1-3 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 15,0-13,0 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C													12,2				
Redoks	mV													7				
Ilt	mg/l												0,1	5,26				
Ledningsevne	mS/m													97,5				
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l												77,2				57,2	
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l												<0,01				0,01	
Jern	mg/l												0,11				0,51	
Nitrat	mg/l												105				14	
Sulfat	mg/l												111				169	
Klorid	mg/l												118				143	
Bromid	mg/l												0,21				0,238	
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l												1,6				0,47	
Cyanid	mg/l												0,02				0,002	
Ledningsevne	mS/m												125				126	
pH													6,85				6,95	
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l													<0,1				
Toluen	µg/l													<0,1				
Ethylbenzen	µg/l													<0,1				
m/p-xylen	µg/l													<0,1				
o-xylen	µg/l													<0,1				
Naphthalen	µg/l													<0,1				
Sum af alkylbenzer	µg/l													<0,1				
Phenol	µg/l													<0,05				
Methylphenoler	µg/l													<0,05				
Dimethylphenoler	µg/l													<0,05				
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)																		
DEFTmålinger																		

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 2-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 23,6 - 20,6 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	6,5			8,3	8,5	14,9		7,6	7,8		10,6	10,3						
Redoks	mV	-33	98		124		135		77	188		-	115						
Ilt	mg/l				3,9	6,9	0,9		2,6	3,5		3,6	5,3	0,33					
Ledningsevne	mS/m					20,6	38		33	46		25	43						
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l												2,21						
Natrium	mg/l									18,2		13,9	20,4	50				55,2	
Magnesium	mg/l												4,87						
Calcium	mg/l												55,3						
Ammonium	mg/l						<0,01		0,08	<0,01		0,03	0,03	0,88				<0,01	
Jern	mg/l												0,83	0,57				0,62	
Nitrat	mg/l	3	13		15	9	14		23	21		10	10	<1				5	
Sulfat	mg/l									36		21	34	42				47	
Klorid	mg/l						22		12	15		17	17	100				142	
Bromid	mg/l													0,12				0,184	
Bicarbonat	mg/l												156						
Phosphor	mg/l												0,09						
Ilt	mg/l	0,79	1,7		3,9	5,1	2,02		4,97	4,04		3,37	5	0,22				1,2	
Cyanid	mg/l												<0,03	0,003				0,003	
Ledningsevne	mS/m	70	47		40	32	41		31	39		29	34	87				102	
pH					6,45	7,15	6,8		6,9	7,05		6,55	6,95	6,8				6,8	
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1							
Toluen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1							
Ethylbenzen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1							
m/p-xylen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1							
o-xylen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1							
Naphthalen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1		<0,1							
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05		<0,05							
Methylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05		<0,05							
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05		<0,05							
PAH'er	µg/l					-													
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)						-	760		240	330		300							
DEFTmålinger						-	69000		510000	290000		780000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 2-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 19,3 - 17,3 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	7,8					9,5		9,1			8,4	10,1						
Redoks	mV	-111					-70		83			-	-7,5						
Ilt	mg/l								2,6			0,2							
Ledningsevne	mS/m						108		110			102	94			126			
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l												5,39						
Natrium	mg/l											51,1	56,5	66,1				144	132
Magnesium	mg/l												9,98						
Calcium	mg/l												125						
Ammonium	mg/l						3,1		0,08			2,9	2,73	2				2,1	2,1
Jern	mg/l												10,8	8,09				10,8	10,8
Nitrat	mg/l	<1					<1		<1			<1	<1	<1				<1	<1
Sulfat	mg/l											102	82	47				38	30
Klorid	mg/l						68		59			61	53	164				264	178
Bromid	mg/l													0,22				0,291	0,3
Bicarbonat	mg/l												407						
Phosphor	mg/l												0,08						
Ilt	mg/l	0,15					0,18		0,12			0,2	0,49	0,12				0,14	0,18
Cyanid	mg/l												<0,03	0,002				0,002	< 0,02
Ledningsevne	mS/m	55					104		102			91	85	123				169	139
pH							6,75		6,75			6,75	6,85	6,8		7,17		7	9,65
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,01					<0,01		<0,01								<0,1		
Toluen	µg/l	<0,01					<0,01		<0,01								<0,1		
Ethylbenzen	µg/l	<0,01					<0,01		<0,01								<0,1		
m/p-xylen	µg/l	<0,01					<0,01		<0,01								<0,1		
o-xylen	µg/l	<0,01					<0,01		<0,01								<0,1		
Naphthalen	µg/l	<0,01					<0,01		<0,01								<0,1		
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	0,09					<0,05		<0,05								<0,05		
Methylphenoler	µg/l	<0,05					<0,05		0,76								<0,05		
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05					<0,05		<0,05								<0,05		
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)							86		1			47							
DEFTmålinger							32000		61000			120000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 2-3 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 16,4 - 14,4 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	11													10,3				
Redoks	mV	-114													9				
Ilt	mg/l	0,06												0,11	-				
Ledningsevne	mS/m														138				
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l																		
Natrium	mg/l													118			211		180
Magnesium	mg/l																		
Calcium	mg/l																		
Ammonium	mg/l													3,7			0,57		1,9
Jern	mg/l													8,76			14,7		10,6
Nitrat	mg/l	<1												<1			<1		<1
Sulfat	mg/l													87			74		45
Klorid	mg/l													283			367		266
Bromid	mg/l													0,36			0,484		0,46
Bicarbonat	mg/l																		
Phosphor	mg/l																		
Ilt	mg/l	0,19												0,12			0,19		0,19
Cyanid	mg/l													0,005			0,002		<0,02
Ledningsevne	mS/m	139												194			218		188
pH														6,95			6,9		6,9
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1													<0,1				
Toluen	µg/l	<0,1													<0,1				
Ethylbenzen	µg/l	<0,1													<0,1				
m/p-xylen	µg/l	<0,1													<0,1				
o-xylen	µg/l	<0,1													<0,1				
Naphthalen	µg/l	<0,1													<0,1				
Sum af alkylbenzer	µg/l														<0,1				
Phenol	µg/l	<0,05													<0,05				
Methylphenoler	µg/l	<0,05													<0,05				
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05													<0,05				
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)																			
DEFTmålinger																			

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 3 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 10,8 -7,8 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C				8,6				8			8,1	8,8						
Redoks	mV		78		-38				31			-	80						
Ilt	mg/l				0,1				6			0,1	0,4						
Ledningsevne	mS/m								45			88	110						
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l												7,69						
Natrium	mg/l											41,6	40,4						
Magnesium	mg/l												19,3						
Calcium	mg/l												114						
Ammonium	mg/l								0,2			0,8	0,68						
Jern	mg/l												0,05						
Nitrat	mg/l	<1	<1		<1				<1			<1	2						
Sulfat	mg/l											127	121						
Klorid	mg/l								30			72	67						
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l												287						
Phosphor	mg/l												0,02						
Ilt	mg/l	1,2	0,47		1,23				7,76			0,28	0,89						
Cyanid	mg/l												<0,03						
Ledningsevne	mS/m	57	61		63				41			79	81						
pH			7,6		7,35				7,6			7,55	7,55						
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01										
Toluen	µg/l	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01										
Ethylbenzen	µg/l	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01										
m/p-xylen	µg/l	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01										
o-xylen	µg/l	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01										
Naphthalen	µg/l	<0,01	<0,01		<0,01				<0,01										
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	0,34	<0,05		<0,05				<0,05										
Methylphenoler	µg/l	0,78	<0,05		<0,05				<0,05										
Dimethylphenoler	µg/l	0,52	<0,05		<0,05				<0,05										
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)									140000 >			130	130						
DEFTmålinger									530000 >			35000>	35000>						

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 4-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 24 - 20 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	7,5			9,3				9,7	9,9		9,6	9,4		9,4				
Redoks	mV	-24	55		6				112	70		-	174		14				
Ilt	mg/l				0,7				2,8	3,3		3,5	4		1,9				
Ledningsevne	mS/m								82	118		119	126		110				
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l									4,27			4,1						
Natrium	mg/l									26,2		25,3	27,6		51				
Magnesium	mg/l									23,7			27,4						
Calcium	mg/l									132			151						
Ammonium	mg/l								0,46	0,46		0,33	0,31		<0,01				
Jern	mg/l									0,04			0,06		0,04				
Nitrat	mg/l	<1	<1		<1				23			25	28		48				
Sulfat	mg/l								-	139		113	109		138				
Klorid	mg/l								45	57		62	69		112				
Bromid	mg/l														0,339				
Bicarbonat	mg/l								-	344			370						
Phosphor	mg/l								-	0,04			0,04						
Ilt	mg/l	1,32	2		1,77				2,98			3,48	3,4		3,4				
Cyanid	mg/l												<0,03		0,11				
Ledningsevne	mS/m	84	71		71				80			85	85		122				
pH					7,35				7,4			7,35	7,35		7,2				
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1				
Toluen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1				
Ethylbenzen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1				
m/p-xylen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1				
o-xylen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1				
Naphthalen	µg/l	<0,1	<0,1		<0,1				<0,1			<0,1			<0,1				
Sum af alkylbenzer	µg/l														<0,1				
Phenol	µg/l	0,08			<0,05				<0,05			<0,05			0,28				
Methylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05				<0,05			<0,05			<0,05				
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05				<0,05			<0,05			<0,05				
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)									260	44		86							
DEFTmålinger									89000	12000		42000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 4-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 19 - 17 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95

FELTMÅLING

Temperatur	°C	8,6
Redoks	mV	-26
Ilt	mg/l	-0,14
Ledningsevne	mS/m	

UORGANISKE PARAMETRE

Kalium	mg/l	
Natrium	mg/l	
Magnesium	mg/l	
Calcium	mg/l	
Ammonium	mg/l	
Jern	mg/l	
Nitrat	mg/l	<1
Sulfat	mg/l	
Klorid	mg/l	
Bromid	mg/l	
Bicarbonat	mg/l	
Phosphor	mg/l	
Ilt	mg/l	0,57
Cyanid	mg/l	
Ledningsevne	mS/m	81
pH		

ORGANISKE PARAMETRE

Benzen	µg/l	<0,1
Toluen	µg/l	1,07
Ethylbenzen	µg/l	<0,1
m/p-xylen	µg/l	<0,1
o-xylen	µg/l	<0,1
Naphthalen	µg/l	<0,1
Sum af alkylbenzer	µg/l	1,07
Phenol	µg/l	
Methylphenoler	µg/l	
Dimethylphenoler	µg/l	
PAH'er	µg/l	
NSO	µg/l	

MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE

Plate count (21 °C)

DEFTmålinger

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 5-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 23,9 - 19,9 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	9						9,3											
Redoks	mV	154						-											
Ilt	mg/l							9,1											
Ledningsevne	mS/m							61											
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l																		
Natrium	mg/l																		
Magnesium	mg/l																		
Calcium	mg/l																		
Ammonium	mg/l							<0,01											
Jern	mg/l																		
Nitrat	mg/l	56						43											
Sulfat	mg/l																		
Klorid	mg/l							38											
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l																		
Phosphor	mg/l																		
Ilt	mg/l	10,47						9,5											
Cyanid	mg/l																		
Ledningsevne	mS/m	66						59											
pH								6,85											
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1						<0,1											
Toluen	µg/l	<0,1						<0,1											
Ethylbenzen	µg/l	<0,1						<0,1											
m/p-xylen	µg/l	<0,1						<0,1											
o-xylen	µg/l	<0,1						<0,1											
Naphthalen	µg/l	<0,1						<0,1											
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	<0,05						<0,05											
Methylphenoler	µg/l	<0,05						<0,05											
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05						<0,05											
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)								24											
DEFTmålinger								45000											

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 5-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 17,9 - 15,9 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	9,6		10,4	10,3	10,9	10,3		10,5	10,8		9,7	10,3						
Redoks	mV	15	73	29	67	-	185		151	137		-	134						
Ilt	mg/l	0,04		0,1		0,1			0,1	0,2		0,3		4,53		3,74			
Ledningsevne	mS/m					82,4	109		117	145		121	153			91			
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l		15,9										14,6						
Natrium	mg/l		40							30,8		31,5	30,7	71,1				73,5	47
Magnesium	mg/l		26										26,9						
Calcium	mg/l		170										194						
Ammonium	mg/l		0,31				0,4		0,29	0,34		0,26	0,29	<0,01				<0,01	<0,01
Jern	mg/l		0,06										0,01	0,08				0,18	0,04
Nitrat	mg/l	<1	<1	1	2	7	17		18	13		13	8	41				64	22
Sulfat	mg/l		45							125		120	127	84				125	31
Klorid	mg/l		58				54		56	82		84	104	160				81	45
Bromid	mg/l													0,14				0,277	0,16
Bicarbonat	mg/l		602										477						
Phosphor	mg/l		0,04										0,04						
Ilt	mg/l	0,79	0,87	0,15	0,95	0,08	0,43		0,36	0,17		0,14	0,64	6				5,1	5,4
Cyanid	mg/l												<0,03	0,027				0,55	0,091
Ledningsevne	mS/m	117	106	112	111	109	103		111	116		109	104	114				111	69
pH			7,05	6,85	6,95	7,15	7,05		7	7,15		7	7,05	7,3		7,78		7,3	7,3
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,1		<0,1		<0,1	
Toluen	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,1		<0,1		<0,1	
Ethylbenzen	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,1		<0,1		<0,1	
m/p-xylen	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,1		<0,1		<0,1	
o-xylen	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,1		<0,1		<0,1	
Naphthalen	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,1		<0,1		<0,1	
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	<0,05		<0,05		<0,05	
Methylphenoler	µg/l	<0,05	5,51	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	0,1		<0,05		<0,05	
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	0,2		<0,05		<0,05	
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																	<1	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)			90		170	>30000	14		17	99		70							
DEFTmålinger			840		100000	51500	43000		56000	49000		29000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 6-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 15,9 - 12,9 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C				8,9				9,2	9,5		8,5	9,1						
Redoks	mV	-66			-108				-86	-114		-	-86						
Ilt	mg/l									0,4		0,1	0,2						
Ledningsevne	mS/m								144	181		174	208						
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l												7,34						
Natrium	mg/l									45,8		40,8	31,2						
Magnesium	mg/l												41,4						
Calcium	mg/l												266						
Ammonium	mg/l								19,2	20		24	24						
Jern	mg/l												16,1						
Nitrat	mg/l	<1			<1				<1	4		<1	2						
Sulfat	mg/l									308		506	450						
Klorid	mg/l								80	105		73	73						
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l												473						
Phosphor	mg/l												<0,01						
Ilt	mg/l	1,31			0,7				0,09	0,08		0,33	0,23						
Cyanid	mg/l												0,07						
Ledningsevne	mS/m	78			85				141	139		155	145						
pH					7,1				7,15	7,25		7,15	7,15						
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,4			0,34				<0,4	<0,01		<0,01							
Toluen	µg/l	<0,4			<0,4				<0,4	<0,01		<0,01							
Ethylbenzen	µg/l	<0,4			<0,4				<0,4	<0,01		<0,01							
m/p-xylen	µg/l	<0,4			<0,4				<0,4	<0,01		<0,01							
o-xylen	µg/l	<0,4			<0,4				<0,4	<0,01		<0,01							
Naphthalen	µg/l	<0,4			<0,4				<0,4	<0,01		<0,01							
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	0,12			<0,05				<0,05	<0,05		<0,05							
Methylphenoler	µg/l	0,13			0,08				0,29	<0,05		<0,05							
Dimethylphenoler	µg/l	0,47			0,17				<0,05	<0,05		<0,05							
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)									180	87		59							
DEFTmålinger									48000	1100000		320000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 7-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 24,2 - 20,2 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C			9,9	10	10,5	9,4	10,2	11		9,8	9,8		10,1		11,2		10,2
Redoks	mV	-120	-75	-80	-110		-103	-0,46	-69		-	-57		48		105		-23
Ilt	mg/l				0,2	0,5	0,1	0,5	0,6		2,1	1,1				0,81		
Ledningsevne	mS/m				208	236	360	325	314	293	285	355	285	225	263	220		170
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l		12,4		20			19,6	19,4		18,2	19,2						
Natrium	mg/l		35		34,4			39,5	37,8		36,5	37,3	50,7	62,3	46		48,1	
Magnesium	mg/l		49		55,3			57,4	53,5		46,2	50,4						
Calcium	mg/l		271		264			263	254		209	247						
Ammonium	mg/l		120		0,15		0,23	0,07	0,08	160	0,4	0,14	310	244	0,33		0,59	
Jern	mg/l		6,9		4,8			2,01	3,7		4,5	5,9	11,3	3,67	2,07		1,66	
Nitrat	mg/l	<1	103	429	248	249	186	152	124	88	49	40	<1	23	55		80	
Sulfat	mg/l		605		654			770	773		657	680	333	370	539		496	
Klorid	mg/l		69		73		102	101	112	121	142	123	152	153	142		134	
Bromid	mg/l												0,38	0,412	0,421		0,422	
Bicarbonat	mg/l		589		621			669	682		738	742						
Phosphor	mg/l		0,04		0,02			<0,01	<0,01		0,1	<0,01						
Ilt	mg/l	0,54	0,48	0,24	0,36	0,25	0,18	0,19	0,21	0,1	0,2	0,72	<0,1	0,05			0,28	
Cyanid	mg/l		0,53		0,55			0,69	0,7		0,3	0,38	0,26	0,29	0,53		0,35	
Ledningsevne	mS/m	150	219	291	277	318	340	312	299	278	265	239	285	253	319		247	
pH			7,3	7	7,05	7,3	7,35	7,15	7,25	7	7,2	7,2	7,35	7,2	7,2		7,1	
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l	77	72,6	81	50,5	35	23,3	113	186	215	230	354	181	161	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Toluen	µg/l	1,82	2,11	0,54	1,55	2	0,93	1,48	1,23	<0,1	1,5	1,34	1,78	1,31	3,09	1,77	<0,1	1,91
Ethylbenzen	µg/l	3,86	3,89	2,54	1,82	<0,1	<0,1	0,58	0,74	<0,1	0,4	0,93	4,54	1,54	1,05	0,53	0,71	0,52
m/p-xylen	µg/l	6,57	8,82	5,18	4,64	3,35	2,25	2,87	2,24	2	2	2,1	5,97	5,13	5,48	2,67	<0,1	2,61
o-xylen	µg/l	1,52	2,01	1,17	1,51	1,75	1,29	1,47	1,49	<0,1	1,2	1,37	3,86	3,96	3,98	2,61	0,15	0,14
Naphthalen	µg/l	8,85	12,8	3,12	4,92	8,98	11	19,1	16,3	25	37,9	25,1	28,2	136	132	125,6	<0,1	25,3
Sum af alkylbenzer	µg/l	22,62	29,63	12,55	14,44	16,08	15,47	25,5	22	27	43	30,84	44,35	147,94	145,6	133,18	0,86	30,48
Phenol	µg/l	3,67	3,19	0,43	<0,05	22,09	43	77,3	68,6	6	148	167	53	10,1	0,65	1,66	i.a.	<0,05
Methylphenoler	µg/l	175	152	0,63	0,32	53,17	14,07	221,4	477	2	503	666	418	116,5	61,6	3,88	1,32	1,14
Dimethylphenoler	µg/l	368	233	18	1,44	55,64	37,08	198,7	388,4	4	366	329	546,2	196,3	291,9	<0,05	6,4	11,53
PAH'er	µg/l		<0,4		9,2				13,16	3		2,9	<1					
NSO	µg/l				5,2				33,06	1		<1	22,6	17,25	6,16		5,65	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)				81	150	1600	180	1200	150	2100		32						
DEFTmålinger				3500	400000	112500	110000	470000	410000	310000		820000						

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M 7-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 10,1 -8,1

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	21.5.01	27.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	94	95
FELTMÅLING																				
Temperatur	°C	9,3			9,8	10,3	9,7	7	9,8	10,6		10,1	9,8		10,4		11,3			
Redoks	mV	-125			-134	-	-115	-	-108	-107		-	-85		37		113			
Ilt	mg/l	0,22				0,2	0,2	0,4		0,5		2,2	0,2				7,63			
Ledningsevne	mS/m					102,4	153	165	166	269		136	271	110	75,2		157			
UORGANISKE PARAMETRE																				
Kalium	mg/l								6,57	9,91		8,61	10,7							
Natrium	mg/l								40,2	46,4		42,6	44,7	45,9	36,6	54		44,3		39,8
Magnesium	mg/l								36,8	52,5		41	46							
Calcium	mg/l								217	296		246	280							
Ammonium	mg/l						0,68	0,54	29,2	53		56	73	11	4	44		99		80
Jern	mg/l								11,8	22,2		0,62	17,8	6,23	3,35	13,6		18,1		15,2
Nitrat	mg/l	<1			3	<1	<1	<1	<1	5		<1	2	<1	<1	<1		<1		<1
Sulfat	mg/l								402	797		659	690	149	101	349		461		632
Klorid	mg/l						67	65	78	103		93	92	97	73	128		125		102
Bromid	mg/l													0,23	0,214	0,689		0,635		0,37
Bicarbonat	mg/l								415	432		454	467							
Phosphor	mg/l								<0,01	<0,01		0,22	<0,01							
Ilt	mg/l	0,15			0,24	0,07	0,13	0,13	0,21	0,06		0,18	0,07	0,13	0,06	0,1		0,09		0,11
Cyanid	mg/l													0,12	0,23	0,24		0,26		0,2
Ledningsevne	mS/m	87			126	141	144	160	156	208		186	184	110	84	198		211		218
pH					6,9	7,3	7,15	7,15	7,2	7,15		7,1	7,2	7,3	7,3	7,05		7,15		7,05
ORGANISKE PARAMETRE																				
Benzen	µg/l	3,22			23	26,6	45,1	60,2	42,5	77,2		16,2	74,2	0,17	0,13	28,5	<0,1	42,27	<0,1	
Toluen	µg/l	0,42			<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,13	0,33	0,25	0,23	
Ethylbenzen	µg/l	0,89			3,73	<0,1	1,65	2,26	1,11	<0,1		1,62	1,18	0,97	0,47	1,05	1,61	1,76	1,64	
m/p-xylen	µg/l	1,09			0,7	<0,1	1,24	<0,1	0,47	<0,1		0,44	0,4	0,22	<0,1	0,45	0,57	<0,1	0,59	
o-xylen	µg/l	0,48			0,24	<0,1	0,79	<0,1	0,37	<0,1		0,41	0,63	0,28	<0,1	0,44	0,63	<0,1	0,65	
Naphthalen	µg/l	5,28			2,75	2,6	2,6	2,11	1,36	<0,1		<0,1	2,05	0,54	<0,1	1,59	0,13	<0,1	<0,10	
Sum af alkylbenzer	µg/l	8,16			7,42	2,6	6,28	4,37	3,31			2,47	4,26	2,11	0,47	3,66	3,27	2,01	3,11	
Phenol	µg/l	<0,05			<0,05	<0,05	0,84	<0,05	<0,05	<0,05		0,91	3,63	0,08	<0,05	<0,05	i.a.	0,19	1	
Methylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05	3,91	1,62	0,77	1,72	<0,05		<0,05	<0,05	0,2	0,08	1,1	1,55	0,07	0,242	
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05			3,95	2,75	2,85	2,93	3,19	<0,05		3,84	4,36	0,31	0,58	3,9	32,15	1,79	11,28	
PAH'er	µg/l								6,72	<1		<1								
NSO	µg/l								<1	<1		<1			<0,1			<1		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																				
Plate count (21 °C)							100	<1	21	200		71								
DEFTmålinger							200000	120000	37000	1000000		400000								

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M8-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 25,4 - 21,5 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	9,3																	
Redoks	mV	356																	
Ilt	mg/l	3,1																	
Ledningsevne	mS/m	4,96																	
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l																		
Natrium	mg/l																		
Magnesium	mg/l																		
Calcium	mg/l																		
Ammonium	mg/l																		
Jern	mg/l																		
Nitrat	mg/l	267																	
Sulfat	mg/l																		
Klorid	mg/l																		
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l																		
Phosphor	mg/l																		
Ilt	mg/l	3,99																	
Cyanid	mg/l																		
Ledningsevne	mS/m	289																	
pH																			
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1																	
Toluen	µg/l	<0,1																	
Ethylbenzen	µg/l	<0,1																	
m/p-xylen	µg/l	<0,1																	
o-xylen	µg/l	<0,1																	
Naphthalen	µg/l	<0,1																	
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	0,061																	
Methylphenoler	µg/l	0,92																	
Dimethylphenoler	µg/l	0,079																	
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)																			
DEFTmålinger																			

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M8-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 17,3 - 15,3 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	8,7		12,1	9	8,6	10	11,2	10,5	9,8		9,3	12,2		10,8		11,1		
Redoks	mV	254	230	240	-184	-	260	-	297	322		-	114		16		61		
Ilt	mg/l	0,02		2,2	1,5	0,8	0,2	0,5	1,9	1,5		1,4	0,7	1,13			3,75		
Ledningsevne	mS/m					82,7	150	143	139	183		155	159	119	151		97,3		
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l		3,02		5,44				5,1			7,94	9,26						
Natrium	mg/l		74		54,8				69,2	81,2		78,2	78,6	40,6	67			88,8	
Magnesium	mg/l		15		17,9				19,4			21,4	19,4						
Calcium	mg/l		196		148				160			191	184						
Ammonium	mg/l		0,54		0,63		0,02	0,78	0,17	0,08		0,04	0,01	0,2	2,4			<0,01	
Jern	mg/l		2		0,59				0,82			0,75	0,57	0,94	0,75			0,17	
Nitrat	mg/l	468	41	29	43		51	63	76	99		111	83	120	257			24	
Sulfat	mg/l		162		137				171	195		212	160	180	304			143	
Klorid	mg/l		138		97		147	106	109	142		152	114	88	108			173	
Bromid	mg/l													0,21	0,353			0,276	
Bicarbonat	mg/l		364		302				309			393	375						
Phosphor	mg/l		0,06		0,06				0,05			0,06	0,05						
Ilt	mg/l	0,24	2,2	2,25	1,6	0,42	0,33	0,23	2,17	1,49		0,8	1,3	2	0,13			1,4	
Cyanid	mg/l				1,2							2,4	1,4	4,74	2,3			0,63	
Ledningsevne	mS/m	229	127	91	102	114	148	139	107	144		148	112	119	190			136	
pH			7	6,9	6,85	7	6,95	6,85	6,85	7,1		6,9	7,05	7,15	6,8			7,05	
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	12,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1		<0,1	<0,1	
Toluen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1		<0,1	<0,1	
Ethylbenzen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1		<0,1	<0,1	
m/p-xylen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1		<0,1	<0,1	
o-xylen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1		<0,1	<0,1	
Naphthalen	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		<0,1	<0,1	0,1	<0,1		<0,1	<0,1	
Sum af alkylbenzer	µg/l													0,5	<0,1		<0,1	<0,1	
Phenol	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,86	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	0,11	<0,05		<0,05	<0,05	
Methylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,46	<0,05	0,84	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	0,1	<0,05		<0,05	<0,05	
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		<0,05	<0,05	0,2	<0,05		<0,05	<0,05	
PAH'er	µg/l				<1				<1			<1							
NSO	µg/l				<1				<1			<1							
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)							110	460	79000	620		58							
DEFTmålinger							270000	130000	530000	340000		420000							

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M9-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 25 - 21 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C				11,8				11,5										
Redoks	mV	3			200				303										
Ilt	mg/l	1,37			5,4				3,3										
Ledningsevne	mS/m								154										
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l																		
Natrium	mg/l																		
Magnesium	mg/l																		
Calcium	mg/l																		
Ammonium	mg/l								0,02										
Jern	mg/l																		
Nitrat	mg/l	<1			61				51										
Sulfat	mg/l																		
Klorid	mg/l								134										
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l																		
Phosphor	mg/l																		
Ilt	mg/l	0,96			5,27				3,5										
Cyanid	mg/l																		
Ledningsevne	mS/m	100			93				150										
pH					6,75				6,85										
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1			<0,1				<0,1										
Toluen	µg/l	<0,1			<0,1				<0,1										
Ethylbenzen	µg/l	<0,1			<0,1				<0,1										
m/p-xylen	µg/l	<0,1			<0,1				<0,1										
o-xylen	µg/l	<0,1			<0,1				<0,1										
Naphthalen	µg/l	<0,1			<0,1				<0,1										
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	<0,05			<0,05				<0,05										
Methylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05				<0,05										
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05			<0,05				<0,05										
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)									230										
DEFTmålinger									180000										

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M9-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote 17-15 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95

FELTMÅLING

Temperatur	°C	8,3
Redoks	mV	-19
Ilt	mg/l	
Ledningsevne	mS/m	

UORGANISKE PARAMETRE

Kalium	mg/l	
Natrium	mg/l	
Magnesium	mg/l	
Calcium	mg/l	
Ammonium	mg/l	
Jern	mg/l	
Nitrat	mg/l	<1
Sulfat	mg/l	
Klorid	mg/l	
Bromid	mg/l	
Bicarbonat	mg/l	
Phosphor	mg/l	
Ilt	mg/l	0,39
Cyanid	mg/l	
Ledningsevne	mS/m	81
pH		

ORGANISKE PARAMETRE

Benzen	µg/l	<0,1
Toluen	µg/l	<0,1
Ethylbenzen	µg/l	<0,1
m/p-xylen	µg/l	<0,1
o-xylen	µg/l	<0,1
Naphthalen	µg/l	<0,1
Sum af alkylbenzer	µg/l	
Phenol	µg/l	<0,05
Methylphenoler	µg/l	<0,05
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05
PAH'er	µg/l	
NSO	µg/l	

MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE

Plate count (21 °C)

DEFTmålinger

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M10-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 26,6-22,6 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	12,3											12,7						
Redoks	mV	144	132										141						
Ilt	mg/l	12,23											7,2						
Ledningsevne	mS/m												180						
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l		6,1										5,78						
Natrium	mg/l		50										53,9						
Magnesium	mg/l		16										25,1						
Calcium	mg/l		145										245						
Ammonium	mg/l		<0,01										<0,01						
Jern	mg/l		0,28										0,26						
Nitrat	mg/l	73	25										120						
Sulfat	mg/l		110										270						
Klorid	mg/l		116										104						
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l		283										373						
Phosphor	mg/l		0,03										0,04						
Ilt	mg/l	7,49	9										7,1						
Cyanid	mg/l												0,28						
Ledningsevne	mS/m	83	99										128						
pH			7										6,95						
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1	<0,1																
Toluen	µg/l	0,73	<0,1																
Ethylbenzen	µg/l	<0,1	<0,1																
m/p-xylen	µg/l	<0,1	<0,1																
o-xylen	µg/l	<0,1	<0,1																
Naphthalen	µg/l	<0,1	<0,1																
Sum af alkylbenzer	µg/l	0,73																	
Phenol	µg/l	<0,05	<0,05																
Methylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05																
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05	<0,05																
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)			110																
DEFTmålinger			2800																

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M10-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 19,1-16,6 m

Dato		21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder		0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																			
Temperatur	°C	8,8																	
Redoks	mV	19																	
Ilt	mg/l																		
Ledningsevne	mS/m																		
UORGANISKE PARAMETRE																			
Kalium	mg/l																		
Natrium	mg/l																		
Magnesium	mg/l																		
Calcium	mg/l																		
Ammonium	mg/l																		
Jern	mg/l																		
Nitrat	mg/l	<1																	
Sulfat	mg/l																		
Klorid	mg/l																		
Bromid	mg/l																		
Bicarbonat	mg/l																		
Phosphor	mg/l																		
Ilt	mg/l	1,31																	
Cyanid	mg/l																		
Ledningsevne	mS/m	55																	
pH																			
ORGANISKE PARAMETRE																			
Benzen	µg/l	<0,1																	
Toluen	µg/l	<0,1																	
Ethylbenzen	µg/l	<0,1																	
m/p-xylen	µg/l	<0,1																	
o-xylen	µg/l	<0,1																	
Naphthalen	µg/l																		
Sum af alkylbenzer	µg/l																		
Phenol	µg/l	0,078																	
Methylphenoler	µg/l	0,1																	
Dimethylphenoler	µg/l	<0,05																	
PAH'er	µg/l																		
NSO	µg/l																		
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																			
Plate count (21 °C)																			
DEFTmålinger																			

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M11 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: ca. 26-20 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C													9,9		11		
Redoks	mV													-60		111		
Ilt	mg/l													0,67		2,88		
Ledningsevne	mS/m												264	213		112		
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l												55,6	58,2			42	52,3
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l												240	167			13	4,3
Jern	mg/l												0,82	0,82			0,22	0,59
Nitrat	mg/l												80	125			93	57
Sulfat	mg/l												391	367			184	259
Klorid	mg/l												136	138			121	123
Bromid	mg/l												0,28	0,383			0,299	0,36
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l												3,2	9,4			4,3	1,8
Cyanid	mg/l												0,26	0,27			0,25	0,22
Ledningsevne	mS/m												264	125			149	165
pH													7,15	7,1			6,95	6,9
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l												9,92	15,2		<0,1	<0,1	
Toluen	µg/l												0,1	<0,1		0,21	<0,1	
Ethylbenzen	µg/l												0,1	<0,1		0,16	<0,1	
m/p-xylen	µg/l												0,37	<0,1		<0,1	<0,1	
o-xylen	µg/l												0,65	0,41		0,2	<0,1	
Naphthalen	µg/l												2,05	0,86		0,6	1,44	
Sum af alkylbenzer	µg/l												3,27	1,27		1,17	1,44	
Phenol	µg/l												<0,05	<0,05		0,13	<0,05	
Methylphenoler	µg/l												6,56	0,32		0,24	<0,05	
Dimethylphenoler	µg/l												23,28	3,46		<0,05	<0,05	
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)																		
DEFTmålinger																		

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M12 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: ca 26 -20 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C																10,7	
Redoks	mV																120	
Ilt	mg/l																1,87	
Ledningsevne	mS/m												252				136	
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l												49,9	59,8			52,7	
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l												130	94			58	
Jern	mg/l												0,44	0,36			0,12	
Nitrat	mg/l												201	265			142	
Sulfat	mg/l												389	354			350	
Klorid	mg/l												137	142			120	
Bromid	mg/l												0,26	0,39			0,353	
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l												0,28	0,34			0,32	
Cyanid	mg/l												0,34	0,31			0,28	
Ledningsevne	mS/m												252	222			189	
pH													6,95	6,9			6,9	
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l												0,49	<0,1		<0,1	2,54	<0,1
Toluen	µg/l												0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1
Ethylbenzen	µg/l												0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1
m/p-xylen	µg/l												0,1	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1
o-xylen	µg/l												0,24	<0,1		<0,1	<0,1	<0,1
Naphthalen	µg/l												0,1	<0,1		0,4	<0,1	0,13
Sum af alkylbenzer	µg/l												0,64			0,4		0,13
Phenol	µg/l												0,36	<0,05		0,09	<0,05	0,11
Methylphenoler	µg/l												2,49	0,62		<0,05	<0,05	0,21
Dimethylphenoler	µg/l												7,07	1,79		<0,05	<0,05	1,06
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)																		
DEFTmålinger																		

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M13 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: ca. 26-20 m

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95

FELTMÅLING

Temperatur	°C													11,5				
Redoks	mV													-				
Ilt	mg/l													1,69				
Ledningsevne	mS/m													96,2				

UORGANISKE PARAMETRE

Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l													9,07				
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l													2,3				
Jern	mg/l													1,04				
Nitrat	mg/l													15				
Sulfat	mg/l													25				
Klorid	mg/l													19				
Bromid	mg/l													0,217				
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l													2,1				
Cyanid	mg/l													0,6				
Ledningsevne	mS/m													59				
pH														7,2				

ORGANISKE PARAMETRE

Benzen	µg/l													<0,1	<0,1			
Toluen	µg/l													<0,1	<0,1			
Ethylbenzen	µg/l													<0,1	<0,1			
m/p-xylen	µg/l													<0,1	<0,1			
o-xylen	µg/l													<0,1	<0,1			
Naphthalen	µg/l													<0,1	<0,1			
Sum af alkylbenzer	µg/l																	
Phenol	µg/l													<0,05	<0,05			
Methylphenoler	µg/l													0,17	<0,05			
Dimethylphenoler	µg/l													0,59	<0,05			
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																	

MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE

Plate count (21 °C)

DEFTmålinger

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M14-1 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 24, 1-20, 1

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C																11	
Redoks	mV																79	
Ilt	mg/l														5,73		607	
Ledningsevne	mS/m														105		103	
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l														63,1		72,6	
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l														0,01		<0,01	
Jern	mg/l														33,2		0,07	
Nitrat	mg/l														140		56	
Sulfat	mg/l														200		173	
Klorid	mg/l														106		180	
Bromid	mg/l														0,298		0,282	
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l														5,3		6,8	
Cyanid	mg/l														0,18		0,23	
Ledningsevne	mS/m														153		144	
pH															6,95		7,05	
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
Toluen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
Ethylbenzen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
m/p-xylen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
o-xylen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
Naphthalen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
Sum af alkylbenzer	µg/l																	
Phenol	µg/l														<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Methylphenoler	µg/l														<0,05	<0,05	<0,05	<0,025
Dimethylphenoler	µg/l														<0,05	<0,05	<0,05	<0,025
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																<1	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)																		
DEFTmålinger																		

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

M14-2 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 10,1-8,1

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C															10,8		
Redoks	mV															84		
Ilt	mg/l															1,2		
Ledningsevne	mS/m														83	103		
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l														45,9		83,8	79,9
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l														1,4		0,35	0,1
Jern	mg/l														0,22		0,1	0,11
Nitrat	mg/l														32		65	72
Sulfat	mg/l														95		157	157
Klorid	mg/l														59		175	151
Bromid	mg/l														0,198		0,284	0,31
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l														0,5		0,22	0,3
Cyanid	mg/l														0,66		0,35	0,3
Ledningsevne	mS/m														99		147	144
pH															7,1		7	7,1
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	
Toluen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	
Ethylbenzen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	
m/p-xylen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	
o-xylen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	
Naphthalen	µg/l														<0,1	<0,1	<0,1	
Sum af alkylbenzer	µg/l																	
Phenol	µg/l														<0,05	<0,05	<0,05	
Methylphenoler	µg/l														<0,05	<0,05	<0,05	
Dimethylphenoler	µg/l														<0,05	<0,05	<0,05	
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																<1	
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)																		
DEFTmålinger																		

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

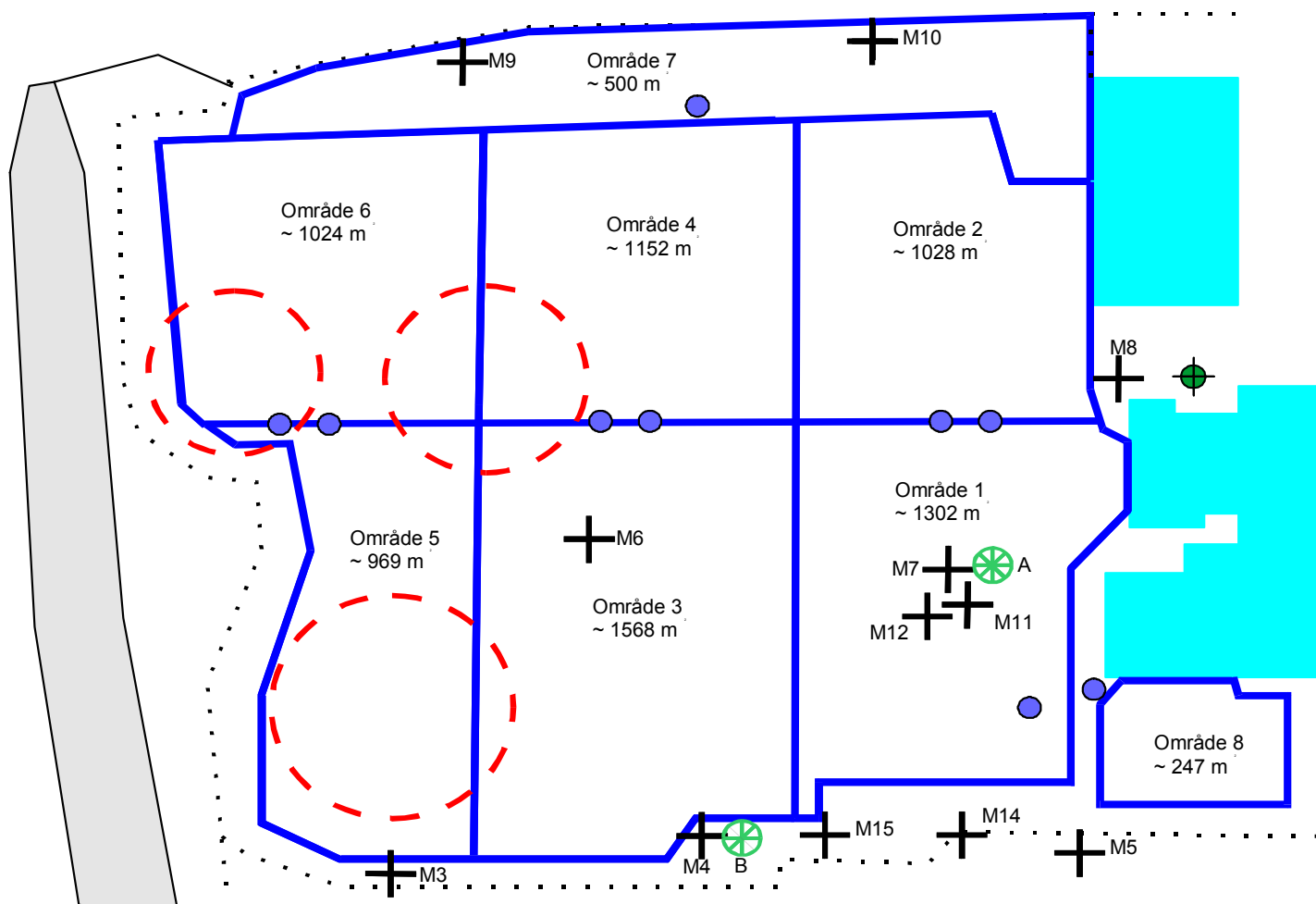
M15 : Kemiske resultater

Filtersætningskote: 24,2-20,2

Dato	21.4.93	17.8.93	13.10.93	5.1.94	12.4.94	11.8.94	8.12.94	13.2.95	15.5.95*	28.7.95	17.8.95	27.11.95	5.1.99	5.11.99	30.3.00	13.7.00	22.12.00	1.6.01
Antal måneder	0	1,5	3,5	6	9,5	13	17	20	23	25	26	29	66	76	80	83	89	95
FELTMÅLING																		
Temperatur	°C																10,3	
Redoks	mV																63	
Ilt	mg/l														2,03		6,1	
Ledningsevne	mS/m														121		104	
UORGANISKE PARAMETRE																		
Kalium	mg/l																	
Natrium	mg/l														61,3		65,3	62,5
Magnesium	mg/l																	
Calcium	mg/l																	
Ammonium	mg/l														<0,01		0,29	0,16
Jern	mg/l														5,97		0,05	0,07
Nitrat	mg/l														60		24	20
Sulfat	mg/l														177		140	116
Klorid	mg/l														123		87	130
Bromid	mg/l														0,311		0,344	0,36
Bicarbonat	mg/l																	
Phosphor	mg/l																	
Ilt	mg/l														3,1		4,4	4,9
Cyanid	mg/l														0,22		0,19	0,15
Ledningsevne	mS/m														157		124	126
pH															6,9		7,05	6,9
ORGANISKE PARAMETRE																		
Benzen	µg/l																<0,1	<0,1
Toluen	µg/l																<0,1	<0,1
Ethylbenzen	µg/l																<0,1	<0,1
m/p-xylen	µg/l																<0,1	<0,1
o-xylen	µg/l																<0,1	<0,1
Naphthalen	µg/l																<0,1	<0,1
Sum af alkylbenzer	µg/l																	
Phenol	µg/l																<0,05	<0,05
Methylphenoler	µg/l																<0,05	<0,05
Dimethylphenoler	µg/l																<0,05	<0,05
PAH'er	µg/l																	
NSO	µg/l																	<1
MIKROBIOLOGISKE PARAMETRE																		
Plate count (21 °C)																		
DEFTmålinger																		

*analyseproblemer med HPLC analyse for phenoler

Oversigtsplan, Hjørring Gasværk



0 5 10m



Indvindingsboring



Gasmålestation



Fordelingsbrønd



Monitoringsboringer



Infiltrationsområde

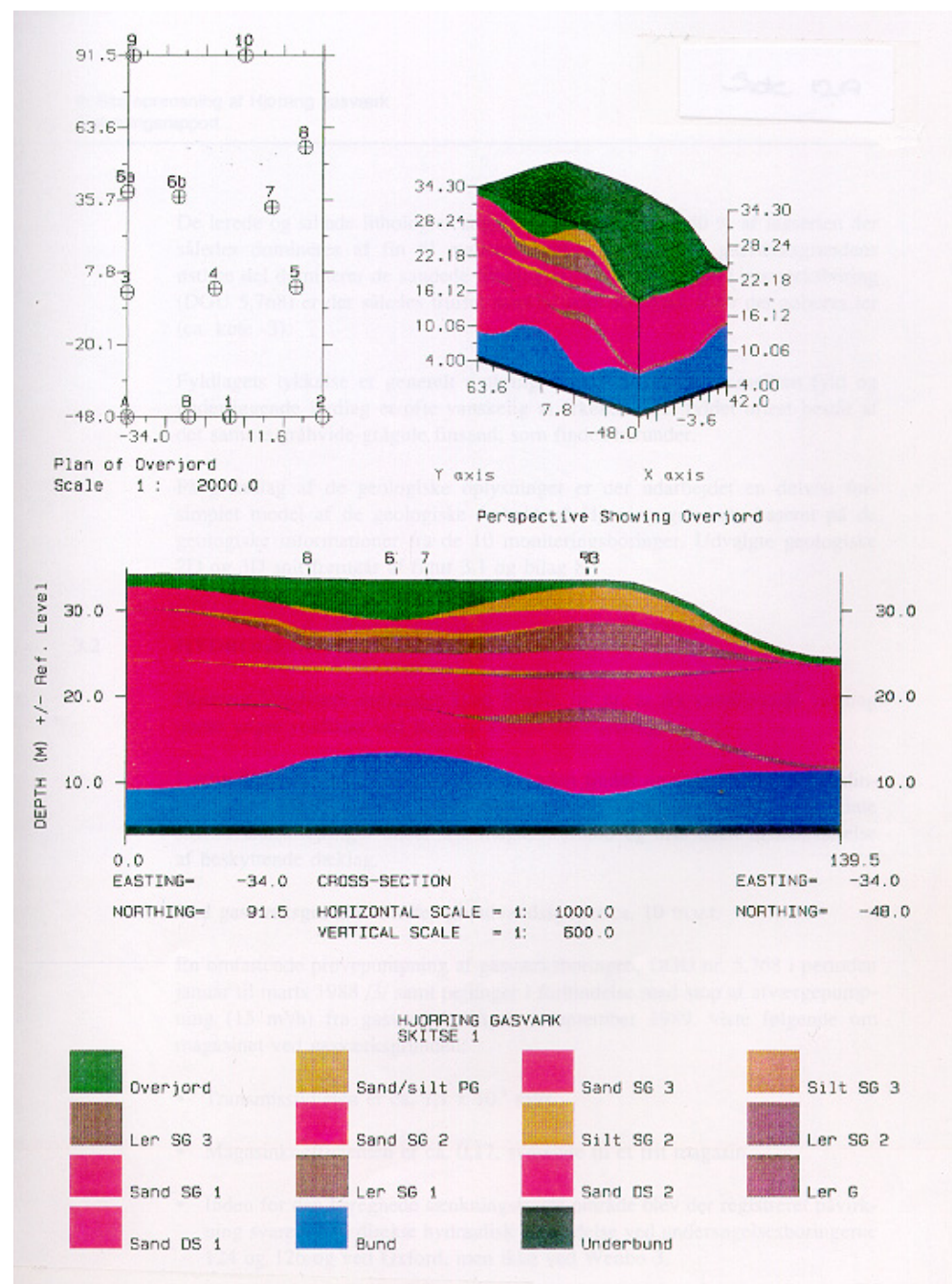


Tidligere gasbeholdere

M2

M1

Geologisk Model



Geologisk model, Hjørring Gasværk (Gasværkspakken)



- | | |
|---|-----------------------------------|
|  | Prøvegravning |
|  | Murbrokker bortgravet |
|  | Tjæreholdigt slaggelag bortgravet |
|  | Cyanid/tjære bortgravet |
|  | Massiv tjæreforurening bortgravet |
|  | Gravefelt for Hotspotgravning |

Driftsforhold, Infiltration

Aktivitet	Driftsform	Gns. Infiltration mm/år	Periode
Forceret udvaskning, fase 1 – Gasværkspakken (06/93 – 12/95)			
Indkøring	Kontinuert infiltration	32.000	06/93 – 08/93
Driftsperiode 1	Cyklisk drift (84 timer)	16.000	08/93 – 06/94
Driftsperiode 2	Cyklisk drift (1 uges drift - 3 ugers stilstand)	9.000	06/94 – 12/95
Tilsætning af NaNO ₃ til infiltrationsvandet	17-20 mg/l Na 50-60 mg/l NO ₃		09/94 – 12/95
Forlænget drift, Hjørring Kommune			
Forlænget drift. Ingen monitering	Cyklisk drift (1 uges drift - 3 ugers stilstand)	9.000	12/95 – 12/96
Anlæg stoppet	Ude af drift	0	12/96 – 12/97
Forceret udvaskning, fase 2 – Teknologiprogrammet (11/99 – 06/01)			
Monitering og feltforsøg	Ude af drift	0	01/98 – 11/99
Driftsperiode 3	Cyklisk drift (1 uges drift - 3 ugers stilstand)	9.000	11/99 – 06/01
Demontering	Infiltrationsanlæg og moniterings borer sløjfet	0	05/02

Oversigt over driftsforløbet på Hjørring Gasværk