

Miljøprojekt Nr. 543 2000

Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening.

Oprensning af klorerede opløsningsmidler ved dampstripning

Brüel og Kjær grunden

Thomas Hauerberg Larsen

Hedeselskabet Miljø og Energi A/S

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

Sammenfatning og konklusioner

Summary and conclusions

1	INDLEDNING	19
2	DAMPINJEKTION SOM OPVARMNINGSMETODE	20
2.1	PRINCIPPET I DAMPINJEKTION	20
2.2	JORDS TERMISKE EGENSKABER	20
2.3	DAMP OG DAMPBLANDINGERS FYSIK-KEMISKE EGENSKABER	21
2.3.1	Damptryk og energiindhold	21
2.4	STRØMNING AF DAMP OG DAMPBLANDINGER I JORD	24
2.4.1	Trykforhold, umættet zone	24
2.4.2	Varmeafgivelse, kondensation	26
2.4.3	Varmetransport/temperaturudbredelse	27
2.4.4	Varmetab til overfladen/nedad	30
2.4.5	Maksimal udbredelse af dampzonen	31
2.5	KLOREREDE OPLØSNINGSMIDLERES FYSISK-KEMISKE EGENSKABER/FORHOLD UNDER DAMPSTRIPNING	32
2.5.1	Damptryk	32
2.5.2	Opløselighed	33
2.5.3	Henrys lov	34
2.5.4	Viskositet og densitet	34
2.5.5	Stabilitetsforhold for udsynkning af fri fase	36
2.5.6	Udsynkning af kondensatfronten	38
2.5.7	Mulighed for forhindring af udsynkning af fri fase og opløst stof	38
2.6	CYKLISK DAMPINJEKTION	40
2.7	VÅDOXIDATION (HPO)	40
2.8	OPTIMAL BORINGSPLACERING	41
3	BRUEL OG KJÆR GRUNDEN, ET EKSEMPEL PÅ DAMPSTRIPNING	44
3.1	GEOLOGI OG HYDROGEOLOGI	46
3.2	FORURENINGSBESKRIVELSE	51
3.3	DIMENSIONERINGSBETRAGTNINGER OG INDLEDENDE FORSØG	57
3.4	OPBYGNING AF FULDSKALANLÆG	62
3.4.1	Layout af borer	62
3.4.2	Rørføring og manifold	62
3.4.3	Behandlingsanlæg	62
3.5	DRIFT	64
3.5.1	Overordnet strategi	64
3.5.2	Energi/damp injektion i de forskellige områder	64
3.5.3	Observationer af temperatur og tryk omkring D4, elementer i teknologiprojektet	67
3.5.4	Forureningsfjernelse	71
3.6	AFSLUTNING AF DRIFT	81
4	KONKLUSIONER	87
5	REFERENCER	89

Appendiks 1, Tabeller med diverse værdier for damp

Appendiks 2, Varmeledningsligningen

Appendiks 3, Boreprofil fra Boring V1
Appendiks 4, Boreprofiler for samtlige produktionsboringer
Appendiks 5, Kurver for boringer i driftsfase 1
Appendiks 6, Kurver for boringer i driftsfase 2
Appendiks 7, Kurver for boringer i driftsfase 3
Appendiks 8, Kurver for boringer i driftsfase 4
Appendiks 9, Kurver for boringer i driftsfase 5
Appendiks 10, Kurver for boringer i driftsfase 6
Appendiks 11, Kurver for boringer i driftsfase 7

Forord

Der har i Danmark inden for den seneste årrække været fokus på klorerede opløsningsmidler og oprensning af disse. In-situ løsninger til oprensning har vist sig at være en anvendelig metode på linie med de traditionelle opgravninger med off-site rensning. Imidlertid har mange in-situ oprensninger vist sig at have lange oprensningstider, ligesom restforurening har vist sig at være et problem, specielt i mere inhomogene geologiske aflejringer. De termiske teknikker, hvor jorden opvarmes, har vist sig at kunne overkomme nogle af disse problemer, da massetransporten i stedet for at være kontrolleret af diffusion ved opvarmning til kogepunktet bliver kontrolleret af varmeudbredelsen. Ved denne proces kan mindre permeable aflejringer renses hurtigt og ned til lave niveauer sammenlignet med de traditionelle in-situ metoder.

Dampstripping er en af metoderne til opvarmning af jorden. Denne rapport har til formål at beskrive dampstripping som oprensningsmetode, dels igennem nogle teoretiske kapitler baseret på litteratur, og dels ved beskrivelse af et konkret oprensningsprojekt udført på Brüel og Kjær i perioden september 1998-november 1998.

Rapporten er udarbejdet af Thomas Hauerberg Larsen, Hedeselskabet Miljø og Energi as, under Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening, på basis af data fra Brüel og Kjær AS samlet af dels Brüel og Kjær selv, ved Klaus S. Jørgensen samt deres rådgiver Jord og Miljø AS, primært ved Ole Stang og Marianne Kastbjerg. Miljøstyrelsen har udgivet en selvstændig rapport udarbejdet af Jord & Miljø AS som miljøprojekt om samme projekt.

I rapporten er konsekvent brugt en række forkortelser for de klorerede opløsningsmidler. Disse er listet herunder:

PCE: Perchlorethylen, tetrachlorethylen
TCE: Trichlorethylen
DCE: 1,2 cis-Dichlorethylen
VC: Vinylchlorid
TCA: 1,1,1 Trichlorethan
DCA : 1,1 Dichlorethan
TCM, TeCM: Tetrachlometan
TrCM: Trichlormethan, chloroform
DCM: Dichlormethan

Sammenfatning og konklusioner

Princip

Dampstripping er en oprenningsmetode hvor man kombinerer injektion af damp eller damp/luft blandinger i kombination med oppumpning af poreluft og/eller grundvand.

Ved injektion af ren damp dannes en front af kondensat i jorden, således at forureningen først mødes af koldt vand, herefter varmere vand og til sidst damp for herefter at blive ført med dampen frem til kondensationsfronten. Fronten kan således indeholde koncentrationer op til mætning af de stoffer der er tilstede. Injektion af damp kan anvendes både under og over grundvandsspejlet. Ved injektion af ren damp vil langt det meste stof være at finde opløst i vandfasen eller som fri fase i kondensatfronten.

Ved injektion af damp luftblandinger dannes på samme måde som ved injektion af ren damp en kondensationsfront. I modsætning til ved injektion af ren damp er fronten ikke helt så skarp, da den ikke kondenserbare del af injektionsmængden fordeler vamen i fronten mere jævnt. Ved injektion af damp/luftblandinger vil der konstant fjernes masse fra fronten med den ikke kondenserbare del af injektionsmængden. Derfor vil langt det meste stof fjernes på gasform, hvis der i blandes luft ved injektionen. Injektion af damp/luft blandinger har været afprøvet i umættet zone ved pilotskala oprensning/forsøg i Tyskland. Ved injektion af ikke kondenserbare gasser under vandspejlet vil der være opdriftseffekter som kan forhindre eller besværliggøre anvendelsen, afhængig af geologien. Ved iblanding af luft reduceres den energimængde jorden kan tilføres pr. tidsenhed i forhold til injektion af ren damp.

Dampudbredelseshastigheden er styret af jordens permeabilitet. Ved mindre forskelle i permeabilitet udbreder dampfronten sig stort set med ens hastighed over hele injektionshøjden af filteret, idet varmeledningen er tilstrækkelig hurtig sammenholdt med dampfrontens hastighed til at udjævne temperaturen i det vertikale plan. Ved store kontraster i permeabiliteterne vil dampen og dermed varmen udbrede sig, der hvor permeabiliteten er størst.

Effekt af temperaturstigning

Effekten af temperaturstigningen på de klorerede opløsningsmidler er højere damptryk, større Henrys lov konstant, mindre sorptionskonstant, svagt stigende opløselighed samt stigende diffusionsskonstanter og øget mobilitet for frie faser (reduceret viskositet). Herudover vil der ved kogning i jorden kunne forekomme "steam drive", dvs. generering af damp i jorden, der strømmer fra varme lav permeable områder med intern kogning ud til mere høj permeable områder, hvor en egentlig luftstrømning forekommer som følge af vakuumventilering. Dette betyder, at det er vigtigt at have hele det forurenede område opvarmet til kogepunktet for at kunne opnå denne effekt. Fuld udnyttelse af "steam drive" effekten opnås ved cyklisk dampinjektion, hvor der alterneres mellem injektion af ren damp, dvs. opvarmning til kogepunkt og herefter påføring af så stort vakuum som muligt for at ekstrahere stof fra de mindre permeable områder og herved komme over de kinetiske begrænsninger, der forårsages af diffusion.

Ved opvarmning til omkring 100 °C og samtidig tilstedeværelse af ilt er det dokumenteret, at der foregår en vådoxidation af klorerede opløsningsmidler, og andre organiske stoffer. Halveringstiden for nedbrydningen er beliggende i intervallet 5-10 dg⁻¹.

Identificerede problemer

En gennemgang af litteratur om dampstripping som oprensings metode viser en række potentielle problemer for anvendelsen af metoden. Der kan opstå en spredning af forureningen i horisontal retning, hvis der injiceres damp fra midten af forureningen ud mod randen, dette gælder især hvis der injiceres ren damp. Hvis der injiceres en damp/luft blanding er det vigtigt at have så kraftig vakuum ventilering, at der ikke opstår spredning ud af systemet enten mod overfladen eller i horisontal retning væk fra området. Den optimale boringsplacering er således at injicere fra uforurenet område ind mod det forurenede.

Den øgede mobilitet af frie faser af klorerede opløsningsmidler og vand, kan i nogle tilfælde udgøre en trussel for vertikal spredning. En analyse af energimængden der er nødvendig til opvarmning af jorden viser, at der typisk skal anvendes i størrelsen 75 kg damp/m³ jord. Dette betyder, at kondensatfrontens tykkelse typisk vil være 8-12 % af afstanden fra boringen, under forudsætning af at vandet ikke synker ned. At der er et fast forhold mellem jordmængden og frontens tykkelse betyder, at opkoncentreringen i fronten kan estimeres. Det kan på denne baggrund udledes, at der vil foregå en opkoncentrering i størrelsen en faktor 4 i fronten i forhold til den jord der opvarmes. Mobiliteten for vand, PCE, TCE, DCE og 1,1,1 TCA forøges omtrentlig lige meget (3-4 gange) i intervallet fra 10 °C og op til blandingerens kogepunkt. For TCM ses en noget kraftigere effekt, idet mobiliteten øges op til 6 gange, eller dobbelt så meget som mobilitetsøgningen for vand. Dette indikerer, at hvis der eksisterer jordkoncentrationer i størrelsesordenen $\frac{1}{4}$ af residualmætningen eller herover vil der være en potentiel risiko for udsynkning af fri fase. Dette gælder for de fleste af opløsningsmidlerne. For TCM gælder specielt, at det er $\frac{1}{8}$ af residualmætningen, der er den kritiske værdi. Residualmætningen for klorerede opløsningsmiddel er i størrelsesordenen 1.000-100.000 mg/kg afhængig af jordtype, doseringsmønster og egenskaber af opløsningsmidlet.

Densitetsforskellen mellem vand og opløsningsmiddel, der indgår i beregningen af nødvendig trykhøjde for indtrængen af den frie fase i vandfyldte sprækker, reduceres også med temperaturen, hvilket reducerer risikoen for indtrængen i sprækker. Da der opbygges mættede forhold for vand i kondensatfronten ved injektion af ren damp, vil en vertikal nedsivning af vandet også kunne forekomme. Dette vand vil indeholde forhøjede koncentrationer af opløsningsmidler, og kan lede til en forøget påvirkning af underliggende magasiner, hvis det ikke oppumpes.

Ved iblanding af luft i dampen kan opkoncentreringen helt undgås under injektion i den umættede zone, ligesom en reduktion af de opløste koncentrationer i fronten vil være en sidegevinst.

Udover disse problemer er der en række uafklarede spørgsmål omkring økologiske korttidseffekter samt mulige geotekniske påvirkninger. Dette er ikke behandlet i rapporten.

Brüel og Kjær grunden

Oprensningen med dampstripping på Brüel og Kjær grunden fandt sted i perioden sommeren 97 til foråret 98 med den endelige slutdokumentering ultimo 98. Forud for oprensningen var der i forsommeren 97 udført et injektionsforsøg med damp i en periode over ca. 14 dg.

Geologi og hydrogeologi

Geologien på lokaliteten består af smeltevandsaflejringer aflejret i et vekslende flodsystem. Komstørrelsesfordelingen varierer fra silt til finsand

over korte afstande såvel vertikalt som horisontalt. De termiske egenskaber for sedimentet er givet ved typiske varmekapaciteter på 0,4-0,6 kWh/m³ °C, ved de vandmætninger prøveme er udtaget under. Der er fundet varmeledningstal i størrelsen 0,3-2,1 W/mK, med de laveste værdier i det tørreste og groveste materiale og de højeste værdier i det mest fugtige og mest finkornede. De konstaterede varmeyfilder svarer til, at der skal anvendes 55 kWh/m³ til opvarmning af jorden til 100 °C, svarende til ca. 75 kg damp/m³.

Der træffes et regionalt grundvandsmagasin ca. 15 m. i sandlaget. Dette strækker sig ned til 60 m., hvor kalken træffes enten direkte under sandet eller under et tyndt morænelerslag. Opstrøms forureningen B&K findes en herreløs forurening med TCE og PCE med niveauer i størrelsesordenen 500 µg/l der transporteres ind under grunden.

Forureningssituation

Forureningen bestod af en blanding af TCE og PCE stammende fra affedtningsbade, et utæt kloaksystem og overflade spild. Der blev i forbindelse med etableringen af boringerne til anlægget udtaget jordprøver fra hver anden meter, i alt 137 jordprøver til kemisk analyse for opløsningsmidler. Gennemsnitsskoncentrationen var ca. 5,5 mg/kg totalt med PCE som klart dominerende komponent (83 %). Den maksimale koncentration der blev konstateret var ca. 500 mg/kg i en enkelt prøve. Hovedparten af prøver indeholdt opløsningsmidler i µg/kg niveau. Forureningen blev skønnet til at være fordelt i ca. 12.000 m³ jord med hot-spot på ca. 3.300 m³, ned til 15 meters dybde.

Dimensionering

Oprensningen blev dimensioneret på baggrund af et indledende forsøg med dampinjektion centralt i det forventede hot-spot med 3 ekstraktionsboringer placeret i randen. Der blev ikke pumpet vand op til kontrol af eventuel tab nedadtil. På baggrund af jordprøver fra før og efter forsøget blev det vurderet, at oprensning med dampstripping ville være en effektiv løsning på jordforureningsproblemet på B&K. Formålet med oprensningen var en afmelding af grunden som affaldsdepot.

Forud for forsøget og inden anlæggets installation var der ikke udført permeabilitetsbestemmelser, eller bestemmelser af de termiske egenskaber for sedimentet. Dette blev gjort som en del af teknologiprojektet efter, at det egentlige anlægsarbejde var udført. Udover bestemmelse af disse parametre indeholdt teknologiprogrammet også et nærmere studie af temperatur, tryk og koncentration af de klorerede opløsningsmidler i tre boringer med filtre i tre dybder, samt med forskellig afstand til en dampinjektionsboring.

Permeabilitetsbestemmelserne viste en forskel i både vertikalt plan og i retning fra den boring, der blev anvendt til pumpeboring. Dette blev i et vist omfang afspejlet i udbredelsen af dampen, idet det kunne observeres, at segmentet med lavest permeabilitet ikke opnåede damptemperaturer til trods for, at de over og underliggende segmenter havde dampgennembrud.

Dampkilden var en lejet oliefyret dampgenerator, der under forløbet blev tilkoblet 5 forskellige boringer til injektion, således at der kun blev injiceret fra én boring ad gangen. Behandlingsanlægget bestod af en manifold med flowmålere og reguleringsventiler, tre parallelle vakuumpumper med efterfølgende varmevekslere og cykloner til separation af kondensat og "tør" gas. Kølevandet til vekslerne blev recirkuleret over industrikøleaggregater. Kondensatet blev ledt til tanke for destruktion på Kommunekemi. Gasfasen blev ledt til 2 alternerende aktive kulfiltre med on-site regenerering.

Kondensatet fra regenereringen af kullene blev tilført palletankene for destruktion. Den rensede luft blev ledt til atmosfæren via en høj skorsten.

Drift

Driften forløb i en række faser. I første fase (3 døgn) blev der udelukkende pumpet luft, dvs. en traditionel vakuumventilering. I fase 2-6 blev der injiceret damp i fem forskellige områder. Der blev injiceret i 29 døgn med en samlet injektion på ca. 700 tons damp svarende til en energimængde på 511.000 kWh. I sidste fase blev der igen kørt traditionel vakuumventilation. Totalt varede de 7 faser knap 5 mdr. I fase 1 blev der fjernet 38 kg stof, svarende til en gennemsnitlig fjernelsesrate på 40 g/h boring. I faserne 2-6 blev der i alt fjernet 505 kg med en middel fjernelsesrate på 140 g/h boring. I fase 7 blev der fjernet 275 kg med en middel fjernelsesrate på 8 g/h boring. De maksimale koncentrationer der blev observeret i den opsugede luft var op til godt 50.000 mg/m³ svarende til en fjernelsesrate på godt 3 kg/h boring. Vakuumflowet på de enkelte boringer blev varieret mellem 0 og 100 m³/h, afhængig af tidspunktet. Den samlede stoffjernelse gennem oprensningen var 830 kg. I forbindelse med injektionsforsøget blev der yderligere fjernet omkring 600 kg svarende til en samlet fjernelse på 1400-1500 kg.

Restforurening

Poreluften umiddelbart under overfladen blev målt både før, under og efter oprensningen. Det kunne observeres, at koncentrationen steg voldsomt i poreluften ved opvarmningen pga. af utilstrækkeligt vakuum i disse områder. Koncentrationen i poreluften er generelt blevet nedbragt med en-to størrelsesordener, men det kan samtidig konstateres, at forureningen efter oprensningen er udbredt i et større område end tidligere. De efterladte koncentrationer i poreluften, bedømt på baggrund af middelværdier over to analyserunder, antager værdier i intervallet 0,03-185 mg/m³ med en middelværdi på 23 mg/m³. Til sammenligning var startværdierne 0-400 mg/m³ med et gennemsnit på knap 50 mg/m³. Det skal understreges, at disse målinger blev udført efter injektionsforsøget, hvor der blev fjernet adskillige hundrede kilo opløsningsmidler. I forbindelse med tidligere undersøgelser var der fundet niveauer i 100-1000 mg/m³ over et større område.

Restkoncentrationen i jorden af opløsningsmidler er forsøgt vurderet på baggrund af fasefordelingsberegninger på poreluftkoncentrationer i filtrene i M1-M3. Det vurderes her, at der omkring disse filtre er et restindhold på op til 500 µg/kg TS. Større koncentrationer forekommer sandsynligvis lokalt hvor dampfronterne fra de forskellige injektionsboringer har mødt hinanden.

Konklusioner

På baggrund af den teoretiske gennemgang og den udførte oprensning kan der drages følgende konklusioner om dampstripping som metode:

- Dampstripping er en enkel måde at få opvarmet jord med tilstrækkelig permeabilitet. Dampen udbreder sig langs højpermeable zoner og kan ved vameledning trænge ind i mindre permeable områder
- Vameledning er en relativt langsom proces sammenholdt med transport af damp ved strømning. Opvarmning af et 3 meter tykt jordlegeme til kogepunkt ved vameledning kræver, at der injiceres damp omkring det i en periode af ca. 1 måned. På Brüel og Kjær grunden var injektions tiden i de forskellige områder typisk af en varighed på 1 uge, hvilket medførte at delområder ikke opnåede damptemperatur.
- Dampstripping er en særdeles effektiv metode til accelerering af enoprensning. I den konkrete sag ses ændringer i ekstraktionsraten fra 200 g/h til 3000 g/h svarende til mere end 10 gange forøgelse i de områder hvor der er fuldt dampgennembrud.
- Der kan opstå så høje koncentrationer i kondensatfronten, at fri fase kan bevæge sig vertikalt. Forudsætningen er, at der i forvejen eksisterer høje

jordkoncentrationer. Formentlig skal koncentrationerne være 1000 mg/kg eller mere for at der er tilstrækkelig koncentration til at den frie fase kan blive mobil. TCM viser ud fra de teoretiske beregninger at have det største potentiale for mobilisering. På baggrund af de fundne koncentrationer vurderes der ikke at have været stor risiko for vertikal transport af fri fase ved oprensningen på Brüel og Kjær grunden.

- Det mest sikre placering af boringer til dampstripping er injektion fra randen af forureningen ind mod centrum kombineret med oppumpning fra centrum af både vand og luft. Herved forhindres en spredning væk fra området hvor der foretages oppumpning. På Brüel og Kjær grunden benyttede man injektion inde i centrum af forureningen med vakuumventilation i randen af injektionen – den omvendte strategi. Der blev ikke oppumpet vand fra det underliggende magasin direkte i centrum af behandlingsområdet. Grundvandsoppumpning blev foretaget via eksisterende afværgeboringer umiddelbart øst for området. Dette har resulteret i en mindre spredning af forurening hvilket er afspejlet i forhøjede poreluftkoncentrationer under overfladen efter oprensningen i områder der tidligere var mindre påvirket, ligesom der sandsynligvis har været et tab til grundvandet.
- Man kan til dels styre hvilken fase stoffene fjernes på ved at blande dampen med luft i injektionen. Herved opnås to ting, opkoncentrering i kondensatfronten undgås samtidig med, at stoffet kommer over på gasfasen og bliver umiddelbart tilgængelig for vakuumventilering. Ved injektion af ren damp vil det meste af stoffet blive i vandfasen og skal herfra diffundere til gasfasen for at blive transporteret væk med vakuumventilation. Under vandspejlet kan det ikke umiddelbart anbefales at injicere luftblandet damp. Efter gennembrud i ekstraktionsboringerne af luft/damp blandingen injiceres ren damp så kogepunktstemperaturer opnås. Denne teknik blev ikke anvendt på Brüel og Kjær grunden, hvilket betød at efter, at opvarmningen var standset, var der en relativt lang efterfølgende fase med vakuumventilation, hvor der var kinetiske begrænsninger for fjernelseshastigheden. Da der ikke blev oppumpet vand direkte i centrum af forureningen under oprensningen, kan det ikke vurderes præcist hvilken mængde, der er transporteret ned som opløst stof. Af den mængde opløsningsmidler, der er oppumpet via vakuumelektraktionen, er knap 25 % fjernet sammen med kondensering af vandet i køleren og 75 % fjernet i kulfilter.
- Cyklisk dampinjektion kan med fordel anvendes når jorden er opvarmet til kogepunktet. Ved denne teknik alterneres mellem injektion af damp og påtrykning af vakuum således, at der ved trykfaldene opnås kogning i jorden. Den producerede damp kan virke som transportvej for stof indelukkede i mindre permeable områder af jorden samt stoffet der eventuelt er efterladt i kondensatfronten. Denne teknik blev ikke anvendt på Brüel og Kjær grunden, hvilket var en medvirkende årsag til en relativt lang periode med vakuumventilation efter opvarmningen var afsluttet.
- Ved injektion i dybe områder er varmetabet til omgivelserne beskedent. På Brüel og Kjær grunden blev det konstateret, at ca. 5 % af den injicerede energi over opvarmningsperioden blev tabt til overfladen. Det typiske tab sås at være i størrelsen 1-5 kWh/m³ måned afhængig af temperaturgradienten. Til sammenligning skulle der med de fundne varmekapaciteter bruges 55 kWh/m³ til opvarmning til 100 °C. Varmefjernelsen ved ekstraktionen var i størrelse 1-5 kWh/m³ jord måned, altså af nogenlunde samme størrelsesorden som det passive tab til omgivelserne.
- De indledende vurderinger af forureningsmassen var underestimeret. Der blev inden opstart udtaget 137 jordprøver, hvilket er relativt mange.

Gennemsnitsindholdet af klorerede opløsningsmidler var 4,5 mg/kg. Der blev ved oprensningen fjernet 1400-1500 kg totalt. Med et samlet påvirket jordvolumen på ca. 12.000 m³ svarer den fjernede mængde til en gennemsnitskoncentration på ca. 70 mg/kg, eller mere end 10 gange den anslåede værdi, til trods for det store antal analyser.

Summary and conclusions

Steam stripping is a remediation technique in which the injection of either steam or a mixture of steam and air is combined with extracting pore air and/or groundwater from the soil.

If only steam is injected, a front of condensate forms in the soil so that first cold water, then warmer water and, finally, steam, washes through the contaminated soil, the steam taking the contaminant with it up to the condensation front. Thus the front may contain concentrations up to saturation of the substances present. Steam can be injected both below and above the groundwater table. If only steam is injected, most of the contaminant will be either dissolved in the water phase or found in free phase in the condensation front.

If a mixture of steam and air is injected, a condensation front is formed in the same way as when only steam is injected. However, the front is not quite as well-defined as in steam-only injection because the non-condensable part of the air injected distributes the heat in the front more evenly. If mixtures of steam and air are injected, contaminant will constantly be removed from the front by the non-condensable air injected. For this reason, most of the pollutant is removed in gaseous form if air is mixed with the steam injected into the soil. The injection of steam/air mixtures into the unsaturated zone has been tested in a pilot-scale remediation in Germany. Injecting non-condensable gases below the water table results in a buoyancy effect which may prevent or hinder usage of this method, depending on the geology. Adding air to the steam injected into the soil reduces the amount of energy which can be added to the soil per time unit.

The rate at which the steam spreads in the soil depends on the permeability of the soil. If there are small differences in permeability, the steam front generally spreads at a uniform speed at the entire injection height of the filter: the heat conduction is fast enough relative to the speed of the steam front to equalize the temperature vertically. If there are wide variations in the permeability of the soil, the steam and thus the heat will spread where the permeability is greatest.

Effect of Temperature Increase

The effects of the temperature increase on the chlorinated solvents are a higher steam pressure, a higher Henry's Law constant, a lower sorption constant, and a slightly higher solubility, along with increasing diffusion constants and greater free-phase mobility (reduced viscosity). In addition, if the soil matrix is heated to the boiling point, "steam drive" may occur, i.e. steam is generated in the soil, flowing from hot low-permeable areas which are boiling inside into more highly permeable areas in which an actual flow of air occurs as a result of the vacuum extraction process. This means it is important to heat the entire contaminated area to the boiling point in order to achieve this effect. Full utilization of the steam drive effect can be accomplished by cycling the injection of steam: alternating between the injection of pure steam, i.e. heating the soil to the boiling point, and the application of as much vacuum as possible to extract substances from the less permeable areas and thus overcome the kinetic limitations caused by diffusion.

It has been documented that when the soil matrix is heated to about 100°C and oxygen is present in the soil, a hydrous pyrolysis oxidation of the chlorinated solvents and other organic compounds in the soil occurs. The half-life for degradation of these compounds is in the range of 5-10 dg⁻¹.

Identified Problems

A review of the literature on steam stripping as a remedial technique revealed a number of potential problems with using this method. The contamination may spread in a horizontal direction if steam is injected from the middle of the contaminated area out towards its edges. This is especially true if only steam is injected. If a mixture of steam and air is injected, it is vital to apply a vacuum strong enough to keep the contaminants from spreading outside the system, either towards the surface or horizontally away from the contaminated area. The optimal well placement is thus injecting from uncontaminated soil in towards the contaminated area.

The increased mobility of free phases of chlorinated solvents and water may sometimes cause an increased risk of vertical spreading of the contaminants. One analysis of the amount of energy necessary to heat up the soil showed that usually about 75 kg steam/m³ soil is required. This means that the thickness of the condensation front is typically 8-12 % of its distance from the well, providing that the condensate does not move downwards. Since there is a set relationship between the amount of soil and the thickness of the condensation front, the elevated concentration of contaminant in the front can be estimated. From this can be concluded that the concentration of contaminant in the front is four times higher than in the soil that is heated. The mobility of water, PCE, TCE, DCE and 1,1,1 TCA increases about the same amount (3-4 times) in the interval between 10°C and the boiling point of the mixture. With TCM, there is a somewhat stronger effect: its mobility increases up to sixfold, or twice as much as the mobility of water increases. This indicates that if soil concentrations exist that are about one-fourth or more of the residual saturation, there is a potential risk of that free-phase contaminant will move downwards in the soil. This is true in the case of most solvents. One exception is TCM, for which the critical value is one-eighth of the residual saturation. The residual saturation for chlorinated solvents is 1000-100,000 mg/kg depending on soil type, how much of the solvent entered the soil and how fast, and the properties of the solvent.

The difference between the densities of water and the solvent – which is used to compute the pressure head necessary for the penetration of free phase into water-filled cracks – also decreases with the temperature, which reduces the risk of penetration into cracks. Since the injection of only steam gradually creates saturation conditions for water in the condensation front, a vertical percolation of water downwards could also occur. This water would contain elevated levels of solvent and could lead to an increased impact on aquifers deeper down if not extracted.

By mixing air with the steam, this increase in concentration could be avoided completely when the mixture is injected into the unsaturated zone, and a reduction of the elevated concentrations of dissolved solvent in the front would be an added bonus.

In addition to these problems, there are a number of unanswered questions about short-term biological effects and possible impact on the soil mechanics. These subjects are not dealt with in this report.

The Brüel og Kjær Site

The remediation of the Brüel og Kjær site by steam stripping took place between the summer of 1997 and the spring of 1998; final documentation of

the remediation was carried out at the end of 1998. Prior to this remediation project, an test was run with steam injection for a period of about 14 days in the early spring of 1997.

Geology and Hydrogeology

The geology of the site consists of alluvial sediments deposited in a braided river system. The particle size distribution varies from silt to fine sand over short distances, both vertical and horizontal. The thermal properties of the sediment at typical heat capacities of 0.4-0.6 kWh/m³ °C and at the water saturations at which the samples were taken can be found in the literature. Coefficients of thermal conductivity on the order of 0.3-2.1 W/mK have been found the lowest values found in the driest and coarsest material and the highest values in the moistest and most finely grained sediment. The specific heat values found correspond to 55 kWh/m³ being necessary to heat the soil to 100°C, corresponding to about 75 kg damp/m³.

There is a regional groundwater reservoir about 15 mbgs (meters below ground surface) in the sand layer. It extends down to 60 mbgs, where the limestone lies either directly under the sand or under a thin layer of moraine clay. Upstream from the contamination at the Brüel & Kjær site is a contamination of unknown origin with TCE and PCE at levels of about 500 µg/L being transported under the site.

Contamination Situation

The contamination consisted of a mixture of TCE and PCE from degreasing operations, a leaking sewer system, and surface spills. When wells were drilled for the remediation project, soil samples were taken at every other meter, which meant there were a total of 137 soil samples subsequently chemically analyzed for solvents. The average concentration was about 5.5 mg/kg in total, with PCE clearly the dominant component (83%). The maximum concentration found was about 500 mg/kg in a single sample. Most of the samples contained solvents at the µg/kg level. The contamination was estimated to be dispersed in about 12,000 m³ of soil with a hot spot about 3300 m³ in size extending down to a depth of 15 meters.

Dimensioning

The extent of the remediation project in various respects was determined on the basis of a preliminary test with steam injection in the middle of the probable hot spot and three extraction wells located at the edge. No water was extracted to check for possible downward loss of contaminant. On the basis of soil samples from before and after this test, it was estimated that steam stripping remediation would be an effective solution to the soil contamination problem at the Brüel & Kjær site. The purpose of the cleanup was to be able to cancel the site's classification as a waste disposal site.

Prior to the test and before the remediation system was installed, no determinations were made of the permeability or the thermal properties of the sediment. This was done as a part of the technology project after the actual installation of the remediation system. Besides determination of these three parameters, the technology program also included a closer study of temperatures, pressures and concentrations of the chlorinated solvents in three monitoring wells with filters at three depths and located at different distances from a steam injection well.

Permeability determinations revealed both vertical and horizontal differences. To a certain extent, this was reflected in the spread of the steam: it was observed that the segment with the lowest permeability did not reach steam temperatures, in spite of the fact that the steam penetrated the segments above and below it.

The source of steam was a rented oil-fired steam generator connected to five different injection wells at different times, with steam being injected from only one well at a time. The treatment system consisted of a manifold with a flow meter and regulating valves, three parallel vacuum pumps, with downstream heat exchangers and then cyclones to separate condensate and “dry” gas. The cooling water for the heat exchangers was recirculated through industrial cooling units. The condensate was piped into tanks later taken to the Kommunekemi hazardous waste treatment facility. The gaseous phase was put through two alternating granular activated carbon filters with on-site regeneration. The condensate from the filter regeneration was put in pallet tanks, also for transport to Kommunekemi. The cleaned air was emitted into the atmosphere from a high stack.

Operations

Operations consisted of a number of phases. In the first phase (72 hours), only air was used to ventilate the soil, i.e. in a traditional vacuum extraction process. In Phases 2-6, steam was injected into five different areas: a total of about 700 metric tons of steam was injected over 29 days, corresponding to 511,000 kWh of energy. The final phase consisted of traditional vacuum extraction again. The seven phases had a total duration of just under five months. In the first phase, 38 kg of solvent was removed, corresponding to an average extraction rate of 40 g/h per well. In the Phases 2-6, 505 kg of solvent was extracted, corresponding to an average extraction rate of 140 g/h per well. In the last phase, 275 kg of organic compounds were extracted at an average extraction rate of 8 g/h per well. The maximum concentrations observed in the extracted air were as high as 50,000 mg/m³, which corresponds to an extraction rate of over 3 kg/h per well. The vacuum flow in the individual wells was made to vary between 0 and 100 m³/h, depending on when in the five months of the extraction process it was measured. A total of 830 kg of solvent was extracted in the remediation. An additional 600 kg was extracted in connection with the injection test, making the total amount extracted between 1400 and 1500 kg.

Remaining Contamination

The soil gas just below the ground surface was tested before, during and after remediation. It was observed that concentration of contaminants increased dramatically in the soil gas when the soil was heated, due to insufficient vacuum in these areas. The concentration of contaminants in the soil gas was generally reduced by one or two orders of magnitude, but it must also be noted that, after the remediation, the contamination was spread out over a larger area than before. The contaminant concentrations remaining in the soil gas, estimated on the basis of average values from two rounds of testing, are presumed to be in the range of 0.03-185 mg/m³, with an average value of 23 mg/m³. By comparison, the starting values were 0-400 mg/m³, with an average of not quite 50 mg/m³. It must be emphasized that these tests were performed after the injection test, which removed several hundred kilos of solvent. In previous investigations, levels of 100-1000 mg/m³ were found in a large area.

We attempted to assess the remaining concentration of solvents in the soil on the basis of computations of the phase distribution from soil gas concentrations in the filters M1-M3. We estimated that the soil near these filters still contains levels of up to 500 µg/kg dry matter. There are probably higher concentrations locally, where the steam fronts from the different injection wells met.

Conclusions

On the basis of the literature review and the remediation performed, the following conclusions can be drawn about steam stripping as a remediation technique:

- Steam stripping is a simple way to heat up soil with a sufficiently high permeability. The steam spreads along high-permeable zones and may through heat conduction penetrate less permeable areas.
- Heat conduction is a relatively slow process compared to the transport of steam by flow. Heating a three-meter-thick body of soil to the boiling point using heat conduction requires the injection of steam around the area for a period of about one month. At the Brüel & Kjær site, the injections in the various areas had a typical duration of one week; as a result, some parts of each area did not reach steam temperature.
- Steam stripping is an extremely effective way to accelerate a remediation process. In this case, a rise in the extraction rate from 200 g/h to 3000 g/h was observed: an increase of more than ten times in areas where there was full steam penetration.
- Concentrations in the condensation front may become so high that free phase compounds may move in a vertical direction. For this to happen, there must be high concentrations of the substance in the soil prior to remediation, presumably at least 1000 mg/kg before the concentration is high enough to allow the free phase to become mobile. According to our computations, TCM has the greatest potential for vertical mobilization. With the concentrations found, however, we estimate there was no great risk of vertical transport of free phase during the remediation of the Brüel & Kjær site.
- The best placement of steam injection wells is injection from the edges of a contaminated area in towards the center of the area, combined with extraction of both air and water from the center. This keeps the contaminant from spreading away from the extraction area. At the Brüel & Kjær site, steam was injected into the center of the contaminated area out towards extraction wells at the edges – i.e. the opposite strategy. No groundwater was pumped up from the aquifer below the center of the treated area. Groundwater was extracted from existing remedial wells next to the area, to the east. This resulted in a minor spread of the contamination, which can be seen from the elevated levels of contaminant in soil gas below ground surface found after termination of the remediation project, in areas that were less contaminated, just as there was presumably also some transport of contaminant into the groundwater below.
- It is possible to control to some extent the phase in which the contaminant is when extracted by mixing air with the injection steam. Two things are to be gained by this: 1) higher levels of contaminant in the condensation front are avoided and 2) the contaminant is transformed into its gaseous phase, which makes it easier to remove by vacuum extraction. With the injection of steam only, most of the contaminant remains in the water phase and must then diffuse into the gaseous phase before it can be transported away by vacuum extraction. Below the water table, the first choice for injection would not usually be air mixed with steam. After breakthrough into the extraction wells of the air/steam mixture, then only steam is injected so that the soil reaches the boiling point. This technique was not used at the Brüel & Kjær site, which meant that after the heating process had stopped, there was a relatively long phase of vacuum extraction in which there were kinetic limitations to the extraction rate. Since water was not extracted from a well in the center of the contaminated area during the remediation, we cannot estimate with any precision the amount of dissolved contaminant that was transported downwards. Of the solvent extracted from the soil in the vacuum extraction process, not quite 25% was removed in the

condensation of the water in the cooler and 75% in the activated carbon filter.

- Cyclic steam injection can be used with good results once the soil has been heated to the boiling point. In this technique, steam injection is alternated with the application of vacuum so that the soil “boils” when the pressure drops. The steam produced can function as a transport route for contaminant trapped in less permeable areas of the soil and any contaminant that may remain in the condensation front. This technique was not used at the Brüel & Kjær site, which was part of the reason why there was a relatively long period of vacuum extraction after heating was concluded.
- When steam was injected into deeper-lying areas, there was only a modest loss of heat into the surroundings. At the Brüel & Kjær site, it was found that about 5% of the energy injected during the heating stage was lost to the surface. The loss was typically 1-5 kWh/m³ per month, depending on the temperature gradient. By comparison, with the heat capacities found, it was necessary to use 55 kWh/m³ to heat the soil up to 100°C. Heat removal during the extraction process was 1-5 kWh/m³ of soil per month, i.e. about the same as the passive loss into the surroundings.
- The preliminary assessment of the extent of the contamination was an underestimate. Before the remediation started, 137 soil samples were taken, which is a relatively high number. The average content of chlorinated solvents was 4.5 mg/kg. Remediation removed a total of about 1400-1500 kg. With a total contaminated soil volume of about 12,000 m³, the amount extracted corresponds to an average concentration of about 70 mg/kg, or more than ten times the amount estimated, in spite of the large number of samples analyzed.

1 Indledning

Klorerede opløsningsmidler har igennem den seneste årrække fået stor opmærksomhed på grund af deres toksikologiske egenskaber (TCE og PCE er vurderet humant carcinogene (Miljøstyrelsen 1996)) og deres optræden i drikkevandsressourceme. Klorerede opløsningsmidler har via deres brede anvendelse som affætningsmidler i industrien (TCE, TCM, TCA) og anvendelse til tøjrensning (PCE) haft mulighed for en bred geografisk spredning. De fysiske kemiske egenskaber af disse stoffer med en densitet større end vands, lav viskositet og overfladespænding bevirker, at stofferne kan spredes dybt ned i grundvandet i forhold til eksempelvis oliestofferne. Samtidig er den biologiske nedbrydelighed af de klorerede opløsningsmidler lav sammenlignet med oliestofferne. Stofferne har ligeledes et højt damptryk, der bevirker, at de på gasform kan transporteres ind i bygninger lokaliseret i nærheden af spild. Disse faktorer har bevirket, at fokus på oprensningen af netop disse stoffer er stor.

Oprensning af klorerede opløsningsmidler kan foregå ved forskellige teknikker afhængig af hvilken risiko, der ønskes elimineret eller reduceret. Tidligere har de fleste afværgeforanstaltninger været foretaget ved afværgepumpning eller opgravning. Erkendelsen af at afværgepumpning er en meget langsigtet strategi har ført til at udviklingen af forskellige in-situ metoder har taget fart. Samtidig er erkendelsen af, at opgravningen ikke altid løser alle problemer også blevet større. De in-situ metoder der har været anvendt til oprensning af klorerede opløsningsmidler har primært været vakuumventilering og air-sparging. I en række tilfælde har det vist sig, at også disse metoder kan have lange tidsperspektiver, og at en tilfredsstillende lav restforurening ikke har kunnet opnås.

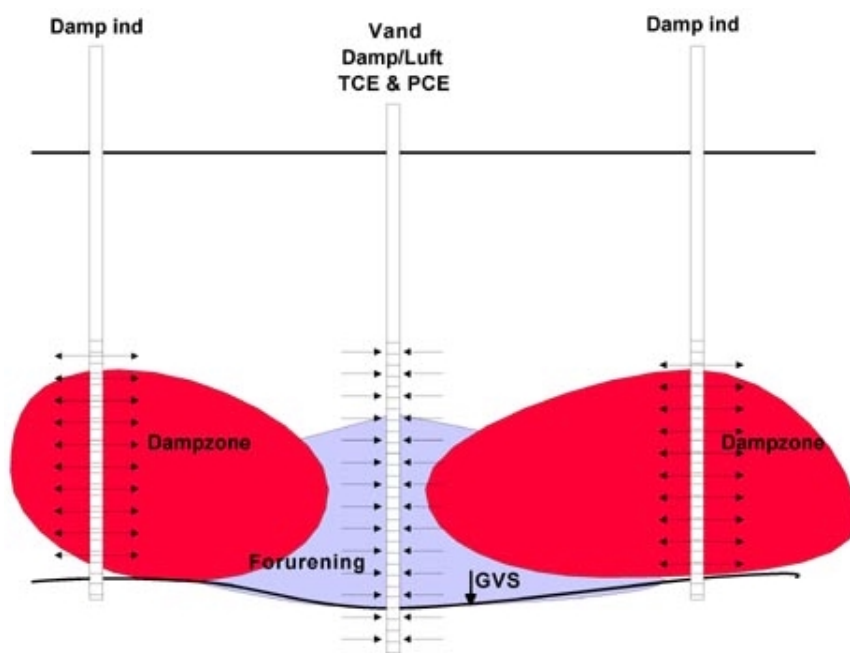
Lange oprensningstider skyldes ofte at, oprensningen bliver diffusionsbegrænset pga. at forureningen er trængt ind i mindre permeable dele af jordmatricen. Disse stofmængder vil ved anvendelse af de konventionelle in-situ metoder kunne afgives over en lang tidsperiode og derved trække oprensningstiden ud eller ultimativt forhindre en oprensning. En metode der ser ud til at imødegå disse begrænsninger er en opvarmning af jorden til kogepunktet kombineret med en oppumpning af vand/damp/luft. Der findes jf. Heron et al. 1998a en række metoder til opvarmningen bl.a. dampinjektion, elektrisk opvarmning og radiobølger. I denne rapport er der set nærmere på dampinjektion som metode til opvarmning.

Rapporten indeholder teoretiske beskrivelser af dampinjektion som metode og en gennemgang af resultater opnået på et fuldskalaprojekt udført af Brüel og Kjær A/S på deres grund i Nærum nord for København. Der er givet vurderinger af de opnåede resultater og foreslået retningslinier for hvordan fremtidige projekter bør sammensættes for at udnytte metoden bedst muligt, set i lyset af både de teoretiske sammenhænge såvel som de opnåede resultater fra oprensningen.

2 Dampinjektion som opvarmningsmetode

2.1 Princippet i dampinjektion

I figur 1 er det overordnede princip for dampinjektion vist. Damp eller damp/luftblandinger tilledes jorden gennem en række filtre og i andre filtre oppumpes vand/luft afhængig af hvor dampen injiceres.



Figur 1

Principskitse for dampinjektion over grundvandspejlet

Den opsugede luft/vand behandles ved overfladen i et behandlingsanlæg for forureningskomponenter, i figurens tilfælde TCE og PCE.

Injektion af damp kan også foregå under grundvandspejlet, hvor det så indtil dampen bryder igennem til ekstraktionsboringen udelukkende pumpes vand.

I de følgende afsnit er de forskellige aspekter omkring dampinjektion berørt ud fra en teoretisk vinkel. Dels gennemgås nogle overordnede forhold omkring damp og damp/luft blandinger og dels gennemgås effekterne af opvarmning af de enkelte stoffer.

2.2 Jords termiske egenskaber

Jord består af mineralske jordkorn med forskellig komstørrelse, porevand og i den umættede zone også en poreluftfase. I organiske jorde som tørv og gytje findes desuden en stor mængde naturligt organisk stof. Ved kraftige forureninger med organiske stoffer, kan der også forekomme en fri fase af disse. I langt de fleste tilfælde influerer den fri fase ikke på de termiske egenskaber.

Varmekapacitet

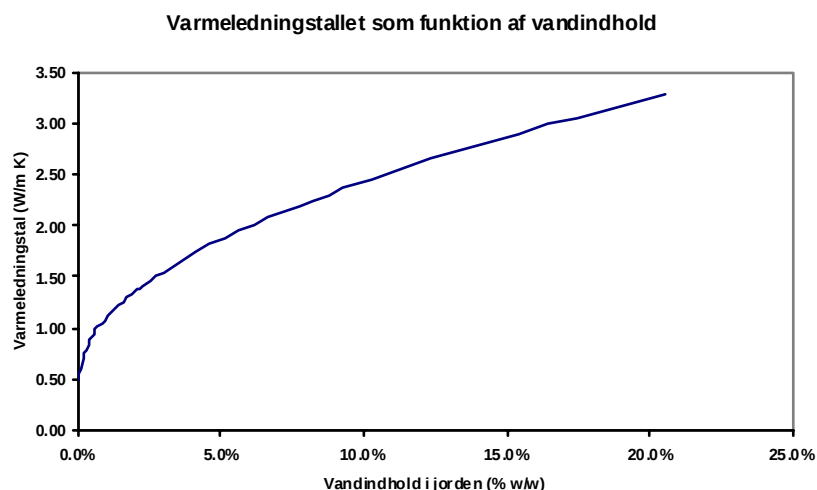
Varmekapaciteten af den mineralsk del af jorden varierer ikke meget for forskellige mineraler. I Thøgersen 1992 angives varmekapaciteten for forskellige mineraler til 0,7-0,8 kJ/kg K. Kilder refereret i Heron et al. 1998a angiver 1,0 kJ/kg K som et godt estimat for komenes varmekapacitet.

Vand har en varmekapacitet på 4,2 kJ/kg K og kræver således mere energi end kornene for at blive opvarmet. I den umættede zone træffes typisk vandindhold i jorden på 10-20 % afhængig af bl.a. kornstørrelsesfordeling og porøsitet. Dette giver samlede varmekapaciteter for intakt jord på 1,1-1,5 kJ/kg K svarende til et energiforbrug på opvarmning af 1 m³ fra 10 til 100 °C på 50-80 kWh.

Varmedledningsevne

Jords dårlige varmedledningsevne er et fænomen de fleste kender. Blot få meter nede i jorden er temperaturen stort set konstant over hele året til trods for store temperaturudsving ved overfladen. Jords varmedledningsevne varierer med vandindholdet (Heron 1999). I figur 2 er vist jords varmedledningstal som funktion af vandindholdet.

I selve meget tørre jorde er der normalt vandindhold på 5-10 %. Til



Figur 2

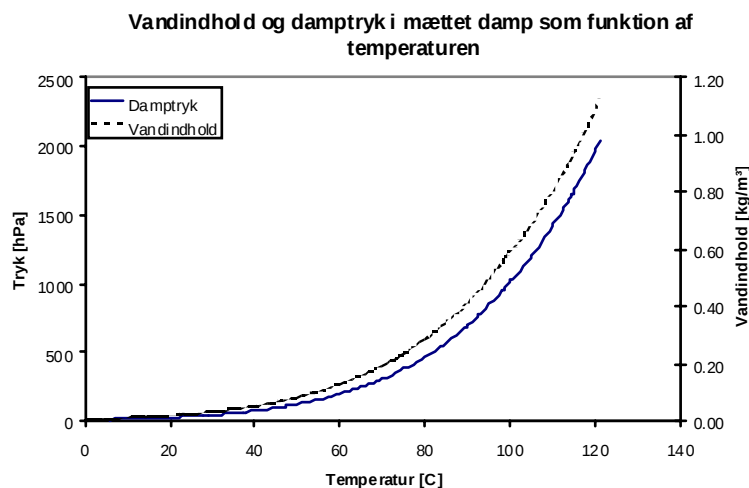
Varmedledningstallet for jord som funktion af vandindhold, data fra Heron 1999

sammenligning angiver Thøgersen 1992 varmedledningstal for diverse stentyper til 1,5-2,9 W/mK. Metaller der anses for meget varmedledende har varmedledningstal i størrelsen 100-400 W/mK og egentlige isolationsmaterialer i størrelsen 0,05-0,1 W/mK.

2.3 Damp og dampblandingers fysik-kemiske egenskaber

2.3.1 Damptryk og energiindhold

Damp er betegnelsen for vand på gasform. Ved mættet damp forstås gas hvor 100 % af indholdet er vand, tilsvarende umættet damp hvor vandindholdet er mindre end 100 % af indholdet. Typisk vil den del der ikke er vand bestå af atmosfærisk luft, eller ved oprensninger med vakuumekstraktion af jordluft. Mætninger på over 100 % kan ikke forekomme stabilt, da vandet så vil begynde at kondensere som frit vand. Faseovergangen mellem væske og gas kaldes for dampning og den modsatte



Figur 3

Sammenhæng mellem temperatur og vands damptryk. Data fra Thøgersen 1992

vej kondensation. Faseovergangen fra væske til gas kræver energi og udløser tilsvarende energi når gas overgår til væskeform. Denne energi omtales som fordampning/kondensationsenergi. I figur 3 er mætningskoncentrationen af vand i luft vist som funktion af temperaturen. Kurven kaldes også vandets damptrykskurve, da der er en umiddelbar sammenhæng mellem tryk og koncentration. Det ses, at ved kogepunktet (100 °C) er damptrykket svarende til atmosfæretrykket, indholdet af vand i luften er ca. 0,6 kg/m³. Hvis vandindholdet i en gasblanding er mindre end hvad der kan aflæses af damptrykskurven ved en givet temperatur tales om overhedet eller tør damp.

Relativ fugtighed

Ved damp/luft blandinger bruges begrebet relativ fugtighed. Relativ fugtighed er givet ved forholdet mellem det aktuelle vandindhold og det højeste vandindhold ved den givne temperatur. En luft blanding med temperatur 60 °C og relativ fugtighed på 80 % har eksempelvis et indhold på 0,1 kg/m³.

Dugpunkt

Dugpunktet (temperatur) for en blanding af vanddamp og luft er givet ved den temperatur hvor vanddampens tryk lige præcis svarer til damptrykskurven. Eksempelvis vil ovennævnte blandings dugpunktstemperatur være 48 °C.

Hvis damp blandes med luft vil en del af energien i dampen gå til opvarmning af denne. Der vil så opstå en blanding der er undermættet mht. vand. Afhængig af mængden af luft der indblandes og temperaturen af denne opnås forskellige temperaturer i blandingen. Den resulterende temperatur kan udregnes fra et såkaldt HX diagram, Thøgersen 1992.

I appendiks 1 er samlet en række tabeller for damp over vandindhold, massefylde, energiindhold mv.

Energiindholdet

Energiindholdet i damp og damp/luft blandinger består af fire komponenter: Vandets fordampningsenergi, vandets varmfylde (som væske og damp) og luftens varmfylde. Ved sammenligning af energiindhold i forskellige strømme anvendes en referencetemperatur, eksempelvis 0 °C. Det er på denne baggrund derfor muligt at udregne det eksakte energiindhold i en givet gasstrøm.

Fordampningsenergi

Fordampningsenergien afhænger af temperaturen, således at fordampningsenergien er størst ved lavetemperaturer. Ved 100 °C skal der bruges 2260 kJ/kg til fordampning, Thøgersen 1992. Denne værdi kan anvendes ved beregning af energiindhold i damp.

Varmefylde, luft

Varmefylden for tør luft varierer kun ganske svagt som funktion af temperaturen og kan for alle beregninger sættes til 1,0 kJ/kg K, Thøgersen 1992.

Varmefylde, vanddamp

Varmefylden for vanddamp varierer også som funktion af temperaturen (Thøgersen 1992), for praktiske tryk og temperaturer der anvendes ved dampinjektion, kan der anvendes en værdi på 1,9 kJ/kg K.

I tabel 1 er det samlede energiindhold beregnet for 1 m³ damp ved 120 °C beregnet med en reference temperatur på 10 °C, svarende til jordtemperaturen.

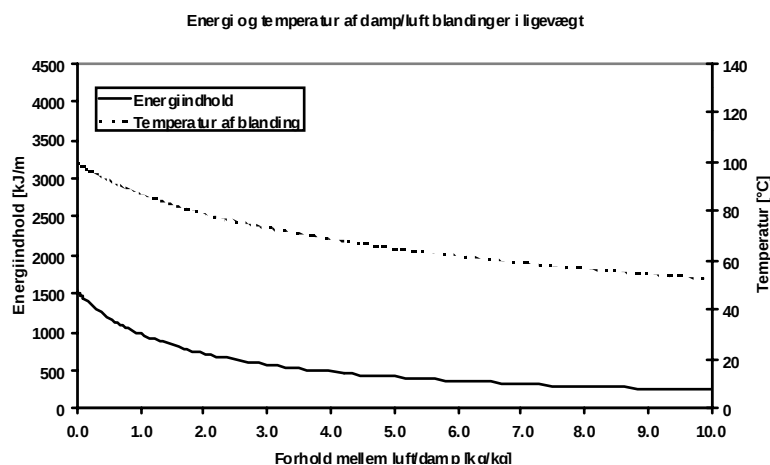
Tabel 1

Energiindhold i 1 m³ damp ved 120 °C (2,0 bar), 0,88 kg/m³

Proces	Energiindhold (kJ)	Energiindhold (%)
Afkøling damp 120 => 100 °C	2	0
Kondensation	1989	86
Afkøling vand 100=> 10 °C	332	14
Total	2323	100

Det ses tydeligt af tabel 1, at den helt dominerende energifrigivende proces er kondensationen. Ved indblanding med luft vil det stadig ved alle relevante luft/damp forhold være kondensationen af dampen, der er den helt dominerende energifrigivende proces. Dette skyldes lufts lave masse- og varmekapacitet.

I figur 4 er vist energiindholdet pr. m³ gas ved afkøling til 10 °C for ligevægtsblandinger mellem damp og luft som funktion af mængden af luft,



Figur 4

Energiindhold og temperatur af damp/luft blandinger

udgangstrykket er sat til 1,0 bar.

Det ses, at ved indblanding af luft falder energiindholdet kraftigt i starten. I forholdet 1:1 (w/w) er energiindholdet ca. 60 % af ren damp, tilsvarende er temperaturen 87 °C.

Ved 100 °C er det samlede energiindhold i dampen set i forhold til en referencetemperatur på 10 °C i størrelsen 2640 kJ/kg eller 0,73 kWh/kg.

2.4 Strømning af damp og dampblandinger i jord

Ved injektion af ren damp eller damp/luft blandinger i jorden i den umættede zone vil gassen der forlader filteret have et tryk større end omgivelsernes (større end atmosfæren). Vandindholdet i gassen vil kondensere når betingelserne er tilstede (tryk, temperatur) og bevirke en opværmning af komskelet og porevand i jorden. Der er altså tale om komplekse sammenhænge med koblede reaktioner af energi og massetransport. I et sådant system optræder der mindst tre bevægelige faser: luft, vanddamp, vand. I visse tilfælde ved tilstrækkelig høj koncentration af forurening vil der yderligere optræde en væskefase af forureningsstofferne. Bevægelsen af de enkelte faser styres af de relative permeabiliteter for de enkelte faser og trykgradienterne.

Faseovergange styres af tryk og temperatur i mediet. Der findes komplekse matematiske modeller, der kan beskrive dette (T2VOC), men disse kræver relativt mange input. Man kan i stedet anvende en række mere simple matematiske beskrivelser til vurdering af varme og luft fordelingen i jorden i den umættede zone.

For de enkelte faser gælder, at de følger Darcys lov for strømningen, dvs. at strømningen for de enkelte faser kan beskrives ved:

$$(1) \quad Q_i = A \cdot \frac{k}{\mu_i} \cdot k_{i,rel} \cdot \frac{\partial P_i}{\partial x}$$

Q_i er flowet af fase i (damp, luft, vand, fri fase opløsningsmiddel) (m^3/s)

A er strømningsarealet (m^2)

k er den ægte permeabilitet knyttet til jordens egenskaber (m^2)

$k_{i,rel}$ den relative permeabilitet for fase i (-)

$k \cdot k_{i,rel}$ er den effektive permeabilitet for fase i (m^2)

μ_i er viskositeten for fase i (kg/ms)

$\partial P_i / \partial x$ er trykgradienten af fase i i retning x . (Pa/m)

Summen af den relative permeabiliteter for samtlige faser kan ikke overstige værdien 1, men godt være mindre end 1.

2.4.1 Trykforhold, umættet zone

Ethvert filter hvori der foretages en injektion yder en modstand mod strømningen. Denne modstand består dels af modstanden mod strømningen gennem selve filteret og dels modstanden fra jordmatricen hvori der injiceres. I princippet er der en lineær sammenhæng mellem tryk og flow igennem et filter op til en vis grænse, dvs.

$$(2) \quad \Delta P_{\text{filter}} = \alpha \cdot Q_{\text{gas}}$$

ΔP_{filter} er tryktabet over filteret (Pa)

α er filterets specifikke ydelse ($\text{m}^3/\text{s Pa}$)

Q er flowet (m^3/s)

Dette betyder, at trykket udenfor filteret i jorden stiger proportionalt med gasflowet. Ved tryk der overstiger jordens statiske tryk er der en risiko for at jorden kan sprække således, at gassen der injiceres strømmer langs den dannede sprække, typisk til overfladen. Dette indebærer, at der er en grænse for hvor hurtigt det er muligt at opvarme jorden pga. modstanden mod transporten af gasser.

I tabel 2 er vist sammenhængen mellem det maksimale teoretiske tryk der kan injiceres med som funktion af dybden til top af filteret i umættet zone.

Tabel 2

Maksimalt injektionstryk som funktion af filterdybde

Dybde til filtertop [m]	Maksimalt injektionstryk [hPa overtryk]
1	170
2	340
4	670
8	1340
12	2000

Det ses, at det relevante område for injektionstrykket normalt vil svare til 500-2000 hPa overtryk, svarende til en temperatur ved ren damp på 110-130 °C.

Ved strømning af ikke kondenserbare gasser i jord gælder Darcys lov ved normale gashastigheder (laminar strømning). En simpel beskrivelse af strømningen omkring borer (radial), hvori der injiceres eller ekstraheres gasser kan beskrives ved:

$$(3) \quad P' = \frac{Q}{4\pi b \frac{k}{\mu}} \cdot \int_{\left[\frac{r^2 \varepsilon \mu}{4kP_{\text{atm}}} \right]}^{\infty} \frac{e^{-x} - \frac{r^2}{4x} \left(\frac{1}{kb} \right) \left(\frac{k_v}{b_v} \right)}{x} dx$$

Hvor P' er differensstrykket i forhold til omgivelserne (Pa)

Q er gasflowet (m^3/s),

b er filterhøjden (m),

k er den horisontale gaspermeabilitet (m^2),

μ er gassens viskositet (kg/ms),

r er radial afstand fra boringen (m),

ε er den luftfyldte porøsitet (-),

t er tiden fra strømningen starter (s),

P_{atm} er atmosfæretrykket (Pa),

k_v er den vertikale gaspermeabilitet i jorden over filteret (m^2),

b_v dybden til top af filter (m).

Denne ligning kan løses relativt simpelt numerisk, så der i en regnearksmodel kan udregnes trykfordeling for flow på baggrund af viden om gaspermeabiliteterne i jorden.

Hvis der ikke er udveksling med overfladen kan en mere simpel model anvendes, idet strømmingen da kan beskrives ved:

$$(4) P' = \frac{Q}{2\pi b \frac{k}{\mu}} \ln\left(\frac{r}{r_0}\right)$$

Hvor P' er differensstrykket i forhold til omgivelserne (Pa)

Q er gasflowet (m^3/s),

b er filterhøjden (m),

k er den horisontale gaspermeabilitet (m^2),

μ er gassens viskositet (kg/ms),

r er radial afstand fra boringen (m)

r_0 er maksimal påvirkningsafstand fra boringen (m)

Ligning 3 og 4 gælder for inerte gasser, dvs. hvor der ikke er kondensation af vand. Ved injektion af mættede dampe vil gassen når den møder temperaturer under dugpunktet for gassen kondensere. Dette betyder to ting i forhold til de antagelser der gøres ved anvendelse af ligning 3 og 4.

Ved injektion af ren damp dannes der en vandmængde der skubbes foran gassen, alternativt ved injektion af luft/damp blanding at noget af porevolumenet i den forreste del af fronten har et højere vandindhold. Da kondensatfronten imidlertid bevæger sig meget langsommere end gassen, giver den kun et insignifikant bidrag til trykket.

Samtidig kan anføres, at (3) og (4) gælder ved strømning af gasser i hele strømningslængden, dvs. at bidraget til tryktabet fra strømmingen på ydersiden af dampfronten enten er mindre end antaget ved anvendelse af ligningerne eller ikke eksisterende afhængig af om der injiceres en damp/luft blanding eller en ren dampblanding. Dette betyder samlet, at beregningen af trykket vil være konservativ, forstået på den måde at for et givet injektionsflow vil trykket overestimeres ved anvendelse af (3) og (4).

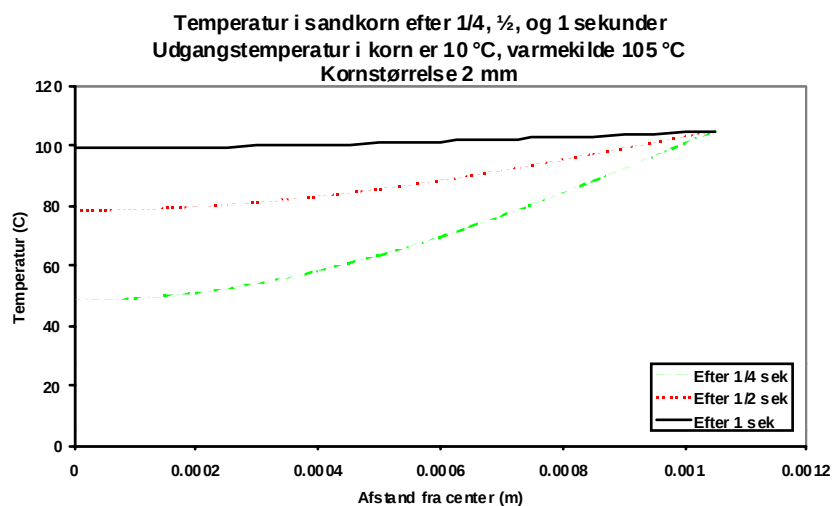
Hvis man ønsker at beregne trykket som funktion af afstanden til dampfronten (dvs. ikke den fulde strømningslængde), kan dette gøres ved at anvende afstanden hvor kondensatfronten er nået til, se afsnit 2.4.3 for beregning af denne. Af ligning (4) ses umiddelbart, at desto længere fronten er fra injektionsboringen desto større injektionstryk er nødvendig for at drive samme flow ud.

Som et indledende estimat på trykfordelingen kan (3) og (4) dog godt anvendes, idet den rumlige permeabilitetsfordeling typisk giver usikkerheder, der er større end det der introduceres på grund af den stigende modstand for injektionen.

På baggrund af injektionsdybden og permeabilitetsforholdene er det derfor muligt ud af ligning 1, 2, 3 og 4 at bestemme det maksimale gasflow, der kan tilføres en boring, og derved også det maksimale energiinput der kan tilføres jorden.

2.4.2 Varmedafgivelse, kondensation

En gas med et givet vandindhold der møder en flade med temperatur lavere end dugpunktet vil blive afkølet til denne og herefter begynde at kondensere.



Figur 5

Temperaturfordeling i et sandkorn (2 mm) til forskellige kontakttider med varmen

Energien der udløses ved denne proces bruges til at opvarme fladen/kornene hvor gassen strømmer forbi. Ved de strømningshastigheder der optræder ved dampinjektion kan denne energioverførsel anses for at være momentan, i de dele af jorden hvor gassen strømmer. Dette skyldes de enkelte korns meget begrænsede størrelse, dvs. at temperaturen med god tilnærmelse er ens i de enkelte jordkorn. I figur 5 er vist en beregning for varmetransport ind i et enkelt sandkorn. Det ses af figuren at efter kontakt med damp i brøkdeler af sekunder opvarmer kornet til 100 °C.

Varmeoverføringen fra damp til kornskelet kan også med god tilnærmelse antages at ske over en meget kort afstand i strømningsretningen pga. stor kontaktareal og relativt lille strømningshastighed.

2.4.3 Varmetransport/temperaturudbredelse

Typiske injektionsrater

Typiske injektionsrater for damp er 10-200 kg damp/h meter filter, afhængig af acceptabelt tryk og jordens permeabilitet. Med en massefylde i området 0,6 kg/m³ for ren damp svarer dette til gasflowrater på 15-300 m³/m h.

Front- og gashastigheder

Ved eksempelvis en rate på 50 kg/h m svarer dampens strømningshastighed til 40-1000 m/d afhængig af afstanden fra injektionsboringen. Hastigheden af kondensationsfronten, hvor varmeoverføringen sker, er derimod kun 0,2-1,5 m/d. Med mindre man er meget tæt på filteret svarer dette til fronthastigheder på under 1 mm/s, hvilket understøtter antagelsen om momentan varmeoverføring til kornene. Hvis der ikke regnes med tab til omgivelserne kan der opstilles en simpel varmebalance for varmeudbredelsen:

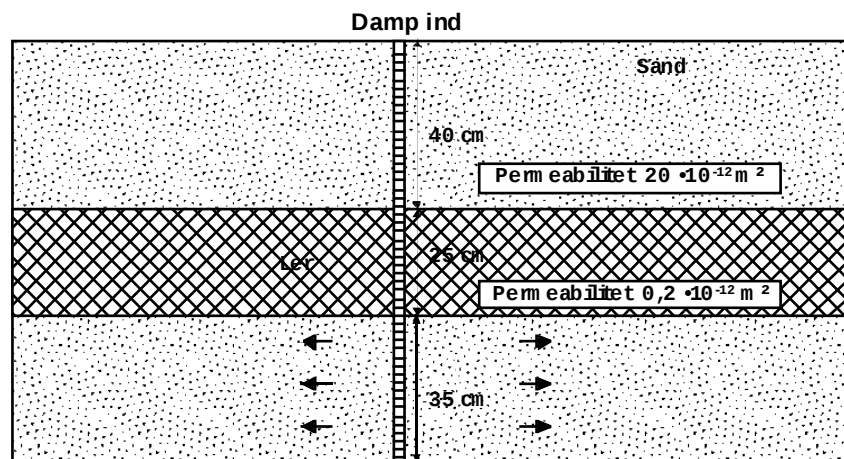
$$\dot{q} \cdot t = \pi \cdot r^2 \cdot h \cdot c_p \cdot (100 - 10)$$

χ

$$(5) \quad r = \sqrt{\frac{\dot{q} \cdot t}{\pi \cdot h \cdot c_p \cdot (100 - 10)}}$$

q er injektionshastigheden af damp (kW)

t er tiden (timer)



Figur 6

Teoretisk scenarie med dampinjektion i inhomogene jordlag

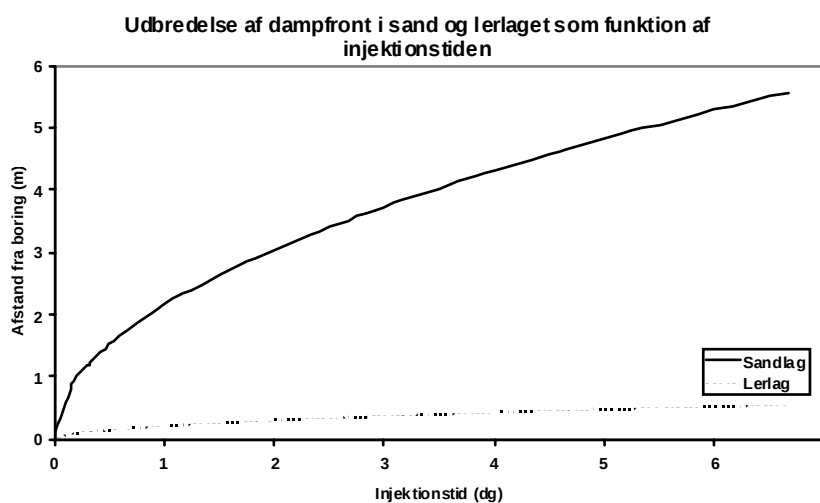
r er afstanden til kondensationsfronten (m)

h er højden af filteret (m)

Udgangstemperaturen er sat til 10 °C. For en omregning af

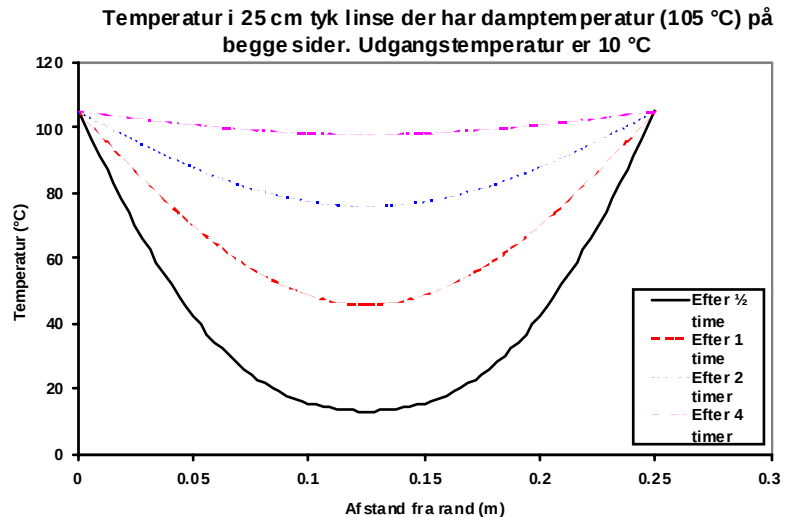
injektionshastighederne mellem damp og energi kan der regnes med at 1000 kg damp/time svarer til 733 kW.

Pga. forskelle i permeabiliteten vil fronten ikke fremstå som en helt lodret væg. I figur 6 er vist et teoretisk scenarie med sand omkring en lerlinse. På grund af forskellene i permeabiliteterne i de to jordlag strømmer der mere gas og dermed energi ud i sandlagene end i lerlaget, med de beskrevne permeabiliteter 99,7 % i sandet og 0,3 % i leran (findes ved forholdsregning). Af denne grund vil temperaturudbredelsen gå væsentlig hurtigere i sandet end i leran. Hvis der set bort fra varmeledningen mellem lagene ville man få nogle udbredelsesforløb som skitseret i figur 7, hvor der er regnet på scenariet vist i figur 6. Der er påtrykt et dampflow på 50 kg/h på filteret og der er regnet med et varmekrav på 80 kWh/m³ jf. Heron et al. 1998a til opvarmningen.



Figur 7

Udbredelse af dampfront i scenarie vist på figur 6, IKKE korrigeret for varmeledning internt



Figur 8

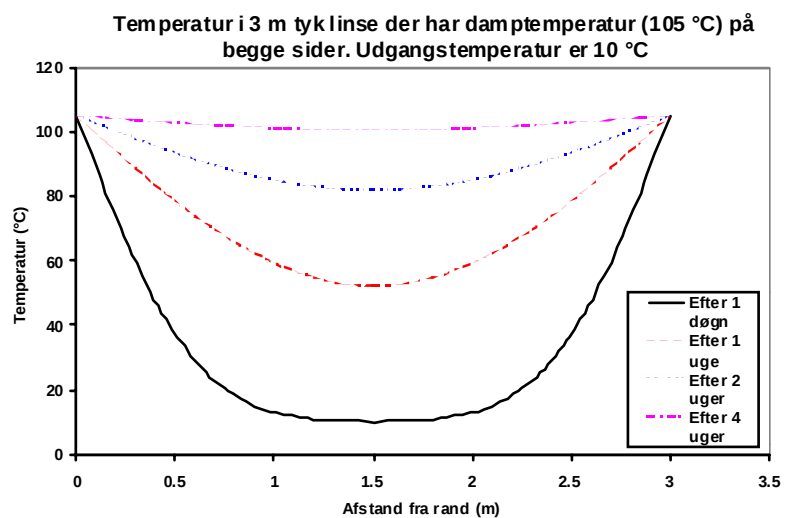
Temperaturudbredelse i 25 cm linse omkranset af 105 °C sand

Kondensatfrontens teoretiske tykkelse kan også beregnes på baggrund af den injicerede vandmængde. Ved anvendelse af eksempelvis 55 kWh/m³ jord til opvarmningen svarer dette til en dampmængde på ca. 75 kg damp/m³. Hvis fronten der skubbes foran dampzonen er totalt vandmættet fås front tykkelser i størrelsen 5-10 % af udbredelsesafstanden afhængig af varmekapacitet og porøsitet af jorden.

Varmeledning, intern

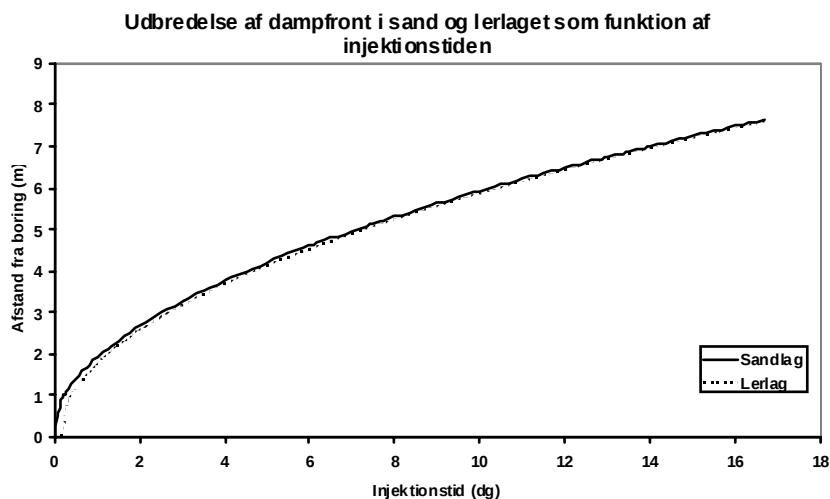
Der vil i virkeligheden foregå en varmeledning ind i lerlenser pga. temperaturgradienten. I figur 8 er vist den teoretiske varmfordeling i en linse som på figur 6 som følge af varmeledning.

Der er anvendt en varmekapacitet på 1,2 kJ/kg K, en varmeledning på 2,8 W/mK og en massefylde på 1800 kg/m. Selve beregningsmetoden kan ses i appendiks 2. Det ses at i linser af begrænset tykkelse sker opvarmningen inden for nogle timer. Fra Heron et al. 1998a, er det angivet at linser op til ca. 3 meter kan opvarmes med varmeledning. I figur 9 er vist



Figur 9

Temperaturudbredelse i 3 m tyk linse som følge af varmeledning



Figur 10

Udbredelse af dampfront ved kombination af strømning og varmeledning, beregnet på scenariet i figur 6

varmefordelingen i en 3 meter tyk linse som følge af varmeledning. Det ses, at der skal være varme på i størrelsesordenen én måned før opvarmning til kogepunktet opnås i hele linsen ved ren varmeledning.

Energien til opvarmningen ved varmeledning skal hentes i dampstrømmen. I eksemplet vist i figur 6 kan en revideret dampudbredelse beregnes på baggrund af energitransport ind i lerlinsen. Den reviderede udbredelse som funktion af tiden er vist i figur 10. Ved sammenligning med figur 6 ses en meget mere homogen udbredelse af temperaturfrontene uden at der skabes en helt skarp lodret front. Det er faktisk kun helt tæt på injektionspunktet, at dampfrontens hastighed er så stor, at varmeoverføringen ikke kan nå at ske med tilstrækkelig hastighed så en stor forskel i fronthastigheden kan observeres.

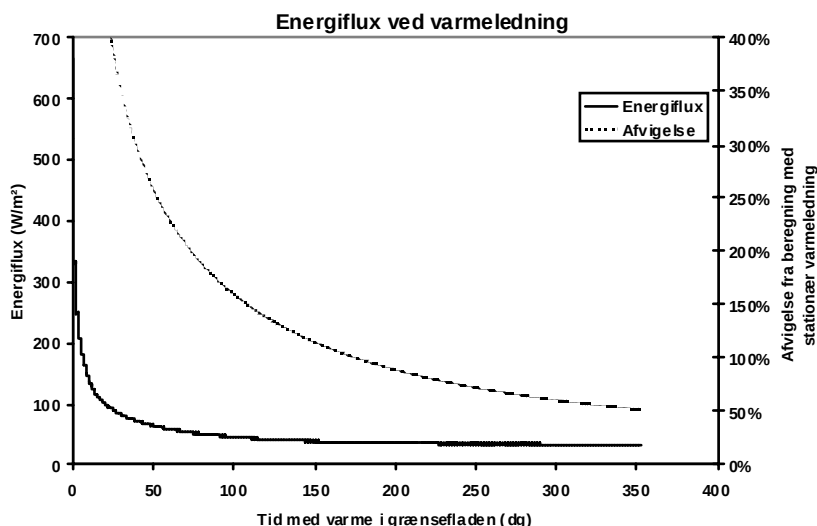
2.4.4 Varmetab til overfladen/nedad

Varmeledningen i jorden sker desværre ikke kun til linser der skal opvarmes. Der vil være et tab ud af systemet, både nedad til og op mod atmosfæren, ligesom tab til opvarmning af tilstrømmende vand kan reducere udbredelsen af dampzonen. Dette vand kan både komme som nedsivende regnvand og som indtrængende grundvand.

Varmeledning nedad

Varmetab nedad til som følge af varmeledning kan beregnes ud fra samme grundligninger som anvendt for beregning af indtrængning i linser. Denne beregning bygger på løsning af ligninger for ikke stationære forhold, se appendiks 2. Den mere simple stationære ligning for varmeledning er også vist i appendiks 2. Det er nærliggende at anvende den stationære beskrivelse, men den vil i mange tilfælde undervurdere tabet til omgivelserne. I figur 11 er vist fluxen ud af en 8 meter tyk jordpakke med en fastholdt temperatur på 10 °C ved grænsefladen (eksempelvis et grundvandsmagasin). Som det ses falder energifluxen asymptotisk mod et fast værdi svarende til den flux der kan udregnes for det stationære tilfælde. I figuren er yderligere vist hvor stor fejl på energimængden der begås, hvis der regnes med stationære forhold. Da normale driftstider er i størrelsen 1-6 mdr., kan det som der ses, begås betydelige fejl. Ved 6 mdr. understimeres tabet eksempelvis med 100 %

Varmeledning opad



Figur 11

Energiflux igennem en 8 meter tyk jordpakke til en konstant temperatur som funktion af opvarmningstiden. Afvigelse i forhold til fluxberegning under stationære forhold er også afbildet.

svarende til, at tabet er dobbelt så stort som beregnet med den simple metode.

Ved en boring hvor dampen er ude i en radius af 10 m er der et areal på ca. 300 m², hvor der kan opstå et tab igennem. Med de tab der er illustreret i figur 11 svarer det til, at der skal tilføres en effekt på 90 W/m² efter en 3 mdr. driftsperiode eller 28 kW for hele arealet. Dette korresponderer til et dampforbrug på knap 40 kg/h alene til tab.

Varmetab til overfladen kan beregnes analogt til tabet nedadtil. Typisk er der ikke så store lagtykkelser, så antagelsen om stationære forhold gælder oftere ved beregning af tab til overfladen. Ligeledes vil det ofte være et krav, at der varmes op tæt på overfladen pga. forureningsspredningen. Ved eksempel vis 2 meters afstand til overfladen og en fastholdt overfladetemperatur på 8 °C (dansk årsnormal) underestimeres tabet ca. 20 % ved en 3 mdr. periode ved anvendelse af den stationære model.

Køling pga. regn

Vand der falder på overfladen og siver ned i dampzonen bidrager også til tab af energi, da det skal varmes op til 100 °C. Hvis der tages udgangspunkt i eksemplet med en dampzone med radius 10 m kan den samlede energimængde der bruges til opvarmningen estimeres. Der tages udgangspunkt i en 3 mdr. periode med nedbør svarende til ¼ af årsnedbøren svarende til 50-150 mm. Denne mængde giver anledning til et tab på 1700-5000 kWh i perioden. Sammenlignet med strålingstabet er det dog uden særlig betydning, i dette eksempel svarer det til maksimalt 5 % af det samlede energitab op ad.

2.4.5 Maksimal udbredelse af dampzonen

Da der er tab ud af systemet, er der en teoretisk maksimal udbredelse af dampzonen uanset hvor længe man fortsætter med injektionen. Den maksimale dampudbredelse nås når injektionen af energi lige netop dækker tabene af energi ud af systemet, det vil primært sige tabet til atmosfære og nedad i systemet og i en lille grad tab pga. opvarmning af regnvand. Ved

opstilling af varmebalancen kan den teoretiske udbredelse beregnes som funktion af injektionstiden.

2.5 Klorerede opløsningsmidlers fysisk-kemiske egenskaber/forhold under dampstripping

Ved opvarmning ændres de fysisk-kemiske egenskaber for både vand og de stoffer man ønsker at fjerne. I disse afsnit ses primært på effekten på de klorerede forbindelser, men de generelle tendenser gælder for de organiske stoffer som helhed.

2.5.1 Damptryk

Et stofs damptryk udtrykker mængden af stoffet i gasfasen (målt som et tryk) over en fri flydende eller fast fase af stoffet. Generelt gælder, at damptrykket for organiske stoffer falder med stigende molekylærvægt og kogepunkt.

Damptryk er stærkt temperaturafhængige, se figur 3 for vands damptryk, og antager værdien 1013 hPa ved kogning af stoffet under atmosfæreforhold. Bemærk at kogning først indtræder ved højere temperaturer jo dybere under grundvandsspejlet man kommer på grund af stigning i det samlede tryk.

Normalt anvendes Clausius-Clapeyron ligningen til beskrivelse af damptrykkets afhængighed af temperaturen. Ligningen har formen:

$$(6) \quad \frac{\partial \ln P}{\partial T} = \frac{\Delta H_v}{\Delta Z R T^2},$$

P er damptrykket (Pa)

T er temperaturen (K)

ΔH_v er fordampningsentalpien (J/mol)

R er gaskonstanten (J/mol K)

ΔZ er kompressionsfaktoren (-).

ΔZ er givet ved:

$$(7) \quad \Delta Z = \frac{P \cdot \Delta V}{RT},$$

ΔV er forskellen i molarvolumen mellem væske og dampfase (m³/mol).

Den mest simple form ligningen (6) kan få ved integration er givet ved:

$$(8) \quad \ln P = A - \frac{B}{C + T}$$

hvor A, B og C er konstanter, se eksempelvis Lyman et al. 1990 og NIST 1999.

I tabel 3 er angivet værdier af A, B og C for de mere almindelige klorerede opløsningsmidler. Lyman et al. 1990 angiver usikkerheden 3-6 % i trykintervallet 0,01-1 atm ved estimationsmetoden.

Tabel 3

Værdier af A , B og C i ligningen $\ln P = A + B/(C+T)$ for klorerede opløsningsmidler. P er i bar og T i Kelvin. Kogepunktet T_b er i celsius ved atmosfæretryk. Data fra NIST 1999 eller omarbejdet fra NIST 1999 pba. værdierne for ΔH_v og T_b .

Stof	A	B	C	Kogepunkt (T_b)
PCE	4.18056	1440.82	-49.171	121
TCE	3.55346	974.538	-85.811	87
DCE	3.84818	973.851	-79.847	60
VC	3.98598	892.757	-35.051	-14
TCA	5.88607	2210.18	34.902	74
DCA	3.87423	973.690	-78.628	57
TCM	3.54403	902.795	-94.477	77
TrCM	3.72286	902.529	-91.401	61
DCM	3.84277	900.783	-78.783	40

Usikkerheden ligger bl.a i, at ΔH_v ikke er konstant, men afhænger svagt af temperaturen.

Vand og fri fase

Ved tilstedeværelse af porevand i jorden, hvilket der altid er i danske jorde, vil vandets damptryk bidrage til det samlede tryk. Dette gælder ligeledes under grundvandsspejlet. I overgangen mellem den fri fase og vandet vil trykket, der svarer til atmosfæretrykket derfor opnås ved lavere temperatur end kogepunktet for både vand og opløsningsmiddel. I tabel 4 er vist kogepunktet for blandinger af forskellige opløsningsmidler og vand. Ved energitilførsel til en sådan blanding vil temperaturen være konstant indtil den ene af faseme er totalt fordampet. Da vand normalt findes i langt større mængder end opløsningsmidler, og samtidig har lavere damptryk vil opløsningsmiddelfasen fordampe først og efterlade vandet med en opløst fraktion.

Tabel 4

Kogepunkter for tofase systemer bestående af vand og opløsningsmiddel ved 1 atm. Damptryk baseret på NIST 1999.

Stof	Kogepunkt i blanding med vand ($^{\circ}\text{C}$)
PCE	87
TCE	74
DCE	56
VC	< 0
TCA	62
DCA	53
TCM	68
TrCM	56
DCM	39

2.5.2 Opløselighed

Opløselighedens afhængighed af temperaturen er ikke direkte undersøgt for mange klorerede forbindelser i intervallet op til 100 $^{\circ}\text{C}$. Heron et al. 1998b angiver, at opløseligheden af TCE stiger fra ca. 1300 til 1500 mg/l i temperaturintervallet 10-70 $^{\circ}\text{C}$. Standardafvigelseerne på målingerne var i størrelsesordenen 100 mg/l.

Pankow & Cherry 1996 angiver opløseligheden for en lang række af klorerede opløsningsmidler i intervallet 5-30 °C. For TCEs vedkommende oplyses opløseligheden at variere fra 1300-1600 mg/l i dette interval.

I Lyman et al. 1990 er angivet metodertil estimation af opløseligheder som funktion af temperaturen, baseret enten på betragtninger over Gibbs fri energi for blandingsprocessen eller ud fra UNIFAQ metoden, der er udarbejdet på baggrund af studier indenfor den teknisk kemiske sektor.

Det overordnede billede er, at effekten på opløseligheden af temperaturen ikke er stor sammenholdt med effekten på damptrykket, normalt mindre end 50 % ved 100 °C i forhold til opløseligheden ved 20 °C.

2.5.3 Henrys lov

Henrys lov konstanten udtrykker fordelingen mellem opløst fase og gasfase. Konstanten (H) kan dimensionsløst udtrykkes ved formlen:

$$(9) \quad H = C_g / C_v$$

C_g er gasfase koncentrationen (g/m³ luft)
 C_v er vandkoncentrationen (g/m³ vand).

Konstanten (k_h^0 , (Pa)) opgives også i nogle opslagsværker ved formlen

$$(10) \quad P = k_h^0 \cdot X$$

P er damptrykket (Pa)

X er molbrøken (opløseligheden) af komponenten i vandfasen (-).

Ved hjælp af idealgasloven kan man omregne mellem de forskellige enheder. Som allerede beskrevet afhænger damptrykket kraftigt af temperaturen, hvorimod opløseligheden er mindre påvirket. Dette betyder, at H derfor afhænger meget af temperaturen, tilnærmelsesvis med samme størrelsesorden som ændringen i damptrykket.

For de klorerede opløsningsmidler har Heron et al. 1998b udført en undersøgelse af temperaturens indflydelse på Henrys lovkonstanten for TCE. I undersøgelsen findes, at H stiger fra ca. 0,3 (-) ved 10 °C til 4,5 ved 95 °C. Ved anvendelse af en fastholdt opløselighed på 1400 mg/l og anvendelse af damptryksskurven baseret på tabel 1 estimeres H til mellem 0,2 og 4,0.

Det er således muligt at lave rimelige estimater af H baseret på fastholdt opløselighed og variabelt damptryk. Mere præcise værdier kan opnås ved direkte bestemmelse på baggrund af forsøg.

2.5.4 Viskositet og densitet

Viskositet

Viskositeten udtrykker et stofs evne til bevægelse under påtrykning af en kraft, eksempelvis tyngdekraften. Jo mindre viskositeten er desto mindre kraft skal stoffet udsættes for før det bevæger sig. De klorerede opløsningsmidlers viskositet og densitet ved 25 °C kan ses i tabel 5.

Tabel 5

Viskositet af klorerede opløsningsmidler ved 25 °C. Data fra Pankow og Cherry 1996.

Stof	Densitet (kg/m ³)	Viskositet (kg/ms)
PCE	1630	$9,0 \cdot 10^{-4}$
TCE	1460	$5,7 \cdot 10^{-4}$
DCE	1280	$4,8 \cdot 10^{-4}$
VC	910	
TCA	1350	$8,4 \cdot 10^{-4}$
DCA	1170	$5,0 \cdot 10^{-4}$
TCM	1590	$9,7 \cdot 10^{-4}$
TrCM	1490	$5,6 \cdot 10^{-4}$
DCM	1333	$4,4 \cdot 10^{-4}$

Vand har til sammenligning en viskositet på $8,9 \cdot 10^{-4}$ kg/ms og en densitet på 997 kg/m³ ved 25 °C.

Det ses, at de klorerede opløsningsmidler i tabel 5 undtaget vinylklorid har massefylde større end vands, dvs. der er en potentiel risiko for nedsynkning af fri fase under vandspejlet.

Temperatureffekter på densitet og viskositet af de klorerede stoffer kan estimeres.

Lyman et al. 1990 angiver at viskositeten for et stof (væske) afhænger af temperaturen udfra følgende formel:

$$(11) \mu_l = A \cdot e^{B/T}$$

hvor μ_l er viskositeten for stoffet som væske (index l) (kg/ms)

A og B er konstanter

T er den absolutte temperatur (K).

Da A og B normalt ikke er kendte kræver det kendskab til viskositeten ved to temperaturer før et forløb kan fastlægges. Lyman et al. 1990 angiver tillige, at viskositeten for organiske væsker kan estimeres til ca. $2\text{--}3 \cdot 10^{-4}$ kg/ms ved kogepunktet, heriblandt klorerede opløsningsmidler. Heron et al. 1998a, angiver TCEs viskositet ved kogepunktet til ca. $3 \cdot 10^{-4}$ kg/ms. Datagrundlaget er uoplyst.

Alt i alt kan det konkluderes, at viskositeten aftager med temperaturen, typisk reduceres den med en faktor 2-3 i intervallet 10 °C til stoffets kogepunkt, svarende til at stoffet bliver mere og mere letflydende.

Densitetens afhængighed af temperaturen hænger sammen med varmeudvidelsen af stoffene. Lyman et al. 1990 angiver følgende udtryk til beskrivelse af de klorerede stoffers densitet som funktion af temperaturen:

$$(12) \quad \rho_l = M_w \cdot \rho_{lb} \cdot \left[3 - 2\left(\frac{T}{T_b}\right)\right]^2$$

ρ_l er densiteten (kg/m³) af væsken (index l) til temperaturen T (K)

M_w er molvægten (kg/mol)

ρ_{lb} er densiteten ved kogepunktet svarende til det inverse molvolumen af stoffet (mol/m³)

T_b er kogepunktet (K).

Ud af (12) kan det beregnes, at reduktionen i densiteten for de klorerede opløsningsmidler typisk ligger i størrelsen 10 % i intervallet 10 °C til kogepunktet for stoffet.

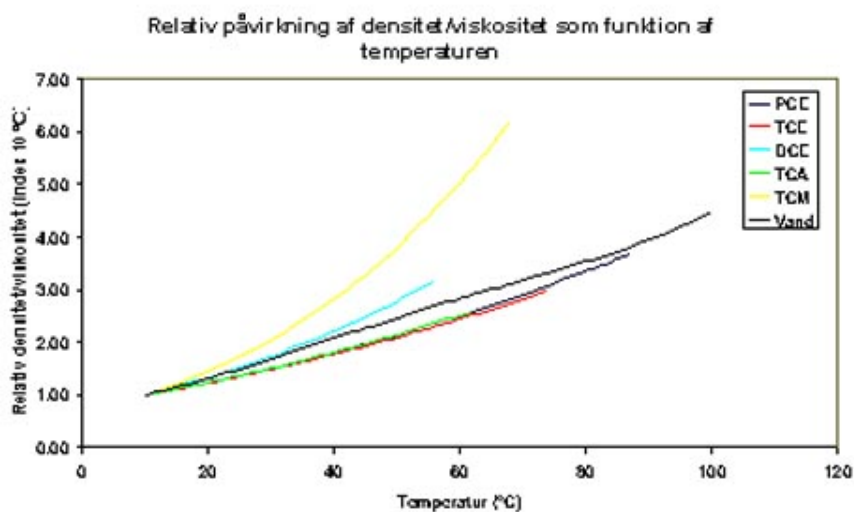
2.5.5 Stabilitetsforhold for udsynkning af fri fase

Den typiske forureningssituation i forbindelse med afværge af klorerede opløsningsmidler er, at spildet er sket måneder-år før oprydningen iværksættes. Spredningen af den fri fase må som oftest således forventes at være standset og et semi stationært system er opnået inden oprensningen starter, se eksempelvis Kjeldsen og Christensen 1996 samt kilder citeret heri.

Mætningen af de klorerede opløsningsmidler på den meget lokale skala må stadig forventes at være høj, selv efter spredningen.

En opvarmning vil jf. afsnit 2.5.4 medføre ændringer i densitet og viskositet. Forholdet mellem densitet og viskositet indgår i beregningen af Darcy hastigheden for transport af fluider. I figur 12 er vist den relative ændring i forholdet mellem densitet og viskositet som funktion af temperaturen sammenlignet med vand for en række klorerede opløsningsmidler, baseret på estimationsteknikkerne i Lyman et al., 1990.

Det bemærkes, at de fleste stoffer udviser en øget mobilitet ved opvarmning,



Figur 12

Relativ effekt på forholdet densitet/viskositet for div. klorerede opløsningsmidler

for TCE og PCE 3-3,5 gange ved stoffenes kogepunkt sammen med vand. For TCM ses en kraftigere effekt, helt op til en 6 gange forøgelse af mobiliteten. Vands mobilitet øges også med ca. en faktor 3,5-4 i det relevante område.

Tab i dampfronten

Ved tilsætning af damp som opvarmningskilde vil opløsningsmiddel, der er tilstede bag dampfronten blive fordampet i takt med, at energien overføres til stoffet. På grund af dampens store gashastighed transporteres stoffet frem til kondensationsfronten. Stoffet afsættes her sammen med vandet ved kondensation, når varmen afsættes i kornskelettet. Vandets temperatur og opløsningsmidlets vil her aftage fra 100 °C og ned til 10 °C henover fronten. Opløsningsmidlet vil kondensere hvor tryk og temperaturforholdet svarer til vand/opløsningsmidlets samlede kogepunkt. Dette bevirker, at den relative andel af opløsningsmidlet stiger, sammenlignet med andelen i det gennemstrømmede volumen. Herved øges den relative permeabilitet for opløsningsmidlet. Hvorvidt det bevirker en lodret transport i praksis, afhænger af en række forhold, som mætningen med opløsningsmiddel i det område der dampstrippes, kornstørrelsesfordelingen i jorden (permeabilitet og kapillærtrykskurve), hastigheden af fronten mm.

Ved laboratorieforsøg er det dokumenteret, at fænomenet kan forekomme (Schmidt et al., 1998). De udførte forsøg med mesitylen og diklorbenzen, hvor udgangskoncentrationen var 20-30.000 mg/kg, svarende til en mætning på ca. 8 % af porevolumenet. Her blev det dokumenteret, at en udsynkning kan ske som følge af opkoncentrering i kondensatfronten.

Heron et al., 1998c beskriver, at udsynkningen af dråbeme er styret af kapillarkræfter og tyngdekraften. Da vands densitet ikke falder så meget med temperaturen som PCE's densitet og kapillærtrykket er stort set konstant over temperaturen ræsonnerer Heron et al., 1998c, at der er mindre drivende kraft for udsynkning ved højere temperaturer.

Residualmætningen for PCE er undersøgt i forbindelse med forsøg omtalt i Kjeldsen og Christensen 1996. Her blev der konstateret residualmætninger på 0,1-9 % af jordvolumenet afhængig af spildhastigheden og geologien. Dette svarer til mætninger af porevolumenet på ca. 0,5 %-25 %. De største mætninger blev opnået ved langsomme spild. Residualmætningen svarer til koncentrationer på 1.000-100.000 mg/kg T S.

I praksis er det svært på forhånd at vurdere hvorvidt en udsynkning vil ske. Gennemgangen af de fysiske kemiske parametre indikerer dog, at en række forhold kan være kritiske. Disse er listet herunder:

- Jo større udgangskoncentration i jorden der er, desto større risiko for udsynkning. Ved eksempelvis en udgangskoncentration på 10 mg/kg T S PCE vil hele indholdet kunne holdes opløst i kondensatfronten. Ved 500 mg/kg PCE vil det relative indhold i fronten være < 1 %, hvilket giver en meget lille relativ permeabilitet for den fri fase PCE. Ved 10.000 mg/kg PCE er det relative indhold 10-15 % af kondensatfronten og en resulterende nedadrettet transport er meget sandsynlig.
- For stoffene TCE, PCE og TCA reduceres mobiliteten i forhold til vand og dermed risikoen for udsynkning ved opvarmningen. Kun ved meget høje udgangskoncentrationer er der sandsynligvis problemer.
- For stoffene DCE og TCM øges mobiliteten i forhold til vand, her kræves lavere koncentrationer end for TCE og PCE før en vertikal transport indtræder.
- Omtrentlige opkoncentreringsfaktorer for klorerede opløsningsmidler i kondensatfronten, i forhold til startindholdet i jorden ligger på et forhold

på ca. 4. Dette betyder, at den relative andel af porevolumenet af stoffet i kondensatfronten øges med en faktor 4 i forhold til den jord der renses. For PCE, TCE og TCA betyder det omtrentligt, at hvis ikke udgangskoncentrationen er større end $1/4$ af den lokale residualmætning vil stoffet ikke mobiliseres. For TCM bør udgangskoncentrationen formentlig maksimalt antage $1/8$ af residualmætningen.

2.5.6 Udsynkning af kondensatfronten

Det er ikke kun fri fase af opløsningsmidlerne, der har mulighed for at synke ned mod underliggende jord eller grundvandsmagasiner. Det vand der kondenseres har også en mulighed for at migrere lodret. Jf. afsnit 2.5.4 øges mobiliteten af vand med en faktor op til 4 inden kogepunktet.

Ved kondensationen etableres ved ren dampinjektion en vertikal væg af vand der bevæger sig fremad. Væggen er ikke nødvendigvis lodret, men vil være kontinuert. Dette bevirker, at der vil være tale om en mættet strømning i lodret plan, og at gradienten tilnærmelsesvis er 1 afhængig af hvor lodret væggen er.

Beregningseksempel

Afhængig af den vertikale permeabilitet kan nedsivningen være større eller mindre. Som eksempel antages en horisontal permeabilitet på 20 Darcy. En typisk lodret permeabilitet vil være $1/10$ af den lodrette i samme aflejrings. Dette svarer til en vertikal hydraulisk ledningsevne på knap $2 \cdot 10^{-5}$ m/s. Ved eksempelvis en injektion af 1000 kg damp/h over en uges varighed i et 10 m højt filter er den samlede injicerede vandmængde 168 m^3 . Et samlet areal af kondensatfronten vil typisk være ca. 50 m^2 (inden udsynkning). Ved anvendelse af Darcys lov på dette scenarie svarer det til en initial nedsivningshastighed på $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$, eller mere end der injiceres.

Dette indikerer problemets størrelse. Det skal derfor særdeles kraftigt anbefales, at oppumpe nedsivende vand fra kondensatfronten, da der kan transporteres signifikante mængder opløste opløsningsmidler ned på denne måde.

2.5.7 Mulighed for forhindring af udsynkning af fri fase og opløst stof

Opvarmning under forureningen

Hvis man ønsker optimal sikkerhed mod udsynkning til dybere jordlag er der to muligheder for at sikre sig imod dette. Hvis ren jord med en tilstrækkelig permeabilitet underlejrer forureningen kan denne med stor fordel varmes op til damptemperatur inden der opvarmes i det overliggende forurenede område. Ved udsynkning af forurening ovenfra vil stoffet ramme en varm zone og blive båret frem mod ekstraktionsboringer i gasfasen. Dette forudsætter selvfølgelig at dampzonen er totalt udbredt mellem dampinjektions- og ekstraktionsboringerne.

Luftblandet damp

Den anden metode der kan anvendes, er iblanding af luft i dampen inden injektionen. Ved iblanding af luft opnås en lavere temperatur jf. afsnit 2.3.1, dette bevirker at fordampningen fra jorden sker langsommere bag kondensatfronten, men herudover virker luften også som bæregas for forureningen ud af kondensatfronten. Hvilke luftmængde der er nødvendig afhænger af udgangskoncentrationen. Alt andet lige kræves der mere luft ved højere udgangskoncentrationer end ved lave. Betz et al. 1998 demonstrerede effekten af damp/luft blandinger i forhold til ren dampinjektion. De udførte et forsøg med mesitylen i en pilot skala laboratorieopstilling. Startkoncentrationen var ca. 1500 mg/kg i en umættet zone med en højde på $3,7 \text{ m}$. Herunder var der et uforurenede grundvandslag på $0,8 \text{ m}$. Ved injektion

af ren damp i den umættede zone blev det konstateret, at den største del af forureningen blev tabt til det underliggende grundvand, hvorfra det så kunne fjernes dels som fri fase og dels opløst (mesitylen har lavere densitet end vand). I tabel 6 er vist fjernelsen via de forskellige faser for henholdsvis ren damp og damp/luft blandingen (60 °C).

Tabel 6

Fjernelse af mesitylen i % af injiceret mængde ved henholdsvis ren damp og damp/luftblanding (60°C). Data fra Betz et al. 1998.

	Ren damp	Damp/luft blanding
Oppumpet fri fase fra grundvandet	74,5	8,4
Fri fase kondenseret fra gasfase	4,5	28,0
Opløst i vand kondenseret fra gasfase	<0,0	0,3
Renset i aktivt kul gasfase	5,4	54,4
Opløst i grundvand	2,4	0,7
Total fysisk fjernelse	86,8	91,8

Det ses af tabellen, at den samlede fysiske fjernelse er større ved anvendelse af luft/damp blandingen. Dette kan skyldes, at jorden er gennemskyllet af flere porevolumener ved anvendelse af damp/luft blandingen. Herudover bør det observeres, at ved injektionen af ren damp fås ca. 90 % af den samlede massefjernelse op som væskefase, dvs. som opløst i grundvandet pga. den nedsynkende kondensatfront eller som fri fase der flyder ovenpå. For damp/luft blandingen ses det modsatte forhold. Ved denne metode kommer 90 % af den fjernede masse op i gasform og mængden der er overgået til grundvandsfasen er kun ca. ¼ af mængden, der er opløst ved injektion af ren damp. Det ses af disse tal hvilket potentiale denne metode har til nedsættelse af risikoen for tab til underliggende strukturer.

Nødvendig lufttilsætning

Hvis der tages udgangspunkt i, at der ikke skal ske en ophobning af stof i kondensat fronten kan der opstilles en simpel balance for hvor meget luft der skal iblandes for at forhindre en ophobning. Den injicerede mængde luft skal kunne fjerne den ophobede mængde opløsningsmiddel i kondensationsfronten. Ved at opstille en sådan balance og regne med ligevægt i fronten, dvs. at den luft der fjernes ud af fronten er mættet med opløsningsmiddeldampe ved 10 °C kan man opstille tabel 7.

Tabel 7 viser det nødvendige luft/damp forhold der er nødvendigt for at fjerne massen fra fronten. Der er regnet med total massefjernelse baseret på damptrykket. Der er to forudsætninger for tabellen, der sandsynligvis ikke er tilstede i jorden:

1. Der er regnet med total fjernelse, inkl. det opløste stof i vandet. I praksis stripes kun en del af stoffet ud af vandet. Luftmængden er derfor overestimeret i forhold til dette.
2. Der er regnet med ligevægt ved faseovergangen. I praksis er dette sandsynligvis ikke korrekt. Dette betyder at luftmængden estimeres for lille.

Tallene i tabel 7 vurderes dog, at kunne give gode tommelfingerregler, men er ikke eksakte værdier.

Tabel 7

Nødvendige luft/damp (w/w) forhold for at undgå fri fase i kondensatfronten for en række opløsningsmidler.

Udgangskoncentration (mg/kg T S)	PCE	TCE	DCE	TCA	TCM
10	0	0	0	0	0
100	0,01	0,004	0,002	0,003	0,003
1000	0,13	0,04	0,02	0,03	0,03
10000	1,3	0,4	0,2	0,3	0,3
50000	6,6	2,1	1,1	1,3	1,3

Det ses af tabellen, at med mindre man har meget høje udgangskoncentrationer i jorden vil selv iblanding af mindre mængder luft eksempelvis i forholdet 1:1 (w/w) være tilstrækkeligt til at fjerne risikoen for udsynkning. En forudsætning for at forureningen ikke bare spredes ved anvendelse af luftinjektion er selvfølgelig, at vakuumelekstraktionen fanger den injicerede luft.

2.6 Cyklisk dampinjektion

Det har vist sig at skiftesvis injektion og vakuumelekstraktion i jorden, efter at den frie fase er fjernet, kan have en meget gavnlig effekt på varmfordelingen i jorden, samt på de niveauer der er opløst i porevandet, dels i dampfronten og dels i det residuale porevand.

Varmefordelingen

Når der skiftes fra injektion til ekstraktion opstår der områder af jorden der har temperaturer over kogepunktet. Der dannes herved damp lokalt i disse områder som bevæger sig i forskellig retning afhængig af tryk og permeabilitetsforhold. Denne damp afsætter sin energi, hvis den møder koldere områder, hvorved en mere homogen fordeling af varmen opnås i de mindre permeable dele af jorden.

Udvidet fordampning

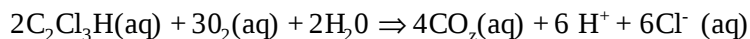
Injektionen af damp foregår ved et tryk større end atmosfæretrykket, dvs. dampen har en temperatur større end 100 °C jf. kap. 2.3. Temperaturen i dampzonen kan eksempelvis være 105 °C ved injektionspunktet faldende til 100 °C i kondensatfronten. Ved omkobling til vakuum sænkes trykket svarende til at vandets kogepunkt sænkes til 95-100 °C. Den vandmængde der er fanget i dampzonen vil herpå begynde at koge samtidig med, at komskelettet afkøles ned til temperaturen der svarer til kogepunktet ved det givne tryk. Ved fordampningen øges volumenet kraftigt (1 liter væske = 1700 liter gasfase), og samtidig er Henrys lov konstant meget høj ved temperaturer omkring 100 °C. Dette betyder, at betydelig masse kan fjernes fra den opløste fase ved denne metode. Udell & Itamura 1998 angiver en metode til beregning af fjernelsen. En række forudsætninger skal dog være opfyldt for at disse beregninger er korrekte. Injektionen af ren damp efterfølger vakuumelekstraktionen og kornskelet og porevand opvarmes igen til 100-105 °C. Herefter gentages ekstraktionen. Denne cyklus fortsættes indtil den opløste koncentration er reduceret tilstrækkeligt i forhold til oprensningskriteriet. Frekvensen mellem injektion og ekstraktion afhænger af afstanden mellem borer og permeabilitetsfordelingen i jorden, men er typisk i timertil få døgn.

2.7 Vådoxidation (HPO)

Hydrous Pyrolysis Oxidation (HPO) er betegnelsen for kemisk vådoxidation på amerikansk. Vådoxidation er betegnelsen for en oxidativ proces hvor udgangsstoffet omsættes kemisk med ilt som elektronacceptor og det

organiske stof som reduktant. Denne proces har igennem den seneste årrække været studeret af et forskerhold på det amerikanske Lawrence Livermore National Laboratory i forbindelse med forskellige dampinjektionsprojekter (Knaus et al. 1997, Leif et al. 1997, Newmark et al. 1998, Newmark et al. 1999).

For oxidationen af TCE med ilt kan der eksempelvis opskrives følgende overordnede reaktion:



Gibbs fri energi for reaktionen, $\Delta G = -467.9 \text{ kcal/mol}$

Det ses at Gibbs fri energi er negativ, dvs. reaktionen er termodynamisk favorabel og i princippet derfor vil ske spontant. Imidlertid er aktiveringsenergien relativt høj. Dette betyder, at reaktionen foregår meget langsomt ved normalt forekommende jord/grundvandstemperaturer. Lignende reaktioner kan opskrives med Mn og Fe mineraler som elektronacceptorer, disse udviser samme termodynamiske egenskaber. Det er vigtigt at pointere, at reaktionen forløber i væskefasen.

Dette er i overensstemmelse med de observationer der normalt gøres ved forureninger med klorerede opløsningsmidler, nemlig at de generelt ikke er nedbrydelige under aerobe forhold.

Når temperaturen hæves til omkring 100 °C kan reaktionen imidlertid bringes til at forløbe spontant. Halveringstider i størrelsesordenen 5-10 dg er observeret for en lang række stoffer inkl. de klorerede opløsningsmidler, (Newmark et al., 1998) så længe ilt ikke optræder som begrænsende faktor. En halveringstid på 5 dg svarer til, at der kan omsættes i størrelsen 150 mg TCE/l d i vandfasen ved mætning af ilt og TCE.

Oxidation i kondensatfronten

Ved injektion af en lille smule luft (eller ilt) i dampen kan ilt koncentrationen holdes konstant i kondensatfronten. Hastigheden af fronten er typisk i størrelsen 0,1-1 m/d. Der kan således fjernes rimelige mængder af stof ved oxidation under frontudbredelsen. Hvis man eksempelvis har en gennemsnitlig fronthastighed på 0,5 m/d og en afstand fra injektion til ekstraktion på 10 m svarer dette til en opholdstid i størrelsesordenen 20 dg. Med den ovennævnte rate kan der således under transporten fjernes op til 3000 mg TCE/l vand under transporten, under forudsætning af at en tilstrækkelig opblanding finder sted.

Hvis man ønsker at favorisere oxidationen fremfor den fysiske proces, kan dette opnås ved en langsommere dampinjektion end hvis der sættes på hurtig fysisk fjernelse.

2.8 Optimal boringsplacering

Boringernes horisontale placering såvel som den vertikale placering af ekstraktions og injektionsfiltre er bestemmende for, hvorvidt metoden kan anvendes med succes og uden større risiko for spredning. I afsnit 2.5.6 er risikoen for udsynkning vertikalt beskrevet. Hvis der ikke ønskes anvendt luftblanding af dampen, kan man med fordel filtersætte under det forurenede område og opvarme dette lag til damptemperatur, inden opvarmningen af det forurenede område startes.

I det horisontale plan kan der anvendes to principielt forskellige design. Disse er forsøgt illustreret i figur 12. Figur 12A viser forureningen samt 7

boringer placeret i og omkring det forurenede område. Det antages, at forureningen primært findes i den umættede zone.

Injektion fra rand

Figur 12B viser hvordan dampen principielt befinder sig efter injektion over en periode fra randen af forureningen, hvor de 6 yderste boringer anvendes til injektion og den midterste til ekstraktion. Det bemærkes af figuren at:

- Dampen injiceres udenfor den forurenede zone til at starte med
- Dampzonen bevæger sig ind mod en central ekstraktionsboring.
- Kondensationsfronten trykkes sammen mod en central ekstraktionsboring
- Det forurenede volumen i koncentrationsfronten reduceres som funktion af injektionstiden.
- Hvis der iblandes luft skal den centrale vakuumboring etablere vakuum helt ud til randen af forureningen for at forhindre tab via overfladen
- Der opvarmes et relativt stort areal udenfor forureningen

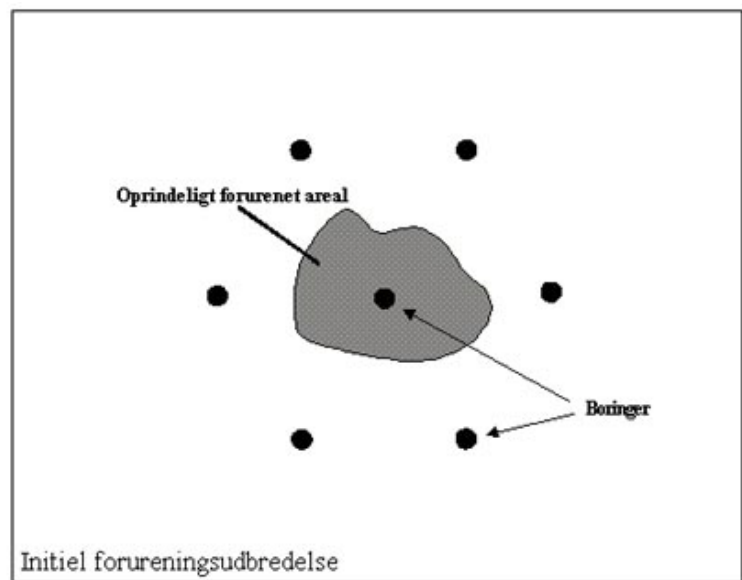
Injektion i forureningen

Figur 12C viser hvordan dampen principielt bevæger sig ved injektion indefra det forurenede område. Den centrale boring anvendes til injektion og de 6 periferiboringer til ekstraktion. Det bemærkes at:

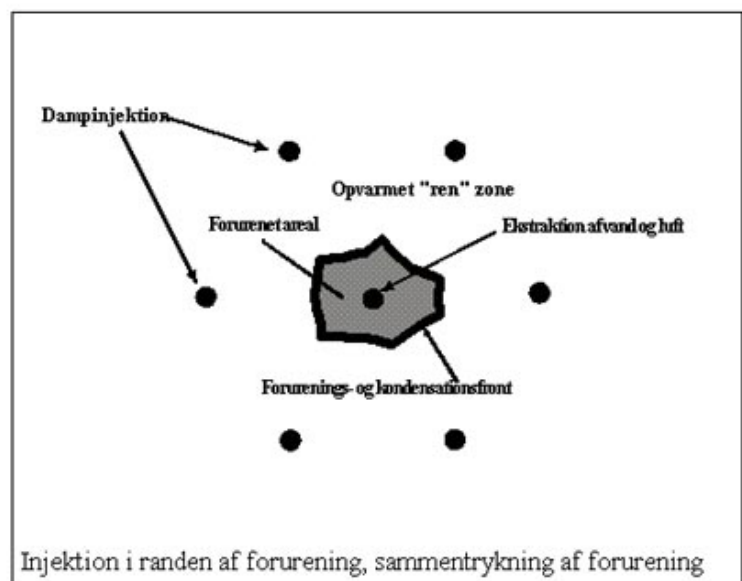
- Dampen injiceres inde fra det forurenede område og ud mod ekstraktionsboringerne
- Dampzonen ekspanderer ud mod ekstraktionsboringerne
- Det forurenede volumen i kondensationsfronten øges som funktion af injektionstiden
- Koncentrationen i kondensationsfronten øges med tiden indtil forureningens afgrænsning er nået, hvorefter koncentrationen reduceres.
- Det ikke er muligt at få kontrol over hele kondensationsfronten med vakuumboringerne i randen, hvis der injiceres ren damp.
- Hvis der anvendes iblandet luft skal påvirkningszonerne af ekstraktionsboringerne overlappe hinanden for at stof ikke skal undslippe mellem boringerne
- Der opvarmes kun det forurenede areal

På baggrund af disse forhold anbefales det at anvende dampinjektion fra ydersiden for at reducere muligheden for tab af forurening via vandfasen, hvis ikke der anvendes luftblandet damp til injektionen. Hvis der iblandes luft skal den centrale vakuumboring etablere vakuum helt ud til randen af forureningen for at forhindre tab via overfladen.

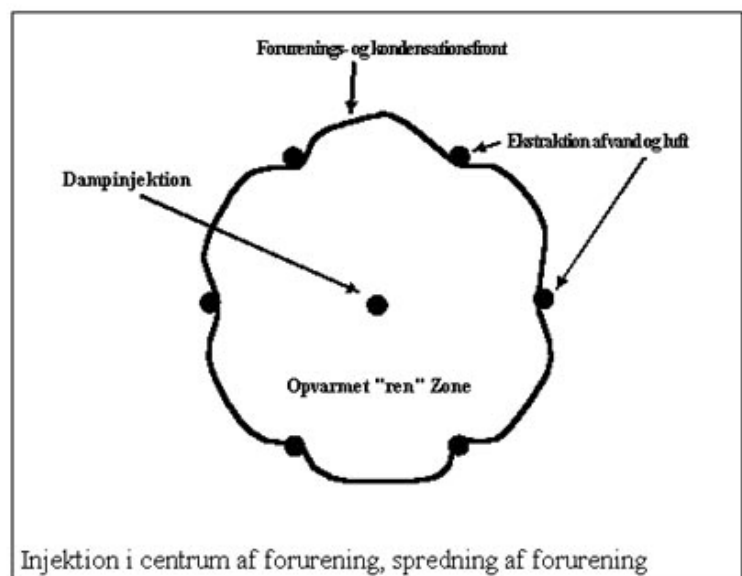
A



B



C



Figur 12

Forskellige borings lay-out, se tekst for yderligere forklaring

3 Brüel og Kjær grunden, et eksempel på dampstripping

Afviklingsperiode

I perioden september 1997 til februar 1998 blev der på Brüel og Kjær A/S grund i Nærum gennemført en oprensning ved hjælp af dampstripping. I forsommeren 1997 var der forud for oprensningen udført et forsøg med injektion af damp på en mindre del af grunden. Kontrolprøver blev udtaget efter 8 og 9 mdr. stilstand i september og oktober 1998. Arbejdet er dokumenteret i en lang række notater alle forfattet af Jord • Miljø A/S, der var rådgiver for Brül og Kjær under oprensningen. Der er i det følgende ikke refereret specifikt til de enkelte notater/rapporter, men listen over samtlige anvendte referencer er listet under Jord • Miljø A/S i referencelisten.

Baggrund

Baggrunden for oprensningen af grunden var, at ejerne (Brüel og Kjær A/S) ønskede at anvende grunden frit og eventuelt senere sælge den uden restriktioner. Målet med oprensningen var derfor at få grunden afmeldt som registreret kemikaliedepot og ikke kun en at få en frigivelse til et specifikt formål.

Der er tidligere udført en række undersøgelser på grunden startende i 86-87, hvor der blev dokumenteret en forurening med TCE og PCE i forbindelse med et utæt kloaksystem og nogle affedterbade ved bygning 01 på grunden. Den primære årsag til utæthedene i kloaksystemet er sandsynligvis håndtering af stærke syrer, idet affedterbadene havde afløb til en brønd placeret hvor man tidligere opbevarede og håndterede syrer, den såkaldte syregård. Andre forureninger på grunden er ikke relevant i forbindelse med denne rapport. På figur 13 er vist placeringen af grunden og placeringen af syregården på denne.

Teknologiprogrammet

Brül og Kjær A/S rettede, efter at der var udarbejdet og delvis etableret et afværgeprojekt, henvendelse til Miljøstyrelsen om at deltage som part i projektet under Teknologiprogrammet. På baggrund af det relativt sene tidspunkt i forhold til fremdriften af afværgeprojektet blev det besluttet at udføre en række detailmålinger i et nærområde på grunden (omkring injektionsboring D4), ligesom alle de indsamlede data generelt blev gjort tilgængelige for Miljøstyrelsen. Den faglige sekretær og Miljøstyrelsen har derfor ikke haft indflydelse på de generelle måleprogrammer, dimensionering mv., men udelukkende beskrevet de ekstra målinger der skulle udføres i det udvalgte nærfelt.



Figur 13

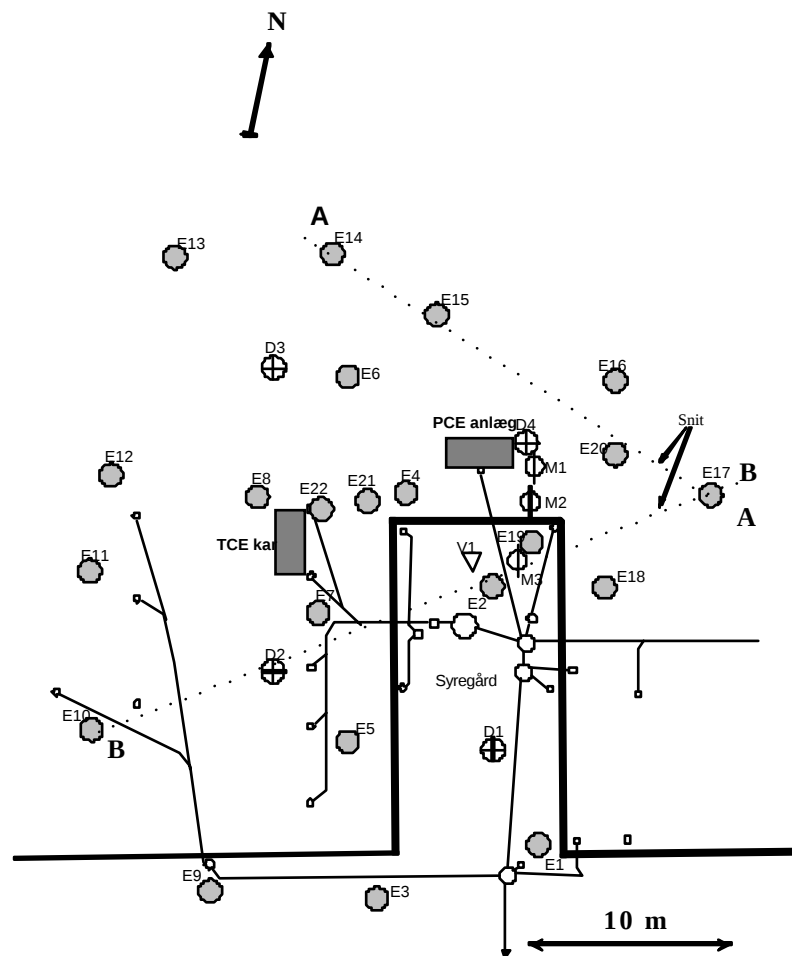
Placering af grunden samt oversigtsplan over Brül og Kjær A/S grund

Københavns Amt er myndighed på sagen og har derfor defineret de anvendte oprensningskriterier i forhold til afmeldingen af grunden. Miljøstyrelsen har ikke godkendt de anvendte kriterier for oprensningen, idet dette jf. lovgivning er en decentral beslutning.

Oprensningsområdet

På figur 14 er vist et nærbillede af området omkring syregården, med alle borerne anvendt til dampinjektion (D borer), ekstraktion (E borer), ventilationstestboring (V boring), monitoringsboringer (M borer) og grundvandsboring (G boring).

Udover disse borer er der etableret en række poreluftpunkter umiddelbart under betonkonstruktionen til måling af påvirkning i overfladen.



Figur 14

Situationsplan med boringer anvendt i forbindelse med oprensningen. Se tekst for signaturer. Forureningen er knyttet til kloaksystemet i gårdarealet, TCE kar og umiddelbart tilstødende arealer.

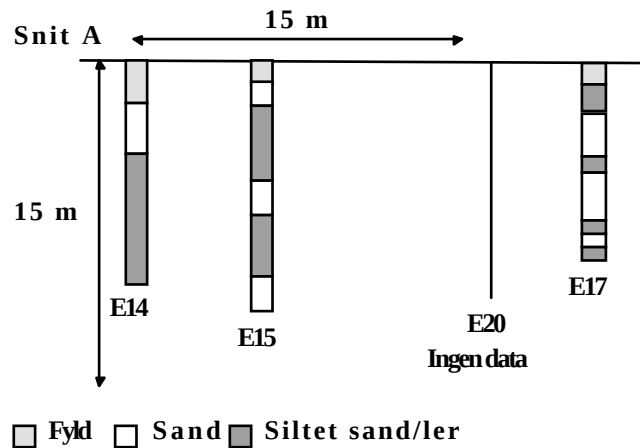
3.1 Geologi og hydrogeologi

Overordnet geologi

Den overordnede geologi på grunden kan beskrives ud fra GEUS basisdatakort for området. Overordnet kan geologien i området karakteriseres ved et terræn beliggende i ca. kote 28. Under tynde lag fyld/muld træffes et sandlag med relativt finkomet sand ned til ca. 60 m under terræn, nogle steder med indlejringer af siltlag. Under sandet træffes Danien kalken enten direkte under sandet eller adskilt af et tyndt morænelerlag.

Lokal geologi

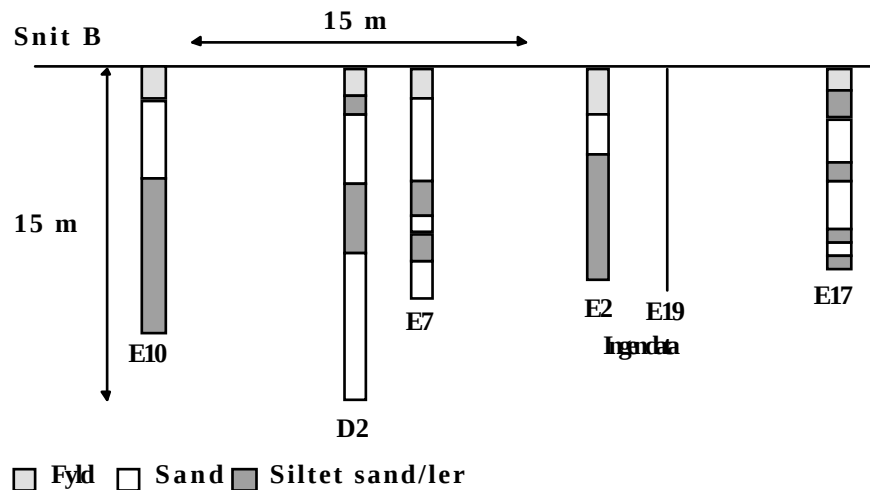
I forbindelse med udførslen af boringerne anvendt til afværge er der lavet en lang række boreprofiler vedlagt som appendiks 4. Disse udviser en overordnet geologisk profil lokalt som vist på figur 15 og 16, der viser de 2 geologiske snit A og B fra figur 14. Det ses, at der øverst er betondække,



Figur 15

Geologisk snit A, se figur 14 for orientering.

enten i form af gulv eller som udstøbt udendørs underlag. Under betonen træffes et fyldlag af forskellig tykkelse med fyldsand, anvendt til afretning af den oprindelige terrænoverflade ved bygningsetableringen. Under fyldlagene træffes vekslende sand og siltlag med større eller mindre lerindhold. Aflejringsmiljøet har været en flodslette hvor sedimenteringen har været styret af strømningshastigheden og retningen i vandet der oprindeligt har båret materialet. Det flettede mønster giver forskelle i komstørrelsen og aflejringsretning over relativt små afstande. Geologien må derfor karakteriseres som relativt kompliceret. Enheder med samme fortolkning i boreprofileme kan derfor udvise nogen variation i kornstørrelsesfordelingen og dermed i hydrauliske egenskaber.



Figur 16

Geologisk snit B, se figur 14 for orientering.

Overordnet hydrogeologi

Der eksisterer et regionalt sekundært magasin lokaliseret i sandet. Grundvandsspejlet i dette magasin træffes ca. 15 m. Magasinet har hydraulisk kontakt til det primære kalkmagasin. Strømningsretningen i magasinerne er nordlig. Magasinet knyttet til sandlaget anvendes til drikkevandsindvinding af Søllerød Kommune ved Kighanerenden ca 500 m

nedstrøms for grunden. For at forhindre forureningen i at nå indvindingen foretages afskærende oppumpning på nuværende tidspunkt omkring fabriksgrunden af Københavns Amt.

I forbindelse med teknologiprojektet er der udtaget prøver fra boringeme til forskellige former for analyse, herunder er kornstørrelsesfordelingen bestemt. I tabel 8 er resultaterne fra denne undersøgelse vist.

Kornstørrelsesfordeling

Tabel 8

Fortolket geologi, gennemsnitlig kornstørrelse (d_{50}) og uensformighedstal ($U=d_{60}/d_{10}$)

Prøvested	Beskrivelse i boreprofil	Hoved betegnelse	Korn størrelse	d_{50} mm	U -
D4 2,5-3,5 mut	Silt, vådt, gulbrunt	Silt	Groft	0,0268	7
D4 6,5-7,5 mut	Smeltevands sand, fint, gulbrunt	Sand	Fint	0,0718	15
D4 11,5-12,5 mut	Smeltevands sand, fint, gulbrunt	Sand	Fint	0,0968	2
E2 2,5-3,5 mut	Smeltevands sand, fint, gulbrunt	Silt	Groft	0,0452	13
E16 11,5-12,5 mut	Smeltevands sand, fint, gulbrunt	Silt	Groft	0,0536	12
V1 6,5-7,5 mut	Silt, brunt	Silt	Groft	0,049	60

Alle prøverne på nær D4 11,5-12,5 mut har store uensformighedstal, det er således kun denne prøve der kan karakteriseres som enskornet, de resterende er alle velgraderede.

Organisk stofindhold

Det organiske stofindhold i prøverne er blevet undersøgt til vurdering af mulige sorptionsforhold i jorden. Til den samlede vurdering af fordeling mellem jord/porevand/luft/fri fase af forureningen er der også udført målinger af porøsitet og naturligt vandindhold. I tabel 9 er de fundne resultater angivet. For alle prøverne ses et meget lavt indhold af organisk stof samt en høj porøsitet. Vandindholdet i prøverne ses også i et vist omfang at afspejle kornstørrelsen, idet de mest finkornede har højest vandindhold.

Baseret på formlerne i Kjeldsen & Christensen 1996 kan distributionskoefficienten mellem vand og jord estimeres til ca. 0,05 l/kg for TCE og 0,2 l/kg for PCE i de fundne sedimentter.

Tabel 9

Organisk stofindhold (f_{OC}), naturligt vandindhold (W_{nat}), og porøsitet ved fast pakning (ε_{min}) i de udtagne prøver.

Prøvested	Beskrivelse	f_{OC} %	W_{nat} %	ε_{min} %
D4 2,5-3,5 mut	Silt, groft	0,07	23,1	0,56
D4 6,5-7,5 mut	Sand, fint	0,07	10,4	0,55
D4 11,5-12,5 mut	Sand, fint	<0,05	1,1	0,54
E2 2,5-3,5 mut	Silt, groft	0,08	13,4	0,50
E16 11,5-12,5 mut	Silt, groft	0,11	12,3	0,62
V1 6,5-7,5 mut	Silt, groft	0,1	15,6	0,55

Permeabilitet

Permeabiliteten for luft er blevet bestemt i forbindelse med teknologiprojektet. Der var således ikke forud for dimensioneringen udført direkte målinger af permeabiliteten. Bestemmelsen blev foretaget ved, at pumpe på tre adskilte filtre i boring V1, se appendiks 3 for boreprofil, med observation af trykfaldet i en række omkringstående boringer. Hvert filter var af 2 m længde placeret 1-3 ; 6,3-8,3 og 9,8-11,8 mut. Det øverste filter er lokaliseret med ca. 1 m i fyldsandet og 1 m i silt, det midterste filter i silt og det nederste filter i silt, sandet.

Der er i alt målt trykobservationer på 5 observationsboringer omkring V1 i forskellig afstand og retning. Alle observationspunkter såvel som selve pumpeboringen er udført hvor der er et tykt betondække. Dette bevirker, at lækagen generelt er lille-moderat.

De fundne værdier for de horisontale permeabilitet er angivet i tabel 10. Alle 5 observationspunkter er ikke anvendt til tolkningen af permeabiliteten over filter 2, hvor kun M3(6-7 mut) og E4 er anvendt og over filter 3 hvor kun M3 (11-12 mut) er anvendt. For de andre filtre var datakvaliteten således, at data ikke kunne fortolkes. Den gennemsnitlige lodrette permeabilitet er kalkuleret som den fundne lækage multipliceret med dybden til filteret. Den største modstand må formodes, at ligge i betonkonstruktionen, hvilket understøttes af, at der er observeret trykfald jævnt mod overfladen ved pumpning på de nedre filtre.

Tabel 10

Fundne effektive horisontale luftpermeabiliteter omkring boring V1. Permeabiliteterne er angivet i Darcy ($10^{-12} m^2$)

	Gennemsnitlig k_h Darcy	Spænd af værdier k_h Darcy
Filter 1, 1-3 mut	42	7-116
Filter 2, 6,3-8,3 mut	16	14-17
Filter 3, 9,8-11,8 mut	24	24

Det ses, at det midterste filter, der er sat i silt udviser en lavere permeabilitet end de øverste filtre. De fortolkede permeabiliteter varierer relativt meget afhængig af afstand og retning, specielt i det øverste lag. Dette indikerer

forskelle i fyld tykkelse og aflejningsstrukturen med præferentielle strømningsveje i sedimentet.

De fundne vertikale permeabiliteter ligger alle i størrelsen 1-8 Darcy med en middel på 6 Darcy.

Ved den anvendte filtersætning vurderes det, at den primære transportvej for luften i det øvre filter er fyldsandet og i mindre omfang silten pga. højt vandindhold og mindre permeabilitet. Ved estimationen fås en gennemsnitlig værdi over hele filtersætningens længde. Dette betyder, at den estimerede effektive permeabilitet i fyldsandet sandsynligvis er ca. en faktor 2 for lille, idet fyldsandet udgør ca. 50 % af filterstrækningen.

Termiske egenskaber

I forbindelse med teknologiprojektet er der også målt på sedimentets termiske egenskaber, dvs. varmekapacitet og varmeledningstal. Der er anvendt de samme prøver som udtaget til tekstur og organisk analyse. Varmekapaciteten for de 6 prøver er angivet i tabel 11 for helt tørre, helt våde, og ved det vandindhold prøven havde da den blev udtaget. Værdierne er opgivet for tættest mulige pakning.

Tabel 11
Varmekapacitet af sedimentet i tættest mulige pakning.

Jordprøve	C_p tør prøve kWh/m ³ °C	C_p vandmættet prøve kWh/m ³ °C	C_p udtaget prøve kWh/m ³ °C	C_p udtaget prøve kJ/kg K
D4 2,5-3,5 mut	0,321	0,813	0,7	1,3
D4 6,5-7,5 mut	0,355	0,774	0,6	1,2
D4 11,5-12,5 mut	0,356	0,764	0,4	0,8
E2 2,5-3,5 mut	0,36	0,768	0,6	1,1
E16 11,5- 12,5 mut	0,326	0,803	0,6	1,2
V1 6,5-7,5 mut	0,328	0,807	0,6	1,2

Det ses af tabel 11, at varmekapaciteten for det tørre sediment for alle 6 prøver stort set er identisk. Forskellen i varmekapaciteten i de udtagne prøver afspejler således primært variationen i vandindhold, hvor prøve D4 11,5-12,5 mut adskiller sig ved sit meget lave vandindhold. For de resterende prøver ses en varmekapacitet i størrelsen 0,6 kWh/m³ °C svarende til at der kræves ca. 55 kWh til opvarmning til 100 °C pr. m³ jord. Jf. kapitel 2.3.1 svarer dette til et nødvendigt dampforbrug på 75 kg/m³ jord.

Der er også som led i teknologiprojektet målt termiske ledningsevner på de 6 udtagne prøver. Resultaterne er vist i tabel 12.

Tabel 12

Varmeledningsevne for sedimenterne ved fast pakning. Til sammenligning er varmeledningsevnen af vand, luft og marmor indsat.

Jordprøve	K tør prøve W/mK	K vandmættet W/mK	K udtaget prøve W/mK
D4 2,5-3,5 mut	0,276	2,158	2,1
D4 6,5-7,5 mut	0,312	2,534	1,5
D4 11,5-12,5 mut	0,196	1,427	0,3
E2 2,5-3,5 mut	0,285	2,381	1,9
E16 11,5-12,5 mut	0,225	2,306	1,3
V1 6,5-7,5 mut	0,276	2,284	1,6
Luft			0,03
Vand			0,6
Marmor			2,8

Der ses i modsætning til varmekapaciteten, at være noget forskel i varmeledningsevnen for sedimenterne. Dette skyldes både vandindholdet, og størrelsesfordelingen. Eksempelvis ses det, at det mest enskornede sand (der samtidig er mest tørt) har den laveste varmeledningsevne. Dette skyldes at kontaktarealet mellem kornene og kom/vand er meget begrænset i forhold til de andre prøver, hvorved meget af varmetransporten skal ske via poreluften. Da luft er en dårlig varmeleder resulterer dette i en lavere varmeledningsevne for grovkornede jordarter end for finkornede og velgraderede. For de mest vandmættede prøver ses en varmeledningsevne på op til 2,5 W/mK og for de mere moderat fugtige prøver værdier i størrelsen 1,5-2,0 W/mK. Sammenlignet med de teoretiske værdier i figur 2 er de fundne værdier lidt lavere

3.2 Forureningsbeskrivelse

Forureningen på grunden består af opløsningsmidlerne TCE og PCE, der har været anvendt til forskellige affæderbade i forbindelse med produktionen på virksomheden. Udover forureningen med opløsningsmidler er der konstateret forurening med forskellige tungmetaller i nær tilknytning til kloaktraceet. Disse har naturligvis ikke været mål for oprensningen med damp, men er senere fjernet ved opgravning.

Jordanalyser

I tabel 13 er vist koncentrationen i jordprøver af TCE og PCE i tre borer.

Det ses af tabel 13, at de generelle jordkoncentrationer er lave, typisk i µg/kg området. Udover dette er der konstateret prøver i mg/kg området i dybde niveauene 3-9 mut. Den maksimale koncentration der er lokaliseret er knap 500 mg/kg PCE. Der ses relativt mere PCE end TCE i alle prøverne. Baseret på alle de udtagne jordprøver kan den gennemsnitlige TCE koncentration beregnes til 1,0 mg/kg og PCE koncentrationen til 4,5 mg/kg i området udspændt af borerne. En statistisk analyse viser, at koncentrationerne ikke er hverken normalt eller log-normalfordelte, dog nærmere log-normalt end normalt fordelte.

Tabel 13

Udgangskoncentrationen (mg/kg) af TCE og PCE i jorden i D1, E1, E2 og E3

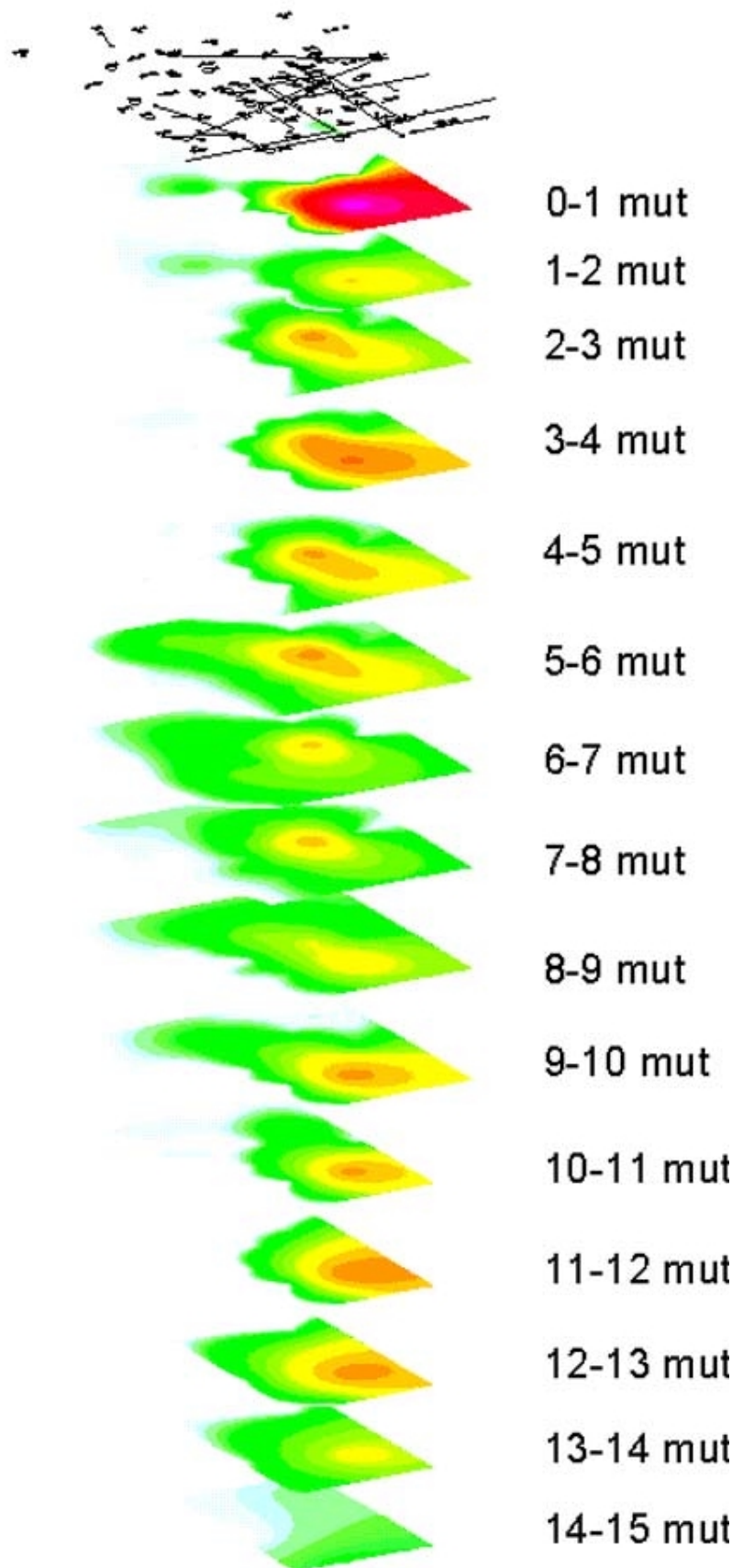
Boring	Dybde	TCE	PCE
D1	1	0,29	0,78
D1	3	0,028	0,16
D1	5	12	21
D1	7	0,036	0,14
D1	9	1,9	1,6
D1	11	0,008	0,014
D1	13	0,011	0,02
E1	1	0,091	0,012
E1	3	0,039	0,17
E1	5	3,6	3,3
E1	7	0,03	0,099
E1	9	1,2	1,2
E1	11	0,053	0,049
E1	13	0,01	0,023
E1	15	0,074	0,013
E2	1	0,014	0,089
E2	3	35	480
E2	5	1,6	1,4
E2	7	0,015	0,081
E2	9	1,1	0,63
E3	1	0	0
E3	3	0,017	0,1
E3	5	1,3	2,7
E3	7	1,1	1,2
E3	9	0,031	0,05
E3	11	0,01	0,015
E3	13	0,014	0,017
E3	15	0,089	0,007

Der er analyseret jordprøver fra hver 2. meter i borerne E1-E18 og D1-D4 i niveauer som angivet på boreprofilerne og samtlige analyseværdier er vedlagt i appendiks 6. De fundne værdier ligger alle i samme niveau som for borerne i tabellen, dog er der ingen værdier så høje som i E2. Gennemsnittet for de 137 jordprøver der er analyseret er 5,5 mg opløsningsmidler/kg. Medianen ligger ved 0,1 mg/kg hvilket indikerer en meget uens fordeling.

PID data

Forud for fuldskalaoprensningen havde der været udført et forsøg med dampinjektion i D1 og vakuum i borerne E1, E2 og E3. Det eksakte udgangspunkt før fuldskalaoprensningen kendes således ikke. Baseret på de PID data, der er indsamlet i forbindelse med borearbejdet er det muligt få en rumlig forståelse for forureningsspredningen i et vist omfang.

På figur 17 ses den rumlige fordeling af forureningen fra 0-15 m baseret på disse PID målinger. Der er integreret over 1 meters højde ved at gennemsnittet af PID tallet i øvre grænse for laget samt ½ meter herunder er anvendt som mål i punktet hvor boringen er placeret. Der er herefter anvendt Kriging til interpolation mellem punkterne i planen for de enkelte lag.



Figur 17

Den rumlige fordeling af PID. Hvid-grøn angiver PID udslag på 0-10, grøn-gul 10-100, gul-rød 100-500 og rød-lilla 500-1700. Der er varierende antal data i de forskellige dybder, specielt er antallet af data i de dybeste niveauer bearbejdet

Det bemærkes, at der kan konstateres en "skorsten" af begrænset horisontal udstrækning hvorigennem forureningen tilsyneladende er spredt i det vertikale plan. Hvor der er truffet lag med begrænset vertikal ledningsevne, eksempelvis mere siltede forekomster har forureningen bredt sig ud i horisontal retning. Dette ses eksempelvis i dybdeprofileme 5-6 mut og 9-10 mut. Det ses også, at noget af forureningen i nogle lag "forsvinder" ud af området mod SØ. Der er ikke datapunkter til at belyse afgrænsningen af forureningen i SØ retning fra syregården, idet boring E1 er den yderste boring i denne retning. Denne var inden oprensningen relativt kraftigt påvirket med klorerede opløsningsmidler med PID værdier op til 100. Grundvandet træffes som tidligere nævnt ca. 15 mut. Det ses, at koncentrationen i jorden i denne dybde er lav sammenholdt med niveaueme højere oppe. Antallet af datapunkter er dog begrænset i de dybeste niveauer, hvilket betyder at tolkningen er usikker. Det må dog vurderes at påvirkningen af grundvandet primært finder sted ved nedsivning af vand med opløst opløsningsmiddel og ikke i form af fri fase.

De højeste koncentrationer er konstateret overfladenært i fyldsandet 0,5 mut, umiddelbart under betondækket. Dette indikerer, at en stor del af spildet skyldes håndtering på overfladen og i mindre omfang udslip via selve kloakkerne der ligger 2-3 mut.

Tabel 14 og 15 viser en fasefordelingsberegning på det aktuelle sediment under forskellige betingelser for TCE og PCE. Hvis begge stoffer ertilstede som fri fase i jorden reduceres koncentrationerne i vand, luft og sorberet i forhold til molbrøken af stoffet og den samlede maksimale "opløste" mængde i jorden reduceres. Dette betyder, at den relative fordeling mellem faserne ikke ændres men, at fri fase af stoffene optræder ved lavere samlede koncentrationer.

Tabel 14

Fordelingen af TCE på faser i jorden ved 10 °C.

	Våd jord (23 %)		Tør jord (1 %)	
	$f_{oc}=0,1 \%$	$f_{oc}=0,05 \%$	$f_{oc}=0,1 \%$	$f_{oc}=0,05 \%$
Andel i poreluft (%)	8	9	64	75
Andel i porevand (%)	76	82	6	8
Andel sorberet (%)	16	9	29	17
Max "opløst" koncentration (mg/kg)	420	390	230	200

Tabel 15

Fordelingen af PCE på faser i jorden ved 10 °C.

	Våd jord (23 %)		Tør jord (1 %)	
	$f_{oc}=0,1 \%$	$f_{oc}=0,05 \%$	$f_{oc}=0,1 \%$	$f_{oc}=0,05 \%$
Andel i poreluft (%)	11	13	61	74
Andel i porevand (%)	60	70	3	4
Andel sorberet (%)	29	17	36	22
Max "opløst" koncentration	90	80	75	60

(mg/kg)				
---------	--	--	--	--

For TCE's vedkommende ses at koncentrationer i intervallet 200-400 mg/kg er nødvendige for at en residual fri fase af stoffene er tilstede. Ved et lavt vandindhold er relativt meget masse tilstede i poreluften. Dette fjernes derfor relativt hurtigt når en vakuumventilation startes. Ved højere vandindhold findes meget af massen i porevandet. Det kræver derfor en faseovergang for, at stoffet skal være tilgængeligt for vakuumventilation, ligesom andelen af luft i jorden er lav. Begge disse faktorer betyder at vakuumventilation vil have svært ved at fjerne massen inden jorden opvarmes.

For PCEs vedkommende ses, at koncentrationer i størrelsesordenen 60-90 mg/kg er påkrævet før at stoffet eksisterer som fri residual fase i jorden. For PCE findes relativt meget masse bundet til jorden. Før dette er frigivet til luften skal det overto faseovergange, jord $\Rightarrow$ porevand og porevand $\Rightarrow$ poreluft. Dette indikerer, at vakuumventilation vil have sværere ved at fjerne PCE massen fremfor TCE inden en opvarmning har fundet sted.

Til vurdering af betydningen af opvarmningen for fasefordelingen i det konkrete tilælde kan man udføre fasefordelingsberegninger ved forskellige temperaturer. I tabel 16 er vist en beregning udført for prøve D4, 2,5-3,5 mut ved hhv. 50, 70 og 90 °C.

Jf. teori afsnittene ses, at masseandelen i luften stiger som funktion af jordtemperaturen. Imidlertid øges den samlede mængde stof der kan være tilstede uden at fri fase eksisterer også. Dette betyder, at den samlede sorberede mængde og mængden i vandfasen er relativt konstant over temperaturen. Ved en tilstrækkelig ventilerings af luftfasen er der en større drivende kraft fra opløst og sorberet fase imod gasfasen med stigende temperaturer.

Tabel 16

Fasefordeling af PCE ved 3 forskellige temperaturer beregnet ud fra prøve D4 2,5-3,5 mut. Sorptionskonstanten K_d er holdt konstant som funktion af temperaturen.

	T = 50 °C	T = 70 °C	T = 90 °C
Andel i poreluft (%)	31	50	68
Andel i porevand (%)	47	33	22
Andel sorberet (%)	23	16	11
Max "opløst" koncentration (mg/kg)	118	165	252

Med de aktuelt fundne jordkoncentrationer kan det konkluderes, at der generelt ikke forekommer fri fase i jorden i større mængder, idet der kun i en enkelt jordprøve forekommer koncentrationer større end de maksimalt "opløselige" koncentrationer. Denne prøve er udtaget i E2 hvor der i niveauet 3 mut er fundet 480 mg PCE/kg og 35 mg TCE/kg. Her vil der med overvejende sandsynlighed være residual fri fase tilstede. Dette er ikke dokumenteret ved eksempelvis Sudan 4 påvisning i feltet.

I forbindelse med afmeldingen af grunden blev det af Københavns amt besluttet at anvende poreluftmålinger til dokumentation af en tilstrækkelig

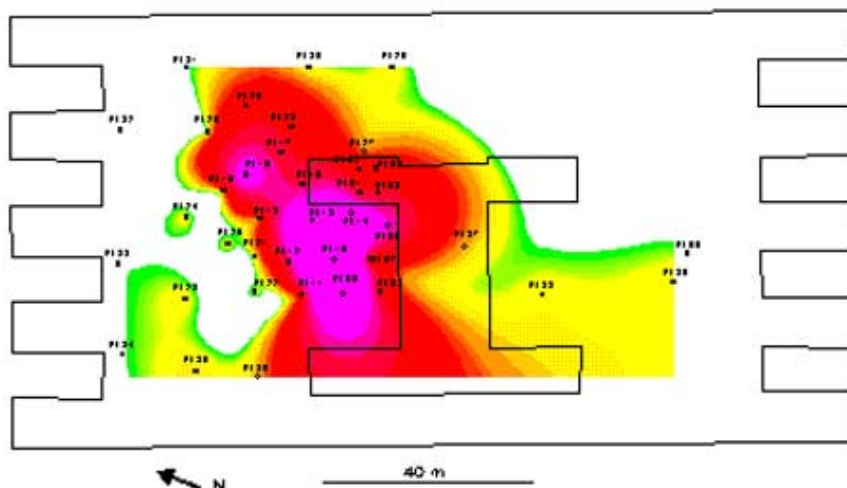
oprensning. Udgangspunktet for poreluftkoncentrationen inden fuldskalaoprensningen, men efter forsøget med injektion i D1 blev igangsat, kan ses på figur 18.

Det observeres at udgangskoncentrationen i poreluften i de værst forurenede områder ligger i området 100-500 mg/m³. I forbindelse med tidligere undersøgelser på grunden er der fundet poreluftkoncentrationer op til 4000 mg/m³. Punkterne med højeste koncentrationer er sammenfaldene i samtlige undersøgelser.

På baggrund af PID prøver, jordprøver og poreluftprøver vurderes der, at være en relativt god beskrivelse af forureningsfordelingen forud for opstarten af oprensningen. Der hersker dog lidt usikkerhed for forureningsfordelingen i den umættede zone, specielt i de dybere niveauer i SØ retning, Ø for syregården, se figur 17.

Grundvand

Forureningen i mættet zone forud for oprensningen er dokumenteret ved vandanalyser fra en centralt beliggende boring, boring BK, ikke vist på tegningen, i syregården samt fra de nedstrøms boringer der anvendes af Kbh. Amt til afværgepumpning. Boring BK kollapsede i forbindelse med injektionsforsøget, da casingen i boringen var lavet af PVC. I forbindelse med godkendelsen af oprensningen stillede Kbh. Amt krav om etablering af



Figur 18

Poreluftkoncentration af sum af TCE og PCE umiddelbart under betonoverfladen i bygning 01. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

to nye boringer benævnt G1 og G2. G1' er placeret opstrøms/på kanten af det påvirkede område og G2 (ikke vist på tegningen) umiddelbart nedstrøms for bygning 01. Der blev inden injektionen af damp konstateret niveauer for summen af TCE og PCE i størrelsesordenen 300 µg/l i boring BK. Dette niveau skyldes dels forureningen på B&K men også en forurening opstrøms for grunden der transporteres ind på B&K's ejendom med grundvandet.

Volumen og areal udstrækning

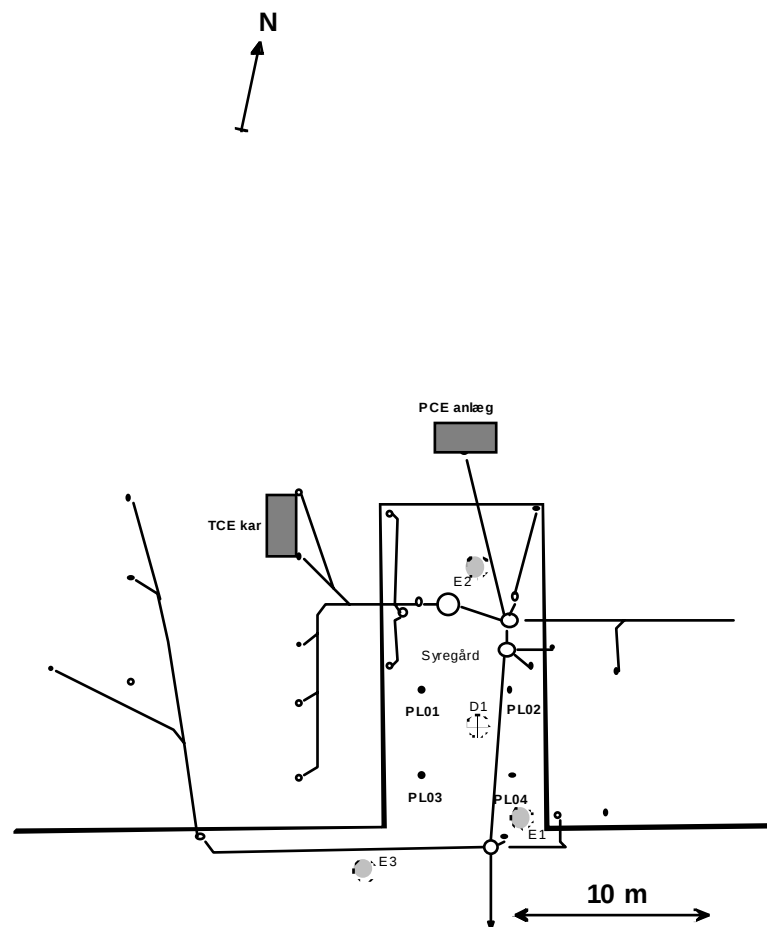
På baggrund af de udførte analyser vurderes det, at det samlede påvirkede areal med klorerede opløsningsmiddel er i størrelsesordenen 800 m², selve hot-spottet med mest masse udgør heraf de ca. 250 m². Med en forureningsdybde ned til 15 mut i den umættede zone svarer dette til et totalt

jordvolumen i størrelsen 12.000 m³, med den værst forurenede mængde ned til 13 mut. i hot-spottet svarende til 3.300 m³.

3.3 Dimensioneringsbetragtninger og indledende forsøg

Forud for etableringen af fuldskalaanlægget blev der udført et injektionsforsøg i selve hot-spottet for forureningen. Til forsøget var der etableret 4 boringer benævnt D1, E1, E2 og E3, samt 4 permanente poreluftspidser PL1-PL4. Figur 19 viser placeringen af de anvendte boringer.

Ingen af de anvendte boringer er digitaliseret. Placeringen på



Figur 19

Boringsplacering for den indledende test.

tegningsmaterialet er derfor omtrentlig. Jord • Miljø opgiver en afstand på hhv. 4, 8 og 10 m fra D1 for hhv. E1, E2 og E3. I tabel 17 er vist filtersætningsdybden af de fire filtre anvendt til injektionsforsøget.

Tabel 17*Filtersætningsdybde af filtre anvendt til forsøg*

Boring	Filtersætning mut
D1	1,8-10,8
E1	1-15
E2	1,5-9,5
E3	1-15

Boring D1 blev anvendt til dampinjektion i perioden 21/5-97 til 27/5-97.
 Forud for injektionen var permeabiliteten ikke bestemt i formationen.

Tabel 18*Geologisk hovedbeskrivelse og PID profil i injektionsboring D1.*

Boring	Dybde	Jordart	PID
D1	2	Silt	500
D1	2,5	Sand	175
D1	3	Sand	140
D1	3,5	Sand	170
D1	4	Sand	220
D1	4,5	Sand	150
D1	5	Silt	210
D1	5,5	Sand	110
D1	6	Sand	60
D1	6,5	Sand	80
D1	7	Sand	40
D1	7,5	Sand	110
D1	8	Sand	135
D1	8,5	Silt	140
D1	9	Silt	100
D1	9,5	Silt	390
D1	10	Silt	220
D1	10,5	Sand	240

Det ses umiddelbart af tabel 18, at forureningen i D1 ikke er afgrænset nedadtil.

Injektionshastighed og mængde af damp

På forhånd var der en forventning fra Jord • Miljø til, at det ville være muligt at injicere i størrelsen 250 kg damp/h. Ved forsøget viste det sig, at der kunne injiceres 1000 kg/h (kedelens kapacitet) uden problemer. Dette blev udført ved et injektionstryk på ca. 1,2 bar svarende til en temperatur på ca. 105 °C. I perioden hvor generatoren kørte er der derfor anvendt et flow på ca. 1000 kg/h. Der blev ved forsøget i alt injiceret 164 tons damp, svarende til en samlet drift tid på 164 timer (knap 7 dg). Den samlede dampmængde kan beregnes til at indeholde ca. 120.000 kWh og at kunne opvarme knap 2200 m³ jord ved anvendelse af resultaterne i afsnit 3.1.

Teoretisk opvarmet område i forsøget

Hvis det antages, at varmen fordeles uniform som en cylinder med højde som filterhøjden svarer den injicerede mængde til, at opvarmningen er sket ud til ca. 9 m fra boring D1, svarende til en afstand mellem E2 og E3.

I tabel 19 er vist den teoretiske mængde damp der er passeret de tre ekstraktionsboringer samt 0,5 meter fra injektionsboringen under forudsætning af at hele højden af filteret er lige aktivt.

Tabel 19

Teoretiske beregninger af fronthastigheder, damphastigheder mv i forsøgsopstillingen

Boring	D1	E1	E2	E3
Afstand (m)	0.5	4	8	10
Teoretisk tid til gennembrud (h)	0.5	32.0	128.2	200.3
Nødvendig dampmængde til opvarmning til 100 °C (kg)	501	32044	128177	200277
Dampmængde gennemstrømmet (m ³ damp/m ² rand)	10205	1029	140	0
Maksimal damphastighed (m/h)	62	8	4	3
Fronthastighed (m/h)	0.50	0.06	0.03	0.02

Ekstraktion, luft og stof

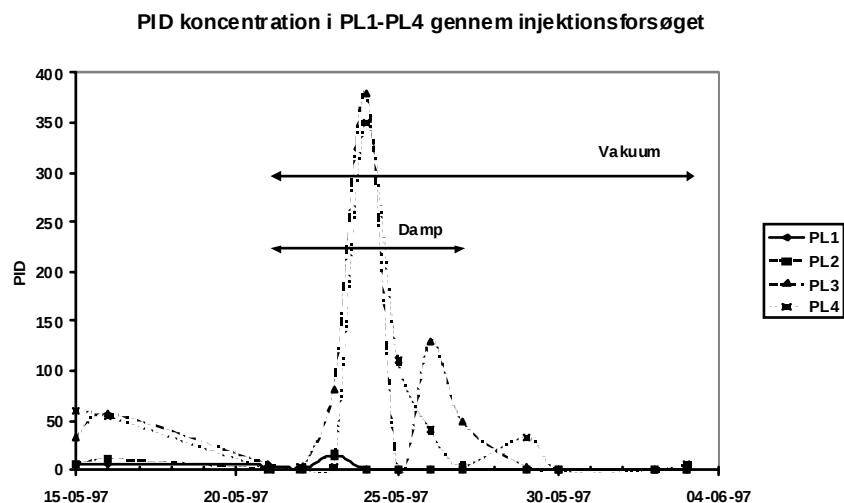
Den samlede mængde luft der er fjernet fra de tre ekstraktionsboringer er angivet til 40.000 m³, svarende til ca. 140 m³/h ved en driftstid på 12 døgn. Det samlede antal porevolumener er ikke forsøgt estimeret af Jord & Miljø. Hvis der tages udgangspunkt i 3 cirkler om E1, E2 og E3 med en radius på 10 m, en gennemsnitlig filterhøjde på 12 m, en luftfyldt porøsitet på 0,2 er der ved forsøget udskiftet 15-20 porevolumener.

Der blev ikke ved forsøget målt temperaturer regelmæssigt i den opsugede luft, så det er ikke muligt totalt at vurdere energistrømmen ud af systemet via luftfjemelsen. Den opsugede vandmængde, der er kondenseret er anslået til ca. 800 l, hvilket svarer til 0,5 % af den injicerede mængde, så den opsugede energimængde er formentlig insignifikant i forhold til den injicerede.

Der er i den afsugede luft fjernet et total på ca. 200 kg TCE og 400 kg PCE, svarende til en gennemsnitskoncentration i den udsugede luft på hhv. 5.000 mg/m³ og 10.000 mg/m³ for TCE og PCE.

I jordprøve der er analyseret i forbindelse med installationen af de 4 boringer er der konstateret ca. 20 mg/kg af de klorerede opløsningsmidler. Hvis det antages at denne koncentration var tilstede i hele det opvarmede volumen svarer dette til en samlet mængde i størrelsen 75 kg. Der er imidlertid fjernet knap 10 gange så meget. Dette afspejler dels problemene med udtag af jordprøver for klorerede opløsningsmidler og i mindre omfang at ventilationsboringerne trækker luft fra andre områder end det opvarmede.

Påvirkning af poreluften blev fulgt ved udtag af daglige prøver igennem forsøget i PL1-PL4. I figur 20 er vist koncentrationsforløbet målt ved PID i de 4 poreluftpunkter.



Figur 20

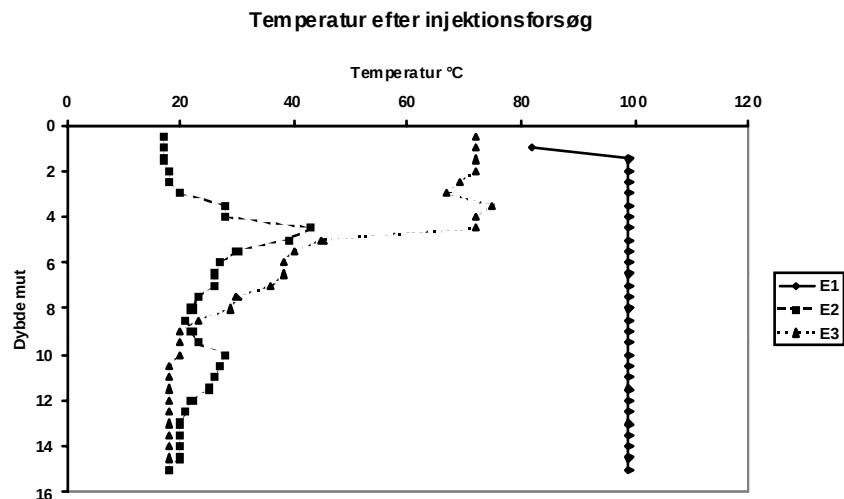
PID koncentrationer i PL sonder

Det bemærkes at koncentrationen i alle 4 PL sonder stort set er 0 efter at vakuumventilationen startes 21/5/97. PL1 og PL2 er placeret 6-6,5 m fra ekstraktionsboring. Der etableres således et vakuum her indenfor relativt få timer. PL3 og PL4 har afstande på hhv. 5,5 og 2 meter fra ekstraktionspunkter. Den 23. og 24. maj stiger koncentrationen voldsomt i PL3 og PL4. Dette sker efter at kondensationsfronten har passeret de to punkter, idet kondensationsfonten med den anvendte injektionsmængde den 23-24 maj har været 5,5-6,5 m fra D1. De høje koncentrationer der er konstateret kan derfor have to årsager. Der kan være tale om, at ekstraktionsflowet fra E1 og E3 ikke er tilstrækkeligt til at holde vakuum under betonen ved PL3 og PL4 pga., at der ikke kan transporteres luft på tværs af kondensationsfronten, eller at der ved dampens gennemskylning fjernes masse fra arealet mellem D1 og PL3/PL4 ud mod kondensationsfronten. Efter stop af dampinjektionen ses, at ekstraktionen igen fint kan holde koncentrationen i poreluften på et meget lavt niveau.

Rensningsgrad

I forbindelse med forsøget blev der efterfølgende udført boringer så tæt op ad de 4 tidligere udførte. Temperaturen blev målt ned igennem jorden og jordprøver analyseret i samme dybder som udtaget før injektionen. Pr. den 27 maj kunne der af Jord • Miljø konstateres temperaturprofiler ned gennem jorden i de 3 ekstraktionspunkter som vist på figur 21.

Det ses umiddelbart, at den eneste boring der havde fuldt dampgennembrud er i boring E1, der var placeret ca. 4 m fra D1. Hvorvidt det skyldes fejl ved målingerne, at der blev registreret kogepunkts temperaturer langt under injektionsniveauet i D1 eller der er ægte skråstillede lag der kunne lede dampen er uafklaret. Boring E2 og E3 der var placeret hhv. 8 og 10 m fra D1 baseret på oplysningerne fra Jord • Miljø (svarende til grænsen for den teoretiske dampudbredelse) viser at dampgennembrud ikke blev opnået. I boring E3 sås en opvarmning til næsten damp temperaturer i de øverste 4 m. Det indikerer, at permeabiliteten i dette lag er større end i de resterende dybder.



Figur 21

Temperaturen som funktion af dybden efter 7 dages injektion i E1-E3

Rensningsgraden baseret på koncentrationer i samme dybde viser gennemsnitlige rensningsgrader på 99%, 62 %, 95 % og 79 % for hhv. D1, E1, E2 og E3. Alle tal er baseret på summen af TCE og PCE. Rensningsgraden i E2 på 95 % kan meget nemt være fejlbehæftet, da der i denne boring før injektionen blev konstateret en meget høj koncentration i en enkeltprøve. I prøver udtaget efter opvarmningen er der i det mest gennemvarme område, dvs. omkring D1 konstateret restforureninger op til 200 µg/kg TS. I området omkring E1 der er gennemskyllet med ca. 10 mindre damp end ved D1, jf. tabel 19, er der efterladt restkoncentrationer op til 2,3 mg/kg TS. I de uopvarmede borer E2 og E3 er der efterladt op til knap 20 mg/kg TS.

Jordens vandindhold

I forbindelse med udtagning af jordprøve til kemisk analyse er der udført bestemmelse af jordens vandindhold. Der ses ikke et entydigt billede af ændringer i vandindholdet afhængig af hvor prøverne er taget. Der ses både stigninger i vandindholdet i de enkelte dybder (op til 12 % point (w/w) i E3) og fald (op til 18 % point) i D1 og E1. Den gennemsnitlige udtørring i D1 og E1, der begge er opvarmet til 100 °C er i størrelsen 4 % point svarende til at der transporteres knap 70 liter vand/m³ jord ud til kondensatfronten eller op via vakuumelekstraktionen. Dette svarer til ca. 40 % af jordens samlede vandindhold ved start af injektionen.

Tab ud af systemet

Der blev i forbindelse med injektionen udtaget en række grundvandsprøver af boring BK. I perioden varierede indholdet fra ca. 400 µg TCE+PCE/l ved start (21/5) op til 1000 µg TCE+PCE/l den 26/5, hvorefter koncentrationen aftog til ca. 400 µg TCE+PCE/l ved forsøgets slutning (30/5). Den højeste koncentration kan sandsynligvis kobles til kondensatfrontens passage af boring BK.

Konklusioner på indledende forsøg

Det kan ud af de udførte forsøg umiddelbart ses, at opvarmning til kogepunktstemperaturer samt et vist antal gennemstrømmede dampvolumener er nødvendig til oprensning til lave niveauer i jorden. Yderligere kan det observeres at dampen ikke udbredes jævnt i hverken plan eller dybde.

Det viser sig også ved forsøget, at det er problematisk at kontrollere poreluftkoncentrationen med det anvendte setup, samt at den fjernede mængde langt overstiger, hvad man kunne forvente ud fra de analyserede jordprøver.

Det er ikke med den anvendte målemetode muligt, at estimere tabet til grundvandet eller restforureningen efterladt i kondensatfronten, men et tab af væsentlige dele af den injicerede vandmængde til det underliggende magasin er sandsynlig.

3.4 Opbygning af fuldskealanlæg

3.4.1 Layout af boringer

På baggrund af injektionsforsøget blev det besluttet, at man ville injicere tidsforskudt og ikke samtidig i de 4 injektionsboringer D1-D4.

Der blev etableret en række ekstraktionsboringer, benævnt E1-E22, se figur 13 for placering i planen. De fleste af boringerne til ekstraktion og injektion blev etableret med minirig i 4", enkelte med traditionel snegl, og udbygget med filtre i stålør eller polypropylen (high density). Injektionsboringerne blev alle udført i stålør. Appendiks 4 indeholder profiler af samtlige D og E boringer.

3.4.2 Rørføring og manifold

Injektion

Rørføring til injektionsboringerne bestod af en fleksibel special slange fra dampgeneratoren til den boring der var i drift. Dimensionen var 2". Det var således muligt at skifte rundt mellem de forskellige injektionsboringer efter kort tids stilstand.

Ekstraktion

Fra de enkelte ekstraktionspunkter blev der trukket uisolerede 2" galvaniserede rør frem til behandlingsanlægget. Rørene blev klodset op igennem bygningen, men lå ellers frit. Den del af bygningen der var under behandling var i perioden afspærret således, at uvedkommende ikke kunne komme ind, bl.a. pga. af risikoen for at få forbrændinger ved kontakt med rørene og boringsafslutningerne.

Manifolden var fleksibel således, at der fra rørene gik et stykke fleksibel slange op til selve manifolden. Manifolden bestod af en kugleventil for hvert indgangsrør og et flowmeter af rotameter typen. Fra manifolden var der afgang til 3 parallelle pumper, således at boringerne var delt i tre.

Instrumentering af boringer

Hver boring var instrumenteret med et vakuummeter, et termometer og ved manifolden en flowmåler. Man kunne således følge med i temperatur og trykudviklingen manuelt. Data blev indført i logbog og senere indføjet i et regneark.

3.4.3 Behandlingsanlæg

I figur 22 er vist en principskitse af det byggede anlæg.

Dampkedel

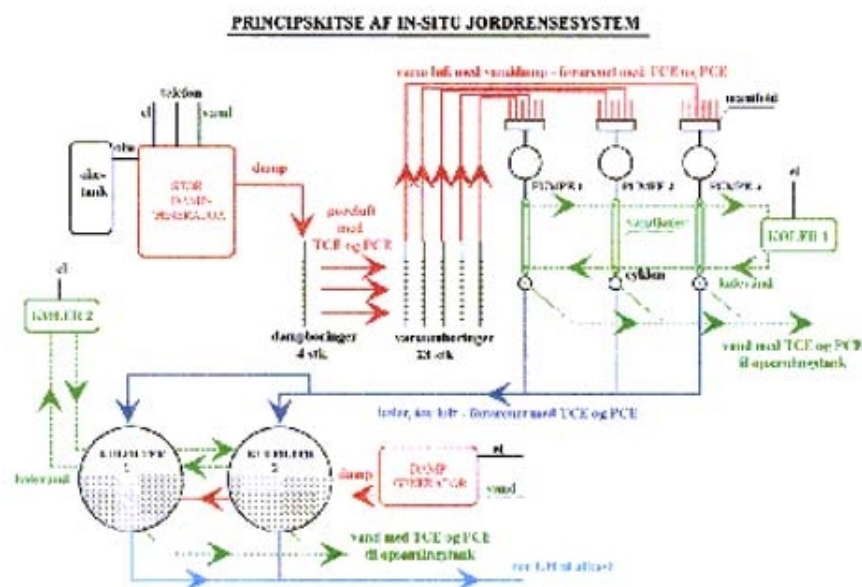
Baseret på de udførte forsøg blev det besluttet at bygge et anlæg med en lejet dampgenerator af samme type som anvendt til injektionsforsøget. Udlejningsaftalen indbefattede også drift og service af selve kedlen. Ydelsen på den anvendte kedel var ca. 1000 kg damp/time. Anlægget var oliefyret og fuldautomatisk.

Vakuumpumper

Der blev ved oprensningen anvendt 3 pumper af typen Rietchle SKG 420/2V. Disse pumper er af typen sidekanalbæsere og er karakteriseret ved at kunne flytte relativt store luftmængder ved lave til moderate vakuum (0-500 hPa ΔP). Ydelsen på de valgte pumper varierer stort set lineært i området mellem et flow på ca. 60 m³/h ved et ΔP =500 hPa til ca. 300 m³/h ved ΔP =0 hPa. Motorene er på hver 7,5 kW, svarende til en samlet installeret effekt på 22,5 kW for pumperne.

Denne type af pumper anvendes normalt kun til tørre, ikke slidende medier, men blev ved denne oprensning anvendt til at trække opløsningsmiddeldampe og vandamp/luft igennem selve pumpen. Der blev ikke i driftsforløbet konstateret problemer med pumpeme, men afsætning af diverse udfældninger af jern og kalk har ikke kunne undgås, ligesom varme klorerede opløsningsmidler har en stærkt nedbrydende effekt på en lang række pakningsmaterialer og smøremidler. Levetiden for pumper anvendt på denne måde må derfor formodes at være væsentlig mindre end den levetid som fabrikanten opgiver ved normal drift.

Køling



Figur 22

Principskitse af de anvendte behandlingsanlæg

Efter pumpen var monteret en vandkøler hvor den opslugede lufts indhold af vand blev kondenseret. Kondensatet blev separeret fra til videre behandling i en cyklon og luftfasen blev ført til et aktiv kul anlæg. Vand og luft havde en temperatur på ca. 25 °C efter passage af køleren. Vandet brugt som kølemiddel i veksleren blev recirkuleret over industrikølere og nedkølet til ca. 5 °C, før det blev returneret til vekslemer.

Kulfitre

De anvendte kulfiltre var utraditionelle i forhold til hvad der almindeligvis har været anvendt til oprensning herhjemme, idet de kunne regenerere kullene på stedet. Der blev anvendt to anlæg med forskellig størrelse, et med 250 kg kul og et med 500 kg kul. Omkobling mellem filtrene skete automatisk efter hver 6. time. Når filtret ikke var i brug blev kullene regenereret med en indbygget dampkedel i filterenheden. Kondensatet fra regenereringen blev sammen med kondensatet fra kølingen ledt til palletanke for destruktion på Kommunekemi.

3.5 Drift

3.5.1 Overordnet strategi

Den overordnede driftsstrategi for oprensningen var først at køre en kort periode med ren vakuumelekstraktion og herefter anvende de 4 dampboringer skiftevis til injektion i kombination med vakuumelekstraktion. Efter en periode med dampinjektion skulle vakuumelekstraktionen pågå indtil koncentrationen blev vurderet at være tilstrækkelig lav til at oprensningen kunne slutte.

I tabel 20 er vist i hvilke perioder der rent faktisk blev anvendt hvilket setup for driften. Jord • Miljø har anvendt terminologien driftsfase 1-8 som angivet i tabellen. Virkeligheden er lidt mere kompliceret, idet flowet på de enkelte boringer har varieret indenfor det angivne tidsrum. Dette gælder specielt i fase 7.

Tabel 20

Overordnet driftsstruktur for oprensningen.

Driftsfase	Dampinjektion	Vakuumboringer	Periode	Varighed
1	Ingen	D1, E2-E18	12/9-15/9 97	3
2	D2	D1, E2-E18	15/9-22/9 97	8
3	D4	D1, E2-E18	22/9-1/10 97	8
4	D1	E2-E3, E5-E15, E17-E18	1/10-2/10-97	1
5	D3	D1, E2-E4, E6-E18	2/10-5/10 97	3
6	E5	D1, E2-E4, E6-E18	5/10-9/10 97	4
7	Ingen	D1, D4, E2-E13, E15-E22, V1	9/10 97-2/2 98	116
8	Ingen	Ingen	2/2-30/10 98	270

3.5.2 Energi/dampinjektion i de forskellige områder

De temperaturer der refereres til for de enkelte boringer i det følgende afsnit er alle målt på den opsugede luft umiddelbart på borehovedet med et kontaktermometer. Da damp har så meget højere energiindhold end luft vil temperaturer på 100 °C i en boring kun udtrykke, at der slår damp ind i en del af boringen et eller andet sted over filterhøjden, og ikke at hele filterhøjden er opvarmet.

Driftsfase 2

Ved en gennemgang af driftsfaserne ses det, at den første boring der injiceres i er boring D2 placeret i den vestlige del af forureningen. Boring D2 er filtersat over intervallet 1,5-13,5 mut. Ned til 5 mut. er den filtersatte længde placeret i sand og i intervallet 5-8 mut i silt. Herunder er konstateret sand til bund af filter. PID profilet viser, at forureningen her udelukkende er knyttet til siltlaget. Der er her injiceret med en mængde på ca. 1000 kg/h, i alt i 8 dg (15/9-22/9). Dette svarer til, at en samlet dampmængde på ca. 192.000 kg er injiceret i perioden. Med et opvarmningskrav på 75 kg/m³ svarer dette til, at en total jordmængde på 2560 m³ kan opvarmes til 100 °C. Med en filterstrækning på 12 meter svarer dette til en cylinder med radius på godt 8

m, når der ikke tages hensyn til varmetab. I øvrigt kan det ses af figur 23 at det område der teoretisk opvarmes ved injektionen i D2 overlapper området der blev opvarmet ved injektionsforsøget (Injektionen i D1). Hvor meget energi jorden i dette område besidder er ikke med det foreliggende datagrundlag muligt at estimere. Temperaturen på luften der suges op inden injektionen i D2 viser for E3, E5 og E9s vedkommende en temperatur på 20 °C. Dampetemperatur opnås i E5 og E7 den 19/9. I E8 slår dampen igennem den 21/9. I E10 opnås 95 °C den 21/9, hvorefter temperaturen falder igen. E11 opnår temperaturer på 65 °C i slutningen af injektionsperioden, ligesom E12 påvirkes med temperaturer op næsten 100 °C. E4 påvirkes også med temperaturer op til 75 °C. Der observeres altså høje temperaturstigninger længere væk fra boringen end hvis varmen havde været jævnt fordelt over dybden. Dette skyldes relativt store forskelle i permeabilitet over injektionsdybden.

Driftsfase 3

I driftsfase 3 er boring D4 anvendt til dampinjektion. Boring D4 er filtersat i intervallet 2-13,5 m over en blandet geologi med flere silt og sandlag der veksler mellem hinanden. Boring 4 er samtidig den boring der står tættest på de specielle monitoringsboringer (M1-M3), der blev etableret som et led i teknologiprojektet. Som for boring D2 blev der her injiceret 8 døgn (22/9-1/10). Der blev i perioden injiceret ca. 150.000 kWh svarende til godt 205 tons damp. Med en filterhøjde på 11,5 m, svarer dette til en totalt opvarmet cylinder på 8,4 m i radius. Det kan ses af figur 23, at der stort set ikke er overlap af den teoretiske varmeudbredelse fra injektionen i D2 og kun begrænset overlap i forhold til injektionen i D1. E20 blev ikke anvendt i driftsfase 3. Gennembrud af damp ses i E4 den 28/9. Der opnås ikke fulde damptemperaturer i E16, men boringen lukkes for ekstraktion ved 90 °C den 28/9. E15 opnår damptemperaturer den 30/9 og i E6 og E18 opnås 80-90 °C ved periodens slutning. E17 påvirkes stort set energimæssigt ikke af injektionen. Der ses altså i dette område en relativt god overensstemmelse mellem det forventede og det observerede pga. af en mere ensartet permeabilitetsfordeling end omkring D2.

Driftsfase 4

I driftsfase 4 var der damp på boring D1. D1 er jf. tabel 16 filtersat fra 2-10,5 m over en variabel geologi. Mængden af stof omkring boringen var kraftigt reduceret i forhold til hvad PID profilet i tabellen angiver pga. injektionsforsøget i maj. Det var således 4 mdr. siden der havde været opvarmet ved forsøget. Opvarmningen strakte sig kun over et døgn (1/10-2/10), svarende til en injektion på ca. 24.000 kg damp. Udgangstemperaturen i det påvirkede område kendes kun delvist, idet boringen inden anvendelsen til dampinjektion blev anvendt til vakuumeextraktion. Ved ekstraktionen var temperaturen i den afsugede luft i intervallet 40-50 °C. Som udgangspunkt anvendes derfor en gennemsnits jordtemperatur på 50 °C til vurdering af opvarmningsvolumenet. Jf. tabel 8 findes en varmekapacitet på ca. 0,6 kWh/m³ °C i sedimentet. Dette svarer til, at der skal anvendes 30 kWh/m³ eller 41 kg damp/m³ for at opvarme jorden til damptemperatur. Den injicerede dampmængde vurderes derfor teoretisk at kunne opvarme en cylinder med radius 4,7 m, svarende til 585 m³. Der kunne ikke observeres temperatur stigninger i de omkringliggende boringer.

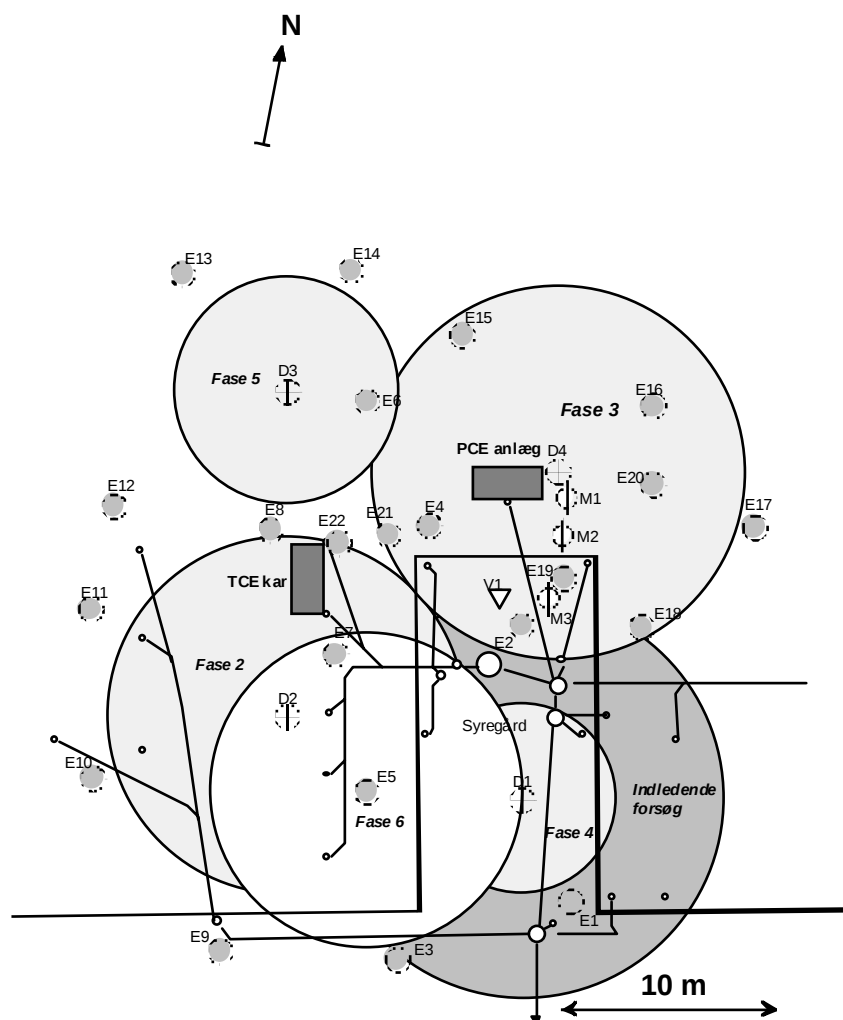
Driftsfase 5

I driftsfase 5 blev der injiceret damp i D3. Boring D3 er filtersat 2-14 m. Geologien består af blandede sand og silt forekomster med det øverste siltlag startende ca. 5 m. De højeste PID målinger findes i dette siltlag. Der er injiceret med en rate på 1000 kg/h i en periode af 3 døgn (2/10-5/10) svarende til en samlet injiceret mængde på 72.000 kg damp svarende til 50.000 kWh. Dette giver et teoretisk opvarmet volumen på 960 m³, svarende til en cylinder med 5 m i radius. På figur 23 er de teoretisk beregnede

dampzoner vist. Der ses kun et mindre overlap i forhold til injektionen i D4. På baggrund af dette forventes ikke et større opvarmet område en angivet på tegningen. E6 og E8 når begge til damptemperatur. E14 opnår næsten damptemperatur, hvorimod E13 kun bliver 48 °C i perioden. E12 bliver ca. 40 °C i perioden. Som for området omkring D2 eksisterer også større permeabilitetsforskelle der betinger en uensartet varmedeling over dybden.

Driftsfase 6

I driftsfase 6, der var den sidste med dampinjektion, blev boring E5 valgt til injektionsboring, efter en omkobling af rørsystemet. E5 var filtersat fra 2-10 m over en blandet geologi. Den var i drift med injektion i en 4 døgns periode (5/10-9/10). Der blev injiceret ca. 96.000 kg damp svarende til ca. 70.000 kWh. Dette svarer teoretisk til en opvarmet cylinder på godt 7 m i radius hvis jorden havde været 10 °C som udgangspunkt. På figur 23 er vist den teoretiske varmeudbredelse. Som det ses af figuren overlapper injektionen fra E5 i meget stor udstrækning det allerede opvarmede område. Det må derfor antages, at varmen har udbredt sig et stykke ud over de allerede opvarmede områder. Dette understøttes af, at temperaturen i E3 stiger til næsten kogepunktet den 9/10. Temperaturen i E9 påvirkes ikke og D1 påvirkes kun svagt. E7 opvarmes til kogepunktet den 9/10.



Figur 23

Oversigt over den teoretiske opvarmningsradius i de enkelte driftsfaser. Nummer på faserne er angivet i cirklerne. Den mørkest skraverede cirkel angiver området opvarmet ved det indledende forsøg.

Den samlede dampmængde der er injiceret er 700.000 kg. Ved addition af mængderne angivet fra de enkelte faser fås en summeret mængde på 840.000 kg. Der er således injiceret mindre end angivet ved at summere de enkelte driftsfaser. Dette hænger sammen med, at data for de nøjagtige start stop tidspunkter, nedlukningsperioder af kedlen for service etc., ikke var tilgængelige for forfatteren ved rapportens tilblivelse. De 700 tons damp svarer til godt 500.000 kWh, hvilket med de fundne varmekapaciteter kan opvarme godt 9.000 m³ jord til damptemperaturer, svarende til ca. ¾ af det forurenede volumen, hvis der ikke regnes med tab til omgivelserne.

3.5.3 Observationer af temperatur og tryk omkring D4, elementer i teknologiprojektet

Som et led i teknologiprojektet blev der etableret 3 monitoringsboringer benævnt M1, M2 og M3. Boringerne blev filtersat med tre 25 mm PPH filtre i hver boring i dybderne 1-3, 6,3-8,3 og 9,8-11,8 mut. I samme område blev der jf. kapitel 3.1 bestemt permeabiliteter omkring boring V1, bla. for at kunne lave nærstudier af injektionen i D4 og vurdere muligheden for at anvende simple modeller til beskrivelsen af temperaturudbredelsen. Som udgangspunkt for modelleringen anvendes en meget forsimplet geologisk model med en lagfølge som angivet i tabel 21, til beskrivelse af forholdet i nærfeltet.

Tabel 21

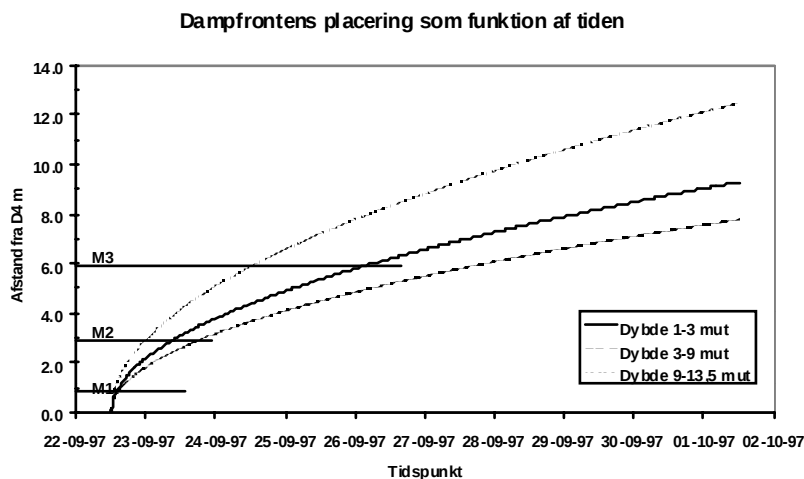
Geologisk model med permeabiliteter og strømningsmængde omkring boringerne D4, M og V1. Permeabiliteten fra tolkningen af boring M3 er valgt som modeldata, da denne har samme retning som D4-M boringerne.

Dybde	Beskrivelse	Tolket effektiv permeabilitet, vandret	Beregnet udstrømmet mængde fra D4 over intervallet
0-3 m	Fyld, sandet	20	(1 m) 9 %
3-9 m	Silt, sandet	14	(6 m) 40 %
9-15 m	Sand, siltet	24	(4,5 m) 51 %

Filtersætningen af D4 går fra 2-13,5 mut. Den gennemsnitlige udstrømning af damp igennem de tre lag kan udregnes ved forholdsregning, idet det antages, at trykket er ens over hele filteret. De højeste værdier af permeabiliteten svarer til at trykket i filteret vil antage værdier i nærheden af 250 hPa overtryk ved injektion af 1000 kg/h i et 11,5 m filter. Dette er i relativ god overensstemmelse med det observerede injektionstryk. Tilsvarende beregnes relativt små nødvendigt vakuum ved ekstraktionsflow i intervallet på 10-60 m³/h, i størrelsen 5-30 hPa.

M1 var placeret ca. 1 m fra D4, M2 ca. 3 m fra D4 og M3 ca. 6 m fra D4. Som et led i teknologiprojektet var der installeret temperatur- og tryksensorer i boringerne. Disse sensorer var tilkoblet dataloggere, som opsamlede data med 15 minutters interval.

I perioden (22/9-1/10) blev der injiceret 1000 kg damp/h. Injektionen blev startet omkring 22/9 kl. 12.00. Fordelt ud fra simpel forholdsregning med permeabilitetene svarer dette til hhv. 94 kg/h m, 66 kg/h m og 113 kg/h m filterhøjde i de tre lag, svarende til et gasflow på hhv. ca. 160 m³/m h, 110 m³/m h og 190 m³/m h. I figur 24 er dampfrontens teoretiske placering i de tre dybder (uden tab eller varmeledning til omgivelserne) vist som funktion af injektionstiden.



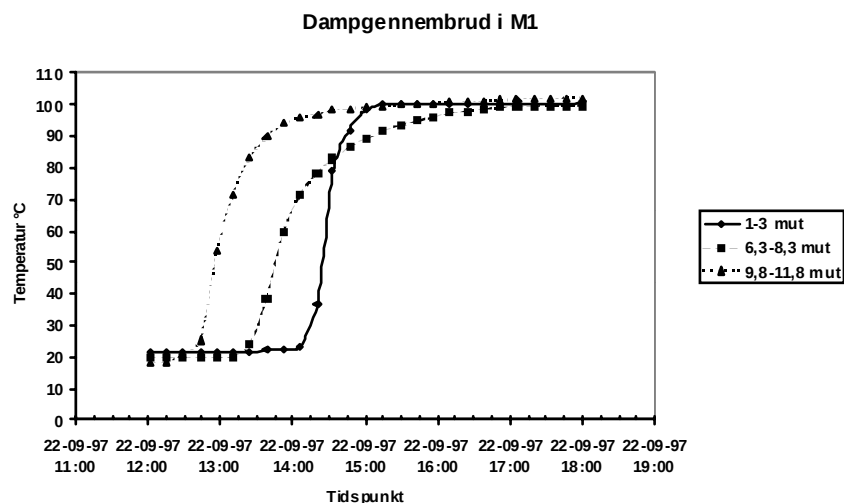
Figur 24

Teoretisk placering af dampfronten som funktion af tiden i de tre geologiske segmenter

Ekstraktionsboringerne E2, E4, E6, E15, E16, E17 og E18 var i gang i samme periode indenfor det område der påvirkes af injektion i D4.

Gennembrud i M1

I figur 25 er vist dampgennembruddet i M1 i de tre dybder. Ved anvendelse af modellen til fordelingen af varme i de tre dybder fås en ankomsttid på hhv. 2,5; 3,25 og 1,5 timer for fuldt dampgennembrud. Virkeligheden viser sig at være 3,0; 5,0 og 3,0, dvs. alle tre tider der er langsommere end



Figur 25

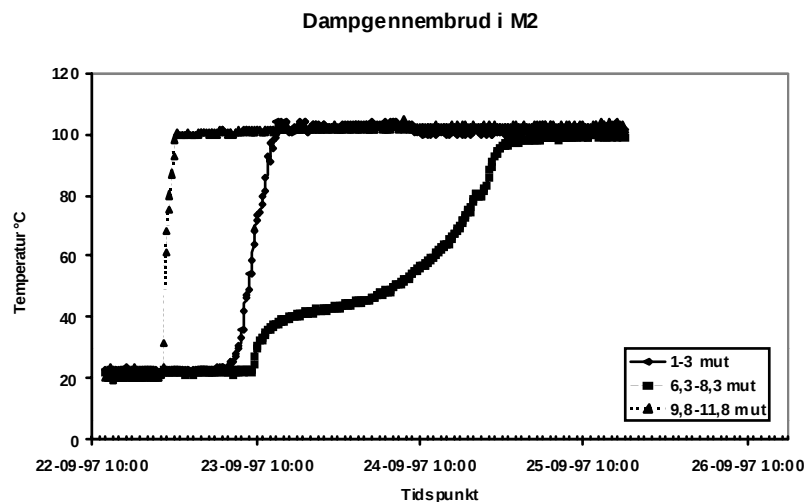
Dampgennembrud i M1, bemærk tidsaksen er forskellig fra figur 26 og 27

forudsagt ved den simple model. Dette indikerer, at der går energi ud af systemet, formentlig til opvarmning af sediment over og under filterdybden, samtidig med, at der forbruges energi til opvarmning af rørsystemet mv. Modellen forudsiger, at opvarmningen i det midterste lag vil foregå langsomt, hvilket bekræftes af observationerne.

Det kan også iagttages, at dispersionen af fronten er meget begrænset i det øverste filter, hvorimod der ses en større spredning af temperaturfronten for det nederste og specielt det midterste filter. Dette skyldes både variationer i ledningsevnen og dermed i transporthastigheden over filterhøjden, men også at varmeledningen spreder kurven når fronthastigheden ikke er tilstrækkelig stor til at være den dominerende varmeoverføringsmekanisme.

Gennembrud i M2

I figur 26 er vist dampgennembruddet i M2. Dampgennembruddet i øverste filter fås efter ca. 25 timer og i nederste efter ca. 11 timer. Ved den teoretiske beregning fås en ankomst tid i det øverste filter på ca. 23 timer, hvilket svarer godt overens med det observerede. For det nederste filter fås en teoretisk ankomsttid på 12-13 timer. Der ses en umiddelbar god overensstemmelse også for dette lag. For det midterste filter i det mest lavpermeable ses et kurveforløb for temperaturstigningen, der viser at processen sker både ved varmeledning såvel som direkte varmeoverføring. Det observerede dampgennembrud ses efter ca. 70 timer. Den teoretiske gennembrudstid beregnet ved den simple model giver en ankomsttid af fronten efter 32-33 timer. Efter 30-35 timer er temperaturen i målepunktet kun i størrelsesordenen 50 °C. Der må således være noget energi der er transporteret andet steds hen i systemet. Da der ikke er nogle ekstraktionsboringer, der trækker energi ud på dette tidspunkt, må varmen være fordelt i andre retninger end mod M2 i siltlaget.



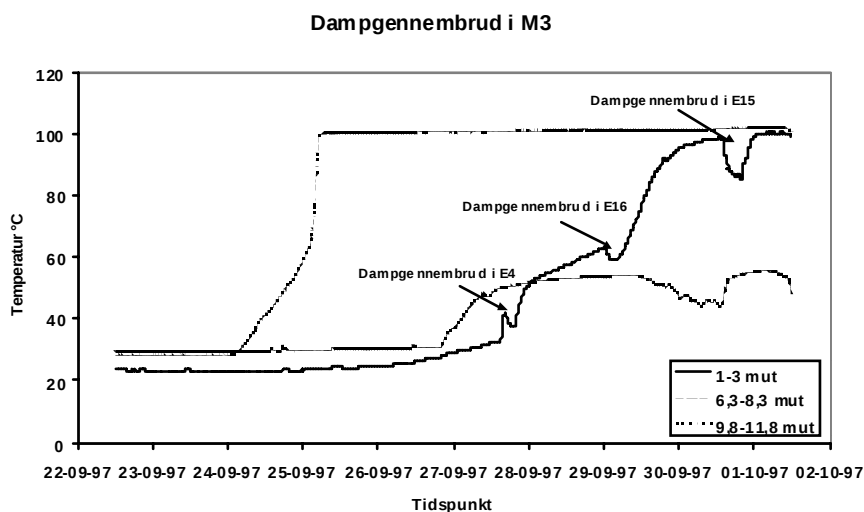
Figur 26

Dampgennembrud i M2, bemærk tidsaksen er anderledes end i figur 25 og 27

Dampgennembruddet i M3 er vist på figur 27. Dampgennembruddet ses i det øverste filter at komme efter ca. 8 døgn (1/10). Ved anvendelse af en simpel varmetransportmodel kan det beregnes at dampfronten var forventet i 6 meters afstand i øverste niveau efter knap 4 døgn. Dette indikerer, at der sker et signifikant varmetab ud af det område der regnes på. Ved at granske temperatur data fra ekstraktionsboringerne kan det ses, at der sker dampgennembrud i boringerne E4, E16 og E15 i perioden. Ved alle 3 gennembrud til ekstraktionsboringerne ses et tydeligt fald i temperaturen i M3 forårsaget af, at varmetabet ud af nærområdet omkring M3 (1-3 mut) er større end tilførsel af ny energi. Den samlede energimængde der fjernes via ekstraktionsboringerne kendes ikke specifikt. Hvis der regnes med, at der er 100 % relativ fugtighed i den afsugede luft kan den samlede vandmængde der fjernes med oppumpningen beregnes. Under disse forudsætninger fjernes der i størrelsesordenen 4.900 kWh i injektionsperioden fra de boringer der ekstraheres fra. Den samlede injektion i perioden var i perioden knap 160.000 kWh, heraf ca. 15.000 kWh i det øverste segment, hvis der tages udgangspunkt i den geologiske model. Den samlede energifjemelse med boringerne svarer til 3 % af den injicerede mængde og ca. 1/3 af mængden injiceret i det øverste segment. Det ses, at den udsugede energimængde ved vakuumekstraktionen kan have stor indflydelse på dampzonernes videre udbredelse. Ud over tab via ekstraktionen er der stor sandsynlighed for, at en del af dampen strømmer op imod overfladen pga. lækagen. Den højde der opvarmes er derfor sandsynligvis noget større end den ene meter der regnes med i den simple model. Et vist energitab må også forventes henover betongulvet pga. af varmeledning jf. afsnit 2.4.4.

For det midterste filter når temperaturen ikke i nærheden af kogepunktet i opvarmningsperioden. Der opnås maksimalt temperaturer i størrelsen 50 °C. Ved anvendelsen af den simple model var det forventet at dampen skulle bryde igennem i dette niveau efter ca. 5,5 døgn. Som det ses af figur 26 har temperaturen på dette tidspunkt lige nået sit maksimum. Der er altså sket en strømning af energi i anden retning end mod M3 i dette niveau.

I det nederste filter ses en meget skarp temperaturfront som i boring M1 og



Figur 27

Dampgennembrud i M3, bemærk tidsaksen er anderledes end i figur 25 og 26

M2 i dette niveau. Temperatur gennembruddet sker efter knap 3 døgn. Der ses en periode hvor varmeledning dominerer temperatur stigningen, efterfulgt af selve gennembruddet af dampen, der sker over få timer. Ved den simple vrametransport beregnes fronten at komme efter 2 ¼ døgn, hvilket er svagt hurtigere end det der observeres.

Konkluderende kan det bemærkes, at den simple fordelingsmodel kun er i stand til at forudsige temperaturfrontens ankomst i det nederste filter med tilfredsstillende nøjagtighed, hvorimod den ikke forudsiger dampfronten særlig godt i øverste og midterste filter. Der foreligger sandsynligvis to forskellige forklaringer for de to lag. For det øverste filter er de to mest sandsynlige forklaringer opvarmning over filterniveauet samt udtræk af energi via ekstraktionen. For det midterste segment med størst siltindhold vurderes den mest sandsynlige forklaring på den langsomme frontudbredelse at være, at permeabiliteten i andre retninger end mod M2 og M3 er større i dette niveau (anisotropi).

3.5.4 Forureningsfjernelse

Målemetoder

Forureningsfjernelsen er blevet kontrolleret ved daglige målinger (i perioder to gange dagligt) på hver af de ekstraktionsboringer der var i drift. De kemiske målinger på den opsugede luft samt poreluften blev foretaget med en fotoakustisk måler udviklet af Brüel og Kjær selv. En videreudvikling af apparatet forhandles i dag af Innova, et Brüel og Kjær datterselskab. Der blev målt for TCE, PCE og CO₂ med måleren. Ved kontrol overfor kulrørprøver analyseret på GC-ECD blev det konstateret, at værdier mindre end ca. 5 mg/m³ var behæftet med relativ stor usikkerhed. Ved værdier herover var målingernes kvalitet generelt glimrende, samtidig med at målemetoden er enkel. For at forhindre kondens i måleapparatet blev luftstrømmen der blev taget ud til måling ledt via et kølebad så vand i gassen (samt evt. fri fase) kondenserede ud inden målingen.

Flowmålinger blev foretaget ved aflæsning af rotametre (flydere) fra de enkelte boringer. Ved tilstedeværelse af kondensvand i boringer og rør kan det være forbundet med nogen vanskelighed at aflæse flowet nøjagtigt. Hvilke boringer der har haft usikkerheder på målingerne fremgår ikke af det indsamlede datamateriale.

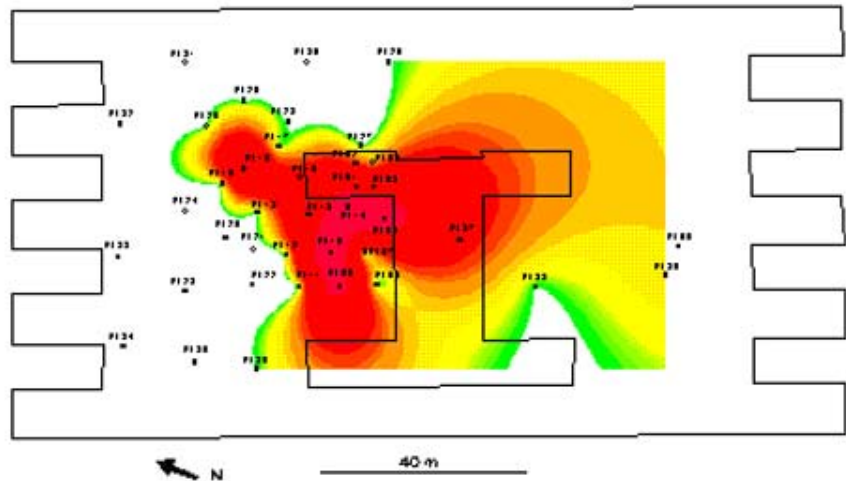
Det samlede flow over pumperne er beregnet som summen af de individuelle flow.

Der er målt på afkastkoncentrationen efter kulfilteret, men ikke mellem kondenseringen og kulfilteret. Det er således ikke muligt at beregne fordelingen mellem de enkelte faser i det oppumpede.

Til kontrol af indholdet af opløsningsmidler i væskefasen der blev afleveret til Kommunekemi er der med mellemrum udtaget prøver fra blandstrømmen af kondensatet fra regenereringen af kulfilteret og kondensatet fra køleflademe.

Stoffjernelse inden påtrykning af damp, fase 1

I driftsfase 1 blev der ekstraheret luft inden jorden blev opvarmet. Perioden varede 3 døgn. Gennemsnitskoncentrationen i de anvendte boringer i fase 1 var godt 700 mg/m³ med et spænd fra 30-4800 mg/m³ (sum TCE+PCE). Massefjernelsesraten var i gennemsnit 43 g/d boring med et spænd fra 1 til 290 g/d. I alt blev der i perioden fjernet 38 kg. Boringerne D1, E17, E18 og E2 gav signifikant højere koncentrationer end de resterende boringer, alle mere end 1000 mg/m³. Bemærk i øvrigt at D1 står i centrum af det tidligere



Figur 28

Poreluftkoncentrationer den 14/9 1997. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

opvarmede område. Der er altså således ikke "rent" i det område som D1 trækker luft fra og som tidligere har været opvarmet.

Poreluften under betonkonstruktionen blev målt den 14/9 1997.

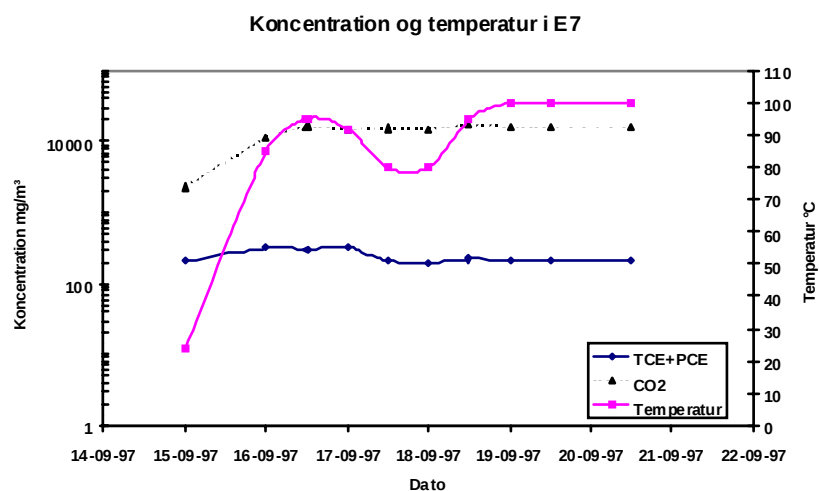
Koncentrationsprofilen ses i figur 28. I forhold til opstarten ses, at alle poreluftkoncentrationer at være under de 100 mg/m³.

Bemærk at der ikke er målt i alle punkter til hver prøvetagningsrunde, hvilket kan give falsk lave værdier på figuren i de områder der ikke er målt.

Der blev i samlet perioden oppumpet ca. 45.000 m³ luft via ekstraktionen.

Fase 2

I fase 2 blev der sat damp på boring D2 i en periode af 8 døgn. Boringen nærmest injektionen var E7. I figur 29 er vist gennembrudskurven for



Figur 29

Koncentration af opløsningsmidler og CO₂ i den udsugede luft i E7 sammenholdt med temperaturen

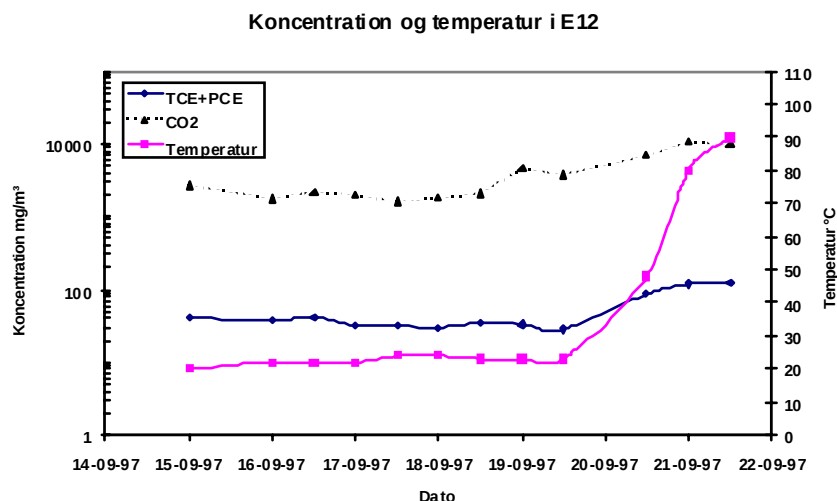
dampen i E7 sammen med værdier af indholdet af klorerede opløsningsmidler. Bemærk at koncentrationsangivelserne er på en logaritmisk skala af hensyn til præsentationen.

Det ses af figur 29 at koncentrationen af TCE og PCE i den udsugede luft ikke påvirkes specielt igennem perioden. Koncentrationsniveauet holder sig på ca. 200-300 mg/m³ selv da dampfronten er brudt igennem. Boring E7 havde heller ikke ved etableringen høje PID udslag i jordprøverne. Derimod ses en kraftig forøget CO₂ koncentration, da opvarmningen sker. Dette hænger sammen med at vandopløseligheden af CO₂ reduceres kraftigt ved opvarmningen. Baggrundsniveauet i E7 var inden opvarmning i størrelsen 2.000 mg/m³ og steg i forbindelse med opvarmningen til ca. 16.000 mg/m³. Til sammenligning er baggrundskoncentrationen i atmosfærisk luft i størrelsen 500 mg/m³.

Der ses ikke i nogen af de boringer der berøres af dampfronten store spring i den opsugede koncentration. Den største koncentrationsændring ses i figur 30, hvor boring E12 er afbildet. Her observeres en ændring i koncentrationen af TCE+PCE fra ca. 30-40 mg/m³ op til 120-130 mg/m³ svarende til 3-4 gange forøgelse af koncentrationen. For de resterende kurver henvises til appendiks 6.

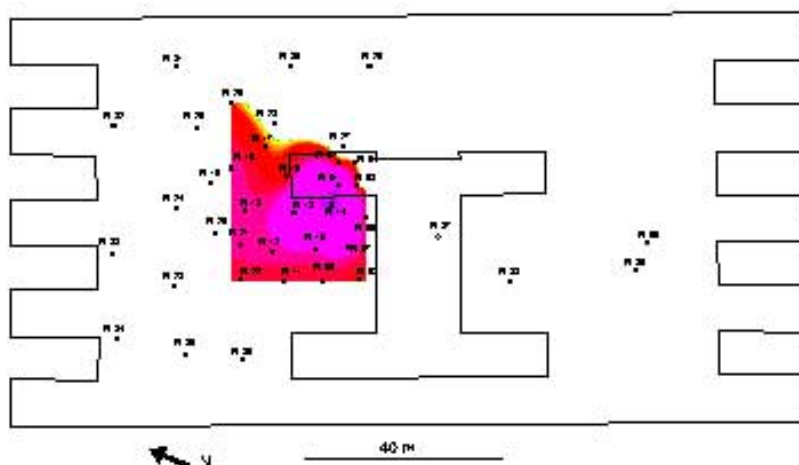
Der ses således generelt ved opvarmningen af dette område ikke en voldsom stigning af koncentrationen. Dette hænger godt sammen med forureningsudbredelsen der har sit centrum øst for det påvirkede område.

Poreluftkoncentrationen under gulv blev også målt i denne fase. Der er vist et eksempel på målingerne i figur 31. Det ses, at poreluftkoncentrationen under gulvet stiger i forhold til situationen fra før varmen blev sat på, sammenlign figur 28 og 31. Dette hænger sammen med, at vakuumet på ekstraktionboringerne ikke er tilstrækkeligt stort til at fjerne den fordampede TCE+PCE. Koncentrationen overstiger også niveauet der var før opstart, se figur 18 for sammenligning. Bemærk i øvrigt, at de højeste poreluftkoncentrationer af TCE+PCE (PL14) er 2-3 gange højere end det der opsuges i E5 og E7, hvilket indikerer at luften til boringerne i stort omfang



Figur 30

Koncentration af opløsningsmidler og CO₂ i den udsugede luft i E12 sammenholdt med temperaturen



Figur 31

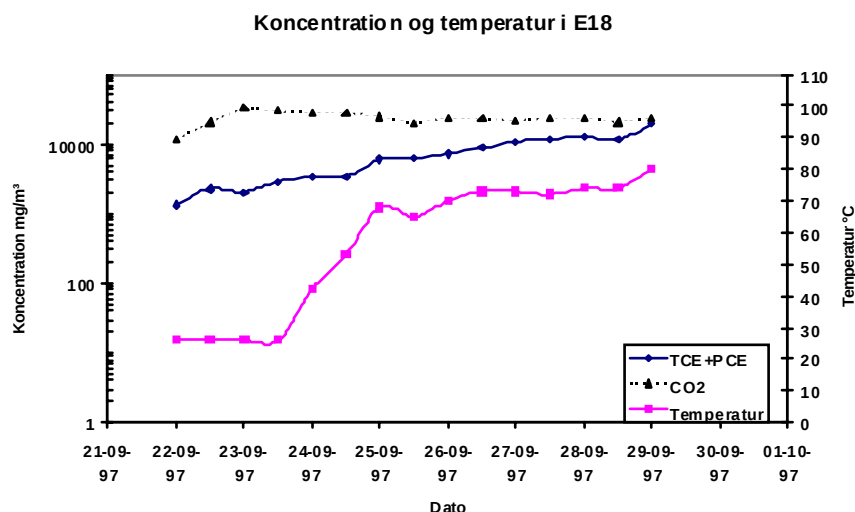
Poreluftkoncentrationer den 20/9 1997. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

kommer fra dybere niveauer jf. den vertikale permeabilitetsfordeling.

Den samlede stoffjemelse var i denne periode 94 kg, med borerne E2, E17 og E18 som de suverænt mest ydende med fjernelsesrater op til 200 g TCE+PCE/h boring. Luftudskiftningen var i perioden knap 130.000 m³. Energiinjektion blev i denne fase estimeret til ca. 140.000 kWh. Der er i samme periode fjernet ca. 4.000 kWh med ekstraktionen.

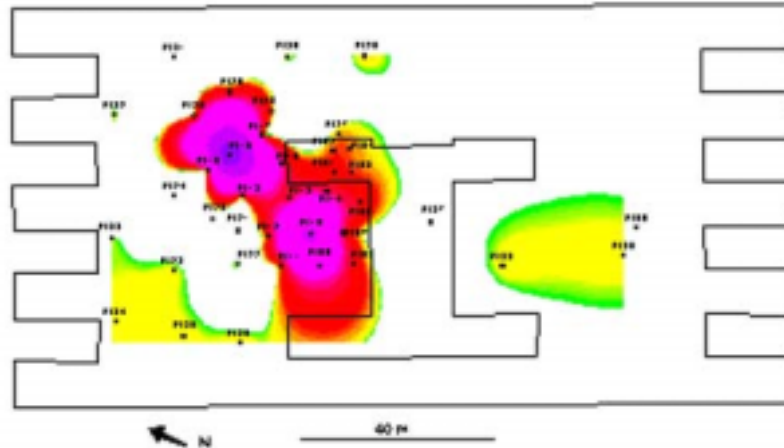
Fase 3

I fase 3 blev der sat damp på D4 i 8 døgn. I denne fase sker der meget, idet det mest forurenede område opvames. Borerne E2, E16, E17 og E18 har alle kraftige koncentrationsspring ved opvarmningen, se appendiks 7 for samtlige kurver. Koncentrationen i E18 gennem fase 3 er afbildet på figur 32.



Figur 32

Koncentration af opløsningsmidler og CO₂ i den udsugede luft i E18 sammenholdt med temperaturen



Figur 33

Poreluftkoncentrationer den 28/9 1997. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

Der ses her en jævn stigning i koncentrationen af TCE+PCE gennem opvarmningsforløbet med tydelig korrelation mellem logaritmen til koncentrationen og temperaturen. Dette afspejler sammenhængen mellem temperatur og damptrykket for opløsningsmidlerne. Dette indikerer tydeligt, at fordampningen af stoffet sker foran eller i kondensatfronten og transporteres via luftstrømningen til ekstraktionsboringen. Fjernelsesraten stiger i perioden fra under 100 g/h til 1200 g/h svarende til mere end 10 gange forøgelse af koncentrationen. Det ses i øvrigt, at der ikke opnås fuldt dampgennembrud i E18. Boringens placering på randen af udbredelsesområdet for dampen i injektionsforsøget og randen af dampudbredelsen i fase 3 bevirker jf. afsnit 2.8 at man må forvente en kraftig opkoncentrering af stof i netop dette område.

Ved opvarmningen i dette stærkt forurenede område, blev der registreret meget høje poreluftkoncentrationer. Dette er afbildet i figur 33, der viser koncentrationen den 28/9. PL 16 der står i det opvarmede område havde denne dag en koncentration på godt 1200 mg/m³, boringer E15 og E16 havde hhv. 20 mg/m³ og 500 mg/m³. Dette indikerer igen, at det er svært at etablere tilstrækkeligt vakuum til at kontrollere poreluftkoncentrationen med den anvendte filtersætning. Det er sandsynligvis også et problem at etablere vakuum på tværs af kondensatfronten, E15 er således foran kondensationsfronten og PL16 bag/midt i da målingerne blev foretaget.

Den samlede massefjernelse i fase 3 var ca. 185 kg, med boringerne E2, E17 og E18 som de mest ydende. E2 udgør alene knap 60 kg og E18 udgør 80 kg i perioden. Den maksimale fjernelsesrate var i perioden 1,2 kg/h boring svarende til maksimale koncentrationer i størrelse 20.000 mg/m³. Luftudskiftningen var i perioden knap 130.000 m³. Ved ekstraktionen blev der ca. fjernet 8.500 kWh.

Fase 4

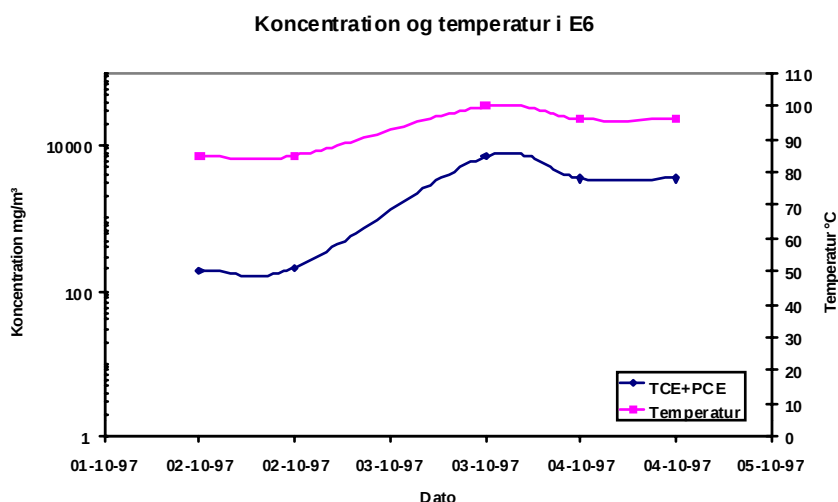
I fase 4 blev der injiceret damp i D1, hvor der tidligere havde været injiceret i forbindelse med injektionsforsøget. Fasen var ganske kort. Koncentrationer og temperaturer er vist i appendiks 8. Koncentrationen i E2 steg endnu en gang, da der blev opvarmet fra den anden side i forhold til fase 3. Der blev i

denne fase samlet fjernet ca. 40 kg opløsningsmidler, med fjernelserater på op til knap 2 kg/boring pr. h og koncentrationer på op til godt 30.000 mg/m³. Det samlede flow i perioden var knap 5000 m³ svarende til at der blev trukket ca. 500 kWh ud af systemet via ekstraktionen.

Fase 5

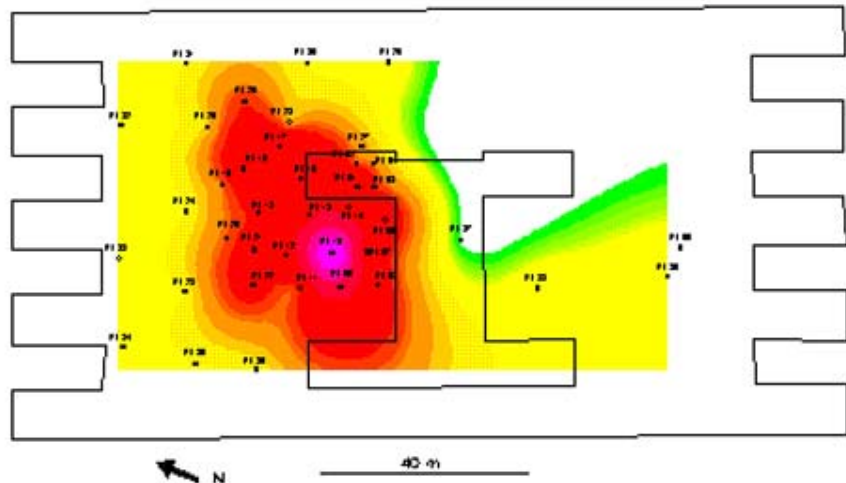
I fase 5 blev der injiceret i D3, som står udenfor det mest forurenede område. E6 ligger indenfor påvirkningszonen af dampen. I fase 2, inden opvarmning af området omkring E6 var koncentrationen under 50 mg/m³ i den udsugede luft i denne boring, i fase 3 hvor der blev opvarmet fra D4 steg koncentrationen til 100-200 mg/m³. I forbindelse med injektionen i D3 steg temperaturen til fuldt dampgennembrud i E6 og koncentrationen steg til over 7000 mg/m³, sandsynligvis lige omkring passagen af kondensatfronten. Koncentrationen i E6 igennem fase 5 er afbildet i figur 34. Som i figur 32 ses en meget fin korrelation mellem temperaturen i det opsugede og logaritmen til koncentrationen. De resterende kurver er vedlagt i appendiks 9.

I fase 5 blev der i fjernet ca. 150 kg opløsningsmiddel. Den maksimale massefjernelse i perioden var godt 3 kg/h boring, med en maksimal koncentration på lidt mere end 50.000 mg/m³, fordelt på knap 43.000 mg PCE/m³ og 9.500 mg TCE/m³ (E18). Mætningskoncentrationen i luft for PCE ved 60 °C er til sammenligning ca. 770.000 mg/m³ og for TCE knap 2.000.000 mg/m³. Damptrykket af vand og fri fase PCE er ved 60 °C ca. 325 hPa. Det påtrykte vakuum er kun i størrelsesordenen 20 hPa, svarende til et totaltryk på ca. 990 hPa i jorden. Disse to ting viser tilsammen, at mætningskoncentrationen i luften ikke er nået. Med udgangspunkt i tabel 16 kan det ses, at ved 70 °C vil der maksimalt kunne være ca. 165 mg PCE/kg fordelt imellem poreluft, vand og jord, heraf vil de 50 % være i poreluften. Ved en ligevægtsbetragtning svarer de fundne 43.000 mg PCE/m³ luft til en samlet mængde på ca. 15 g/m³ jord eller ca. 10 mg/kg TS når alle faser regnes med. De mest ydende boringer ud over E18 var også i denne fase E2 og E17.



Figur 34

Koncentration af opløsningsmidler i den udsugede luft i E6 sammenholdt med temperaturen



Figur 35

Poreluftkoncentrationer den 5/10 1997. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

Der blev i fase 5 pumpet godt 30.000 m³ luft ud af systemet, svarende til en energifjemelse på 3500 kWh.

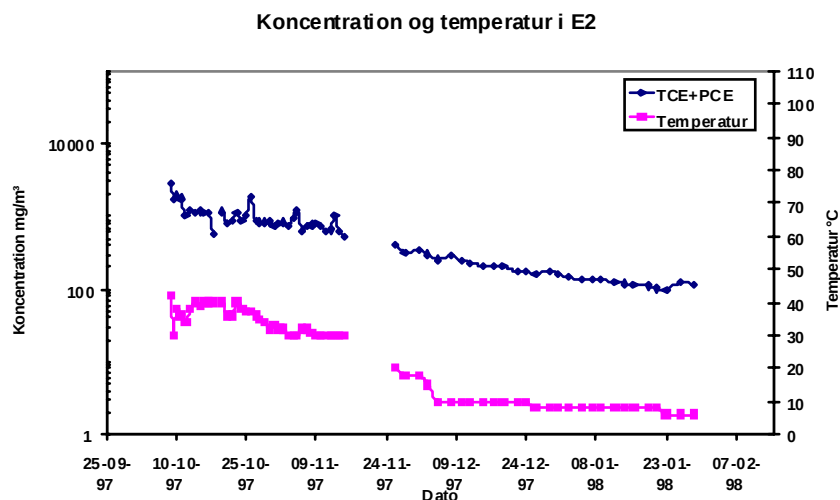
Poreluftkoncentrationen i overfladen var på dette tidspunkt reduceret i forhold til de toppe der opstod i fase 3. I figur 35 er vist poreluftkoncentrationen den 5/10 1997. Det ses, at der i PL10 kunne konstateres høje koncentrationer, men at området omkring PL16 var reduceret kraftigt i forhold til tidligere. Området med 10-100 mg/m³ var ikke reduceret på dette tidspunkt.

Fase 6

Den sidste fase med dampinjektion var fase 6, hvor en af de borer, der tidligere havde været anvendt til ekstraktion (E5) blev anvendt til dampinjektionen. Der ses ikke i denne fase nogen særlig stor påvirkning af temperaturen på de borer der ekstraheres på nær E7, hvor koncentrationen øges fra ca. 200 mg/m³ til 2000 mg/m³. Mindre forøgelse af koncentrationen kan også ses i E3. I appendiks 10 er alle kurver vedlagt. Der blev fjernet 34 kg opløsningsmidler i denne fase med maksimale fjernelsesrater på 0,5 kg/h boring, svarende til maksimale koncentrationer på knap 20.000 mg/m³. I alt blev der ekstraheret 23.000 m³ svarende til en energifjemelse på 3.400 kWh.

Fase 7

I fase 7 der blev afviklet som traditionel vakuumventilering ved forhøjede temperaturer blev der skiftet rundt på hvilke borer der blev anvendt til vakuum, ligesom der blev etableret en række borer ekstra (E19-E22) for at fjerne den resterende forurening. I borerne M1-M3 blev der også i denne periode taget prøver ud til analyse for TCE+PCE. Det var også oprindeligt planlagt at anvende M1-M3 til prøvetagning under dampinjektionen. Dette måtte opgives pga. overtryk ved prøvetagningen. Alle kurveblade for koncentrationsforløbene er vedlagt i appendiks 11. Boring E2 var i de tidligere faser en af de mest ydende. I figur 36 er vist koncentrationen i E2 som funktion af tiden. Der ses en korrelation mellem temperaturen i boringen og logaritmen til koncentrationen i poreluften. Dette indikerer at den faldende koncentration ud over at være et ægte fjernelse også kan afspejle en ændret fordeling mellem luft/vand/sorberede faser. Ved 40 °C kan man skønne fra tabel 16, at ca. 25 % af stoffet i gasfasen svarende til en samlet mængde i jorden på 2500-3000 mg/m³ jord i starten af perioden.



Figur 36

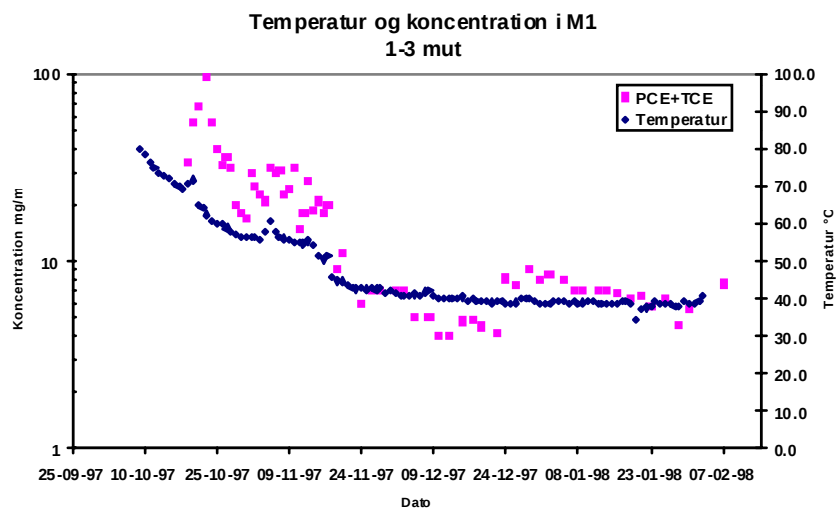
Koncentration af opløsningsmidler i den udsugede luft i E2 sammenholdt med temperaturen

I slutningen af perioden kan det samme regnestykke gøres op til et indhold på 250-300 mg/m³ jord, eller en reduktion på en faktor 10 i jordkoncentrationen. Poreluftkoncentrationen udviser et fald på ca. en faktor 25.

I figur 37-39 er målingerne fra boring M1 vist. I øverste niveau ses et fald af temperaturen fra 80 °C til 40 °C i perioden, svarende til et energitab i størrelsen 24 kWh/m³ i dette område over perioden. Koncentrationen i poreluften ses at falde fra i størrelsesordenen 100 mg/m³ til ca. 7-8 mg/m³ igennem perioden. Ud fra tabel 16 kan det skønnes at de to yderpunkter temperaturmæssigt svarer til, at hhv. ca. 60 % af stoffet og 25 % er på gasform ved ligevægt. Dette svarer til samlede jordkoncentrationer på hhv. 17 µg/kg TS og 3 µg/kg TS eller en reduktion af stofmængden med en faktor 5-6 i modsætning til poreluftens faktor 10-15. I midterste niveau ses et fald i temperaturen fra ca. 90 °C til ca. 55 °C. Gasfasekoncentrationen er i samme periode faldet fra ca. 1000 mg/m³ til 60 mg/m³. Benyttes igen fasefordelingsberegningerne svarer de observerede fald til et samlet fald fra ca. 200 µg/kg TS til 30 µg/kg TS eller en faktor 6 i modsætning til poreluftens faktor 16. I nederste niveau falder poreluftkoncentrationen fra ca. 100 mg/m³ til 40 mg/m³ og temperaturen fra ca. 80° til 40° C. Ved beregningerne på faserne svarer dette til uændret indhold i størrelsesordenen 20 µg/kg TS i alt.

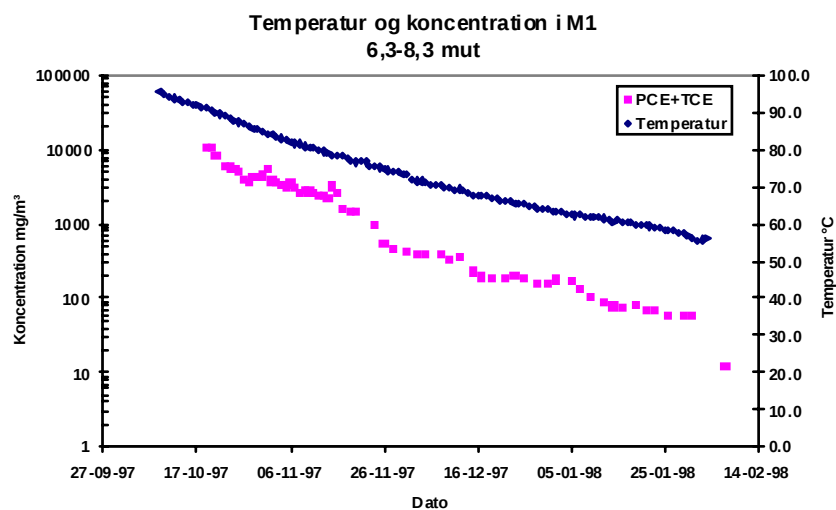
I figur 40 er vist koncentrationen i mellemste niveau i M3 hvor, der som det eneste sted er observeret en opvarmning af jorden udelukkende ved varmeledning pga. af de varmere lag i top og bund efter, at dampen i D4 var standset. Temperaturen stiger i dette niveau fra ca. 43° til 66° C hvorefter temperaturen så igen klinger af. Koncentrationen er ved de 66° C ca. 4000 mg/m³ i poreluften svarende til ca. 1000 µg/kg TS og ved slutningen af fase 7, hvor temperaturen er faldet til 55° C, ca. 200 mg/m³ svarende til en samlet koncentration på 60 µg/kg. Dette giver en reduktion på en faktor 20 i poreluften og en faktor 15 i total koncentration.

Det gennemsnitlige daglige luftflow i fase 7 var godt 8000 m³/h. Ved et gennemsnitlig porevolumen på 0,2 m³ luft/m³ jord svarer det til en daglig



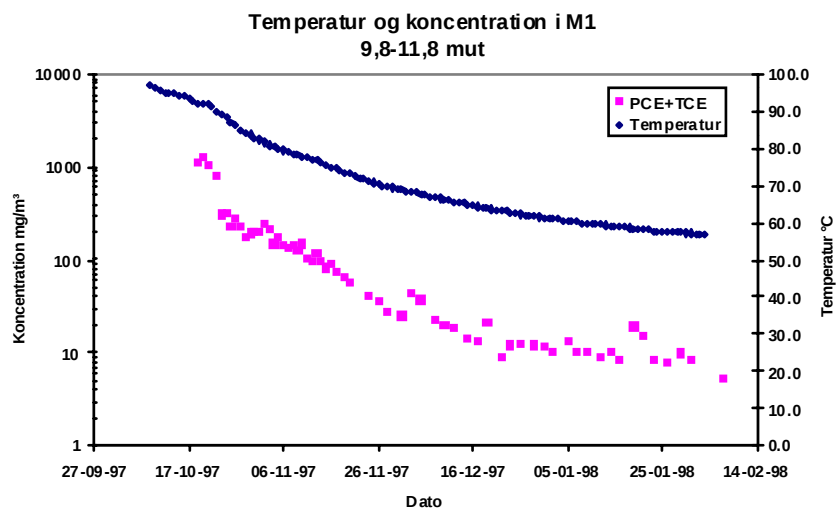
Figur 37

Koncentration og temperatur i M1 øverste filter igennem fase 7



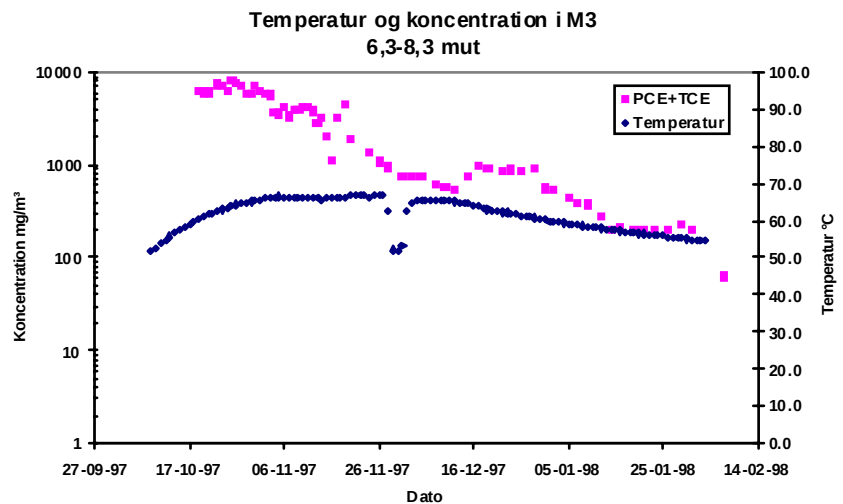
Figur 38

Koncentration og temperatur i M1 mellemste filter igennem fase 7



Figur 39

Koncentration og temperatur i M1 nederste filter igennem fase 7



Figur 40

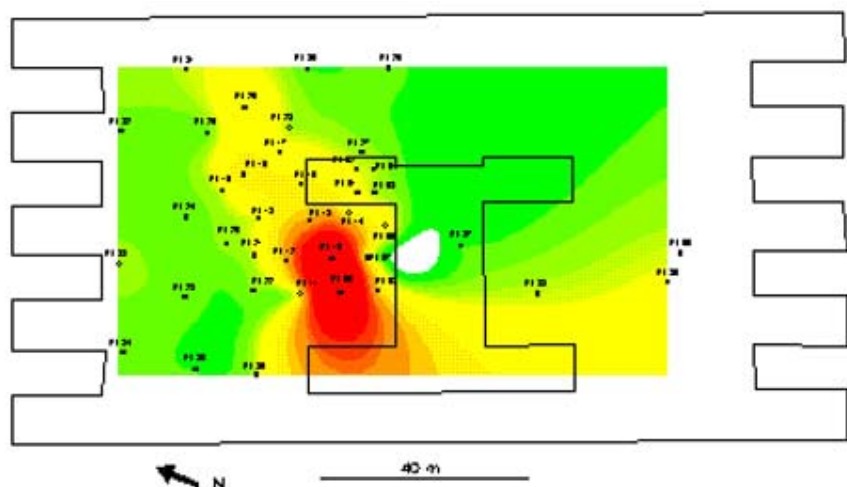
Koncentration og temperatur i M1 øverste filter igennem fase 7

udskiftning på 3-3,5 gange ved antagelse af, at luften skiftes jævnt i de forurenede 12.000 m³ jord. Det må derfor være indlysende, at der er tale om store diffusions eller andre kinetiske begrænsninger, da luftvolumenet der skyller igennem jorden er i stand til at fjerne hele massen meget hurtigt, hvis den vartilgængelig.

Den samlede massefjernelse i fase 7 har været knap 285 kg, med maksimale massefjernelsesrater på 400 g/h boring. Der er i perioden trukket 34.000 kWh ud med ekstraktionsluften.

Igennem perioden blev der målt poreluft under overfladen flere gange. I figur 41 er vist poreluftkoncentration i slutningen af fase 7 (1/2/98).

Poreluftkoncentrationen ses i slutningen af denne fase at være reduceret kraftigt i forhold til udgangspunktet. Det er kun i området omkring PL9 og



Figur 41

Poreluftkoncentrationen den 1/2/98. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

PL10 der stadig ses kraftige koncentrationer, op til ca. 25 mg/m³.

Samlet forureningsfjernelse

Den samlede fjernelse igennem hele perioden har totalt været 830 kg klorerede opløsningsmidler. Herudover blev der i det indledende injektionsforsøg fjernet i størrelsesordene 600 kg, svarende til at der totalt er fjernet 1400-1500 kg TCE+PCE. Denne mængde er nok til at forurene 1500 mill. m³ vand svarende til 7,5 mill. husstandsforbrug i et år.

Hvis det antages, at den samlede jordmængde, der har været under behandling er 12.000 m³ ≈ 22.000 tons, svarer den fjernede mængde til en gennemsnitskoncentration på knap 70 mg/kg. Der har været analyseret i alt 137 jordprøver inden oprensningen blev startet fra D og E boringeme. Gennemsnittet i disse analyser er 5,5 mg/kg eller mere end 10 gange så lidt som der er fjernet ved oprensningen.

Der blev i perioden ekstraheret ca. 1,3 mill. m³ svarende til godt 500 porevolumener. Den samlede energifjernelse med ekstraktionen var i perioden ca. 55.000 kWh mod en injektion på godt 500.000 kWh.

Behandlingsanlæg

Behandlingsanlægget har igennem perioden fungeret stort set efter hensigten. Køleanlægget var dimensioneret for lille, så der blev efter 4 dages dampinjektion installeret ekstra kølekapacitet. Herudover har regenereringen af kulfiltrene i perioder ikke været tilstrækkelig effektiv. Den gennemsnitlige effektivitet af kulfilteret har over hele driftsperioden været ca. 95 % svarende til en gennemsnitlig udledning på godt 10 g TCE+PCE/time eller i alt ca. 35 kg udledt til atmosfæren. De højeste koncentrationer i udledningen var op til 500 mg/m³, men har i hovedparten af tiden været under 50 mg/m³.

Luftprøver før filteret viser, at der er passeret ca. 640 kg over filteret. Dette betyder, at der har været ca. 190 kg opløsningsmiddel der er fjernet sammen med kondensatet, hvis der ses bort fra usikkerhed på målingerne. Baseret på den estimerede energifjernelse med ekstraktionen svarer fjernelsen til en kondensatmængde på ca. 75 m³ vand. Hvis de 190 kg skulle opløses heri svarer dette til en gennemsnitskoncentration på mere end mætningen. Der er således grund til, at antage at der i perioder har været fri fase der er kondenseret ud sammen vandet i køleanlægget.

3.6 Afslutning af drift

Oprensningskriterier

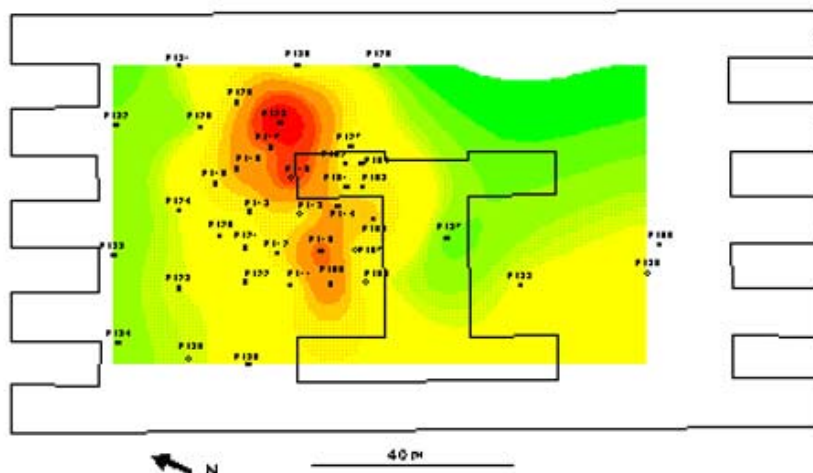
Forud for oprensningen blev der afklaret et sæt opremsningskriterier med myndigheden, Københavns amt. Da grunden skulle afmeldes og der var en herreløs grundvandsforurening, der kom ind under Brüel og Kjærs grund opstrøms fra, blev der lagt mest fokus på risiko i forhold til arealanvendelsen. Set i lyset af problemer med udtag af repræsentative jordprøver blev det besluttet at anvende poreluftprøver som kriterie.

Miljøstyrelsen 1998 angiver et acceptabelt indeklimabidrag fra PCE til 0,25 µg/m³ og for TCE 1 µg/m³. Ved en konservativ betragtning fås en minimal reduktion over en traditionel gulvkonstruktion på en faktor 100-500. Dette svarer til acceptable koncentrationer i poreluften under gulv på niveauer i størrelsen 25-125 µg/m³ for PCE og 100-500 µg/m³ for TCE. I det konkrete tilfælde fastlagde Københavns Amt kriterierne til, at gennemsnittet af poreluftkoncentrationen ikke måtte overstige 5000 µg/m³ for hverken TCE eller PCE beregnet ud fra en statistisk fordeling af samtlige poreluftprøver (PL boringer) udtaget efter 6 mdr. stilstand. De 6 måneder blev valgt for at

fange et eventuelt tilbageslag ved monitoreringen. Herudover blev der stillet et krav om, at oprensningen ikke måtte belastte grundvandet med mere end 1 µg/l yderligere, baseret på målinger opstrøms og nedstrøms for området.

*Restkoncentrationer,
poreluft*

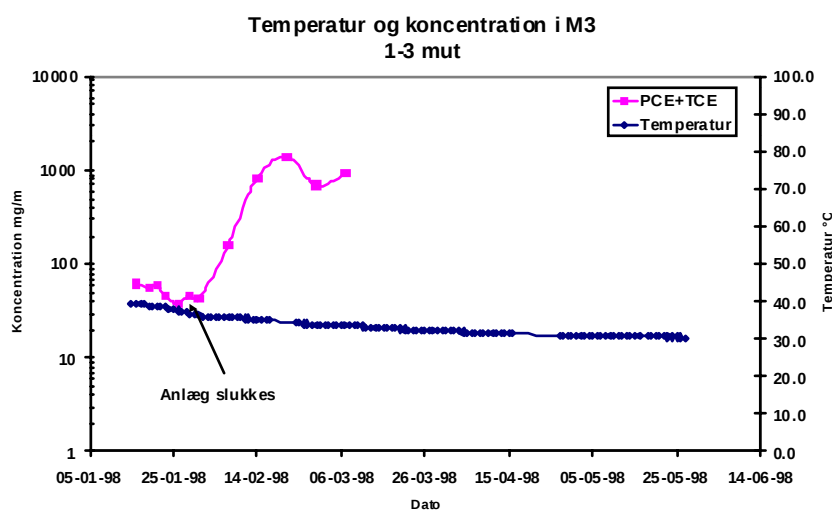
I figur 42 er vist koncentrationen i poreluften efter ca. én måneds stilstand. Det ses her, at sammenholdt med figur 41 er der tale om et tilbageslag i området omkring PL15, PL17 og PL28, men at koncentrationen på dette tidspunkt kun i PL28 oversteg 10 mg/m³. Samtidig skal det erindres at de lave koncentrationer kun med relativ stor usikkerhed lod sig kvantificere med det fotoakustiske apparat.



Figur 42

Poreluftkoncentrationen den 29/3/98. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

I samme periode blev der målt i M1-M3 i de dybere lag. Der blev observeret et fald i temperaturen i de to dybeste lag i størrelsen 3-4°C pr. måned svarende til et varmeledningstab på 2-3 kWh/m³ måned. Der blev observeret



Figur 43

Temperatur og koncentration i M3 øverste niveau efter slukning af anlæg

to forskellige typer af respons af koncentrationen, idet det øverste niveau i alle tre boringer udviste kraftigt tilbageslag, se figur 43 for et eksempel. I figur 43 ses at koncentrationen stiger fra ca. 50 mg/m³ til ca. 1000 mg/m³ i den periode der måles. I figur 44 ses et eksempel på det modsatte respons. Det bemærkes, at koncentrationen i denne dybde er lavere end i det øvre niveau, det er således ikke på grund af en koncentrationsudjævning mellem de to observerede lag at koncentrationen stiger i det øverste niveau. Koncentrationen ses i M3 midterste niveau at aftage fra ca. 200 mg/m³ til 20-30 mg/m³.

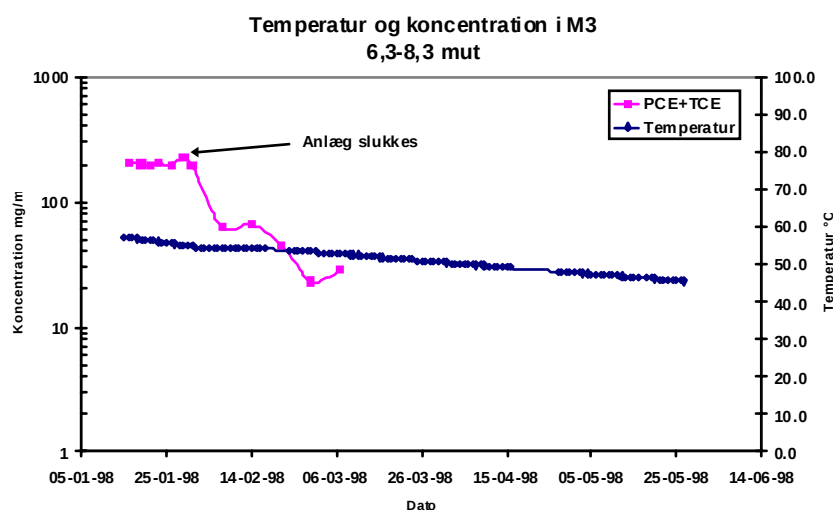
I øvrigt ses det overordnet i M boringerne, at der er de højeste restkoncentrationer i M3, længst fra injektionsboringen.

Forklaringen på den stigende koncentration i det øverste filtemiveau skal sandsynligvis søges i, at de højeste fundne jordkoncentrationer er truffet i den øverste del af siltsegmentet, dvs. typisk i niveauet 3-5 mut. Da den luftfyldte porøsitet er større mod overfladen end nedad vil en diffusion forventes, at kunne give det største bidrag opad fra eventuel restforurening i dette niveau.

De faldende koncentrationer der observeres, eksemplevis i figur 44, udviser et fald på op til en faktor 10 i koncentration. Dette sker parallelt med et temperaturfald, der dog ikke tilnærmelsesvis kan forklare den faldende poreluftkoncentration. Der må således være tale om en ægte fjernelse. Det vurderes ikke, at våd oxidation kan spille nogen større rolle pga. den relativt lave temperatur. Diffusion til områder med lavere koncentration er en mulig forklaring, men der er ingen data der understøtter at sådanne områder eksisterer, idet der i hvert fald op ad til eksisterer højere koncentrationer. Det er således ikke muligt at pege på en entydig forklaring for reduktionen.

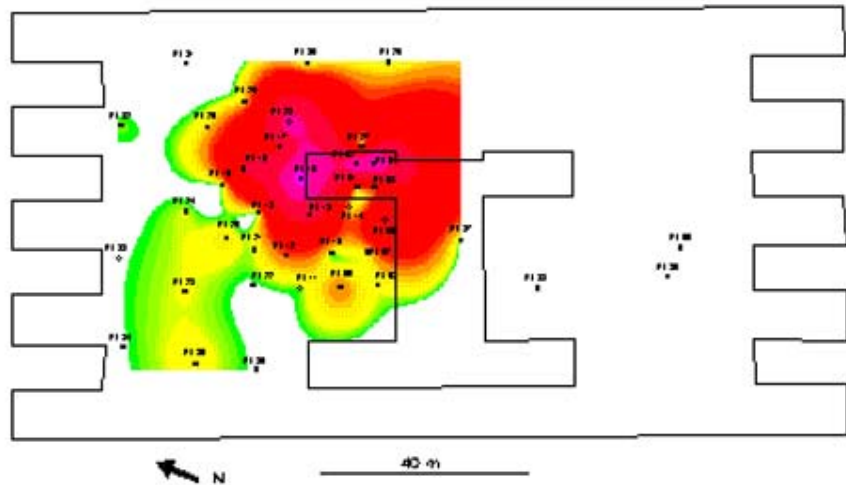
Totale restkoncentrationer i jorden beregnet på baggrund af tabel 16 i de tre M boringer ligger i intervallet fra 2-500 µg/kg T S.

Den sidste dokumentation af porelufts niveauet blev udført omkring 1/10 98. Her blev der anvendt kulrør med GC identifikation som prøvetagning og analysemetode. Da kriterierne ikke kunne overholdes i denne runde udvalgte



Figur 44

Temperatur og koncentration i M3 øverste niveau efter slukning af anlæg



Figur 45

Poreluftkoncentrationen baseret på data fra 1/10/98 og 1/11/98. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³.

Jord & Miljø de sonder, der havde kraftigt forhøjet koncentration til en ny prøvetagning ultimo oktober. Der var således ikke tale om en komplet 2. runde, men en supplerende runde. Ved at udvælge de laveste værdier fra de to runder for alle sonder var gennemsnittet af værdierne hhv. 1,1 mg TCE/m³ og 1,9 mg PCE/m³ og maksimum 12 mg TCE/m³ og 17 mg PCE/m³. I figur 45 er vist gennemsnittet af de to målesæt. Gennemsnitsværdien for koncentrationen af TCE er ved anvendelse af samtlige data 8,9 mg/m³ og for PCE 14 mg/m³, de maksimale værdier er hhv. 88 og 130 mg/m³. I forhold til udgangskoncentrationen ses helt klart, at koncentrationen er reduceret kraftigt. Dette er yderligere vist i figur 46 hvor poreluftkoncentrationerne er afbildet i et såkaldt wireframe diagram.

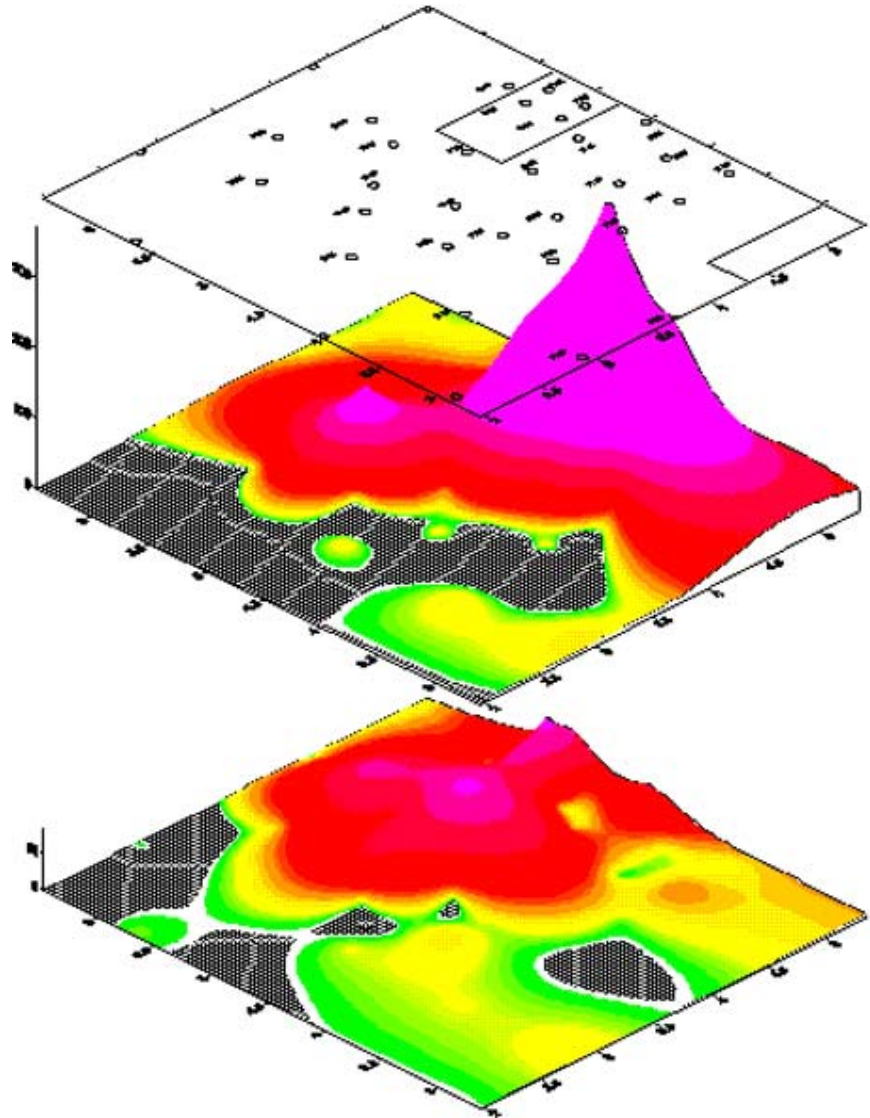
Udover reduktionen i gennemsnitskoncentrationen kan et andet fænomen også iagttages af figur 46. Det ses hertydeligt, at forureningen er blevet mere spredt i forhold til udgangspunktet, idet koncentrationen er steget i den østlige del af forureningszonen.

Det observerede tilbageslag i både poreluftsonderne samt i M boringerne viser, at der er efterladt en retforurening. De eksakte jordkoncentrationer er ikke bestemt, men ligger sandsynligvis i det lave mg/kg område eller i µg/kg området. Der hvor der lokalt kan være højere koncentrationer efterladt er sandsynligvis i grænsefladerne hvor dampzonen fra injektionen i D1 og injektionen fra D4 har mødt hinanden. De høje koncentrationer i dette område afspejlede sig i høje fjernelsesrater i boring E2 og E18 og også i tilbageslaget i M3.

Grundvand

Der blev prøvetaget efter oprensningen i G1 og G2 (opstrøms og nedstrøms det opvarmede område). Koncentrationen kunne ikke konstateres at være blevet forøget, tværtimod var der i gennemsnit over 5 målinger ca. 500 µg/l i den opstrøms boring og ca. 200 µg/l. Dette indikerer at boringerne formentlig ikke har ligget på en strømlinie, hvilket også er meget svært at bestemme i praksis. Ved forsøgsinjektionen sås en mindre påvirkning af grundvandet, der fortog sig ret kort tid efter. Jf. teori afsnittene er der heller ikke stor risiko for at fri fase kan dryppe ned, da udgangskoncentrationerne sandsynligvis var så lave at betingelserne for en vertikal vandring af den fri

fase ikke var tilstede. Jf. de observationer der blev gjort i forbindelse med injektionsforsøget og betragtningerne i afsnit 2.5.6 må det forventes, at en yderligere mængde opløsningsmidler er tilført magasinet.



Figur 46

Startkoncentrationen og slutkoncentrationen i poreluftsonderne. Hvid-grøn angiver intervallet 0-1 mg/m³, grøn-gul 1-10 mg/m³, gul-rød 10-100 mg/m³, rød-lilla 100-500 mg/m³ og lilla-dyb lilla 500-1300 mg/m³. Overhøjningen på de to delfigurer er ens.

Afkøling generelt

Efter afslutningen af ekstraktionen er der konstateret en afkøling af de dybere lag svarende til et energitab på 2-3 kWh/m³ måned eller ca. 25 kWh/m³ år (ved den nuværende temperaturgradient). Med et totalt opvarmet jordvolumen på ca. 9000 m³ svarer tabet til 225.000 kWh/år. Der er konstateret varmeledningstal på 0,3-2 W/mK. Ved anvendelse af ligningerne i appendiks 2 kan det estimeres, at en gennemsnitlig varmeledning på ca. 0,5 W/mK giver et afkølingsforløb som observeret i M1-M3, når der startes med en udgangstemperatur på 50 °C, en tykkelse af det opvarmede legeme på 15 m og en konstant top og bundtemperatur på 10 °C.

Sammenholdes tabet ud af systemet ved denne temperatur med tabet ved damptemperatur må der forventes omtrent det dobbelte på grund af temperaturdifferencen, svarende til ca. 5 kWh/m³ måned eller ca. 0,2 kWh/dg. Der er anvendt en injektionshastighed svarende til, at de 55 kWh til opvarmningen er opvarmet indenfor 9 dg. Tabet i denne periode er ca. 2 Kwh. Dette indikerer, at tabet til omgivelserne er stort set insignifikante for udbredelsen af dampzonen indenfor den anvendte tidsramme.

4 Konklusioner

På baggrund af den teoretiske gennemgang og den udførte oprensning kan der drages følgende konklusioner om dampstripping som metode:

- Dampstripping er en enkel måde at få opvarmet jord med tilstrækkelig permeabilitet. Dampen udbreder sig langs højpermeable zoner og kan ved varmeledning trænge ind i mindre permeable områder
- Varmeledning er en relativt langsom proces sammenholdt med transport af damp ved strømning. Opvarmning af et 3 meter tykt jordlegeme til kogepunkt ved varmeledning kræver, at der injiceres damp omkring det i en periode af ca. 1 måned. På Brüel og Kjær grunden var injektions tiden i de forskellige områder typisk af en varighed på 1 uge, hvilket medførte at delområder ikke opnåede damptemperatur.
- Dampstripping er en særdeles effektiv metode til accelerering af enoprensning. I den konkrete sag ses ændringer i ekstraktionsraten fra 200 g/h til 3000 g/h svarende til mere end 10 gange forøgelse i de områder hvor der er fuldt dampgennembrud.
- Der kan opstå så høje koncentrationer i kondensatfronten, at fri fase kan bevæge sig vertikalt. Forudsætningen er, at der i forvejen eksisterer høje jordkoncentrationer. Formentlig skal koncentrationerne være 1000 mg/kg eller mere for at der er tilstrækkelig koncentration til at den frie fase kan blive mobil. TCM viser ud fra de teoretiske beregninger at have det største potentiale for mobilisering. På baggrund af de fundne koncentrationer vurderes der ikke at have været stor risiko for vertikal transport af fri fase ved oprensningen på Brüel og Kjær grunden.
- Det mest sikre placering af boringer til dampstripping er injektion fra randen af forureningen ind mod centrum kombineret med oppumpning fra centrum af både vand og luft. Herved forhindres en spredning væk fra området hvor der foretages oppumpning. På Brüel og Kjær grunden benyttede man injektion inde i centrum af forureningen med vakuumventilation i randen af injektionen – den omvendte strategi. Der blev ikke oppumpet vand fra det underliggende magasin direkte i centrum af behandlingsområdet. Grundvandsoppumpning blev foretaget via eksisterende afværgeboringer umiddelbart øst for området. Dette har resulteret i en mindre spredning af forurening hvilket er afspejlet i forhøjede poreluftkoncentrationer under overfladen efter oprensningen i områder der tidligere var mindre påvirket, ligesom der sandsynligvis har været et tab til grundvandet.
- Man kan til dels styre hvilken fase stoffene fjernes på ved at blande dampen med luft i injektionen. Herved opnås to ting, opkoncentrering i kondensatfronten undgås samtidig med, at stoffet kommer over på gasfasen og bliver umiddelbart tilgængelig for vakuumventilering. Ved injektion af ren damp vil det meste af stoffet blive i vandfasen og skal herfra diffundere til gasfasen for at blive transporteret væk med vakuumventilation. Under vandspejlet kan det ikke umiddelbart anbefales at injicere luftblandet damp. Efter gennembrud i ekstraktionsboringerne af luft/damp blandingen injiceres ren damp så kogepunktstemperaturer opnås. Denne teknik blev ikke anvendt på Brüel og Kjær grunden, hvilket betød at efter, at opvarmningen var standset, var der en relativt lang efterfølgende fase med vakuumventilation, hvor der var kinetiske begrænsninger for fjernelseshastigheden. Da der ikke blev oppumpet vand direkte i centrum af forureningen under

oprensningen, kan det ikke vurderes præcist hvilken mængde, der er transporteret ned som opløst stof. Af den mængde opløsningsmidler, der er oppumpet via vakuumelektraktionen, er knap 25 % fjernet sammen med kondensering af vandet i køleren og 75 % fjernet i kulfilter.

- Cyklisk dampinjektion kan med fordel anvendes når jorden er opvarmet til kogepunktet. Ved denne teknik alterneres mellem injektion af damp og påtrykning af vakuum således, at der ved trykfaldene opnås kogning i jorden. Den producerede damp kan virke som transportvej for stof indelukket i mindre permeable områder af jorden samt stoffet der eventuelt er efterladt i kondensatfronten. Denne teknik blev ikke anvendt på Brüel og Kjær grunden, hvilket var en medvirkende årsag til en relativ lang periode med vakuumventilation efter opvarmningen var afsluttet.
- Ved injektion i dybe områder er varmetabet til omgivelserne beskedent. På Brüel og Kjær grunden blev det konstateret, at ca. 5 % af den injicerede energi over opvarmningsperioden blev tabt til overfladen. Det typiske tab sås at være i størrelsen 1-5 kWh/m³ måned afhængig af temperaturgradienten. Til sammenligning skulle der med de fundne varmekapaciteter bruges 55 kWh/m³ til opvarmning til 100 °C. Varmefjernelsen ved ekstraktionen var i størrelse 1-5 kWh/m³ jord måned, altså af nogenlunde samme størrelsesorden som det passive tab til omgivelserne.
- De indledende vurderinger af forureningsmassen var underestimeret. Der blev inden opstart udtaget 137 jordprøver, hvilket er relativt mange. Gennemsnitsindholdet af klorerede opløsningsmidler var 4,5 mg/kg. Der blev ved oprensningen fjernet 1400-1500 kg totalt. Med et samlet påvirket jordvolumen på ca. 12.000 m³ svarer den fjernede mængde til en gennemsnitskoncentration på ca. 70 mg/kg, eller mere end 10 gange den anslåede værdi, til trods for det store antal analyser.

5 Referencer

CRC (1990): CRC Handbook of Chemistry and Physics, 70th edition. Eds: Weast & Lide. CRC Press Inc., Florida, USA.

Heron, G., Christensen, T.H., Heron, T. & T.H. Larsen (1998a): Termisk assisterede oprensninger, Miljøprojekt nr. 409 1998, Teknologiviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening, Miljøstyrelsen.

Heron, G. Christensen, T.H., & C.G. Enfield (1998b): Henrys Law Constant for Trichloroethylene between 10 and 95° C. Env. Sci. Technol. 32, pp. 1433-1437.

Heron, G., Christensen, T.H., Heron, T. & T.H. Larsen (1998c): Thermally Enhanced Remediation at DNAPL Sites: The Competition Between Downward Mobilization and Upward Volatilization. In: Nonaqueous Phase Liquids. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Eds. G.B. Wickramanayake & R.E. Hincbee. First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds Monterey, Cal. May 8-21 1998.

Heron G. (1999): Upublicerede data

Jord & Miljø A/S (1997): Statusnotater nr. 1-9. Statusnotater for damp- og vacuum jordrensningssystem Brüel og Kjær A/S bygning 01. matr. 4th af Nærum sogn og By.

Jord & Miljø A/S (1998): Dampoprensning med vacuumekstraktion, Brüel og Kjær A/S, Nærum. Dokumentationsrapport for restkoncentrationer

Jord & Miljø A/S (1999): Dampoprensning med vacuumekstraktion, Brüel og Kjær A/S, Nærum., Rapport + bilag. Dokumentationsrapport til Miljøstyrelsens Teknologiprogram.

Kjeldsen, P. & T.H. Christensen (1996): Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, Bind 1. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, Nr. 20. Miljøstyrelsen

Knauss K.G., Aines, R.D., Dibley, M.J., Leif, R.N. & D.A. Mew (1997): Hydrous Pyrolysis/Oxidation: In-Ground Thermal Destruction of Organic Contaminants. Lawrence Livermore National Laboratory, Cal. USA, Public. No. LNL UCRL-JC-126636

Leif, R.N., R.D. Aines, K.G. Knauss (1997): Hydrous Pyrolysis of Pole Treating Chemicals: A) Initial Measurement of Hydrous Pyrolysis Rates for Naphthalene and Pentachlorophenol; B) Solubility of Fluorene at Temperatures Up To 150°C. Lawrence Livermore National Laboratory, Cal. USA, Public. No. LNL UCRL-JC-129838

Lyman, W.J., Reehl, W.F. & D.H. Rosenblatt (1990): Handbook of Chemical Property Estimation Methods. ACS, McGraw-Hill Inc., Washington, USA

Miljøstyrelsen (1996): B-værdier, Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 15.

Miljøstyrelsen (1998): Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 1998.

Newmark, R.L., R. D. Aines, K. Knauss, R. Leif, M. Chiarappa, B. Hudson, C. Carrigan, A. Tompson, J. Richards, C. Eaker, R. Wiedner, T. Sciarotta (1998): In Situ Destruction of Contaminants via Hydrous Pyrolysis/Oxidation: Visalia Field Test. Lawrence Livermore National Laboratory, Cal. USA, Public. No. LNL UCRL-JC-132671

Newmark, R.L., Aines, R.D., Leif, R. & K. Knauss (1999): Thermal Cleanups Using Dynamic Underground Stripping and Hydrous Pyrolysis Oxidation. Lawrence Livermore National Laboratory, Cal. USA, Public. No. LNL UCRL-JC-134080

NIST (1999): National Institute of Standards and Technology. NIST Chemistry Webbook. <http://webbook.nist.gov/>

Schmidt, R., Betz, C. & A. Färber (1998): LNAPL and DNAPL behaviour during steam injection into the unsaturated zone. In: Groundwater Quality: Remediation and Protection, Proceedings of the GQ'98 Conference, Tübingen, Germany, September 1998. IAHS Publ. No. 250, 1998.

Thøgersen, L.K. (1992): Varme Ståbi, Teknisk Forlag, København

Udell, K.S. & M.T. Itamura (1998): Removal of Dissolved Solvents From Heated Heterogeneous Soils During Depressuration. . In: Physical, Chemical and Thermal Technologies. Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. Eds. G.B. Wickramanayake & R.E. Hinchee. First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds Monterey, Cal. May 8-21 1998.

Appendiks 1

Tabel 1.

Damptryk af vand og estimerede damptryk af klorerede opløsningsmidler i intervallet 10-100 °C. Alle tryk i Pascal. Vinylklorid er ikke medtaget, da det koger ved -14°C og således ikke vil forekomme som fri fase, når der er vand tilstede.

Temperatur	Temperatur	Tryk i Pa af de frie faser								
°C	K	Vand	PCE	TCE	DCE	TCA	DCA	TCM	TrCM	DCM
10	283	1247	1058	4140	11487	8697	13051	5767	10425	27389
11	284	1336	1124	4385	12125	9145	13767	6113	11029	28779
12	285	1431	1193	4641	12792	9613	14515	6475	11661	30224
13	286	1531	1266	4910	13489	10102	15296	6855	12322	31727
14	287	1637	1343	5191	14216	10612	16110	7252	13014	33290
15	288	1749	1424	5486	14975	11144	16960	7668	13736	34913
16	289	1867	1509	5794	15766	11700	17845	8104	14491	36599
17	290	1991	1598	6116	16592	12280	18768	8559	15279	38349
18	291	2122	1691	6452	17452	12884	19729	9035	16101	40166
19	292	2260	1790	6804	18347	13515	20730	9532	16959	42050
20	293	2406	1893	7171	19280	14172	21772	10051	17854	44003
21	294	2559	2001	7554	20251	14856	22855	10592	18785	46028
22	295	2720	2115	7953	21261	15570	23981	11157	19756	48126
23	296	2889	2233	8369	22311	16313	25152	11746	20767	50299
24	297	3068	2358	8803	23403	17086	26369	12360	21818	52549
25	298	3255	2488	9255	24537	17892	27632	12999	22912	54877
26	299	3452	2625	9726	25715	18730	28944	13665	24050	57287
27	300	3658	2767	10216	26939	19602	30305	14357	25232	59778
28	301	3875	2916	10726	28208	20509	31717	15078	26460	62355
29	302	4103	3072	11256	29526	21453	33181	15827	27736	65017
30	303	4341	3235	11807	30892	22433	34699	16606	29060	67768
31	304	4592	3406	12379	32308	23453	36273	17415	30434	70610
32	305	4854	3584	12974	33776	24512	37902	18256	31859	73544
33	306	5129	3769	13591	35297	25613	39590	19128	33337	76572
34	307	5417	3963	14232	36872	26756	41336	20034	34868	79697
35	308	5719	4165	14897	38502	27943	43144	20973	36455	82920
36	309	6035	4375	15587	40189	29175	45014	21946	38098	86244
37	310	6366	4595	16302	41935	30454	46948	22956	39800	89671
38	311	6712	4824	17042	43740	31781	48947	24001	41561	93203
39	312	7074	5062	17810	45607	33158	51013	25084	43382	96842
40	313	7452	5310	18605	47536	34586	53147	26206	45266	100590
41	314	7848	5568	19428	49529	36067	55352	27366	47214	104449
42	315	8262	5837	20280	51588	37603	57628	28567	49227	108422
43	316	8694	6116	21161	53713	39194	59978	29809	51307	112510
44	317	9145	6407	22072	55908	40843	62402	31093	53455	116716
45	318	9617	6709	23014	58172	42551	64902	32420	55673	121043
46	319	10109	7023	23988	60508	44321	67481	33791	57962	125492
47	320	10623	7349	24995	62917	46154	70140	35207	60324	130065
48	321	11159	7688	26034	65401	48051	72880	36669	62760	134765
49	322	11719	8040	27107	67961	50016	75704	38178	65273	139594
50	323	12302	8405	28215	70599	52049	78612	39736	67862	144555
51	324	12911	8784	29358	73317	54152	81607	41342	70532	149649
52	325	13546	9177	30538	76116	56328	84690	42999	73281	154880
53	326	14207	9584	31754	78997	58579	87864	44707	76114	160248

Temperatur	Temperatur	Tryk i Pa af de frie faser								
°C	K	Vand	PCE	TCE	DCE	TCA	DCA	TCM	TrCM	DCM
54	327	14896	10006	33008	81964	60907	91129	46467	79030	165757
55	328	15614	10444	34301	85016	63313	94488	48280	82032	171409
56	329	16362	10898	35633	88156	65800	97943	50148	85121	177206
57	330	17142	11368	37005	91385	68371	101495	52071	88299	183151
58	331	17953	11855	38418	94706	71027	105146	54051	91568	189246
59	332	18797	12358	39873	98119	73772	108898	56088	94930	195493
60	333	19676	12880	41371	101627	76606	112753	58185	98385	201894
61	334	20591	13419	42912	105231	79533	116712	60341	101936	208453
62	335	21543	13978	44498	108934	82555	120778	62558	105584	215171
63	336	22533	14555	46129	112736	85675	124953	64837	109332	222050
64	337	23562	15152	47805	116640	88895	129237	67179	113180	229094
65	338	24633	15768	49529	120647	92218	133634	69586	117131	236304
66	339	25746	16406	51301	124760	95646	138145	72058	121186	243683
67	340	26903	17065	53121	128979	99182	142772	74596	125347	251234
68	341	28105	17745	54991	133307	102829	147517	77203	129617	258958
69	342	29354	18447	56911	137745	106590	152382	79878	133995	266858
70	343	30652	19172	58883	142296	110467	157368	82624	138485	274936
71	344	32000	19921	60906	146962	114464	162478	85440	143089	283196
72	345	33401	20693	62983	151743	118583	167714	88329	147807	291638
73	346	34855	21490	65114	156642	122828	173078	91292	152642	300267
74	347	36364	22312	67300	161660	127201	178571	94329	157595	309083
75	348	37931	23159	69542	166801	131706	184196	97442	162668	318090
76	349	39557	24033	71841	172064	136345	189954	100633	167864	327290
77	350	41245	24933	74197	177453	141123	195848	103901	173183	336685
78	351	42996	25861	76612	182969	146042	201880	107249	178628	346278
79	352	44812	26817	79086	188614	151106	208051	110678	184200	356070
80	353	46696	27802	81621	194390	156317	214364	114188	189902	366066
81	354	48650	28816	84218	200299	161681	220820	117781	195734	376266
82	355	50676	29859	86877	206343	167199	227422	121459	201700	386673
83	356	52776	30934	89599	212523	172876	234172	125222	207800	397290
84	357	54954	32040	92385	218842	178716	241071	129071	214036	408119
85	358	57211	33178	95237	225301	184721	248122	133008	220411	419163
86	359	59550	34348	98154	231902	190896	255327	137034	226926	430423
87	360	61973	35552	101139	238647	197245	262687	141151	233583	441903
88	361	64484	36790	104192	245539	203771	270205	145359	240384	453604
89	362	67085	38063	107314	252579	210479	277883	149659	247330	465529
90	363	69780	39371	110506	259768	217372	285723	154053	254423	477680
91	364	72570	40716	113770	267110	224454	293727	158542	261665	490060
92	365	75459	42097	117104	274605	231730	301897	163127	269059	502671
93	366	78450	43516	120512	282256	239204	310235	167809	276605	515515
94	367	81547	44974	123994	290065	246880	318742	172591	284306	528595
95	368	84752	46470	127551	298033	254762	327422	177471	292163	541912
96	369	88070	48007	131183	306163	262855	336276	182453	300179	555470
97	370	91503	49585	134892	314456	271163	345307	187537	308354	569271
98	371	95056	51204	138679	322915	279691	354515	192724	316691	583316
99	372	98731	52865	142545	331541	288444	363904	198016	325192	597609
100	373	101325	54570	146490	340336	297425	373475	203414	333858	612151

Tabel 2

Samlet tryk af fri fase opløsningsmiddel og vand ved forskellige temperaturer som funktion af temperaturen. Tryk på 1 atm svarer til kogepunktet for den frie fase, når vand er tilstede.

Temperatur	Samlet tryk af vand og fri fase opløsningsmiddel i atm							
°C	PCE	TCE	DCE	TCA	DCA	TCM	TrCM	DCM
10	0,02	0,05	0,13	0,10	0,14	0,07	0,12	0,28
11	0,02	0,06	0,13	0,10	0,15	0,07	0,12	0,30
12	0,03	0,06	0,14	0,11	0,16	0,08	0,13	0,31
13	0,03	0,06	0,15	0,11	0,17	0,08	0,14	0,33
14	0,03	0,07	0,16	0,12	0,18	0,09	0,14	0,34
15	0,03	0,07	0,17	0,13	0,18	0,09	0,15	0,36
16	0,03	0,08	0,17	0,13	0,19	0,10	0,16	0,38
17	0,04	0,08	0,18	0,14	0,20	0,10	0,17	0,40
18	0,04	0,08	0,19	0,15	0,22	0,11	0,18	0,42
19	0,04	0,09	0,20	0,16	0,23	0,12	0,19	0,44
20	0,04	0,09	0,21	0,16	0,24	0,12	0,20	0,46
21	0,05	0,10	0,23	0,17	0,25	0,13	0,21	0,48
22	0,05	0,11	0,24	0,18	0,26	0,14	0,22	0,50
23	0,05	0,11	0,25	0,19	0,28	0,14	0,23	0,52
24	0,05	0,12	0,26	0,20	0,29	0,15	0,25	0,55
25	0,06	0,12	0,27	0,21	0,30	0,16	0,26	0,57
26	0,06	0,13	0,29	0,22	0,32	0,17	0,27	0,60
27	0,06	0,14	0,30	0,23	0,34	0,18	0,29	0,63
28	0,07	0,14	0,32	0,24	0,35	0,19	0,30	0,65
29	0,07	0,15	0,33	0,25	0,37	0,20	0,31	0,68
30	0,07	0,16	0,35	0,26	0,39	0,21	0,33	0,71
31	0,08	0,17	0,36	0,28	0,40	0,22	0,35	0,74
32	0,08	0,18	0,38	0,29	0,42	0,23	0,36	0,77
33	0,09	0,18	0,40	0,30	0,44	0,24	0,38	0,81
34	0,09	0,19	0,42	0,32	0,46	0,25	0,40	0,84
35	0,10	0,20	0,44	0,33	0,48	0,26	0,42	0,87
36	0,10	0,21	0,46	0,35	0,50	0,28	0,44	0,91
37	0,11	0,22	0,48	0,36	0,53	0,29	0,46	0,95
38	0,11	0,23	0,50	0,38	0,55	0,30	0,48	0,99
39	0,12	0,25	0,52	0,40	0,57	0,32	0,50	1,03
40	0,13	0,26	0,54	0,41	0,60	0,33	0,52	1,07
41	0,13	0,27	0,57	0,43	0,62	0,35	0,54	1,11
42	0,14	0,28	0,59	0,45	0,65	0,36	0,57	1,15
43	0,15	0,29	0,62	0,47	0,68	0,38	0,59	1,20
44	0,15	0,31	0,64	0,49	0,71	0,40	0,62	1,24
45	0,16	0,32	0,67	0,51	0,74	0,41	0,64	1,29
46	0,17	0,34	0,70	0,54	0,77	0,43	0,67	1,34
47	0,18	0,35	0,73	0,56	0,80	0,45	0,70	1,39
48	0,19	0,37	0,76	0,58	0,83	0,47	0,73	1,44
49	0,20	0,38	0,79	0,61	0,86	0,49	0,76	1,49
50	0,20	0,40	0,82	0,64	0,90	0,51	0,79	1,55
51	0,21	0,42	0,85	0,66	0,93	0,54	0,82	1,60
52	0,22	0,44	0,88	0,69	0,97	0,56	0,86	1,66
53	0,23	0,45	0,92	0,72	1,01	0,58	0,89	1,72
54	0,25	0,47	0,96	0,75	1,05	0,61	0,93	1,78
55	0,26	0,49	0,99	0,78	1,09	0,63	0,96	1,85
56	0,27	0,51	1,03	0,81	1,13	0,66	1,00	1,91
57	0,28	0,53	1,07	0,84	1,17	0,68	1,04	1,98

Temperatur	Samlet trykaf vand og fri fase opløsningsmiddel i at m							
°C	PCE	TCE	DCE	TCA	DCA	TCM	TrCM	DCM
58	0,29	0,56	1,11	0,88	1,21	0,71	1,08	2,04
59	0,31	0,58	1,15	0,91	1,26	0,74	1,12	2,11
60	0,32	0,60	1,20	0,95	1,31	0,77	1,17	2,19
61	0,34	0,63	1,24	0,99	1,36	0,80	1,21	2,26
62	0,35	0,65	1,29	1,03	1,40	0,83	1,25	2,34
63	0,37	0,68	1,33	1,07	1,46	0,86	1,30	2,41
64	0,38	0,70	1,38	1,11	1,51	0,90	1,35	2,49
65	0,40	0,73	1,43	1,15	1,56	0,93	1,40	2,58
66	0,42	0,76	1,49	1,20	1,62	0,97	1,45	2,66
67	0,43	0,79	1,54	1,24	1,67	1,00	1,50	2,74
68	0,45	0,82	1,59	1,29	1,73	1,04	1,56	2,83
69	0,47	0,85	1,65	1,34	1,79	1,08	1,61	2,92
70	0,49	0,88	1,71	1,39	1,86	1,12	1,67	3,02
71	0,51	0,92	1,77	1,45	1,92	1,16	1,73	3,11
72	0,53	0,95	1,83	1,50	1,98	1,20	1,79	3,21
73	0,56	0,99	1,89	1,56	2,05	1,24	1,85	3,31
74	0,58	1,02	1,95	1,61	2,12	1,29	1,91	3,41
75	0,60	1,06	2,02	1,67	2,19	1,34	1,98	3,51
76	0,63	1,10	2,09	1,74	2,27	1,38	2,05	3,62
77	0,65	1,14	2,16	1,80	2,34	1,43	2,12	3,73
78	0,68	1,18	2,23	1,87	2,42	1,48	2,19	3,84
79	0,71	1,22	2,30	1,93	2,50	1,53	2,26	3,96
80	0,74	1,27	2,38	2,00	2,58	1,59	2,34	4,07
81	0,76	1,31	2,46	2,08	2,66	1,64	2,41	4,19
82	0,79	1,36	2,54	2,15	2,74	1,70	2,49	4,32
83	0,83	1,41	2,62	2,23	2,83	1,76	2,57	4,44
84	0,86	1,45	2,70	2,31	2,92	1,82	2,65	4,57
85	0,89	1,50	2,79	2,39	3,01	1,88	2,74	4,70
86	0,93	1,56	2,88	2,47	3,11	1,94	2,83	4,84
87	0,96	1,61	2,97	2,56	3,20	2,00	2,92	4,97
88	1,00	1,66	3,06	2,65	3,30	2,07	3,01	5,11
89	1,04	1,72	3,15	2,74	3,40	2,14	3,10	5,26
90	1,08	1,78	3,25	2,83	3,51	2,21	3,20	5,40
91	1,12	1,84	3,35	2,93	3,62	2,28	3,30	5,55
92	1,16	1,90	3,45	3,03	3,72	2,35	3,40	5,71
93	1,20	1,96	3,56	3,14	3,84	2,43	3,50	5,86
94	1,25	2,03	3,67	3,24	3,95	2,51	3,61	6,02
95	1,30	2,10	3,78	3,35	4,07	2,59	3,72	6,18
96	1,34	2,16	3,89	3,46	4,19	2,67	3,83	6,35
97	1,39	2,23	4,01	3,58	4,31	2,75	3,95	6,52
98	1,44	2,31	4,13	3,70	4,44	2,84	4,06	6,70
99	1,50	2,38	4,25	3,82	4,57	2,93	4,18	6,87
100	1,54	2,45	4,36	3,94	4,69	3,01	4,29	7,04

Tabel 3

Indhold og tryk af vand og luft i dampblandinger som funktion af ligevægtstemperaturen. Der er forudsat et samlet tryk på 1 atm (101325 Pa), samt at luften er mættet ved den givne temperatur. Herudover er kondensationsenergien og massefylden for blandingerne angivet. For praktiske anvendelser kan energiindholdet i et givet luft/dampblanding udregnes ved subtraktion af indholdet af kondensationsenergi ved 10 °C (jordtemperatur) fra kondensationsenergien ved injektionstemperaturen.

Temperatur	$M_{\text{luft}}/M_{\text{vand}}$	P_{vand}	P_{luft}	M_{vand}	M_{luft}	Kondensationsenergi	Massefylde
C	(-)	Pa	Pa	g/m ³	g/m ³	kJ/m ³	kg/m ³
0	276,81	586	100739	5	1288	11	1,29
1	255,11	636	100689	5	1282	11	1,29
2	235,45	689	100636	5	1277	12	1,28
3	217,59	745	100580	6	1272	13	1,28
4	201,33	804	100521	6	1266	14	1,27
5	186,52	868	100457	7	1261	15	1,27
6	172,99	935	100390	7	1256	16	1,26
7	160,62	1006	100319	8	1250	18	1,26
8	149,28	1082	100243	8	1245	19	1,25
9	138,89	1162	100163	9	1240	20	1,25
10	129,34	1247	100078	10	1234	22	1,24
11	120,55	1336	99989	10	1229	23	1,24
12	112,46	1431	99894	11	1223	25	1,23
13	104,99	1531	99794	12	1218	26	1,23
14	98,10	1637	99688	12	1212	28	1,22
15	91,73	1749	99576	13	1207	30	1,22
16	85,84	1867	99458	14	1201	32	1,21
17	80,38	1991	99334	15	1195	34	1,21
18	75,31	2122	99203	16	1190	36	1,21
19	70,61	2260	99065	17	1184	38	1,20
20	66,25	2406	98919	18	1178	40	1,20
21	62,19	2559	98766	19	1172	43	1,19
22	58,41	2720	98605	20	1166	45	1,19
23	54,89	2889	98436	21	1161	48	1,18
24	51,61	3068	98257	22	1155	51	1,18
25	48,54	3255	98070	24	1148	53	1,17
26	45,69	3452	97873	25	1142	57	1,17
27	43,01	3658	97667	26	1136	60	1,16
28	40,52	3875	97450	28	1130	63	1,16
29	38,18	4103	97222	29	1123	67	1,15
30	35,99	4341	96984	31	1117	70	1,15
31	33,94	4592	96733	33	1110	74	1,14
32	32,02	4854	96471	34	1104	78	1,14
33	30,22	5129	96196	36	1097	82	1,13
34	28,52	5417	95908	38	1090	86	1,13
35	26,93	5719	95606	40	1083	91	1,12
36	25,44	6035	95290	42	1076	96	1,12
37	24,03	6366	94959	44	1069	101	1,11
38	22,71	6712	94613	47	1062	106	1,11
39	21,47	7074	94251	49	1054	111	1,10
40	20,29	7452	93873	52	1047	117	1,10
41	19,19	7848	93477	54	1039	122	1,09

Temperatur	$M_{\text{luft}}/M_{\text{vand}}$	P_{vand}	P_{luft}	M_{vand}	M_{luft}	Kondensations energi	Massefylde
C	(-)	Pa	Pa	g/m ³	g/m ³	kJ/m ³	kg/m ³
42	18,15	8262	93063	57	1031	128	1,09
43	17,17	8694	92631	60	1023	135	1,08
44	16,24	9145	92180	62	1015	141	1,08
45	15,36	9617	91708	66	1006	148	1,07
46	14,54	10109	91216	69	998	155	1,07
47	13,76	10623	90702	72	989	163	1,06
48	13,02	11159	90166	75	980	170	1,06
49	12,32	11719	89606	79	971	178	1,05
50	11,66	12302	89023	83	962	186	1,04
51	11,03	12911	88414	86	952	195	1,04
52	10,44	13546	87779	90	943	204	1,03
53	9,88	14207	87118	94	933	213	1,03
54	9,35	14896	86429	99	922	223	1,02
55	8,84	15614	85711	103	912	233	1,02
56	8,37	16362	84963	108	901	243	1,01
57	7,91	17142	84183	113	890	254	1,00
58	7,48	17953	83372	117	879	266	1,00
59	7,07	18797	82528	123	867	277	0,99
60	6,69	19676	81649	128	856	289	0,98
61	6,32	20591	80734	134	844	302	0,98
62	5,97	21543	79782	139	831	315	0,97
63	5,63	22533	78792	145	818	328	0,96
64	5,32	23562	77763	151	805	342	0,96
65	5,02	24633	76692	158	792	357	0,95
66	4,73	25746	75579	165	778	372	0,94
67	4,46	26903	74422	171	764	387	0,94
68	4,20	28105	73220	179	749	403	0,93
69	3,95	29354	71971	186	734	420	0,92
70	3,71	30652	70673	194	719	437	0,91
71	3,49	32000	69325	201	703	455	0,90
72	3,28	33401	67924	210	687	474	0,90
73	3,07	34855	66470	218	670	493	0,89
74	2,88	36364	64961	227	653	513	0,88
75	2,69	37931	63394	236	636	534	0,87
76	2,52	39557	61768	246	618	555	0,86
77	2,35	41245	60080	255	599	577	0,85
78	2,19	42996	58329	265	580	600	0,85
79	2,03	44812	56513	276	560	623	0,84
80	1,88	46696	54629	287	540	648	0,83
81	1,74	48650	52675	298	519	673	0,82
82	1,61	50676	50649	309	498	699	0,81
83	1,48	52776	48549	321	476	726	0,80
84	1,36	54954	46371	333	453	754	0,79
85	1,24	57211	44114	346	430	782	0,78
86	1,13	59550	41775	359	406	812	0,77
87	1,02	61973	39352	373	381	843	0,75
88	0,92	64484	36841	387	356	874	0,74
89	0,82	67085	34240	401	330	907	0,73
90	0,73	69780	31545	416	303	941	0,72
91	0,64	72570	28755	432	276	976	0,71
92	0,55	75459	25866	448	247	1012	0,70

Temperatur	$M_{\text{luft}}/M_{\text{vand}}$	P_{vand}	P_{luft}	M_{vand}	M_{luft}	Kondensations energi	Massefylde
C	(-)	Pa	Pa	g/m ³	g/m ³	kJ/m ³	kg/m ³
93	0,47	78450	22875	464	218	1049	0,68
94	0,39	81547	19778	481	188	1088	0,67
95	0,32	84752	16573	499	157	1127	0,66
96	0,24	88070	13255	517	125	1168	0,64
97	0,17	91503	9822	536	93	1211	0,63
98	0,11	95056	6269	555	59	1254	0,61
99	0,04	98731	2594	575	24	1299	0,60
99,686	0,00	101325	0	589	0	1331	0,59

Appendiks 2

Varmeledning gennem en flade beskrives med formlen:

$q = A \cdot k \cdot \frac{\partial T}{\partial x}$ hvor q er energiflux en (J/s), A er fladen energien transporteres over (m^2), k er varmeledningstallet (W/m K), ∂T er temperaturændringen (K) og ∂x er tykkelsen af fladen (m)

Tilsvarende kan energien der går til at opvarme et volumen af et medie beskrives ved formlen:

$q = V \cdot C_p \cdot \rho \cdot \partial T$, hvor q er den tilførte energi (J), V er volumenet af mediet (m^3), C_p er varmekapaciteten (J / kg K) og ρ er massefylde (kg / m^3)

Hvis der kigges på en tynd skive i x aksens retning kan der opskrives en energibalace over skiven. Den ser således ud:

$$\frac{\partial(A \cdot k \cdot \frac{\partial T}{\partial x} \cdot \partial t)}{\partial x} = A \cdot \partial x \cdot C_p \cdot \rho \cdot \partial T \Rightarrow$$

$$\frac{\partial^2 T}{\partial x^2} = \frac{C_p \cdot \rho}{k} \cdot \frac{\partial T}{\partial t}$$

Denne ligning kan for visse grænsebetingelser løses analytisk, men kan også løses numerisk. Ligningen forudsiger værdier af temperaturen itid og afstand fra en varmekilde under hensyntagen til opvarmning af mediet hvor energien strømmer igennem ved varmeledning.

Appendiks 3

Boreprofil for V1

Divide	a	b	c	Jordartsbeskrivelse	Luft	PID
0,0				Beton	-	-
0,5				FYLD, sand, sten, brunt	0	0,5
1,0				FYLD, sand, sten, brunt	0	0,5
1,5				FYLD, sand, brunt	0	0,5
2,0				FYLD, sand, silt, fugtig, brunt	0	1,0
2,5				SILT, fugtig, brunt	0	0,5
3,0				SILT, fugtig, brunt	3	81
3,5				SILT, sand, gulbrunt	3	98
4,0				SILT, sand, gulbrunt	3	47
4,5				SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	2	46
5,0				SMELTEVANDSSAND, silt, fugtig, brunt	1	1,5
5,5				SILT, fugtig, brunt	1	6,5
6,0				SILT, fugtig, brunt	1	22
6,5				SILT, brunt	1	10
7,0				SILT, brunt	1	20
7,5				SILT, brunt	1	10
8,0				SILT, brunt	1	3,0
8,5				SILT, brunt	1	4,5
9,0				SILT, brunt	1	3,0
9,5				SILT, sten, brunt	1	5,0
10,0				SILT, brunt	1	8,0
10,5				SILT, sand, brunt	0	1,0
11,0				SILT, sand, brunt	0	1,0
11,5				SILT, sand, brunt	0	0,5
12,0				SILT, sand, brunt	0	1,5
12,5						
13,0						
13,5						
14,0						
14,5						
15,0						

Appendiks 4

Boreprofiler for samtlige D, E og G boringer

Boring D1

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, beton, brunt	0	1750
1,0		SILT, fugtig, gulbrunt *	0	275
1,5		SILT, fugtig, gulbrunt	0	40
2,0		SILT, fugtig, gulbrunt	0	500
2,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	2	175
3,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	1	140
3,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt	2	170
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	2	220
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	1	150
5,0		SILT, fugtig, gulbrunt *	1	210
5,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, brunt	1	110
6,0		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, brunt	1	60
6,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	1	80
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt *	0	40
7,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	2	110
8,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	2	135
8,5		SILT, fugtig, brunt	1	140
9,0		SILT, fugtig, brunt *	1	100
9,5		SILT, fugtig, brunt	0	390
10,0		SILT, fugtig, brunt	0	220
10,5		SMELTEVANDSSAND, sten, brunt	0	240
11,0		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, brunt *	0	390
11,5		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, brunt	0	160
12,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	230
12,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	260
13,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt *	0	110
13,5		STOP pga sten		
14,0				
14,5				
15,0				

Boring D2

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, silt, fint, gulbrunt	0	6
1,0		FYLD, sand, silt, fint, gulbrunt *	0	0,5
1,5		SILT, fuktigt, brunt	0	1
2,0		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, grus, gulbrunt *	0	1
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
5,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0
5,5		SILT, sand, fint, gulbrunt	2	28
6,0		SILT, sand, fint, gulbrunt	2	50
6,5		SILT, sand, fint, gulbrunt	2	46
7,0		SILT, sand, fint, gulbrunt, fuktigt *	1	20
7,5		SILT, sand, fint, gulbrunt, fuktigt	0	1
8,0		SILT, sand, fint, gulbrunt, fuktigt	1	11
8,5		SMELTEVANDSSAND, silt, små sten, gulbrunt	0	1
9,0		SMELTEVANDSSAND, silt, små sten, gulbrunt *	0	1
9,5		SMELTEVANDSSAND, ler, brunt	0	1
10,0		SMELTEVANDSSAND, ler, brunt	0	1
10,5		SMELTEVANDSSAND, brunt	0	0
11,0		SMELTEVANDSSAND, brunt *	0	0
11,5		SMELTEVANDSSAND, brunt	0	0
12,0		SMELTEVANDSSAND, brunt	0	0
12,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0
13,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt *	0	0
13,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0
14,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0
14,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0
15,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt *	0	0

Boring D3:

Dybde	Jordartsbeskrivelse	Lugt	PIID
0,0	Beton	-	-
0,5	FYLD, sand, ler, silt, gulbrunt	0	0,5
1,0	FYLD, sand, ler, silt, gulbrunt *	0	0,5
1,5	SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
2,0	SMELTEVANDSSAND, sten, gulbrunt	0	0,5
2,5	SMELTEVANDSSAND, sten, brunt	0	0,5
3,0	SMELTEVANDSSAND, sten, brunt *	0	0,5
3,5	SMELTEVANDSSAND, små sten, gulbrunt	0	1,0
4,0	SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	1,0
4,5	SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	1,0
5,0	SILT, gulbrunt *	3	60
5,5	SILT, gulbrunt	2	36
6,0	SILT, gulbrunt	1	21
6,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	2,5
7,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	1,0
7,5	SILT, fugtig, gulbrunt	1	6,0
8,0	SILT, fugtig, gulbrunt	1	19
8,5	SILT, fugtig, gulbrunt	0	2,5
9,0	SILT, fugtig, gulbrunt *	0	9,5
9,5	SILT, stenlag, grus, brun/rodbunt	0	6,0
10,0	SMELTEVANDSSAND, sten, gråbrunt	0	0,5
10,5	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gråbrunt	0	0,5
11,0	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gråbrunt *	0	1,0
11,5	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, brunt	0	1,0
12,0	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	1,0
12,5	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, brunt	0	1,0
13,0	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, brunt *	0	0,5
13,5	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0,5
14,0	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0,5
14,5	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	1,0
15,0	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	1,0

Boring D4:

Dybde	Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0	Beton	-	-
0,5	FYLD, sand, brunt	0	0
1,0	SMELTEVANDSSAND, grus, brunt *	0	0
1,5	SMELTEVANDSSAND, brunt	0	0
2,0	SMELTEVANDSSAND, brunt	0	0
2,5	SILT, sand, vådt, gulbrunt	1	5
3,0	SILT, sand, vådt, gulbrunt *	1	2
3,5	SILT, sand, fugtigt, gulbrunt	2	50
4,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
4,5	SILT, sand, fugtigt, brunt	2	40
5,0	SILT, sand, fugtigt, brunt *	0	0,5
5,5	SMELTEVANDSSAND, silt, fint, brunt	1	8
6,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	2
6,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	2
7,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	1	20
7,5	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	1	40
8,0	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	3,5
8,5	SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	2	40
9,0	SMELTEVANDSSAND, sten, brunt *	0	1
9,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	7
10,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	40
10,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gul brunt	0	8
11,0	SMELTEVANDSSAND, fint, silt, let fugtigt, gulbrunt *	1	15
11,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
12,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	3
12,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	3
13,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gul brunt *	0	2
13,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gul brunt	0	0
14,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	1
14,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
15,0	SMELTEVANDSSAND, fint, vådt, gulbrunt *	0	10

Boring E1

Dybde	Jordartsbeskrivelse	Lagt	PID
0,0	Beton	-	-
0,5	FYLD, sand, brunt	0	0
1,0	FYLD, sand, brunt *	0	0
1,5	SILT, fagigt, gulbrunt	0	0,5
2,0	SILT, fagigt, gulbrunt	0	0
2,5	SMELTEVANDSSAND, sil, fin, gulbrunt	1	35
3,0	SMELTEVANDSSAND, sil, fin, gulbrunt *	2	53
3,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	2,5
4,0	SILT, fagigt, brunt	3	100
4,5	SILT, fagigt, brunt	3	75
5,0	SILT, fagigt, brunt *	3	65
5,5	SILT, sand, brunt	1	15
6,0	SILT, sand, brunt	1	35
6,5	SILT, sand, brunt	1	10
7,0	SILT, sand, brunt *	0	2,5
7,5	SILT, sand, brunt	0	10
8,0	SILT, sand, brunt	0	5
8,5	SILT, fagigt, brunt	0	15
9,0	SILT, vådt, brunt *	1	50
9,5	SILT, fagigt, brunt	0	45
10,0	SMELTEVANDSSAND, sil, fin, brunt	0	10
10,5	SILT, sand, brunt	0	2,5
11,0	SILT, sand, brunt *	0	10
11,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	0
12,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	1
12,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	0
13,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt *	0	1
13,5	SMELTEVANDSSAND, sil, fin, brunt	1	13
14,0	SMELTEVANDSSAND, sil, fin, brunt	0	2,5
14,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	0
15,0	SMELTEVANDSSAND, sil, fin, fagigt, brunt *	0	2,5

Boring E2

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PGD
0,0		Beton	-	-
0,3		FYLD, sand, ler, fugtig, brunt	0	5
1,0		FYLD, sand, ler, fugtig, brunt *	0	25
1,5		FYLD, sand, ler, fugtig, brunt	0	10
2,0		FYLD, sand, ler, fugtig, brunt	3	250
2,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	3	250
3,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	3	150
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	3	350
4,0		SILT, vikt, gulbrunt	3	250
4,5		SILT, vikt, gulbrunt	3	225
5,0		SILT, vikt, gulbrunt *	3	150
5,5		SILT, sand, gulbrunt	3	340
6,0		SILT, sand, sten, gulbrunt	3	250
6,5		SILT, sand, gulbrunt	3	100
7,0		SILT, sand, gulbrunt *	3	250
7,5		SILT, sand, sten, gulbrunt	3	150
8,0		SILT, fugtig, brunt	3	100
8,5		SILT, vikt, brunt	3	90
9,0		SILT, sand, fugtig, brunt *	3	120
9,5		SILT, fugtig, brunt	3	60
10,0		STOP pga sten		
10,5				
11,0				
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E3

Dybde	Jordartsbeskrivelse	Lagt	PID
0,0	Fliser	-	-
0,5	FYLD, sand, brunt	0	0
1,0	FYLD, sand, brunt *	0	0
1,5	SILT, sand, fugtig, brunt	0	0
2,0	SILT, sand, fugtig, brunt	0	0
2,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	5
3,0	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, brunt *	0	20
3,5	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, brunt	0	25
4,0	SILT, fugtig, brunt	0	45
4,5	SMELTEVANDSSAND, brunt	0	15
5,0	SILT, sand, fugtig, brunt *	0	60
5,5	SILT, fugtig, brunt	0	30
6,0	SILT, sand, fin, brunt	0	30
6,5	SILT, fugtig, brunt	0	30
7,0	SILT, fugtig, brunt *	0	10
7,5	SILT, fugtig, brunt	0	15
8,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	2,5
8,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	5
9,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt *	0	0
9,5	SMELTEVANDSSAND, fin, sten, brunt	0	0
10,0	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, brunt	0	10
10,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	2,5
11,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt *	0	5
11,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	1	4
12,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	0
12,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	1	2,5
13,0	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt *	1	6
13,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	1	25
14,0	SMELTEVANDSSAND, silt, fugtig, brunt	1	21
14,5	SMELTEVANDSSAND, fin, brunt	0	2
15,0	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, fugtig, brunt *	0	5

Boring E4

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lagt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, sten, brunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, sten, brunt *	0	0,5
1,5		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	1
2,0		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	1,0
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, gulbrunt	0	1,0
2,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt		
3,0		SMELTEVANDSSAND, silt, let fugtig, gulbrunt *	1	19
3,5		SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	1,0
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	1,0
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, silt, let fugtig, gulbrunt	1	14
5,0		SILT, vld, gulbrunt *	3	97
5,5		SILT, fugtig, gulbrunt	3	99
6,0		SILT, fugtig, gulbrunt	3	62
6,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	2,5
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	2,5
7,5		SILT, fugtig, gulbrunt	3	70
8,0		SILT, fugtig, gulbrunt	3	88
8,5		SILT, vld, gulbrunt	2	37
9,0		SILT, vld, gulbrunt *	2	60
9,5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	4,0
10,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	1,0
10,5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	1,0
11,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt *	0	2,5
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E5

Dybde	Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0	Beton	-	-
0,5	FYLD, sand, silt, brunt	0	0,5
1,0	SMELTEVANDSSAND, gulbrunt *	0	0,5
1,5	SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
2,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
2,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
3,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt *	0	0,5
3,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
4,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
4,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
5,0	SILT, sand, fugtig, brunt *	1	2,0
5,5	SILT, sand, fugtig, brunt	1	34
6,0	SILT, sand, fugtig, brunt	2	70
6,5	SILT, sand, fugtig, brunt	1	41
7,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt *	0	1,0
7,5	SILT, sand, fugtig, gulbrunt	1	23
8,0	SILT, sand, fugtig, gulbrunt	0	12
8,5	SILT, sand, gro, brunt	0	3
9,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt *	0	0,5
9,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0,5
10,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0,5
10,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0,5
11,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gul brunt, prøvetagtes i under transport (*)	0	0,5
11,5			
12,0			
12,5			
13,0			
13,5			
14,0			
14,5			
15,0			

Boring E6

Dråbe		Jordskiksbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, sten, mald, brunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, sten, mald, brunt *	0	0,5
1,5		SMELTEVANDSSAND, grus, gulbrunt	0	0,5
2,0		SMELTEVANDSSAND, små sten, gulbrunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, gulbrunt *	0	0,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,6
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
5,0		SILT, sand, fugtig, gulbrunt *	2	44
5,5		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	1	24
6,0		SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	1	26
6,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	2,0
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	3,0
7,5		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	2	14
8,0		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	2	20
8,5		SILT, vdt, gulbrunt	1	12
9,0		SILT, vdt, brunt *	1	14
9,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gråbrunt/rodbunt	1	13
10,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	1,0
10,5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	0,5
11,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gul brunt *	0	0,5
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E7

Depth		Jordartsbetegnelse	Lag	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, silt, små sten, brunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, silt, sten, brunt *	0	0,5
1,5		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
2,0		SMELTEVANDSSAND, grus, gulbrunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, gulbrunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
5,0		SILT, sand, vådt, gulbrunt *	2	23
5,5		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	2	17
6,0		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	2	21
6,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	4,0
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	1,0
7,5		SILT, fugtig, gulbrunt	2	16
8,0		SILT, fugtig, gulbrunt	0	1,0
8,5		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt/rødbrunt	0	0,5
9,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt *	0	0,5
9,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
10,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
10,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt	0	0,5
11,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt *	0	0,5
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E8

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, silt, brunt	1	16
1,0		FYLD, sand, silt, brunt *	1	10
1,5		FYLD, sand, brunt	0	3,5
2,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, brunt	0	3,0
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, brunt	0	1,0
3,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, brunt *	0	1,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	1,5
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, let fugtig, gulbrunt	0	0,5
5,0		SILT, sand, gulbrunt *	1	8,0
5,5		SILT, gulbrunt	2	26
6,0		SILT, gulbrunt	2	20
6,5		SILT, gulbrunt	2	13
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	2,0
7,5		SILT, fugtig, gulbrunt	1	5,0
8,0		SILT, fugtig, gulbrunt	1	4,5
8,5		SILT, vågigt, gulbrunt	1	3,0
9,0		SILT, sand, brunt *	1	4,0
9,5		SILT, ler, brunt	0	2,0
10,0		SILT, ler, brunt	0	2,0
10,5				
11,0				
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E9

Depth		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, brunt	0	0
1,0		FYLD, ler, sand, brunt *	0	0
1,5		FYLD, sten, sand, brunt	0	0
2,0		SMELTEVANDSSAND, brunt	0	0
2,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0
3,0		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt *	0	0
3,5		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0
4,0		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0,3
4,5		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0
5,0		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt *	0	0
5,5		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0
6,0		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt	0	0
6,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt	0	0
7,0		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt *	0	0
7,5		SMELTEVANDSSAND, silt, sten, sort mudfarve	0	2
8,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0
8,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
9,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0
9,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt	0	0
10,0		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, brunt	0	0,5
10,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0
11,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0,3
11,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E10

Depth		Jordartsbetegnelse	Lagt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, ler/silt, brunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, ler/siltet, brunt	0	0,5
1,5		FYLD, sand, silt, brunt	0	0,5
2,0		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, gulbrunt *	0	0,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, gulbrunt	0	0,5
4,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, gulbrunt	0	0,5
4,5		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	0	0,5
5,0		SILT, sand, fugtig, gulbrunt *	0	0,5
5,5		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	0	0,5
6,0		SILT, sand, fugtig, gulbrunt	0	0,5
6,5		SILT, ler, sand, gulbrunt	0	0,5
7,0		SILT, ler, brunt *	0	0,5
7,5		SILT, ler, brunt	0	0,5
8,0		SILT, ler, brunt	0	1,0
8,5		SILT, ler, sand, brunt	0	1,0
9,0		SILT, ler, sand, brunt *	0	-
9,5		SILT, ler, sand, brunt	0	-
10,0		SILT, ler, sand, brunt	0	-
10,5		SILT, ler, sand, brunt	0	-
11,0		SILT, sand, små sten, brunt *	0	0,5
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E11

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lagt	PIED
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, ler, sten, brunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, ler, brunt *	0	0,5
1,5		FYLD, sand, ler, brunt	0	1,0
2,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, brunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, brunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, grus, små sten, brunt *	0	0,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0,5
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0,5
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	2,0
5,0		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, brunt *	0	1,5
5,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, brunt	0	1,0
6,0		SMELTEVANDSSAND, ler, fint, brunt	0	0,5
6,5		SMELTEVANDSSAND, ler, fint, brunt	0	1,0
7,0		SILT, ler, brunt *	0	1,0
7,5		SILT, ler, brunt	0	1,0
8,0		SILT, ler, brunt	0	1,0
8,5		SILT, små sten, brunt	0	1,0
9,0		SILT, små sten, brunt *	0	0,5
9,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0,5
10,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0,5
10,5		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt	0	0,5
11,0		SMELTEVANDSSAND, fint, brunt *	0	0,5
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E12

Dybde	Jordartsbeskrivelse	Lagt	PID
0,0	Beton	-	-
0,5	FYLD, sand, silt, fin, gulbrunt	0	0,5
1,0	FYLD, sand, silt, fin, gulbrunt *	0	0,5
1,5	FYLD, sand, silt, fin, gulbrunt	0	0,5
2,0	SMELTEVANDSSAND, grus, sten, gulbrunt	0	0,5
2,5	SMELTEVANDSSAND, grus, let fugtig, gulbrunt	0	0,5
3,0	SMELTEVANDSSAND, grus, let fugtig, gulbrunt *	0	0,5
3,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
4,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
4,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
5,0	SMELTEVANDSSAND, silt, let fugtig, gulbrunt *	0	1,0
5,5	SMELTEVANDSSAND, silt, let fugtig, gulbrunt	0	1,0
6,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
6,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	1,0
7,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt *	0	1,0
7,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	1,5
8,0	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gulbrunt	0	1,0
8,5	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gulbrunt	0	0,5
9,0	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gulbrunt *	0	1,0
9,5	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gulbrunt	0	0,5
10,0	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gulbrunt	0	0,5
10,5	SMELTEVANDSSAND, silt, sten, gulbrunt	0	0,5
11,0			
11,5			
12,0			
12,5			
13,0			
13,5			
14,0			
14,5			
15,0			

Boring E13

Dybde		Jordartsbetegnelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, fint, rødbrunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, fint, rødbrunt *	0	0,5
1,5		SMELTEVANDSSAND, grus, brunt	0	0,5
2,0		SMELTEVANDSSAND, grus, gulbrunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, gulbrunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt *	0	0,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	0,5
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
5,0		SILT, sand, fugtig, brunt *	1	4,0
5,5		SMELTEVANDSSAND, silt, fint, gulbrunt	1	4,0
6,0		SILT, sand, fugtig, brunt	1	6,0
6,5		SMELTEVANDSSAND, fint, silt, brunt	1	2,0
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, silt, brunt *	1	2,5
7,5		SILT, sand, let fugtig, brunt	1	5,0
8,0		SILT, sand, vukt, brunt	1	2,5
8,5		SILT, sand, vukt, brunt	1	3,0
9,0		SMELTEVANDSSAND, fint, grus, sten, rødbrunt *	0	0,5
9,5		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, rødbrunt	0	0,5
10,0		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, rødbrunt	0	0,5
10,5				
11,0				
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E14

Dybde		Jordartsbetegnelse	Lag	PID
0,0		Beton	-	-
0,3		FYLD, sand, fast, brunt	0	0,3
1,0		FYLD, sand, fast, brunt *	0	0,3
1,5		FYLD, sand, brunt	0	0,3
2,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt	0	0,3
2,5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt	0	0,3
3,0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt *	0	0,3
3,5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt	0	0,3
4,0		SMELTEVANDSSAND, gulbrunt	0	0,3
4,5		SMELTEVANDSSAND, sten, gulbrunt	0	0,3
5,0		SILT, sand, fugtig, brunt *	1	5,0
5,5		SILT, sand, fugtig, brunt	1	6,0
6,0		SILT, sand, fugtig, brunt	1	4,5
6,5		SILT, sand, brunt	0	1,0
7,0		SILT, ler, fugtig, brunt *	1	4,0
7,5		SILT, fugtig, gulbrunt	0	3,5
8,0		SILT, fugtig, gulbrunt	1	5,0
8,5		SILT, vick, gulbrunt	1	6,0
9,0		SILT, sand, brunt *	0	3,0
9,5		SILT, sand, brunt	0	3,5
10,0		SILT, sand, brunt	0	2,5
10,5		SILT, sand, brunt	0	0,5
11,0				
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E15

Dybde	Jordarterbeskrivelse	Lugt	PID
0,0	Beton	-	-
0,5	FYLD, sand, silt, brunt	0	0,5
1,0	FYLD, sand, silt, brunt *	0	0,5
1,5	SMELTEVANDSSAND, sten, brunt	0	0,5
2,0	SMELTEVANDSSAND, sten, brunt	0	0,5
2,5	SILT, gulbrunt	0	0,5
3,0	SILT, sand, gulbrunt *	0	0,5
3,5	SILT, fugtig, gulbrunt	0	2,0
4,0	SILT, gulbrunt	0	2,0
4,5	SILT, gulbrunt	0	0,5
5,0	SILT, gulbrunt *	0	0,5
5,5	SILT, gulbrunt	1	2,0
6,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	1,0
6,5	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	1,0
7,0	SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0,5
7,5	SILT, fugtig, gulbrunt	1	7,5
8,0	SILT, fugtig, gulbrunt	1	9,5
8,5	SILT, fugtig, gulbrunt	1	10
9,0	SILT, sand, brunt *	0	1,5
9,5	SILT, sand, brunt	0	4,5
10,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	1,0
10,5	SMELTEVANDSSAND, silt, gulbrunt	0	0,5
11,0	SMELTEVANDSSAND, silt, gul brunt *	0	0,5
11,5			
12,0			
12,5			
13,0			
13,5			
14,0			
14,5			
15,0			

Boring E16

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, gulbrunt	0	0,5
1,0		FYLD, sand, gulbrunt *	0	0,5
1,5		SMELTEVANDSSAND, silt, brunt	0	0,5
2,0		SMELTEVANDSSAND, sten, brunt	0	0,5
2,5		SMELTEVANDSSAND, vikh, brunt	0	0,5
3,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
3,5		SILT, sand, vikh, gulbrunt	1	9,0
4,0		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	0,5
4,5		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	0,5
5,0		SMELTEVANDSSAND, fint, siltstør, gulbrunt	1	5,0
5,5		SILT, sand, fugtig, brunt *	0	2,0
6,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
6,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
7,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
7,5		SMELTEVANDSSAND, fint, silt, gulbrunt *	0	0,5
8,0		SMELTEVANDSSAND, fint, let fugtig, brunt	1	5,0
8,5		SMELTEVANDSSAND, fint, let fugtig, brunt	1	8,5
9,0		SILT, sand, let fugtig, gulbrunt *	1	10
9,5		SILT, let, sand, sten, brunt	0	3,0
10,0		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	1,5
10,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	1,5
11,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0,5
11,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	3,0
12,0		SMELTEVANDSSAND, fint, silt, gulbrunt *	0	0,5
12,5		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt	0	0,5
13,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0,5
13,5		SMELTEVANDSSAND, fint, sten, gulbrunt	0	0,5
14,0		SMELTEVANDSSAND, fint, gulbrunt *	0	0,5
14,5		STOP på grund af sten		
15,0				

Boring E17

Depth		Soil description	Log	PID
0,0		Concrete	-	-
0,5		FYLD, sand, loam, silt, brown	0	1,0
1,0		FYLD, loam, silt, moist, brown *	0	1,0
1,5		SILT, moist, yellowish	0	2,0
2,0		SILT, light, yellowish	1	6,0
2,5		SMELTEVANDSSAND, light silt, fine, yellowish	0	2,0
3,0		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish *	0	0,5
3,5		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish	0	0,5
4,0		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish	0	0,5
4,5		SILT, sand, loam, moist, yellowish	0	4,0
5,0		SILT, sand, moist, yellowish *	1	7,5
5,5		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish	0	1,0
6,0		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish	0	0,5
6,5		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish	0	1,0
7,0		SMELTEVANDSSAND, light silt, fine, yellowish *	0	2,0
7,5		SILT, moist, yellowish	1	6,0
8,0		SMELTEVANDSSAND, fine, yellowish	0	1,0
8,5		SILT, sand, moist, yellowish	2	19
9,0		SILT, sand, moist, brown/reddish *	1	5,0
9,5		STOP på grund af stening		
10,0				
10,5				
11,0				
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring E18

Dybde		Jordartsbeskrivelse	Lugt	PID
0,0		Beton	-	-
0,5		FYLD, sand, ler, silt, brunt	0	0,5
1,0		SILT, sand, fagigt, brunt *	0	0,5
1,5		SILT, sand, fagigt, brunt	0	3,0
2,0		SILT, sand, fagigt, brunt	1	24
2,5		SMELTEVANDSSAND, fin, silt, gulbrunt	1	20
3,0		SMELTEVANDSSAND, fin, silt, gulbrunt *	0	9
3,5		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	2,0
4,0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	1,0
4,5		SILT, sand, fagigt, gulbrunt	1	12
5,0		SILT, sand, fagigt, gulbrunt *	1	16
5,5		SMELTEVANDSSAND, fin, silt, gulbrunt	0	2,0
6,0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	1,0
6,5		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt *	0	1,0
7,0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0,5
7,5		SMELTEVANDSSAND, fin, silt, gulbrunt	0	6,0
8,0		SMELTEVANDSSAND, fin, silt, gulbrunt	1	13
8,5		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	3,0
9,0		SILT, sand, brunt *	1	13
9,5		SMELTEVANDSSAND, fin, brunt/rodbunt	0	5,5
10,0		SMELTEVANDSSAND, sten, brunt	0	1,0
10,5		STOP på grund af sten		
11,0				
11,5				
12,0				
12,5				
13,0				
13,5				
14,0				
14,5				
15,0				

Boring G1

Depth		Soil description	Log	PID
0.0		Beton	-	-
0.5		MULD	0	0
1.0		FYLD, sand, fin, gulbrunt	0	0
1.5		SILT, fugtig, gulbrunt	0	0
2.0		SILT, fugtig, gulbrunt	0	0
2.5		SILT, fugtig, gulbrunt	0	0
3.0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
3.5		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
4.0		SMELTEVANDSSAND, silt, let fugtig, gulbrunt	0	0
4.5		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
5.0		SMELTEVANDSSAND, fin, silt, gulbrunt	0	0.5
5.5		SILT, sand, fin, gulbrunt	0	0.5
6.0		SILT, sand, fin, gulbrunt	0	0.5
6.5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt	0	0
7.0		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt	0	0
7.5		SMELTEVANDSSAND, grus, sten, brunt	0	0
8.0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
8.5		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
9.0		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
9.5		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
10.0		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
10.5		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
11.0		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0.5
11.5		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
12.0		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
12.5		SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulbrunt	0	0
13.0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
13.5		SMELTEVANDSSAND, fin, fugtig, gulbrunt	0	0
14.0		SMELTEVANDSSAND, fin, gulbrunt	0	0
14.5		SMELTEVANDSSAND, sorte striber	0	1.1
15.0		SMELTEVANDSSAND, fin, fugtig, gulbrunt	0	0.5
15.5		SMELTEVANDSSAND, fin, vnd, gulbrunt	0	0.5
16.0		SMELTEVANDSSAND, fin, vnd, gulbrunt	0	0
16.5		SMELTEVANDSSAND, fin, vnd, gulbrunt	0	0
17.0		SMELTEVANDSSAND, fin, vnd, gulbrunt	0	0
17.5		SMELTEVANDSSAND, fin, vnd, gulbrunt	0	0
18.0				
18.5				
19.0				

Boring G2

Drift	Jordanskrivelse	Lagt	PID
0,0	Beton	-	-
0,5	MULD	0	0
1,0	FULD, sand, ler, sten, brunt	0	0
1,5	SMELTEVANDSSAND, sand, grus, brunt	0	0
2,0	SMELTEVANDSSAND, sand, grus, brunt	0	0
2,5	SMELTEVANDSSAND, gulfarv	0	0
3,0	SMELTEVANDSSAND, gulfarv	0	0
3,5	SMELTEVANDSSAND, gulfarv	0	0
4,0	SMELTEVANDSSAND, gulfarv	0	0
4,5	SMELTEVANDSSAND, silt, fugtig, gulfarv	0	0
5,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
5,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
6,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
6,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
7,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
7,5	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulfarv	0	0,5
8,0	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulfarv	0	0,5
8,5	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulfarv	0	0,5
9,0	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulfarv	0	0,5
9,5	SMELTEVANDSSAND, silt, fin, gulfarv	0	0,5
10,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0,5
10,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
11,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
11,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
12,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
12,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
13,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
13,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
14,0	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
14,5	SMELTEVANDSSAND, fin, gulfarv	0	0
15,0	SMELTEVANDSSAND, fin, fugtig, gulfarv	0	0,5
15,5	SMELTEVANDSSAND, fin, fugtig, gulfarv	0	0,5
16,0	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	1,0
16,5	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	1,0
17,0	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	1,0
17,5	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	0,5
18,0	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	0
18,5	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	0
19,0	SMELTEVANDSSAND, fin, vildt, gulfarv	0	0

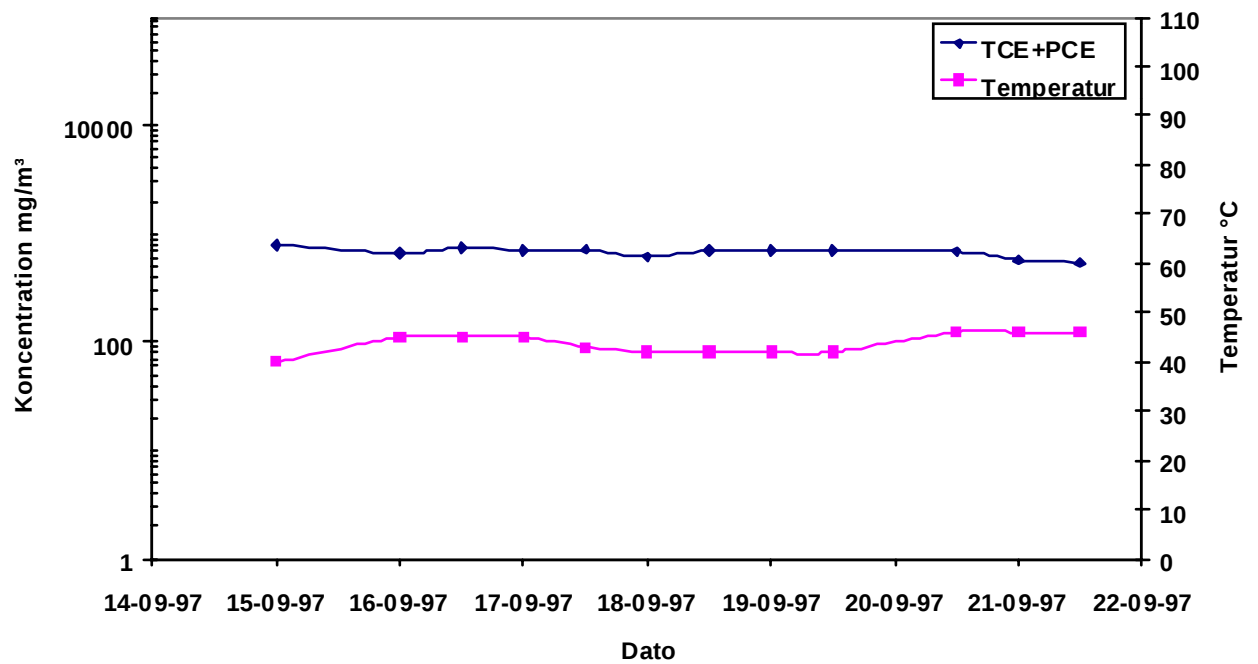
Appendiks 5

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 1

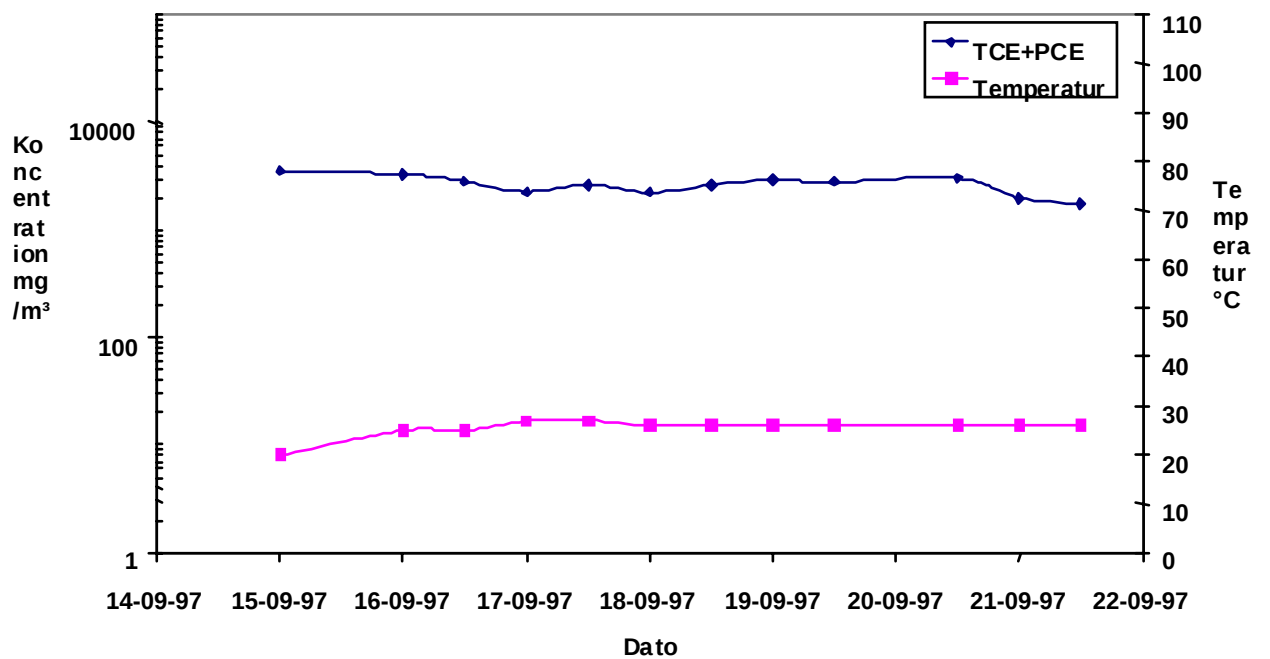
Appendiks 6

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 2

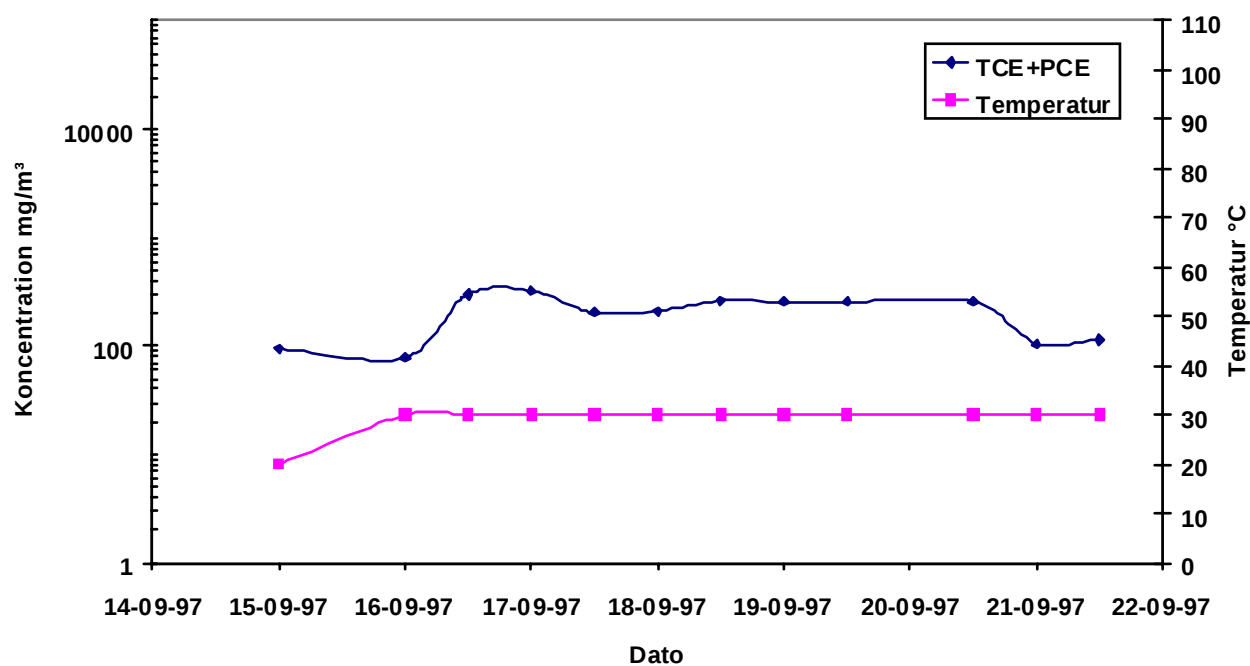
Koncentration og temperatur i D1



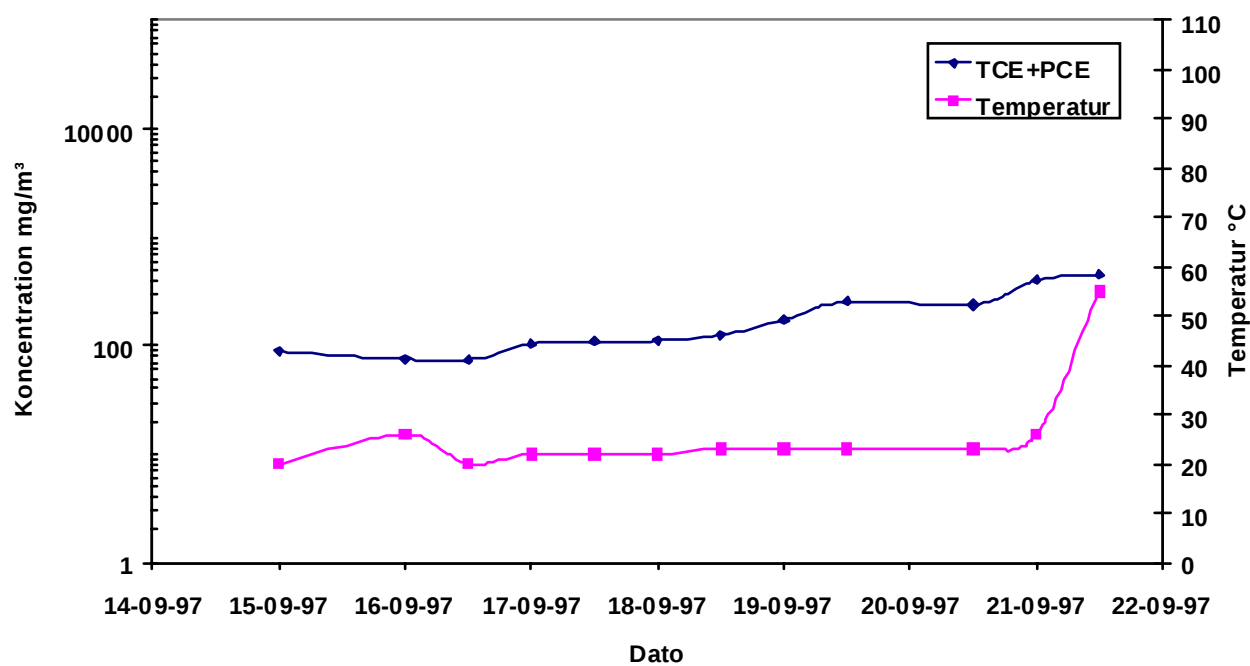
Koncentration og temperatur i E2



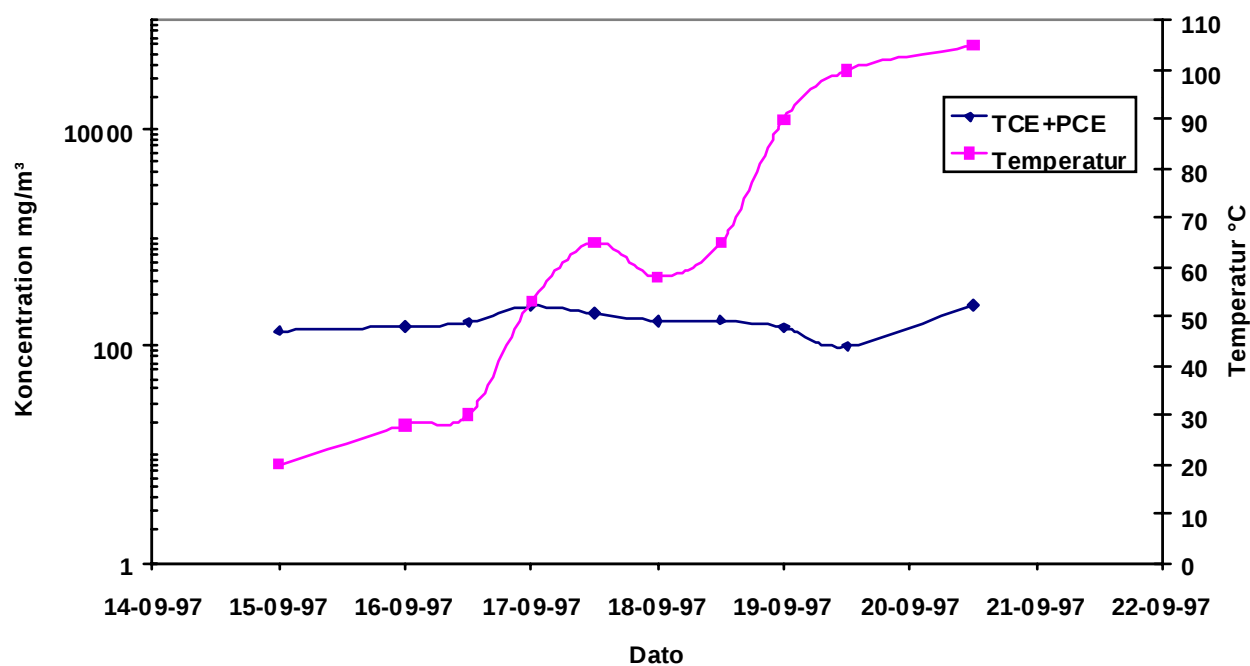
Koncentration og temperatur i E3



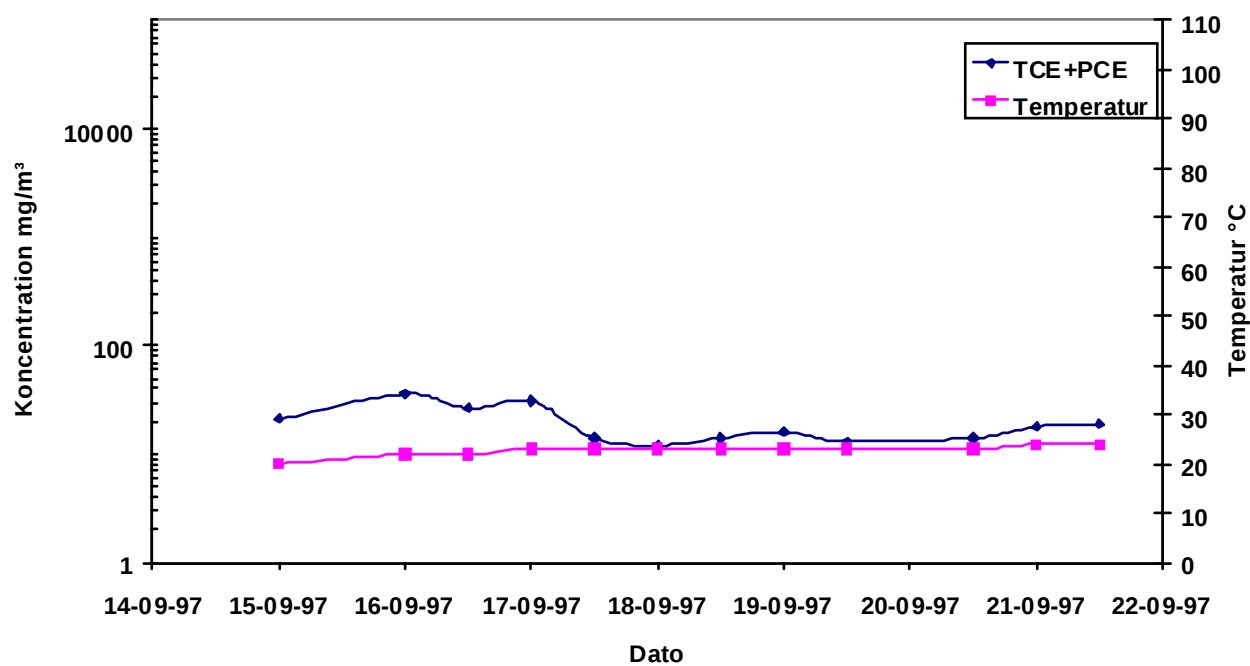
Koncentration og temperatur i E4



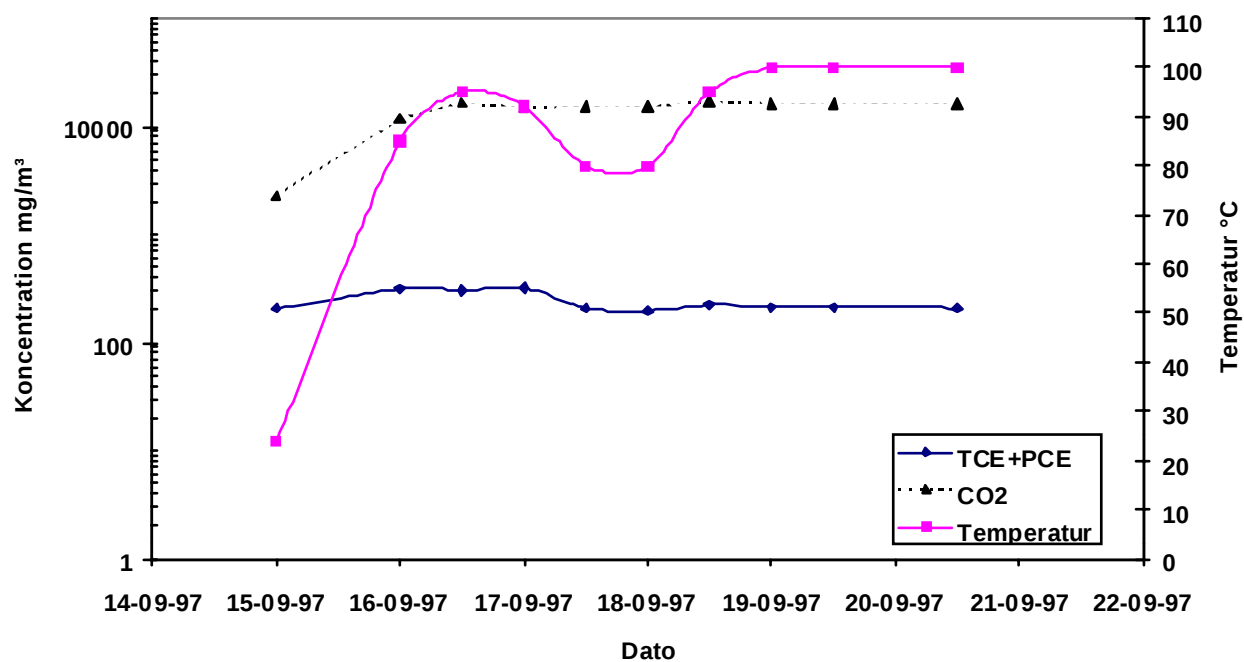
Koncentration og temperatur i E5



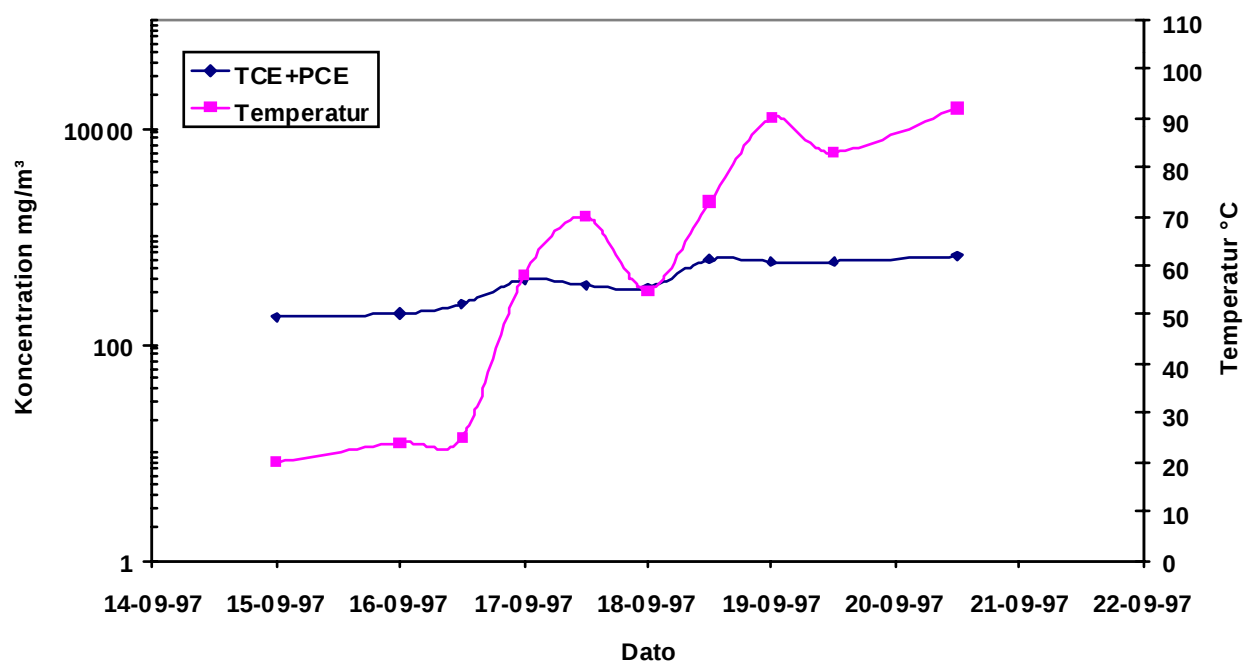
Koncentration og temperatur i E6



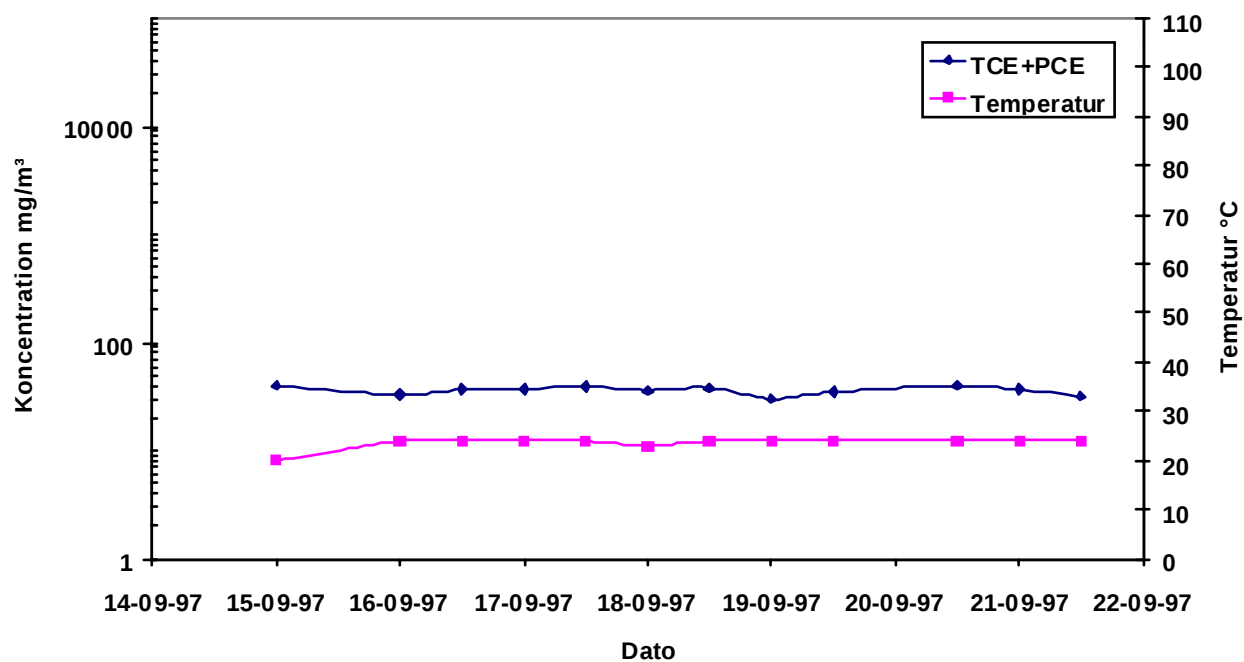
Koncentration og temperatur i E7



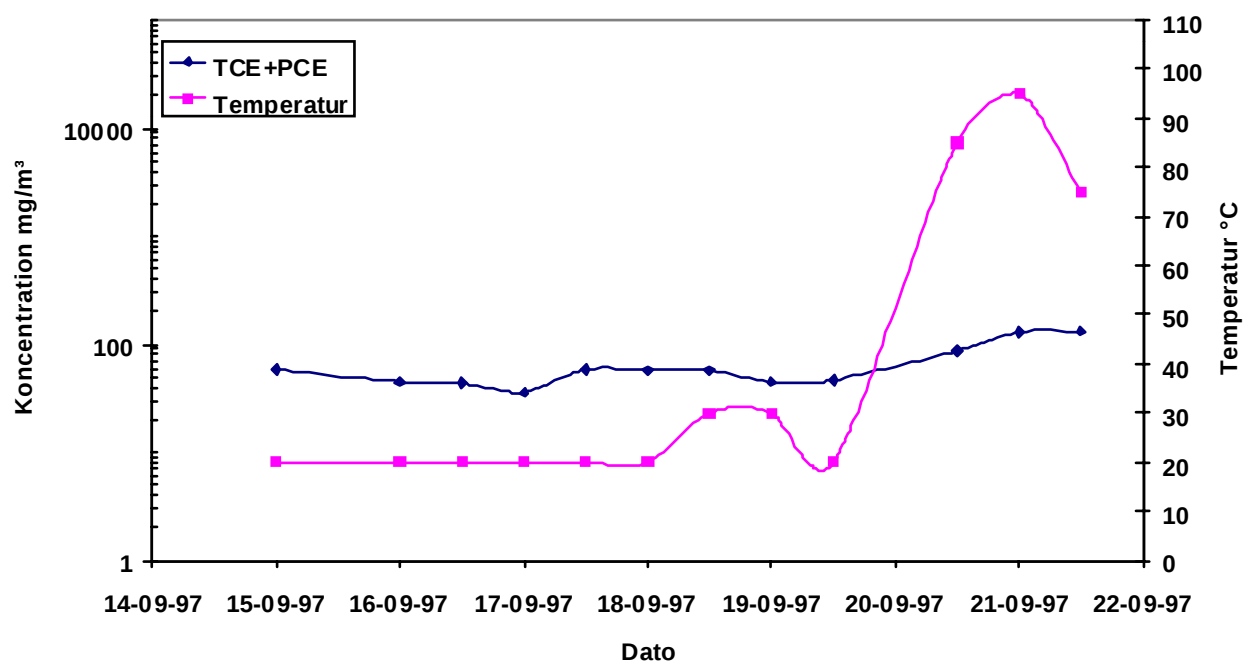
Koncentration og temperatur i E8



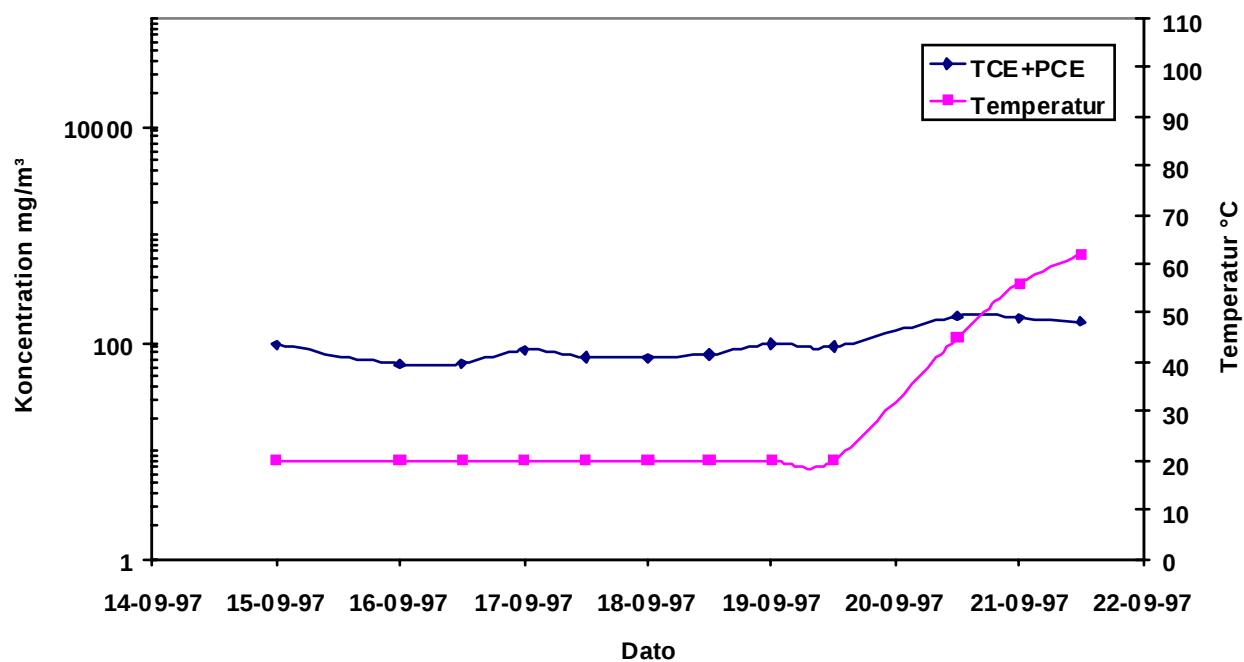
Koncentration og temperatur i E9



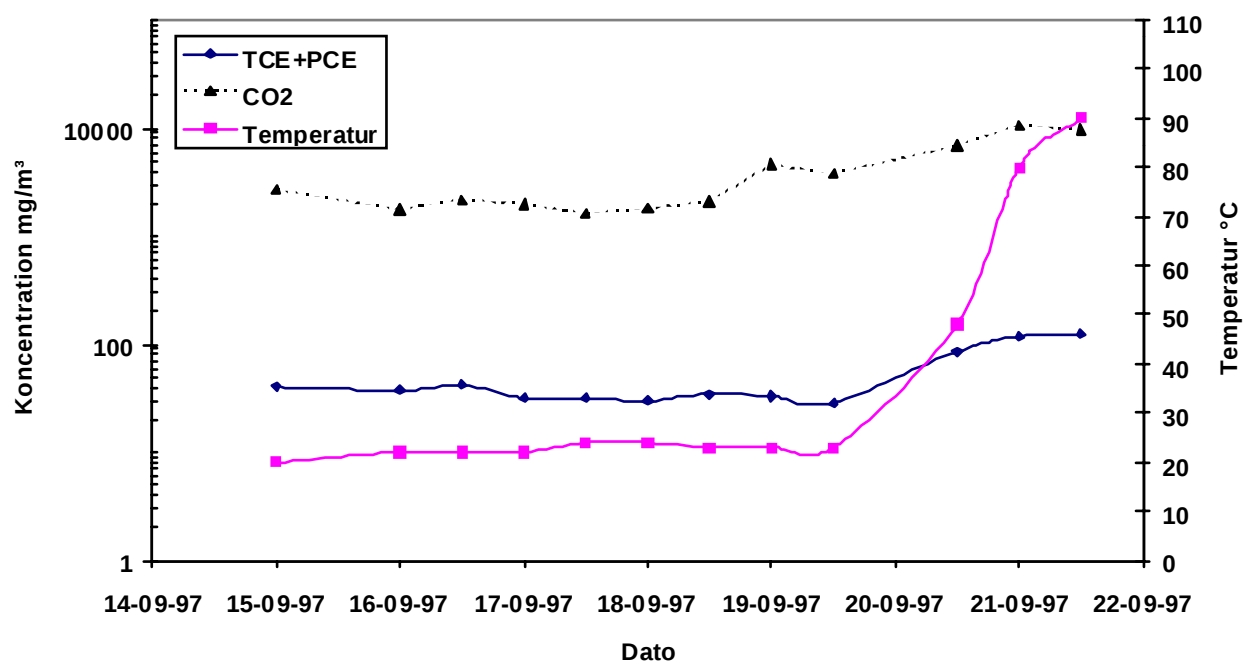
Koncentration og temperatur i E10



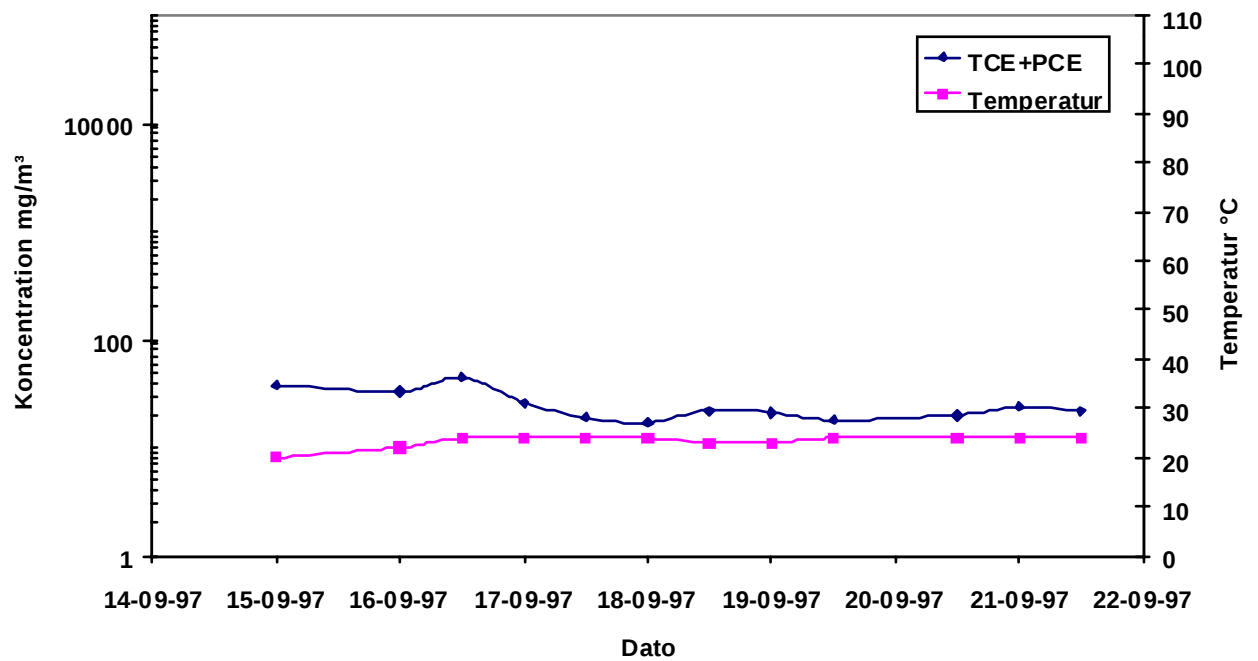
Koncentration og temperatur i E11



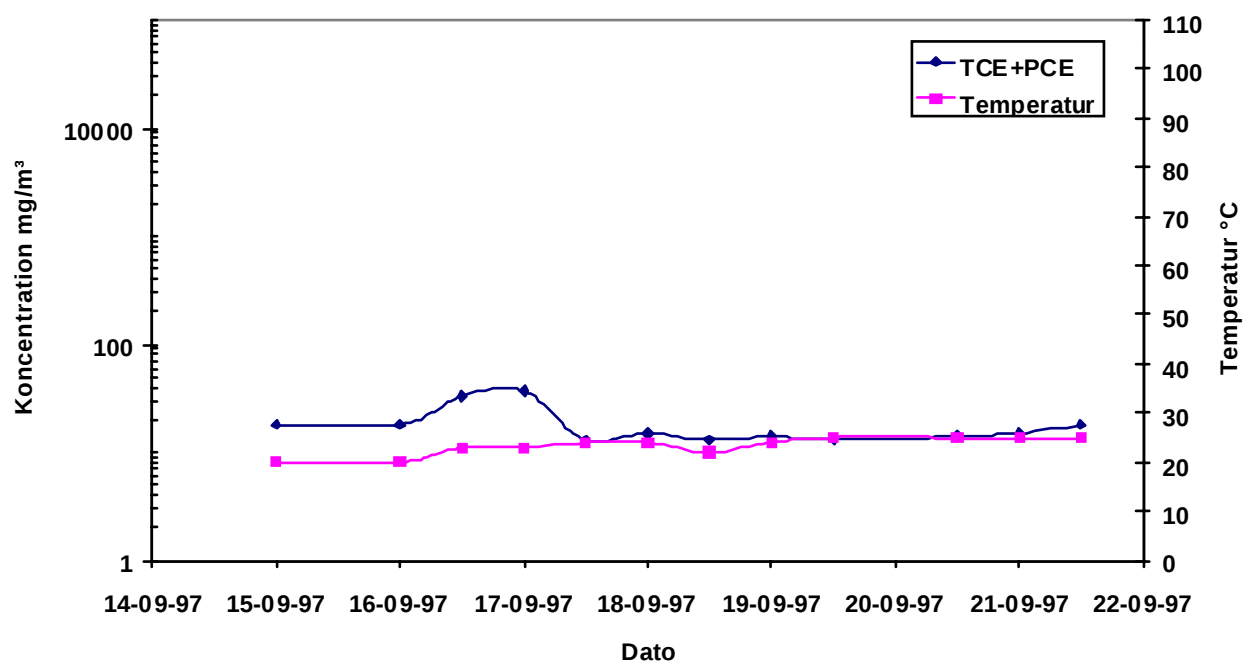
Koncentration og temperatur i E12



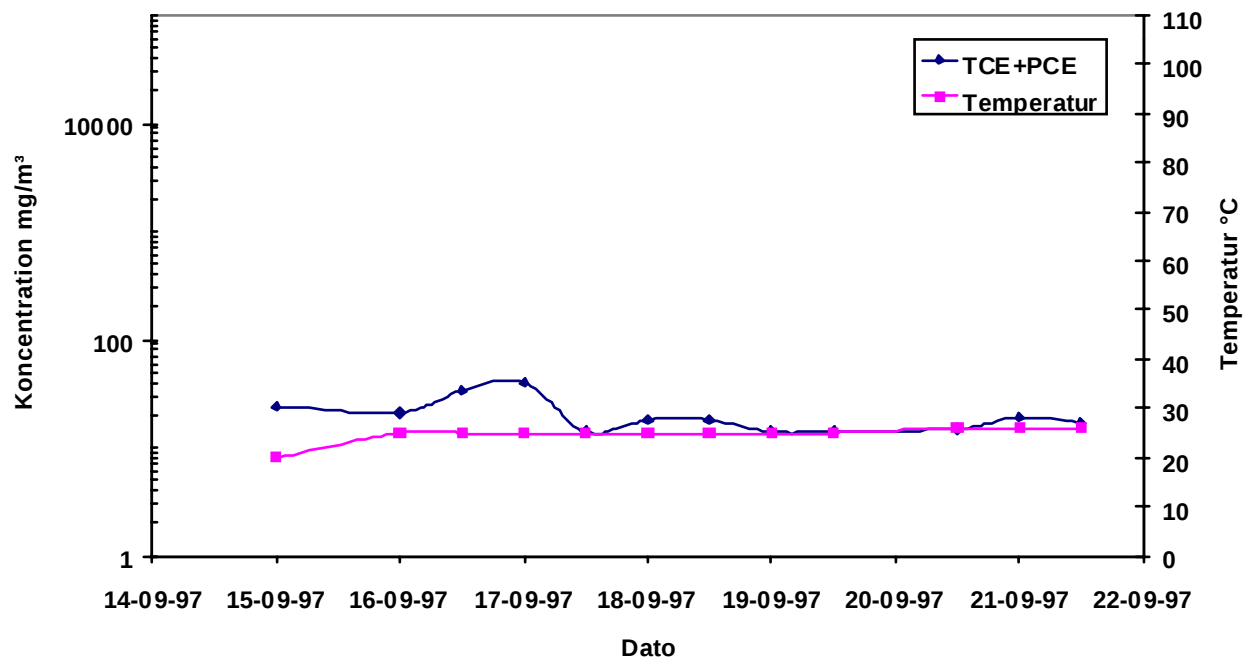
Koncentration og temperatur i E13



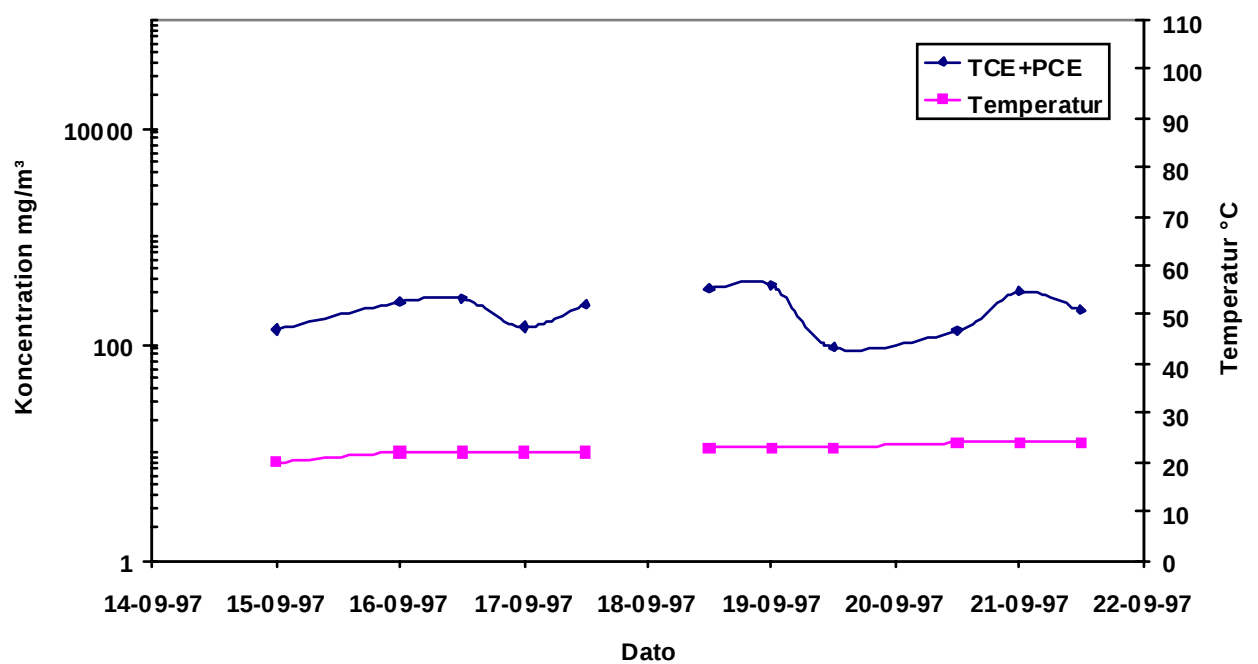
Koncentration og temperatur i E14



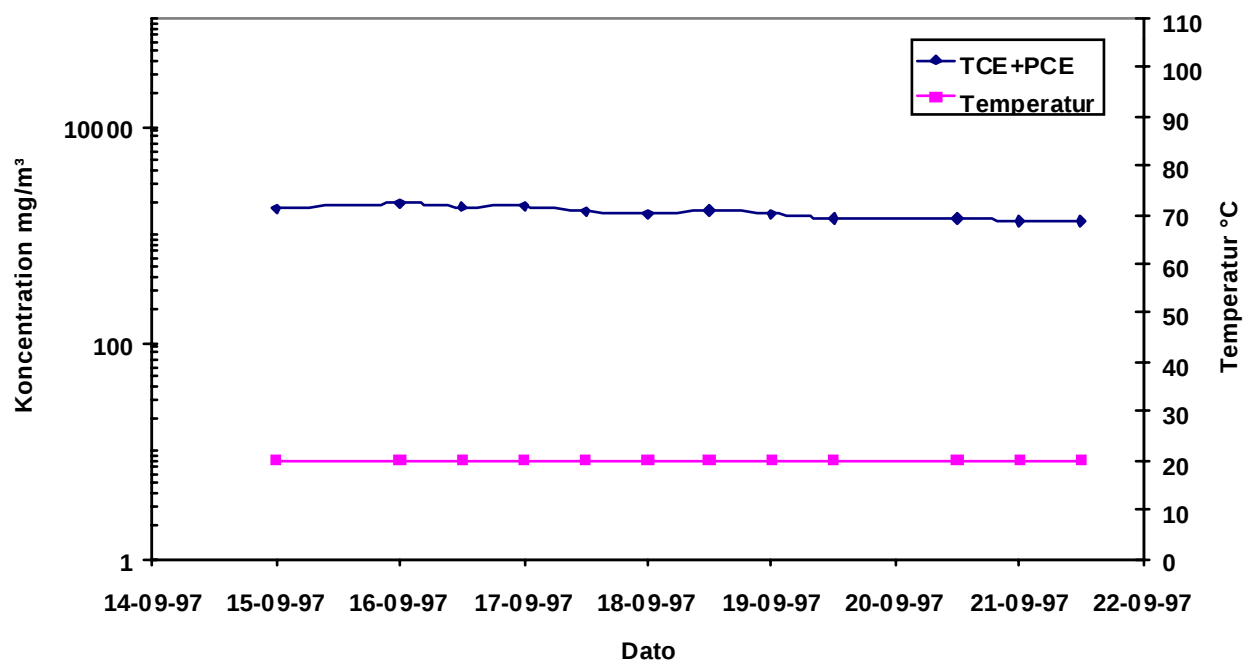
Koncentration og temperatur i E15



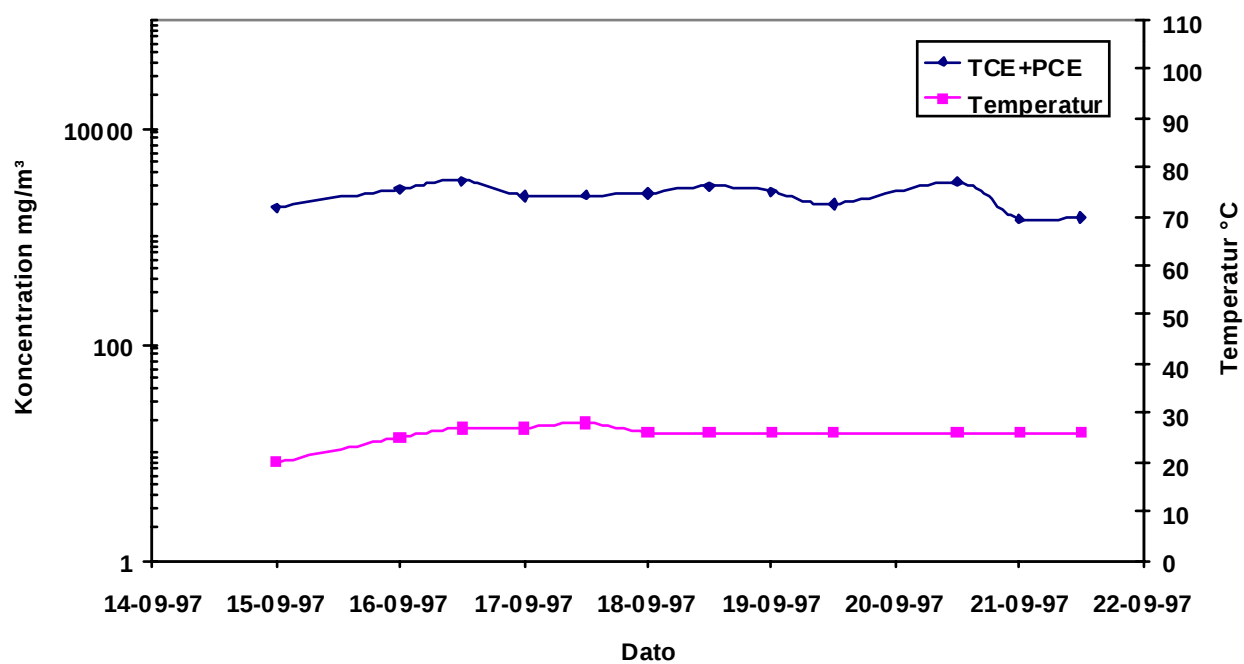
Koncentration og temperatur i E16



Koncentration og temperatur i E17



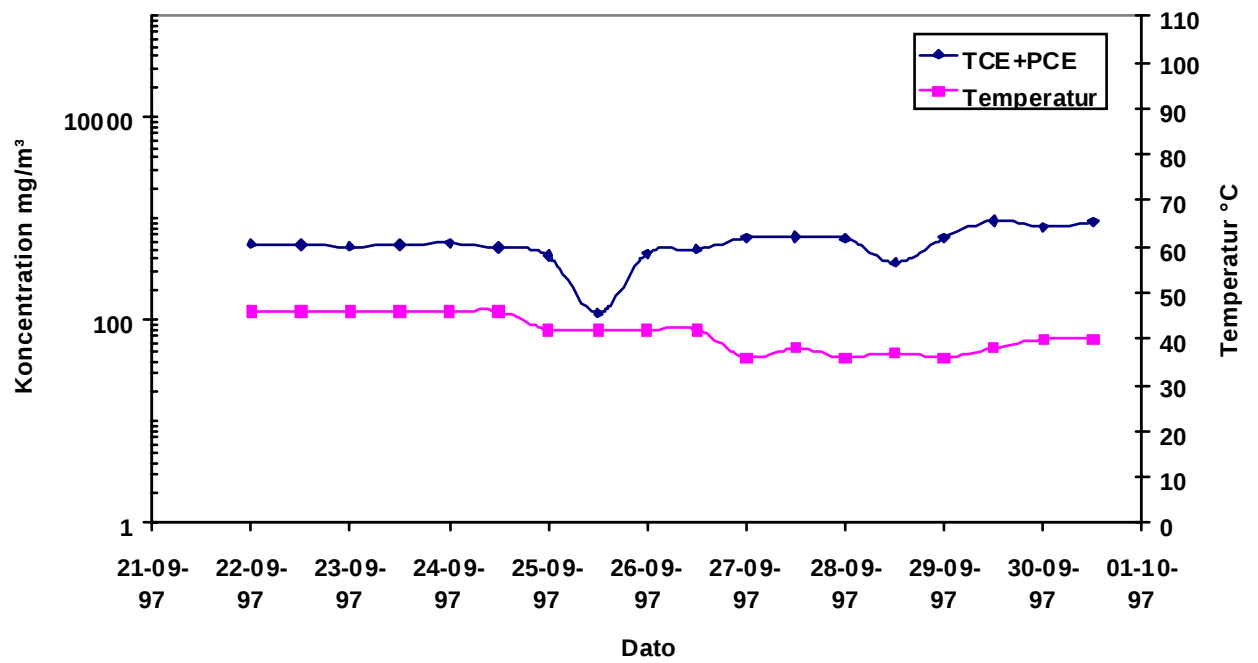
Koncentration og temperatur i E18



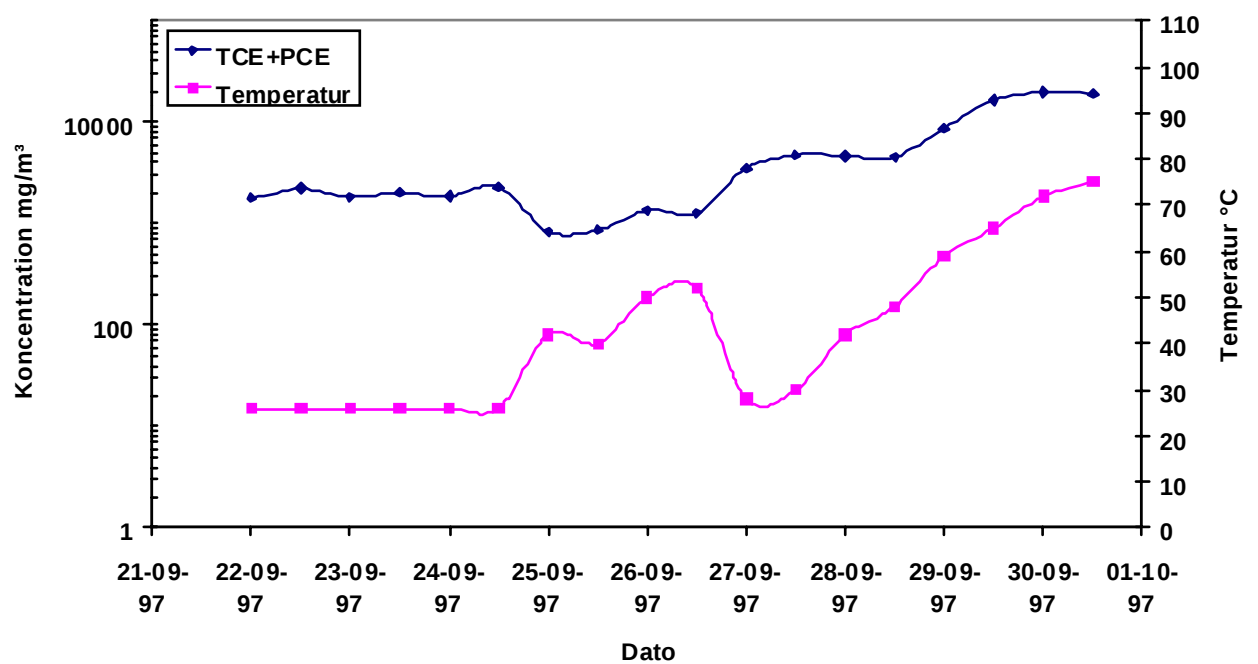
Appendiks 7

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 3

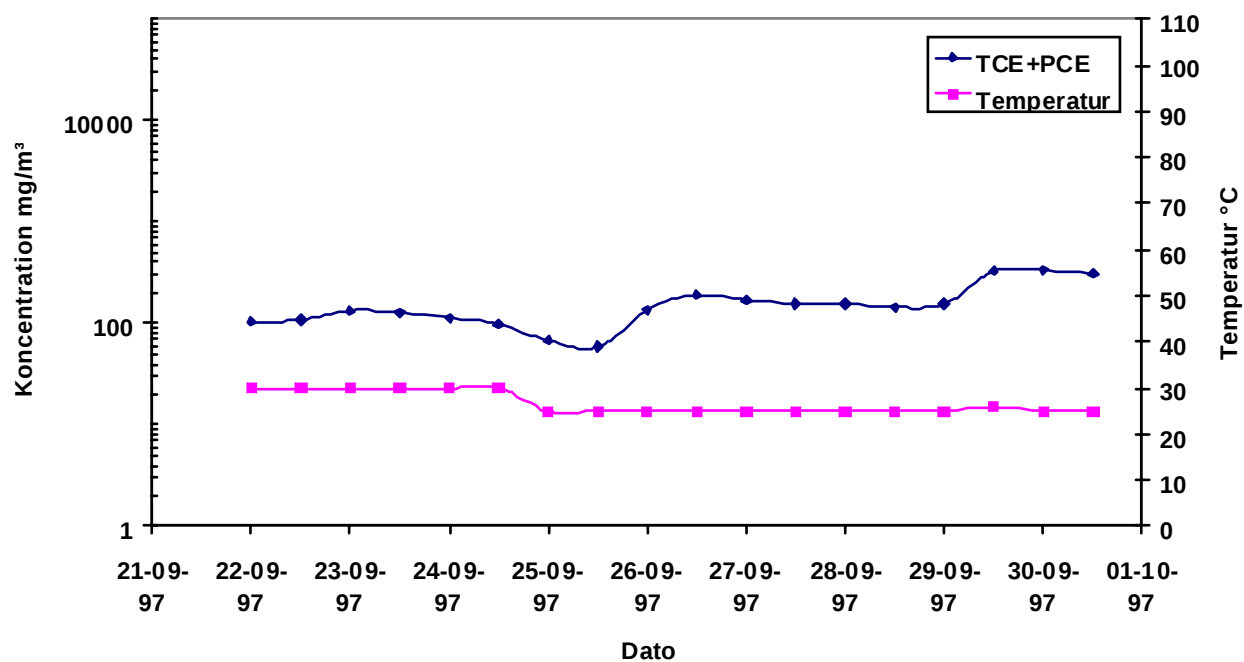
Koncentration og temperatur i D1



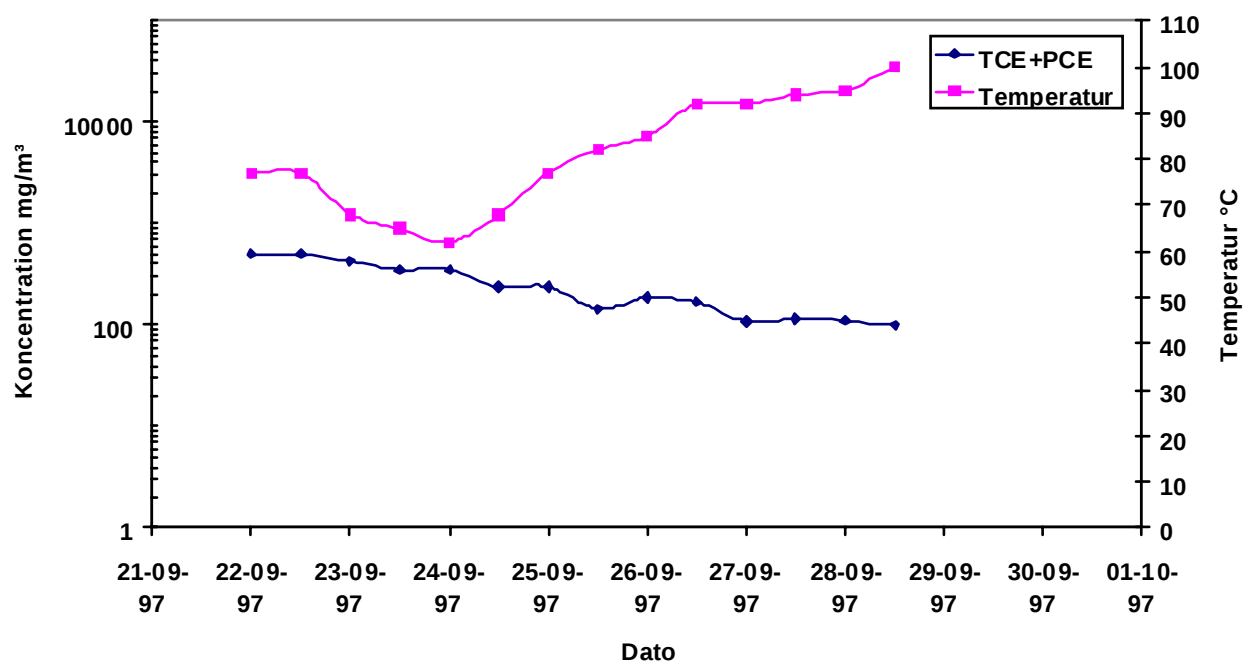
Koncentration og temperatur i E2



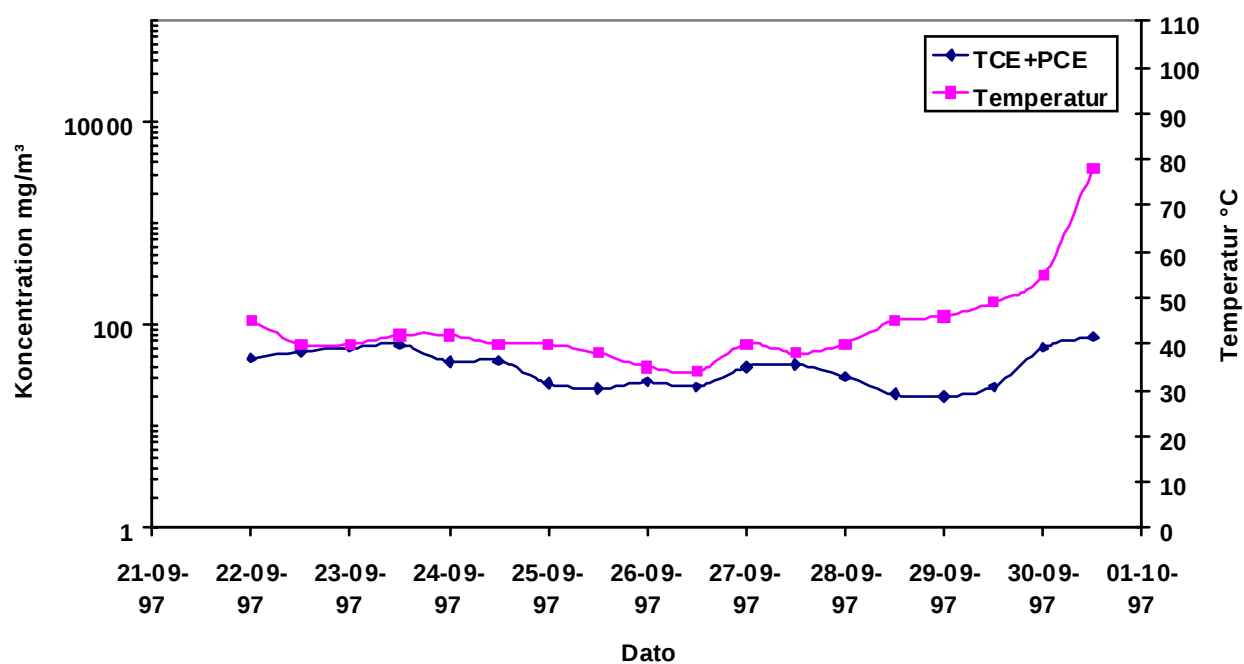
Koncentration og temperatur i E3



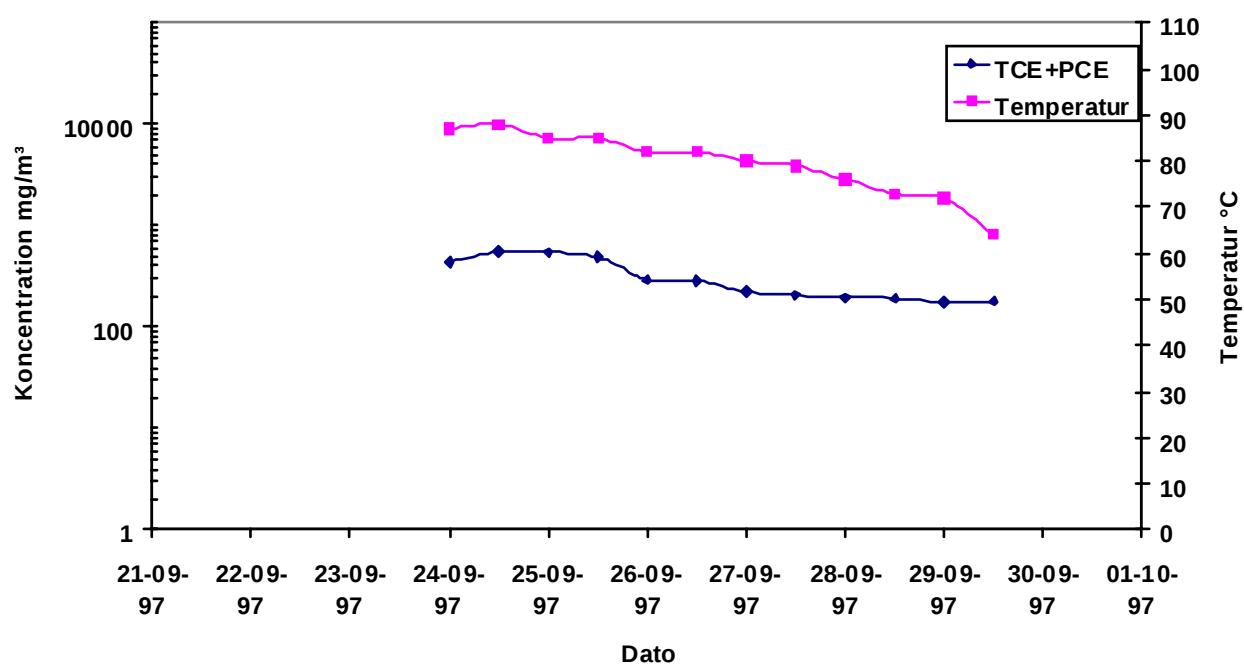
Koncentration og temperatur i E4



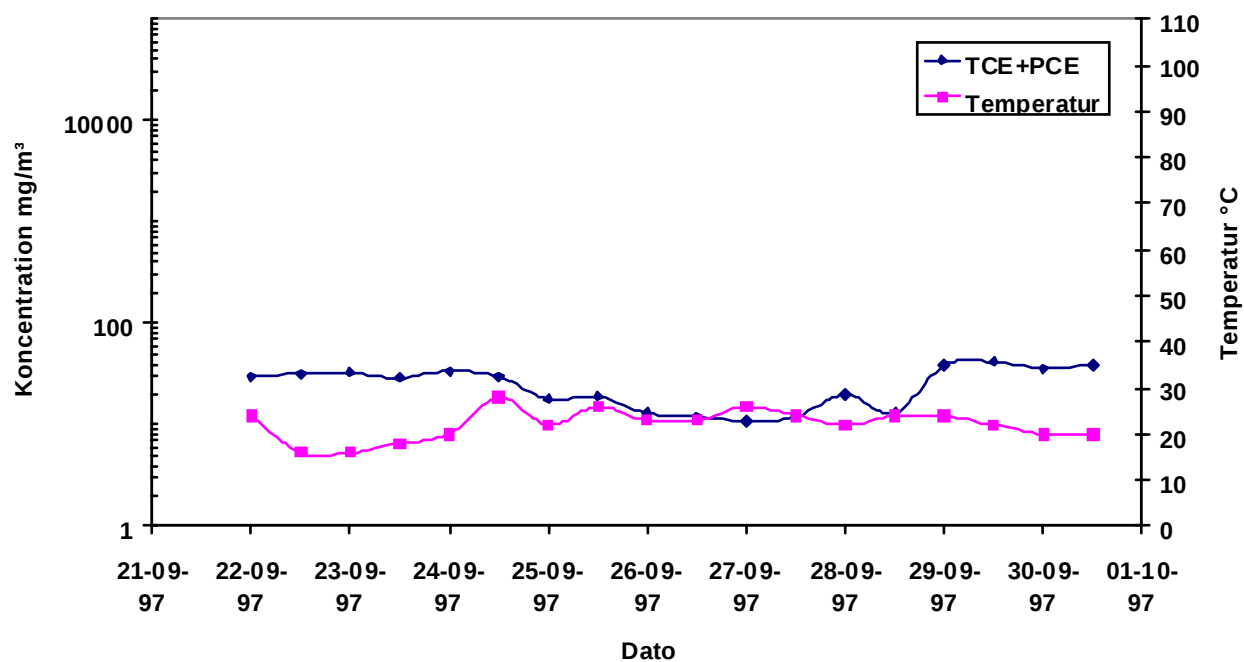
Koncentration og temperatur i E6



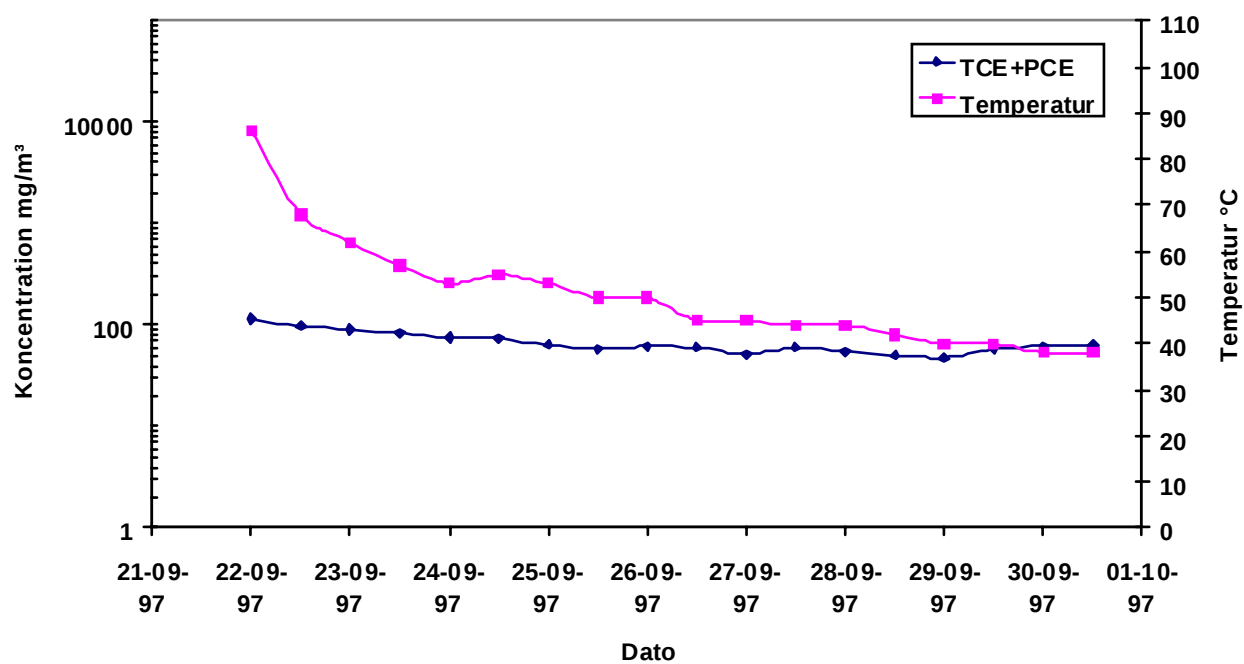
Koncentration og temperatur i E8



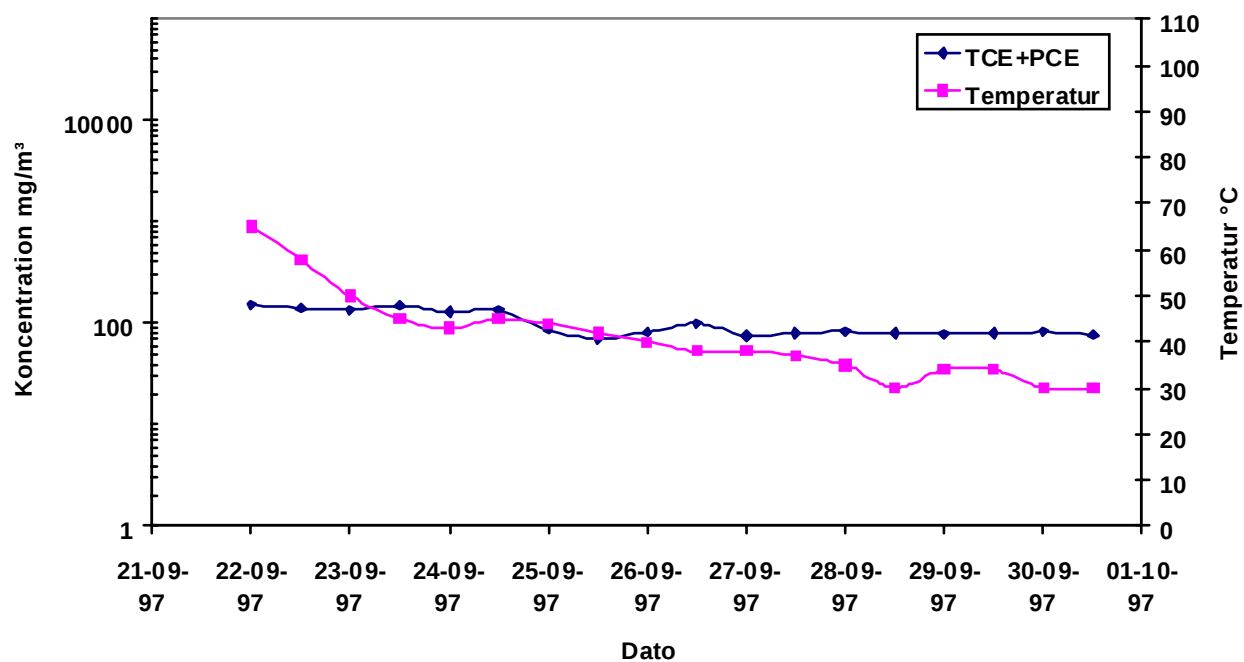
Koncentration og temperatur i E9



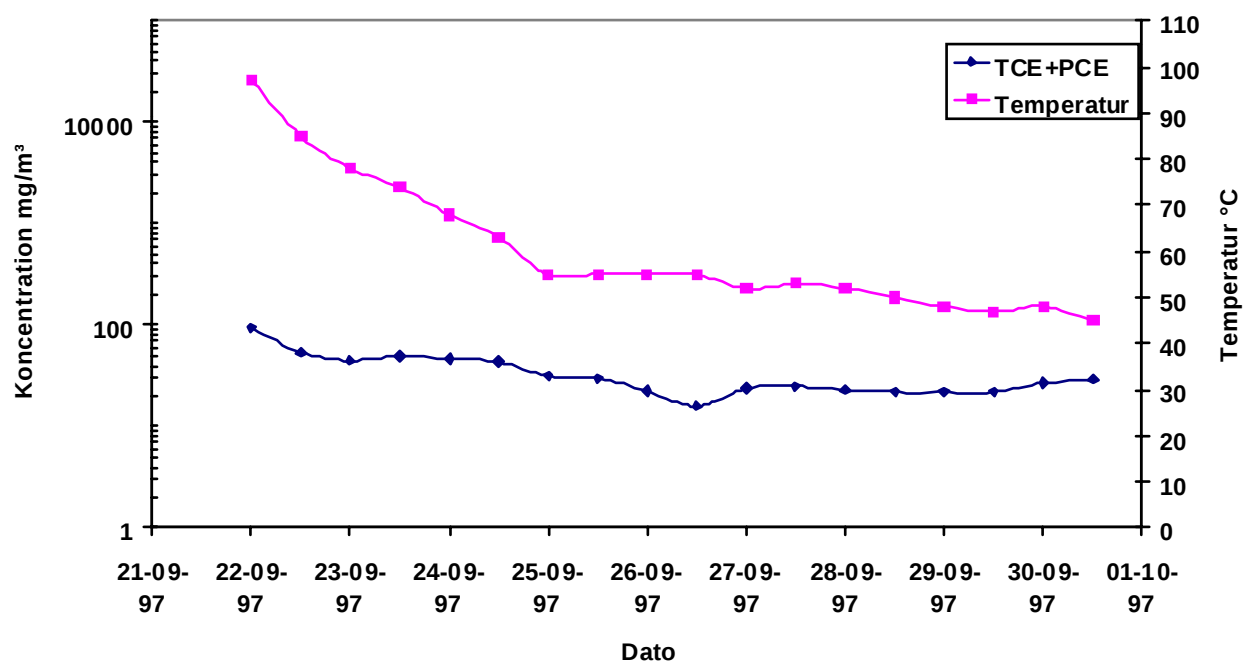
Koncentration og temperatur i E10



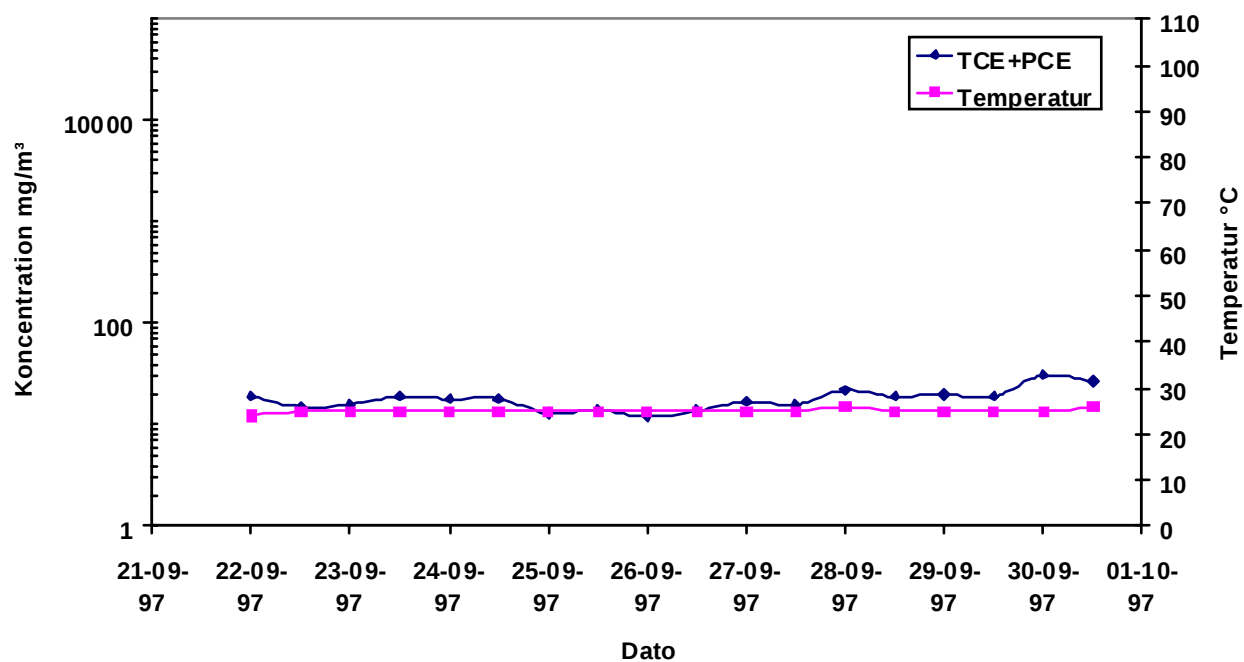
Koncentration og temperatur i E11



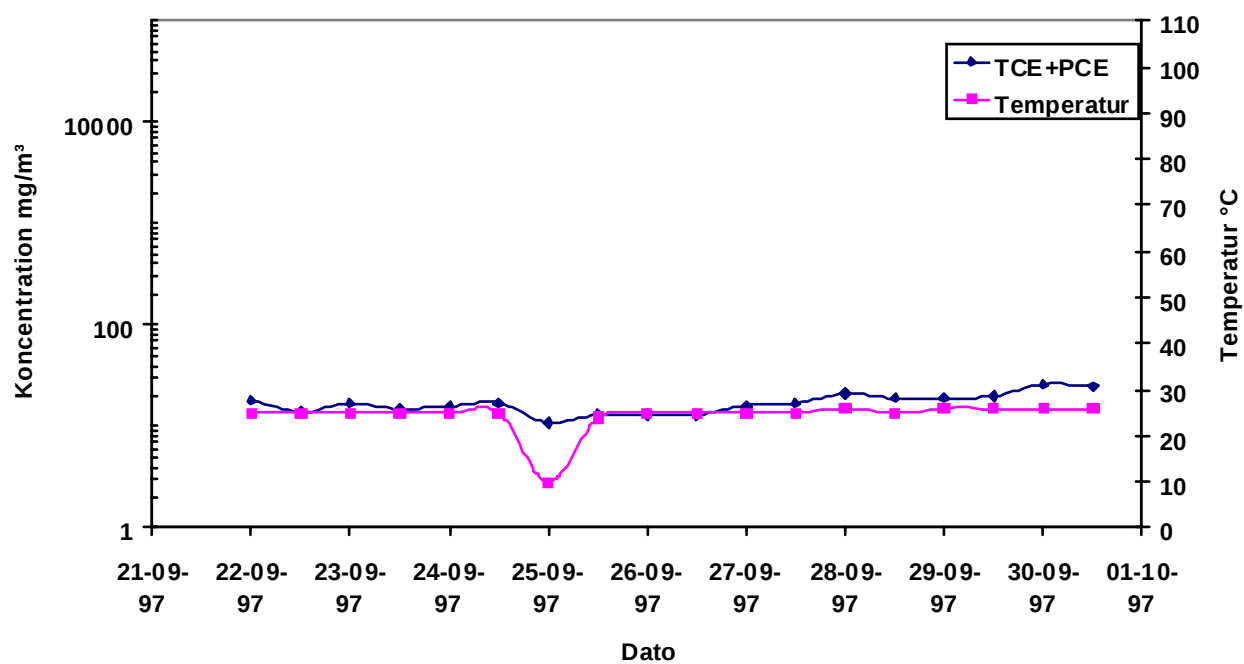
Koncentration og temperatur i E12



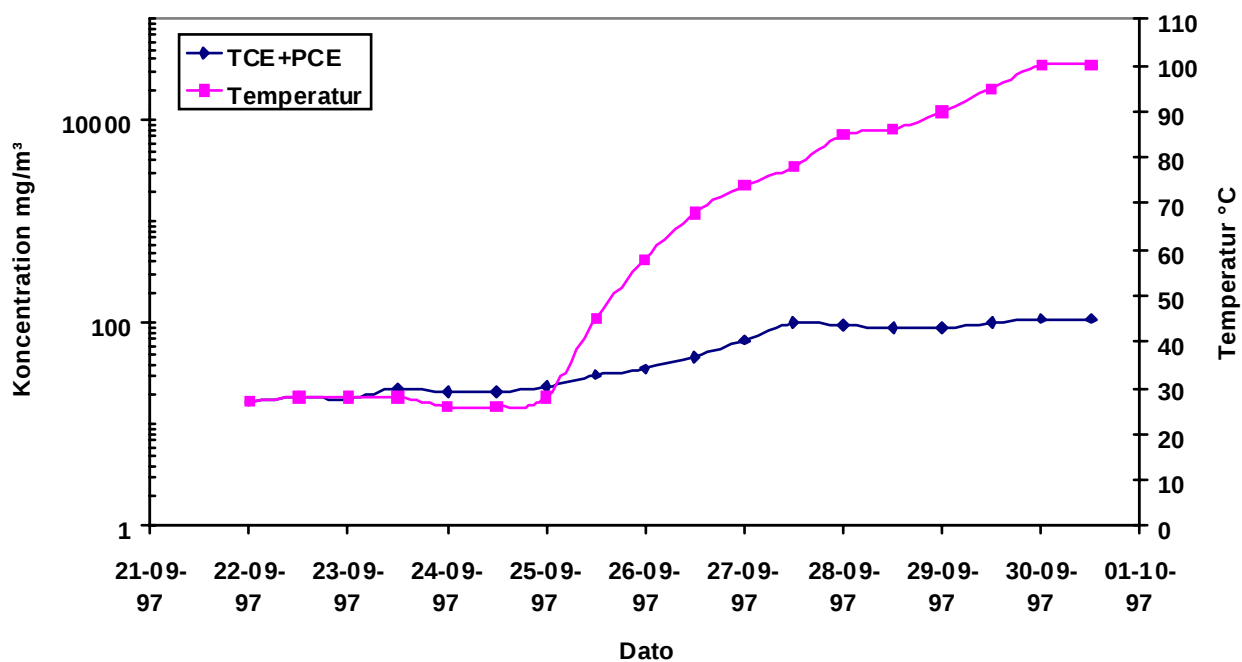
Koncentration og temperatur i E13



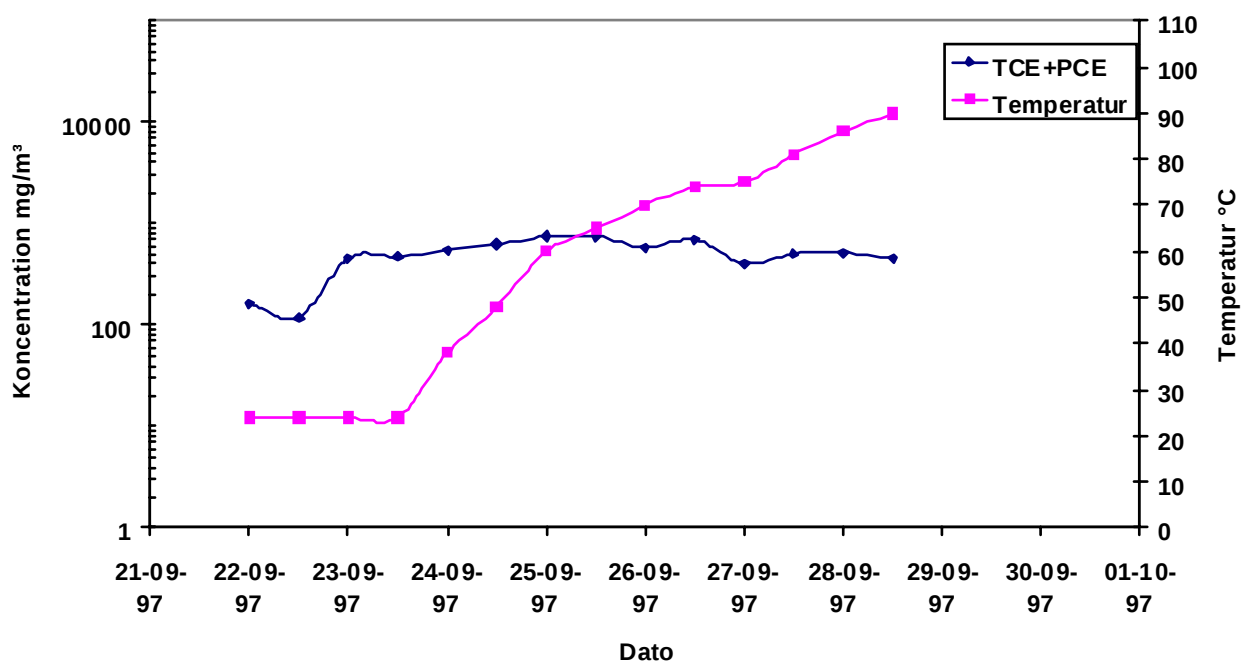
Koncentration og temperatur i E14



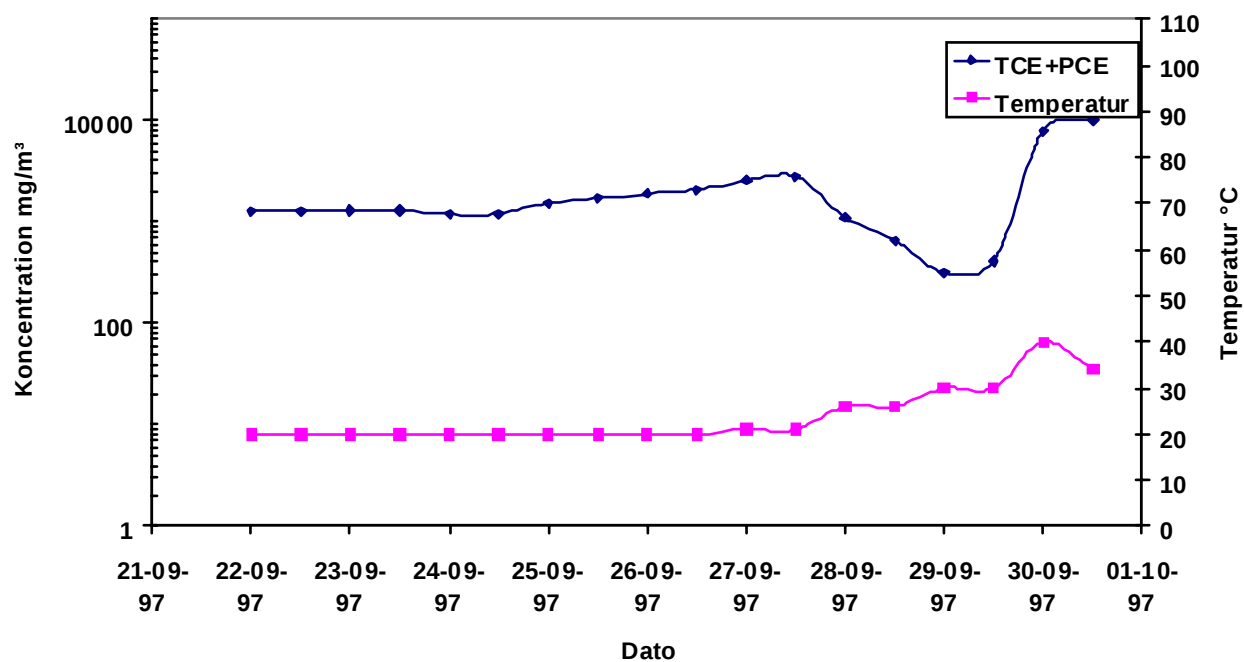
Koncentration og temperatur i E15



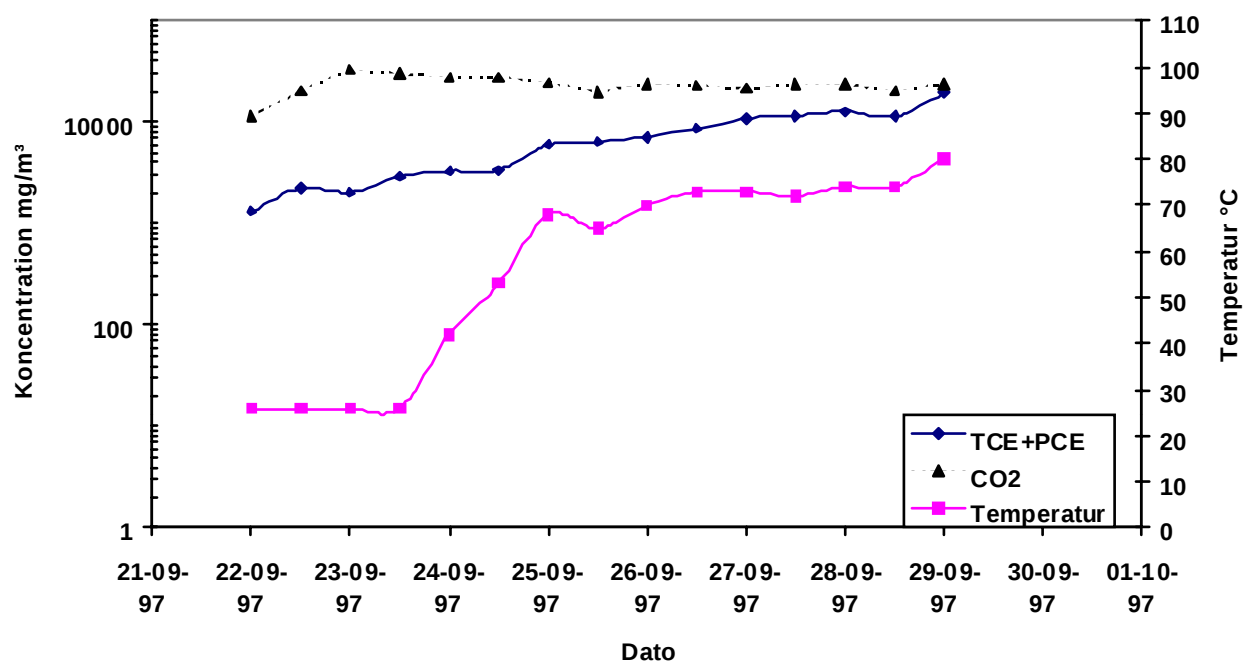
Koncentration og temperatur i E16



Koncentration og temperatur i E17



Koncentration og temperatur i E18



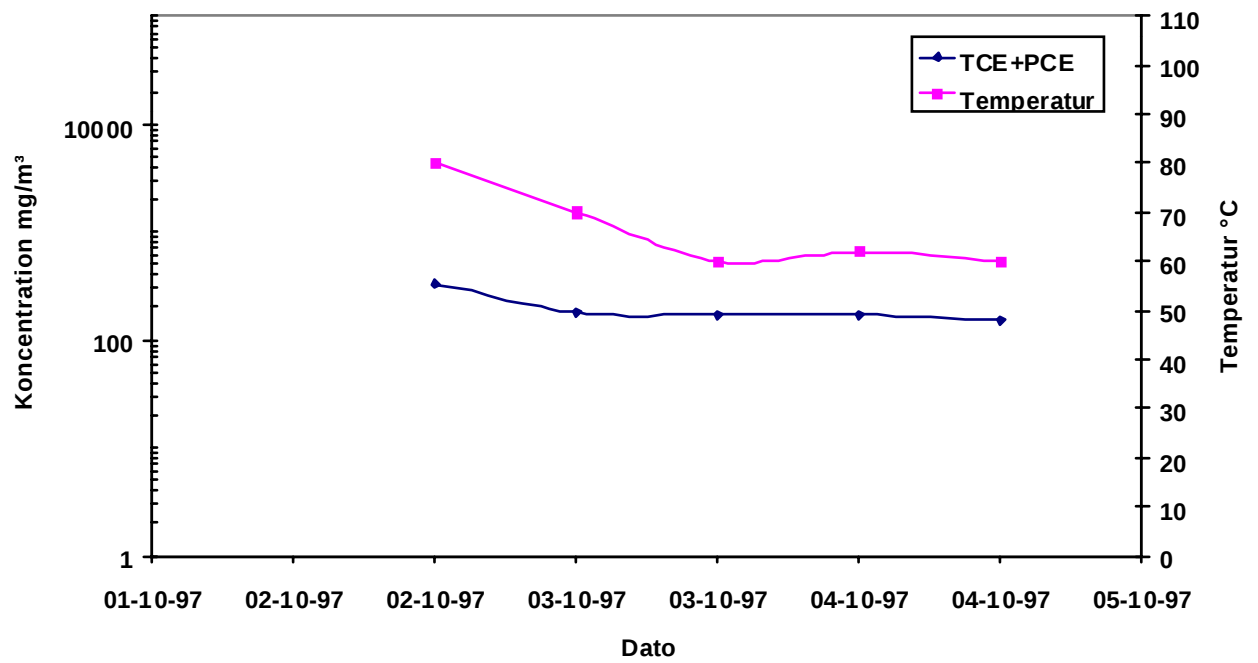
Appendiks 8

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 4

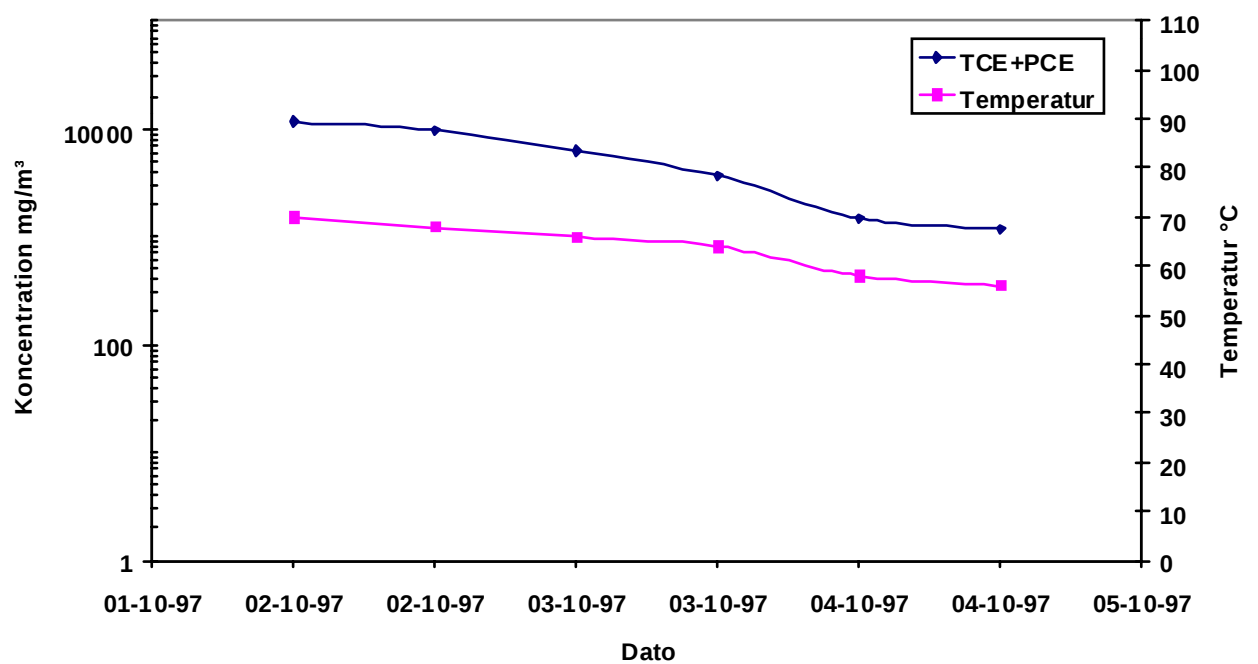
Appendiks 9

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 5

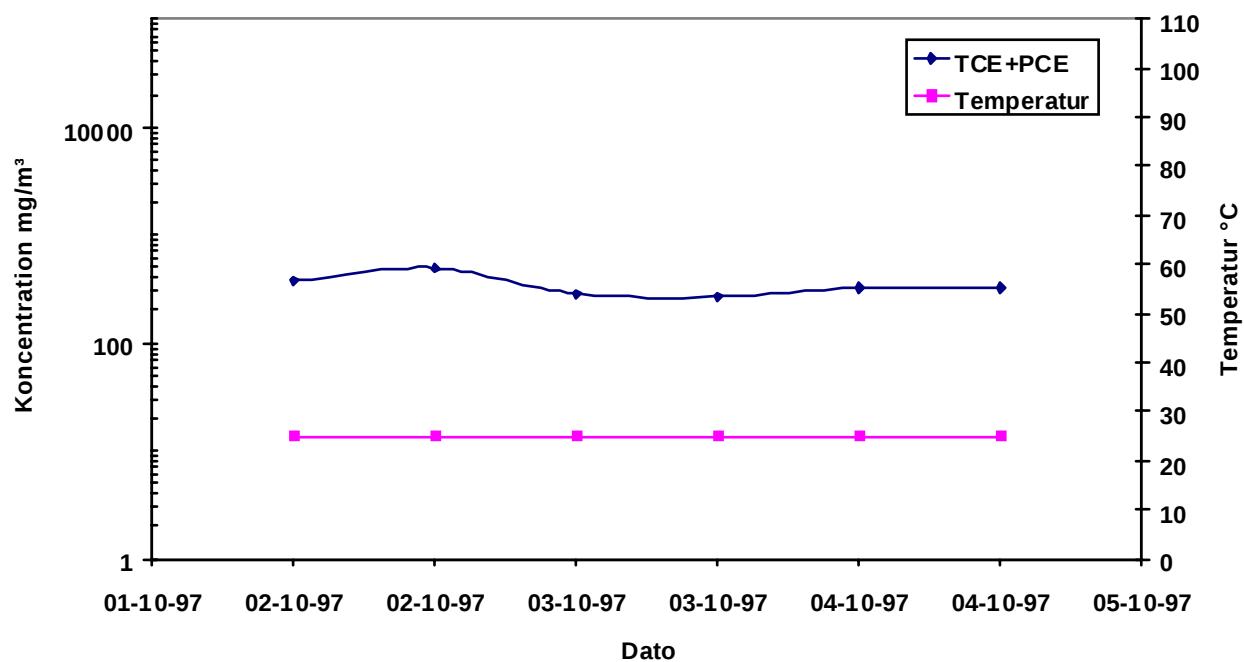
Koncentration og temperatur i D1



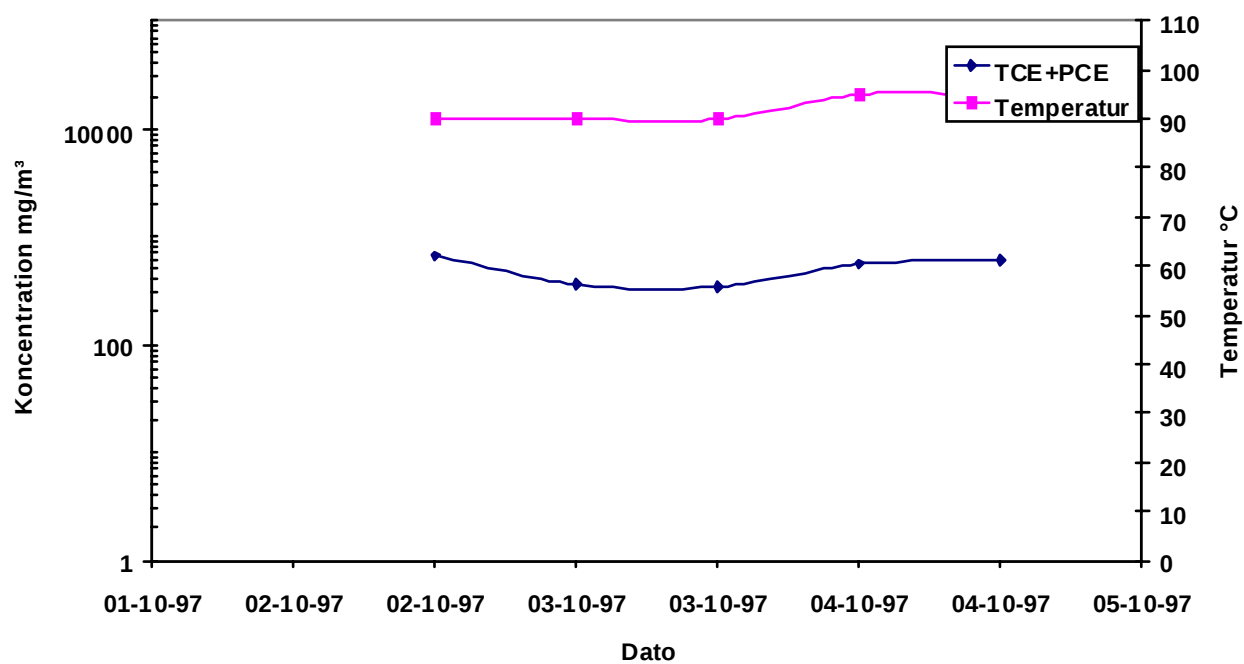
Koncentration og temperatur i E2



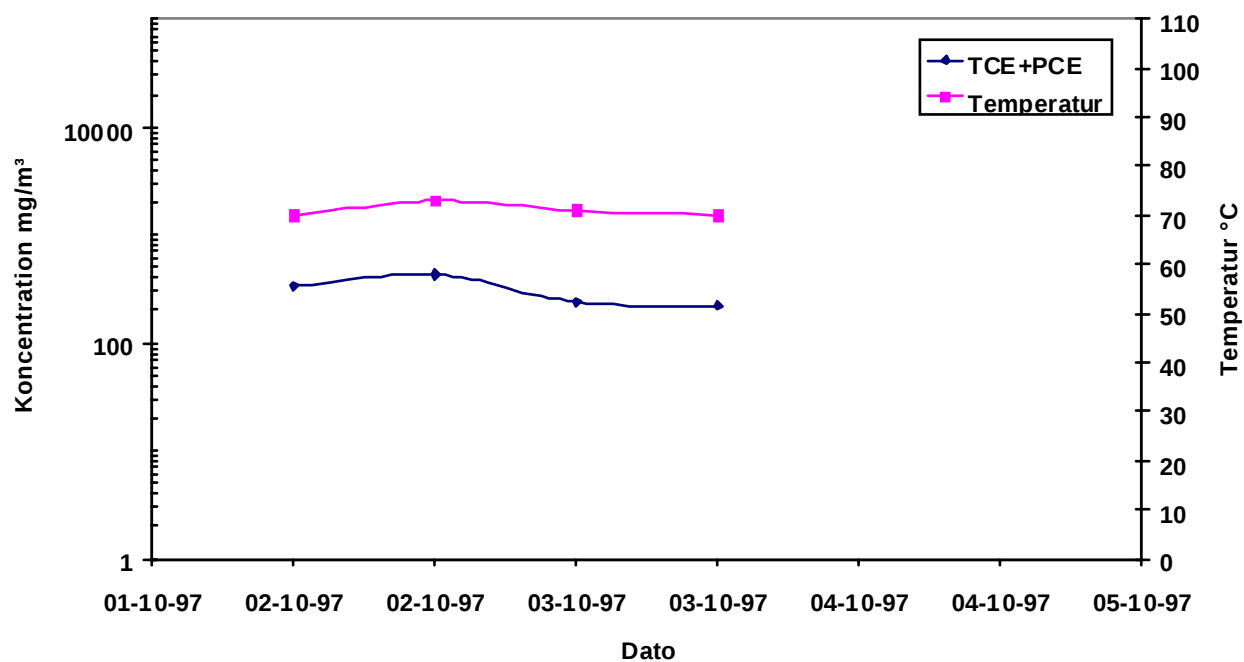
Koncentration og temperatur i E3



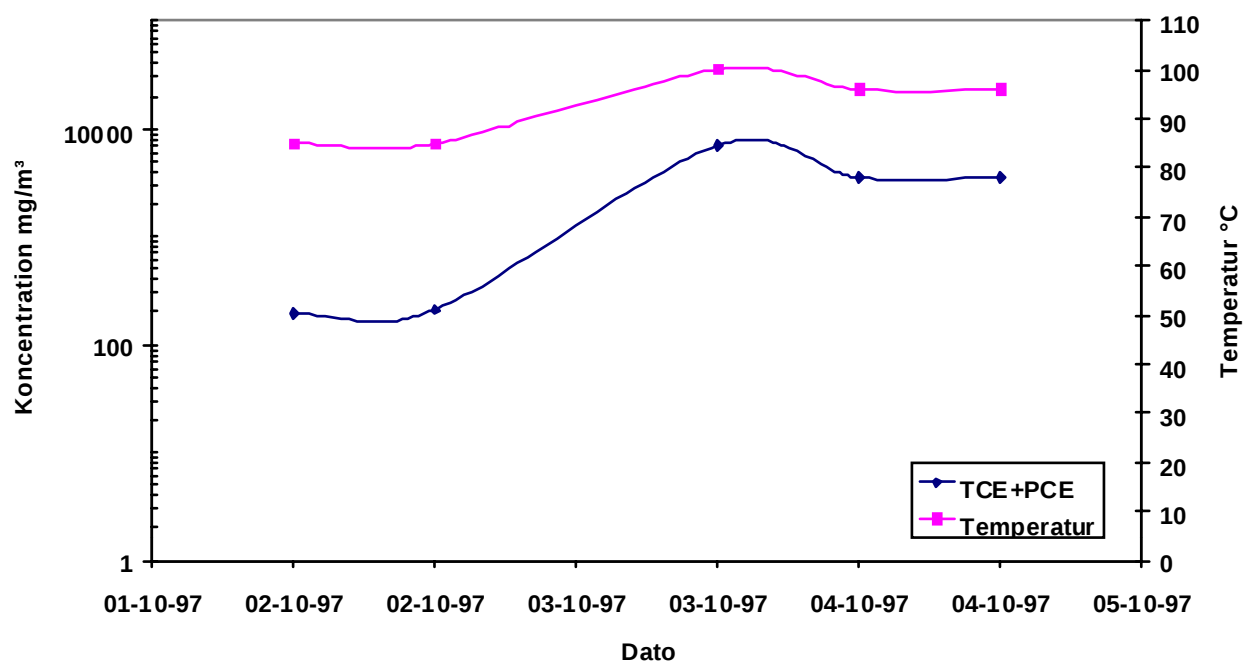
Koncentration og temperatur i E4



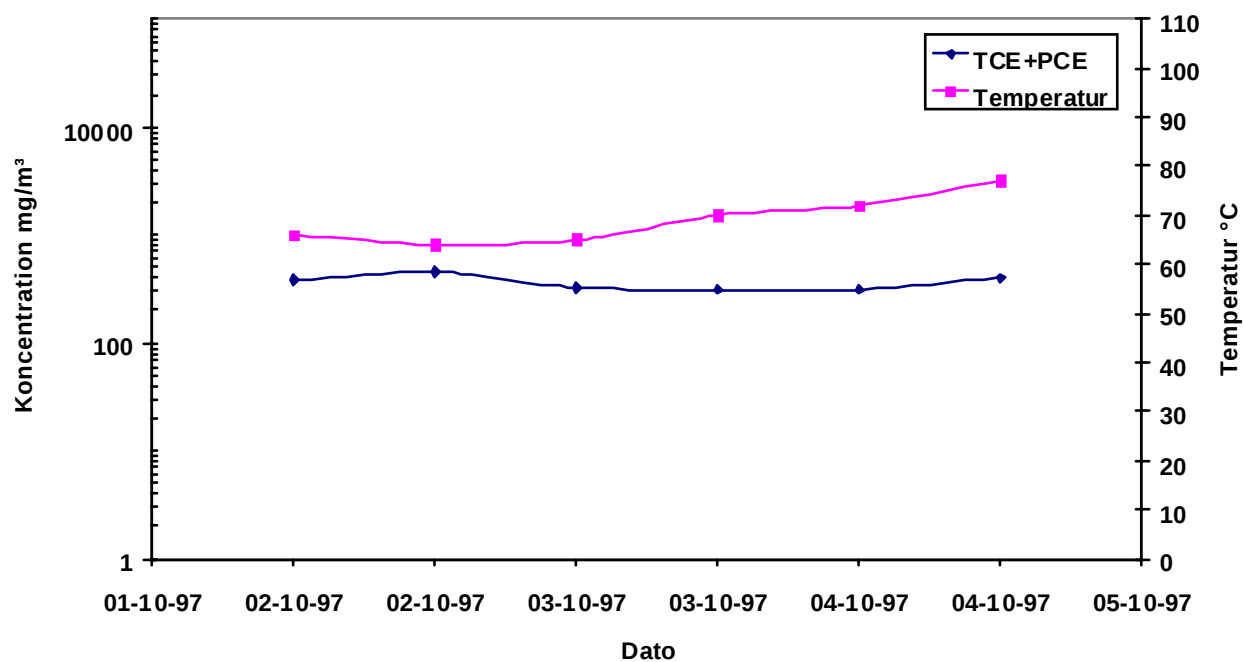
Koncentration og temperatur i E5



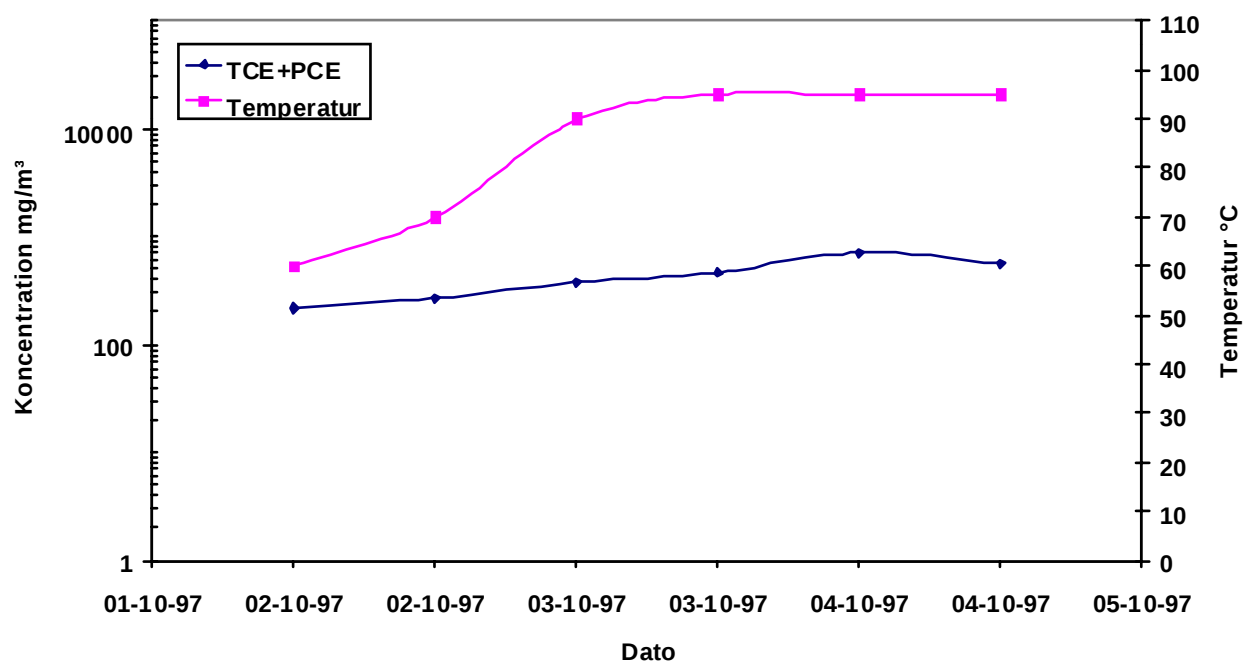
Koncentration og temperatur i E6



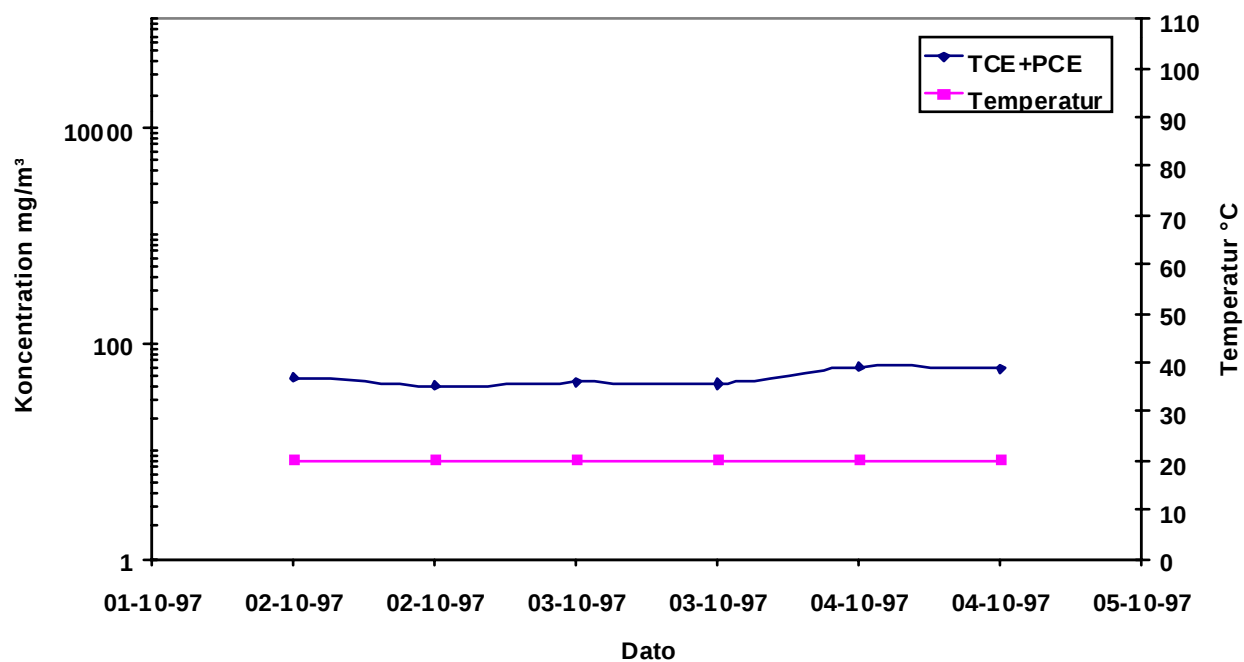
Koncentration og temperatur i E7



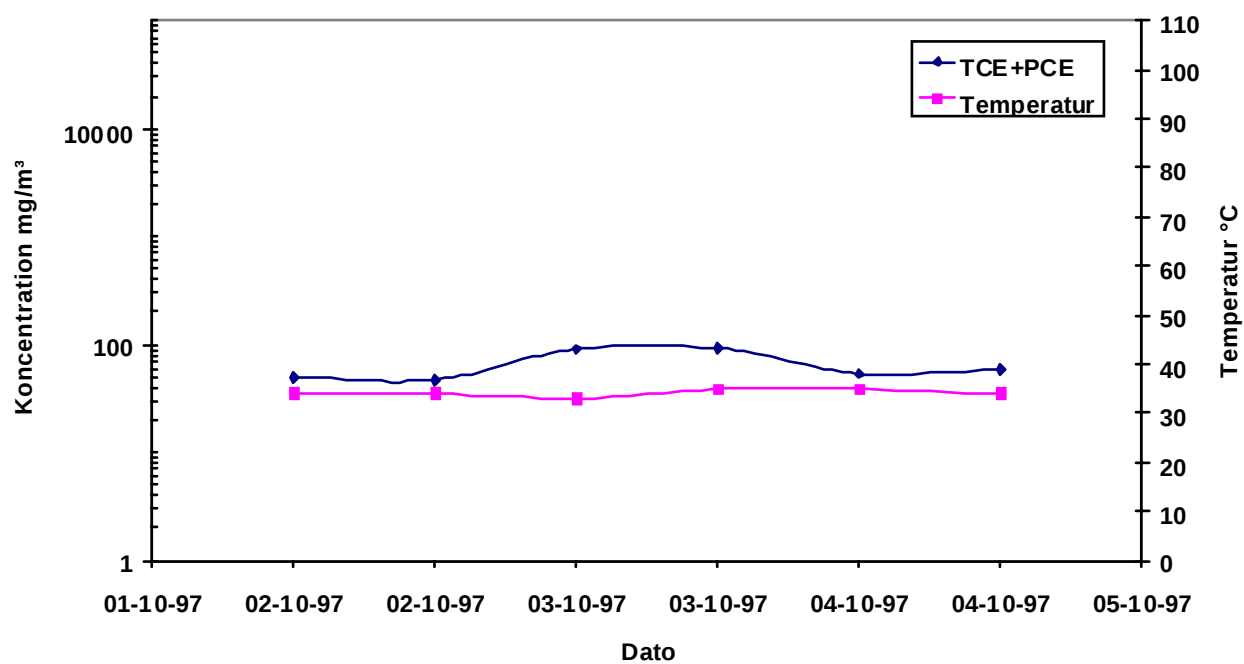
Koncentration og temperatur i E8



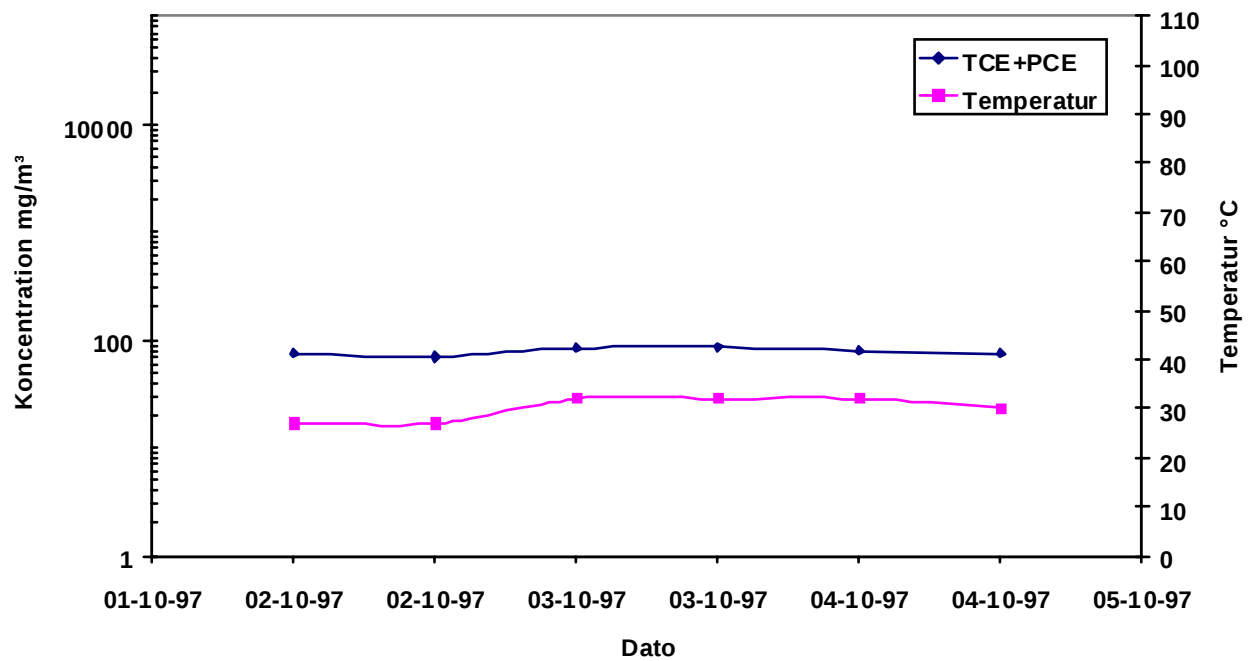
Koncentration og temperatur i E9



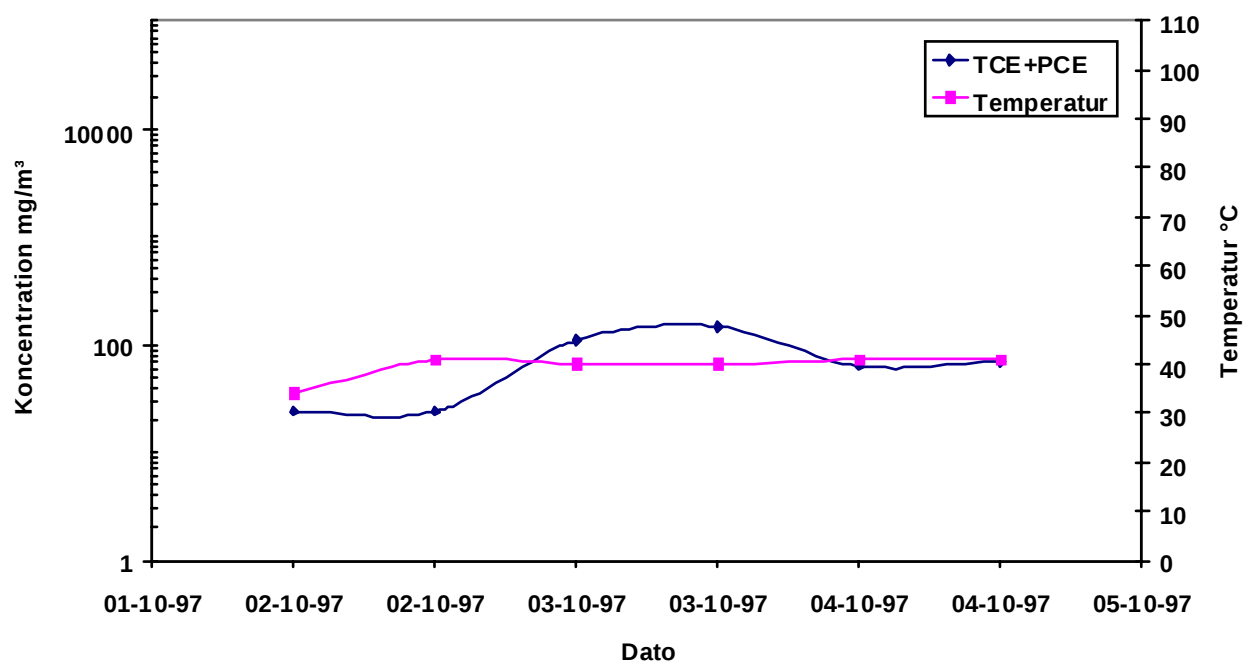
Koncentration og temperatur i E10



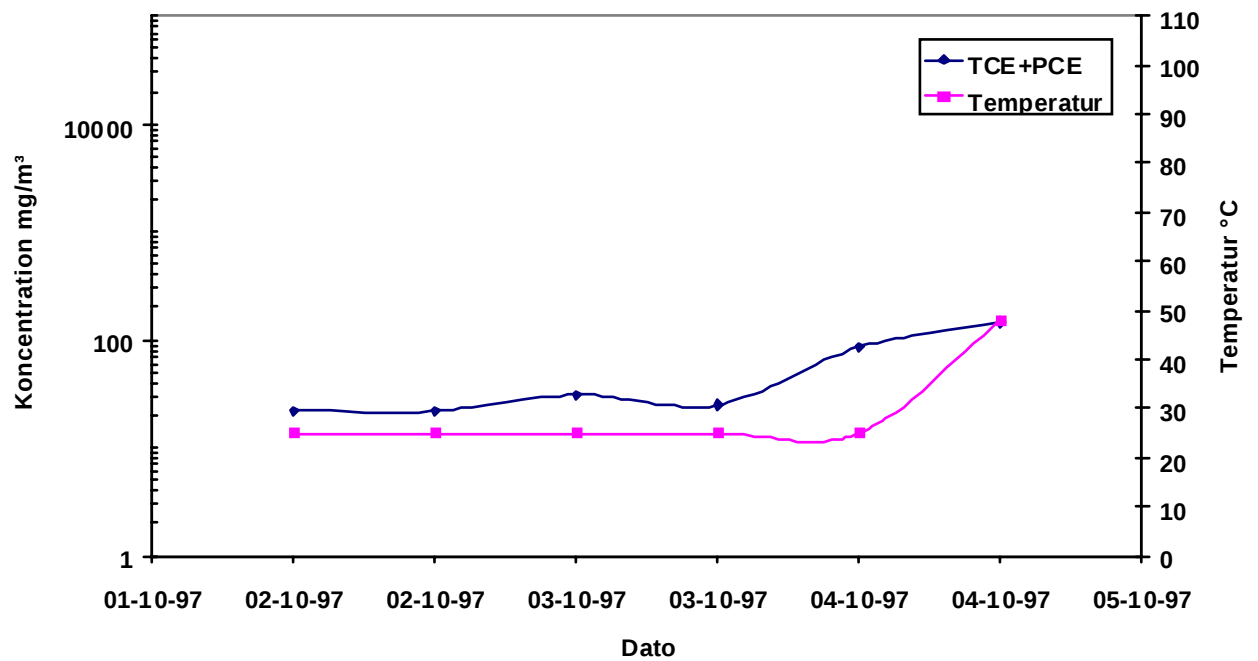
Koncentration og temperatur i E11



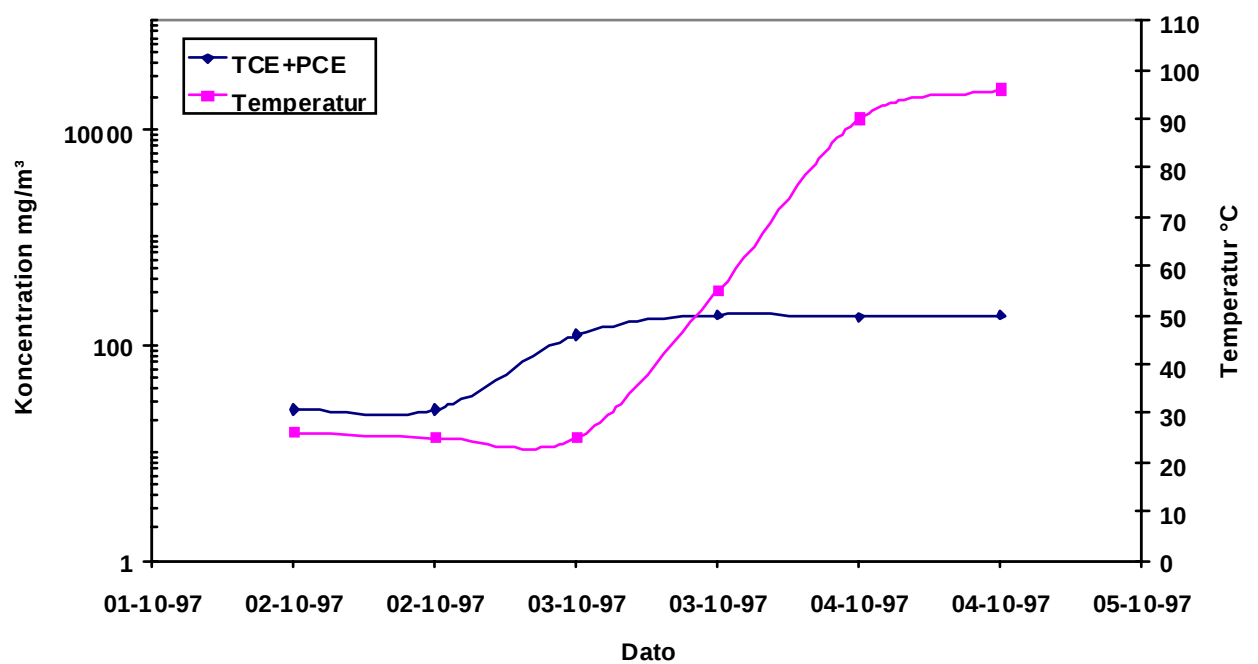
Koncentration og temperatur i E12



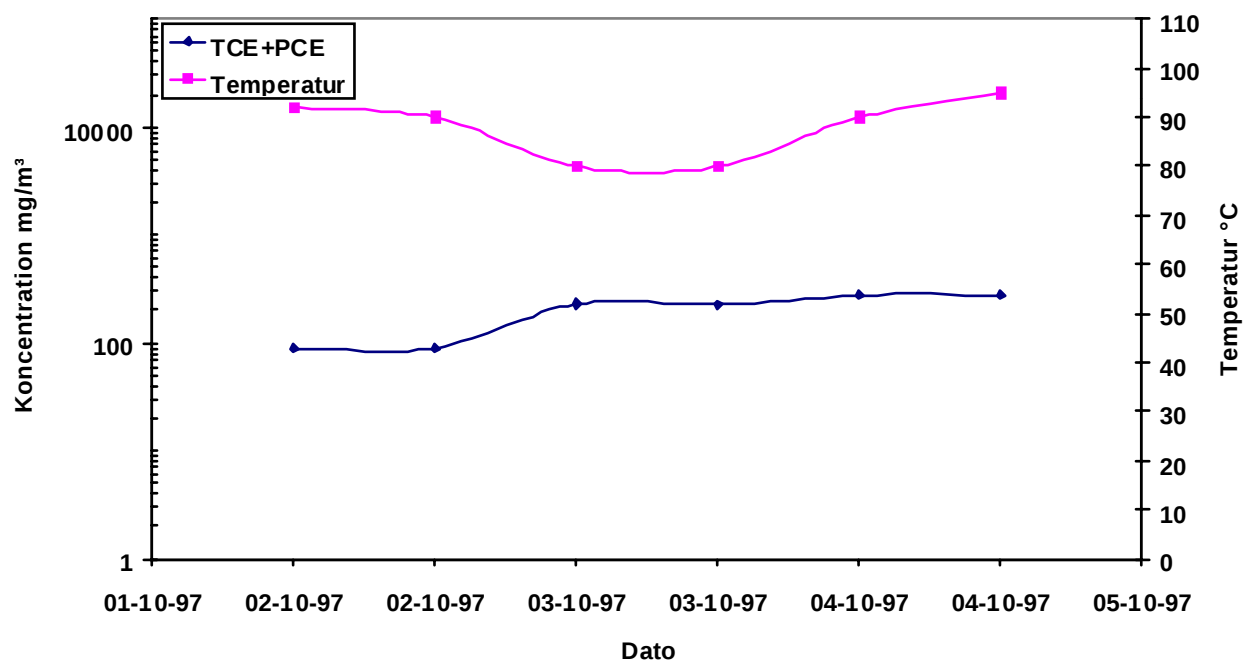
Koncentration og temperatur i E13



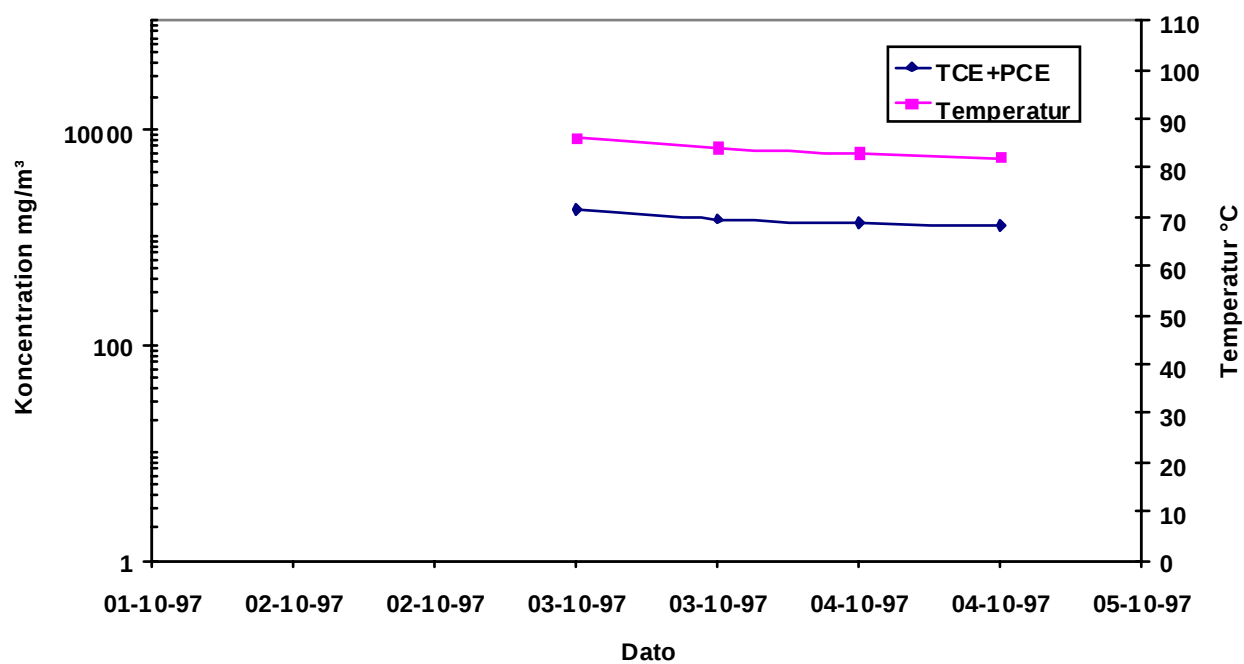
Koncentration og temperatur i E14



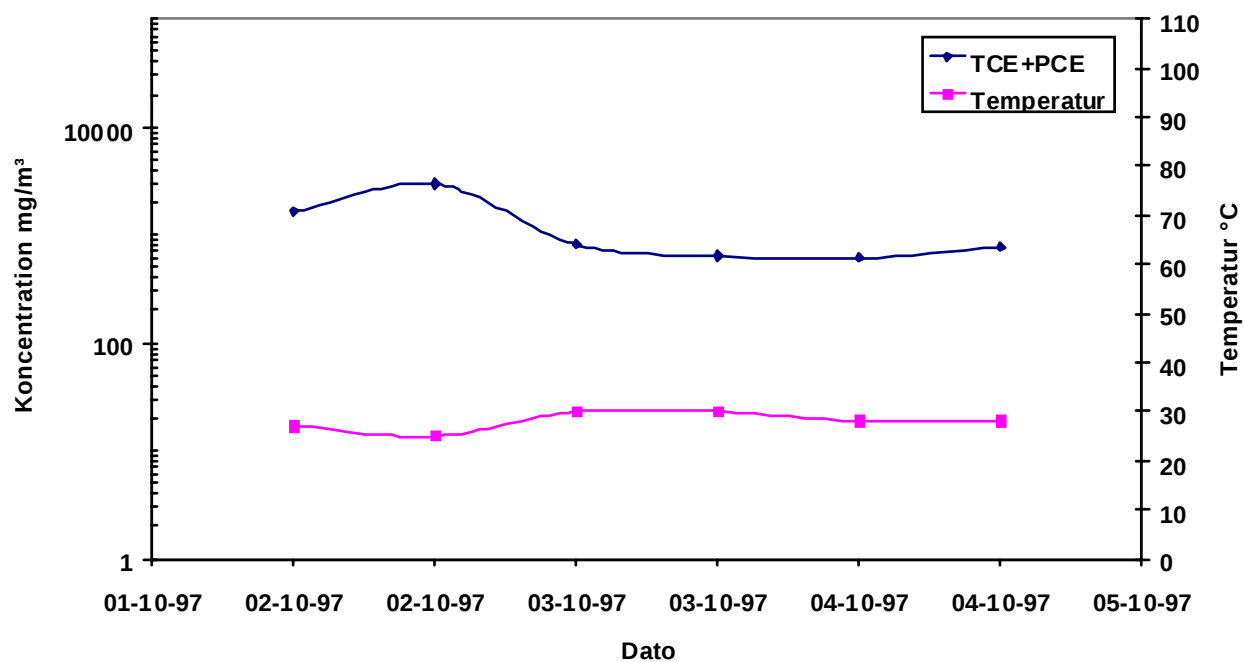
Koncentration og temperatur i E15



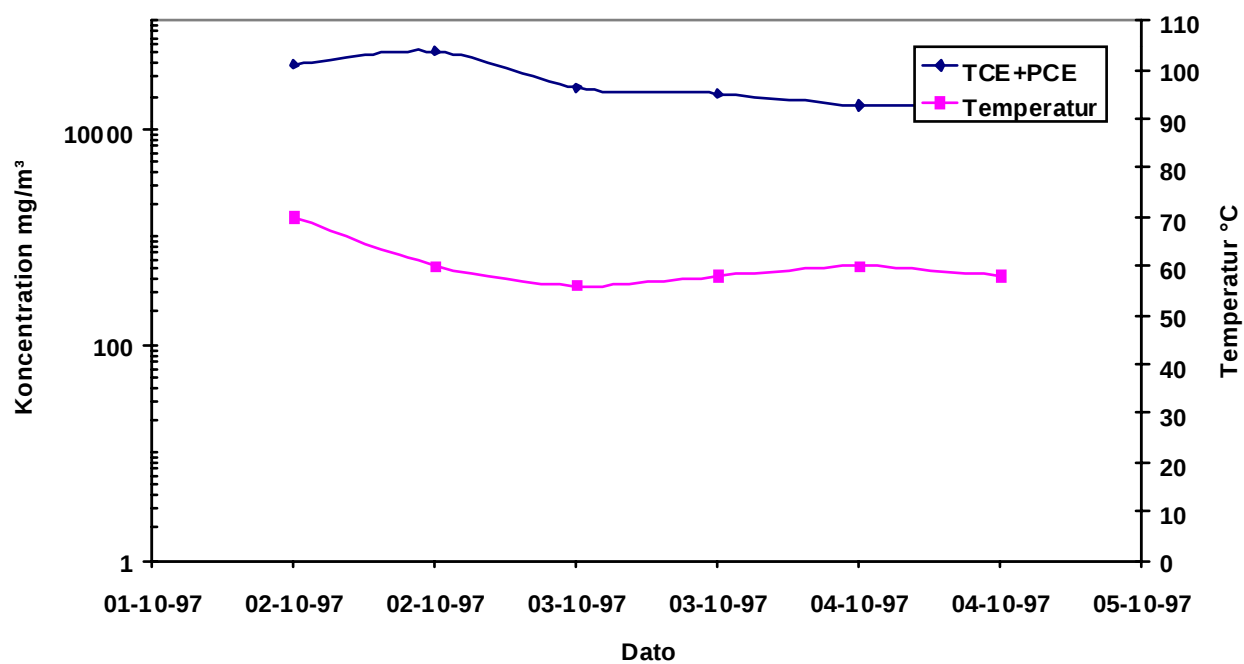
Koncentration og temperatur i E16



Koncentration og temperatur i E17



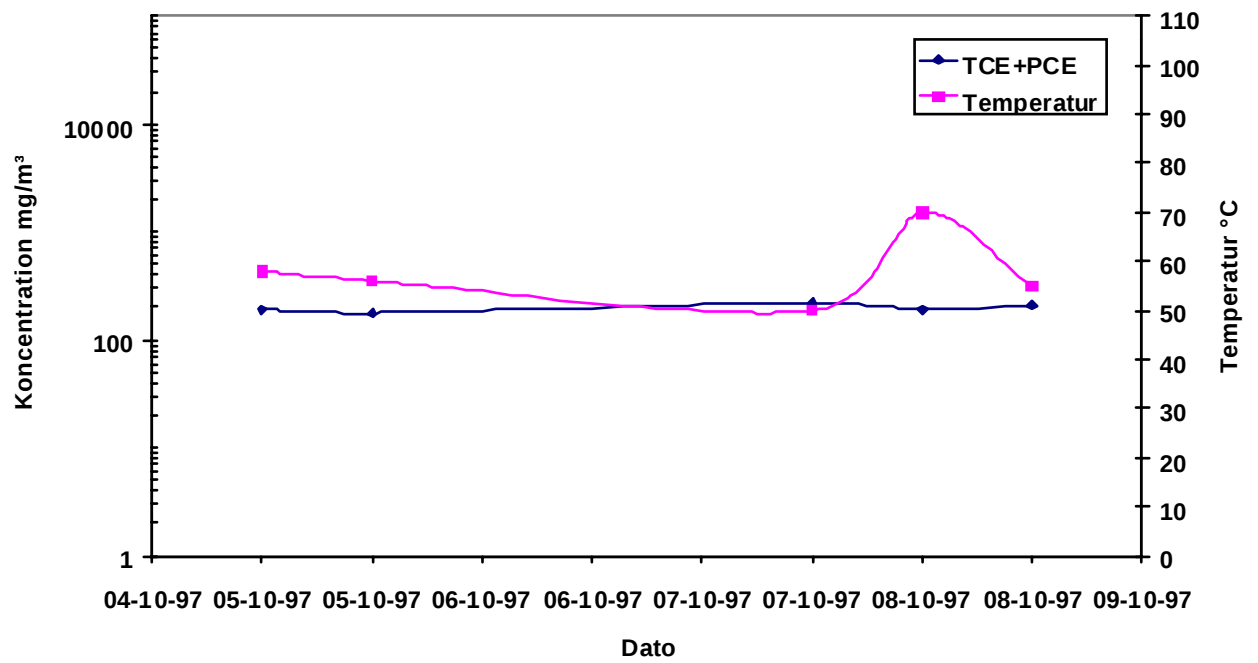
Koncentration og temperatur i E18



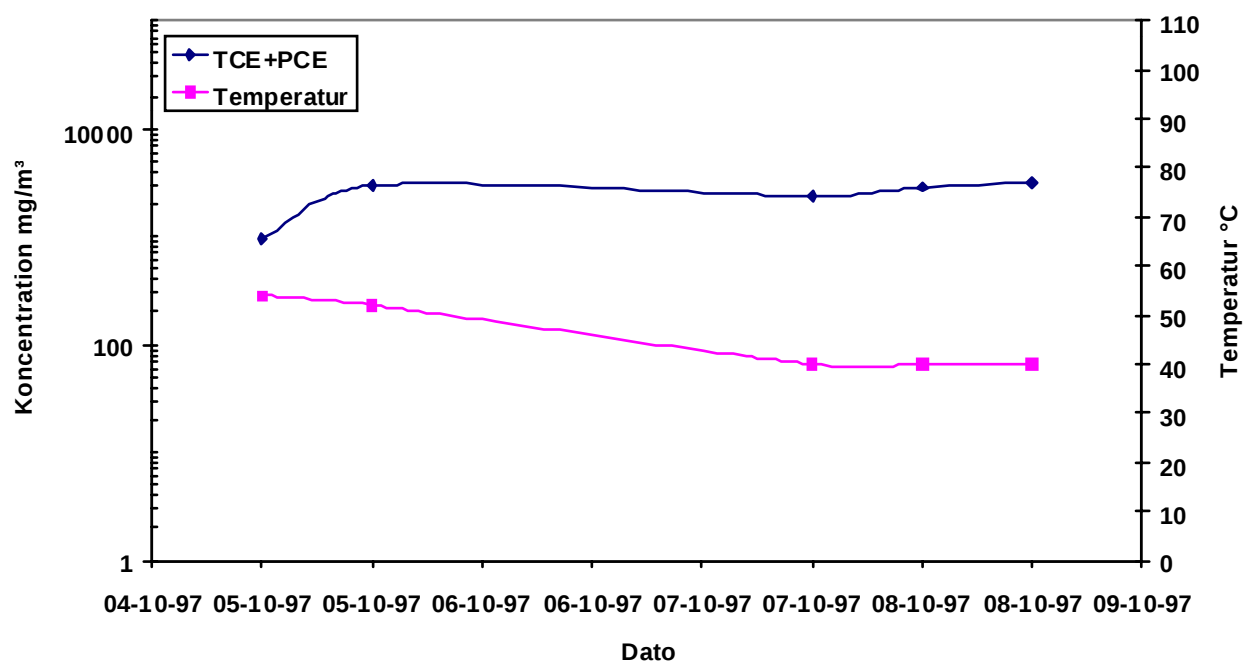
Appendiks 10

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 6

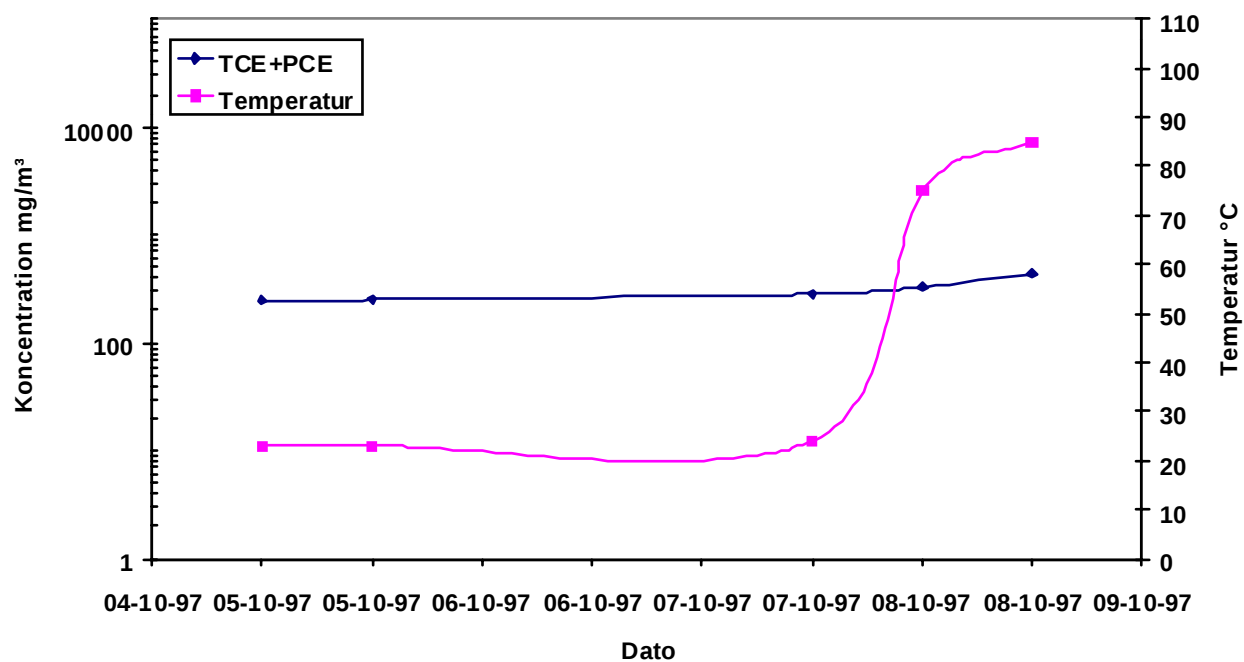
Koncentration og temperatur i D1



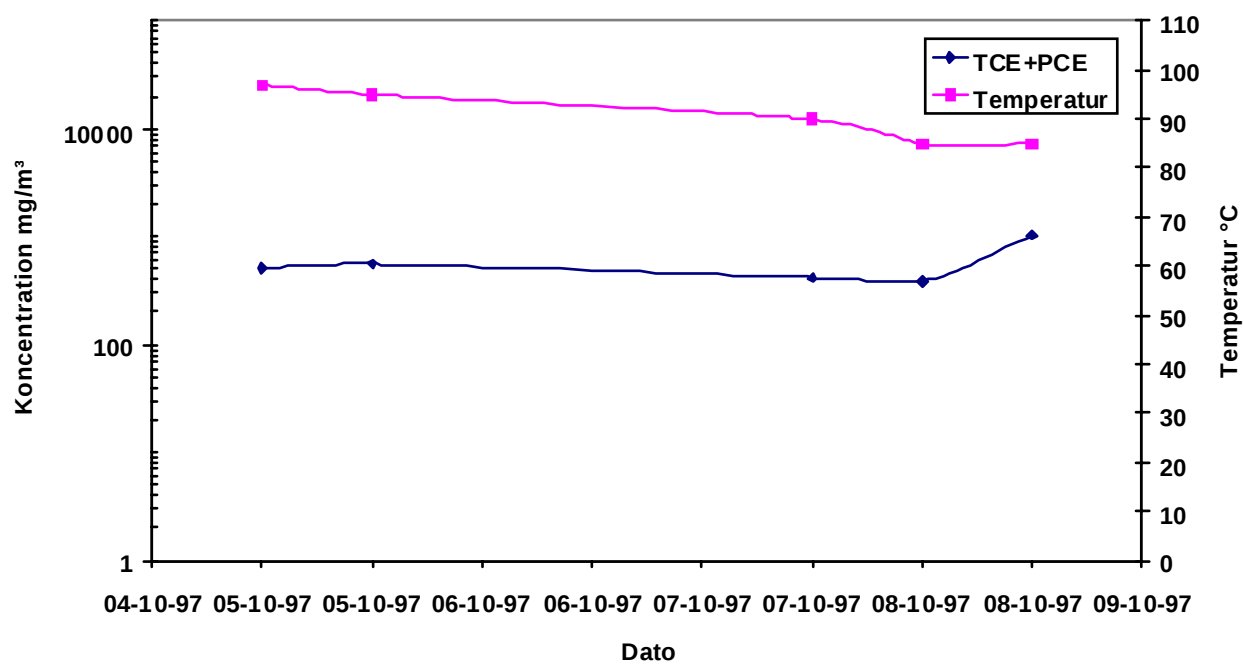
Koncentration og temperatur i E2



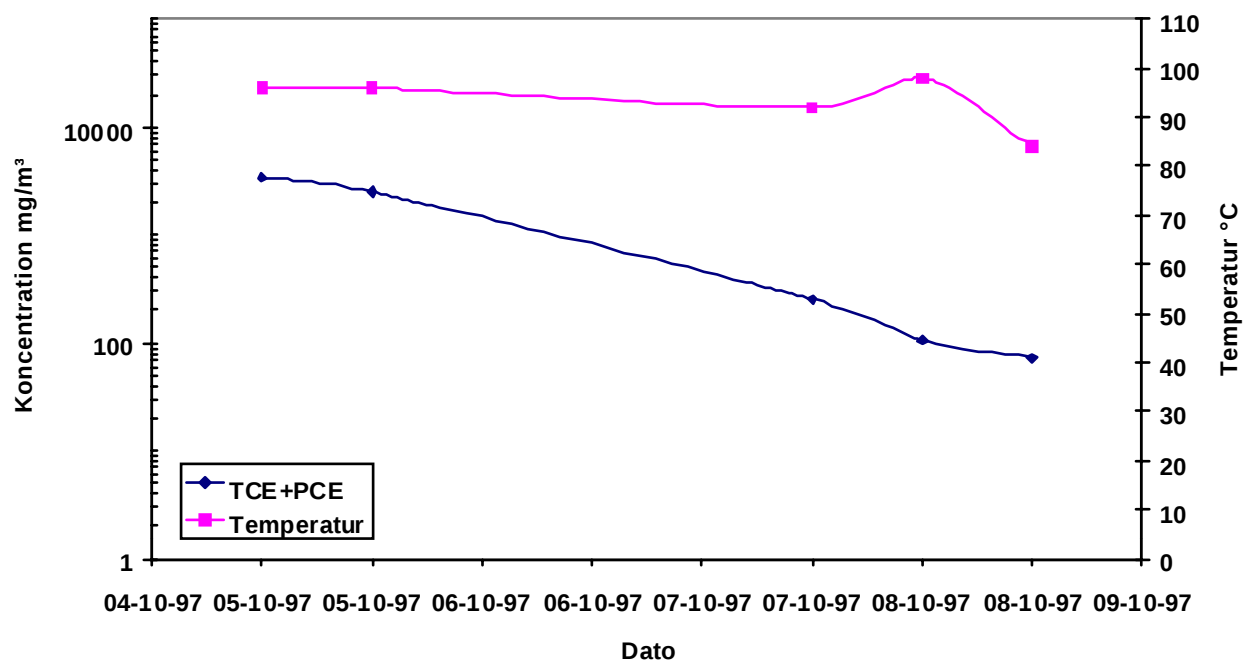
Koncentration og temperatur i E3



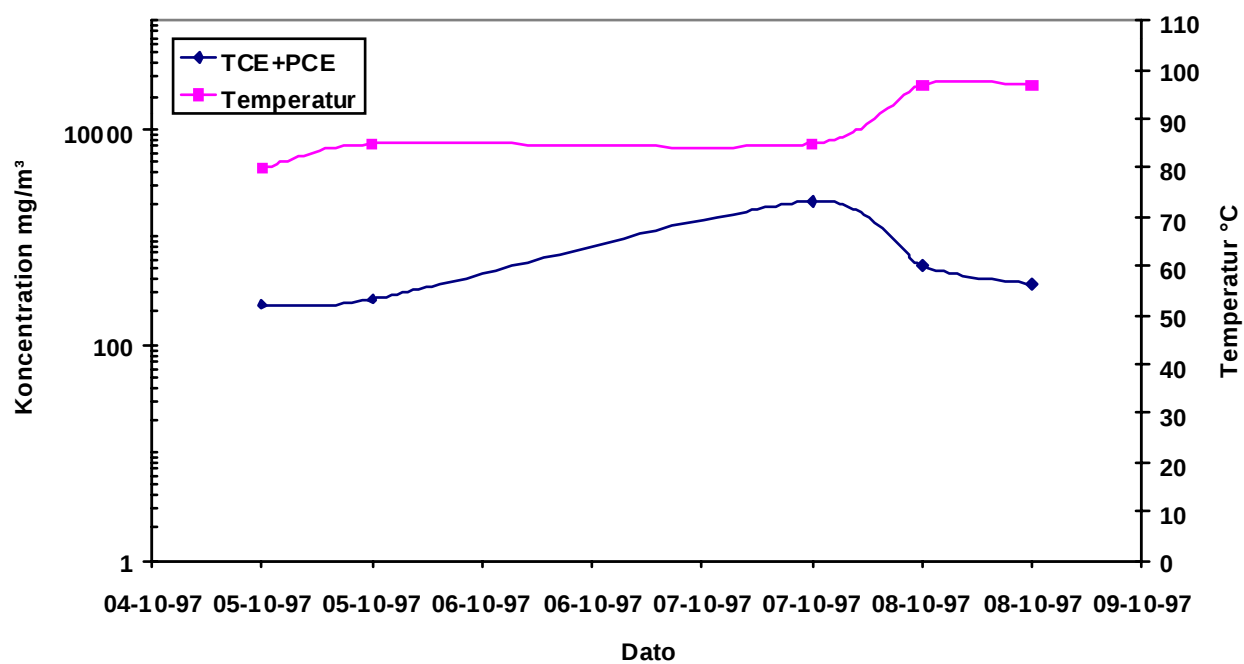
Koncentration og temperatur i E4



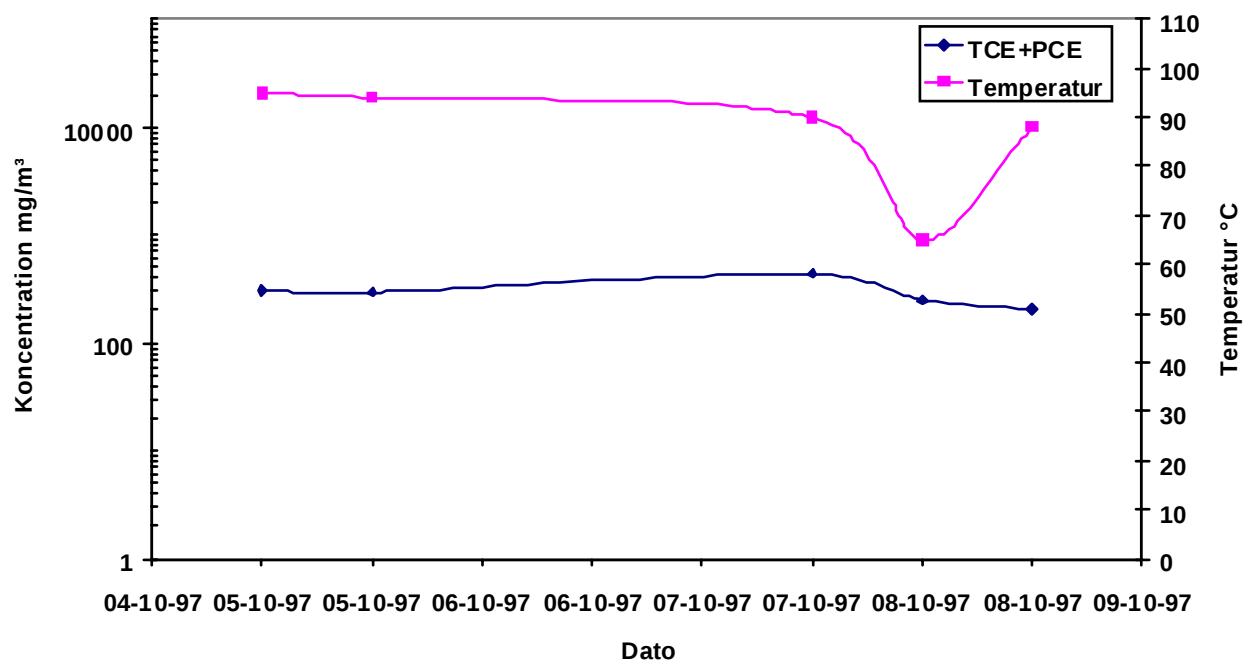
Koncentration og temperatur i E6



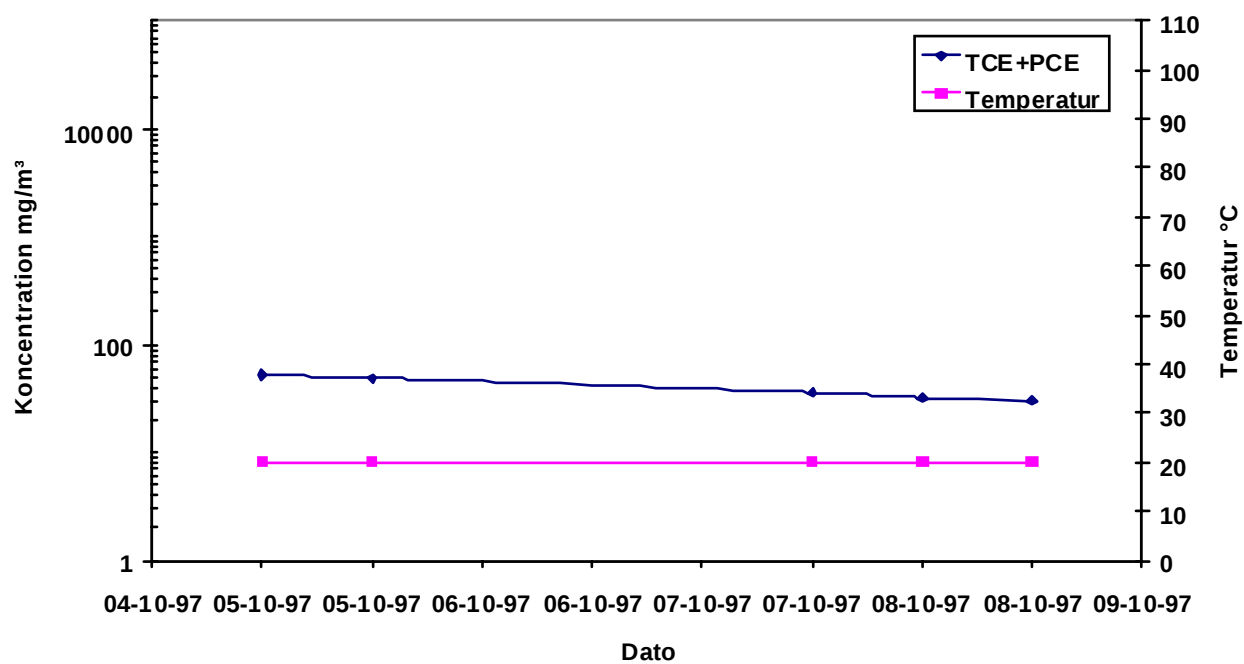
Koncentration og temperatur i E7



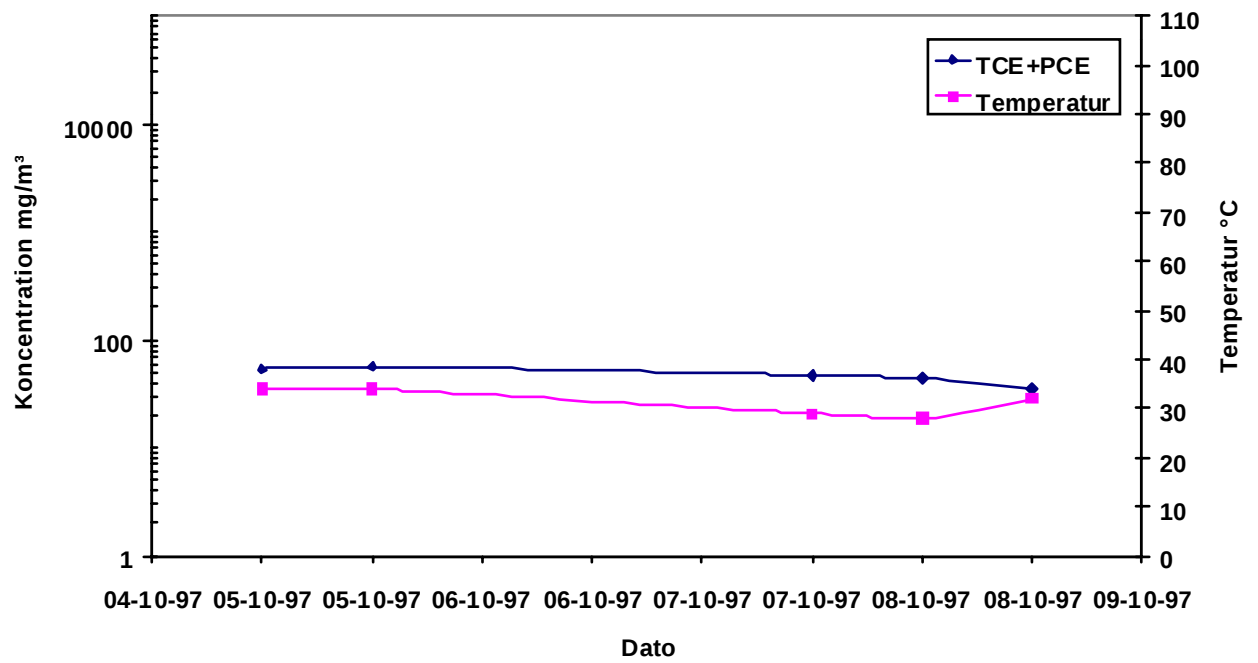
Koncentration og temperatur i E8



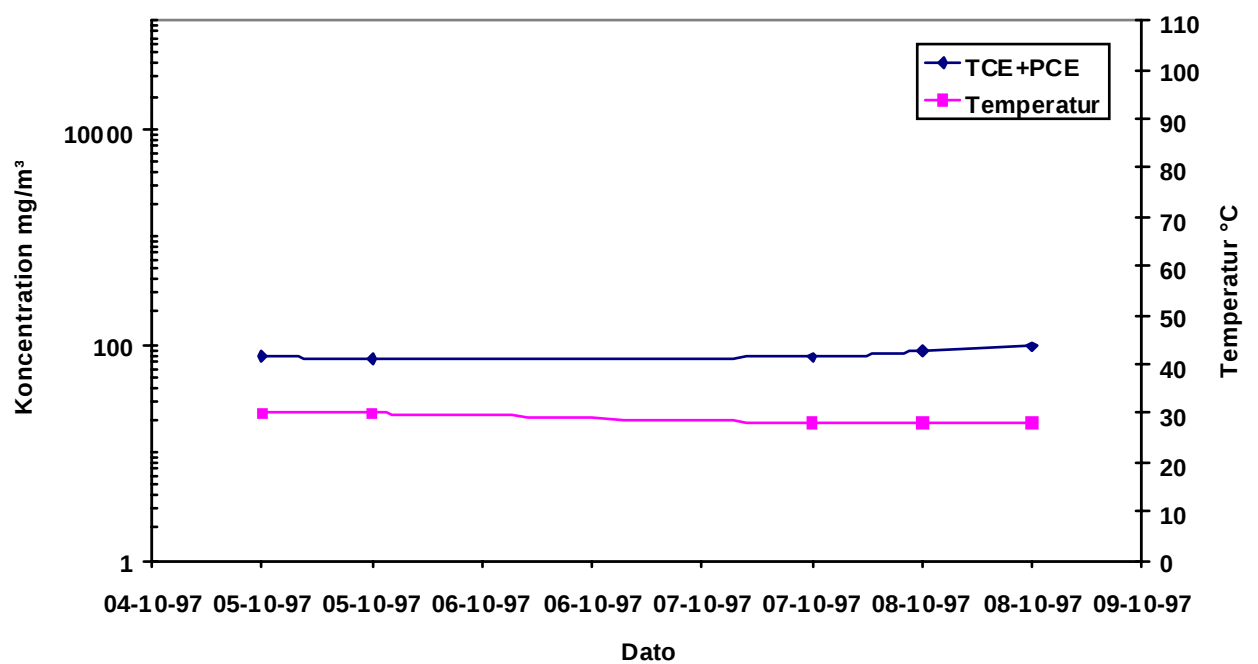
Koncentration og temperatur i E9



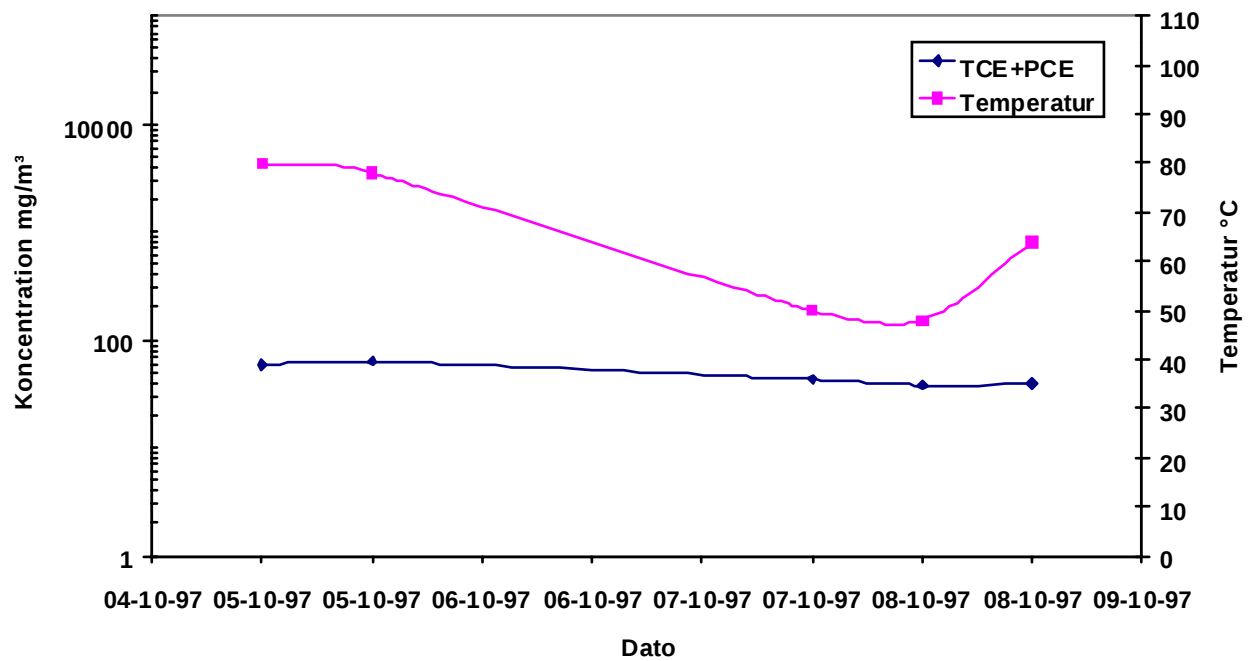
Koncentration og temperatur i E10



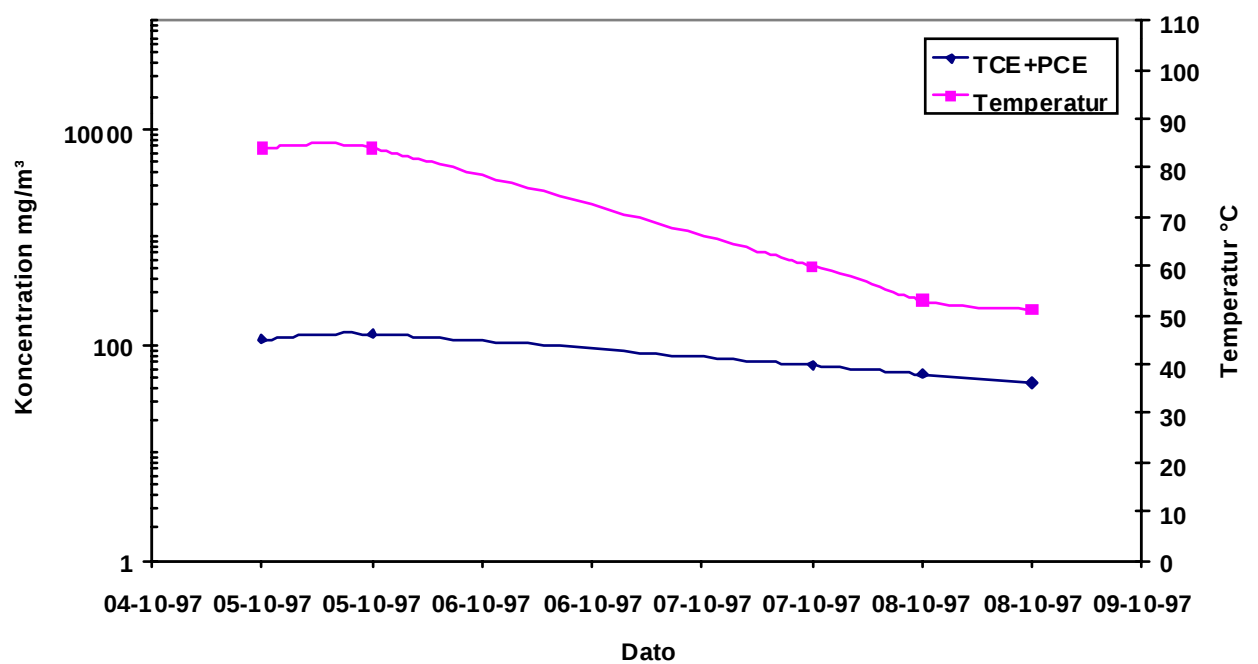
Koncentration og temperatur i E11



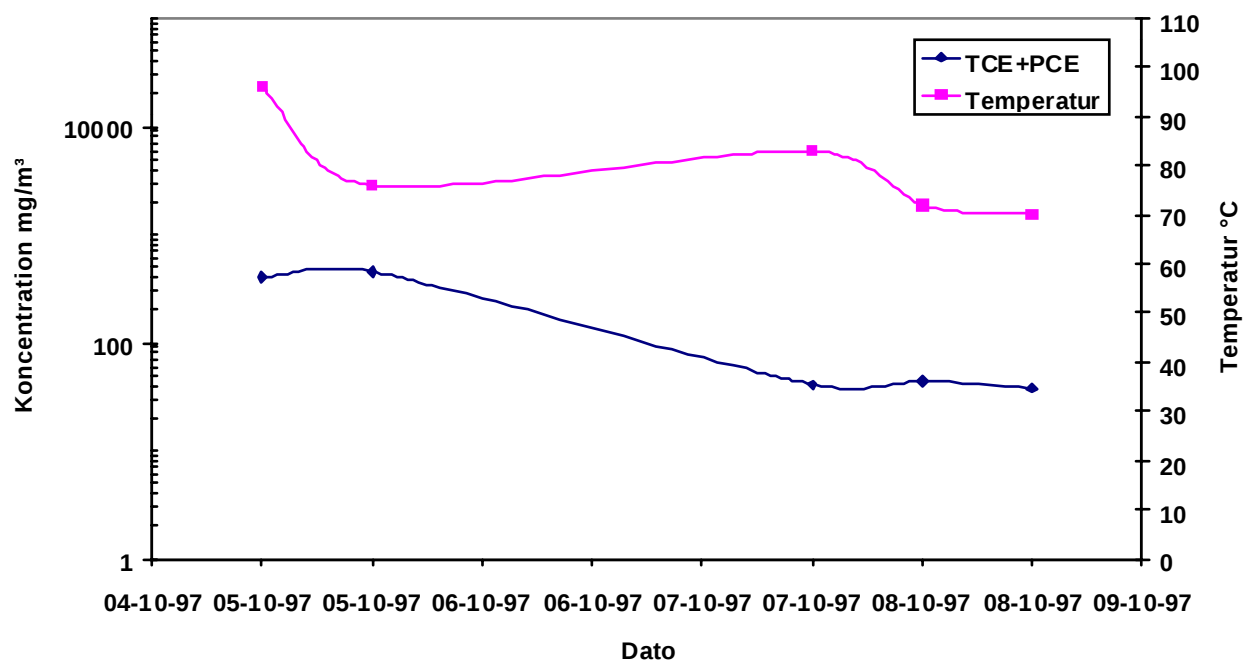
Koncentration og temperatur i E12



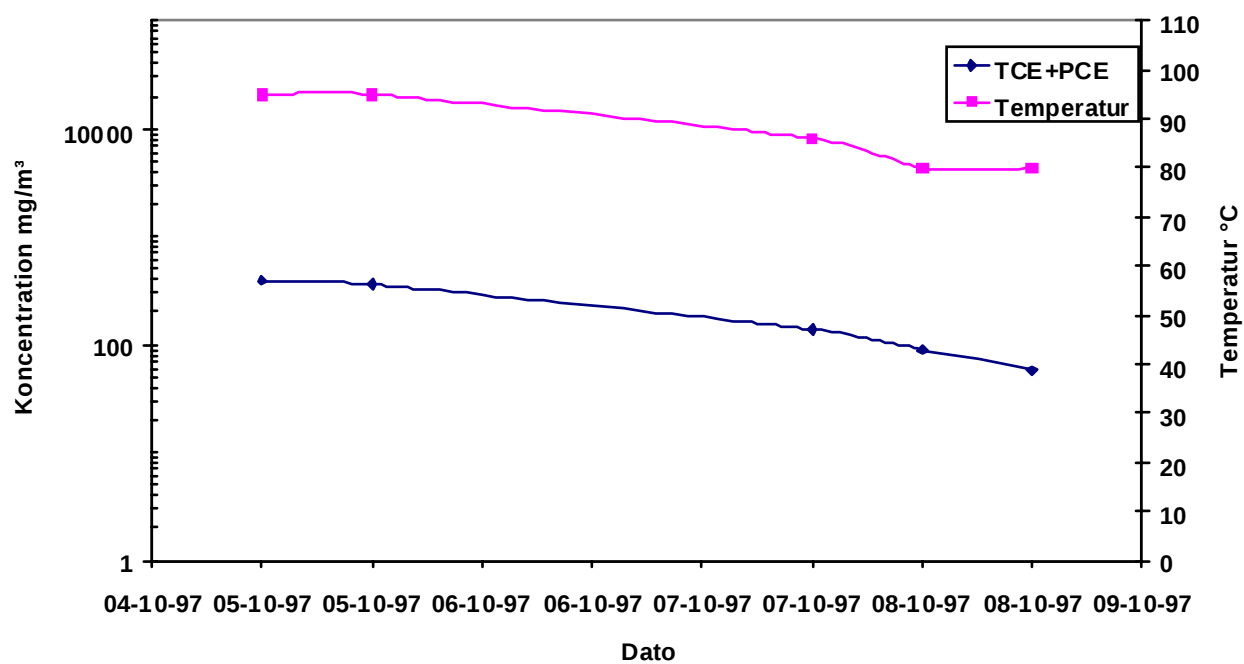
Koncentration og temperatur i E13



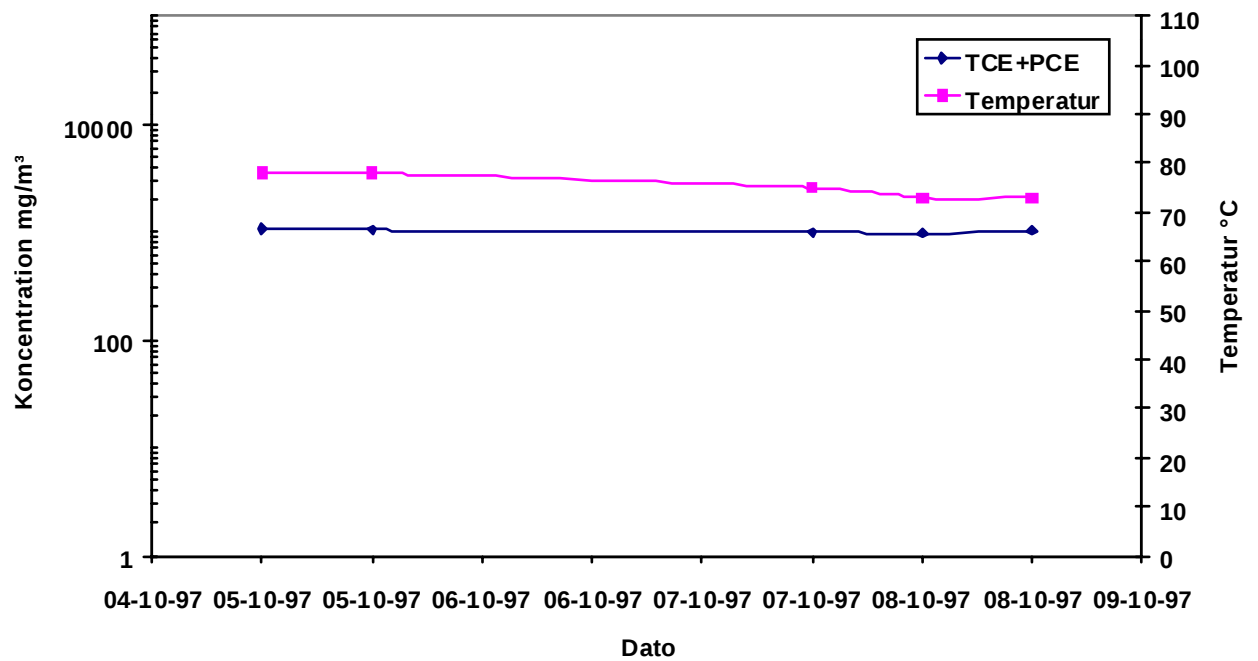
Koncentration og temperatur i E14



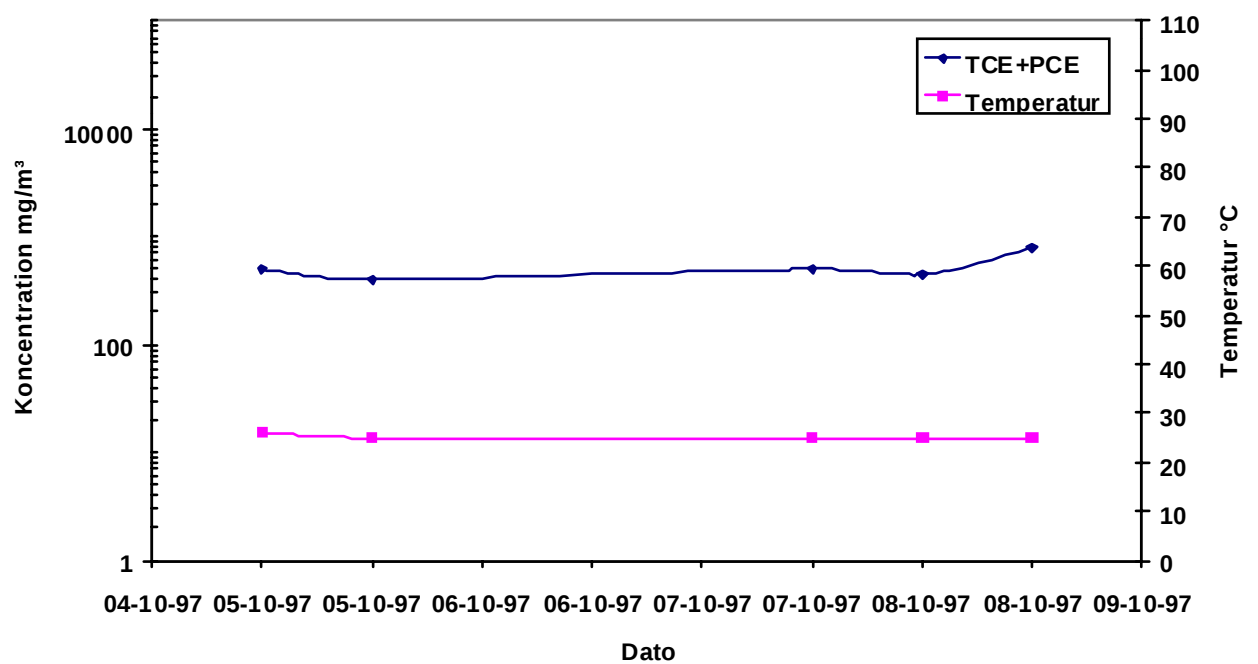
Koncentration og temperatur i E15



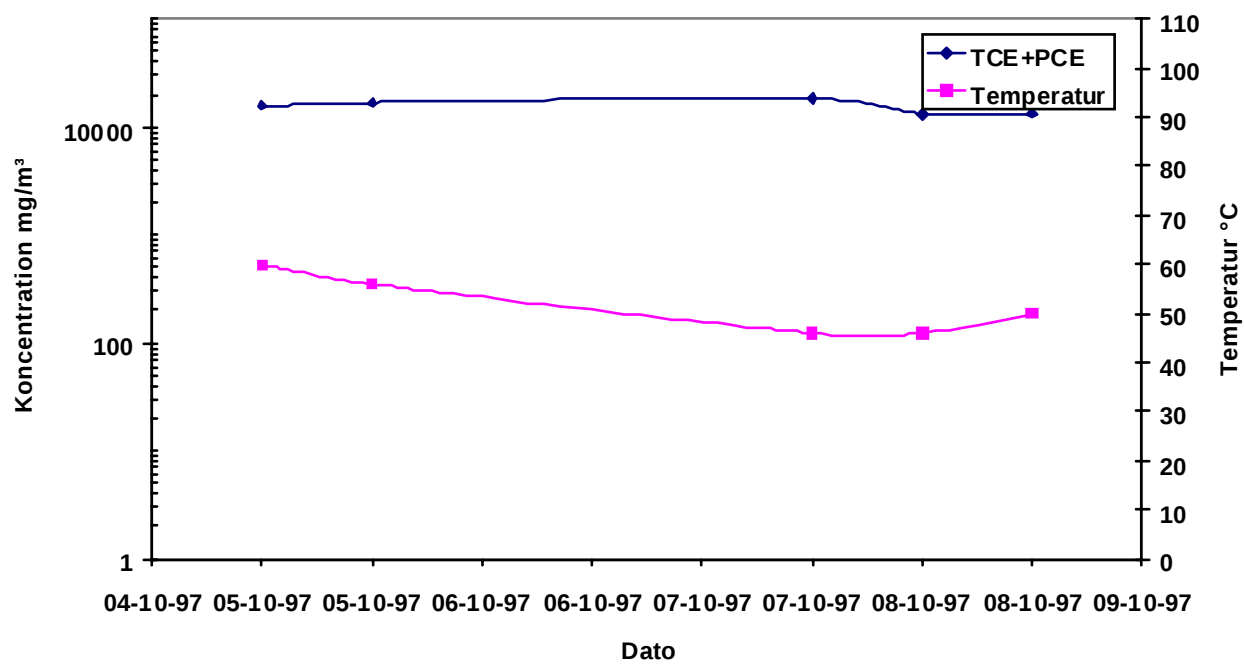
Koncentration og temperatur i E16



Koncentration og temperatur i E17



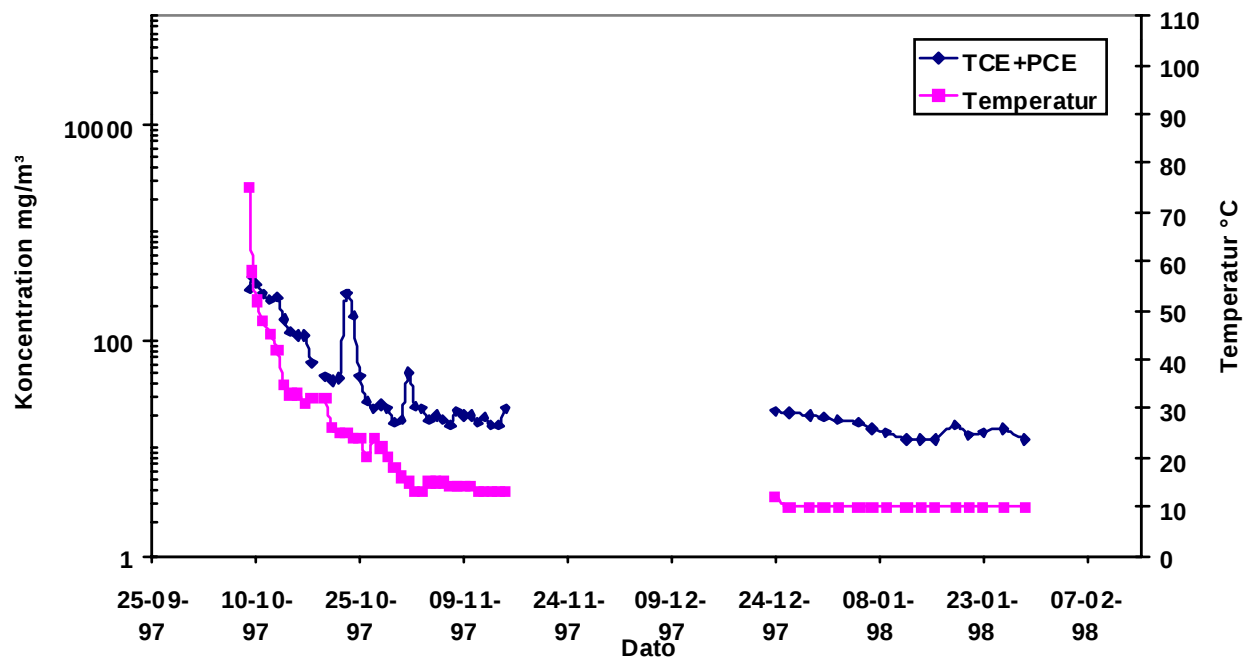
Koncentration og temperatur i E18



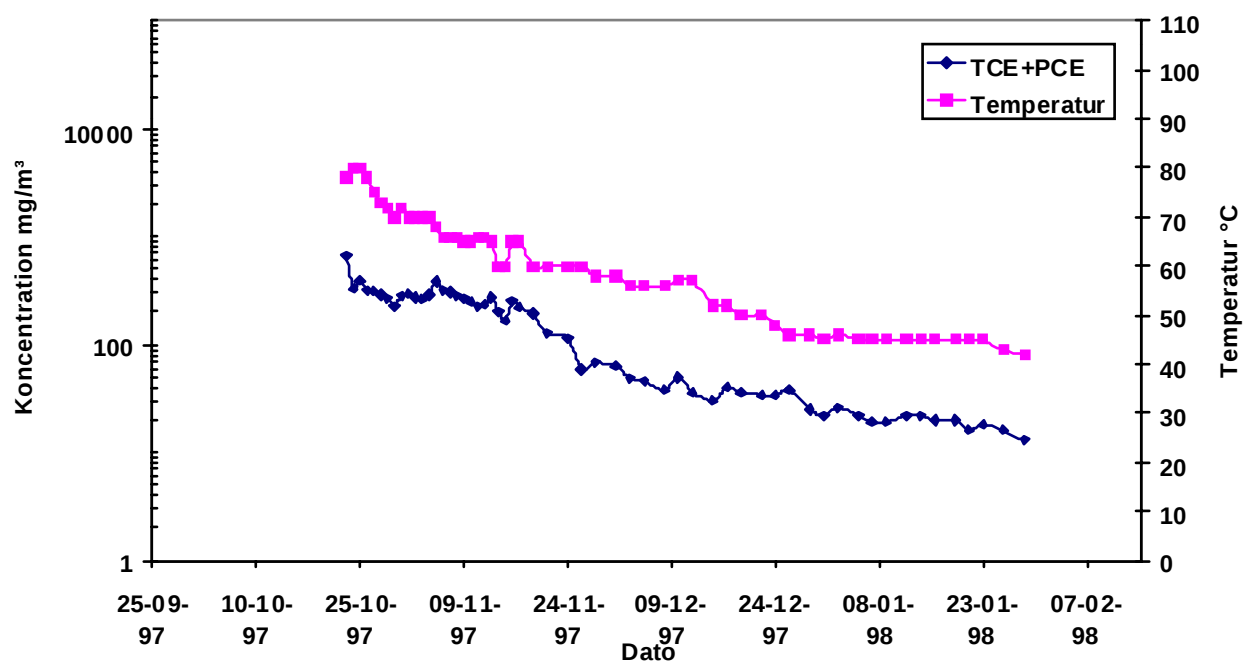
Appendiks 11

Koncentrationsprofiler for samtlige boringer fase 7

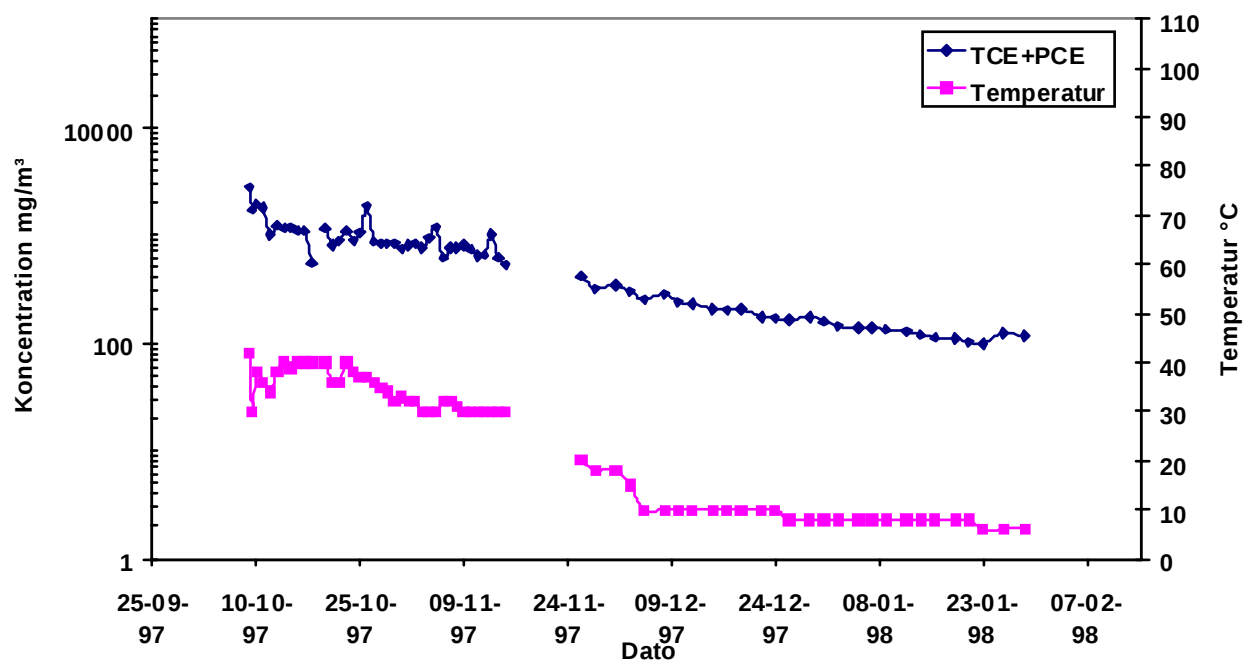
Koncentration og temperatur i D1



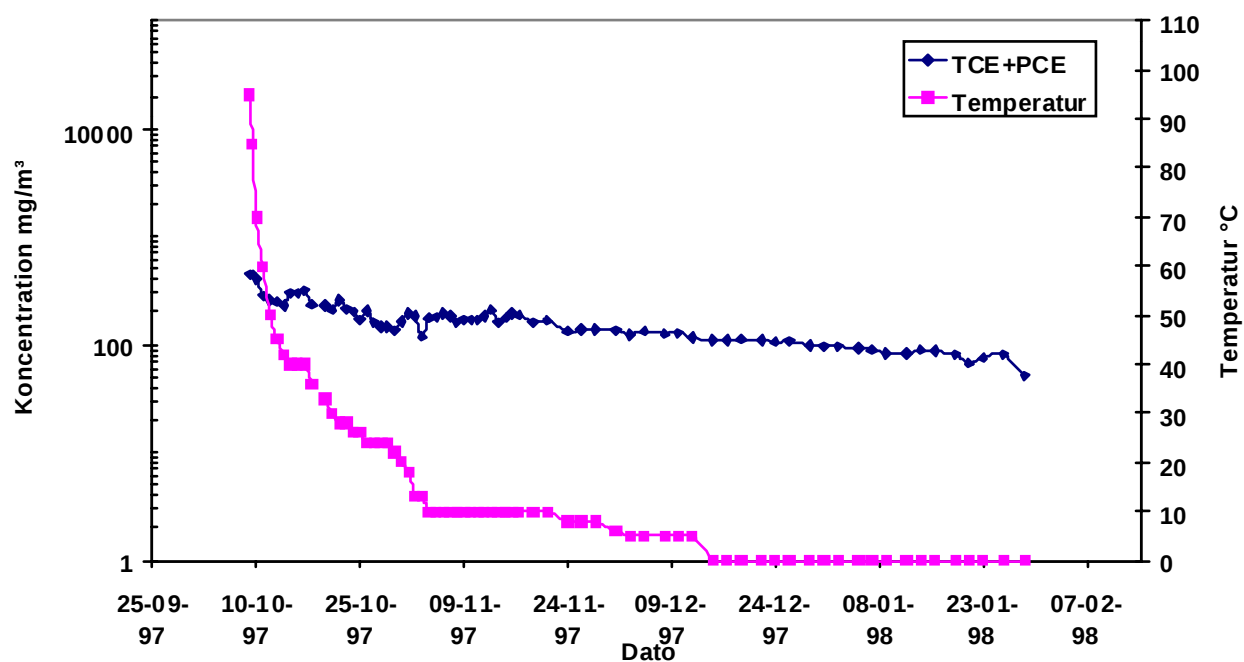
Koncentration og temperatur i D4



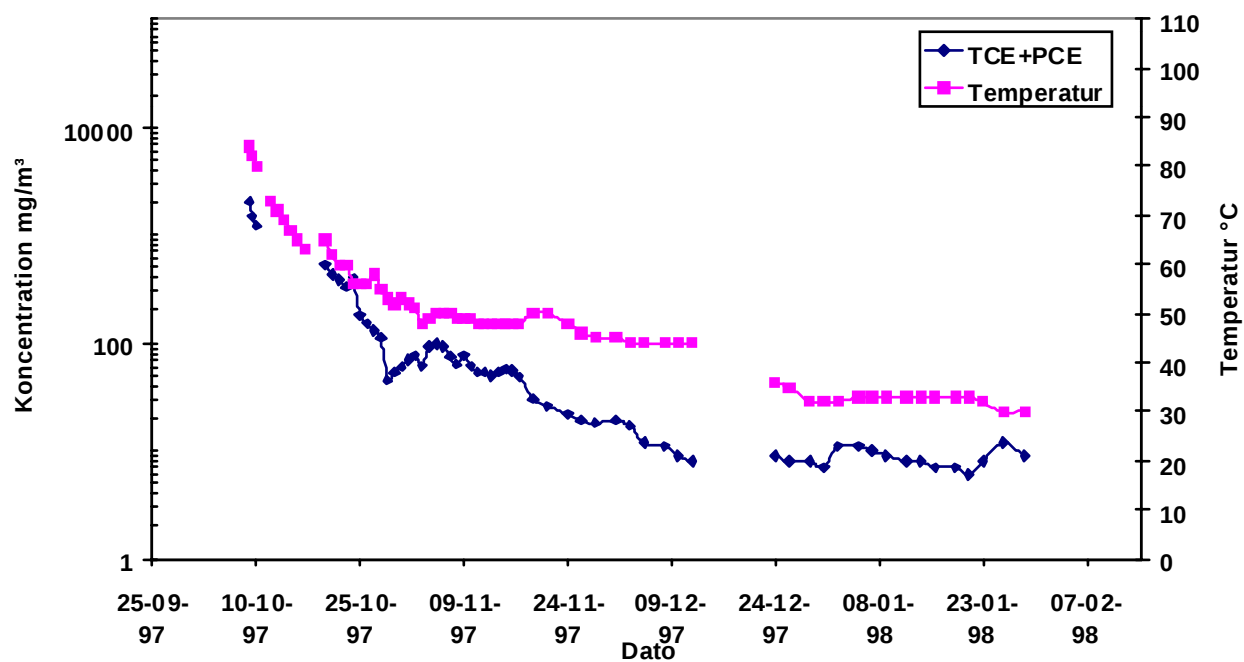
Koncentration og temperatur i E2



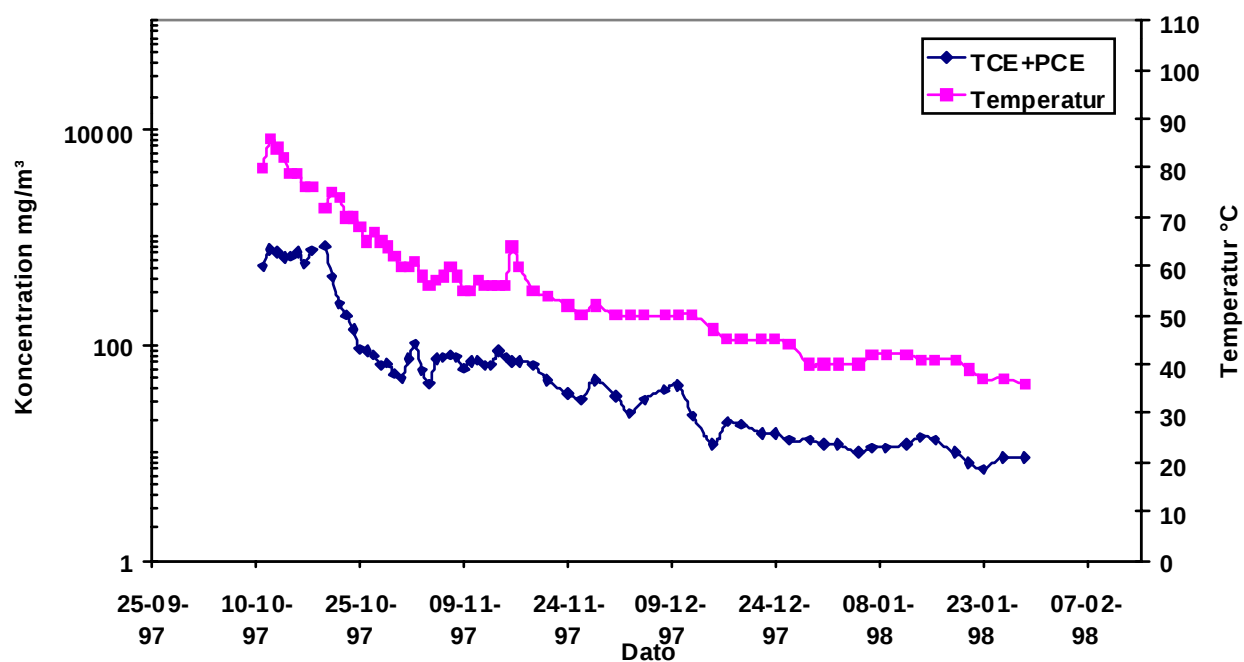
Koncentration og temperatur i E3



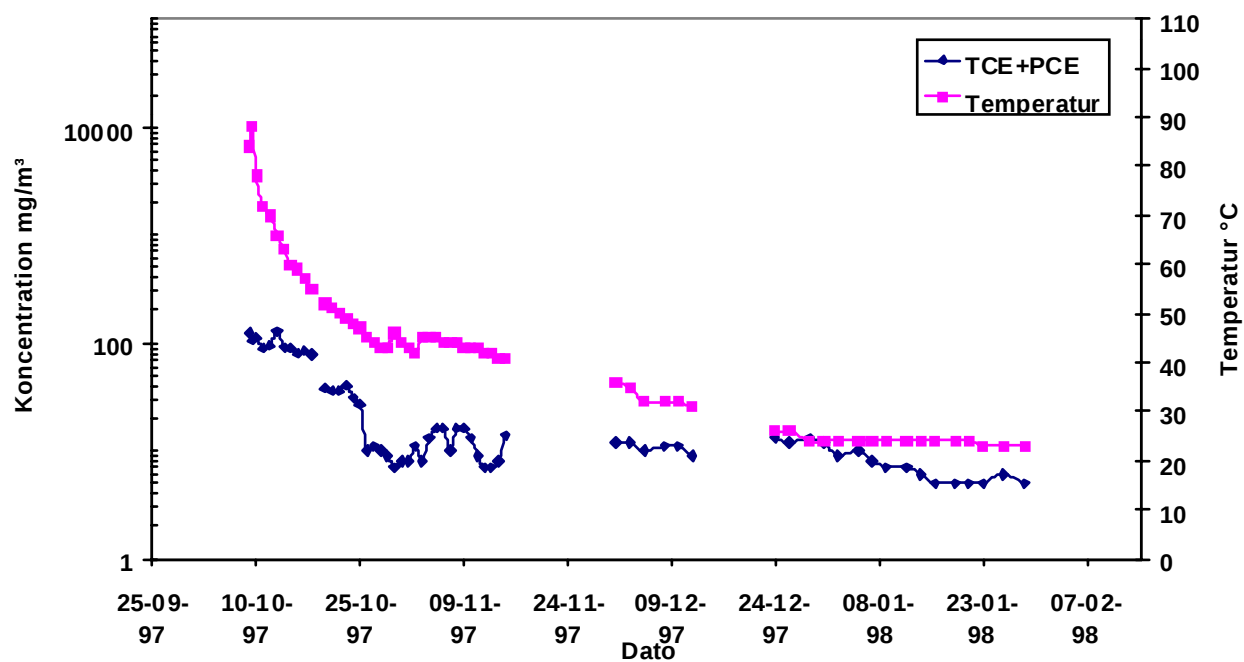
Koncentration og temperatur i E4



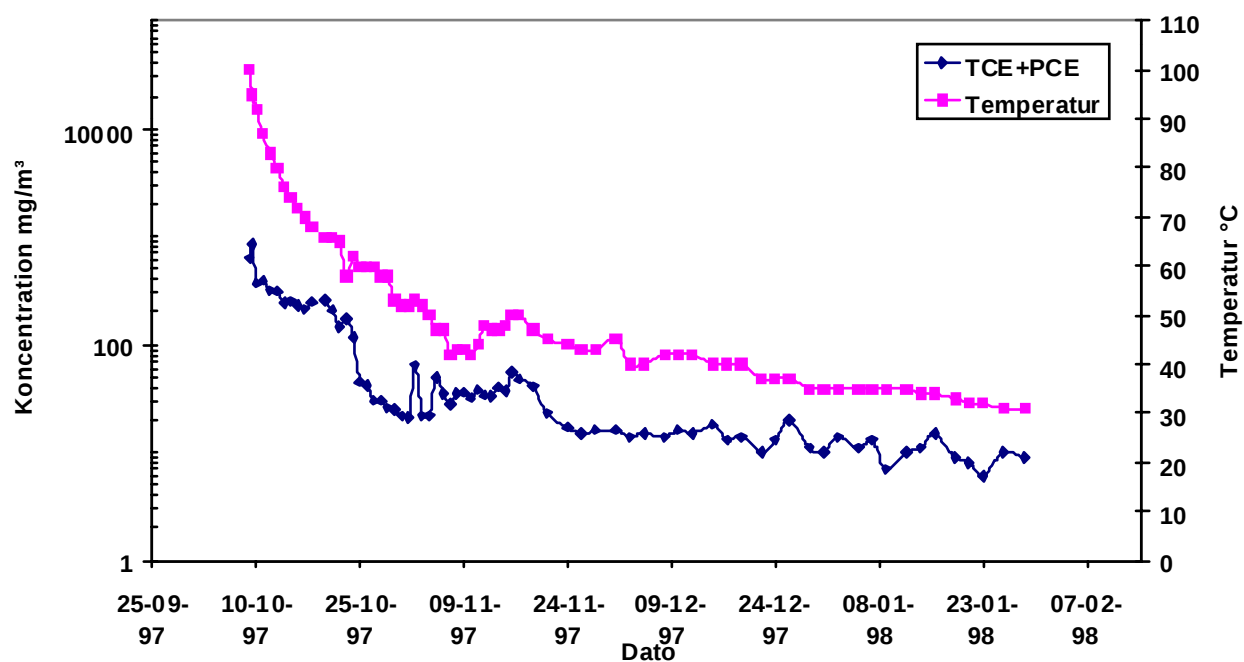
Koncentration og temperatur i E5



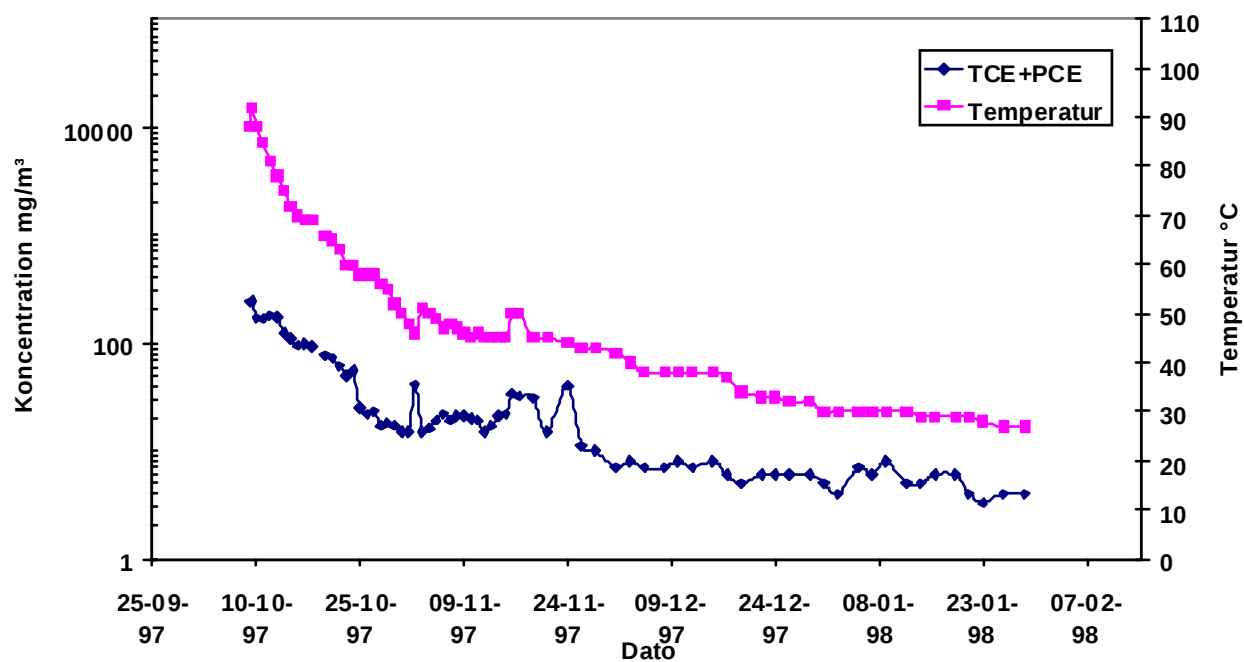
Koncentration og temperatur i E6



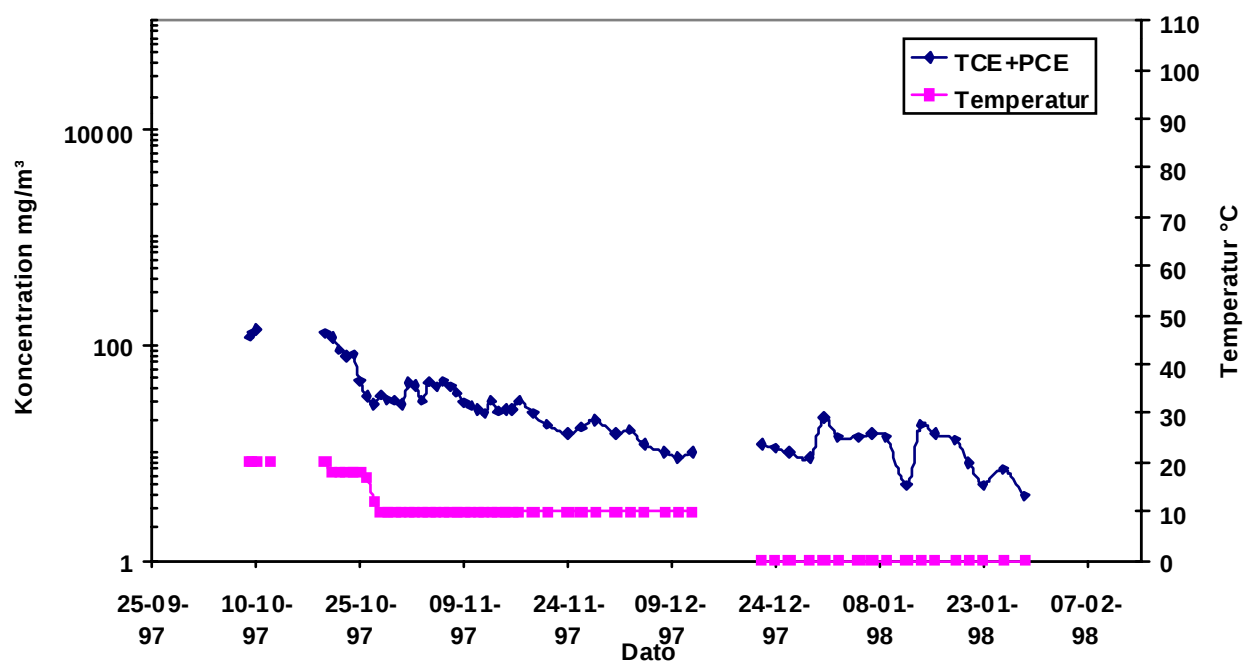
Koncentration og temperatur i E7



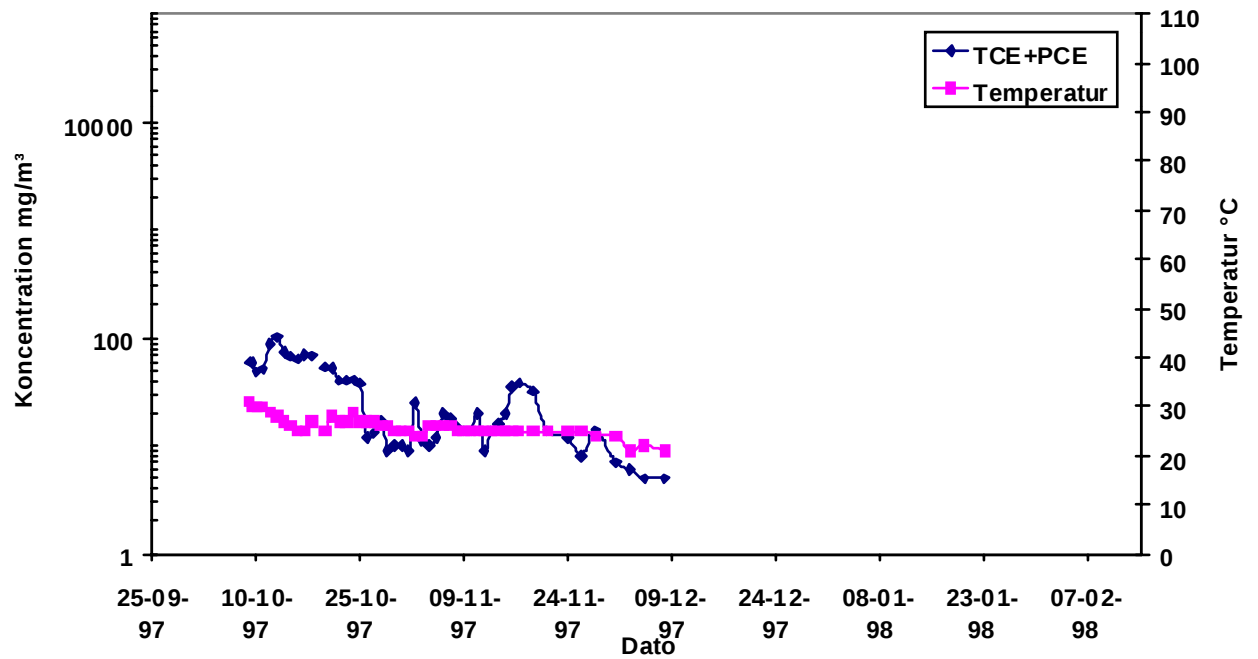
Koncentration og temperatur i E8



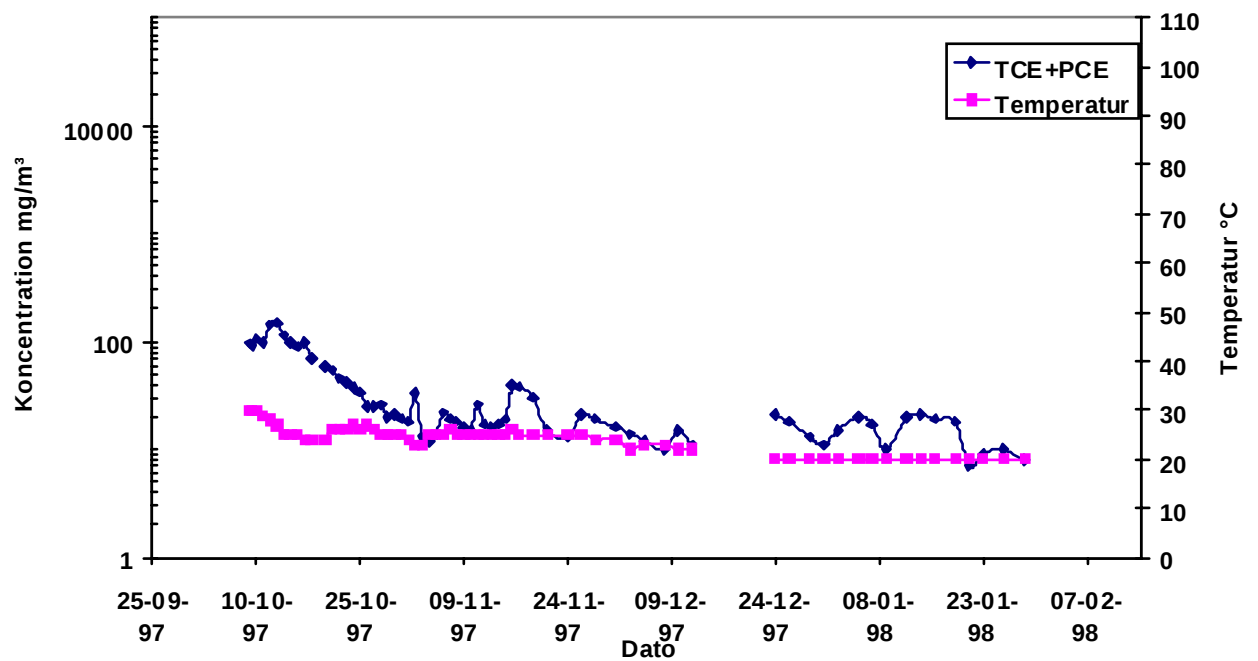
Koncentration og temperatur i E9



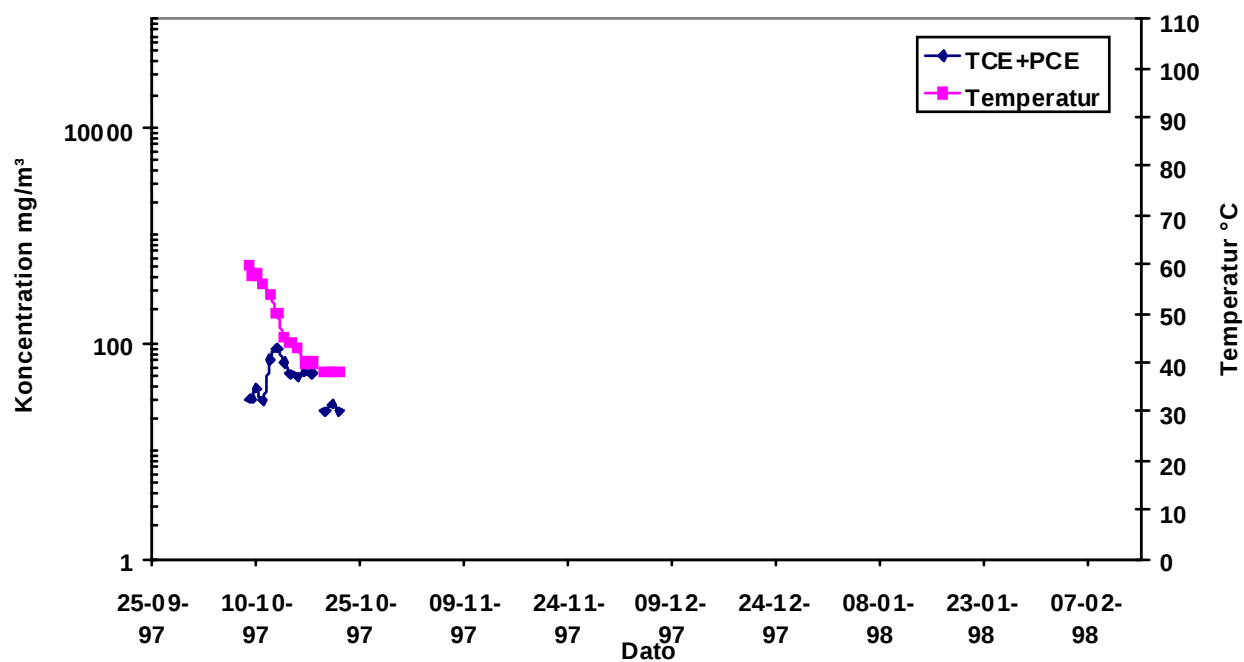
Koncentration og temperatur i E10



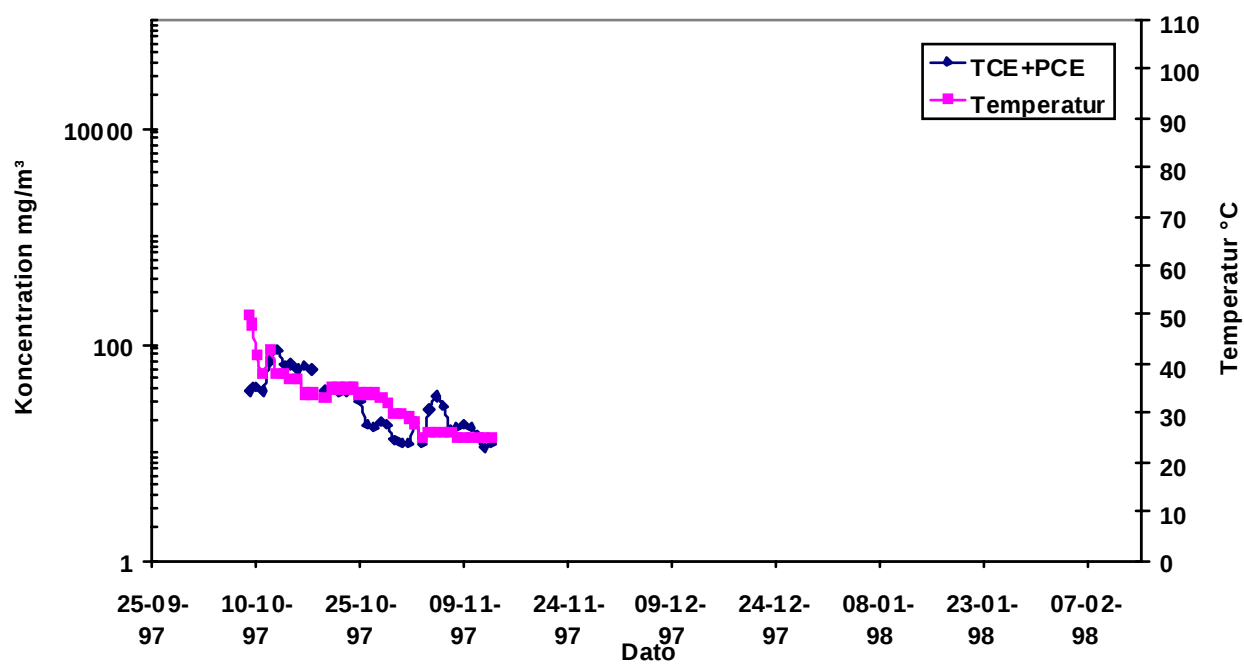
Koncentration og temperatur i E11



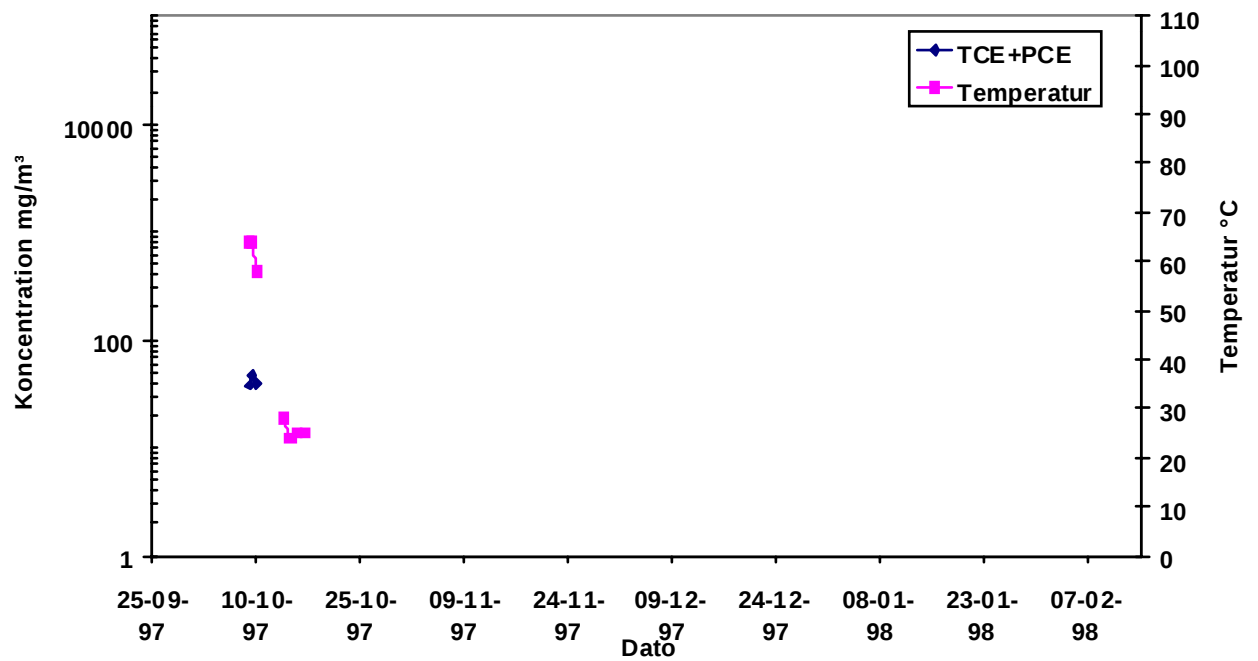
Koncentration og temperatur i E12



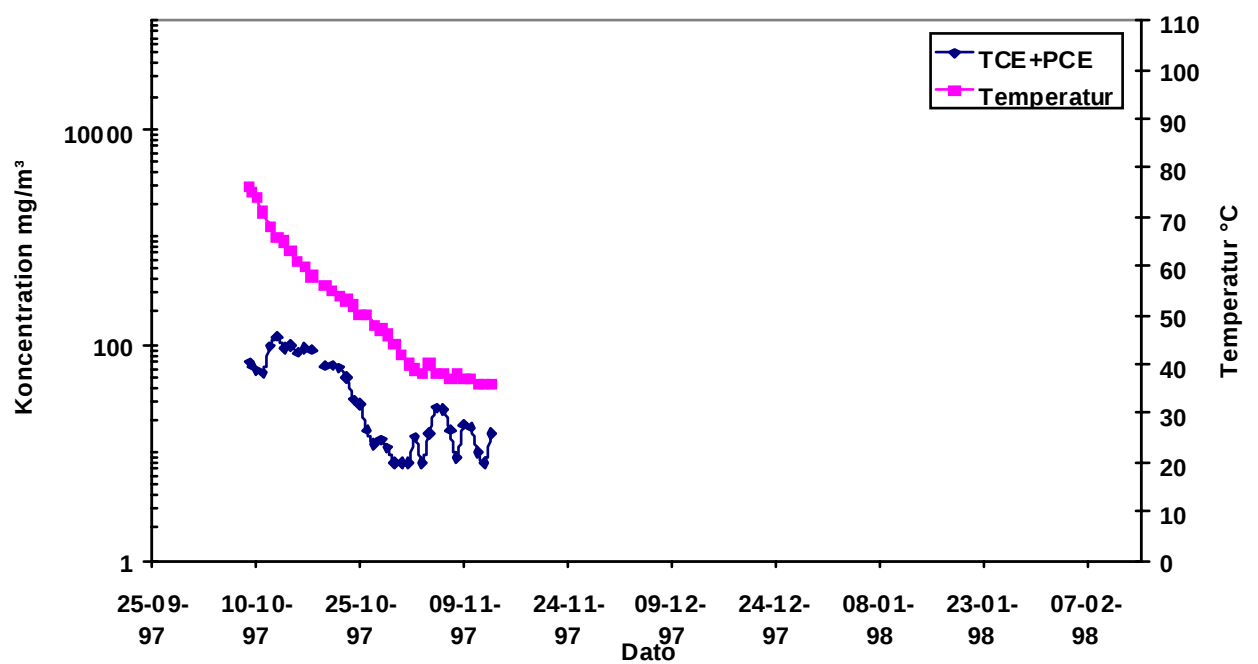
Koncentration og temperatur i E13



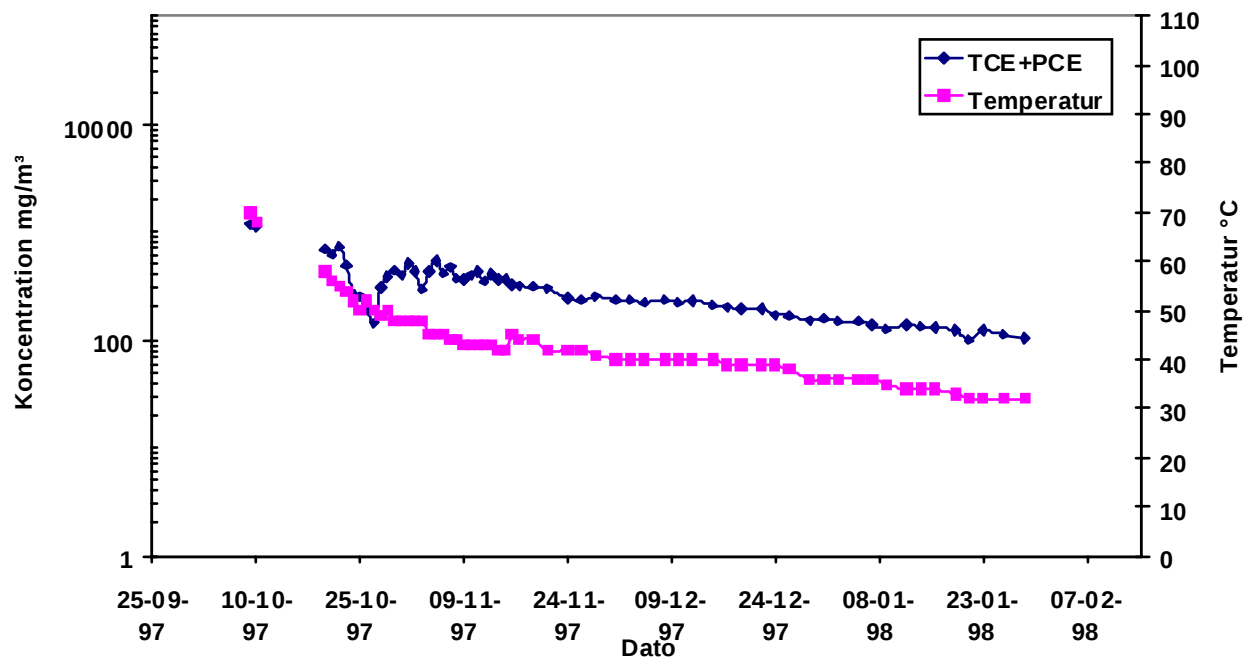
Koncentration og temperatur i E14



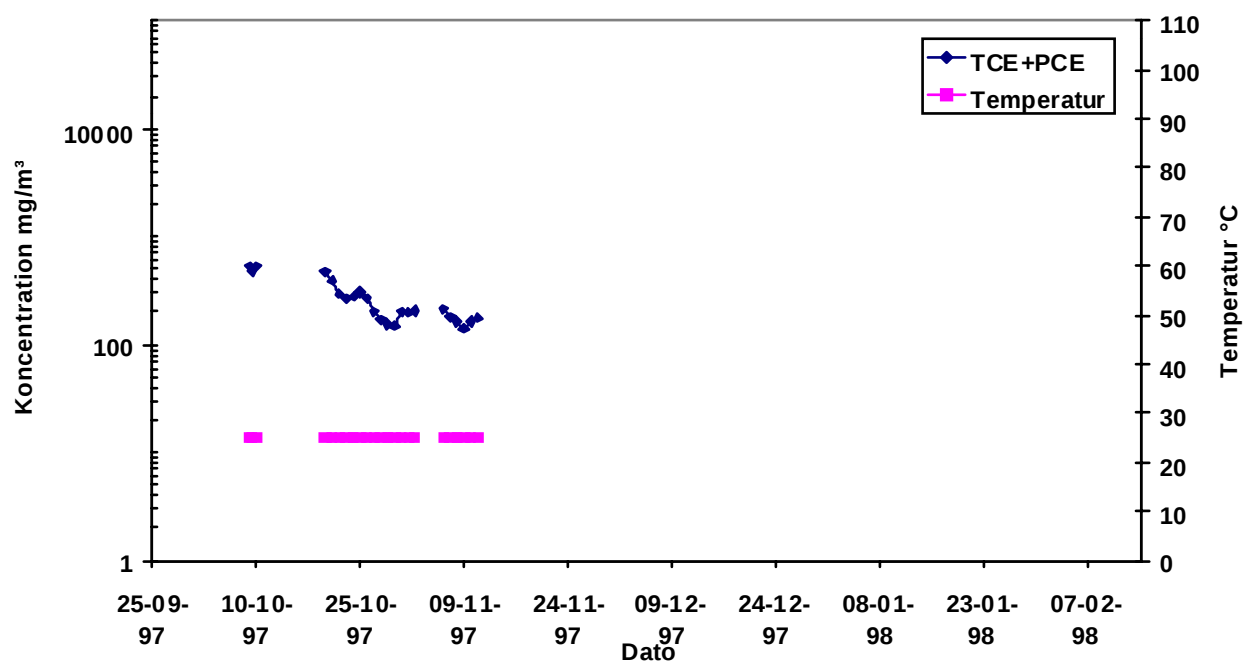
Koncentration og temperatur i E15



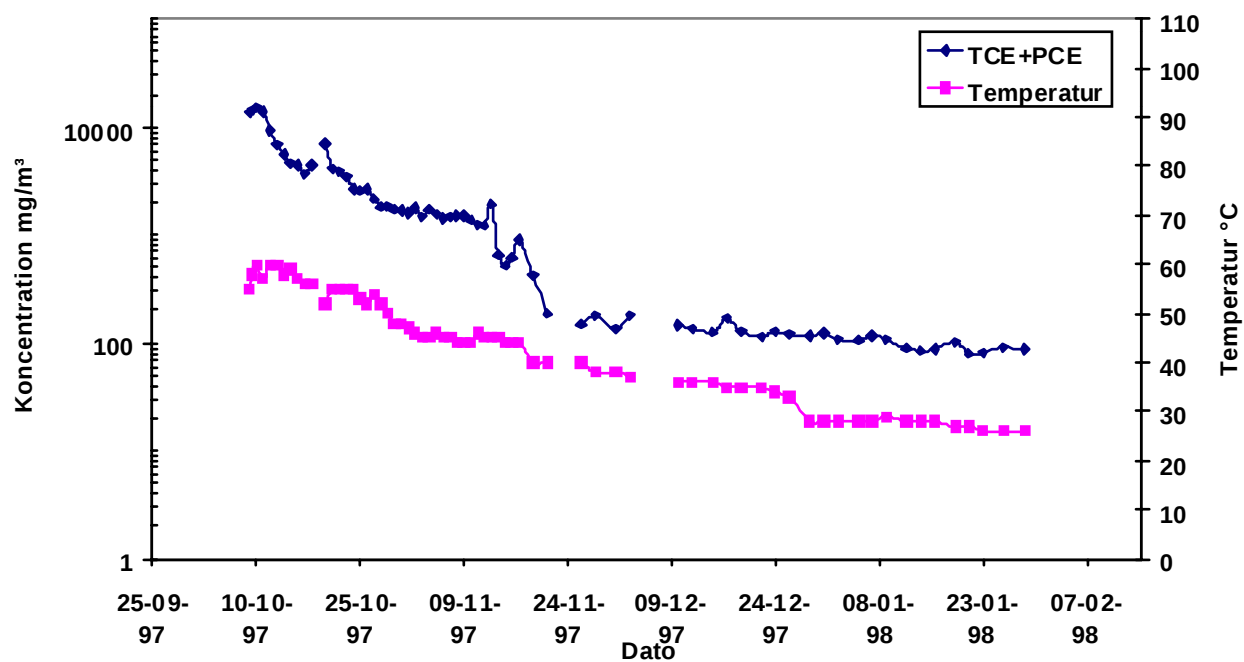
Koncentration og temperatur i E16



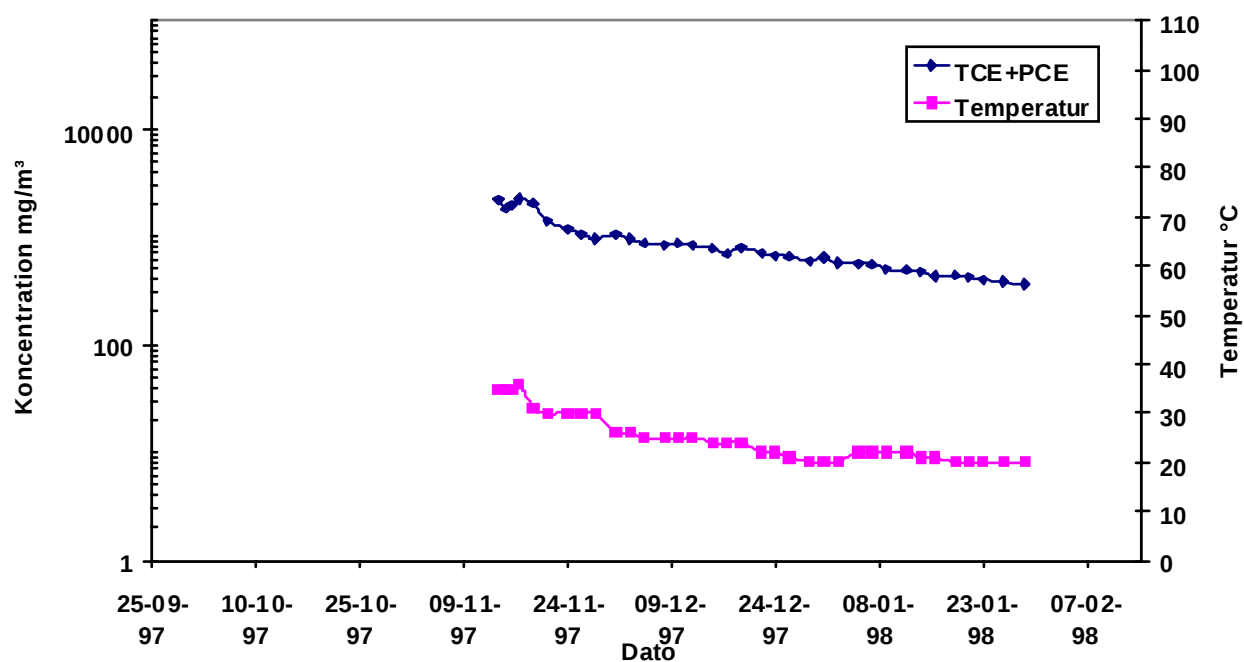
Koncentration og temperatur i E17



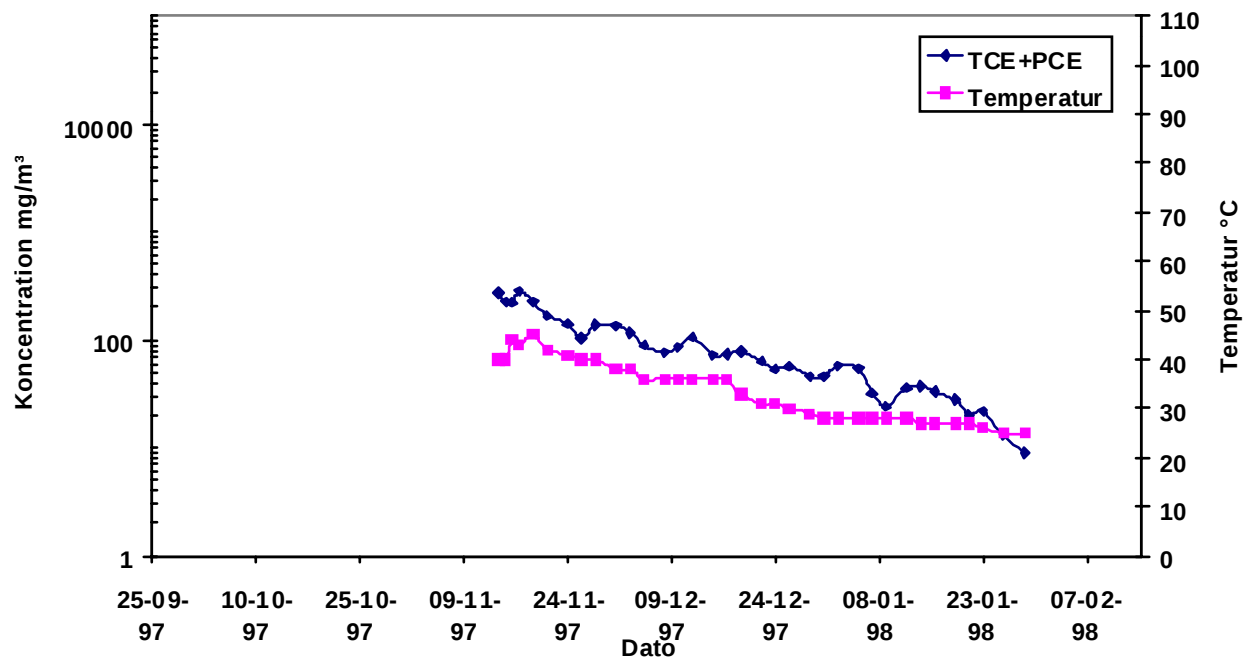
Koncentration og temperatur i E18



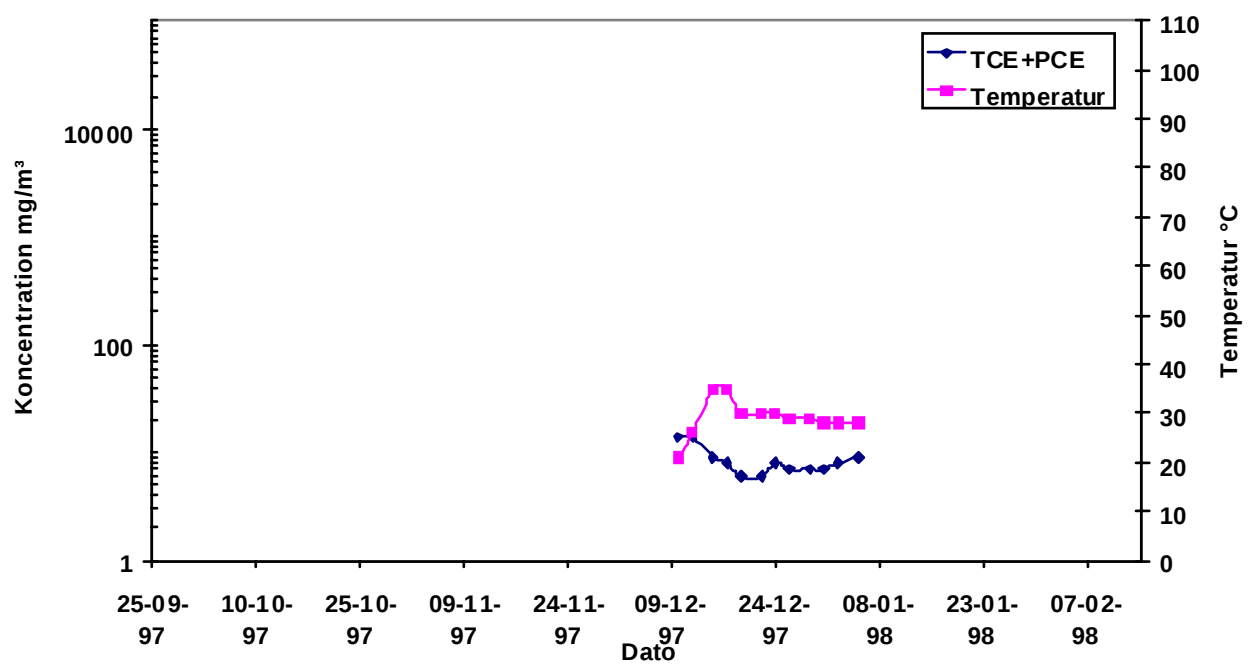
Koncentration og temperatur i E19



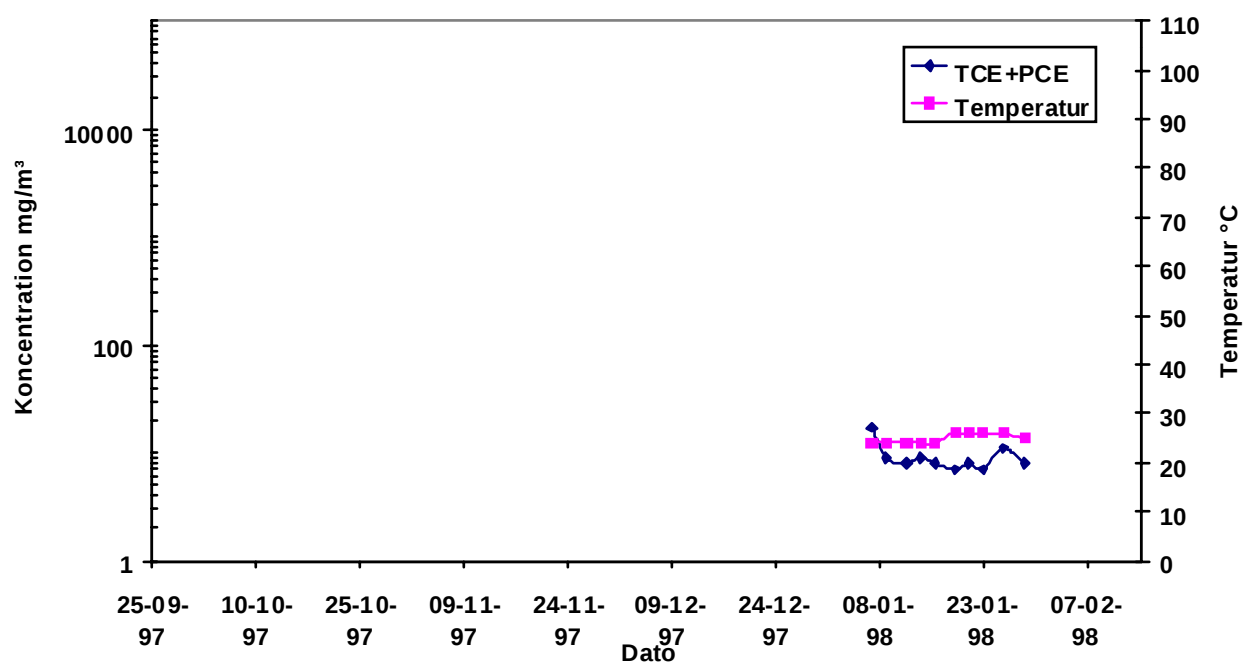
Koncentration og temperatur i E20



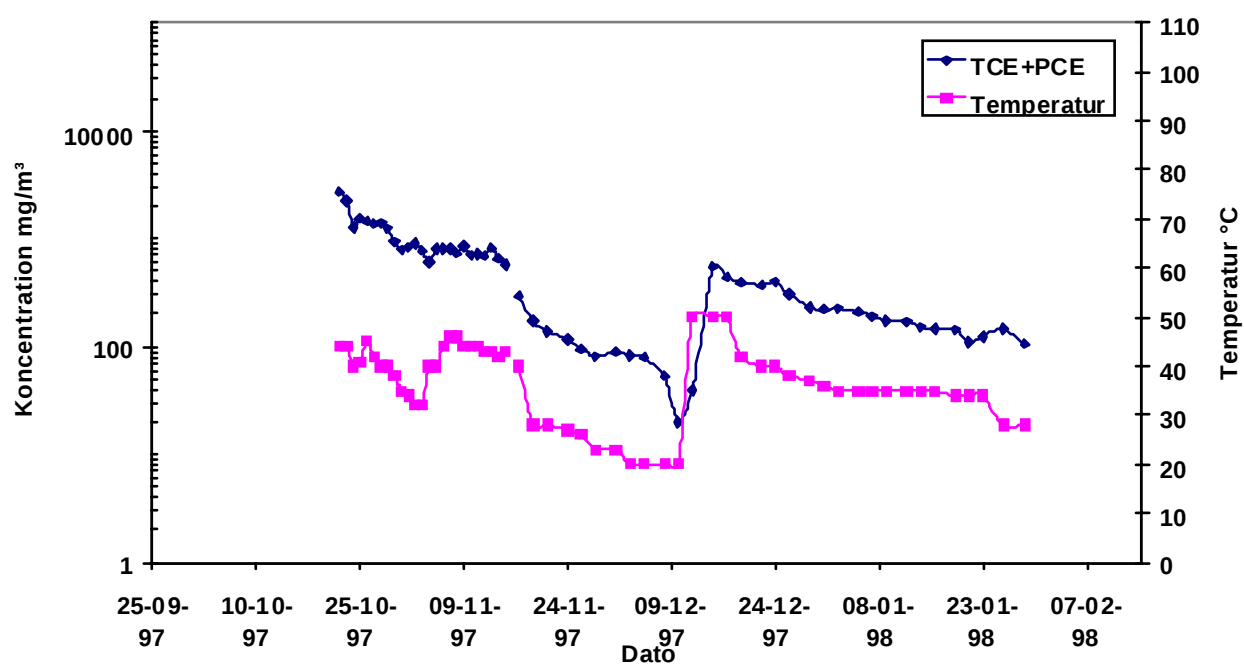
Koncentration og temperatur i E21



Koncentration og temperatur i E22



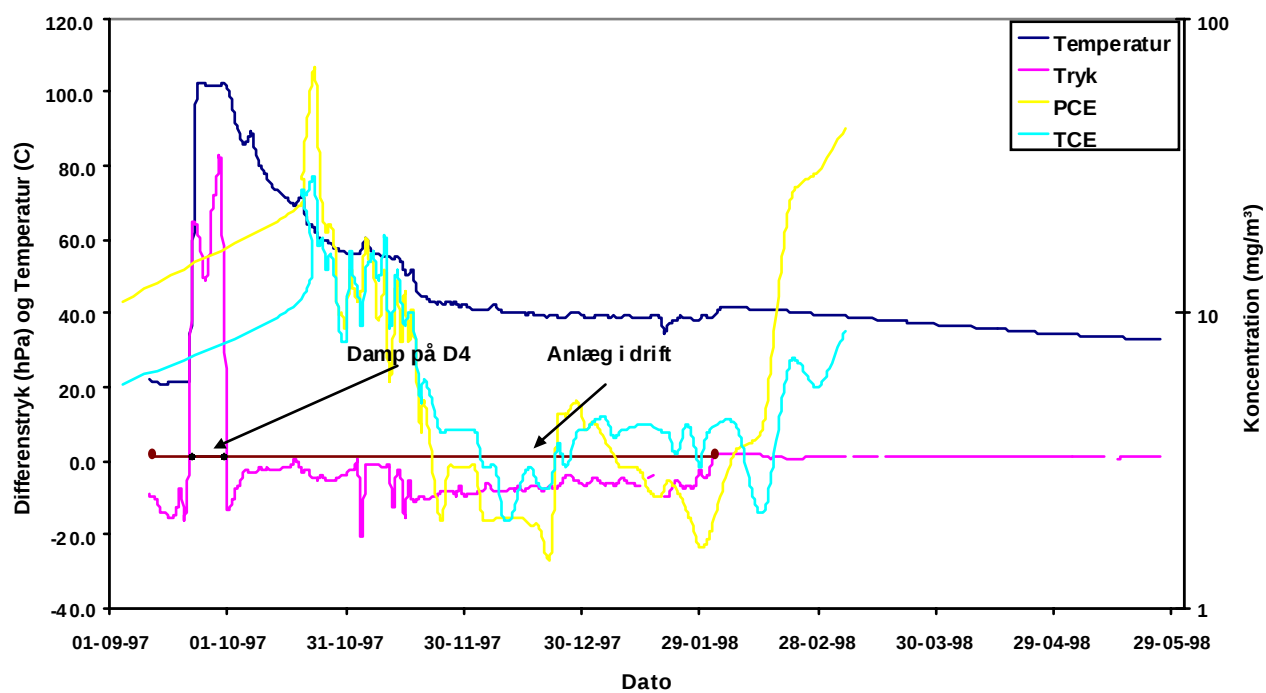
Koncentration og temperatur i V1



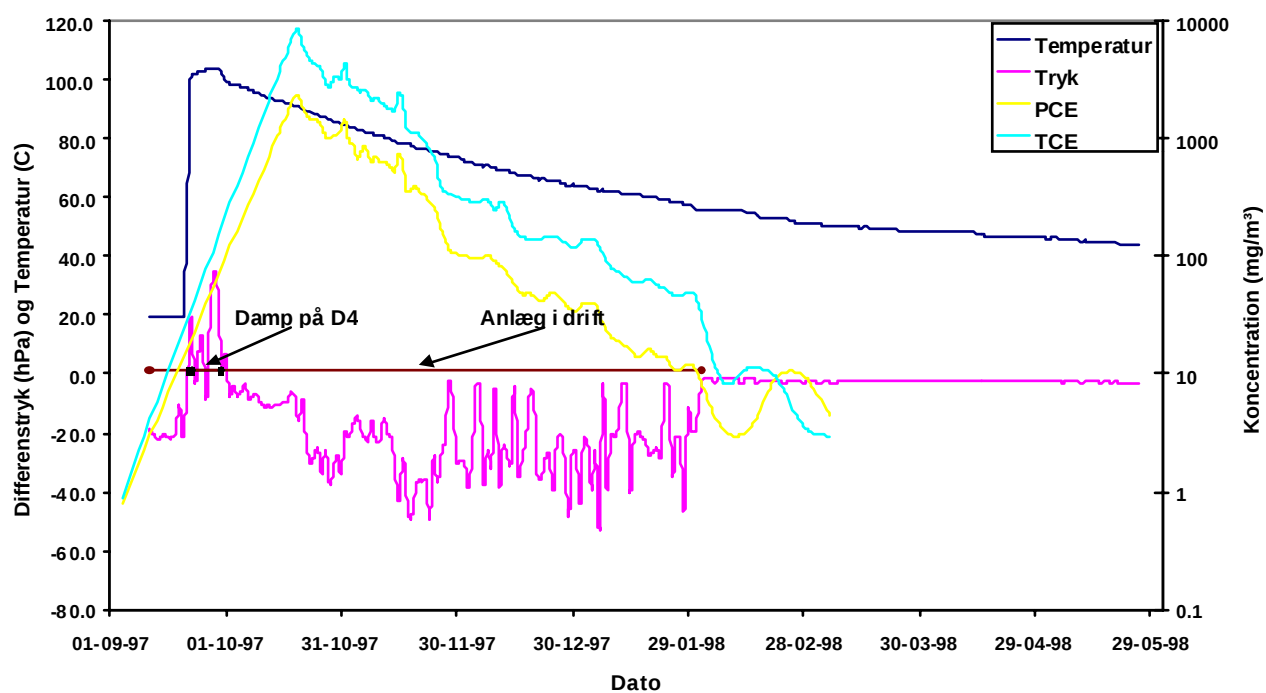
Appendiks 12

Tryk, temperatur og koncentrationsprofiler for M boringeme

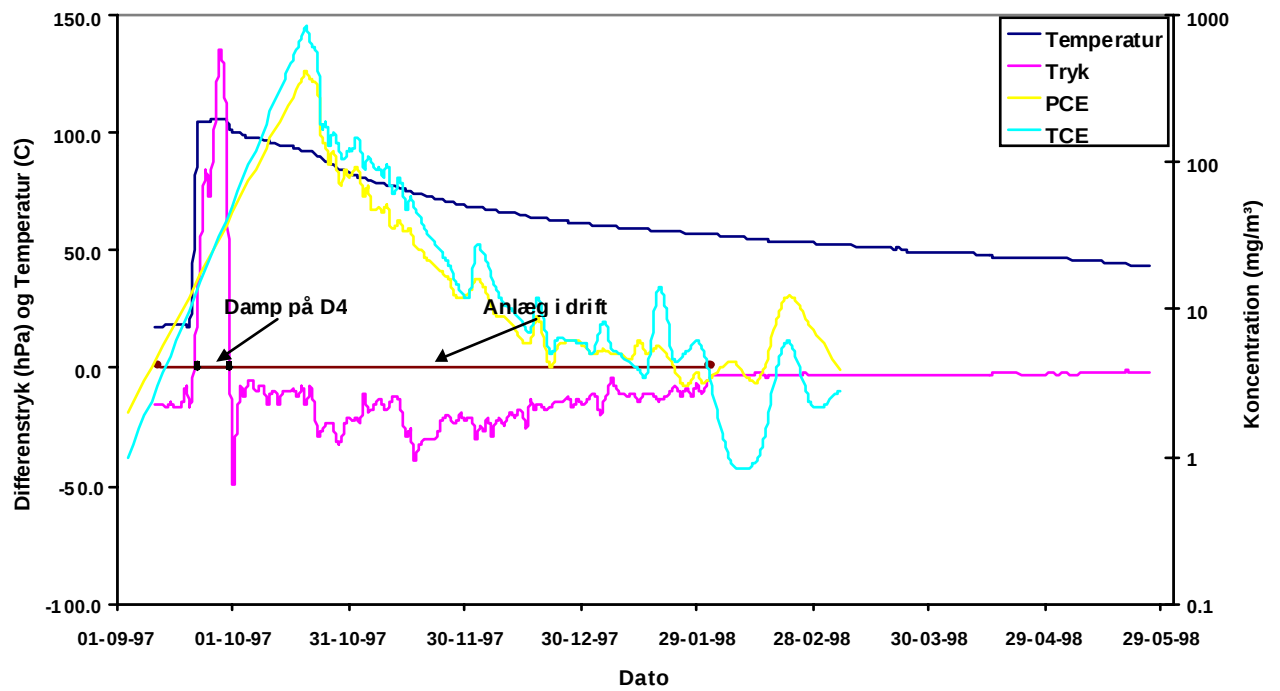
Boring M1 3 mut



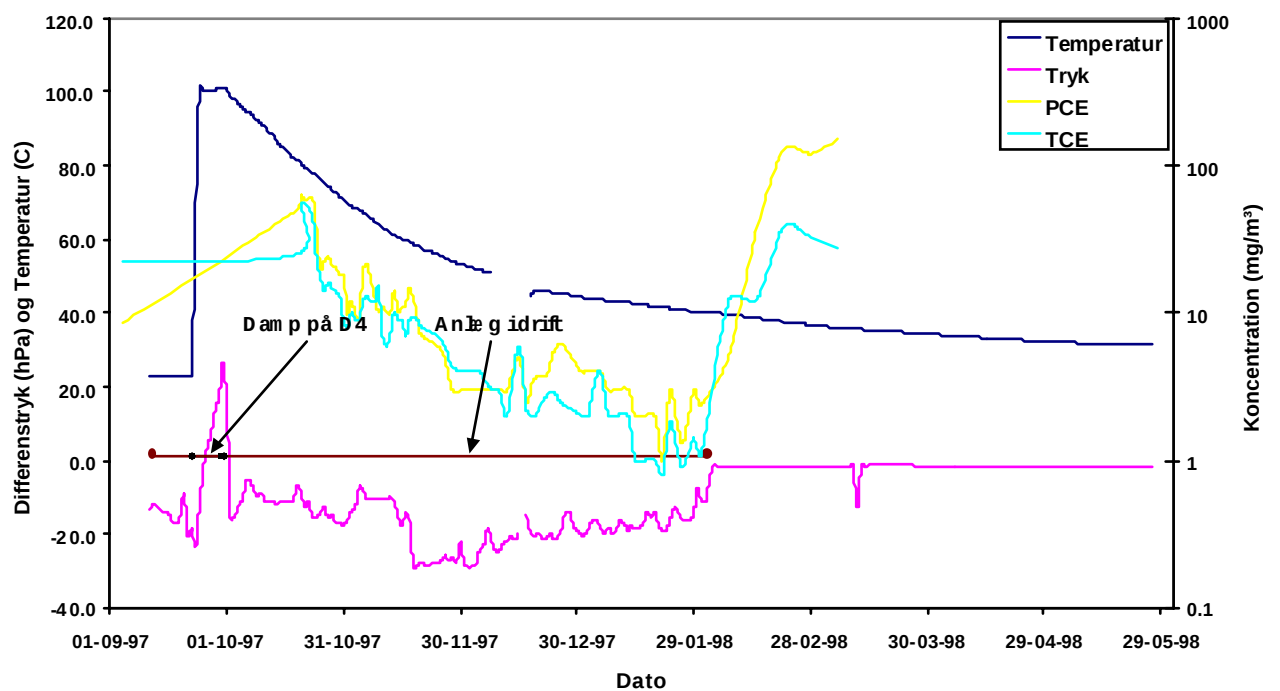
Boring M1 7 mut



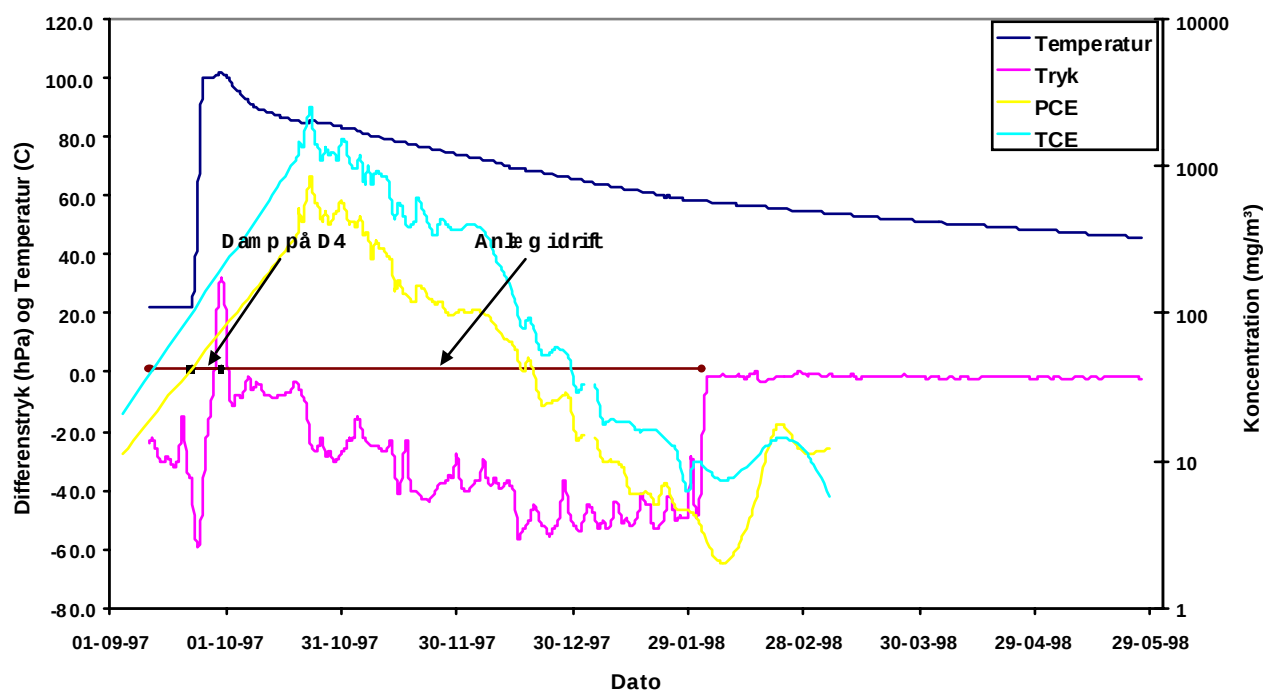
Boring M1 12 mut



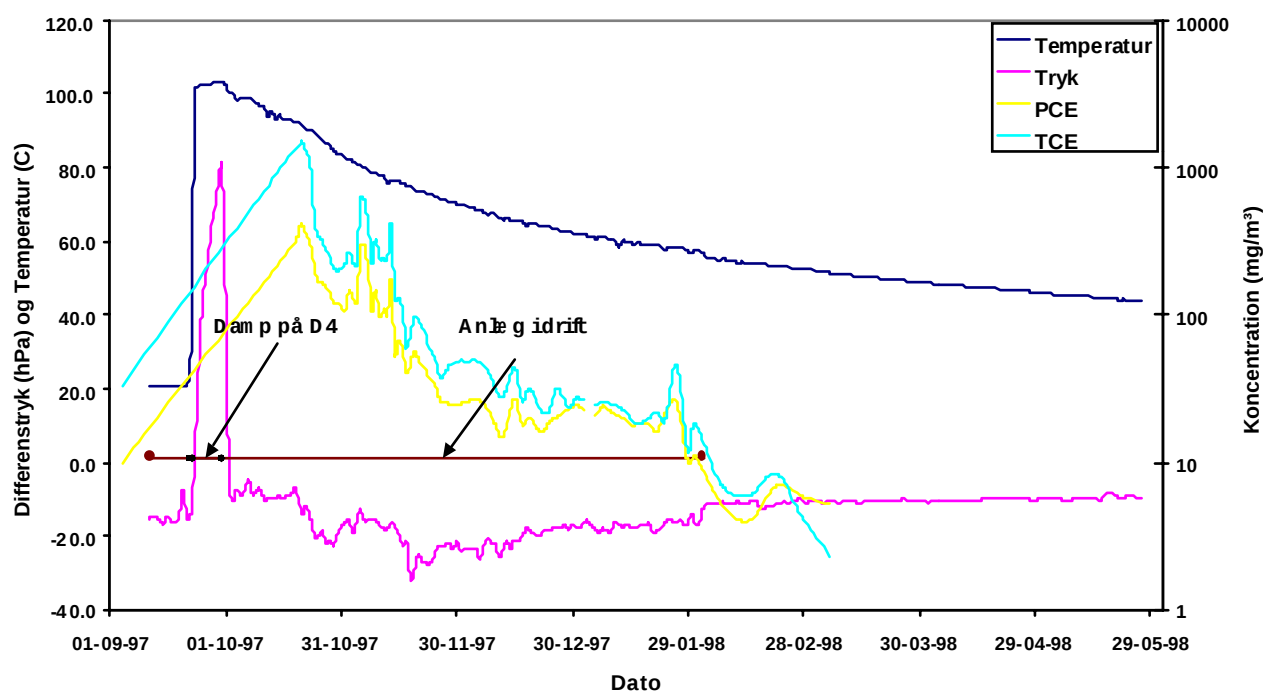
Boring M2 3 mut



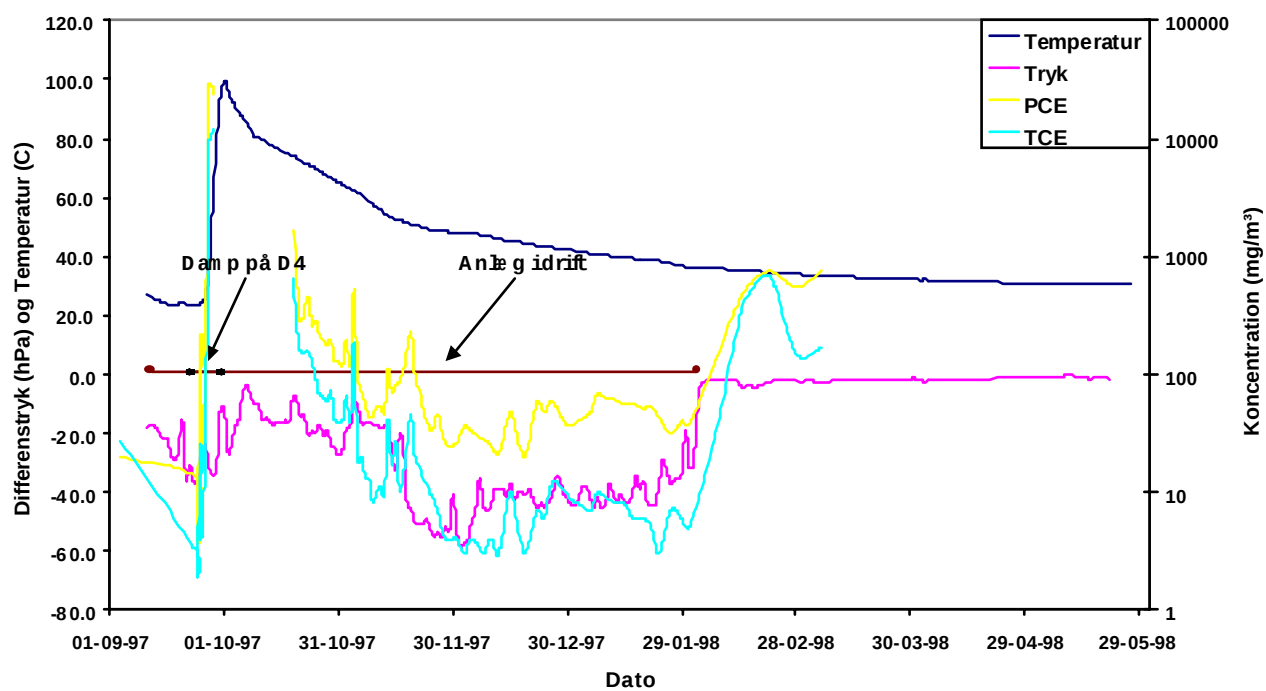
Boring M2 7 mut



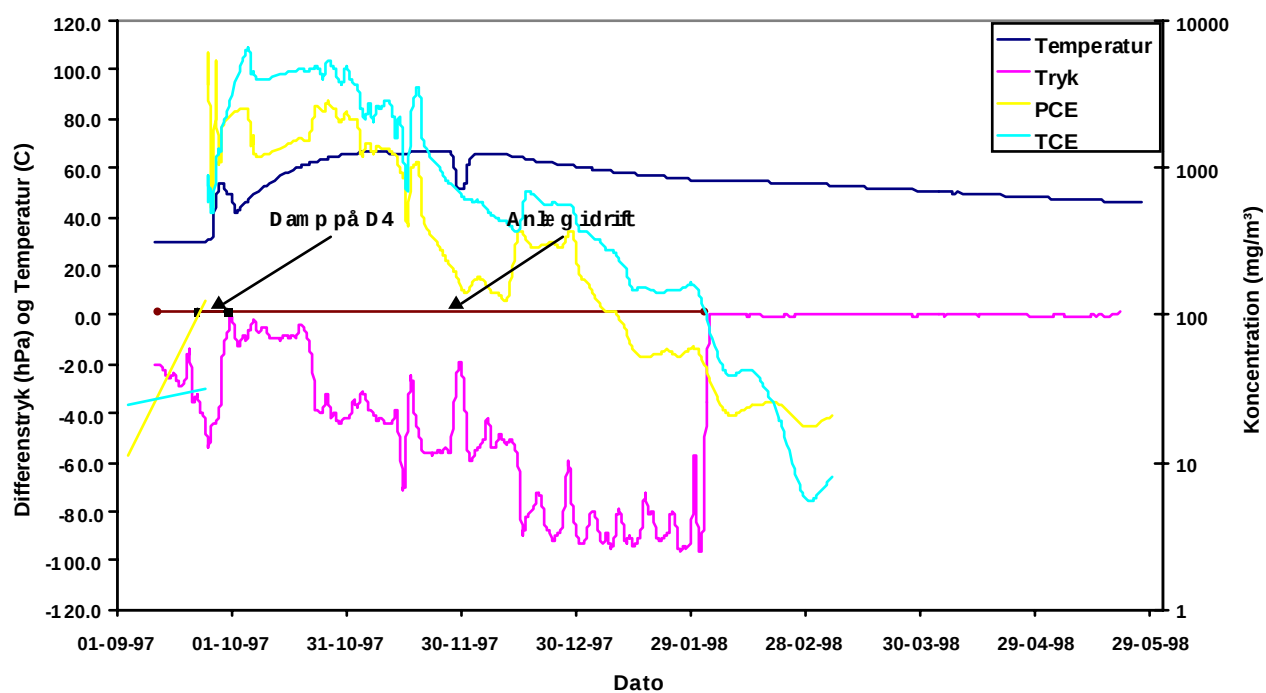
Boring M2 12 mut



Boring M3 3 mut



Boring M3 7 mut



Boring M3 12 mut

