

Miljøprojekt Nr. 898 2004
Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening.

Vakuumentilering - erfaring med monitering og optimering af drift

Ole Kiilerich og Lotte Hjerrild
Ringkøbing Amt

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

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

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

Indhold

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| FORORD | 5 |
| SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER | 7 |
| SUMMARY AND CONCLUSIONS | 11 |
| 1 BAGGRUND | 17 |
| 1.1 OPRENSNINGSTEKNIKKEN VAKUUMVENTILERING | 17 |
| 1.1.1 <i>Principiel virkemåde</i> | 17 |
| 1.1.2 <i>Fordele og ulemper</i> | 17 |
| 1.1.3 <i>Specielle forhold ved anvendelse af vakuumventilering i Danmark</i> | 18 |
| 1.2 BESKRIVELSE AF LOKALITETEN OG AFVÆRGEANLÆGGET | 18 |
| 1.2.1 <i>Lokaliteten</i> | 18 |
| 1.2.2 <i>Afværgeanlægget</i> | 20 |
| 1.3 FORMÅL OG STRATEGI FOR TEKNOLOGIUDVIKLINGSPROJEKTET | 21 |
| 1.3.1 <i>Formål</i> | 21 |
| 1.3.2 <i>Strategi</i> | 21 |
| 1.4 UDFØRTE AKTIVITETER | 23 |
| 1.4.1 <i>Driftsform</i> | 23 |
| 1.4.2 <i>Poreluftmålinger i ventilationsboringer</i> | 24 |
| 1.4.3 <i>Poreluftmålinger i monitoringsboringer</i> | 24 |
| 1.4.4 <i>Grundvandsprøver</i> | 24 |
| 1.4.5 <i>Jordprøver</i> | 24 |
| 1.4.6 <i>Modelarbejde</i> | 25 |
| 2 RESULTATER OG DISKUSSION | 27 |
| 2.1 ANVENDELSE AF LUFTSTRØMNINGSMODEL | 27 |
| 2.1.1 <i>Opygning og brug af luftstrømningsmodellen</i> | 27 |
| 2.1.2 <i>Validering af luftstrømningsmodellen</i> | 28 |
| 2.1.3 <i>Sammenfatning af luftstrømningsmodellen</i> | 28 |
| 2.2 FORURENINGSKONCENTRATION I PORELUFTEN | 29 |
| 2.2.1 <i>Generelt om udviklingen i poreluftskoncentrationerne</i> | 29 |
| 2.2.2 <i>Koncentrationsudvikling i ventilationsboringerne</i> | 30 |
| 2.2.3 <i>Detaljeret gennemgang af de enkelte scenarier</i> | 32 |
| 2.2.4 <i>Sammenfatning af forureningskoncentration i poreluften</i> | 38 |
| 2.3 FORURENINGSKONCENTRATION I GRUNDVANDET | 39 |
| 2.3.1 <i>Generelt om forureningsudviklingen i grundvandet</i> | 39 |
| 2.3.2 <i>Forureningsudviklingen i de enkelte grundvandsboringer</i> | 40 |
| 2.3.3 <i>Sammenfatning af forureningsudviklingen i grundvandet</i> | 41 |
| 2.4 BEREGNING AF FORURENINGSFJERNELSE I JORD, PORELUFT OG GRUNDVAND | 41 |
| 2.4.1 <i>Ligevægtsbetragtninger i jord, grundvand og poreluft</i> | 42 |
| 2.4.2 <i>Forureningsfjernelse på baggrund af massebalancer</i> | 44 |
| 2.4.3 <i>Opstilling af model til estimering af den forventede forureningsfjernelse via vakuumventilering</i> | 48 |
| 2.4.4 <i>Sammenfatning af beregning af forureningsfjernelse</i> | 52 |
| 2.5 PERSPEKTIVERING AF RESULTATER | 54 |
| 2.5.1 <i>Effektivitet af oprensning</i> | 54 |

| | | |
|----------|----------------------------------------------------|-----------|
| 2.5.2 | <i>Ligevægtsberegninger</i> | 56 |
| 2.5.3 | <i>Optimering af oprensningen</i> | 56 |
| 3 | REFERENCER | 59 |
| | | |
| Bilag A: | Geologiske profilsnit | 61 |
| Bilag B: | Oversigtskort med forureningsafgrænsning | 63 |
| Bilag C: | Forureningsudbredelse i umættet zone | 65 |
| Bilag D: | Situationsplan med boringsplacering | 67 |
| Bilag E: | Anlægsbeskrivelse | 69 |
| Bilag F: | Oversigt over udførte aktiviteter | 73 |
| Bilag G: | Drift af GC | 75 |
| Bilag H: | Drift af vakuumventileringsanlæg | 79 |
| Bilag I: | Udvikling i poreluftskoncentrationer | 81 |
| Bilag J: | Poreluftskoncentrationer i monitoringsboringer | 93 |
| Bilag K: | Udvikling i grundvandskoncentrationer | 97 |
| Bilag L: | Masseberegninger | 99 |
| Bilag M: | Forureningsfordeling i jord, grundvand og poreluft | 107 |
| Bilag N: | Modellering af koncentrationer i poreluft | 109 |
| Bilag O: | Model for økonomisk optimering af oprensning | 119 |

Forord

Nærværende projekt om vakuumventilering er udført under Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening, som har til formål at skabe grundlag for at foretage mere effektive oprydninger af forurenede lokaliteter, herunder at afprøve samt implementere nye og nyere oprydning- og afværgeteknologier.

Afværgemetoden vakuumventilering er undersøgt via udvidet monitoring og afprøvning af forskellige driftsformer på et oprensningsprojekt, der er iværksat af Ringkjøbing Amt. Den forurenede lokalitet, reg.nr. 663-15, ligger i Ikast.

Teknologiudviklingsprojektet er udført med støtte fra Jordforureningskontoret i Miljøstyrelsen med Ringkjøbing Amt som bygherre og RAMBØLL Vand & Miljø (tidligere HOH Vand & Miljø A/S) som rådgiver. Miljø Contractors A/S og Mikrolab Aarhus A/S har stået for levering og drift af henholdsvis vakuumventileringsanlæg og on-line målesystem.

Projektets styregruppe er sammensat af følgende personer:

- Inger Asp Fuglsang, Miljøstyrelsen
- Bjørn Jensen, DHI - Institut for Vand & Miljø (faglig sekretær)
- Vibeke Bennetsen, Ringkjøbing Amt
- Ole Kiilerich, RAMBØLL Vand & Miljø
- Rikke Holm, RAMBØLL Vand & Miljø.

Rapporten indledes med en gennemgang af baggrunden for projektet, herunder en beskrivelse af oprensningsteknikken vakuumventilering, de geologiske, hydrogeologiske og forureningsmæssige forhold på forsøgslokaliteten og opbygningen af afværgeanlægget. Endvidere gennemgås formål og strategi for projektet samt udførte aktiviteter.

Herefter følger resultaterne og en diskussion af disse, startende med en vurdering af oprensningsforløbet i henholdsvis den vandumættede og den vandmættede zone. På baggrund af oprensningsforløbene foretages beregninger af forureningsfjernelsen, herunder opstilling af ligevægtsberegninger for forureningsfordelingen mellem jord, grundvand og poreluft. Beregningerne af forureningsfjernelsen leder til opstillingen af en empirisk baseret model for estimering af den forventede forureningsfjernelse forud for udførelse af vakuumventilering. I bilag O er desuden skitseret, hvorledes en sådan model i princippet vil kunne udbygges til en model for økonomisk optimering af oprensning med vakuumventilering.

Til slut perspektiveres resultaterne i forhold til generel anvendelse på andre forurenede grunde. I den afsluttende konklusion resumeres de vigtigste resultater i forhold til projektets målsætning.

Sammenfatning og konklusioner

Sammenfatning

Teknologiudviklingsprojektet

Miljøstyrelsen har givet tilskud til, at Ringkjøbing Amt har kunnet gennemføre et Teknologiudviklingsprojekt med det formål at dokumentere effekten af oprensningemetoden vakuumventilation og opnå viden om metodens geologiske og miljøkemiske begrænsninger under danske forhold. Dette skal senere kunne danne grundlag for udarbejdelse af protokoller for undersøgelse, etablering, drift, optimering og efterkontrol af vakuumventilation.

Projektet er gennemført på affaldsdepot 663-15, beliggende i Ikast. Lokaliteten er kraftigt forurenet med tetraklorethylen stammende fra et tidligere renseri. Grundvandsspejlet for det øvre sekundære magasin er beliggende i ca. 17 m dybde. Geologien varierer stærkt på grunden, men består overvejende af sand med indskudte lerlag af varierende tykkelse. Desuden er der på hovedparten af grunden et terrænnært lerlag af op til 6,5 meters tykkelse.

Teknologiudviklingsprojektet indgår som en del af en in situ oprensning på grunden. In situ oprensningen består i vakuumventilation fra op til 6 ventilationsboringer med 1-2 filtre i hver boring. Vakuumventilationen har foregået over 3 år fordelt på 7 driftsscenerier, adskilt af en pause mellem hver. Hvert scenarie har udover oprensningseffekten haft til formål at belyse et bestemt aspekt ved vakuumventilation. Som led i oprensningen afværges pumpes tillige grundvand med en gennemsnitsydelse på 4 m³/t. Monitoringen består dels i løbende, automatiske GC-målinger fra ventilationsboringerne, dels i manuel prøvetagning af poreluft og grundvand fra en række monitoringsboringer. Den manuelle prøvetagning af poreluft har fundet sted før og efter hvert driftsscenario, således at effekten af hvert scenarie kan vurderes. Til slut i projektperioden er der efter en længere driftspause udtaget jordprøver omkring en ventilationsboring i forureningsens kildeområde med det formål at vurdere ligevægten mellem forureningsindholdet i jord og poreluft.

Anvendelse af strømningsmodel og on-line målesystem

En luftstrømningsmodel opbygget i programmet Modair har været anvendt til at opnå en konceptuel forståelse for luftstrømningen i jorden, herunder bidrage til placering af ventilationsboringerne og tolkning af de første scenarier. Grundvandsspejlets fluktuationer som følge af afværgepumpningen gør imidlertid modellen uegnet til simulering af de reelle trykforhold under de enkelte scenarier. Dette udelukker dog ikke, at luftstrømningsmodeller kan finde anvendelse på andre lokaliteter og her give en præcis viden om luftstrømningsforholdene, således at boringsplacering og pumpeydelse kan designes optimalt i forhold til oprensningsmålet. Men resultaterne af nærværende projekt viser, at opstilling og validering af en luftstrømningsmodel kræver store mængder eksakte måledata, og i tilfælde af mangelfulde eller svingende måledata kan mere simple håndberegninger og kvalitative vurderinger derfor være mere velegnet end modelberegninger.

GC-systemet til on-line overvågning af forureningstilstanden ser ud til at kunne anvendes til at følge koncentrationsudviklingen i boringer enkeltvis, bortset fra måleproblemer ved store koncentrationsændringer, som medfører skift i fortyndingsgrad. Derimod er der større usikkerheder ved sammenligning af boringerne indbyrdes og ved bestemmelse af absolutte koncentrationer. En eventuel fremtidig anvendelse af on-line målesystemer bør baseres på en målemetode, som er knap så følsom som en GC med ECD-detektor.

Udviklingen i forureningskoncentrationer

Forureningen i poreluften falder kraftigt i løbet af den første måned, herefter er påvirkningen mindre. I den efterfølgende pauseperiode stiger koncentrationen igen, uden dog at nå op på udgangskoncentrationen. Tilbageslaget fortsætter tilsyneladende i lang tid, selv efter mere end et halvt års pause konstateres fortsat nærmest lineær stigning i koncentrationerne, især i forureningens kildeområde. Dette bekræftes af målinger udført 15 måneder efter afslutningen af oprensningen. Her er gennemsnitskoncentrationen i forhold til startkoncentrationen på 15% i kildeområdet og 9% uden for kildeområdet.

Forsøgene med pumpning fra henholdsvis et og flere filtre har vist, at man blot ved pumpning fra et filter med forholdsvis beskeden ydelse kan opnå en oprensningseffekt i et meget stort område. Men lokale indskudte lerlag i det sandlag, der pumpes fra, bevirker, at der er lommer, der ikke påvirkes ved pumpning fra et filter alene, hvorfor det er nødvendigt med flere filtre. Ydelsen betyder derimod mindre for oprensningseffekten, idet eksempelvis en fordobling af ydelsen ikke førte til en væsentlig bedre oprensningseffekt. Derfor er det ved projektering af vakuumventilationsanlæg vigtigt at kende udbredelsen af lerlag på hele oprensningsarealet, idet en ventilationstest kun angiver påvirkningsradius i de få boringer, hvor der måles under testen.

Endvidere sås den største effekt ved pumpning fra de dybe filtre, da luften trækkes ned fra terræn, og derved opnås både påvirkning af terrænnære og dybe lag. Dette gælder dog i mindre grad i de områder, hvor der er et terrænnært lerlag, men selv her ses en påvirkning under gulv i en bygning på området. Påvirkningen sker sandsynligvis igennem sprækker i lerlaget, idet der efter endt oprensning fortsat er en stigning i poreluftkoncentrationer i de terrænnære filtre i kildeområdet, samt høje PID-udslag for jordprøver udtaget i det terrænnære lerlag. Dette indikerer, at der stadig er betydelig restforurening i lerlaget og dermed en begrænset oprensningseffekt i dette lag.

I de dybe filtre lige over grundvandsspejlet ses også et betydeligt tilbageslag efter endt oprensning, om end det sker langsommere end i de terrænnære filtre i kildeområdet. Dette tilbageslag antages at skyldes ligevægt med grundvandsforureningen, hvilket tildels underbygges af ligevægtsberegninger mellem grundvand og poreluft. Ligevægtsberegningerne stemmer overens ved omkring halvdelen af målingene. Resultaterne kan tolkes på den måde, at ligevægten mellem grundvandsforurening og poreluft er flere år om at indstille sig. Derimod er der god overensstemmelse mellem en række terrænnære jordprøver udtaget efter endt oprensning og poreluftskoncentrationen i et filter i samme område, hvilket kan skyldes, at her drejer det sig udelukkende om en desorptionsproces, og ikke tillige en diffusionsproces, som tilfældet er over grundvandsspejlet.

Når grundvandsforureningen som her indvirker på tilbageslaget i poreluften, bliver en reduktion af grundvandsforureningen en betingelse for, at der kan opnås en blivende effekt af vakuumventilation. I nærværende tilfælde har af-

værgepumpningen reduceret grundvandsforureningen til 10% af startniveauet. Denne afværgepumpning vil sandsynligvis skulle fortsætte over en længere årrække, for at koncentrationen i grundvandet, og dermed også poreluften, ikke skal stige igen.

Med hensyn til forureningen under gulv har vakuumentileringen reduceret koncentrationen i under-gulv-boringen fra 52 mg/m^3 til under $0,2 \text{ mg/m}^3$. Der er ikke observeret tilbageslag i under gulv boringen 9 måneder efter stop af vakuumentilering, men efter 15 måneder er der målt $9,2 \text{ mg/m}^3$. Vakuumentileringen ser således ud til at have reduceret, men ikke helt elimineret indeklimaproblemet på grunden.

Forudsigelse af forureningsfjernelse

En empirisk model, som er opstillet på baggrund af de målte koncentrationsudviklinger i de udførte scenarier, har vist sig at kunne bruges til at forudsige forureningsfjernelsen ved de enkelte scenarier, i hvert fald til en vis grad. Modellen er bygget op omkring en eksponentiel funktion, som kalibreres så den passer til de empiriske kurveforløb. Modellen passer dog ikke lige godt på alle kurveforløbene, medmindre den rekalibreres med startkoncentrationen for hver enkelt kurve. Men herved går en del af idéen med modellen tabt, da modellen ideelt set skal kunne bruges til at forudsige et oprensingsforløb ud fra en ventilationstest alene. Behovet for rekalibrering hænger sammen med, at pauserne mellem de enkelte driftsscenarioer har været for kort til, at der kunne nå at indstille sig en ligevægt mellem poreluft, jord og grundvand.

Modellen til forureningsforudsigelse er ikke tilpasset de faktiske, ikke-stationære forhold under oprensningen, hvilket eventuelt kunne gøres ved afprøvning af modellen på andre lokaliteter, så modellen samtidig blev mere generelt anvendelig.

Økonomisk optimering af oprensning

Der i bilag O vist, hvorledes den empiriske model til forudsigelse af forureningsfjernelsen vil kunne udbygges til en model for økonomisk optimering af oprensningen, som beregner forureningsfjernelse, tidsforbrug og driftsudgifter ved gennemførelse af et eller flere på hinanden følgende driftsscenarioer. Modellen skal betragtes som en prototype, da dens resultater i høj grad hviler på forudsigelsen af forureningsfjernelsen, der jo stadig har nogle mangler. Men modellen illustrerer, hvorledes de samlede driftsomkostninger afhænger af driftsopstilling (hvor meget der pumpes fra hvert filter) og længden af pause- og driftsperioderne.

Konklusion

Forundersøgelser og valg af afværgeteknik

I forhold til valg og dimensionering af vakuumentilering som oprensningss metode har projektet vist følgende:

- Kortlægning af lerlag indenfor oprensningsarealet er vigtig for at kunne placere ventilationsboringerne optimalt.
- Gennemførelse af en længerevarende ventilationstest kan give information om, hvordan sænkings- og stigningskurverne for forureningskoncentrationen i poreluften forløber. Denne information kan bruges til planlægning af pumpestrategi og til en vis grad til forudsigelse af oprensingsforløbet.

- En luftstrømningsmodel kan bidrage til optimering af boringsplacering og pumpeydelse, men den er krævende at opstille og validere, og det bør derfor overvejes, om den i den enkelte sag kan erstattes af håndberegninger og kvalitative vurderinger.
- Værktøjerne til beregning af ligevægt mellem jord, grundvand og poreluft ville med fordel kunne verificeres nærmere, så de kan danne grundlag for en realistisk vurdering af mængden af forurening og hvordan den fordeler sig. Dette har betydning for valg af oprensningsstrategi.

Etablering, drift og optimering

Med hensyn til etablering, drift og optimering har projektet vist følgende:

- Effektiviteten af vakuumventilation i sandjord er hæmmet af desorption af forureningsstoffet fra indlejrede lerlag, som kun i ringe grad påvirkes af oprensningen, og desorption og diffusion af forurening fra grundvandet samt eventuel fri fase forurening. Disse faktorer bevirker, at oprensningen tager betydeligt længere tid end man skulle forvente ud fra koncentrationerne i poreluften alene, og at det ofte vil være en økonomisk fordel at køre med korte driftsperioder efterfulgt af lange pauseperioder. Alternativt vil det i mange tilfælde være fordelagtigt at vælge et mobilt anlæg, der kan skiftes rundt mellem forskellige lokaliteter.
- Indeklimaet ser umiddelbart ikke ud til at være påvirket af afdampningen fra grundvandet, idet der efter 9 måneders pause i vakuumventileringen ikke kan påvises noget tilbageslag i under-gulv-boringen. Imidlertid observeres der efter 15 måneders pause et tilbageslag på ca. 18% af startkoncentrationen. Dette begrænsede tilbageslag kan dog ligesåvel skyldes restforureningen i den umættede zone. På andre lokaliteter, hvor der ikke er adskillende lerlag mellem grundvand og terræn, eller hvor grundvandspejlet er terrænnært, antages afdampning fra grundvandet i visse tilfælde at kunne påvirke indeklimaet.

Afslutning af oprensning

Hvad angår efterkontrol, dvs. målinger efter endt oprensning til verificering af oprensningsniveauet, peger projektet på følgende:

- Det er nødvendigt med mindst 1-2 års pause, før man ud fra poreluftmålinger kan sige noget endeligt om restforureningen i jorden. Som alternativ hertil vil ligevægtsberegninger i forhold til forureningen i grundvandet og i eventuelle lerlag kunne give en indikation af, om forureningen i poreluften kan antages at være stabiliseret på et givet måletidspunkt.

Summary and Conclusions

Summary

Technology Development Project

The Danish Environmental Protection Agency has co-sponsored a Technology Development Project about vacuum extraction carried out by Ringkjøbing Amt. The aim of the project was to achieve documentation on the use of vacuum extraction as a soil remediation method and to gain knowledge about specific geological and physical/chemical limitations of the method when used in Denmark. These findings can later be used to form the basis of protocols for investigation, construction, operation, optimization, and post-remediation control of vacuum extraction projects.

The project was carried out at a site where soil and groundwater are heavily polluted with tetrachloroethylene arising from a former dry cleaners. The site is located in Ikast, Denmark. The geology of the site is very heterogeneous but it can generally be described as sand containing clay layers of varying thickness and at various depths. On the main part of the site there is a clay layer of 6.5 meters in thickness close to the surface level. The groundwater level of the upper aquifer is around 17 meters below surface level.

The vacuum extraction project is part of the site remediation scheme which also includes a groundwater pump-and-treat system that is operated at an average pumping rate of 4 m³/h. The vacuum extraction system comprises 6 extraction wells, each with one or two screens that can be operated with a flow rate of up to 100 m³/h per screen. During the project 7 different operating scenarios were tested with pauses between each. In order to investigate different aspects of the vacuum extraction method, each scenario had a specific set-up with regards to the screens that were used, the extraction rate from each of the screens, and in some cases the length of pause and operating periods during intermittent operation. Monitoring consisted of continuous, automatic GC-analysis from all the extraction screens, as well as manual sampling of soil gas and groundwater from a number of monitoring wells. The manual sampling took place before and after each scenario in order to evaluate the specific effect of each scenario. Towards the end of the project period a number of soil samples were collected in the vicinity of an extraction well situated in the most polluted area, with the aim of verifying the relationship between the pollution concentration in the soil gas and in the soil matrix.

Use of air-flow modeling and on-line sampling and measurements

The software program ModAir was used to create a model of the airflow in the soil during vacuum extraction. The model contributed to the conceptual understanding of the airflow in the soil and to the interpretation of the first scenarios. However, fluctuations in the groundwater level due to the operation of the groundwater extraction system made it impossible to achieve a correct simulation of the pressure distribution in the soil during vacuum extraction. On the other hand, this does not imply that air-flow models cannot be used successfully at other sites to gain knowledge of the air-flow patterns and to ensure a proper design of the vacuum extraction system. It is important to re-

member that building and validating a model requires a lot of exact measurements and if these are not available, or if they vary in quality, it might be better to base the design on more simple calculations together with qualitative assessments.

The GC-system for on-line monitoring of the pollution concentrations in the soil gas was used with good results to observe the development in concentrations in each screen during vacuum extraction and during pauses. There were, however, some measurement errors when the degree of dilution for a specific screen had to be changed to accommodate the change in concentration in the soil gas due to the vacuum extraction. Additionally, large uncertainties occurred when comparing one screen with another, or when comparing measurements with more accurate laboratory methods. Therefore, future application of on-line measurements should rely on a measuring technique that is less sensitive than a GC-system with EC-detector.

Changes in pollution concentrations

The soil gas pollution concentrations quickly decreased during the first month of operation, after which the decrease continued at a slower rate. During the periods of pause following vacuum extraction, the concentrations rose again to a level below the initial concentration. This rebound effect seemed to continue for a long time, even after 6 months the concentrations were still rising almost linearly, especially in the hot-spot area. This observation was confirmed by monitoring carried out 15 months after the operation had ended. The average concentration was about 15% of the initial concentration in the hot-spot area and about 9% outside of this area.

Extracting from a single screen compared with several screens showed that by extracting from one screen alone a remediation effect can be achieved in a large area in this type of sandy soil. However, layers of clay or other inhomogeneities may result in local zones where the airflow is reduced, hence it is necessary to have several screens to be able to address these zones as well. The flow rate seemed less important for the remediation effect, for instance a doubling of the flow rate did not yield a significant increase in remediation effect. Prior to designing a vacuum extraction system it is thus very important to know the location of clay layers and other low-permeable soil layers in the whole area, as a soil-venting test only explores the radius of influence in the directions of the few wells used in the test.

Extraction from the deep screens located just above the groundwater level was more effective than extraction from the more shallow screens. This is because the extracted air is taken from the atmosphere through the soil down to each screen, hence both the soil at the surface level and the soil at deeper levels are influenced when extracting from the deep screens. This is not as significant when there are clay layers near the surface, but even here the project showed a remediation effect through the clay layer on the concentrations beneath a building. This effect is probably caused by fractures in the clay layer and not a uniform flow through the whole layer, as the monitoring of soil samples and soil gas before and after the operation of vacuum extraction showed that there was still a significant part of the initial pollution left in the clay layer, which indicates that only a small part of this layer had been influenced by the vacuum extraction.

The deep screens also showed a significant rebound effect after the end of the operating period, but this was at a slower rate than in the screens near surface

in the hot-spot area. The rebound effect in the deep wells could be caused by the concentration in the soil gas being in equilibrium with the concentration in the groundwater. This is partly confirmed by calculations of the theoretical equilibrium, although only in about half of the measurements. The reason for this could be that the equilibrium between groundwater and soil gas is only complete after several years. On the other hand, the concentrations in selected soil samples in the hot-spot area showed a good correspondence with the theoretical concentrations obtained from the equilibrium with the soil gas concentrations in this area. A reason for this could be that in this case the equilibrium is mainly achieved through the process of desorption from the sand to the soil air, whereas the equilibrium with the pollution in the groundwater also involves the process of diffusion from the groundwater level and up through the soil above.

In cases like this, where the groundwater pollution has an effect on the rebound of the pollution in the soil gas, a reduction of the groundwater pollution becomes necessary to achieve a lasting remediation effect from the vacuum extraction. In the present case, the pump-and-treat system reduced the groundwater pollution to about 10% of the start level, and the groundwater extraction will probably have to continue for many years to avoid a rebound of the pollution level in the groundwater and thereby also in the soil gas.

The vacuum extraction reduced the pollution beneath the building from 52 mg/m³ to less than 0.2 mg/m³. There was no rebound effect immediately after the end of the operating period but after 15 months the concentration had risen to 9.2 mg/m³. Vacuum extraction thus reduced, but did not eliminate, the potential problem of soil gas pollution endangering the indoor climate in the building.

Prediction of pollution removal

An empirical model to predict pollution removal was developed on the basis of the changes in average concentrations that were measured during operating and pause periods. To some extent the model could be used to predict the total amount of pollution removed by vacuum extraction in each scenario. The model was constructed around an exponential function that was calibrated according to the measured concentration sequences. However, the model could only fit the exact concentration curve in the scenarios if it was re-calibrated with the initial average concentration of each scenario. The reason for this might be that the pauses in this project were generally too short to reach an equilibrium between soil, groundwater and soil gas. However, the necessity of re-calibration before modeling a new scenario is contradictory to the aim of the model, namely to use it to forecast the remediation effect of any given sequence of operation and pause periods on the basis of an initial soil venting test.

It might be possible to improve the model to cope with the non-stationary conditions that prevail during short operation periods and pauses. This should preferably be done using data from other sites so that the model could also be adjusted for more general use.

Economic model for optimization of remediation operation

The appendix shows how the empirical model for predicting the remediation effect can be extended to an economic model for optimization of the remediation, taking into account pollution removal, time necessary to reach the remediation goal, and operating costs of one or several consecutive operating sce-

narios. The economic model should only be regarded as a prototype because it is highly dependent on the ability to predict the pollution removal, and this ability is still lacking in some aspects. However, the economic model does show how the operating costs depend on the flow rate from each filter and the length of operating and pause periods.

Conclusions

Preliminary investigations and selection of remediation technology

In relation to the selection and design of vacuum extraction as a remediation technology it was found that:

- Thorough mapping of clay layers within the remediation area is important in order to place the venting wells and screens in a way that ensures proper spreading of the airflow in the soil.
- A prolonged vacuum extraction field test yields information about how the concentrations of pollution in the soil air behave during operation and pause. This can be used to design an effective strategy of operating the vacuum extraction system and to predict to some degree the pollution removal and the changes in concentration during the remediation process.
- An airflow model can contribute to designing the placement of the extraction wells and screens and the extraction rates from each screen. The construction and validation of such a model, however, demands a lot of time and effort and in each case it should therefore be considered if the model can be replaced with more simple calculations and qualitative assessments.
- The tools for calculation of the pollution equilibrium between soil, groundwater, and soil gas should be further verified in order to establish a basis for realistic assessments of the total pollution mass and how it is distributed. This is an important question for the selection of vacuum extraction as part of a remediation strategy.

Construction, operation, and optimization of remediation facilities

With regard to construction, operation and optimization of vacuum extraction the project shows that:

- The effectiveness of vacuum extraction in sandy soils is reduced when one or more clay layers are present in the sand. This is due to the slow desorption of pollution from the clay and to the fact that the air does not really flow through the clay. Furthermore, desorption and diffusion of pollution from the groundwater and any possible free phase pollution also slows down the remediation process. The result is that the remediation takes much longer than could be expected from the pollution concentrations in the soil gas alone. It also implies that there is an advantage in operating the vacuum extraction with short operating periods followed by long pause periods, perhaps even using a mobile vacuum extraction unit that can be transferred to other sites when not in use at the specific site.
- The indoor climate in a building near the hot-spot did not seem to be influenced by pollution transport from the groundwater because after an operating pause of 9 months there was no rebound in the pollution concentration under the building. But after 15 months of pause a rebound of

18% of the starting concentration was observed. However, the observed rebound effect might just as well be caused by soil pollution in the unsaturated zone. At other sites, where there are no clay layers between the groundwater and the surface and where the groundwater level is closer to the surface, the groundwater pollution probably has an effect on the concentrations under nearby buildings.

Termination of remediation

With regard to the post-remediation control, i.e. measurements taken after the vacuum extraction has ended to verify the level of pollution left in the soil, the project points to the following:

- It is necessary to have at least 1-2 years of pause after terminating the vacuum extraction before the soil gas measurements can provide useful information about the level of pollution left in the soil. An alternative method could be to use actual measured concentrations in the groundwater and the soil to calculate the theoretical concentrations in the soil gas. If the measured concentrations in the soil gas are lower than the calculated concentrations, more rebound effect in the soil gas concentrations is to be expected.

1 Baggrund

1.1 Oprensningsteknikken vakuumentilering

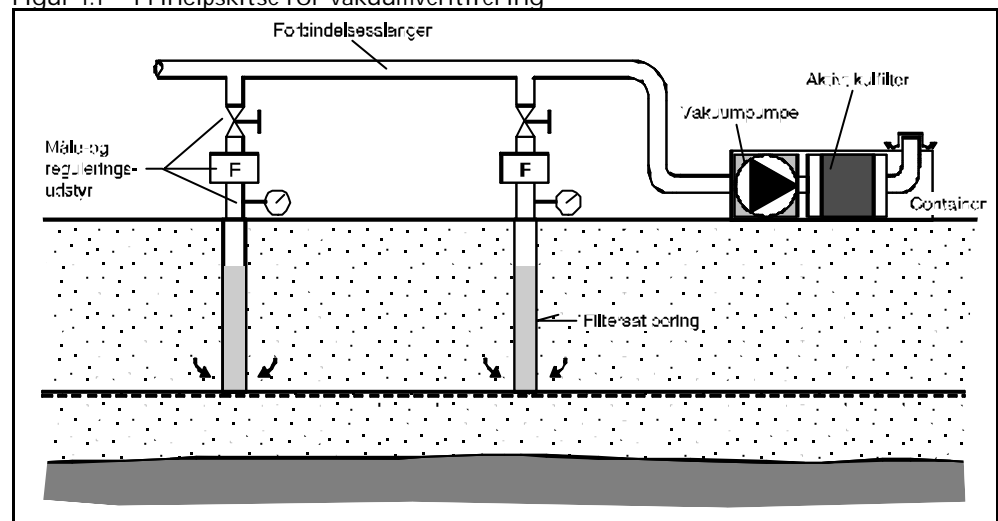
1.1.1 Principiel virkemåde

Oprensningsteknikken vakuumentilering er primært anvendelig overfor klorerede opløsningsmidler, benzin, petroleum, terpentin og tilsvarende flygtige forureningstyper.

Ved vakuumentilering påføres den umættede zone i jorden et undertryk, således at flygtige stoffer stripes fra jordmatrixen. Den væsentligste effekt ved metoden stammer dog fra den løbende udskiftning af poreluften, som vakuument medfører, snarere end fra selve vakuument. Udskiftningen af poreluft medfører, at forureningskoncentrationen i poreluften falder, hvorved den opståede koncentrationsforskel skaber en transport af forurening fra jordmatrixen og ud i poreluften. I forbindelse med ventileringen sker der endvidere en tilførsel af atmosfærisk luft, der stimulerer en mikrobiel nedbrydning af aerobt nedbrydelige forureningsstoffer.

Den opsamlede luft renses på et aktivt kulfilter eller lignende og udledes til det fri.

Figur 1.1 Principskitse for vakuumentilering



1.1.2 Fordele og ulemper

Fordelene ved vakuumentilering er, at metoden er forholdsvis billig i anlægs- og driftsudgifter, og at tilgængelig forurening i den umættede zone fjernes effektivt. Hvor tilgængelig forureningen er, afhænger blandt andet af, om jorden er sandet eller leret samt af vandindholdet.

I sandjord er forureningen relativt let tilgængelig, idet der er en høj permeabilitet, som betyder, at forurening kan transporteres ved hjælp af konvektiv transport.

I moræner vil forureningen være svært tilgængelig, idet den først skal transporteres ud af lermatricen ved diffusiv transport, før den kan føres bort med poreluften ved konvektiv transport i sprækkerne i leret. Det lille undertryk, der skabes ved vakuumentilering, er langt fra tilstrækkeligt til at trække forureningen ud af lermatricen. Ydermere betinger det høje vandindhold i lerjorden, at diffusionstransporten foregår endnu langsommere, end hvis jorden havde været tør.

Ulemperne ved vakuumentilering er, at metoden ikke har nogen direkte oprensningseffekt i den vandmættede zone i jorden, og at metodens effektivitet er begrænset i lerjord og ved inhomogene jordforhold. Ved inhomogene jordforhold, dvs. blandede høj- og lavpermeable zoner i jorden, vil udskiftningen af poreluften hovedsageligt finde sted i de højpermeable zoner, hvorved oprensningseffekten bliver begrænset i de lavpermeable zoner.

1.1.3 Specielle forhold ved anvendelse af vakuumentilering i Danmark

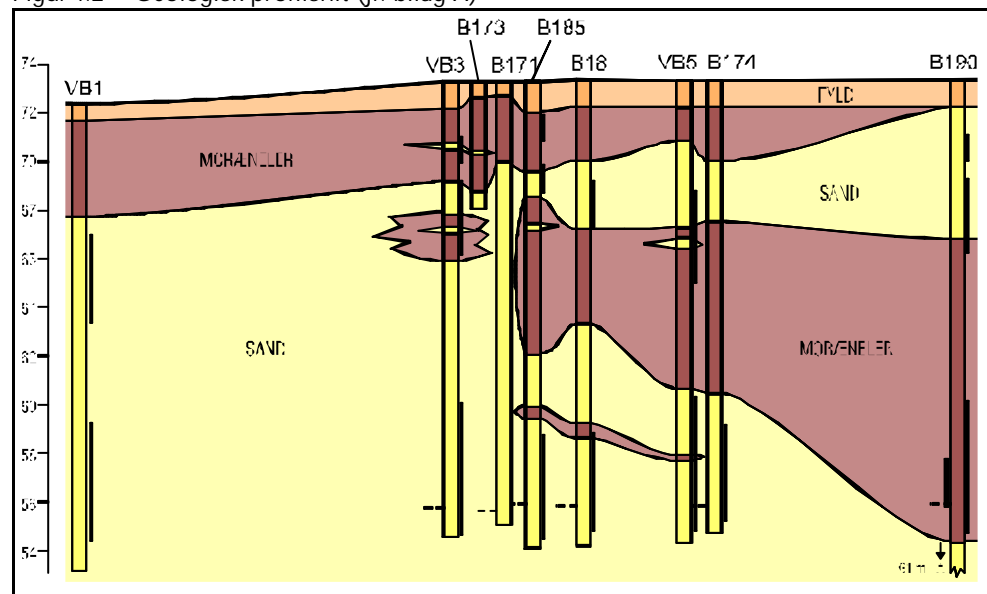
Vakuumentilering har været anvendt meget i USA, også i kombination med andre in-situ oprensningsmetoder, såsom air sparging og termisk oprensning.

I Danmark har metoden også fundet udbredelse, om end de typiske danske geologiske forhold med indslag af moræner begrænser effektiviteten mange steder. En anden forskel mellem Danmark og USA er, at mange forureninger i Danmark er af mindre omfang og styrke end i USA. Til gengæld kan de danske oprensningskrav være lavere. Disse forhold kan medvirke til, at in-situ metoder, herunder vakuumentilering, bliver relativt dyrere at anvende i Danmark, og at det bliver sværere at opnå en succesfuld oprensning.

1.2 Beskrivelse af lokaliteten og afværgeanlægget

1.2.1 Lokaliteten

Figur 1.2 Geologisk profilsnit (jf. bilag A)



Geologiske/hydrogeologiske forhold

Vandspejlet for det øvre sekundære grundvandsmagasin ligger ca. 17 m under terræn (m u.t.). Magasinet er ca. 16 meter dybt og underlejret af et tyndt lerlag (0,5 – 1 m), som danner adskillelsen til det dybe indvindingsmagasin. Der er en nedadrettet gradient fra det øvre til det nedre magasin. I det øvre magasin er der et grundvandsskel øst for grunden, og strømmingen er således vestlig til nordvestlig. I det nedre magasin er strømmingen østlig rettet mod Ikast Vandværks indvindingsboringer.

Geologien i den umættede zone består overvejende af sand med indslag af ler, hvilket muliggør anvendelse af afværgeteknikken vakuumventilering. Udover sandet findes et terrænnært lerlag med varierende tykkelse på hovedparten af grunden. Lerlagets største mægtighed er på ca. 6,5 m og findes på den vestlige del af grunden. Laget savnes helt mod nordøst. Ved pejlinger af boringer filteret i lerlaget har laget vist sig at være vandmættet, men dette er ikke nødvendigvis tilfældet hele tiden, idet der antagelig er stærke årstidsvariationer.

Udover det terrænnære lerlag findes ler forskellige steder i de dybere dele af den umættede zone. Det drejer sig især om et massivt lerlag i næsten hele den umættede zone vest for grunden, der formentlig danner randen for såvel forureningsudbredelsen som det område, der påvirkes af ventilationen, samt en lerkile i den nedre del af den umættede zone i sydøstlig retning. Lerkilen har størst mægtighed sydøst for det forurenede område, men den når helt ind i forureningens kildeområde. Det forventes, at lerkilen i en vis udstrækning danner en barriere for strømning og forureningsspredning mellem den øvre og nedre del af sandlaget i umættet zone. Se de geologiske profilsnit i bilag A.

Forureningstilstand

Figur 1.3 Situationsplan



Den aktuelle grund er beliggende midt i Ikast by i tæt bymæssig bebyggelse. Lokalt har tidligere været anvendt til renseri, hvilket har medført en betydelig forurening i jord, poreluft og grundvand. Forureningen består næsten udelukkende af tetrachlor-ethylen (PCE).

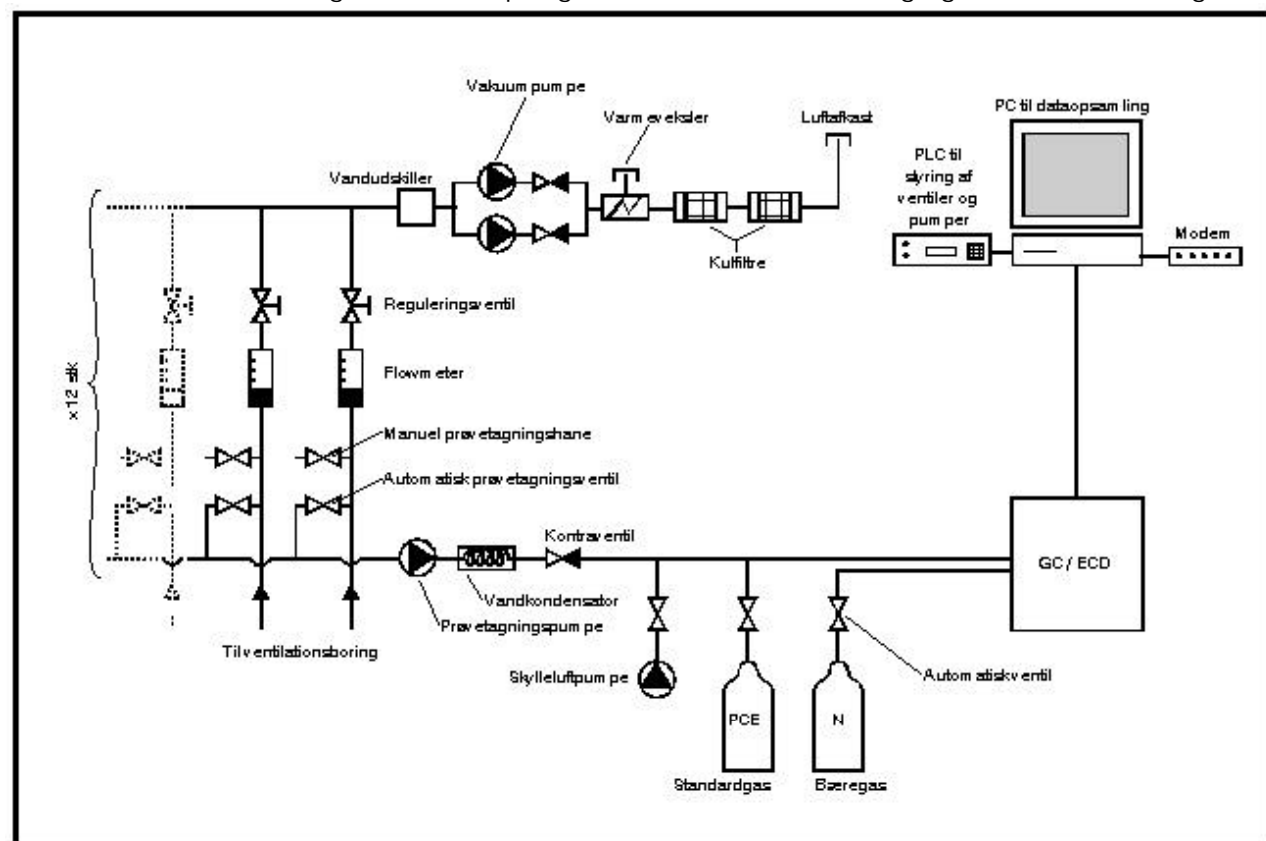
Der er fundet PCE-forurening i den umættede zone fra terræn til grundvandsspejlet. Desuden er der fundet PCE-forurening i såvel det øvre grundvandsmagasin som det dybere indvindingsmagasin, der udnyttes af Ikast Vandværk. Forureningsniveauet er op mod 9.000 mg/m³ i poreluften, 28 mg/m³ i jordprøver og 46.000 µg/l i toppen af det øverste grundvandsmagasin. Oversigtskort med afgrænsning af forurening i jord, vand og poreluft kan ses i bilag B.

En detaljeret beskrivelse af forureningsudbredelsen i umættet zone er vist i bilag C. Poreluftkoncentrationerne er målt i øvre og nedre del af umættet zone, svarende til niveauet over og under den omtalte lerkile. I kildeområdet er forureningsniveauet generelt højest i den øvre del af umættet zone. /2, 3, 4, 5/.

1.2.2 Afværgeanlægget

Det etablerede vakuumventileringsanlæg og tilhørende monitoringsboringer er vist på situationsplan i bilag D. Nedenstående figur viser et principdiagram af afværgeanlægget med tilhørende on-line monitoringsenhed.

Figur 1.4 Principdiagram for vakuumventilering og on-line monitoring



Afværgeanlægget består af 6 ventilationsboringer, en rensenhed med vakuumpumper og kulfiltre til oppumpning og rensning af jordluften, et målesystem til on-line måling af forureningskoncentrationen i jordluften, rørledninger fra ventilationsboringer til rensenhed, samt monitoringsboringer til mo-

nitering af poreluft og grundvand. De enkelte anlægsdele er nærmere beskrevet i bilag E, og driftsproblemerne er beskrevet i bilag H.

Ventilationsboringerne VB1-VB6 er filtersatte i henholdsvis øvre og nedre del af sandlaget i umættet zone, undtagen VB4 hvor der på grund af udbredt ler kun er et filter. VB1-1 henviser således til det nedre filter i VB1, og VB1-2 henviser til det øvre filter. VB3 er placeret i forureningens kildeområde. VB1, VB2, VB4 og VB5 er placeret omkring VB3. Endelig er VB6 placeret i grundvandets strømningsretning nedstrøms for forureningens kildeområde.

Der er 15 monitoringsboringer, hvoraf de 11 boringer har filtre i både øvre og nedre del af sandlaget, idet det ene filter i alle boringer spænder over grundvandsspejlet, således at det både kan anvendes til poreluftmålinger og grundvandsprøvetagning. De øvrige monitoringsboringer er etableret i undersøgelsesfasen og har kun en filtersætning. 12 af monitoringsboringerne er placeret indenfor en afstand af mindre end 50 m fra VB3, hvor forureningen er kraftigst (kildeområdet), og hvor der især kan forventes en påvirkning ved vakuumventilering fra VB3 eller de øvrige ventilationsboringer.

I tilknytning til afværgetiltagene overfor forurening i umættet zone er der etableret en hydraulisk kontrol af forureningen i det sekundære grundvandsmagasin. Der pumpes med 4 m³/h fra en afværgeboring placeret centralt i forureningens kildeområde. Denne afværgeforanstaltning er ikke en del af Teknologiuudviklingsprojektet, men det antages, at den har indflydelse på forureningen i den umættede zone, idet der sandsynligvis foregår en forureningsudveksling mellem poreluften over grundvandsspejlet og den opløste forurening i grundvandet.

1.3 Formål og strategi for teknologiuudviklingsprojektet

1.3.1 Formål

Formålet med teknologiuudviklingsprojektet er at dokumentere effekten af vakuumventilering under danske forhold, herunder skabe grundlag for optimering af teknikken og tilvejebringe viden om metodens begrænsninger med hensyn til geologi og miljøkemi.

Dette vil kunne danne grundlag for senere udarbejdelse af protokoller for undersøgelser, etablering, drift, optimering og efterkontrol af vakuumventilering. Specifikt på denne lokalitet er det tillige formålet at undersøge effekten af vakuumventilering i sandaflejringer med forekomst af lerlag.

1.3.2 Strategi

Oversigt

Den valgte strategi i forhold til opfyldelse af Teknologiuudviklingsprojektets formål er som følger:

- For at dokumentere effekten af vakuumventilering under danske forhold og samtidig skabe grundlag for optimering af teknikken udføres omfattende målinger af vakuumventilering med forskellige ydelser samt tilbageslagsperioder. Der afprøves således forskellige boringskonstellationer og forskellige intervaller mellem scenarierne for at opnå viden om, hvilke boringer, ventilationsydelser, pauselængder / tilbageslagsperioder mv., der giver den største forureningsfjernelse pr. m³ oppumpet luft.

- Til forudsigelse og opfølgning på forureningsfjernelsen ved vakuumventilering udvikles der prototyper på beregningsværktøjer
- For at tilvejebringe viden om metodens begrænsninger med hensyn til geologi udføres en kortlægning af de områder, der påvirkes mere eller mindre ved forskellige pumpescenarier som følge af jordlagernes type og udbredelse. I den forbindelse kortlægges lerlagernes beliggenhed i forhold til de områder, hvor der opnås en ventilerings effekt, for at se effekten af vakuumventilering i sand med forekomst af lerlag.
- For at tilvejebringe viden om metodens begrænsninger med hensyn til de miljökemiske forhold foretages en indledende undersøgelse af virkningen af sorptions- og diffusionsprocesser på tilbageslaget. Analyse af jord, poreluft og grundvand inddrages i vurderingen. Endvidere sammenlignes afsluttede analyser af jordprøver med det niveau for jordforurening, der skulle forventes ud fra poreluftmålingerne.

Detailbeskrivelse

Der foretages vakuumventilering i den øvre og den nedre del af det umættede sandlag. Endvidere ventileres under gulv i bygning. I driftsperioden afprøves forskellige pumpescenarier med varierende pumpefiltre, ydelser og driftstider. Pumpescenarierne efterfølges af pauser, hvor tilbageslagseffekten følges.

Der etableres en udvidet kontrol med driften ved hjælp af on-line GC-poreluftmålinger på de enkelte ventilationsboringer. On-line-målingerne skal give et detaljeret billede af udviklingen i forureningskoncentrationen i de ventilationsboringer, der pumpes fra, samt i de øvrige ventilationsboringer, som fungerer som passive observationsboringer. Det detaljerede billede bruges til at optimere driften og vurdere tilbageslagseffekten ved de forskellige driftsscenarioer.

Desuden følges koncentrationen i poreluften i 15 monitoringsboringer ved hjælp af manuelle GC-målinger. Poreluftmålingerne skal vise, i hvilke områder og dybder, der kan måles en ændring i forureningskoncentrationen i poreluften som følge af vakuumventileringen ved et givet driftsscenario. Målinger i monitoringsboringerne skal således, som et supplement til målingerne i ventilationsboringerne, medvirke til at give et detaljeret billede af udviklingen i forureningskoncentrationerne i området, efterhånden som oprensningen skrider frem.

Forureningskoncentrationen i det sekundære grundvand monitoreres ved vandprøvetagning i 14 monitoringsboringer, hvoraf 4 er placeret i nærområdet ved VB3 (mindre end 10 m fra VB3). De fleste af grundvandsboringerne er identiske med monitoringsboringerne til poreluft. Koncentrationen i grundvandet monitoreres, fordi grundvandsforureningen er en integreret del af det samlede forureningsbillede. Samtidig vil en eventuel effekt af vakuumelekstraktion på grundvandsforureningen kunne beskrives.

En luftstrømningsmodel, som er opbygget i programmet ModAir og kalibreret ved hjælp af eksisterende data, benyttes til at øge den fysiske forståelse af strømningsforholdene i forbindelse med tolkning af forureningsdata fra ventilations- og monitoringsboringerne. Med henblik på at validere luftstrømningsmodellen udføres der i forbindelse med det første driftsscenario en ventilationstest.

Efter afslutning af den samlede driftsperiode udtages jordprøver lige omkring den kraftigst forurenede ventilationsboring. Jordprøverne udtages som helkerneprøver i lukkede stålrør for at forhindre afstripping af forurening under prøvetagningen. Jordprøvernes forureningsindhold analyseres og sammenlignes med det teoretiske indhold, der kunne forventes ud fra indholdet i poreluften omkring ventilationsboringen. Resultatet bruges til at vurdere, i hvilken grad forureningsindholdet i jorden afspejles i poreluften.

1.4 Udførte aktiviteter

1.4.1 Driftsform

Driften af vakuumekestrationsanlægget er opdelt i en række driftsscenerier, hvor forskellige driftsopstillinger og pumpeydelse afprøves. Der er redegjort for de enkelte driftsscenerier herunder. På skemaet i bilag F er varighed og overordnet forløb af driftsscenerierne vist.

Driftsscenerium 1

Der pumpes i ca. 10 uger med 50 m³/h fra VB3-1 for at undersøge effekten af pumpning fra nedre filter i kildeområdet. Pumpningen opretholdes, indtil koncentrationerne i ventilationsboringerne har nået et stationært niveau. Herefter holdes pause i ca. 17 uger, indtil der kan ses en tydelig tilbageslagseffekt, med henblik på at fastlægge hvor lang tid der går, før tilbageslag er opnået. Halvvejs i pauseforløbet bliver der dog udført en ventilationstest med måling af undertryk i nogle boringer under kortvarige pumpninger fra VB3-1 og VB3-2.

Driftsscenerium 2

Der pumpes i ca. 15 uger med 50 m³/h fra VB3-2, for at undersøge effekten af pumpning fra øvre filter i kildeområdet. Pumpningen opretholdes, indtil koncentrationerne i ventilationsboringerne har nået et stationært niveau. Herefter holdes ca. 2 ugers pause for at se en vis grad af tilbageslag, hvorefter ventilering under gulv igangsættes. Denne ventilering fortsætter konstant igennem de efterfølgende driftsscenerier.

Driftsscenerium 3

Der pumpes i ca. 8 uger med 100 m³/h fra VB3-1 for at undersøge effekten af pumpning med høj ydelse i kildeområdet. Pumpningen opretholdes, indtil koncentrationerne igen når et stationært niveau, hvorefter der holdes ca. 5 ugers pause for at opnå et vist tilbageslag.

Driftsscenerium 4

Der pumpes i ca. 11 uger med 50 m³/h fra kildeområdet (VB3-1 og VB3-2) samt i nedre filter i VB5 (VB5-1), hvor koncentrationerne er høje og ikke særligt påvirkede af pumpning i VB3, hvilket sandsynligvis skyldes lerkilen i området, jf. afsnit 1.2.1. Pumpningen opretholdes, indtil koncentrationerne i ventilationsboringerne har nået et stabilt niveau. Herefter holdes ca. 4 ugers pause for at tillade et vist tilbageslag.

Driftsscenerium 5

Der pumpes i ca. 8 uger med ca. 100 m³/h fra VB1-1, VB2-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1 og VB6-1, for at opnå størst mulig påvirkning af forureningsmassen i den nedre del af det umættede magasin i og udenfor kildeområdet. Pumpningen i VB3-2 udføres for at undgå at trække den kraftige forurening

fra den øvre del af den umættede zone i kildeområdet dybere ned. Når koncentrationen har nået et stabilt niveau, holdes pause i ca. 8 uger for at opnå et tilbageslag.

Driftsscenario 6

I driftsscenarioet pumpes i ca. 17 uger med 50 m³/h fra alle filtre, der har koncentrationer på over 10 mg/m³ ved afslutningen af driftsscenario 5 henholdsvis i starten af driftsscenario 6. Det inkluderer følgende boringer i kildeområdet: VB3-1, VB3-2, VB5-1 samt de lidt fjernere boringer udenfor kildeområdet: VB1-1, VB4-1, VB6-1. Derved afprøves den driftsform, der ud fra den aktuelle forureningsmængde er vurderet at være den optimale driftsopstilling. Når koncentrationerne har nået et stabilt niveau, slukkes pumpen, og tilbageslaget afventes, idet der holdes pause i ca. ½ år.

Driftsscenario 7

Der pumpes med 50 m³/h fra følgende boringer: VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, og VB6-1. Efter 7 døgn pumpning holdes pause i 7 dage. Denne driftscyklus er gennemført 2 gange for at undersøge effekten af alternerende drift.

1.4.2 Poreluftmålinger i ventilationsboringer

Der er foretaget automatiske GC-målinger fra alle ventilationsfiltre samt før, mellem og efter kulfiltre 1 gang i døgnet. Der er jævnlige udført laboratorieanalyser af kulrørprøver fra 3 udvalgte ventilationsboringer til kontrol af GC-målingerne. Endvidere er der udført PID-målinger på poreluftboringerne i forbindelse med poreluftmålingerne til kontrol af GC-målingerne.

Kontrolanalyser og problemer ved drift af gaschromatografen er beskrevet i bilag G.

1.4.3 Poreluftmålinger i monitoringsboringer

Der er udført poreluftmålinger på de 15 monitoringsboringer før opstart og inden afslutning af hvert driftsscenario. Endvidere er der gennemført en målerunde (med felt-GC i stedet for on-line GC-systemet) 15 måneder efter afslutningen af det sidste driftsscenario. Poreluftmålingerne skal supplere de daglige målinger fra ventilationsboringerne. Poreluftanalyserne er udført ved hjælp af manuelle GC-målinger. Tidspunkterne for prøvetagning fremgår af skema i bilag F. Resultaterne fremgår af bilag L.

1.4.4 Grundvandsprøver

I driftsperioden er der 7 gange udtaget og analyseret grundvandsprøver fra 14 monitoringsboringer, som er filtersat i toppen af det sekundære magasin. Tidspunkterne for prøvetagning fremgår af skema i bilag F. Prøverne er analyseret på godkendt analyselaboratorium. Resultaterne fremgår af bilag L.

1.4.5 Jordprøver

Før oprensningen er der i forbindelse med forureningsundersøgelserne analyseret 16 jordprøver for PCE. Efter afslutningen af driftsscenario 6 er der umiddelbart omkring boring VB3 udført 5 boringer, hvorfra der er udtaget i alt 10 helkerneprøver i 4,5 og 5,5 m u.t. til analyse for PCE. Resultaterne fremgår af bilag L.

1.4.6 Modelarbejde

Luftstrømningsmodellen er anvendt til fastlæggelse af placeringen af ventilationsboringerne samt forud for driftsscenario 4 for at klarlægge effekten af lerlag på luftens strømningsveje. Efter driftsscenario 1 er der gennemført en ventilationstest. Testen er udført under pumpning fra henholdsvis VB3-1 og VB3-2 og efterfølgende pauser ved at logge trykændringer i nærliggende observationsboringer.

2 Resultater og diskussion

2.1 Anvendelse af luftstrømningsmodel

2.1.1 Opbygning og brug af luftstrømningsmodellen

Som led i oprensings- og teknologiudviklingsprojektet er der opstillet en luftstrømningsmodel i modelværktøjet MODAIR med tilhørende partikelbanemodul P3DAIR /7/. Luftstrømningsmodellen er opstillet med henblik på at bidrage med oplysninger til den fysiske forståelse af luftpartiklernes strømningmønstre under vakuumventilering, og dermed understøtte tolkningen af de kemiske målinger som indsamles via GC-målinger under forskellige pumpescenarier på afværgeanlægget.

Opstillingen af modellen har været opdelt i to faser, hvor modelopstilling i den første fase var baseret på viden fra indledende og videregående forureningsundersøgelser. Dette modelopsæt er benyttet til at underbygge placeringen af vakuumventilationsboringerne samt belyse effekten af den vertikale filtersætning. Modelkørslerne viste, at den horisontale tryksænkingsudbredelse er stærkt afhængig af den vertikale filtersætning. Kørslerne understøtter dermed beslutningen om at filtersætte vakuumventilationsboringerne på begge sider af det indlejrede lerlag /7/.

Modelopstillingens fase 2 blev gennemført efter etablering af ventilationsboringer og monitoringsboringer. Den nye viden, som disse boringer gav om geologi og pneumatiske forhold, blev indarbejdet i modelopsættet under modelarbejdets fase 2, og modellen blev kalibreret til at beskrive de observerede trykforhold i ventilationsboringerne under stationære forhold /7/.

Luftstrømningsmodellen skulle herefter anvendes til optimering af pumpeydelse forud for de planlagte driftscenarier, samt indgå i tolkningen af udviklingen i forureningskoncentrationer som følge af driften. I forbindelse med tolkningen af de 3 første scenarier kunne modellen understøtte den antagelse, at luftstrømningen fra VB3-1 og VB3-2 alene ikke var nok til at skabe en luftstrøm i området ved VB5-1, idet luften i stedet strømmer mere direkte fra terræn. Som følge heraf blev det besluttet også at pumpe fra VB5-1 i de efterfølgende pumpescenarier.

Men før modellen for alvor kunne anvendes til beregning af tryk- og strømningforhold ved forskellige pumpescenarier, skulle dens beregninger efterprøves i forhold til de virkelige forhold (validering af modellen). Dette skulle foregå ved en ventilationstest, hvor trykændringer i vakuumventilationsboringen og observationsboringer måles som funktion af tiden. På baggrund af disse målinger ville det være muligt at tolke den filtersatte formations permeabilitet, og disse resultater skulle bruges til at validere og om nødvendigt justere modellen.

2.1.2 Validering af luftstrømningsmodellen

Med henblik på validering af modellen blev der i juni 1999 gennemført to ventilationstest af 4-6 dages varighed i henholdsvis VB3-1 og VB3-2. Der blev pumpet med en ydelse på $50 \text{ m}^3/\text{time}$. Under testen registreredes sænkings- og stigningsdata i borerne VB3, B15, B16 og B17 i øvre og nedre filtre. De tolkede vandrette permeabiliteter fra ventilationstesten viser, at permeabiliteten k bestemt ud fra pumpning i VB3-1 ligger på 5 – 11 darcy, mens permeabiliteten bestemt ved pumpning fra VB3-2 ligger på 8 – 10 darcy. Korrelationskoefficienten, R , ligger mellem 0,88 og 0,99, hvilket svarer til en god korrelation af data i forhold til tolkningsmodellen. Datagrundlaget gav dog ikke mulighed for en tolkning af den lodrette permeabilitet.

Ved den tidligere udførte længerevarende ventilationstest, der blev udført på boring B171 i forbindelse med forureningsundersøgelserne, vurderede man, at den vandrette luftpermeabilitet for sandaflejringerne ligger i intervallet mellem 0,1 og 10 darcy, hvilket er i god overensstemmelse med nærværende resultater. Luftstrømningsmodellen er kalibreret til permeabiliteter på 5 til 35 darcy, hvilket understøttes af vores ventilationstesten. Alt i alt hænger resultaterne af denne og den tidligere ventilationstest således godt sammen med modelopsætningen.

Imidlertid viste ventilationstesten også, at sænkings- og stigningsdata er mere påvirket af grundvandsafværgepumpningen, end det umiddelbart var forventet. Afværgepumpningen foregår fra boring AB3 i nærheden af VB3. Grundvandsafværgepumpningen er styret af vertikale gradientforhold ved afværeboringen samt af formålet om at holde grundvandsforureningen i hydraulisk kontrol. Der pumpes således med en konstant minimumsydelse på ca. $4 \text{ m}^3/\text{time}$, som sikrer hydraulisk kontrol horisontalt. Ved vertikale gradienter mindre end 1 meter øges ydelsen til ca. $10 \text{ m}^3/\text{time}$ momentant. Disse spring i ydelser på grundvandsafværgepumpningen giver anledning til ændringer i poreluftens trykforhold, idet grundvandsmagasinet, hvorfra der afværgepumpes, har frit vandspejl under et overliggende lerlag. Poreluftens trykændringer som følger af svingende ydelser på afværgepumpningen ses som trykstigninger under vakuumventilationen, mens der under retableringsfasen ses trykfald i poreluftens trykforhold.

Ventilationstesten har derfor ikke givet data, som ligner stationære forhold, og det er kun de meget tidlige data fra sænkings- og stigningsforløbet, som egner sig til tolkning af permeabiliteten. Ventilationstesten er således ikke egnet til en decideret validering af luftstrømningsmodellen, idet modellen ikke kan køre med en tidsvarierende kote som modelbund, dvs. den kan ikke simulere de observerede tryksvingninger forårsaget af grundvandsspejlets fluktuationer. Endvidere forstyrrer grundvandsvariationerne den planlagte anvendelse af modellen til forudsigelse af luftstrømningsmønstre ved forskellige pumpe-scenarier, idet modellen skiftevis vil overvurdere eller undervurdere indvindingsområdet for fx VB3 afhængigt af, om vandspejlet er faldende eller stigende. Gennemsnitligt vil luftstrømningerne dog formentlig svare til de beregnede. Svingningerne i indstrømningsområde kan også tænkes til en vis grad at påvirke koncentrationerne i ventilationsboringerne.

2.1.3 Sammenfatning af luftstrømningsmodellen

Luftstrømningsmodellen har været brugbar til at opnå en konceptuel forståelse for luftstrømningen i jorden, herunder bidrage til placering af ventilationsboringerne og tolkning af nogle af scenarierne, men på grund af grundvands-

spejlets fluktuationer kan den kan ikke bruges til en nøjagtig simulering af de reelle trykforhold under de enkelte scenarier. Selvom modellens beregninger af trykforhold udmærket kan vise sig at ligge tæt på de gennemsnitlige reelle forhold, er det ikke muligt at efterprøve dette ved en validering, og derfor blev det efter ventilationstesten besluttet ikke at benytte modellen yderligere i projektet.

2.2 Forureningskoncentration i poreluften

2.2.1 Generelt om udviklingen i poreluftskoncentrationerne

Brug af GC-poreluftmålinger

Der er udført poreluftmålinger bestående af on-line målinger i ventilationsboringerne og manuelle målinger i monitoringsboringerne, idet der til begge type målinger er benyttet en gaschromatograf (GC), se beskrivelse i afsnit 1.4. Driften af GC-systemet og valideringen af målingerne er detaljeret beskrevet i bilag G. Nedenfor er konklusionerne vedrørende brug af on-line målesystemet sammenfattet.

GC-målesystemet har på trods af mange driftsproblemer givet tilstrækkelige gode måledata til, at de har kunnet anvendes i tolkningen af koncentrationsudviklingen for de enkelte driftsscenerier. Men i perioder har der manglet mange målinger eller målingerne har været så usikre, at de har måttet udelades, hvilket har gjort tolkningsgrundlaget ringere end det, der var lagt op til fra starten, hvor målet var daglige GC-målinger fra alle ventilationsboringer.

Der har især været to typer problemer. Det ene problem har været, at detektoren driver, dvs. at dens udslag ved måling af standardgas flytter sig med tiden. Dette gør det vanskeligt at sammenligne målingerne over tid. I starten forsinkede dette problem idriftsættelsen af vakuumventileringen med flere måneder. Problemet blev tildels løst ved rensning af detektoren hyppigere, dvs. op til et par gange om måneden samt sørge for, at kolonnen blev renses ved ekstra opvarmning en gang i døgnet. Herved kunne forskellen fra dag til dag på måling af standardgas holdes under 10%, hvilket anses for acceptabelt.

Lignende problemer med at detektoren driver, er observeret ved et andet teknologiudviklingsprojekt på Drejøgade i København, hvor der også er anvendt et GC-målesystem. Her har der tillige været problemer med GC'ens kolonne, som krævede hyppig rensning eller udskiftning, hvilket antagelig hænger sammen med, at der på Drejøgade er flere typer forureningsstoffer tilstede, som målesystemet skal kunne håndtere.

Det andet problem har været, at fortyndingssystemet giver anledning til systematiske fejl på op til 50 % ved sammenligning med kulrørsanalyser og målinger udført udenom fortyndingssystemet via Tedlac-poser. Forsøg på justering og rensning af fortyndingssystem og manifold har ikke kunnet fjerne problemet. Fortyndingssystemet kan dog ikke undværes, når man som i dette tilfælde ønsker at have et stort måleområde (1-10.000 mg/m³). Der er ikke fundet nogen løsning på dette problem.

GC-systemet er således mest velegnet til at følge udviklingen i de enkelte boringer, så længe der ikke skal skiftes fortyndingsgrad. Usikkerheden er større ved sammenligning af boringerne indbyrdes og ved bestemmelse af absolutte koncentrationer. Ved fremtidig brug af on-line målesystemer bør der om mu-

ligt vælges en målemetode, som er mindre følsom end en GC med ECD-detektor.

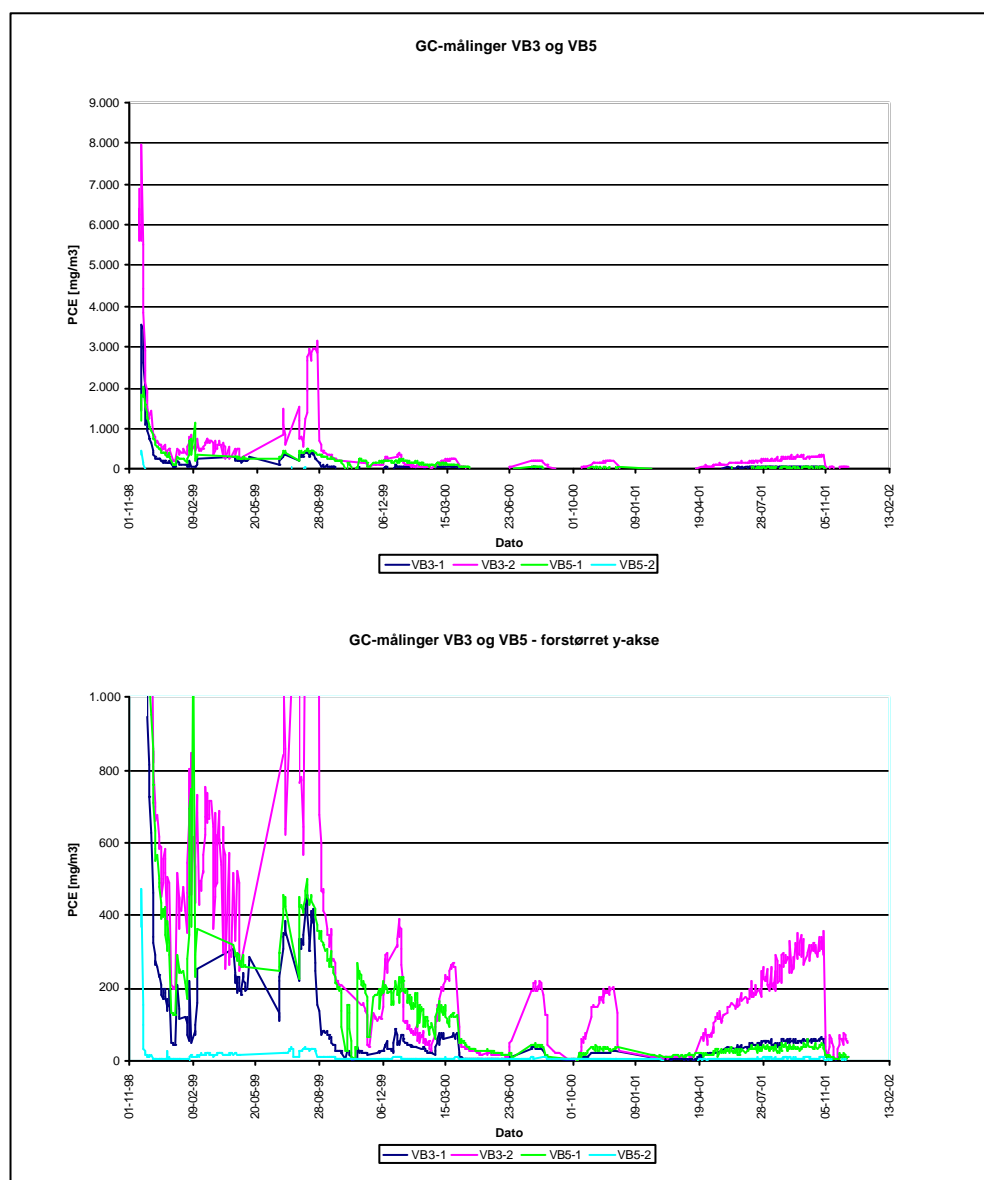
I forbindelse med databehandlingen i nedenstående afsnit er de resultater, hvor der formodes at være en stor måleusikkerhed, sorteret fra. Dette er gjort for at overblikket ikke skal hæmmes af enkeltstående fejlmålinger.

2.2.2 Koncentrationsudvikling i ventilationsboringerne

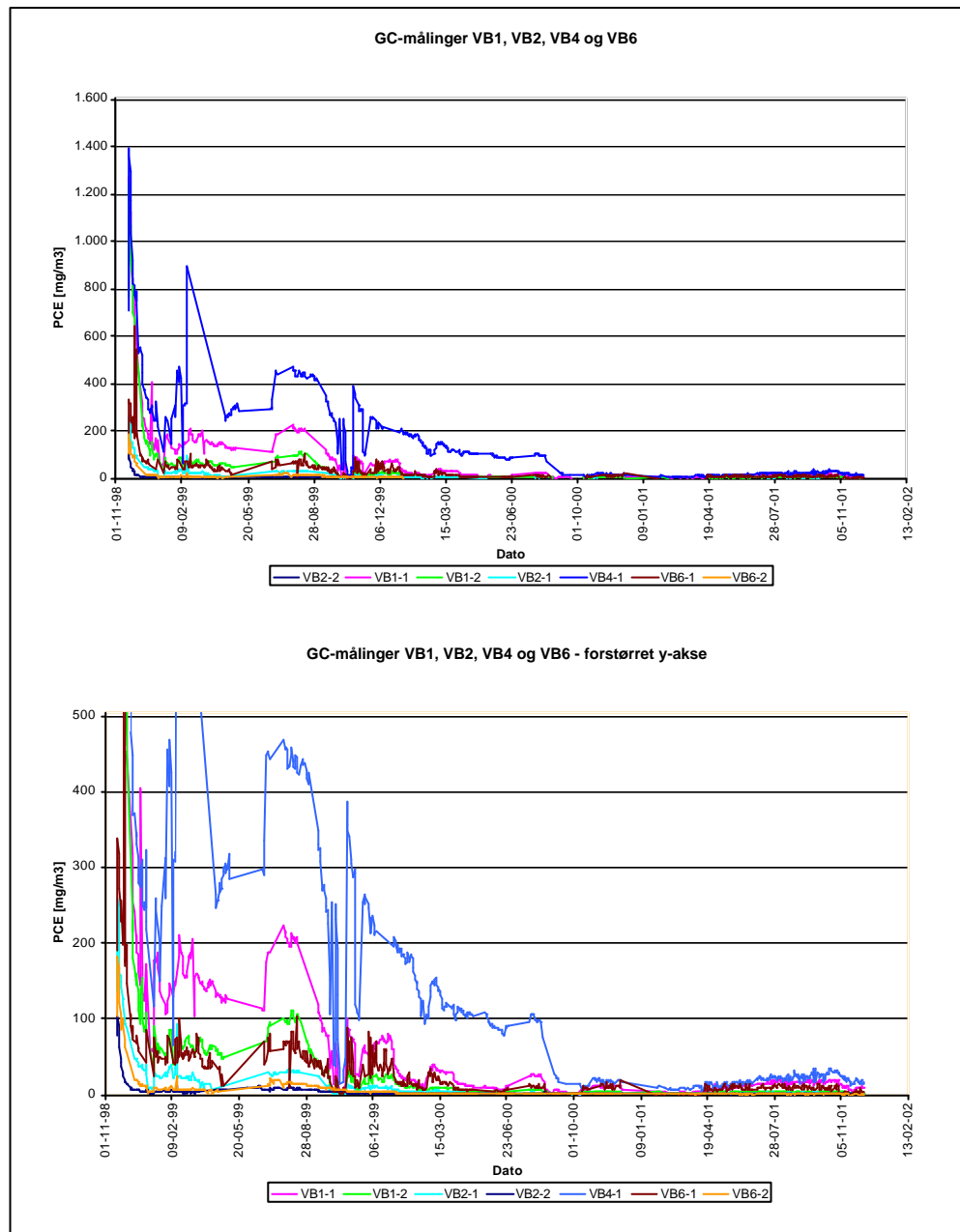
I bilag I er koncentrationsforløbet i alle ventilationsboringer vist dels med en oversigtsfigur for hele oprensningsperioden, og dels med en forstørrelse af forløbet efter det initiale koncentrationsfald defineret som det koncentrationsfald, der sker i forbindelse med driftsscenario 1 og 2. I bilag J er forureningskoncentrationen i øvre og nedre filtre i monitoringsboringerne før og efter hvert scenarium endvidere vist grafisk på situationsplaner.

I figur 2.1 ses en grafisk afbildning af det samlede koncentrationsforløb for VB3 og VB5, og i figur 2.2 ses koncentrationsforløbet for de øvrige ventilationsboringer. I både figur 2.1 og 2.2 er graferne vist 2 gange, idet der i den nederste graf blot er sket en forstørrelse af y-aksen.

Figur 2.1 Koncentrationer i VB3 og VB5 ved pumpestart og pumpestop af driftsscenarierne.



Figur 2.2 Koncentrationer i VB1, VB2, VB4 og VB6 ved pumpestart og pumpeslop af driftsscenarierne.



I det første driftsscenarium (driftsscenarium 1) er der et kraftigt koncentrationsfald i alle ventilationsboringer, selvom der alene pumpes fra VB3-1. I de resterende driftsscenarier ses varierende påvirkning i ventilationsboringerne. Der konstateres tilbageslag i alle ventilationsboringer ved ét eller flere driftsscenarier.

Uden for kildeområdet forventes forureningen at findes som stof opløst henholdsvis i poreluften og i grundvandet. I kildeområdet forventes der derudover at være stof bundet til jordpartikler i den umættede og mættede zone. Derfor forventes der langt større tilbageslag i kildeområdet end udenfor kildeområdet.

Poreluftmålingerne underbygger, at VB3 ligger i forureningens kildeområde, idet der her er de højeste koncentrationer før start af oprensning og de største

tilbageslag efter hvert scenarium. Samtidig er det den eneste boring, hvor koncentrationen er markant større i øvre filter end i nedre filter, hvilket dog også hænger sammen med det adskillende lerlag mellem øvre og nedre filter i netop denne boring.

VB5 formodes at ligge lidt uden for kildeområdet, og poreluftmålingen underbygger dette, idet det øvre filter, VB5-2, ikke er særligt påvirket af forurening og følger de øvre filtre i VB2 og VB6, som ligger længere udenfor kildeområdet.

I det nedre filter i VB5 og VB6 er der derimod væsentligt højere startkoncentrationer end i det øvre filter, og der er tydelige tilbageslag efter hvert driftsscenario. Begge boringer ligger tæt på områder med høje forureningskoncentrationer i grundvandet, og de højere koncentrationer i det nedre filter kan muligvis skyldes afdampning fra grundvandsforureningen, hvilket vil blive diskuteret i et efterfølgende afsnit om ligevægten mellem jord, grundvand og poreluft.

VB4 og både øvre og nedre filter i VB1, som begge ligger vest for og uden for kildeområdet, har meget høje startkoncentrationer, men udviser mindre tilbageslag end VB3. At koncentrationerne er sammenfaldende i det øvre og nedre filter i VB1 skyldes, at der ikke er noget adskillende lerlag mellem øvre og nedre filter, sådan som der er det i VB3. De høje startkoncentrationer i disse boringer kan stamme fra grundvandsforureningen, idet noget tyder på, at grundvandsstrømningen primært er vestlig rettet i kildeområdet. I boring VB6, som er beliggende nordvest for kildeområdet, er startkoncentrationerne betydeligt lavere.

Koncentrationen i under-gulv-boringen er under vakuumventileringen reduceret fra 52 mg/m^3 til under $0,2 \text{ mg/m}^3$, hvilket er mindre end de $0,6 \text{ mg/m}^3$ (100 gange afdampningskvalitetskriteriet på $0,006 \text{ mg/m}^3$, jf. Miljøstyrelsens hjemmeside 2001), som antages at kunne medføre en risiko for indeklimaet. Boringen udviser umiddelbart ikke noget tilbageslag, idet en poreluftsprøve fra under-gulv-boringen udtaget på kulrør 9 måneder efter stop af vakuumventilering viser fortsat lave koncentrationer, dvs. at vakuumventileringen i første omgang kunne se ud til at have elimineret indeklimaproblemet på grunden. Efter 15 måneders pause efter driftsscenario 7 er koncentrationen imidlertid steget til $9,2 \text{ mg/m}^3$. Vakuumventileringen har således reduceret, men ikke helt elimineret indeklimaproblemet.

2.2.3 Detaljeret gennemgang af de enkelte scenarier

Oprensningsforløbet for hver af de 7 udførte driftsscenerier beskrives nedenfor med hovedvægt på de to ventilationsboringer VB3 og VB5, hvor de højeste forureningskoncentrationer træffes i begge filtre i VB3 samt i det nederste filter i VB5. Det øvre filter i VB5 er kun svagt forurenet og følger samme oprensningsmønster som de øvrige boringer udenfor kildeområdet.

I tabel 2.1 er start- og slutkoncentrationer for hvert driftsscenario angivet for VB3 og VB5. Koncentrationerne er også angivet som den procentuelle koncentration i forhold til startkoncentrationen for driftsscenario 1 for at anskueliggøre den samlede reduktion over de forskellige driftsscenerier. For hvert driftsscenario er endvidere angivet en renseeffekt 1 og en renseeffekt 2 samt tilbageslaget. Renseeffekt 1 er den procentuelle rensning fra start til stop af det pågældende pumpe-scenarium, mens renseeffekt 2 er renseeffekt 1 korrigeret for tilbageslaget.

Tabel 2.1 Koncentrationer i VB3 og VB5 ved pumpestart og pumpestop af driftsscenarierne. Der er ligeledes i % angivet koncentrationen i forhold til koncentrationen før start af oprensning, renseeffekt 1 (målt umiddelbart efter stop af et scenarium i forhold til scenariets startkoncentration), renseeffekt 2 (målt efter tilbageslag efter stop af et scenarium i forhold til scenariets startkoncentration) samt tilbageslagseffekten (start-start).

| Driftsscenarie | VB3-1 | | | | | VB3-2 | | | | |
|----------------|-------------------|-------------------|----------------|----------------|--------------|-------------------|-------------------|----------------|----------------|--------------|
| | Absolut konc. | Konc./ startkonc. | Rense-effekt 1 | Rense-effekt 2 | Tilbage-slag | Absolut konc. | Konc./ startkonc. | Rense-effekt 1 | Rense-effekt 2 | Tilbage-slag |
| | mg/m ³ | % | % | % | % | mg/m ³ | % | % | % | % |
| 1 Start 1 | 20-11-98 | 3.600 | 100 | | | | 8.000 | 100 | | |
| Stop 1 | 03-02-99 | 110 | 3.1 | 96.9 | | 450 | 5.6 | 94.4 | | |
| 2 Start 2 | 25-08-99 | 400 | 11.1 | | 88.9 | 8.3 | 3.000 | 37.5 | | 62.5 |
| Stop 2 | 06-12-99 | 20 | 0.6 | 95.0 | | 120 | 1.5 | 96.0 | | |
| 3 Start 3 | 04-01-00 | 70 | 1.9 | | 82.5 | 13.2 | 360 | 4.5 | | 88.0 |
| Stop 3 | 28-02-00 | 25 | 0.7 | 64.3 | | 40 | 0.5 | 88.9 | | |
| 4 Start 4 | 03-04-00 | 74 | 2.1 | | -5.7 | 108.9 | 260 | 3.3 | | 27.8 |
| Stop 4 | 22-06-00 | 3 | 0.1 | 95.9 | | 15 | 0.2 | 94.2 | | |
| 5 Start 5 | 18-08-00 | 30 | 0.8 | | 59.5 | 38.0 | 210 | 2.6 | | 19.2 |
| Stop 5 | 12-10-00 | 2 | 0.1 | 93.3 | | 1 | 0 | 99.5 | | 79.6 |
| 6 Start 6 | 11-12-00 | 25 | 0.7 | | 16.7 | 82.1 | 200 | 2.5 | | 4.8 |
| Stop 6 | 10-04-01 | 2 | 0.1 | 92.0 | | 13 | 0.2 | 93.5 | | 95.2 |
| 7 Start 71 | 02-11-01 | 57 | 1.6 | | -128.0 | 239.1 | 330 | 4.1 | | -65.0 |
| Stop 71 | 09-11-01 | 3 | 0.1 | | | | 13 | 0.2 | | 169.5 |
| Start 72 | 16-11-01 | 9 | 0.3 | | | | 60 | 0.8 | | |
| Stop 72 | 23-11-01 | 3 | 0.1 | 94.7 | | | 6 | 0.1 | 98.2 | |
| Slut | 09-12-01 | 10 | 0.3 | | 82.5 | 13.0 | 60 | 0.8 | | 81.8 |

| Driftsscenarie | VB5-1 | | | | | VB5-2 | | | | |
|----------------|-------------------|-------------------|----------------|----------------|--------------|-------------------|-------------------|----------------|----------------|--------------|
| | Absolut konc. | Konc./ startkonc. | Rense-effekt 1 | Rense-effekt 2 | Tilbage-slag | Absolut konc. | Konc./ startkonc. | Rense-effekt 1 | Rense-effekt 2 | Tilbage-slag |
| | mg/m ³ | % | % | % | % | mg/m ³ | % | % | % | % |
| 1 Start 1 | 20-11-98 | 2000 | 100 | | | | 470 | 100 | | |
| Stop 1 | 03-02-99 | 250 | 12.5 | 87.5 | | 4 | 0.9 | 99.1 | | |
| 2 Start 2 | 25-08-99 | 450 | 22.5 | | 77.5 | 11.4 | 35 | 7.4 | | 92.6 |
| Stop 2 | 06-12-99 | 200 | 10 | 55.6 | | 4 | 0.9 | 88.6 | | 6.7 |
| 3 Start 3 | 04-01-00 | 200 | 10 | | 55.6 | 0.0 | 8 | 1.7 | | 77.1 |
| Stop 3 | 28-02-00 | 100 | 5 | 50.0 | | 2 | 0.4 | 75.0 | | 12.9 |
| 4 Start 4 | 03-04-00 | 130 | 6.5 | | 35.0 | 30.0 | 7 | 1.5 | | 12.5 |
| Stop 4 | 22-06-00 | 20 | 1 | 84.6 | | 3 | 0.6 | 57.1 | | 83.3 |
| 5 Start 5 | 18-08-00 | 40 | 2 | | 69.2 | 18.2 | 7 | 1.5 | | 0.0 |
| Stop 5 | 12-10-00 | 2 | 0.1 | 95.0 | | 1.8 | 0.4 | 74.3 | | 100.0 |
| 6 Start 6 | 11-12-00 | 35 | 1.8 | | 12.5 | 86.8 | 5 | 1.1 | | 28.6 |
| Stop 6 | 10-04-01 | 15 | 0.8 | 57.1 | | 1 | 0.2 | 80.0 | | 61.5 |
| 7 Start 71 | 02-11-01 | 40 | 2 | | -14.3 | 125.0 | 8 | 1.7 | | -60.0 |
| Stop 71 | 09-11-01 | 6 | 0.3 | | | | 1.5 | 0.3 | | 175.0 |
| Start 72 | 16-11-01 | 9 | 0.5 | | | | 1.5 | 0.3 | | |
| Stop 72 | 23-11-01 | 2 | 0.1 | 95.0 | | | 0.5 | 0.1 | 93.8 | |
| Slut | 09-12-01 | 10 | 0.5 | | 75.0 | 21.1 | 1.3 | 0.3 | | 83.8 |

Driftsscenarium 1

I løbet af den første pumpeperiode, hvor der pumpes fra det nedre filter i VB3 (VB3-1) med 50 m³/h, kan der her konstateres en renseeffekt på 96 %, og koncentrationen falder til omkring 3% af startkoncentrationen på 3.600 mg/m³. I det øvre filter er der en tilsvarende renseeffekt på 94 %, dvs. der må formodes at være en relativ god hydraulisk kontakt mellem de to filtre.

I VB5 ses derimod den største påvirkning i det øvre filter, hvilket formodes at skyldes lerkilen mellem øvre og nedre filter i området, dvs. der er bedre kontakt mellem det øvre filter i VB5 og VB3, da lerkilen blokerer for det nedre filter i VB5 (se geologiske profiler i bilag 1). Derudover er der i området omkring VB5 en lækage i form af manglende terrænnært lerlag, således at der her trækkes yderligere luft fra terræn forbi VB5-2 og videre ned til VB3-1.

Tilsvarende ses på grund af lerkilen også en svagere påvirkning af boring VB4. I borerne nordøst for området (VB1, VB2, VB6), hvor der ikke er en lerkile, ses en større påvirkning af det øvre filter, hvilket formodes at skyldes, at luftstrømningen foregår fra terræn og ned til det filter, der pumpes fra.

Koncentrationerne i under-gulv-boringen er også påvirket af pumpningen fra VB3-1, på trods af adskillelsen fra VB3 af det øvre lerlag, som er af ca. 3-4 meters tykkelse. Påvirkningen må antages at skyldes, at luften trækkes fra atmosfæren igennem gruslaget under gulvet og via sprækker i moræneleret ned til sandlaget, som VB3 pumper fra.

Koncentrationsfaldene sker generelt allerede i løbet af de først 4-6 uger, hvorefter de i de resterende 4-6 uger holder sig nogenlunde konstante.

Efter stop af pumpningen ses en mindre koncentrationsstigning henholdsvis tilbageslagseffekt i det nedre filter i VB3 (ca. 8 %). Tilbageslagseffekten er væsentlig større i det øvre filter (ca. 34 %), hvor forureningen er størst. Tilsvarende ses det største tilbageslag i VB5 i det nedre filter, hvor forureningen er størst. Betragtes de øvrige borer, som ikke er så forurenede, er der tilsyneladende et relativt lille tilbageslag. Undtaget er dog VB4, hvor tilbageslaget er relativt stort.

Det antages, at de største tilbageslag sker i de områder, hvor der er betydelige mængder forurening, der sidder adsorberet i jordmatricen eller i grundvandet.

Koncentrationerne stiger generelt mest i den sidste halvdel af driftspausen på 17 uger. Det skal dog bemærkes, at der er store variationer i de målte poreluftkoncentrationer, og det er derfor vanskeligt at fastlægge hvor lang tid, som er nødvendig for at opnå et stationært niveau.

Driftsscenario 2

Ved pumpning fra det øvre filter i VB3 (VB3-2) med 50 m³/h ses som i det tidligere scenarium en renseeffekt på ca. 95 % i både det øvre og nedre filter. Dermed bekræftes den gode kontakt mellem de 2 filtre, hvilket tyder på, at lerlaget imellem øvre og nedre filter i dette område er af begrænset udbredelse. Koncentrationerne i VB3 falder nu ned til omkring 1 % af de respektive startkoncentrationer.

I VB5 ses den bedste kontakt med det øvre filter og en relativ dårlig kontakt med det nedre filter. Dette bekræfter, at lerkilen mellem øvre og nedre filter fungerer som en barriere for det nedre filter i VB5.

I de øvrige borer ses igen størst påvirkning af de øverste filtre.

Efter stop af pumpning fra VB3-2 sker der et vist tilbageslag i VB3, idet renseeffekten reduceres med ca. 8-13 % i de 2 filtre. Størst tilbageslag fås i det nedre filter. Der er et tilsvarende tilbageslag i VB5-2, mens der ikke kan konstateres tilbageslag i VB5-1, ligesom dette også er tilfældet for flere af borerne uden for kildeområdet (VB2, VB4 og VB6-2). Årsagen hertil vurderes bla. at være den relative korte tilbageslagsperiode på 4 uger.

Renseeffekten for flere af de borer, hvor der ikke kan konstateres tilbageslag, var relativt dårlig, dvs. forureningen blev fjernet meget langsomt. Samtidig ligger poreluftkoncentrationen i disse borer allerede på nuværende tidspunkt på et meget lavt niveau, og de lave koncentrationer, som antages at

være mere eller mindre i ligevægt med tilsvarende lave koncentrationer i jorden, må antages at gøre det vanskeligere at trække den sidste rest forurening ud af jorden på grund af lavere koncentrationsgradienter. Dette gør også tilbageslaget langsommere.

Driftsscenario 3

Ved pumpning fra det nedre filter i VB3 (VB3-1) med 100 m³/h ses en bedre renseseffekt i det øvre filter end i det nedre filter. Årsagen hertil vurderes at være, at der i det øvre filter er en større restforurening, dvs. der fjernes nemmere forurening herfra. Koncentrationen i de 2 filtre ligger efter driftsscenarioet således også på samme niveau (ca. 0,5 % af startkoncentrationerne). I VB5 ses den største påvirkning, som i driftsscenario 1, i det øverste filter.

Effekten af den større pumpedydelse under dette scenarium kan ikke umiddelbart observeres. De aktuelle renseseffekter er relativt dårligere end i driftsscenario 1, hvilket sandsynligvis skyldes, at restforureningen nu er langt mindre tilgængelig.

Efter stop af pumpning ses relativt hurtigt et stort tilbageslag i VB3, øvre og nedre filter, dvs. i kildeområdet, hvor der er den største restforurening.

I det øvre filter i VB5 er der tilsyneladende også en stor tilbageslagseffekt, men set i lyset af de lave koncentrationer i boringen vurderes der ikke at være tale om en reel stor tilbageslagseffekt, idet det snarere er et udtryk for analyseusikkerheder eller inhomogeniteter i jorden.

Udenfor kildeområdet ses stort set ikke tilbageslag med undtagelse af de nedre filtre i VB5, VB1 og VB6.

Driftsscenario 4

Ved pumpning fra det øvre og nedre filter i VB3 (VB3-1 og VB3-2), og fra det nedre filter i VB5 (VB5-1) med 50 m³/h ses en stor renseseffekt i netop de filtre, hvorfra der pumpes. I den boring uden for kildeområdet, hvor der er størst forurening, dvs. VB4, er renseseffekten relativt dårlig. Samme billede ses ved de tidligere driftsscenarier, hvilket tyder på en dårlig luftstrømning mellem VB3 og VB4. Dette kan hænge sammen med, at det terrænnære dæklag af ler over VB4 er ca. 6 m tykt mod ca. 3-4 m over VB3, og aftagende til 0-1 m i retning mod VB5 og VB2. Dvs., at luftstrømningen fra terræn og ned til VB3 og VB5 i høj grad foregår de steder, hvor modstanden er lavest, hvilket er i retning mod VB5 og VB2.

Efter stop af pumpning stiger koncentrationerne igen i løbet af nogle uger. Det kan ikke afgøres, om tilbageslaget sker i løbet af 2 eller 6 uger på grund af udfald i de kontinuerte målinger. Tilbageslaget i VB3 er igen størst i det øvre filter, hvor tilbageslagseffekten er på ca. 80 %, mens den i det nedre filter er ca. det halve ved hjælp af 40 %. For de øvrige boringer gælder også, at størst tilbageslagseffekt fås, hvor restforureningen er størst.

Driftsscenario 5

Ved pumpning med 100 m³/h fra VB3-2 og alle nedre filtre ses som forventet de største renseseffekter i de nederste filtre og lidt mindre renseseffekter i de øverste filtre. I VB3 falder koncentrationen i begge filtre kraftigst i løbet af de første uger. Alle koncentrationer ligger ved slutningen af driftsscenarioet på under 1 % af de respektive startkoncentrationer.

Efter stop af pumpning ses et stort tilbageslag i stort set alle boringer. Tilbageslaget henholdsvis reduktionen i renseseffekten i VB4-1 er relativt lille, idet der nu langt om længe er sket en væsentlig forureningsfjernelse, hvorfor den efterfølgende koncentrationsstigning ikke får en afgørende effekt.

Det største tilbageslag fås i det øvre filter i VB3, hvor restforureningen er størst. De generelle store renseseffekter og tilbageslag tyder på en stor forureningsflux, hvilket giver en god forureningsfjernelse.

Driftsscenario 6

I dette scenarium, som er igangsat i december 2000, pumpes med 50 m³/h fra boring VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1. I løbet af de første par dage har der vist sig et kraftigt fald i koncentrationerne i VB3-2. Der er på grund af GC-fejl ingen data fra VB3-1 i den efterfølgende periode.

Der kan konstateres en stor renseseffekt i VB3 i begge filtre, mens renseseffekten i det nedre filter i VB5 er relativt dårligere ved dette scenarium end det forrige. Årsagen hertil formodes at skyldes den lavere pumpeydelse samt i forhold til driftsscenario 4, hvor pumpeydelsen var tilsvarende lav, at forureningen nu er sværere tilgængelig.

For de øvrige boringer uden for kildeområdet er der relativt gode renseseffekter, men det skal bemærkes, at der i forvejen er lave koncentrationsniveauer, hvilket medfører en relativt dårligere forureningsfjernelse.

Efter stop af pumpning holdes pause i 7 måneder. Det ses, at den lange driftspause giver meget store tilbageslag for alle boringerne. I VB3, VB4 og VB5, hvor der relativt set sker de største tilbageslag, ses det, at tilbageslaget sker jævnt over hele perioden, dvs. det er mod forventning ikke aftagende mod slutningen af perioden. Der er således ved slutningen af pausen endnu ikke indtrådt ligevægt med koncentrationerne i jorden og grundvandet, og koncentrationerne må forventes fortsat at stige ved længere tids pause.

Generelt giver denne driftsform de samme renseseffekter som det forrige scenarium, idet der dog nu pumpes fra færre boringer og med lavere pumpeydelse. Da restforureningen i de øvrige boringer, som der ikke pumpes fra, er minimal, vurderes den manglende pumpning herfra ikke at have den store betydning. Med hensyn til pumpeydelse har der tidligere ikke kunnet observeres den store forskel ved at øge ydelsen fra 50 til 100 m³/h, og derfor pumpes der her med 50 m³/h. Derudover bør det bemærkes, at det er vanskeligt at vurdere og sammenligne de enkelte driftsscenerier, da udgangspositionen hver gang er en ny.

Driftsscenario 7

I dette scenarium afprøves alternerende drift ved pumpning i 2 perioder af en uges varighed med 1 uges pause imellem. Pumpeboringer og pumpeydelser er som i driftsscenario 6.

Over den samlede driftsperiode på 2 uger ses generelt bedre renseseffekter i forhold til det forrige driftsscenario. Årsagen hertil kan dog være, at der forinden driftssceneriet har været en lang pause, som medfører, at der har været en større andel af let tilgængelig forurening end ved det forrige driftsscenario. Derved er der opnået bedre renseseffekter.

De efterfølgende tilbageslagseffekter er relativt lave, hvilket formodes at skyldes den korte driftspause på ca. 2 uger.

Ekstra poreluftsrunde efter afslutning af driften

15 måneder efter afslutningen af scenarie 7 blev der gennemført en poreluftsrunde med felt-GC. Formålet med denne målerunde var at måle tilbageslaget efter ca. 1 års pause og sammenligne det med tilbageslaget efter ca. et halvt års pause, som målt før scenarie 7. Målingerne fra den ekstra poreluftsrunde er ikke med på de foregående grafer eller tabeller, men er vist i tabellen nedenfor. Her sammenlignes resultaterne med startkoncentrationer og koncentrationerne efter forskellige længerevarende pauser i driften.

Tabel 2.2 Poreluftskoncentrationer 15 måneder efter 7. scenarie sammenlignet med koncentrationer før start af vakuumentilering, 5 måneder efter 1. scenarie og 7 måneder efter 6. scenarie.

| Boring | PCE-koncentration (mg/m ³) | | | |
|--------|----------------------------------------|------------|------------|------------|
| | 18-11-1998 | 01-07-1999 | 25-10-2001 | 25-02-2003 |
| VB1-1 | 1.300 | 200 | 19 | 13 |
| VB1-2 | 1.200 | 95 | 4,4 | 4,6 |
| VB2-1 | 260 | 30 | 2,3 | 1,6 |
| VB2-2 | 100 | 7,5 | 1,2 | 1,5 |
| VB3-1 | 3.600 | 250 | 58 | 130 |
| VB3-2 | 8.000 | 3.200 | 340 | 744 |
| VB4 | 1.400 | 430 | 29 | 14 |
| VB5-1 | 2.000 | 370 | 35 | 57 |
| VB5-2 | 470 | 25 | 5,9 | 10,4 |
| VB6-1 | 640 | 59 | 8,2 | 4,7 |
| VB6-2 | 180 | 13 | 0,9 | 1,2 |
| B171 | 500 | 32 | 45 | 216 |
| B181 | 4.400 | 436 | 26 | 472 |
| B182 | 34 | 44 | 3,0 | 7,9 |
| B184 | i.m. | 11 | 1,0 | 1,7 |
| B7-1 | i.m. | 0,37 | 0,29 | 0,05 |
| B7-2 | 54 | 0,05 | 0,00 | 0,05 |
| B8-1 | 11 | 23 | 3,9 | 4,0 |
| B8-2 | 43 | 0,95 | 0,30 | 0,05 |
| B10-1 | 12 | 16 | 0,6 | 1,1 |
| B10-2 | 21 | 4,5 | 0,1 | 0,1 |
| B11-1 | 2.500 | 160 | 8,0 | 28 |
| B11-2 | 2.900 | 34 | 3,3 | 14 |
| B12-2 | 77 | 31 | 0,66 | 54 |
| B12-3 | 850 | 14 | 3,7 | 10 |
| B13-1 | 124 | 40 | 4,5 | 13 |
| B13-2 | 180 | 1,3 | 0,35 | 1,4 |
| B15-1 | 4.400 | 23 | 29,2 | 306 |
| B15-2 | 9.200 | 1600 | 39 | 1.454 |
| B16-1 | i.m. | 360 | 31 | 378 |
| B16-2 | 9.100 | 70 | 39 | 758 |
| B17-1 | i.m. | i.m. | 27 | 284 |
| B17-2 | i.m. | i.m. | 29 | 580 |
| B18-1 | i.m. | i.m. | 24 | 315 |
| B18-2 | i.m. | i.m. | 16 | 321 |
| B19-1 | i.m. | i.m. | 5,0 | 8,7 |
| B19-2 | i.m. | i.m. | 8,0 | 16 |

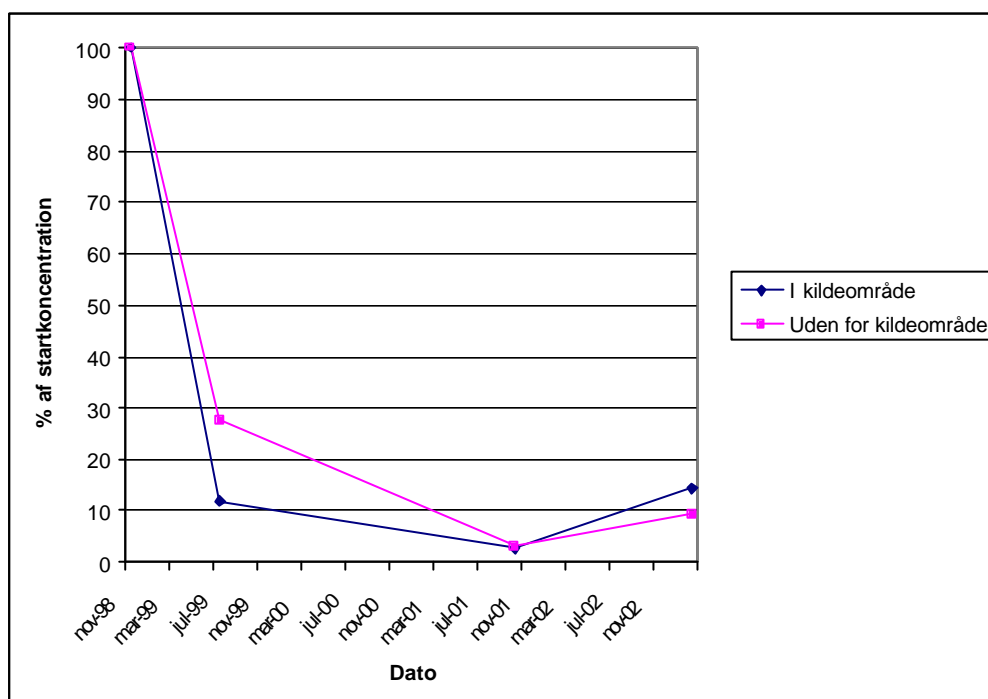
i.m. = ikke målt

Det ses af tabellen, at forureningskoncentrationerne i kildeområdet (boringerne VB3, B171, B15, B16, B17, B18) er ca. dobbelt så høje eller mere 15 måneder efter 7. scenarie i forhold til 6 måneder efter 6. scenarie. Uden for kil-

deområdet er koncentrationen ligeledes højere i nogle boringer, mens den er uændret i andre.

På omstående figur er vist gennemsnitskoncentrationen i procent af startkoncentrationen henholdsvis i kildeområdet og uden for kildeområdet, beregnet ud fra tallene i tabel 3.2. De to grafer viser overordnet samme forløb i og uden for kildeområdet med hensyn til forureningsreduktion i oprensningsperioden og tilbageslag efter scenarie 7. Men oprensningen er tilsyneladende længere om at slå igennem uden for kildeområdet, hvilket kan hænge sammen med, at grundvandsforureningen reduceres væsentligt mellem juli 1999 og august 2001. Samtidig er tilbageslaget mindre udtalt end i kildeområdet, hvilket igen kan hænge sammen med reduceret grundvandsforurening og den tid, det tager poreluftforureningen at bevæge sig fra kildeområdet og ud.

Figur 2.3 Gennemsnitskoncentrationen i procent af startkoncentration i henholdsvis kildeområdet og uden for kildeområdet for udvalgte målerunder efter længere driftspåuser (beregnet ud fra tallene i tabel 2.2).



2.2.4 Sammenfatning af forureningskoncentration i poreluften

Ved pumpning fra én boring i kildeområdet i nedre filter (VB3-1) påvirkes alle boringer i området. Det vil sige, at der er forholdsvis god kontakt for luftstrømning i det forurenede område, på trods af at det dækker et areal på et par tusinde kvadratmeter. Dog er der mindre påvirkning de steder, hvor overliggende lerlag skygger for luftstrømningen til et filter, fx ved VB5-1 og VB4-1.

Ved starten af oprensningen ses langt den største samlede påvirkning i løbet af den første måneds drift. Ved de efterfølgende scenarier er påvirkningen betydeligt mindre, især hvis der kun er en kort pause mellem scenarierne. Pumpning fra de nedre filtre synes generelt at være mest effektiv, idet de øvre filtre herved også påvirkes, hvorimod nedre filtre ikke påvirkes i samme grad ved pumpning alene fra øvre filtre.

Pumpning med 100 m³/h pr. boring giver ikke en væsentlig bedre oprensningseffekt end pumpning med 50 m³/h. Det afgørende synes at være, at der pumpes fra et net af boringer, så hele området påvirkes. Selv ved pumpning med 50 m³/h udelukkende fra VB3-1 påvirkes alle boringer, men for at få ordentlig oprensningseffekt ved VB4-1 og VB5-1 er det nødvendigt tillige at pumpe fra disse boringer.

Ved pumpning fra VB3 ses en tydelig påvirkning i under-gulv-boringen, på trods af at under-gulv-boringen er adskilt fra VB3 af et 3-4 m tykt, terrænnært lag af moræneler. Påvirkningen antages at ske via sprækker i moræneleret. Samtidig har variationer i tykkelsen af det terrænnære lerlag dog tilsyneladende stor betydning for hvilke områder, der især påvirkes ved pumpning fra kildeområdet, nemlig de områder, hvor dæklaget er tyndest. Tilbageslag forekommer i alle boringer, dog er det kraftigst i kildeområdet og i de nedre filtre uden for kildeområdet. I boringer med lave koncentrationer som udgangspunkt er tilbageslaget mindre, antagelig på grund af den lavere koncentrationsgradient fra jorden til poreluften. Tilbageslaget er ikke aftaget efter 7 måneder, dvs. ligevægten er lang tid om at indstille sig, og tilbageslaget sker hurtigst i kildeområdet.

Målinger udført 15 måneder efter afslutning af det sidste driftsscenario bekræfter dette. I forhold til situationen efter 7 måneders pause er koncentrationerne nu gennemsnitligt 5 gange højere i kildeområdet og 3 gange højere uden for kildeområdet. Tilbageslagets størrelse i forhold til startkoncentrationen er på gennemsnitligt 15% i kildeområdet og 9% uden for kildeområdet.

Koncentrationen i under-gulv-boringen er under vakuumventileringen reduceret fra 52 mg/m³ til under 0,2 mg/m³, og der ses ikke noget tilbageslag i boringen 9 måneder efter stop af vakuumventilering. Efter 15 måneder er koncentrationen imidlertid steget til 9,2 mg/m³. Dette tyder på, at vakuumventileringen kun har reduceret indeklimaproblemet på grunden, men ikke fjernet det helt.

Tilbageslaget kan skyldes ligevægt med grundvandsforureningen, men det kan også skyldes spredning af forureningsdampe i den umættede zone.

I de nedre filtre uden for kildeområdet sker tilbageslaget langsommere, antagelig på grund af at ligevægten med grundvandet til dels er styret af diffusion fra grundvandsspejlet og op i den umættede zone, hvorimod ligevægten med jorden i den umættede zone i kildeområdet mere er styret af desorptionen direkte fra sandkornene til poreluften, hvilket er en hurtigere proces

2.3 Forureningskoncentration i grundvandet

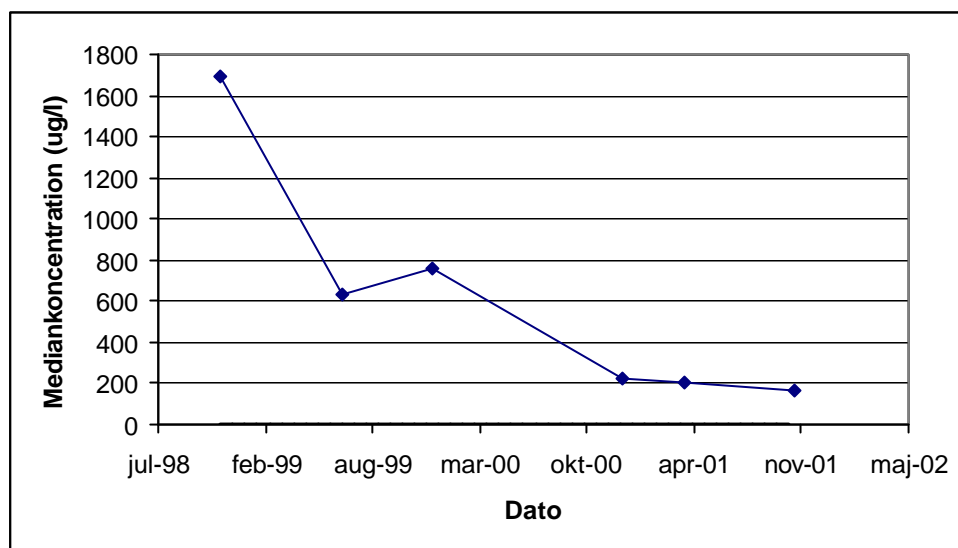
2.3.1 Generelt om forureningsudviklingen i grundvandet

I det følgende beskrives udviklingen i grundvandsforureningen i det sekundære magasin. Forureningskoncentrationen i grundvandet er målt 7 gange gennem driftsperioden, og resultaterne er vist på situationsplan i bilag K.

Den hydrauliske kontrol er sat i drift i februar 1998. Anlægget kører med en fast pumpeydelse på 4 m³/h fra AB3. I perioden fra september 1998 – marts 1999 har anlægget været stoppet på grund af problemer med vandrensning. Herefter har anlægget kørt uden større driftsforstyrrelser.

Nedenstående graf viser gennemsnitskoncentrationen (medianen) ved prøvetagningerne (april 1998 er dog ikke medtaget). Det ses, at mediankoncentrationen falder nogenlunde jævnt gennem forløbet, bortset fra et hak opad ved prøvetagningen i december 1999.

Figur 2.4 Mediankoncentrationer i grundvandet i oprensningsperioden.



2.3.2 Forureningsudviklingen i de enkelte grundvandsboringer

Af bilag K ses, at der er store udsving i PCE-koncentrationerne i grundvandet mellem analysen i april 1998 og i februar 1999. Koncentrationen er steget kraftigt i boring B17 og B11, mens den er faldet i boring B16, B18, B185, B13, og AB4, se bilag K. I de øvrige monitoringsboringer har koncentrationerne ikke ændret sig markant. AB3 er ikke prøvetaget i februar 1999, men fra monitorering af den hydrauliske kontrol foreligger et resultat fra marts 1999, hvor koncentrationen i AB3 er 2.700 µg/l, dvs. uændret i forhold til april 1998.

Ved prøvetagningen i juli og november 1999 er koncentrationen faldet i AB3, antagelig som følge af afværgepumpningen. I de øvrige boringer er der ingen betydelige ændringer, men der er stadig udsving i koncentrationen i de enkelte boringer i kildeområdet. I en del af boringerne står vandspejlet i juli 1999 så lavt, at prøvetagning ikke er mulig. Det lave vandspejl skyldes formentlig afværgepumpningen.

Variationen i grundvandskoncentrationerne tyder på en meget uens forureningsfordeling med store koncentrationsgradienter i forureningsfanen, hvilket ofte ses ved forureninger med chlorerede opløsningsmidler. Efter ca. 1 års drift af den hydrauliske kontrol (november 1999) ses, at variationen mellem boringerne i kildeområdet er faldet markant. Dette tilskrives en opblanding af fanen på grund af grundvandsoppumpningen.

Efter analyserunden i november 1999 er det besluttet at reducere analyseomfanget til 3 analyserunder i den resterende driftstid. Beslutningen er taget, fordi der ikke konstateres nogen sammenhæng mellem udførte driftsscenerier i vakuumventilering og grundvandskoncentrationerne. Som anført i ovenstående er der et generelt fald i koncentrationerne i kildeområdet efter opstart af grundvandsoppumpning og vakuumventilering, men der er ikke tale om et

entydigt fald i de enkelte boringer for hver analyserunde. Det kunne forventes, at det kraftige fald i poreluftkoncentrationerne ville afspejle sig i en faldende grundvandskoncentration i hvert fald i kildeområdet. Ligeledes vil etablering af grundvandsoppumpningen også kunne medvirke til aftagende koncentrationer. Ovennævnte forhold gælder tilsyneladende kun for nogle af boringerne.

De 3 sidste analyserunder er gennemført i december 2000, marts 2001 og oktober 2001. Analyserne viser et meget kraftigt fald i koncentrationerne i kildeområdet (B16, B18, B185 og AB3). Koncentrationerne er aftaget fra et niveau på 2.000 – 4.000 µg/l til et niveau på 200 – 400 µg/l, svarende til reduktionsfaktorer på 10 - 20. I boring B11, B12, B13 og AB4, som vurderes at ligge i forureningsfanen nedstrøms for kildeområdet, er koncentrationerne aftaget med en faktor 2- 3. I monitoringsboringerne udenfor kildeområdet ser koncentrationerne ud til at ligge på samme niveau som tidligere.

Selvom mediankoncentrationen i grundvandet som før nævnt falder nogenlunde jævnt i oprensningsperioden, er ændringen i grundvandskoncentrationerne i kildeområdet og enkelte andre kraftigt forurenede boringer sket mellem prøvetagningen i november 1999 og december 2000. Der er gennemført en teoretisk beregning af indvindingsoplandet til afværgeboringen og vandskiftet i området /9/. Beregningerne viser, at boringerne i kildeområdet ligger indenfor den del af indvindingsoplandet, hvor porevolumenet udskiftes mindst én gang om året. Boringerne længere mod nord B11, B12, B13 og AB4 ligger i forureningsfanen nedstrøms for kildeområdet og udenfor indvindingsoplandet. Det vurderes, at faldet i grundvandskoncentrationerne skyldes afværgepumpningen.

Da koncentrationsfaldet i grundvandet i en del af området er indtruffet efter at porevolumenet er udskiftet 1 - 2 gange, kunne dette tyde på, at der er fri fase i dette område, idet koncentrationsfaldet ellers skulle forventes på et tidligere tidspunkt.

Analyserne fra B185-1 og B185-2 i marts 2001 viser koncentrationen henholdsvis i bunden og ca. i midten af det sekundære magasin. PCE-indholdet på 6 og 270 µg/l viser et kraftigt fald i koncentrationen siden forrige prøvetagning i 1996 i undersøgelsesfasen, hvor der blev målt ca. 7.000 µg PCE/l /3/.

2.3.3 Sammenfatning af forureningsudviklingen i grundvandet

Forureningskoncentrationerne i grundvandet er gennemsnitligt faldet til ca. 10 % af startniveauet, men i de kraftigst forurenede boringer er faldet først slået igennem efter mere end 1 års afværgepumpning. Sammen med store udsving i enkelte boringer i starten af pumpeperioden tyder dette på, at der er fri fase til stede i grundvandsmagasinet.

Der har ikke kunnet konstateres nogen direkte sammenhæng mellem koncentrationsudviklingen i den umættede zone og udviklingen i grundvandskoncentrationerne, men de faldende grundvandskoncentrationer skulle alt andet lige medføre, at tilbageslaget i den umættede zone bliver lavere.

2.4 Beregning af forureningsfjernelse i jord, poreluft og grundvand

I de følgende afsnit gennemføres beregninger af forureningsmængder og forureningsfjernelse i oprensingsforløbet. Indledningsvis betragtes ligevægten mellem de forskellige medier, dvs. jord, grundvand og poreluft, idet etablering

af ligevægt eller mangel på samme er en vigtig forudsætning for vurdering af forureningsfjernelsen henholdsvis forløbet af denne.

Forureningsfjernelsen beregnes efterfølgende på baggrund af massebalancer, dvs. estimerede forureningsmængder i jord, grundvand og poreluft under antagelse af ligevægt mellem faserne, beregnet før og efter hvert scenarium. Denne teoretiske forureningsfjernelse sammenlignes herefter med den faktiske forureningsfjernelse, beregnet som den forurening, der er fjernet via vakuumventilering og via grundvandet.

Derefter udarbejdes en model til forudsigelse af oprensingsforløbet. Modelens estimering af sænkingskurver under drift og stigningskurver i driftspauser sammenlignes med de målte koncentrationsforløb. Endelig sammenlignes modellens estimat af forureningsfjernelsen med den forureningsfjernelse, som er beregnet ud fra de målte koncentrationsforløb. Formålet med dette er at undersøge de generelle usikkerheder ved forudsigelse af oprensningseffekten for vakuumventilering.

2.4.1 Ligevægtsbetragtninger i jord, grundvand og poreluft

Jord og poreluft

Der er umiddelbart omkring ventilationsboring VB3-2 udtaget i alt 10 jordprøver i 4,5 og 5,5 m u.t. Prøverne er udtaget lige før start af driftsscenario 7, dvs. efter en pause i vakuumventileringen på et halvt år. Prøverne er analyserede for PCE, og der er fundet PCE-indhold fra mindre end detektionsgrænsen på 0,1 mg/kg til 8,0 mg/kg. Gennemsnitskoncentrationen er 3,1 mg/kg. Dette kan omregnes til en teoretisk gennemsnitlig poreluftskoncentration på 1.085 mg/m³, under forudsætning af ligevægt mellem jord og poreluft.

I praksis er der målt 970 mg/m³ i poreluften fra VB3-2. Umiddelbart er der således en god overensstemmelse mellem den teoretiske og den målte poreluftskoncentration. Dette tyder på, at der efter et halvt års pause i vakuumventileringen er ligevægt mellem sandjorden og poreluften i sandlaget.

Samtidig viser de løbende GC-målinger, at der fortsat er stigende koncentrationer i poreluften som følge af tilbageslaget efter driftsscenario 6. PCE-indholdet i jorden er desuden størst i 5,5 m u.t. eller lige over lerlaget, som starter i ca. 6,2 m u.t. En mulig årsag til dette kan være, at der fortsat frigives forurening fra lerlaget, som bevirker, at forureningsindholdet i både sandjorden og poreluften i sandlaget er stigende. Dette underbygges af, at PID-målingerne i lerlaget er betydeligt højere end i sandlaget.

Forud for påbegyndelse af oprensningen forventedes det, at forureningen i lerlaget kun ville blive reduceret langsomt i forhold til forureningen i sandlaget, idet oprensningen i lerlaget er betinget af diffusion af forurening fra lermatrixen til sandlaget samt sprækker, hvor der kan ske en luftstrømning som følge af jordventileringen. Tilbageslaget i poreluften og de målte jordkoncentrationer samt PID-målinger underbygger, at oprensningen af lerlaget foregår langsomt i forhold til oprensningen i sandlaget.

Forureningen i lerlaget, dvs. summen af jordforureningen og poreluftsforureningen i lerlaget, er før oprensningen vurderet at udgøre ca. 5,4 kg /10/. Det er vanskeligt at vurdere, i hvilken udstrækning oprensningen har reduceret denne forurening, da der kun er udtaget jordprøver indenfor et meget begrænset område. Ovennævnte forhold tyder dog på, at der stadig er en betydelig restforurening i dette lag.

Grundvand og poreluft

Med udgangspunkt i formlerne fra Miljøstyrelsen's JAGG-program er der foretaget beregninger af den teoretiske ligevægtskoncentration i forskellig højde: 0,0, 1,0 og 2,0 m over grundvandsspejlet, idet der antages at være ligevægt mellem koncentrationen i grundvandet og koncentrationen i poreluften tæt på grundvandsspejlet. Beregningerne er udført for udvalgte boringer, hvor der forefindes analyseresultater af grundvandsprøver og målte poreluftskoncentrationer i filteret lige omkring grundvandsspejlet. Det er valgt at udføre beregningerne til to tidspunkter med semi-stationære forhold, nemlig før driftsscenario 1 og før driftsscenario 7. Ved de øvrige scenarier har der kun været korte pauser siden forrige pumpning, og derfor har der været mindre tid til at opnå ligevægt. Beregningerne er vist i bilag M.

På baggrund af de teoretisk beregnede ligevægtskoncentrationer er der for hver boring udregnet en teoretisk gennemsnitlig poreluftskoncentration, som er sammenholdt med den faktisk målte værdi, se tabel 3.2.

Tabel 2.3 Beregnet gennemsnitskoncentration i poreluften ud for filteret sammenlignet med den målte poreluftskoncentration i boringen.

| Boring | Filtersat strækning i umættet zone (m) | Ligevægtsberegning 1: 18.11.1998 | | | Ligevægtsberegning 2: 25.10.2001 | | |
|--------|-----------------------------------------------|--------------------------------------------|------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| | | Målt grundvandskoncentration (ug/l) | Beregnet poreluftkoncentration (mg/m ³) | Målt poreluftskoncentration (mg/m ³) | Målt grundvandskoncentration (ug/l) | Beregnet poreluftskoncentration (mg/m ³) | Målt poreluftskoncentration (mg/m ³) |
| B8 | 2,0 | 390 | 83 | 11 | 190 | 40 | 3,91 |
| B10 | 2,0 | 120 | 25 | 12 | 2,0 | 0 | 0,64 |
| B11 | 2,5 | 11.000 | 2.334 | 2.500 | 5.300 | 1.127 | 8 |
| B12 | 2,0 | 3.000 | 637 | 77 | 800 | 170 | 0,66 |
| B13* | 2,5 | 3.800 | 806 | 124 | - | - | 4,45 |
| B18 | 2,5 | 4.500 | 955 | 82 | 380 | 81 | 23,79 |
| B182 | 2,0 | 130 | 28 | 34 | 19 | 4 | 2,96 |

*) Grundvandskoncentrationerne er ikke målt den 25.10.01 på grund af lavt vandspejl, og teoretisk poreluftskoncentration kan derfor ikke beregnes.

Omkring halvdelen af de beregnede poreluftskoncentrationer er i samme størrelsesorden som de målte, men det er ikke nødvendigvis de samme boringer, der udviser god overensstemmelse mellem teoretiske og målte koncentrationer for de to prøvetagningsdatoer.

Der er ikke umiddelbart nogen forklaring på, hvorfor de teoretiske koncentrationer i halvdelen af tilfældene ikke stemmer overens med de målte. I de tilfælde, hvor der er afvigelser, er de beregnede værdier betydeligt højere end de målte værdier, hvilket kunne pege på, at systemet endnu ikke har nået ligevægt efter den forudgående jordventilering. Dette gælder specielt for den 25.10.01, men også for den 18.11.98, hvor der et halvt år forinden var foretaget en kort afprøvning af jordventileringen i forbindelse med overdragelsen fra entreprenøren. Denne afprøvning må antages at have forrykket ligevægten.

Endvidere kan afvigelse være udtryk for, at der er store usikkerheder involveret i denne type beregninger, eksempelvis at grundvandsspejlet varierer eller der foregår forureningsudveksling fra poreluften over grundvandsspejlet til det overliggende jordvolumen.

Beregningerne tyder således på, at grundvandskoncentrationerne kan have en bestemmende indflydelse på poreluftskoncentrationerne over grundvandspejlet, når systemet er i ligevægt, men at andre faktorer også har en indflydelse på poreluftskoncentrationerne, eksempelvis den højde over grundvandspejlet, som man inddrager i beregningerne.

Som tidligere nævnt er de nedre filtre i VB5 og VB6 kendetegnet ved højere startkoncentrationer og tydeligere tilbageslag i forhold til de øvre filtre i samme borer. Udover afdampning fra grundvandsforureningen kan forskellene skyldes densitetsbetinget nedsynkning af PCE-forurening på dampform. Endelig kan de skyldes variationer i geologien i umættet zone, som har betydning for poreluftforureningens spredningsveje. Geologien er forskellig i de to borer, idet der er et adskillende lerlag mellem øvre og nedre filter i VB5 og ikke i VB6, men alligevel udviser de samme tendens. I VB6 vurderes spredning af forurening på dampform fra den nærliggende grundvandsforurening at være afgørende for det høje koncentrationsniveau i det nedre filter, mens spredning af forurening på dampform fra kildeområdet også må forventes at indvirke på koncentrationen i nedre filter i VB5.

Det er usikkert, om under-gulv-boringen, og dermed indeklimaet, i nærværende tilfælde er influeret af afdampningen fra grundvandet, idet der efter 9 måneders pause ikke kan påvises noget tilbageslag i under-gulv-boringen, mens der efter 15 måneder er målt et tilbageslag på ca. 18% af startkoncentrationen. Det målte tilbageslag kan dog ligesåvel stamme fra restforurening i jorden under bygningen.

2.4.2 Forureningsfjernelse på baggrund af massebalancer

Forudsætninger for beregning af reduktionen i forureningsmassen

Til brug for beregning af forureningsfjernelsen i jord, poreluft og grundvand ud fra den totale forureningsmasse er der udført beregninger af den totale forureningsmasse før og efter hvert driftsscenarium (se bilag L). Den totale forureningsmasse er beregnet ud fra summen af forurening i jord, vand og poreluft.

Forureningsmassen i hvert medie er beregnet som mediankoncentrationen¹, som omtrent svarer til et gennemsnit beregnet på baggrund af logaritmisk transformerede værdier, ganget med total volumen eller vægt af mediet. Denne beregningsmetode er valgt, idet måledata synes at være tættere på en lognormalfordeling end en normalfordeling, hvilket i litteraturen også generelt er observeret for forureningsdata /11/.

I tabellerne i bilag L er angivet de målte forureningskoncentrationer i jord, grundvand og poreluft før start af hvert scenarium. Det bemærkes som tidli-

¹ Mediankoncentrationen svarer til, at man beregner massemidtpunktet for et antal observerede koncentrationer i stedet for gennemsnittet. Når der tilfældigt udtages prøver fra et forurenede område, ligger størstedelen af koncentrationerne typisk i det lave område, fx i intervallet <0,1-10, mens der kan være enkelte høje på fx 100 eller et par tusinde. Hvis der blot benyttes almindelig aritmetisk gennemsnitsberegning, fås et gennemsnit, der er betydeligt højere end det reelle områdeafvejede gennemsnit, idet de få høje koncentrationer jo tilsammen repræsenterer et relativt lille område, mens de samtidig trækker voldsomt opad i gennemsnittet. For at kunne bruge gennemsnittet til masseberegninger er det derfor ofte bedre at benytte medianværdien, idet denne indkalkulerer en vægtning for hvert koncentrationsinterval.

gere nævnt, at der for jord og til dels for grundvand ikke er foretaget målinger før start af hvert scenarium.

Ud fra gennemsnittet af de målte koncentrationer er der for hvert medie tillige beregnet de tilsvarende ligevægtskoncentrationer i henholdsvis jord og poreluft (indholdet i porevandet i den umættede zone regnes for negligabelt) ved anvendelse af beregningsformler som angivet i Miljøstyrelsens beregningsværktøj JAGG.

Jordforurening

Arealet med jordforurening på 900 m² er afgrænset af boring K1, K2, K3, K7 og K10, hvor der ikke er fundet forurening. Dybden svarer til gennemsnitlig tykkelse af dæklag over sandlaget og er sat til 4,0 m. Vægtfylden antages at være 1,8 t/m³ og porøsiteten 0,3. Koncentrationerne er fundet i tidligere notater og rapporter /2,4/.

Grundvandsforurening

Arealet med grundvandsforurening på 9.000 m² er afgrænset af de yderste filtersatte boringer (B182, B184, B9 og B7), beregnet som en cirkel med en diameter på knap 110 m. Den forurenede dybde antages at være fra vandspejlet og indtil 5 m under dette. Vægtfylden antages at være 1,8 t/m³ og porøsiteten 0,4. Der er en væsentlig usikkerhed ved antagelsen af dybden af forureningen, idet der tidligere i kildeområdet er konstateret koncentrationer op til 7 mg/l nær ved bunden af magasinet, som er betydeligt dybere end de 5 m. Estimatet af grundvandsforureningen skal derfor ikke opfattes som et udtryk for den totale grundvandsforurening, men som den øverste del af grundvandsforureningen, der skønnes at kunne påvirke forureningskoncentrationerne i den umættede zone.

Poreluftforurening

Arealet med poreluftsforurening på 9.000 m² er afgrænset af de yderste poreluftboringer. Dybden er fra underkant af dæklag til vandspejlet og er sat til 13,0 m. Vægtfylden antages at være 1,8 t/m³ og porøsiteten 0,4.

Fejlkilder ved beregning af forureningsmasse

I beregningerne er ikke medregnet eventuel fri fase PCE, hvilket kan være en væsentlig fejlkilde, idet en stor del af forureningen kan findes som fri fase i jorden eller i grundvandsmagasinet.

En anden fejlkilde er, at de målte koncentrationer i poreluften ved flere af prøvetagningsrunderne må antages ikke at være i ligevægt med jordkoncentrationerne, da der kun er gået kort tid siden stop for vakuumventileringen.

Forudsætninger for beregning af den oprensede forureningsfjernelse

Jord

Mængden af forurening, der fjernes via poreluften, beregnes ud fra mediankoncentrationen i poreluften gange den mængde luft, der bortventileres. Denne luftmængden er målt under oprensningsforløbet.

Grundvand

Mængden af forurening, der fjernes via grundvandet, beregnes ud fra mediankoncentrationen i grundvandet gange den mængde grundvand, der skønnes at strømme bort fra grunden i driftsperioden.

Grundvandsmængden, der strømmer bort fra grunden, beregnes ud fra et strømningstværsnit på $110 \cdot 5 = 550 \text{ m}^2$ og en strømningshastighed på: $v = k \cdot I$,

hvor $k = 2,61 \cdot 10^{-4}$ m/s og $I = 2,2 \text{ ‰}$ (jf. /3/). Dvs. $v = k \cdot I = 5,74 \cdot 10^{-7}$ m/s eller ca. 18 m/år, og vandmængden Q bliver: $18 \cdot 550 = 9.900 \text{ m}^3/\text{år}$.

Alternativt kunne man have anvendt den vandmængde, der afværgepumpes. Dette ville give en vandmængde, der er 4-5 gange større, men som til gengæld stammer fra hele magasinets dybde, og derfor må antages kun i mindre grad at påvirke poreluftsforureningen over vandspejlet. Hvis størstedelen af forureningen findes i den øverste del af grundvandszonen, er fejlen ved at anvende den afværgepumpede forureningsmængde dog ikke stor. Beregnet ud fra koncentrationsmålinger af råvandet og det summerede flow til 7 forskellige tidspunkter fordelt over hele driftsperioden skønnes det, at der ved afværgepumpningen er fjernet i alt 140 – 190 kg PCE.

Det er imidlertid valgt at benytte den vandmængde, der strømmer bort fra grunden, som grundlag for beregning af den forureningsmasse, der fjernes via grundvandet.

Forureningsfjernelse ud fra massebalancer

Tabel 2.4a og b viser resultatet af masseberegningerne for de udførte driftsscenerier for henholdsvis det umættede sandlag, dvs. poreluften og for det mættede sandlag, dvs. grundvandet.

Tabel 2.4a Forureningsfjernelse for henholdsvis poreluft og grundvand.

| Driftsscenario | Beskrivelse | Varighed (dage) | Umættet sandlag - poreluft | | | Mættet sandlag - grundvand | | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|---------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| | | | Beregnet total forureningsmasse før start af scenarium* | Beregnet reduktion i forureningsmasse under scenariet | Faktisk oprensning via poreluft** | Beregnet total forureningsmasse før start af scenarium | Beregnet reduktion i forureningsmasse under scenariet | Faktisk oprensning via grundvand*** |
| | | | (kg) | (kg) | (kg) | (kg) | (kg) | (kg) |
| 1 | VB3-1: 50 m ³ /h | 57 | 370 | 349 | 41 | 360 | 227 | 16 |
| 2 | VB3-2: 50 m ³ /h | 103 | 21 | -5 | 33 | 133 | -27 | 2,5 |
| 3 | VB3-1: 100 m ³ /h | 54 | 26 | 18,3 | 4,9 | 160 | 0 | 1,8 |
| 4 | VB3-1, VB3-2, VB5-1: 50 m ³ /h | 80 | 7,7 | 1,9 | 5,3 | 160 | 0 | 2,8 |
| 5 | Alle nedre filtre og VB3-2: 100 m ³ /h | 55 | 5,8 | 4,83 | 6,5 | 160 | 113 | 1,4 |
| 6 | VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1: 50 m ³ /h | 85 | 0,97 | -2,83 | 6,8 | 47 | 12 | 1,5 |
| 7 | VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1: 50 m ³ /h (alternerende drift) | 14 | 3,8 | - | 1,7 | 35 | - | 0,1 |
| Alle scenarier tilsammen | | 335 | - | 366,2 | 99 | | 325 | 26 |
| * Beregnet ud fra målte koncentrationer i poreluft og grundvand. Grundlaget for beregningerne er vist i bilag L. | | | | | | | | |
| ** Beregnet ud fra fjernet forureningsmasse i ventilationsluften. | | | | | | | | |
| *** Beregnet ud fra mediankoncentrationen i grundvandet og den mængde grundvand, der transporteres ud af området. Perioden er længden af driftsscenarioet plus den efterfølgende pause. | | | | | | | | |

Table 2.4b Samlede forureningsfjernelser for poreluft og grundvand.

| Drifts-scenarium | Beskrivelse | Varighed (dage) | Beregnet total reduktion i forureningsmasse (kg) | Akkumuleret reduktion i forureningsmasse (kg) | Faktisk oprensning i alt (kg) | Akkumuleret oprensning (kg) |
|--------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|--------------------------------------------------|-----------------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| 1 | VB3-1: 50 m ³ /h | 57 | 576 | | 57 | |
| 2 | VB3-2: 50 m ³ /h | 103 | -32 | 544 | 36 | 93 |
| 3 | VB3-1: 100 m ³ /h | 54 | 18,3 | 562,3 | 6,7 | 99,7 |
| 4 | VB3-1, VB3-2, VB5-1: 50 m ³ /h | 80 | 1,9 | 564,2 | 8,1 | 107,8 |
| 5 | Alle nedre filtre og VB3-2: 100 m ³ /h | 55 | 117,83 | 682,0 | 7,9 | 115,7 |
| 6 | VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1: 50 m ³ /h | 85 | 9,17 | 691,2 | 6,2 | 121,9 |
| 7 | VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1: 50 m ³ /h (alternerende drift) | 14 | - | 691,2 | 1,8 | 123,7 |
| Alle scenarier tilsammen | | 335 | 691,2 | 691,2 | 124 | 124 |

Tabeller 2.4a og b viser, at der er store usikkerheder ved beregning af forureningsmassen, både i den umættede og i den mættede zone, idet den fjernede forureningsmængde er helt forskellig fra forskellen i forureningsmasse før og efter hvert scenarium.

I den umættede zone kan usikkerheden forklares ved, at pausen i vakuumventileringen forud for prøvetagningen er for kort til, at der kan nå at indstille sig en ligevægt mellem jordkoncentration og poreluftskoncentration. I den mættede zone kan usikkerheden tilsvarende skyldes afværgepumpningen, der ikke tillader indstilling af en fuldstændig ligevægt mellem grundvand og sediment.

Det antages, at det første skøn over den samlede totale forureningsmasse i poreluften, dvs. de 370 kg, er det mest pålidelige, idet ligevægten her har haft lang tid til at indstille sig. Det medfører, at der indtil videre er oprenset ca. 27 % af forureningen i poreluften, men der kommer selvfølgelig hele tiden ny forurening op i poreluften på grund af ligevægten med grundvandsforureningen. Betragtes grundvandet, hvor den totale forureningsmasse var 360 kg, er der kun oprenset ca. 7 % af den totale forureningsmasse.

Der kunne derfor ønskes en nærmere undersøgelse af, i hvor høj grad grundvandsforureningen reelt påvirker poreluften ovenover, herunder hvor hurtigt der indstiller sig en ligevægt mellem de to medier. I nærværende tilfælde er ligevægten tydeligvis lang tid om at indstille sig, idet poreluftskoncentrationen fortsat var stigende efter ca. 200 dages pause efter driftsscenario 6. Ydermere viser masseberegningerne, at den samlede beregnede restforurening på 3,7 kg i den umættede zone før driftsscenario 7 er langt lavere end den restforurening, der skulle forventes ud fra forureningen i den umættede zone før start af oprensning minus den ved vakuumventileringen faktisk fjernede forurening, svarende til 370 – 97 kg, dvs. 273 kg restforurening. Det må på den baggrund antages at tage flere år for ligevægten at indstille sig.

2.4.3 Opstilling af model til estimering af den forventede forureningsfjernelse via vakuumventilering

Teoretisk udledning af formeludtryk

Den forventede fjernelse estimeres ud fra startkoncentrationen og et antaget faldende kurveforløb, fx lineært, logaritmisk eller polynomisk. Ud fra litteraturen antages kurveforløbet som udgangspunkt før første scenarium at være logaritmisk faldende til 10 % af startkoncentrationen i løbet af 2 måneder, og herefter kun svagt aftagende resten af tiden /12/.

I bilag N er ovenstående antagelser koblet sammen med resultater af forsøg med fortynding af sporgas i lokaler jf. Bygge- og Boligstyrelsen, /13/, og resultatet er følgende funktion til beskrivelse af det forventede koncentrationsforløb under drift af jordventilering (sænkingsforløbet):

$$C_t = C_0 \cdot e^{-q_v \cdot (t-t_0)} + S/q_v$$

hvor:

- q_v , luftskiftet, er lig: $Q/(V \cdot n)$,
- idet Q er luftydelsen, V er det påvirkede jordvolumen, og n er porøsiteten.
- S , forureningstilførslen pr. tidsenhed, er en funktion af C_0 og den akkumulerede forureningsfjernelse.
- C_0 , startkoncentrationen,
- t , tiden,
- t_0 , starttiden

C_0 , t , t_0 og Q er kendte størrelser. Porøsiteten sættes til 0,4, og q_v , S og V estimeres ud fra de empiriske data.

Slutkoncentrationen S/q_v kan ud fra driftsdata efterfølgende estimeres til:

$$S/q_v = C_0 / (0,7963 \cdot Ms + 1)$$

hvor Ms er den samlede forureningsfjernelse.

Ved stop af drift af jordventilering (stigningsforløbet) antages en spejling af sænkingsforløbet, hvilket fører til følgende udtryk:

$$C_t = (C_{\text{tilbageslag}} - C_{\text{slut}}) \cdot (1 - e^{-q_v \cdot (t-t_{\text{slut}})}) + C_{\text{slut}}$$

hvor:

- $C_{\text{tilbageslag}}$, tilbageslagskoncentrationen, er en funktion af startkoncentrationen C_0 og forureningsfjernelsen i scenariet Ms .
- C_{slut} er koncentrationen til tiden t_{slut} , dvs. ved stop af jordventilering

$C_{\text{tilbageslag}}$ kan ud fra driftsdata herefter estimeres til: $C_0 / (0,1961 \cdot Ms + 1)$.

Sammenligning af teoretisk og faktisk udvikling af forureningskoncentrationerne
Herunder sammenlignes modellens forudsigelse af sænkings- og stigningsforløb med de kontinuert målte koncentrationer i ventilationsboringerne.

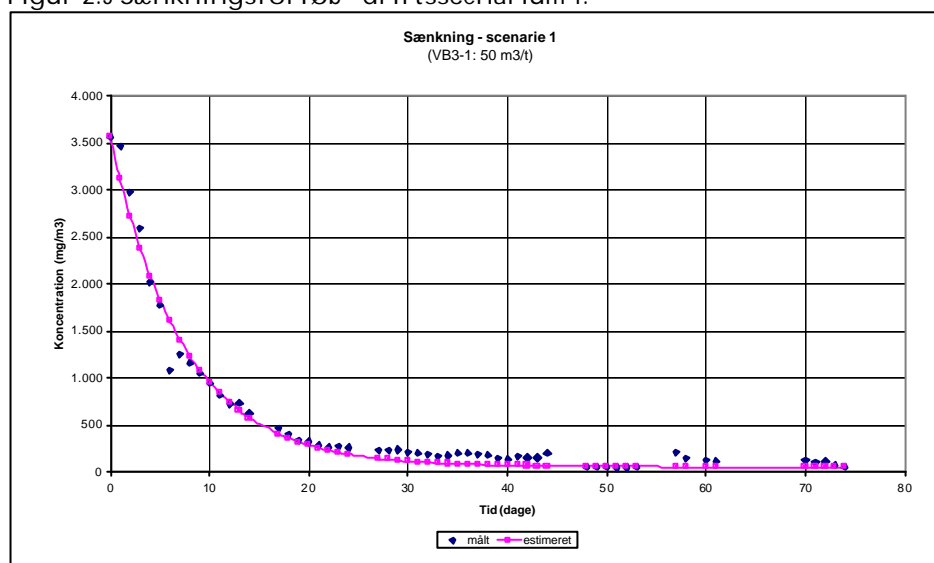
Resultaterne af sammenligningen mellem faktiske og estimerede kurveforløb (se bilag N) indikerer, at modellens udtryk for koncentrationen som funktion

af tiden godt kan tilpasses til de faktiske kurveforløb, men kun med forskellige q_v -værdier (luftskifteværdier) for de enkelte scenarier. Dette gælder både sænkings- og stigningsforløbene, og det hænger antagelig sammen med, at fuldt tilbageslag tilsyneladende kræver betydeligt mere end de omkring 4 måneders pause, der hidtil er afprøvet i dette projekt. Således er der ikke ligevægt mellem koncentrationerne i jorden og poreluften før start af et nyt driftsscenario, og det gør, at der ikke kan forventes sammenlignelige kurver mellem de enkelte scenarier.

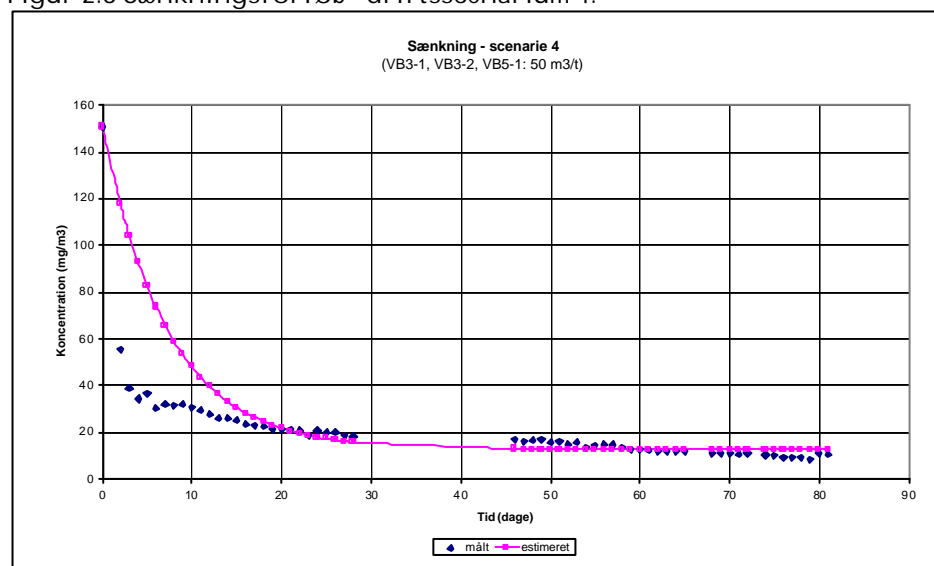
Nedenfor ses eksempler på kurveforløb (sænkning) fra driftsscenario 1 og 4. Koncentrationen angiver gennemsnitskoncentrationen i de ventilationsboringer, der pumpes fra. Det ses, at der er god overensstemmelse mellem det teoretiske og faktiske kurveforløb i driftsscenario 1, mens der ikke er overensstemmelse i scenarium 4.

For stigningsforløbene er der også stor forskel på, hvor godt modellen følger de faktiske kurveforløb. Her er som eksempler vist driftsscenario 4 og 6. For driftsscenario 4 er der nogenlunde overensstemmelse mellem teoretisk og faktisk kurveforløb, om end der grundet problemer med GC-målesystemet mangler en del målepunkter. For driftsscenario 6 er det faktiske tilbageslag betydeligt langsommere end forventet ud fra det teoretiske kurveforløb, og samtidig er det totale tilbageslag større end modellen forudsiger.

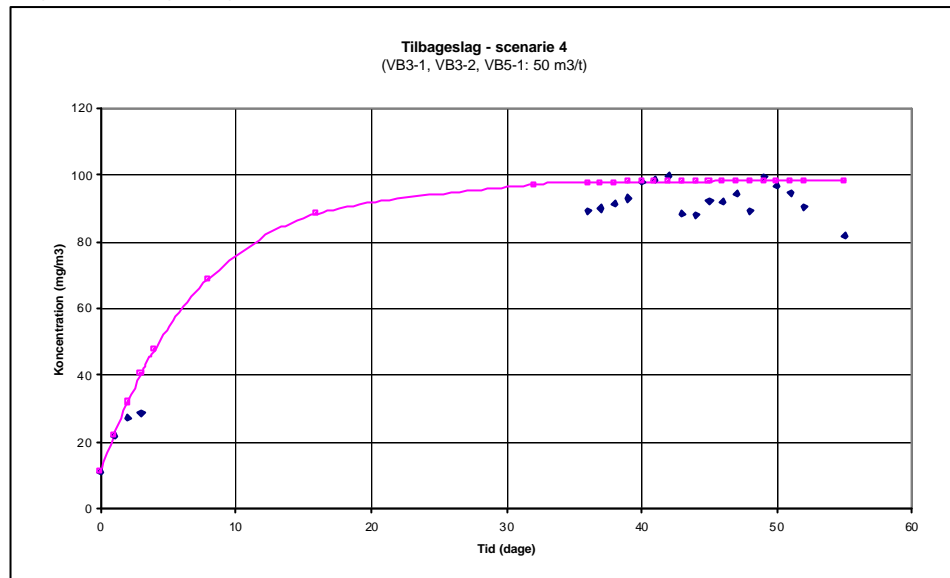
Figur 2.5 Sænkingsforløb - driftsscenario 1.



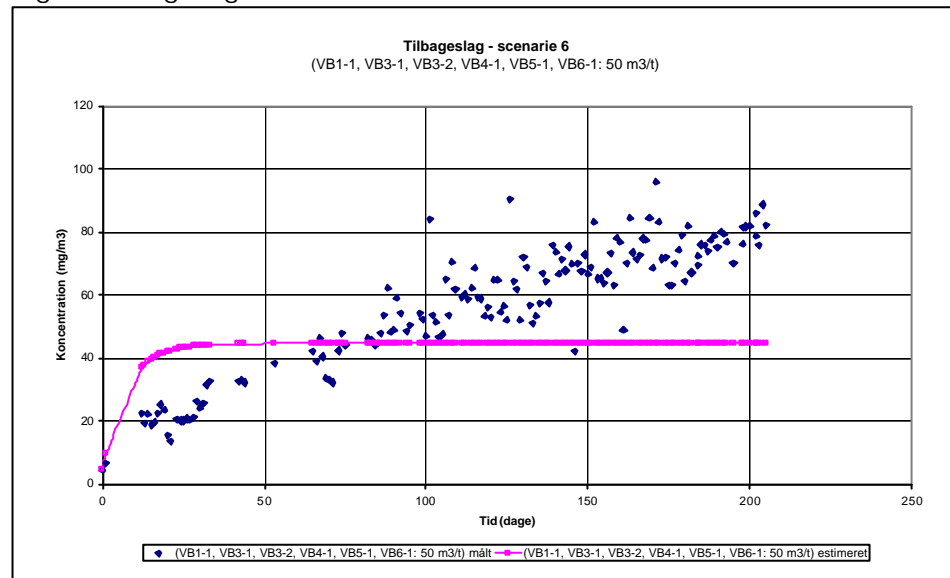
Figur 2.6 Sænkingsforløb - driftsscenario 4.



Figur 2.7 Stigningsforløb - driftsscenarium 4.



Figur 2.8 Stigningsforløb - driftsscenarium 6.



Sammenligning af teoretisk og faktisk massefjernelse

For hvert driftsscenarium beregnes den faktiske mængde forurening fjernet via jordventilering. Beregningen udføres ved numerisk at integrere koncentration gange luftydelse over driftsperioden, for de ventilationsboringer der er i drift. Tilsvarende er den forventede massefjernelse forud for det enkelte driftsscenarium estimeret ud fra modellen for sænkingsforløbet ved at integrere gennemsnitskoncentrationen i ventilationsboringerne gange luftydelsen over driftstiden:

$$\begin{aligned} \text{Massefjernelse} &= \int_{(0-t)}^{\infty} (\text{samlet luftydelse pr. døgn, } Q_{\text{total/døgn}}) \cdot C_t dt \\ &= \int_{(0-t)}^{\infty} Q_{\text{total/døgn}} \cdot (C_0 \cdot e^{-q_v \cdot t} + S/q_v) dt \end{aligned}$$

I tabel 2.5 sammenlignes den faktiske forureningsfjernelse via jordventilering i hvert scenarium med den ud fra modellen forventede forureningsfjernelse. Her er modellen anvendt med en fast q_v -værdi, som er fundet ud fra driftsscenarium 1.

Tabel 2.5 Sammenligning af faktisk og forventet forureningsfjernelse.

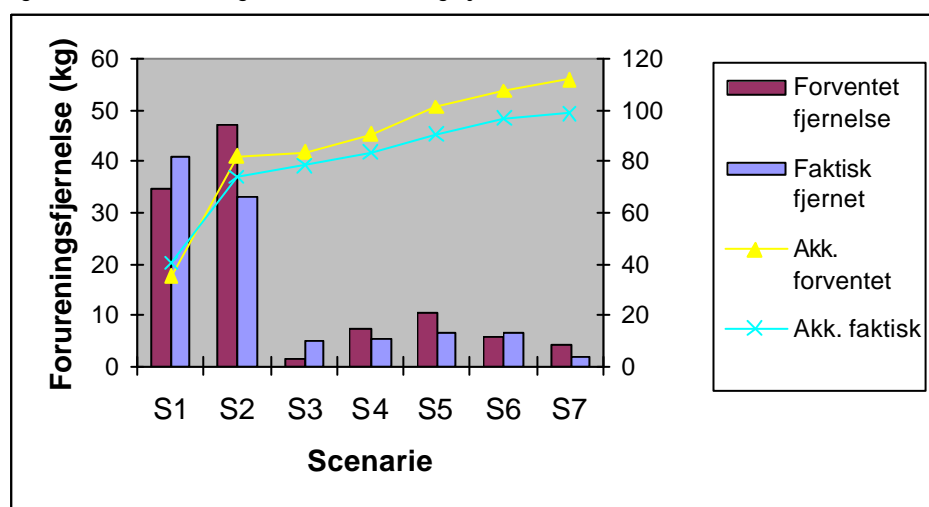
| Scenarium | Beskrivelse | Varighed (dage) | Efterfølgende pause (dage) | Forventet forureningsfjernelse via jordventilering (kg) | Faktisk forureningsfjernelse via jordventilering (kg) |
|--------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------|-------------------------------|---------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|
| 1 | VB3-1: 50 m ³ /h | 57 | 200 | 35 | 41 |
| 2 | VB3-2: 50 m ³ /h | 103 | 28 | 47 | 33 |
| 3 | VB3-1: 100 m ³ /h | 54 | 34 | 1,4 | 4,9 |
| 4 | VB3-1, VB3-2, VB5-1: 50 m ³ /h | 80 | 55 | 7,7 | 5,3 |
| 5 | Alle nedre filtre og VB3-2: 100 m ³ /h | 55 | 53 | 10,8 | 6,5 |
| 6 | VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1: 50 m ³ /h | 85 | 205 | 5,8 | 6,8 |
| 7 | VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1: 50 m ³ /h (intermitterende: 1 uges, drift, 1 uges pause) | 28 | - | 4,3 | 1,7 |
| Alle scenarier tilsammen | | 462 | 575 | 112 | 99 |

Af tabel 2.5 ses, at modellen tilsyneladende giver et godt bud på størrelsesordenen af forureningsfjernelsen, specielt for scenarium 1, 2, 4 og 6.

Den store afvigelse ved driftsscenario 7 hænger sammen med, at modellens fejl her akkumuleres, idet modellen beregner både en mindre sænkning og et større tilbageslag efter første pumpeperiode i scenariet end de faktiske værdier. Dette medfører for høj forureningsfjernelse i første periode og for høj startkoncentration i anden periode. I de øvrige tilfælde er der for hver modelberegning indlagt den faktiske startkoncentration.

I nedenstående figur ses en grafisk afbildning af tabel 2.5, dvs. forskellene mellem forventet og faktisk forureningsfjernelse.

Figur 2.9 Forventet og faktisk forureningsfjernelse i de 7 driftsscenarioer.



Det ses af figur 2.9, at modellen udmærket kan give en indikation af størrelsesordenen af forureningsfjernelsen over et længere oprensingsforløb, med basis i en kalibrering af modellen med q_v fundet ved driftsscenario 1 samt

rekalibrering med faktisk startkoncentration før hvert scenarium. Dette forudsætter dog, at man før hvert scenarium kender den faktiske startkoncentration i ventilationsboringerne, idet modellen i sin nuværende form kun kan beregne startkoncentration ved gentagne scenarier, såfremt der pumpes fra de samme boringer, og selv da er der risiko for, at modellen rammer op til en faktor 2 ved siden af den faktiske startværdi (se bilag N).

Opstilling af simplificerede formeludtryk

Ved brug af modellen til forudsigelse af forureningsfjernelse og startkoncentrationer ved flere scenarier end de 7 afholdte viser det sig, at der opstår situationer med negative startkoncentrationer og lignende. Dette bundes antagelig i, at formeludtrykkene i for høj grad er tilpasset de faktisk målte forløb, således at de ikke kan bruges til at generalisere ud fra. Endvidere mangler formelapparatet visse randforudsætninger, såsom at tilbageslagskoncentrationen skal være lig startkoncentrationen, når forureningsfjernelsen er nul.

Derfor er der foretaget en revurdering af de empiriske data med angivelse af mere simple beregningsformler, som indeholder randbetingelser, der til gengæld ikke er helt så godt tilpasset til de empiriske data. Sænkings- og stigningskonstanterne (luftskifteværdier) er fundet uafhængigt af hinanden ud fra sænkings- og stigningsforløbene i driftsscenario 1-5. Resultatet af de fundne simplificerede udtryk ses af tabel 2.6.

Såfremt formeludtrykkene i tabel 2.6 anvendes, fås en forureningsfjernelse på 104 kg for driftsscenario 1 – 7. Den faktiske forureningsfjernelse er 99 kg, og ved de tidligere formeludtryk estimeret en forureningsfjernelse på ca. 112 kg PCE. Det simplificerede formeludtryk er således lidt bedre til at beskrive den faktiske massefjernelse.

Tabel 2.6 Simplificerede udtryk til estimering af sænkings- og stigningsforløb.

| Forløb | Formeludtryk |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Sænkingsforløb | $C_t = C_0 \cdot e^{-q_v \cdot (t-t_0)} + C_{slut}$ |
| Sænkingskonstant | $q_v = 0,1572$ |
| Slutkoncentration | $C_{slut} = C_0 / (0,7963 \cdot Ms + 1)$ |
| Stigningsforløb | $C_t = (C_{tilbageslag} - C_{slut}) \cdot (1 - e^{-q_v' \cdot (t-t_{slut})}) + C_{slut}$ |
| Stigningskonstant | $q_v' = 0,077$ |
| Maksimal tilbageslagskoncentration | $C_{tilbageslag} = C_0 / (0,1961 \cdot Ms + 1)$ |
| Massefjernelse i scenariet* | $Ms = C_0 \cdot Q \cdot (\text{Antal boringer}) \cdot 24 \cdot 1,5 \cdot (1/q_v - (e^{-q_v \cdot t_{slut}})/q_v) / 1.000.000$ |
| * Formlen er justeret med en faktor 1,5 ud fra den faktiske forureningsfjernelse i scenarie 1. Faktoren $1/q_v$ i parantesen er fastsat således, at udtrykket i parantesen giver 0 ved $t = 0$. | |

Den foreløbige konklusion på anvendelse af modellen til forudsigelse af massefjernelsen er således, at modellen kan anvendes under forudsætning af, at man kender startkoncentrationerne før hvert scenarium. I praksis vil dette kun være tilfældet, når oprensingsforløbet består af et enkelt driftsscenario uden indlagte driftspauser.

2.4.4 Sammenfatning af beregning af forureningsfjernelse

Jordprøver udtaget i sandlaget omkring VB3-2 viser, at der er god overensstemmelse mellem det faktisk forureningsniveau i jorden og det, der skulle

forventes ud fra poreluftmålingerne fra VB3-2 under antagelse af ligevægt mellem jord og poreluft. De fortsat stigende poreluftkoncentrationer i poreluften i VB3-2 tilskrives restforurening i det terrænnære lerlag. Denne restforurening vurderes stadig at være betydelig, og den frigives kun langsomt til sandlaget.

Tilsvarende beregninger af ligevægten mellem grundvandet og poreluften i udvalgte borer viser overensstemmelse mellem de beregnede og målte værdier i omkring halvdelen af tilfældene, mens de beregnede poreluftkoncentrationer er højere end de målte i resten af tilfældene. Dette kunne tyde på, at ligevægten mellem grundvand og poreluft er lang tid om at indstille sig.

Ud fra tilsvarende ligevægtsbetragtninger er der foretaget beregninger af den samlede forureningsmasse i jord, grundvand og poreluft før og efter hvert driftsscenario. Den beregnede udvikling i den samlede forureningsmasse viser dog en betydelig større forureningsfjernelse end den forurening, der ud fra de faktiske målinger er oprenset. En del af forskellen kan skyldes, at der grundet vakuumventilering og afværgepumpning ikke når at indstille sig forureningsmæssig ligevægt mellem jord og poreluft og mellem sediment og grundvand. Det betyder, at det kan tage flere år for en sådan ligevægt at indstille sig.

På baggrund af den målte udvikling i forureningskoncentrationer ved de forskellige scenarier er der opstillet en model til forudsigelse af koncentrationsudviklingen i ventilationsboringerne under et driftsscenario. Modellen tager udgangspunkt i en eksponentiel funktion, der benyttes til beregning af fortynding af sporgas. Det viser sig, at modellen kan tilpasses de faktiske kurveforløb rimelig godt, men kun hvis den recalibreres for hvert scenario ved brug af de faktiske målinger. Dette skyldes sandsynligvis, at der ikke er ligevægt før hvert scenario på grund af de korte pauseperioder. Uden recalibrering, dvs. med kalibrering ud fra scenario 1 og angivelse af startkoncentration forud for hvert scenario, giver modellen dog stadig et rimeligt bud på koncentrationsudviklingen, og på den måde er modellen brugt til forudsigelse af forureningsfjernelsen i driftsscenario 1-7. Det viser sig, at modellen herved kan give et godt bud på størrelsesordenen af forureningsfjernelsen i de fleste af scenarierne, og den beregnede samlede forureningsfjernelse ved scenario 1-7 (112 kg) afviger kun lidt fra den faktiske samlede forureningsfjernelse (99 kg).

Modellen mangler dog visse randbetingelser og er for følsom til at kunne anvendes til forudsigelser af flere driftsscenarioer end de 7 afholdte. Det er derfor forsøgt at gøre formeludtrykket mere generelt samt indlægge af randbetingelser, hvorved modellen ganske vist ikke efterligner de faktiske kurveforløb så præcist, men den beregnede samlede forureningsfjernelse (104 kg for scenario 1-7) til gengæld er tættere på den faktiske forureningsfjernelse (99 kg). Alligevel må det konkluderes, at da modellen stadig kræver kendskab til startkoncentrationen før hvert driftsscenario, er dens praktiske anvendelse i dens nuværende form begrænset.

2.5 Perspektivering af resultater

2.5.1 Effektivitet af oprensning

Anvendelse af luftstrømningsmodel

Nærværende projekt har ikke kunnet vise, om luftstrømningsmodellen generelt vil være brugbar til forudsigelse af luftens strømningsveje ved forskellige pumpestrategier. Grundet grundvandsspejlets fluktuationer som følge af afværgepumpningen har luftstrømningsmodellen i dette projekt kun kunnet anvendes til overordnede betragtninger ved placering af ventilationsboringer og tolkning af de første scenarier. Disse betragtninger kunne man i nærværende projekt formentlig lige så godt have baseret på håndberegninger og kvalitative vurderinger. Men på andre lokaliteter kan en præcis viden om luftstrømningsforholdene vise sig at være en meget værdifuld parameter for at undgå fejlplacering af boringer og for at minimere energiforbruget til vakuumentilering. I den enkelte sag er det derfor vigtigt at vurdere, om de ressourcer, det koster at opstille og validere en luftstrømningsmodel, står mål med det udbytte, man kan forvente i form af en optimering af pumpestrategien, dvs. en tilstrækkelig dækning af oprensningsområdet med mindst mulig oppumpning af luft.

Monitering af oprensningen

Anvendelsen af on-line GC til løbende overvågning af koncentrationsudviklingen har vist sig at være mere ressourcekrævende end forventet, idet GC'en ofte skal renses og justeres for bare at måle nogenlunde korrekt, og selv da kan der ind imellem forekomme store måleusikkerheder. On-line GC-målinger er derfor ikke et værktøj, der umiddelbart kan anbefales til monitering af andre in-situ oprensninger.

Oftest vil man da også kunne nøjes med færre målinger, fx ugentlige eller månedlige målinger, og de vil som regel kunne udføres billigere manuelt. Dette gælder dog ikke, hvis man ønsker at følge koncentrationsudviklingen de første par uger af et oprensningsforløb, hvor koncentrationerne falder brat, så der er behov for daglige målinger. Her kunne et alternativ være at udføre on-line målingerne med PID-måler, som er mindre følsom end GC'en, og nøjes med målinger af den samlede oppumpede luft, hvilket vil reducere fejlkilderne ved at skifte fra en boring til den næste i målesystemet.

Koncentrationsudviklingens betydning for oprensningseffektiviteten

Langt den største oprensningseffekt er i dette projekt set i den første måned af oprensningsforløbet, da poreluftskoncentrationerne her er højest. I løbet af nogle måneders pause sker der et tilbageslag i poreluftskoncentrationerne, men de kommer ikke helt op på startkoncentrationerne, hvor oprensningseffektiviteten, målt som kg forurening pr. m³ oppumpet luft, er størst. Selv om konstant oppumpning alt andet lige giver den største forureningsfjernelse på kortest mulig tid, synes det umiddelbart mest økonomisk at køre med korte driftsperioder efterfulgt af lange pauser, når man tager strømforbruget til vakuumpumpen med i betragtning.

I projektet har det endvidere vist sig, at pumpning med stor ydelse ikke giver væsentligt højere oprensningseffekt end pumpning med moderat ydelse fra de samme boringer. Det har i projektet været mere afgørende, at boringerne er placeret således, at hele området påvirkes.

Den størst mulige forureningsfjernelse pr. m³ oppumpet luft ville teoretisk set opnås, hvis luften lige netop bevægede sig så langsomt gennem jorden, at den kunne nå at komme i ligevægt med jordens indhold af forurening. Herved bliver undertrykket og dermed påvirkningsradius fra hver boring dog meget lille. Generelt bør udgangspunktet derfor være, at der pumpes fra hver boring med den ydelse, der ved ventilationstesten har vist sig at give den ønskede påvirkningsradius i forhold til boringens placering.

Lerlags betydning for oprensningseffektiviteten

Ved pumpning med en mindre luftydelse fra blot én dyb boring i et sandlag har det i dette projekt vist sig, at man faktisk kan nedbringe koncentrationen i poreluften over et stort areal, bortset fra enkelte steder på arealet. Det er tilsyneladende netop de steder, hvor der enten er et lerlag, som skygger for luftstrømningen fra vakuumentileringen, eller hvor det terrænnære lerlag er tykkere end andre steder. Små lokale lerlinser i sandlag har dog tilsyneladende ikke så stor betydning for luftstrømningen.

Det er således vigtigt at kende udbredelsen af lerlag ved projektering af vakuumentilering, idet man så kan placere ventilationsboringer der, hvor der forventes at være behov for dem, frem for fx i et ensartet net. En ventilationstest kan selvfølgelig vise, hvor langt væk fra pumpeboringen, man kan forvente en oprensningseffekt, men da der typisk kun indgår 2-4 observationsboringer i en ventilationstest, giver den ikke nødvendigvis et korrekt billede af strømningssforholdene på hele det areal, der ønskes oprenset.

Det har vist sig, at pumpning fra sandlaget påvirker poreluftskoncentrationen under gulv i en bygning på grunden på trods af det adskillende, terrænnære lag af moræneler af 3-4 meters tykkelse. Påvirkningen antages at foregå gennem sprækker i moræneleret, idet moræneleret som helhed ser ud til at være mindre påvirket af oprensningen. Dette ses ud fra PID-målinger i henholdsvis sandlag og lerlag i en boring, som er etableret i kildeområdet i slutningen af oprensningsforløbet. Således må det generelt forventes, at vakuumentilering i sand kun i beskedent omfang påvirker forureningskoncentrationerne i overliggende moræneler, selvom der foregår en lufttransport i sprækkerne i leret.

Restforureningen i moræneleret sammen med koncentrationsbestemt diffusion i sandlaget er sandsynligvis styrende for tilbageslagseffekten i den øvre del af den umættede zone i kildeområdet. I resten af området synes grundvandsforureningen at være den styrende faktor, idet der sker et langsomt tilbageslag over et stort område, som især påvirker den nedre del af den umættede zone. For at vakuumentilering kan være effektiv i et sådant område kræves det derfor, at man samtidig reducerer forureningskoncentrationerne i grundvandet, fx ved afværgepumpning.

Kriterier for at stoppe vakuumentileringen

Kriteriet for, hvornår man bør stoppe med vakuumentilering, kan enten være, at man har nået oprensningskriteriet, også efter det tilbageslag, der typisk vil indfinde sig, eller kriteriet kan være, at fortsat vakuumentilering ikke giver nogen væsentlig forureningsfjernelse.

I nærværende projekt var formålet med vakuumentileringen at eliminere spredningen af forurening fra den umættede zone til grundvandet og at sikre, at grunden kan anvendes uden restriktioner til alle fremtidige arealanvendelser. Den kraftige reduktionen af forureningen i den umættede del af sandlaget har faktisk stort set elimineret forureningsspredningen fra den umættede del af

sandlaget til grundvandet, idet forureningsgradienten nu vender den modsatte vej, så det er afdampningen fra grundvandet, der forurener poreluften. Samtidig er koncentrationen under gulv faldet væsentligt, om end risikoen fra denne forurening ikke synes at være elimineret helt.

Til gengæld er der stadig en restforurening i det terrænnære lerlag, som ikke er blevet reduceret nævneværdigt ved oprensningen, og denne forurening gør, at arealanvendelsen af grunden ikke kan ske uden restriktioner. Ligeledes vides ikke, om tilbageslaget i den umættede zone på et tidspunkt vil gøre det nødvendigt at vakuumventilere igen. Men yderligere vakuumventilering efter 7. driftsscenario vil ikke give nogen forureningsfjernelse af betydning, og senere forureningsfjernelse fra den umættede zone vil kunne udføres billigere ved kortvarig pumpning med et mobilt anlæg eller ved passiv ventilering. Derfor er det valgt at stoppe vakuumventileringen efter det 7. driftsscenario.

Afværgepumpningen i grundvandet fortsætter med henblik på at holde koncentrationerne i grundvandet lave og undgå spredning til det primære magasin.

2.5.2 Ligevægtsberegninger

Jord/poreluft

Der er i en enkelt boring i den øvre del af sandlaget i kildeområdet fundet en god overensstemmelse mellem målt forureningsniveau i jorden og ligevægtskoncentrationen beregnet ud fra poreluftmålingerne. Målingerne er foretaget efter et halvt års pause i vakuumventileringen. Det ville være interessant at undersøge, om en sådan sammenhæng kan påvises på andre lokaliteter med andre jordtyper. Det vil i givet fald kunne bekræfte brugen af poreluftmålinger til at give et øjebliksbillede af den totale forureningsmængde i jorden under en in-situ oprensning.

Grundvand/poreluft

I den nedre del af sandlaget er der kun fundet en delvis overensstemmelse mellem målt poreluftsforurening og beregnede ligevægtskoncentrationer. I halvdelen af tilfældene er de beregnede koncentrationer betydeligt højere end de målte, hvilket tolkes som, at ligevægten mellem grundvand og poreluft er lang tid om at indstille sig. Det kunne her være interessant at se, om de målte porelufts-koncentrationer efter længere tid svarer bedre til de målte grundvandskoncentrationer. Måling af grundvandskoncentrationer vil så kunne bruges til at skønne det forventede tilbageslag for sandlag i kontakt med grundvand.

2.5.3 Optimering af oprensningen

Beregningsværktøj til forudsigelse af forureningsfjernelsen

Der er udviklet en prototype på et beregningsværktøj, som viser, at det under visse forhold kan lade sig gøre at beregne forureningsfjernelsen for et oprensningsforløb ud fra en generel funktion til simulering af koncentrationsudviklingen under drifts- og pauseperioder. Hvis beregningsværktøjet skal kunne finde generel anvendelse, bør det om muligt gøres mere robust gennem afprøvning og tilpasning til andre lokaliteter. Ideelt set bør beregningsværktøjet kunne simulere forskellige oprensningsforløb på en vilkårlig lokalitet, når det er kalibreret ud fra data fra en ventilationstest udført på den pågældende lokalitet.

Et af problemerne er at bestemme slutkoncentrationen efter lang tids pause, idet resultaterne fra nærværende projekt tyder på, at det kan tage flere år, før en sådan slutkoncentration opnås. Forsøg i laboratorieskala kunne eventuelt give hurtigere resultater, som bagefter ville kunne opskaleres. Det ville også være interessant at afprøve beregningsværktøjet over for andre flygtige stoffer, eksempelvis andre klorerede alifater eller benzin.

Model for økonomisk optimering

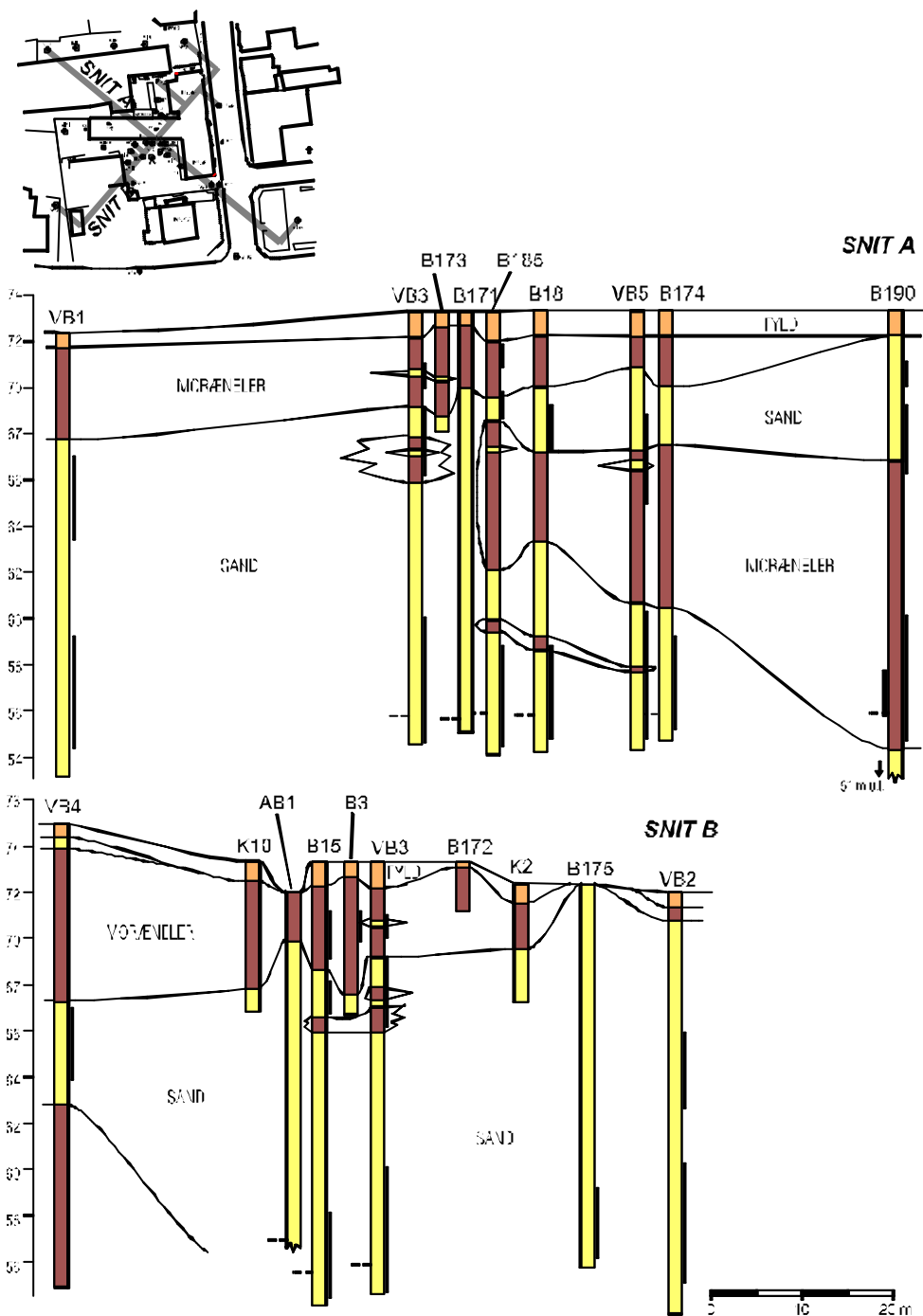
Beregningsværktøjet til simulering af oprensningsforløb vil i princippet kunne udbygges til en model for økonomisk optimering af oprensningen som vist i bilag O. En sådan model vil umiddelbart kunne bruges til at finde den mest økonomiske driftsform med hensyn til længde af drifts- og pauseperioder. Modellen vil i princippet også kunne bruges til at finde frem til, hvor meget der bør pumpes fra de enkelte borer for at opnå den mest effektive oprensning.

Den i bilag O opstillede økonomiske optimeringsmodel giver imidlertid endnu ikke realistiske resultater ved anvendelse udover de her afprøvede driftsscenerier, da den bygger på beregningsværktøjet for forureningsfjernelse, som ikke er tilstrækkelig robust til at anvende generelt. Såfremt beregningsværktøjet kan forbedres, vil den økonomiske optimeringsmodel tilsvarende kunne anvendes på andre lokaliteter. I øvrigt vil modellen uden problemer kunne udbygges med ekstra parametre såsom nutidsværdiberegninger og afledte omkostninger ved oprensningens tidsforbrug, hvis der viser sig behov for det.

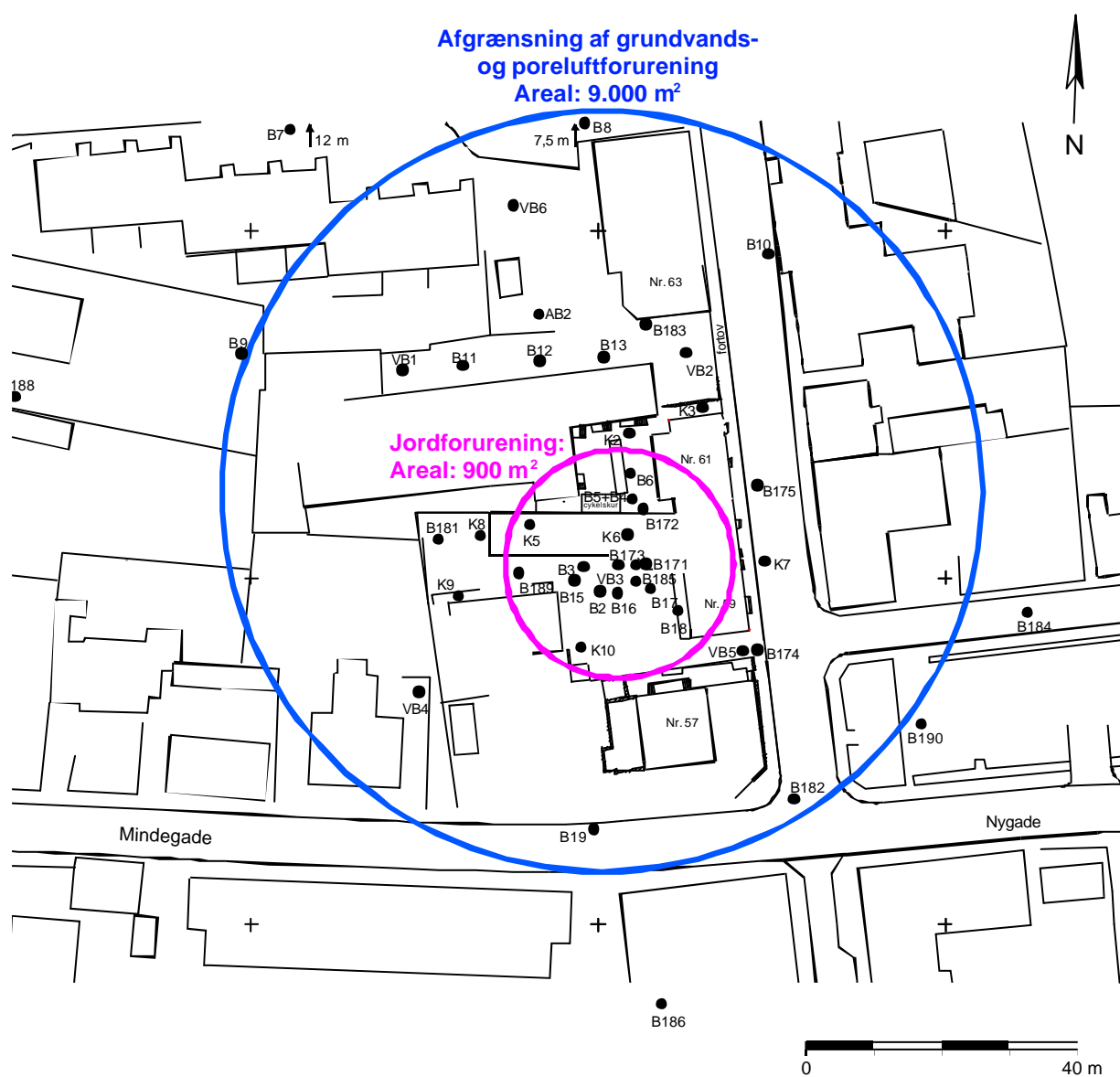
3 Referencer

- /1/ Pankow, J.E. & J.A. Cherry (1996): Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater. Waterloo Press, Portland, Oregon. 522 pp.
- /2/ Ringkjøbing Amtskommune: Strøget 59, Ikast. Videregående forureningsundersøgelse. Affaldsdepot nr. 663-15, December 1995. NN&R.
- /3/ Ringkjøbing Amtskommune: Strøget 59, Ikast. Undersøgelse af strømings- og forureningsforhold. Oktober 1996. Kemp & Lauritzen.
- /4/ Ringkjøbing Amt: Strøget 59, Ikast. Tilsynsnotat og revurdering af afværgestrategi. Juni 1997. HOH Vand & Miljø A/S.
- /5/ Ringkjøbing Amt: Strøget 59, Ikast. Tilsynsnotat vedrørende ventilations- og monitoringsboringer. November 1997. HOH Vand & Miljø A/S.
- /6/ Ringkjøbing Amt: Drift- og monitoringsinstruks. Depot nr. 663-15, Ikast. Vakuumentileringssanlæg. November 1998. HOH Vand & Miljø A/S.
- /7/ Ringkjøbing Amt: Luftstrømningsmodel ved depot nr. 663-15, Ikast. Februar 1999. HOH Vand & Miljø A/S.
- /8/ Ringkjøbing Amt: Strøget 59, Ikast. Statusnotat 7 af 12. oktober 1999. HOH Vand & Miljø A/S.
- /9/ Ringkjøbing Amt: Statusrapport for 2. års drift. Hydraulisk kontrol, Depot 663-15, Ikast, maj 2001. HOH Vand & Miljø A/S.
- /10/ Ringkjøbing Amt og Miljøstyrelsen: Teknologiuudviklingsprojekt, affaldsdepot nr. 663-15, Ikast. Statusnotat 9, januar 2001. HOH Vand & Miljø A/S.
- /11/ Gibbons, R.D.: Statistical Methods for Groundwater Monitoring. John Wiley & Sons Inc., New York. p. 77, 1994.
- /12/ Kroopnick, P.M.: Selecting the Appropriate Abatement Technology. Estimating the life-cycle costs of treating hydrocarbon vapors extracted from soil. In: Pollution Engineering, November 1998.
- /13/ Bygge- og Boligstyrelsen: Måling af stoffer i indeluften fra forurening i jorden. Vejledning fra Bygge- og Boligstyrelsen, 1994.

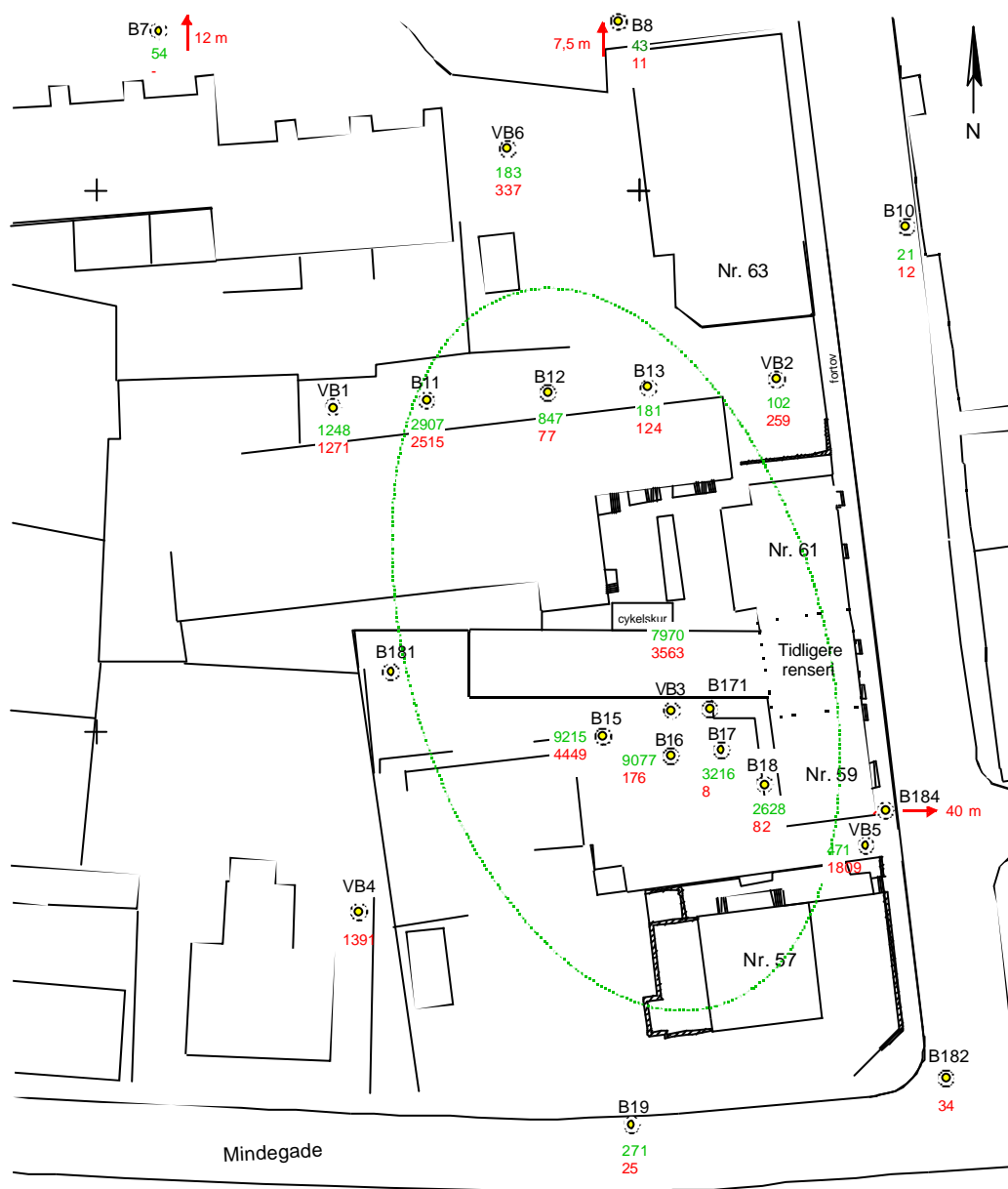
1 Geologiske profilsnit





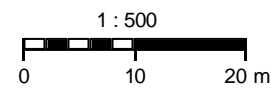
Oversigtskort med forureningsafgrænsning



Forureningsudbredelse i umættet zone



-  Filtersat boring
- 27 PCE-koncentration mg/m³, november 1998, øvre filter
- 178 PCE-koncentration mg/m³, november 1998, nedre filter
-  Område hvor koncentrationen er større i øvre filter end i nedre filter
- Ikke målt



Situationsplan med boringsplacering



Beskrivelse af udførte boringer og afværgeanlæg

Afværgeanlægget består af 6 ventilationsboringer, heraf 5 med to filtre og 1 med et filter, en renseenhed med vakuumpumper og kulfiltre til oppumpning og rensning af jordluften, et målesystem til on-line måling af forureningskoncentrationen i jordluften, rørledninger fra ventilationsboringer til renseenhed, samt afværgeboringer til grundvandsoppumpning og diverse monitoringsboringer til monitorering af poreluft og grundvand. Nedenfor følger en nærmere gennemgang af de enkelte dele.

Boringer

På grunden er der udført en række boringer til forskellige formål. Boringerne kan opdeles i følgende kategorier:

- ventilationsboringer, der er filtersatte i den sandede del af den umættede zone
- ventilationsboringer, der er filtersatte i det terrænnære lerlag
- monitoringsboringer til belysning af poreluftens og grundvandets forureningsindhold
- afværgeboringer, der er filtersatte i det øvre grundvandsmagasin
- ikke-filtersatte kortlægningsboringer til udtagning af jordprøver
- filtersatte kortlægningsboringer til udtagning af grundvandsprøver

I sommeren 1997 blev der udført 6 ventilationsboringer (VB1-VB6) med 8" snegl til en dybde af ca. 18 m. Alle ventilationsboringer undtagen VB4 er filtersat i 2 niveauer. VB4 blev kun udført med filter i 1 niveau pga. ler. Boringerne er filtersatte med 5 m lange Ø63 mm filtre (nederst, der spænder over grundvandsspejlet) og 2 m lange Ø63 mm filtre (øverst). Forsegling i ventilationsboringerne blev udført med en bentonite/cement blanding af hensyn til risiko for udtørring og efterfølgende opsprækning, hvis bentonite anvendes alene.

I sommeren 1997 blev der udført 6 ventilationsboringer i det terrænnære lerlag (B1-B6). Boringerne blev udført med 1 m langt Ø63 mm filter generelt fra ca. 2-3 m u.t. Ved efterfølgende pejling i disse boringer har man fundet, at lerlaget er vandmættet, og at ventilation i lerlaget ikke er muligt.

Desuden blev der i sommeren 1997 udført 13 monitoringsboringer (B7-B19) med 6" snegl til en dybde af ca. 18 m.

Disse boringer er generelt udbygget med 3 filtre. Filtrene består af et 4 m langt Ø63 mm filter (nederst, der spænder over grundvandsspejlet), et 2 m

langt Ø32 mm filtre (højere oppe i den umættede zone) samt et 2 m langt Ø32 mm filter (øverst i det terrænnære lerlag).

Som undtagelse blev boring B12 udført med 8" snegl til det primære magasin ca. 38 m u.t. Monitoringsboringerne blev forseglet med bentonite.

For at etablere en hydraulisk kontrol i det øvre grundvandsmagasin er der udført 2 afværgeboringer AB3 og AB4. Disse boringer er udført med en 19 m langt Ø160 mm filter i det øvre grundvandsmagasin. Der afværgepumpes fra boring AB3.

Herudover eksisterer en række ikke-filtersatte kortlægningsboringer (K1-K9, B172, B173, B176, B178, B179, B180).

Der findes også en række ældre filtersatte kortlægningsboringer, (B171, B174, B175, B181, B185, B189, B190). Disse boringer er generelt filtersatte, således at filtrene spænder over grundvandsspejlet.

Der er fast installeret en Grundfos MP-1 pumpe i 14 af de udførte filterboringer.

Rørledninger til vakuum

Der er udført 2 rørledninger mellem rensenheden og hver af de 6 ventilationsboringer (én til hvert filter) undtaget VB4, hvor der kun er udført én rørledning. Alle ledninger ligger med bagfald mod boringerne, således at evt. kondensvand løber tilbage i boringen. På en enkelt ledningsstrækning (VB4) er der dog etableret en brønd til opsamling af kondens, da det ikke var muligt at lægge ledningen med bagfald mod boringen. Alle ledningerne er lavet af PE med dimension Ø50 mm.

Herudover er der udført 2 boringer, der er filtersat under gulvet i bygningen på grunden. Rørledninger fra de 2 boringer er samlet i en brønd tæt ved bygningen og er ført videre som en enkelt ledning til rensenheden. Denne ledning er lavet af PE og har dimension Ø25 mm.

Renseenhed

Bagerst på grunden er der placeret en in-situ rensenhed i en 20 fods lydisoleret container.

Containeren indeholder udstyr i form af manifold, 2 vakuumpumper med frekvensstyring, 2 aktivkulfiltre, tryk- og flowmålere, styring, et on-line målesystem, mm.

Renset afkastluft fra containeren udledes via en metalskorsten.

Containeren er bygget af entreprenørfirmaet Miljø Contractors A/S, Højbjerg.

On-line målesystem

Et målesystem til måling af PCE i luft er placeret i containeren. Systemet måler automatisk på kalibreringsgas, poreluft fra de 11 ventilationsfiltre (enkeltvis), luft fra under gulvet ved restauranten samt det samlede luftflow fra før, mellem og efter de 2 aktivkulfiltre. En oversigt over de enkelte kanaler i målesystemet er angivet i entreprenørens dokumentationsrapport.

Samtlige 16 strenge kan måles efter tur 1 gang i døgnet. Forud for måling på en streng renpumpes automatisk i ca. 15 min. med en ydelse på ca. 20 l/min., svarende til ca. 300 l. Dette svarer omtrentligt til 3 gange voluminet i rørledning og boring for de boringer, der ligger længst væk.

Endelig kan der manuelt udføres målinger af luftprøver fra monitoringsboringer opsamlet i teflac-poser. Hver måling tager 40 minutter.

Målesystemet er opbygget af Mikrolab Aarhus A/S og er baseret på en elektron capture detector (ECD). Der anvendes desuden en gaschromatograf kolonne med henblik på fraskillelse af ilt, der ellers vil forårsage en væsentlig interferens med PCE-målingerne. Kolonnen anvendes ikke til adskillelse og kvantificering af andre evt. forureningskomponenter, såsom trichlorethylen (TCE). Som bæregas anvendes kvælstof.

Da en ECD har et begrænset lineært måleområde, er der indbygget mulighed for fortynding af luften fra de forskellige strenge med ren luft fra en trykflask. Der kan vælges mellem 4 fortyndingsgrader. Desuden kan der fortyndes yderligere ved hjælp af en såkaldt GC-split, hvor en del af prøven, efter at den har passeret kolonnen, sendes udenom detektoren. Ved resultatet indikeres, om prøven har været tilstrækkeligt fortyndet.

Styring af ur og ventiler sker ved en PLC-enhed (Programmable Logical Controller) placeret i måleskabet i containeren. Lagring af resultater sker på en computer harddisk placeret i containeren.

Der kommunikeres til målesystemet via modem. Herfra kan man styre målehyppighed, prøvefortynding, samt overføre måleresultater. Kommunikationen foretages ved hjælp af software-pakken PC-Anywhere.

Oversigt over udførte aktiviteter

| Dato | Filter | Ydelse (m ³ /t) | Bemærkning |
|--------------------------|--------|----------------------------|--------------------------------------------------------------|
| 04.98 | | | Grundvandsprøver |
| 17.11.98 | - | Pause | Poreluftrunde |
| 19.11.98 | | | PID-måling på ventilationsboringer Kulrørsprøver |
| 1. Driftsscenario | | | |
| 20.11.98 | VB3-1 | 50 | Start af 1. Driftsscenario |
| 08.12.99 | | | Poreluftrunde |
| 15.12.98 | | | Poreluftrunde |
| 13.01.99 | | | Poreluftrunde |
| 21.01.99 | | | Poreluftrunde |
| 28.01.99 | | | Poreluftrunde |
| 03.02.99 | VB3-1 | Pause | Stop af pumpe |
| 08.02.99 | | | Poreluftrunde |
| 02.99 | | | Grundvandsprøver |
| 10.03.99 | | | Poreluftrunde |
| 12.04.99 | | | Poreluftrunde |
| 18.05.99 | | | Poreluftrunde |
| 01.06.99 | VB3-1 | 50 | Start af pumpe, ventilationstest VB3-1, sænkingsforløb |
| 04.06.99 | VB3-1 | Pause | Stop af pumpe, stigningsforløb |
| 07.06.99 | VB3-2 | 50 | Start af pumpe, ventilationstest VB3-2, sænkingsforløb |
| 09.06.99 | VB3-2 | Pause | Stop af pumpe, stigningsforløb |
| 11.06.99 | VB3-1 | 50 | Start af pumpe, ventilationstest VB3-1, sænkingsforløb |
| 14.06.99 | VB3-1 | Pause | Stop af pumpe, stigningsforløb |
| 14.06.99 | | | Nedtagning af logger |
| 30.06.99 | | | Poreluftrunde |
| 01.07.99 | | | Kulrørsprøver |
| 02.07.99 | | | Grundvandsprøver |
| 25.08.99 | | | Kulrørsprøver |
| 2. Driftsscenario | | | |
| 25.08.99 | VB3-2 | 50 | Start af 2. Driftsscenario |
| 03.09.99 | | | Kulrørsprøver |
| 08.09.99 | | | Poreluftrunde |
| 07.10.99 | | | Forsøg på poreluftsrunde |
| 20.10.99 | | | Poreluftrunde |
| 10.11.99 | | | Grundvandsprøver |
| 06.12.99 | VB3-2 | Pause | |
| 17.12.99 | | | Poreluftrunde |
| 23.12.99 | Gulv | 15 | Start af pumpe (skal køre konstant resten af driftsperioden) |

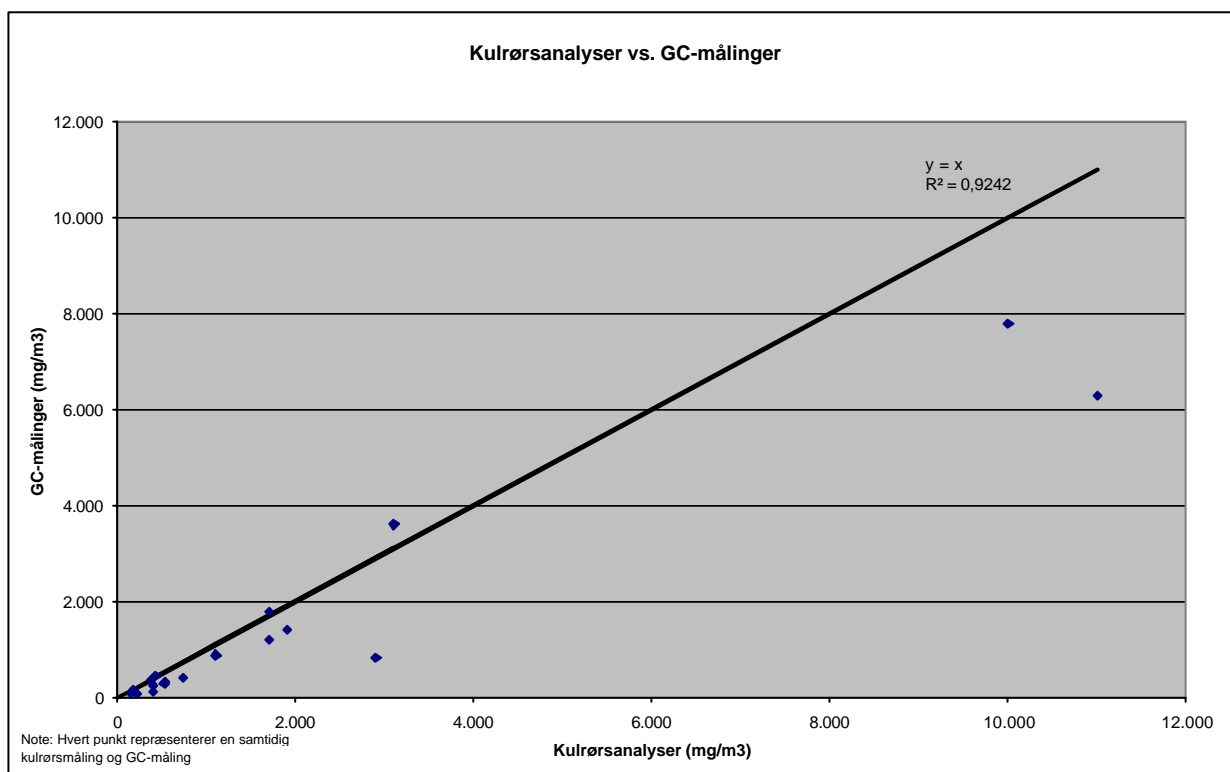
| Dato | Filter | Ydelse (m ³ /t) | Bemærkning |
|--------------------------|-------------------------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| 3. Driftsscenario | | | |
| 04.01.00 | VB3-1 | 100 | Start 3. Driftsscenario |
| 23.02.00 | | | Poreluftrunde |
| 28.02.00 | VB3-1 | Pause | |
| 01.04.00 | | | Poreluftrunde |
| 03.04.00 | | | Kulrørsprøver |
| 4. Driftsscenario | | | |
| 03.04.00 | VB3-1, VB3-2, VB5-1 | 50 | Start af 4. Driftsscenario |
| 14.06.00 | | | Poreluftrunde |
| 22.06.00 | VB3-1,VB3-2, VB5-1 | Pause | |
| 14.08.00 | | | Kulrørsprøver |
| 5. Driftsscenario | | | |
| 18.08.00 | VB1-1, VB2-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | 100 | Start af 5. Driftsscenario |
| 26.09.00 | | | Poreluftrunde |
| 12.10.00 | VB1-1, VB2-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | Pause | |
| 30.11.00-11.12.00 | | | Poreluftrunde |
| 07.12.00 | | | Kulrørsprøver |
| 6. Driftsscenario | | | |
| 11.12.00 | VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | 50 | Start af 6. Driftsscenario |
| 20.12.00 | | | Grundvandsprøver |
| 02.01.01 | Filter under bygning | | Lukkes pga. vand i filteret |
| 13.03.01 | | | Grundvandsprøver |
| 04.04.01-10.04.01 | | | Poreluftrunde |
| 10.04.01 | | | Kulrørsprøver |
| 10.04.01 | VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | Pause | |
| 25.10.01 | | | Grundvandsprøver |
| 25.10.01 | | | Poreluftrunde |
| 7. Driftsscenario | | | |
| 02.11.01 | VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | 50 | Start af 7. Driftsscenario |
| 09.11.01 | VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | Pause | |
| 16.11.01 | VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | 50 | |
| 23.11.01 | VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1 | Pause | |
| 25.02..03 | | | Poreluftrunde |

Drift af GC

1. og 2. driftsperiode

I en stor del af juni og juli 1999 var der problemer med GC-målingerne på grund af defekte membranpumper, hvorfor 2. driftsperiode først blev igangsat ca. 6 uger senere end planlagt. Herudover har der fortsat været enkeltdage, hvor GC'en ikke kunne udføre målinger på grund af skift af bæregas og rensning af detektor mm., hvilket må betragtes som en normal del af driften af målesystemet.

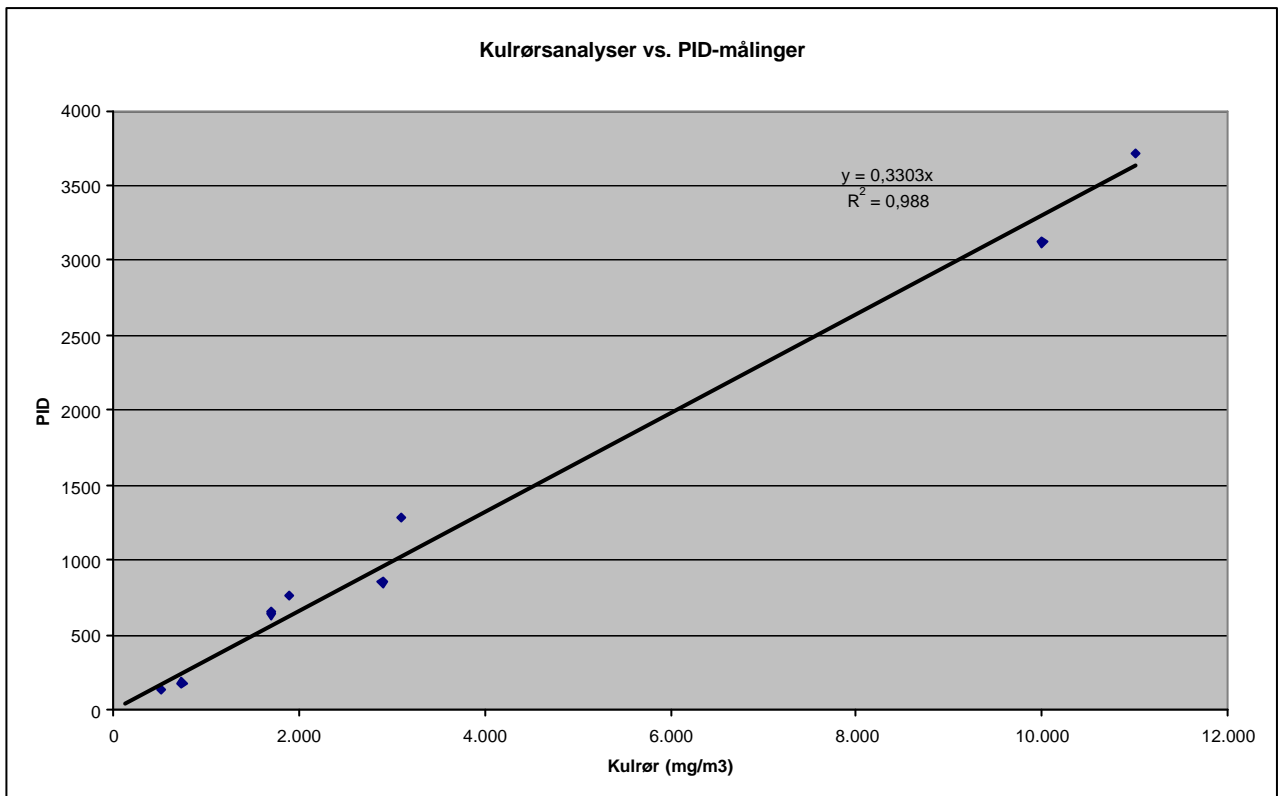
Figur 1 Overensstemmelse mellem kulrørsmålinger og GC-målinger. R^2 angiver graden af korrelation, hvor 1 svarer til 100% overensstemmelse.



På figur 1 er vist overensstemmelsen mellem GC-målinger og kulrørsmålinger, hvor hvert punkt svarer til én dobbeltmåling. Der ses generelt at være en rimelig god overensstemmelse, om end GC'en måler for lavt ved de højere koncentrationer.

Årsagen til denne systematiske fejl kendes ikke, men det bør nævnes, at systemet oprindeligt kun er bygget til at måle op til 5.000 mg/m³, jf. kontrakten med Mikrolab.

Figur 2 Overensstemmelse mellem kulrørsmålinger og PID-målinger. R^2 angiver graden af korrelation, hvor 1 svarer til 100% overensstemmelse.



Figur 2 viser, at overensstemmelsen mellem PID-målinger og kulrørsmålinger ($R^2=0,99$) tilsyneladende er bedre end mellem GC-målinger og kulrørsprøver ($R^2=0,92$). Årsagen til dette kan dog ligge i, at PID-målingerne er gennemført på nøjagtig samme luftvolumen som kulrørsmålingerne, mens GC-målingerne er udført på en luftprøve udtaget inden for det samme døgn. Der er endvidere færre PID-målinger, da der ikke har kunnet gennemføres PID-målinger i forbindelse med samtlige kulrørsprøvetagninger.

På baggrund af ovenstående ser det ud til, at GC-målingerne fungerer nogenlunde tilfredsstillende i 2. driftsperiode, bortset fra i det høje koncentrationsområde. Der er dog også i det lave koncentrationsområde enkelte målinger med store afvigelser, hvilket bør undersøges nærmere ved fornyet kulrørsprøvetagning. Samtidig ser PID-målinger ud til at være mere præcise end GC-analyser, når der som her kun er tale om en forureningskomponent. Manuelle eller automatiske PID-målinger kan således være et realistisk alternativ til GC'en ved behov for denne type målinger. Hertil bør dog tilføjes, at PID-måleren i modsætning til GC'en ikke er præcis ved målinger i det lave måleområde under ca. 10 mg/m³.

3. driftsperiode

Målinger fra august 2000 viser, at GC-målinger via det automatiske fortyndingssystem er ca. 30% højere end målinger fra prøver fra de samme borer udtaget i Tedlac-pose og injiceret i GC-porten uden om fortyndingssystemet. Her er altså tale om en systematisk forskel. Kulrørsprøverne er i de fleste til-

fælde betydeligt højere end GC-målinger via fortyndingssystemet, bortset fra standarden, som besynderligt nok er lavere.

Der er ikke nogen umiddelbar forklaring på dette. PID-målingerne var desværre ikke så pålidelig ved denne prøvetagning, i hvert fald i det lave område, idet to af målingerne viser 0, selvom koncentrationen burde være hhv. 22 og 7,9 mg/m³. Til gengæld er PID-målingerne meget tæt på GC-målingerne i de to andre prøver, jf. tabel 1.

Tabel 1 Resultater af kontrolmålinger af GC-systemet udført den 14.08.00 (mg/m³)

| Boring | GC-måling via fortyndingssystem | GC-måling via Tedlac-pose | Kulrørsmåling | PID-måling |
|-------------|---------------------------------|---------------------------|---------------|------------|
| VB3-1 | 32 | 22 | 43 | 0 |
| VB3-2 | 202 | 157 | 533 | 168 |
| VB5-1 | 37 | 29 | 67 | 29 |
| Standardgas | 10 | 7,9 | 8,3 | 0 |

På baggrund af disse resultater blev det besluttet at gennemføre endnu en kontrolprøverunde, denne gang med dobbeltbestemmelse, dvs. for hver målemetode to målinger af to prøver fra samme boring udtaget samme dag. Resultaterne heraf er vist i nedenstående tabel.

4. driftsperiode

I den forbindelse skal det nævnes, at Mikrolab en måneds tid før prøvetagningen havde foretaget en rensning af manifold mv. til fortyndingssystemet samt indsat et filter på indtaget for poreluftprøver, i et forsøg på at modvirke en kraftig forskel på målinger før og efter hver rensning af detektoren. Denne rensning reducerede tilsyneladende forskellen før og efter detektorrensning, idet der efterfølgende er udført 2 detektorrensninger uden niveauspring. På graferne for GC-resultaterne i bilag er de resultater, der vurderes at være tydeligt fejlagtige, fjernet. Dette er sket for at lette overskueligheden af data, men der er dog samtidig en risiko for, at nogle af de fjernede data ikke er fejlagtige.

Tabel 2 Resultater af kontrolmålinger af GC-systemet udført den 06.12.00 (mg/m³)

| Boring | Automatiske GC-målinger | | GC-måling via Tedlac-pose | | Kulrørsmåling | | PID-måling | |
|--------|-------------------------|----|---------------------------|-----|---------------|-----|------------|-----|
| | I | II | I | II | I | II | I | II |
| VB3-1* | 24 | 24 | 18 | 17 | 44 | 45 | 20 | 15 |
| VB3-2 | 201 | - | 214 | 233 | 456 | 438 | 166 | 173 |
| VB5-1 | 31 | 33 | 20 | 17 | 45 | 46 | 13 | 12 |

*) Udført den 08.12.00

Af tabellen ses, at der er afvigelser mellem to dobbeltbestemmelser på ca. 10-15% med Tedlac-posere, mens kulrørsprøverne er nede på afvigelser på under 4%. PID-målingerne viser høje afvigelser på op til 8-33% i det lave måleområde, men en lav afvigelse på 4% i det høje måleområde.

Kulrørsprøverne ser således ud til at være den mest pålidelige måde at kontrollere GC-systemet på, og i det følgende anvendes kulrørsmetoden som reference for de øvrige målinger.

Korrelationen mellem kulrørsmålingerne og de øvrige målemetoder kan beskrives ved intervallet for den omregningsfaktor, målemetodens resultat skal ganges med for at få kulrørsresultatet. Ud fra tabel 2 fås følgende intervaller for omregningsfaktorerne: 1,4-2,2 for GC-målesystemet, 2,0-2,5 for Tedlac-poser og 2,6-3,6 for PID-målinger.

Først bemærkes, at de forskellige målemetoder alle tre kun giver ca. halvt så store koncentrationer som kulrørsmålingerne, og noget lignende gjorde sig gældende for ventilationsboringerne ved kulrørsmålingerne den 14.08.00. Derimod gav målingerne den 14.08.00 af standardgassen kun afvigelse på 20% ved brug af GC-systemet og ca. 5% ved brug af Tedlac-pose. Der er ikke nogen umiddelbar forklaring på dette.

Dernæst er det interessant, at Tedlac-poserne viser en noget bedre korrelation med kulrørsmålingerne end GC-systemet. Begge målemetoder er afhængig af GC-kolonnen og detektoren, men GC-systemet har herudover en manifold med fortyndingsmuligheder, og det kan være denne, der medfører en større usikkerhed på målingerne.

Sammenfattende tyder kontrolmålingerne på, at GC'ens fortyndingssystem er behæftet med en relativt stor usikkerhed på i størrelsesordenen 50% i forhold til målinger via kulrørsprøver eller målinger direkte på GC'en fra Tedlac-poser.

Derimod er der tilsyneladende kun en lille usikkerhed på under 10% på GC-målinger fra den samme boring indenfor et kort tidsrum af nogle få dage. Følgelig vurderer vi, at GC-systemet er velegnet til at følge udviklingen i de enkelte boringer. Dog stiger usikkerheden antagelig, når der skiftes fortyndingsgrad. Ligeledes er usikkerheden større ved sammenligning af boringerne indbyrdes og ved bestemmelse af absolutte koncentrationer.

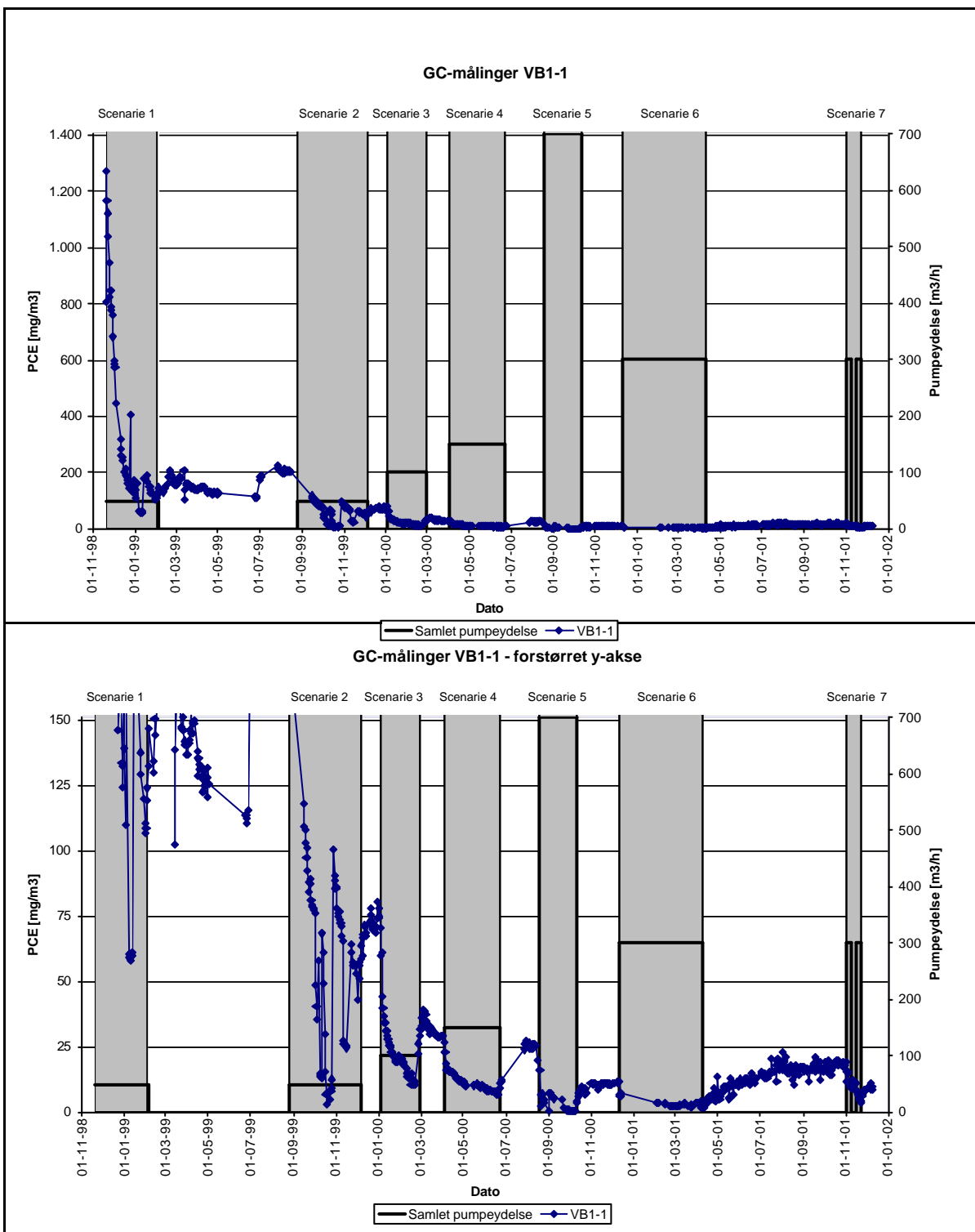
Efter udførsel af dobbeltbestemmelserne har GC'en desværre på ny været ramt af nogle problemer, idet den kort efter start 6. driftsscenario begyndte at vise kraftigt stigende værdier i stedet for faldende for samtlige boringer. Det vides ikke p.t. hvad denne fejl skyldes. Umiddelbart derefter gik pc'en ned, muligvis på grund af at der er kommet vand i den i forbindelse med kondens i containeren. Mikrolab fik udbedret fejlene, men en del af data for 6. driftsscenario mangler som følge af disse.

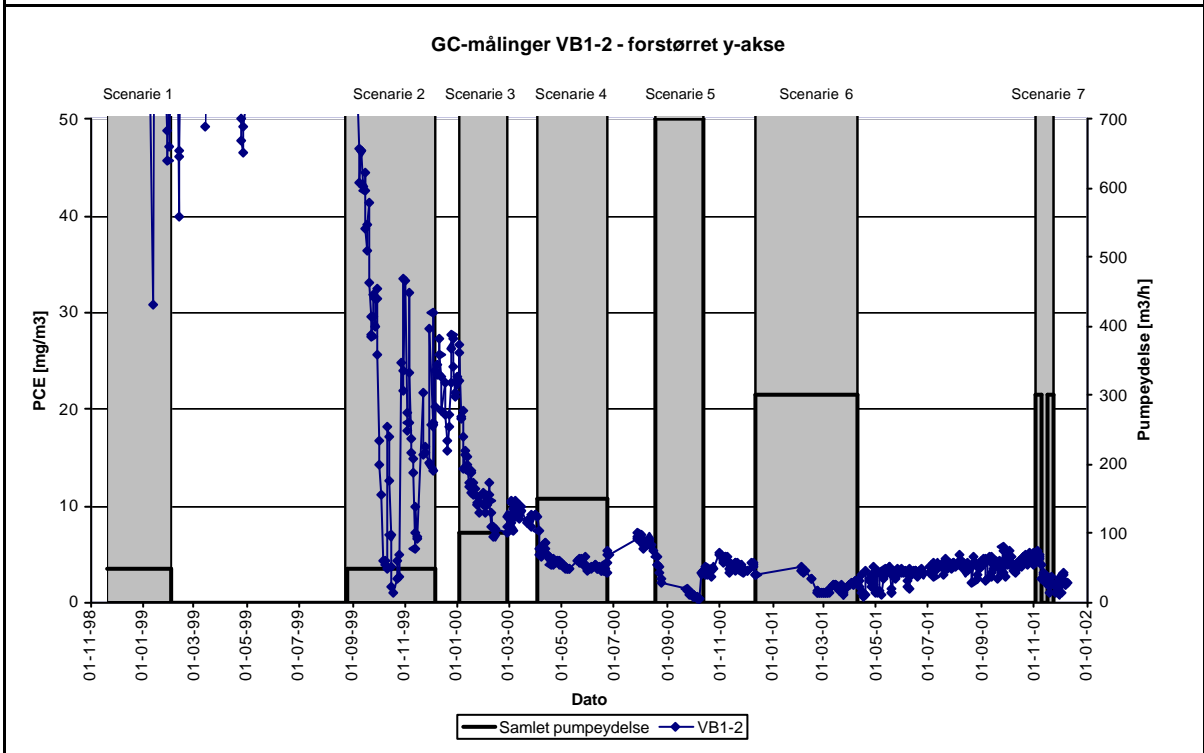
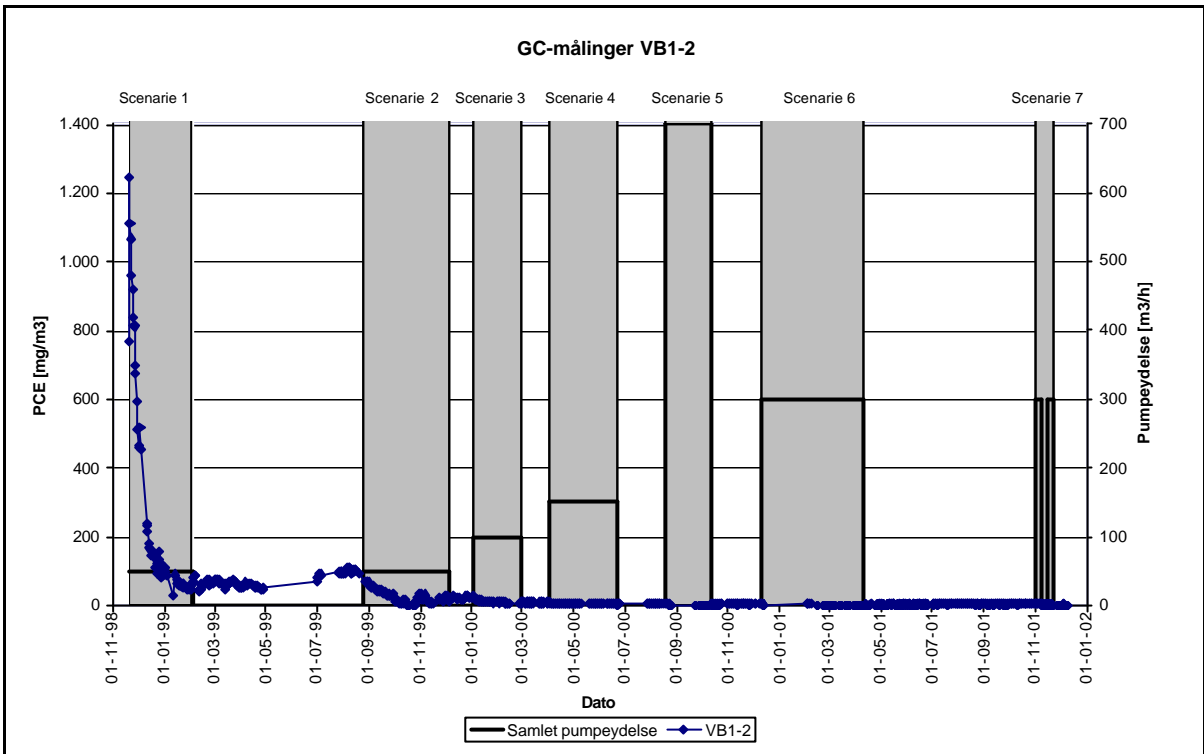
Drift af vakuumpumpe

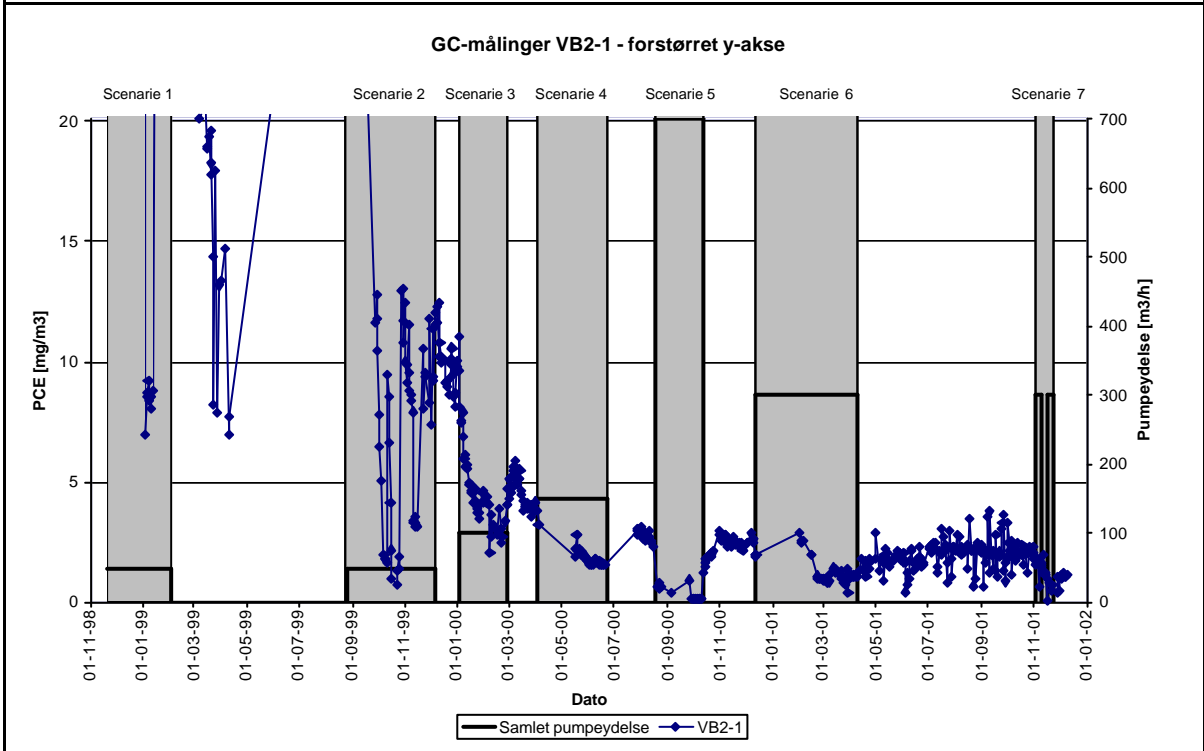
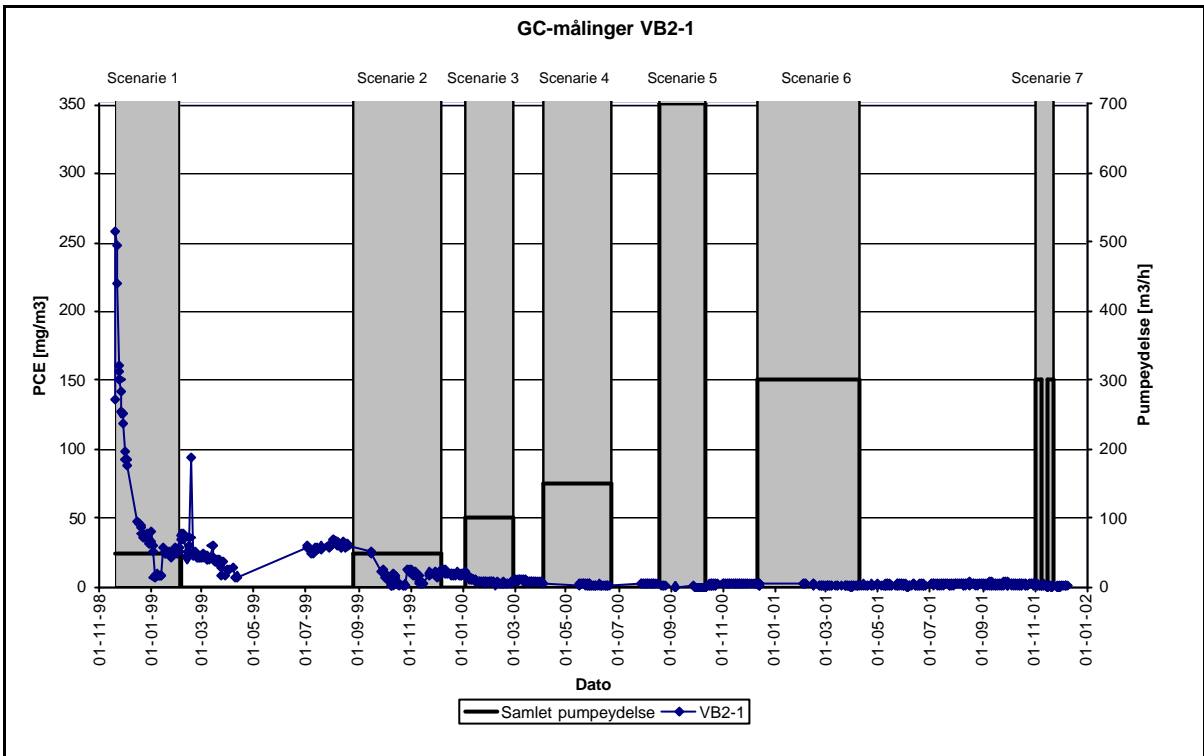
Driften af vakuumpumpeanlægget er forløbet tilfredsstillende. Der har dog været følgende driftsforstyrrelser:

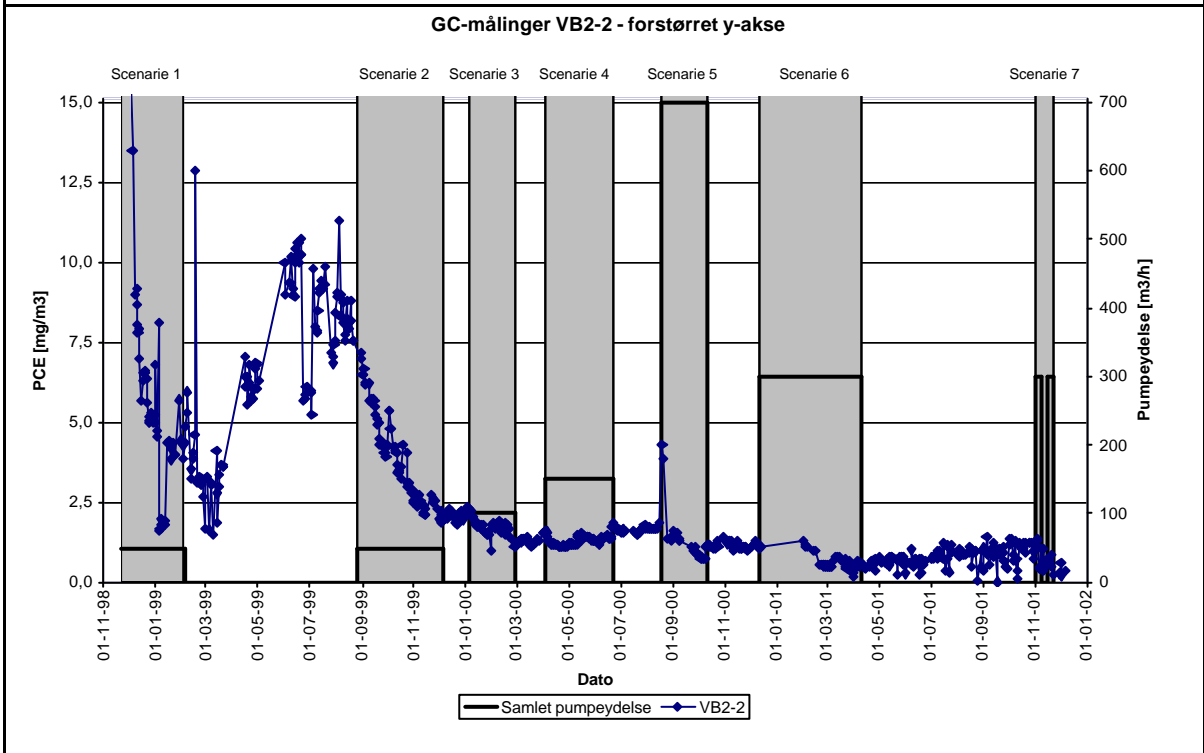
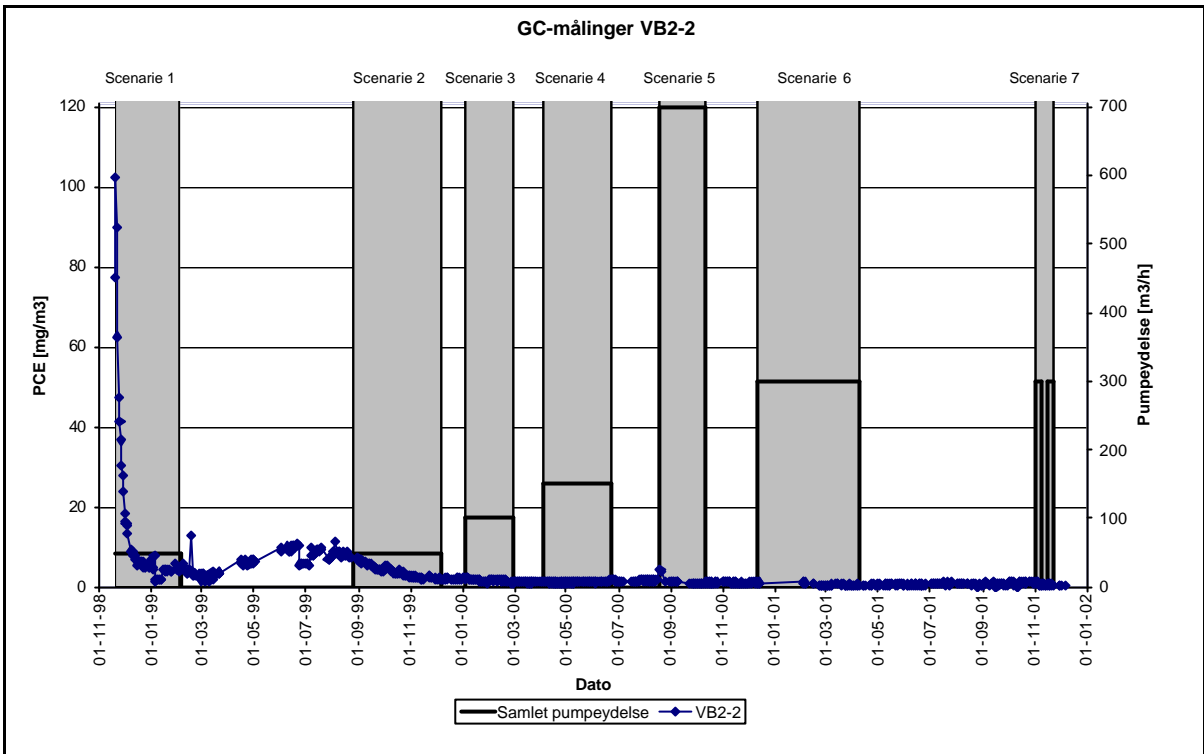
- Varmeveksleren foran kulfiltrene var ved en fejl ikke i drift 25.08.99 – 31.08.99, hvilket medførte en temperatur i luften til kulfiltrene på 36°C i stedet for ca. 21°C. Det vurderes ikke at have nogen betydning for rensningen på kulfiltrene på grund af den korte periode.
- Pumpningen fra gulvboringen blev fejlagtigt stoppet i perioden 28.02.00 – 06.03.00, idet det lave flow på 15 m³/t efter stop af den øvrige vakuumentilation medførte en fejlmeddelelse på anlæggets overvågningssystem. Ved samme lejlighed blev der konstateret vand i flowmåleren til gulvboringen, formentlig kondensvand, der samlede sig på grund af den afbrudte vakuumpumpning.
- Ved lave flow på 50 m³/t og derunder er det nødvendigt at give vakuumpumpen falsk luft af hensyn til kølingen af motoren. Dette medfører, at GC-målingen før kulfilter i disse tilfælde viser en fortyndet koncentration i den samlede afkastluft. Det er dog stadig muligt at beregne gennemsnitskoncentrationen, idet der udføres GC-målinger på samtlige enkeltstreng. Det samme gælder måling af flowet.
- Ved opstart af 5. driftsscenario slog anlægget fra på grund af for høj temperatur. Temperaturstigningen skyldtes forkert indregulering af luftflow gennem filtrene, således at modtrykket var blevet for stort. Problemet blev løst ved at acceptere en lavere ydelse i ét filter.
- Varmeveksleren er slukket i januar 2001, idet der ikke er behov for køling i vinterperioden, hvis der ikke pumpes med meget høj samlet ydelse fra ventilationsboringerne. Inden varmeveksleren blev slukket, var der kondensdannelse i containeren.
- Pumpningen fra gulvboringen blev slukket i januar 2001, fordi der var vand i boringen. Det vurderes, at vandet stammede fra nedsivende overfladevand, idet det er sket efter en meget nedbørbrig periode. Efter aftale med amtet er boringen lukket, indtil behovet for fremtidig drift af gulvboringen er fastlagt.

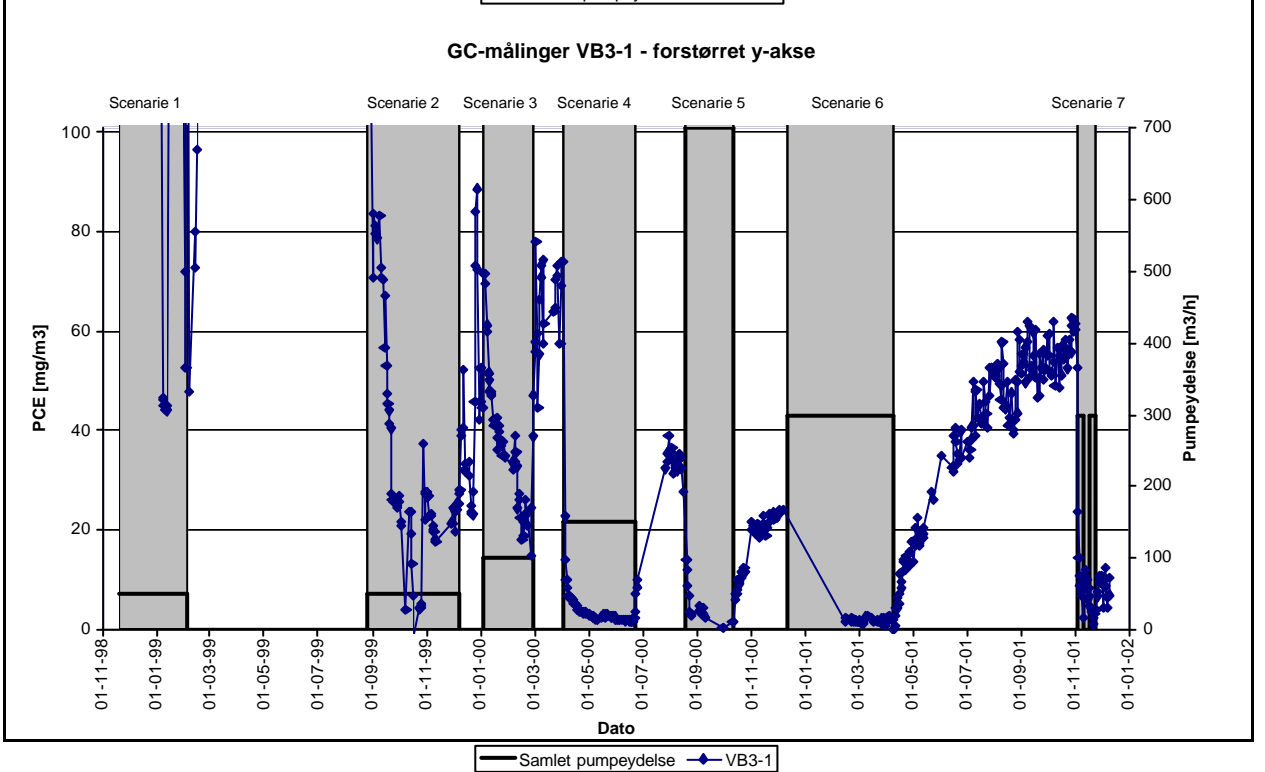
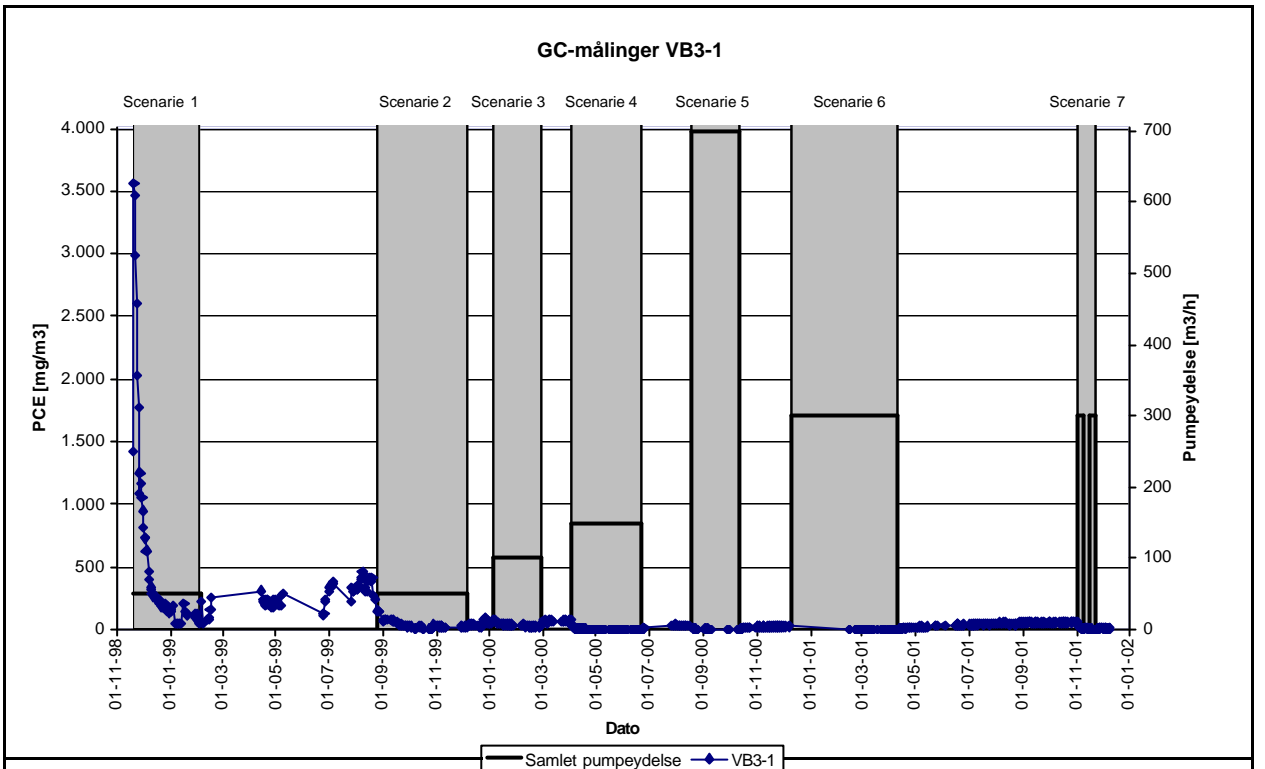
Udvikling af poreluftkoncentrationer

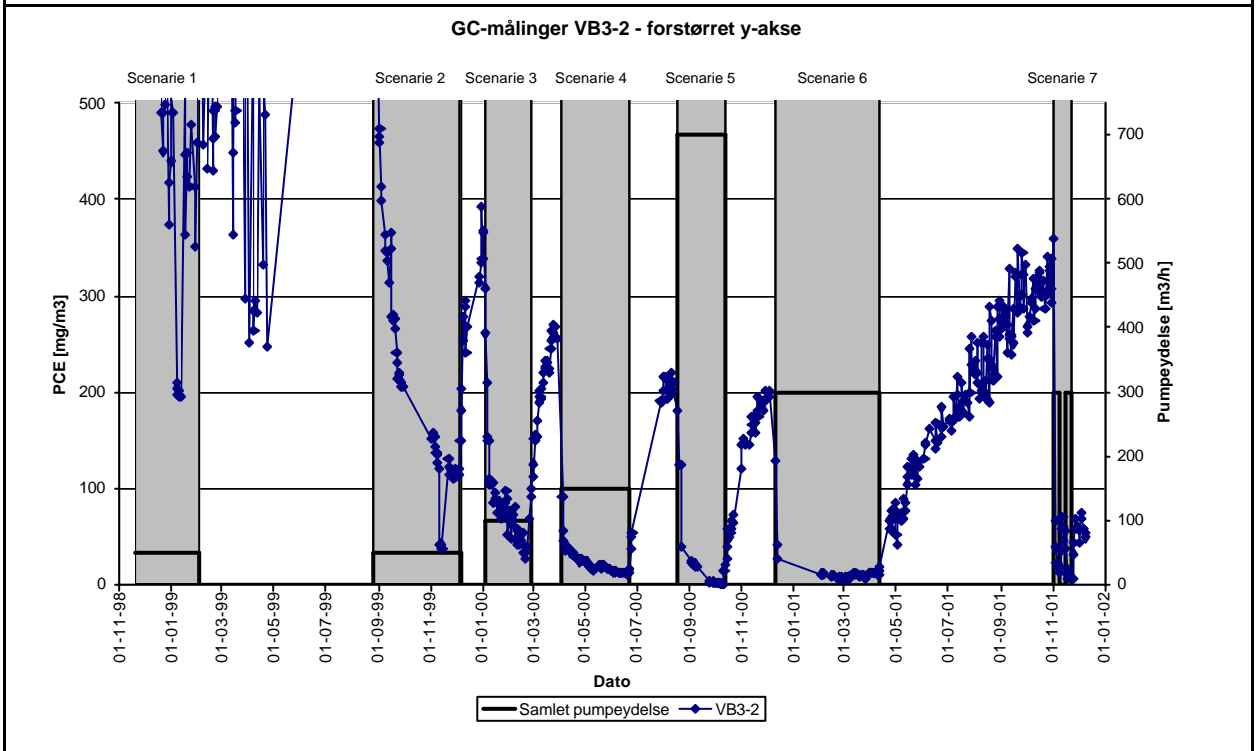
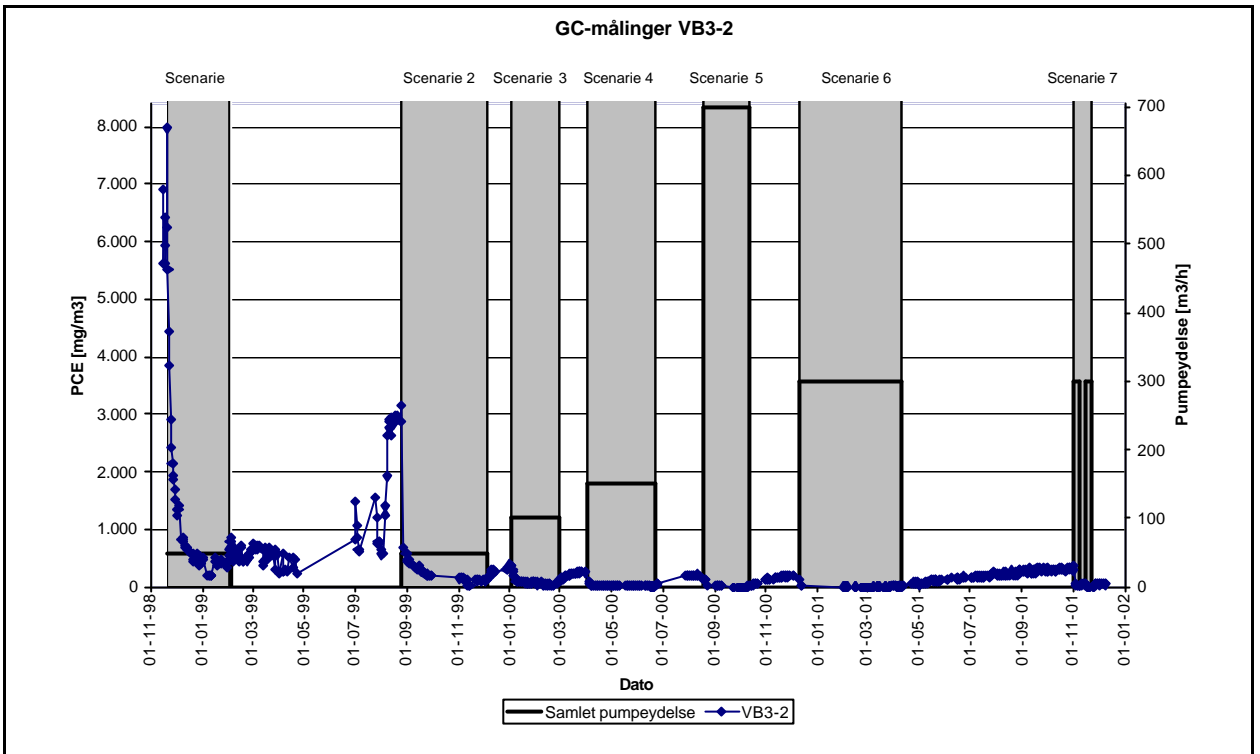


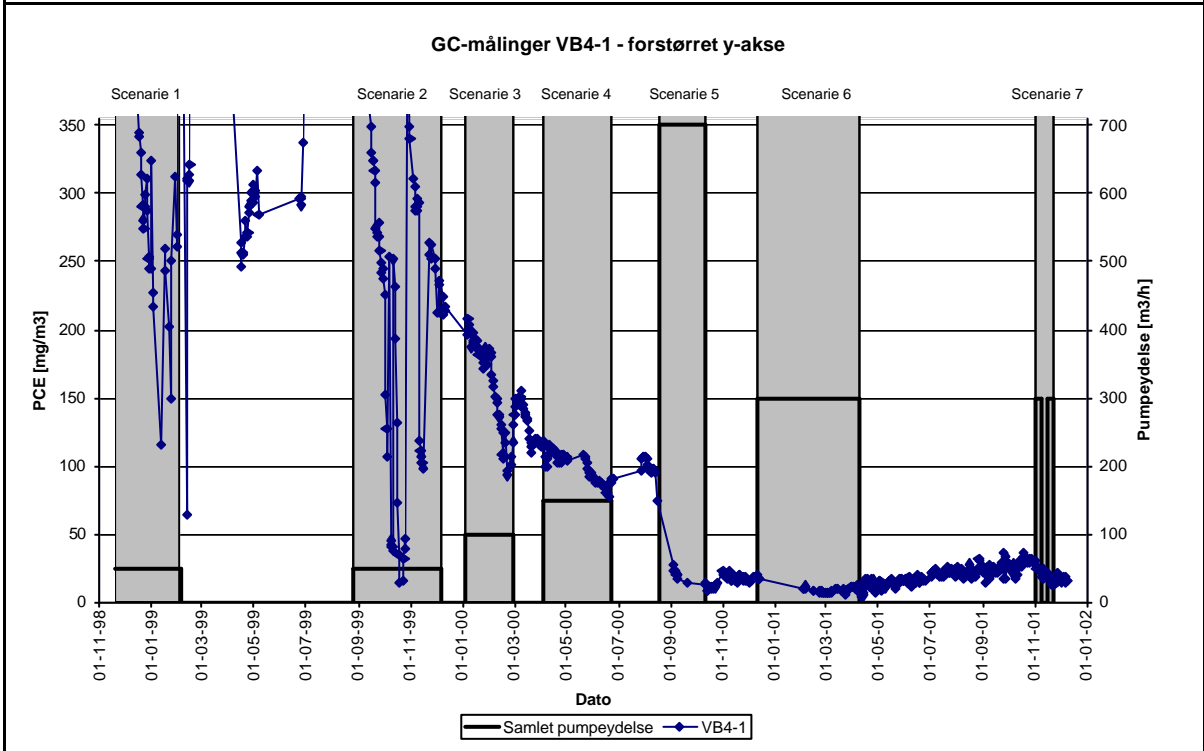
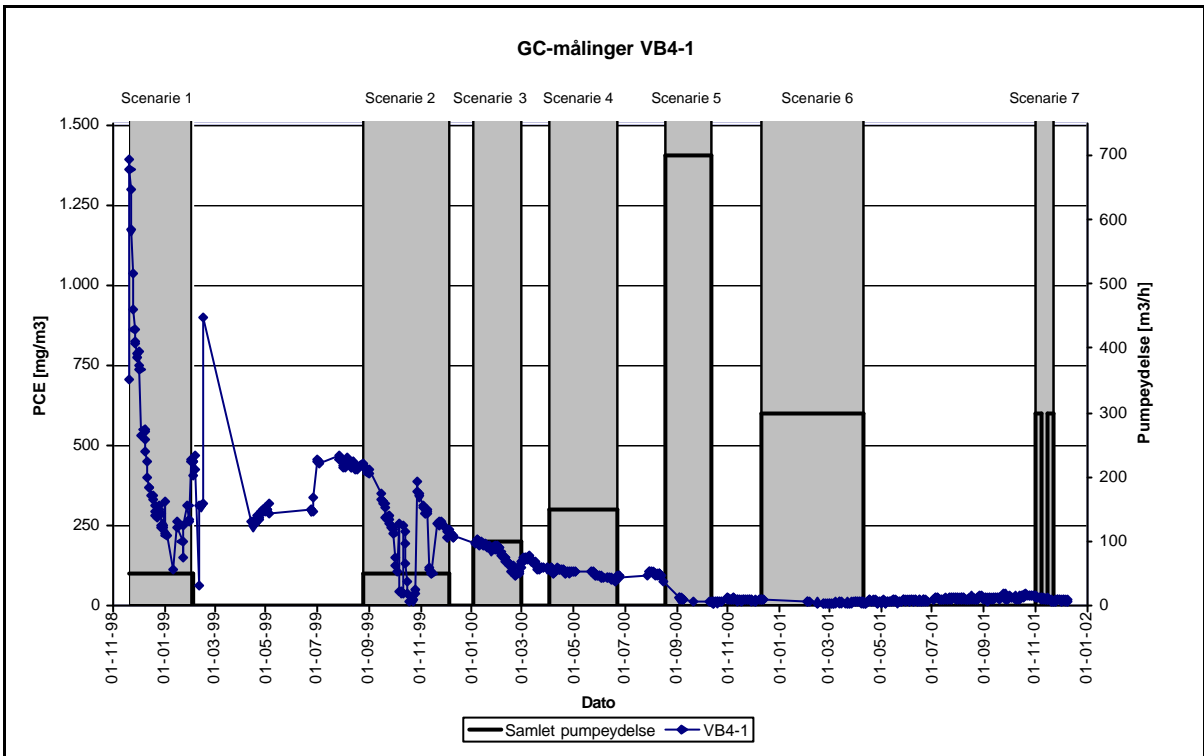


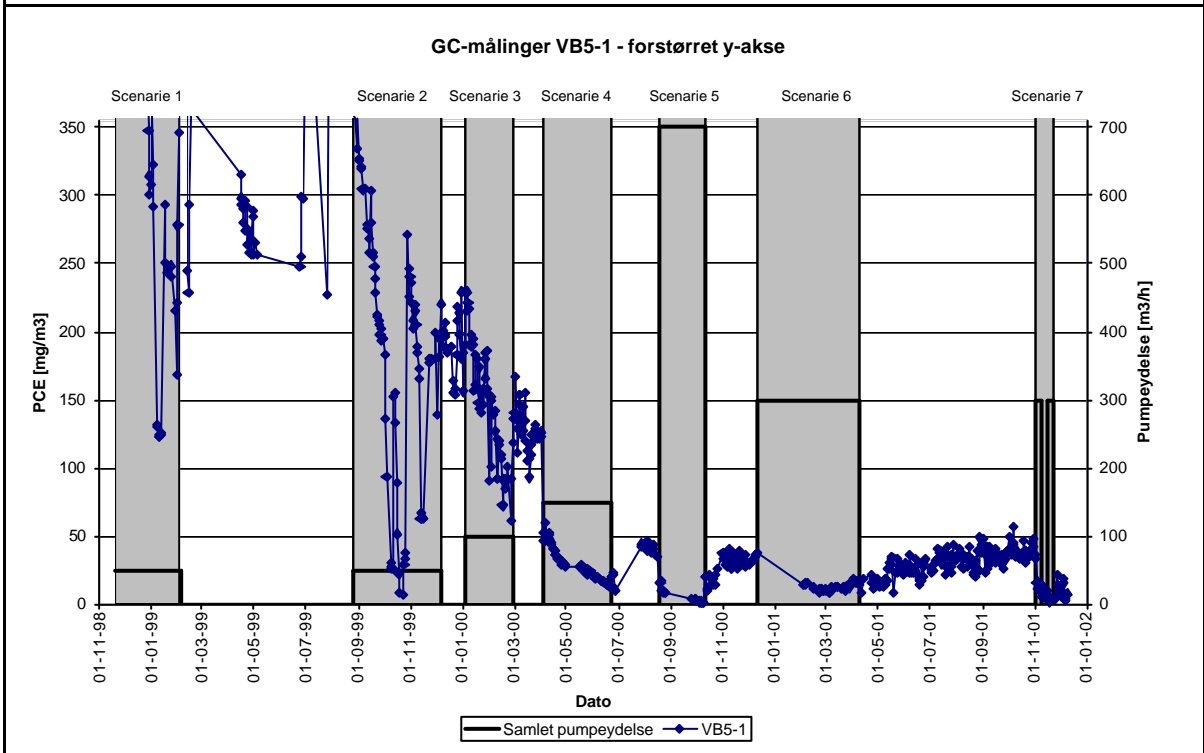
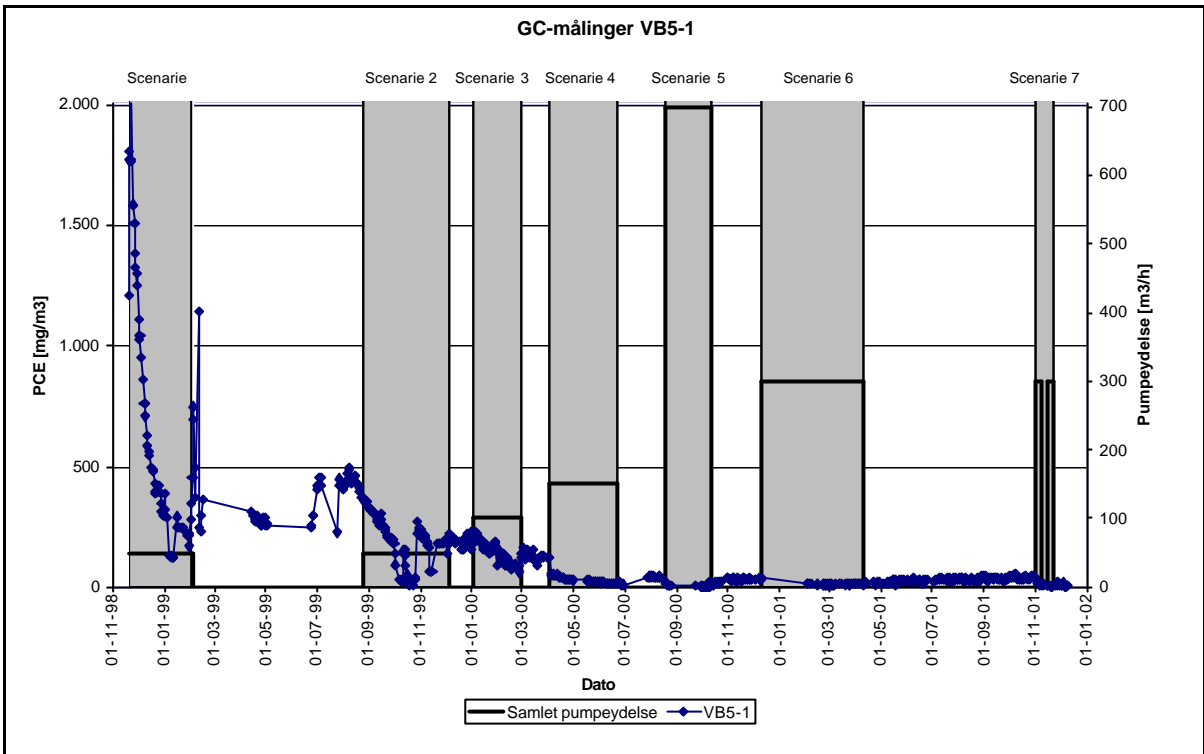


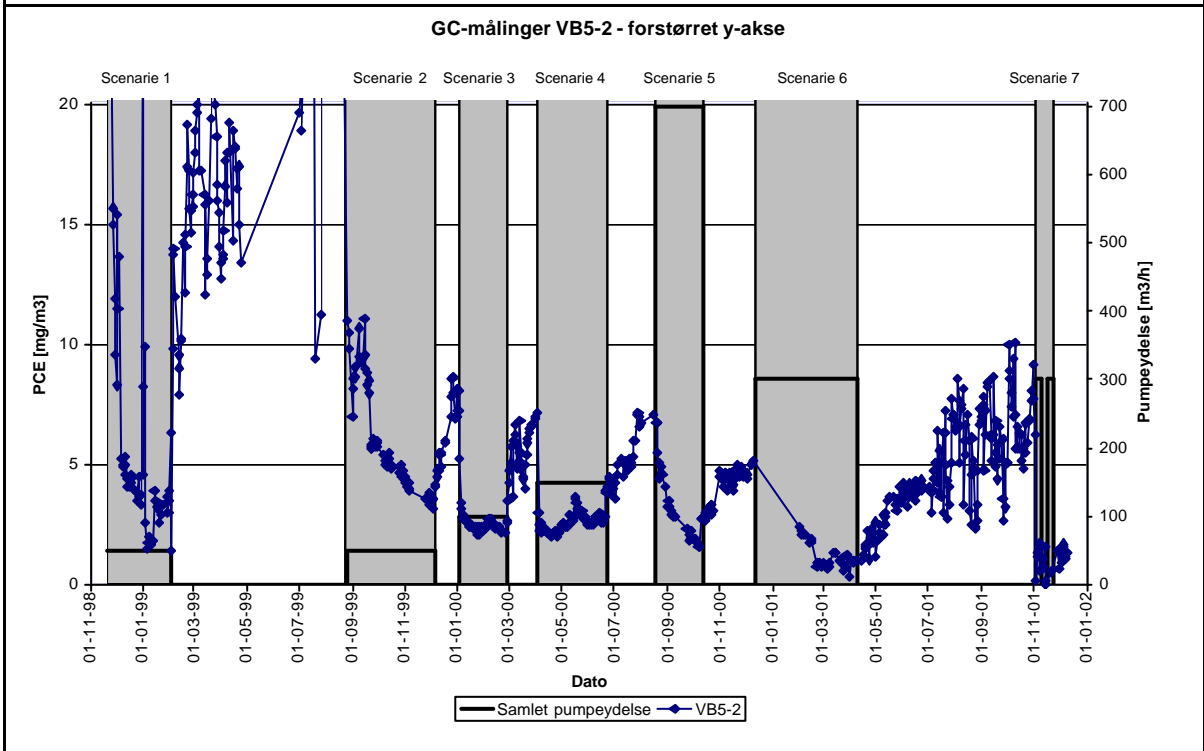
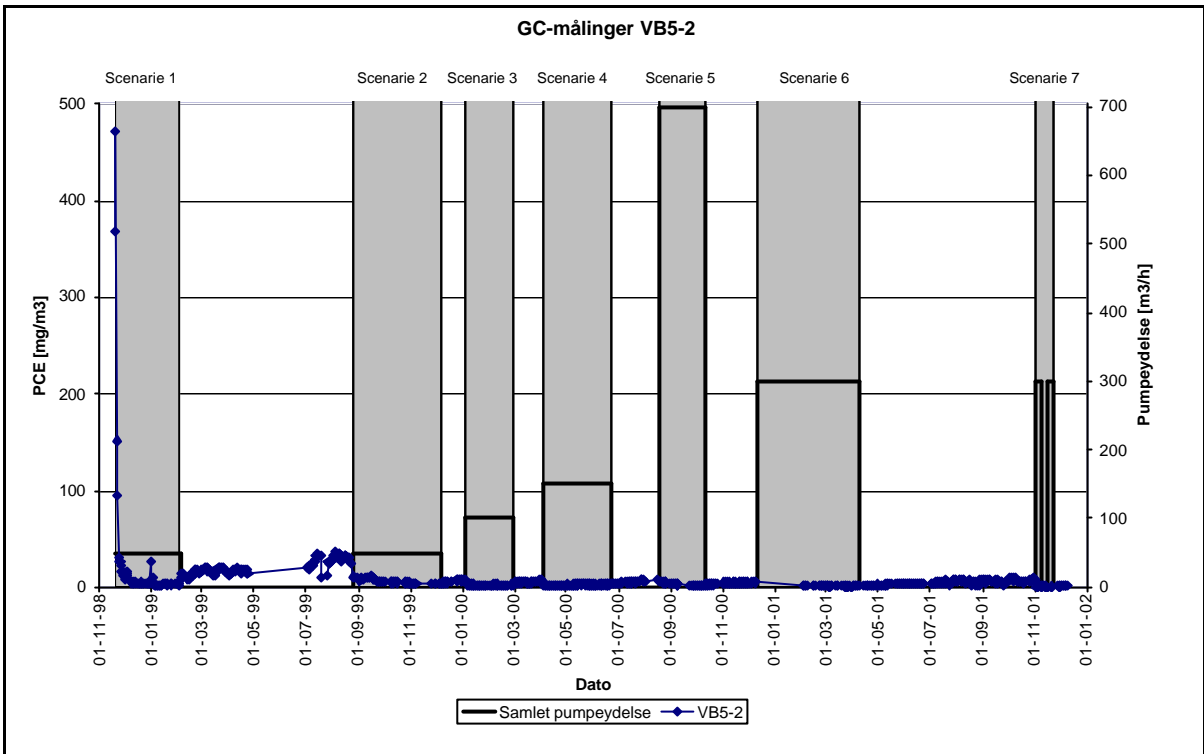


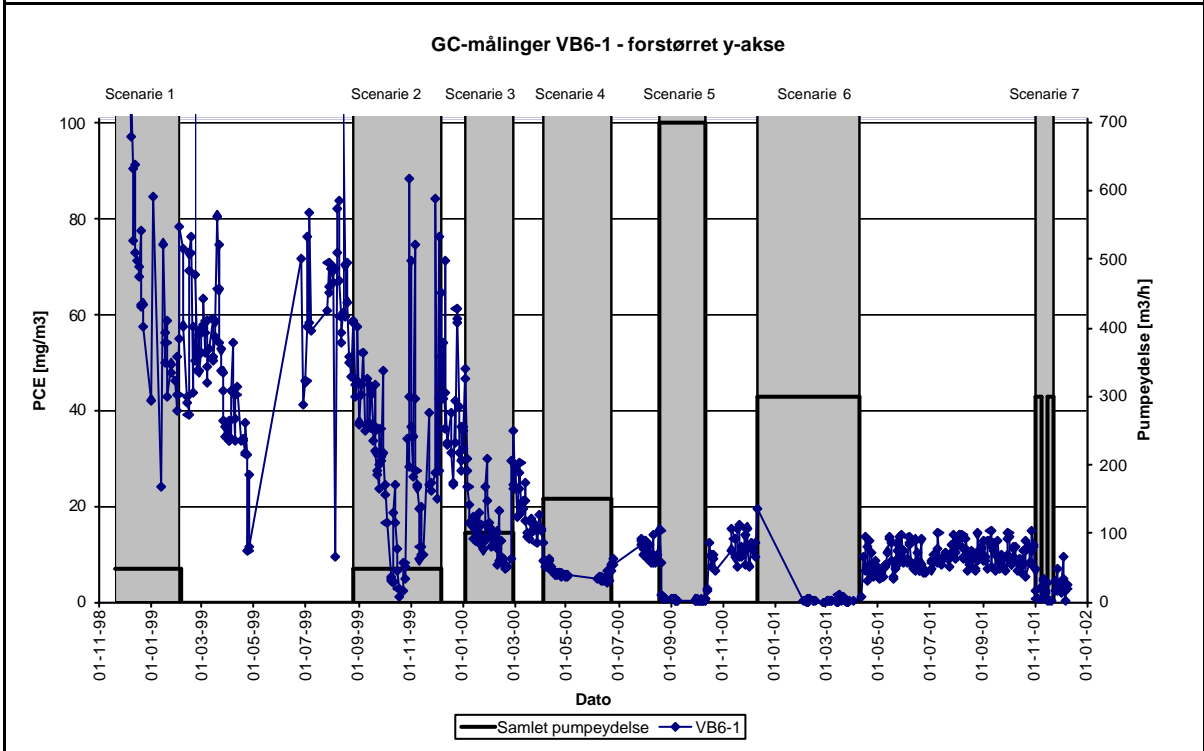
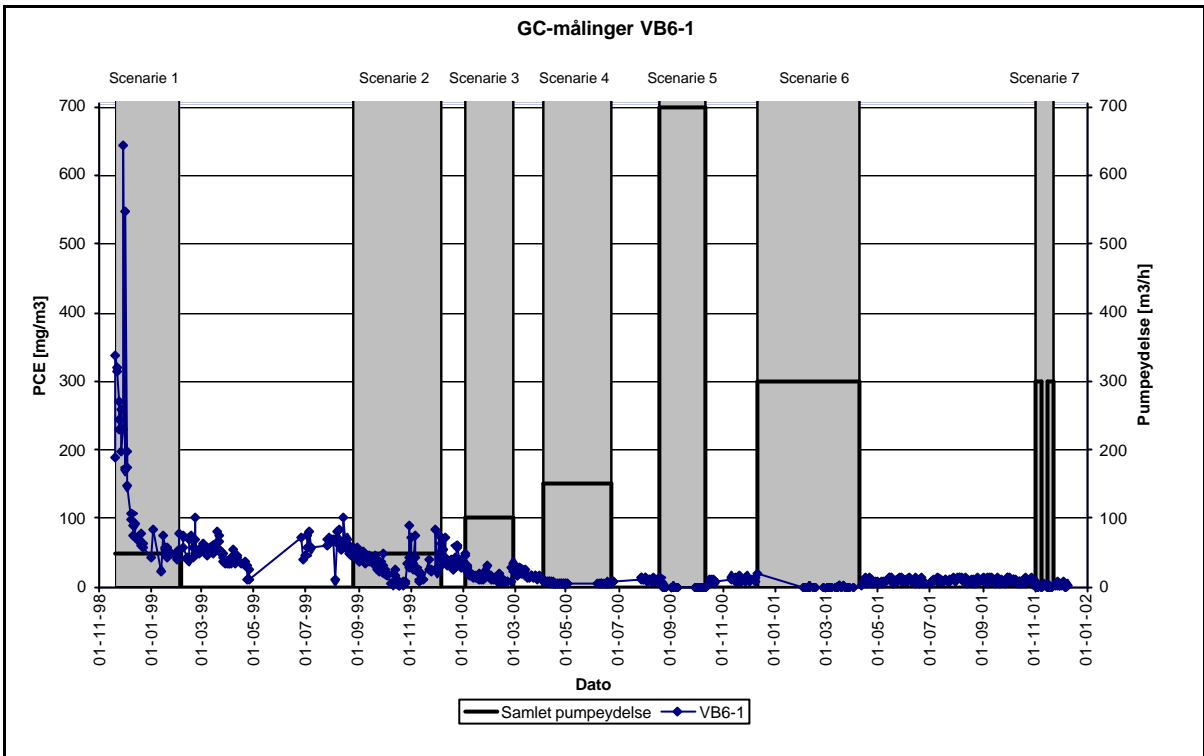


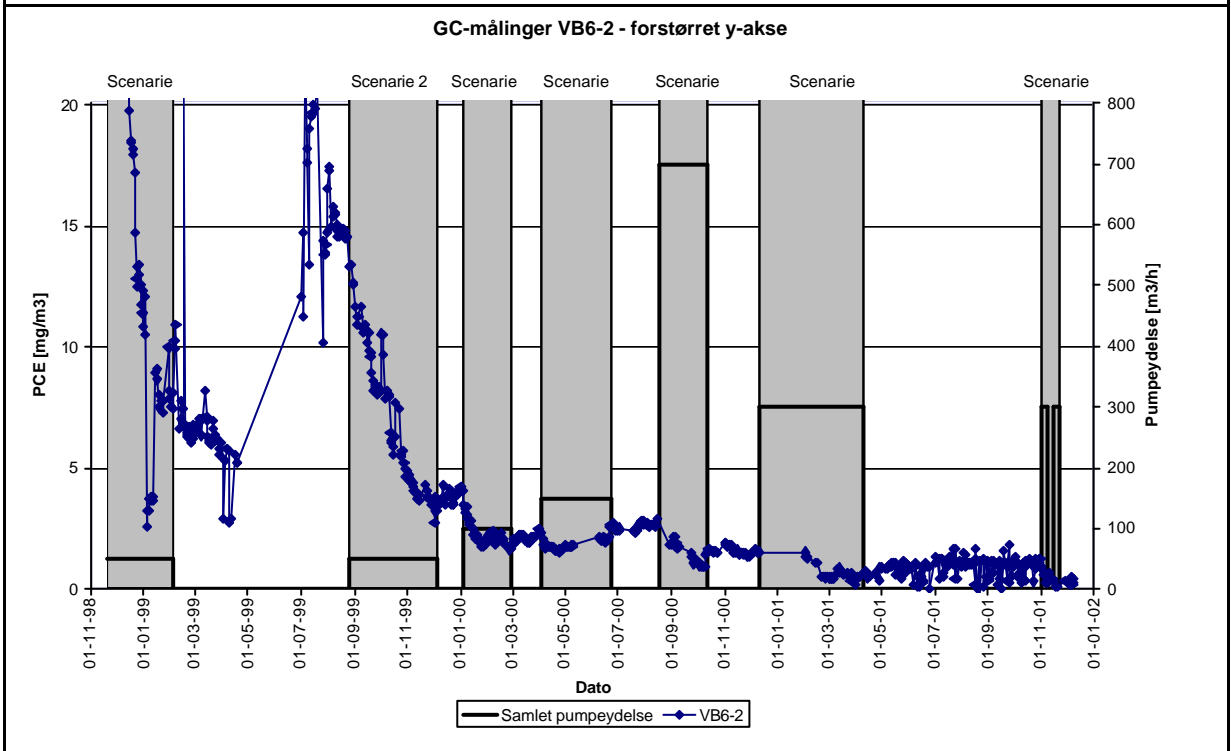
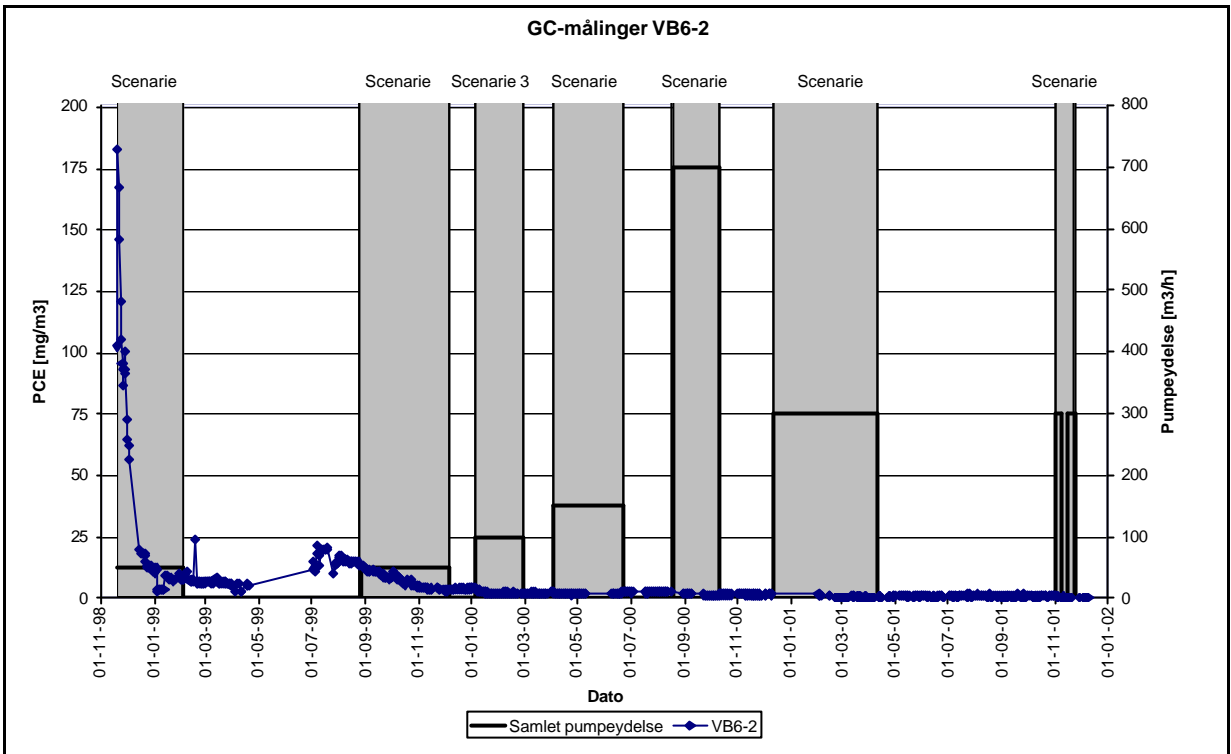


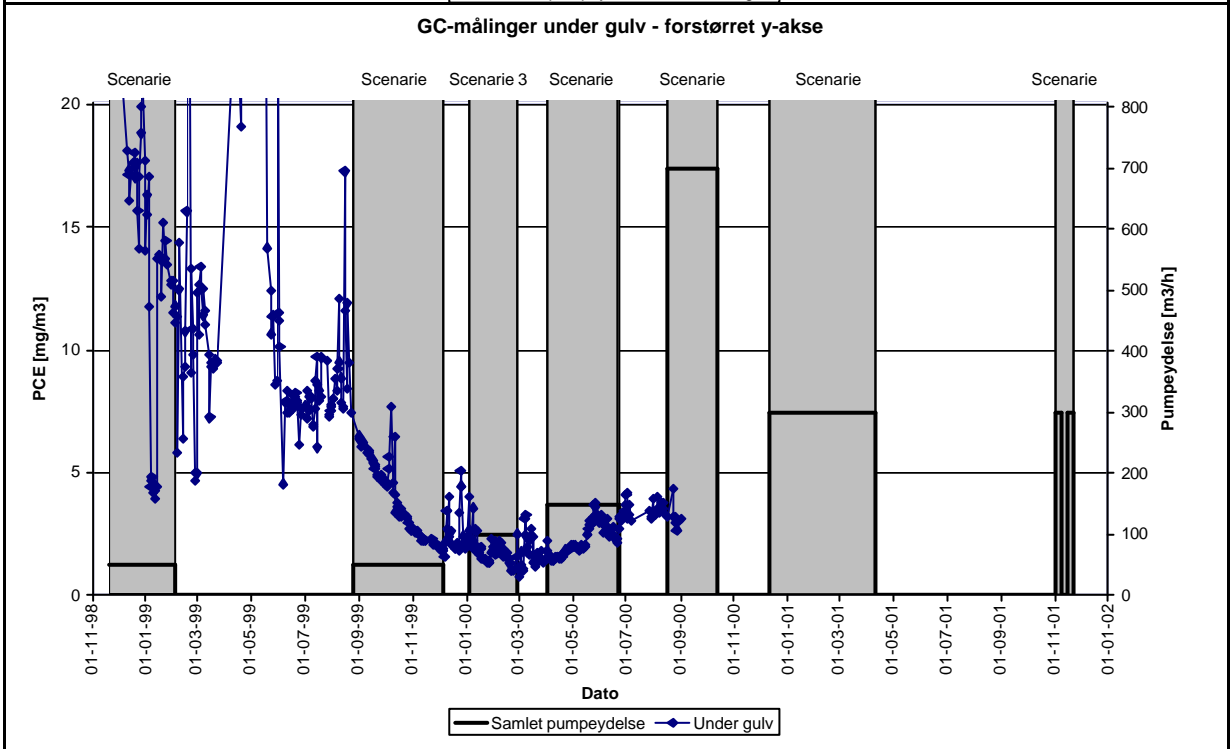
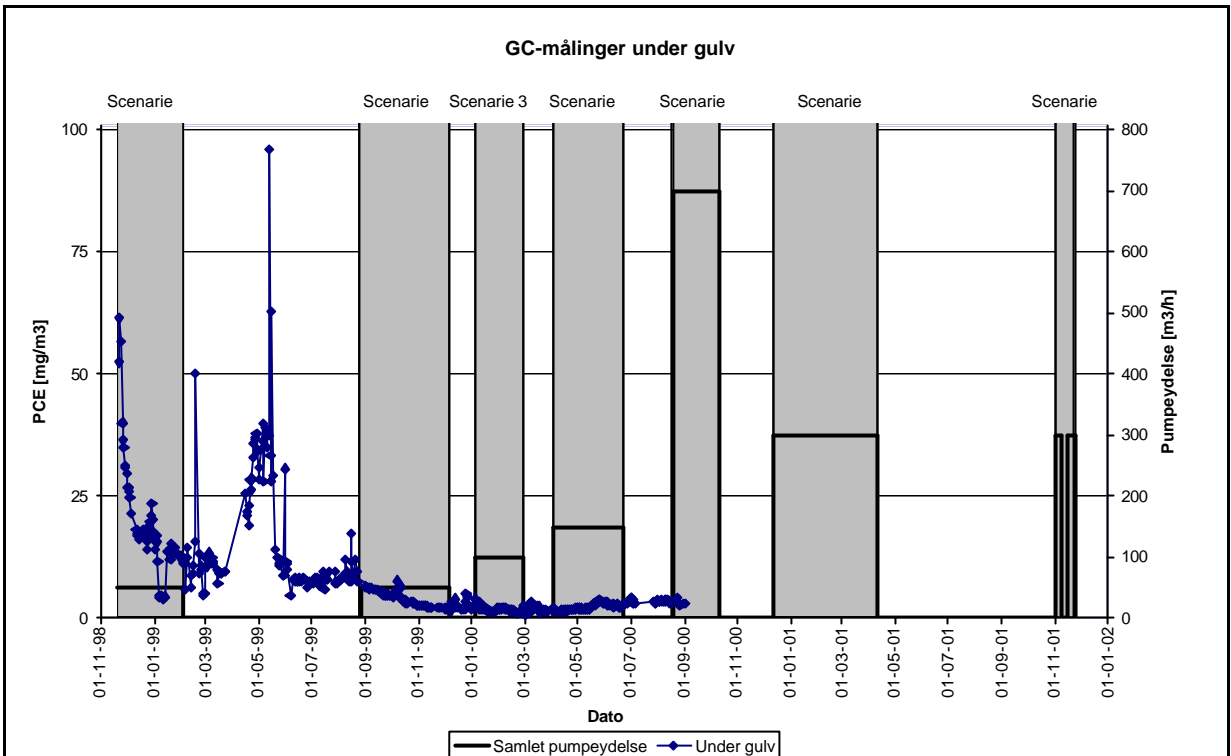








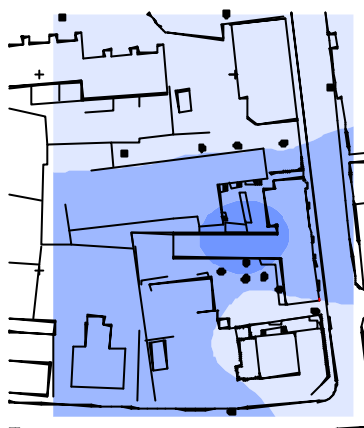




Poreluftkoncentrationer i moniteringsboringer



PCE-koncentration i øvre filter, november '98
(før start af 1. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, april '99
(2 måneder efter stop af 1. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, juli '99
(før start af 2. driftsscenario, efter 5 mdr. pause)



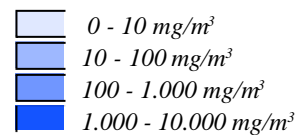
PCE-koncentration i øvre filter, september '99
(1 måned efter start af 2. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, december '99
(2 uger efter stop af 2. driftsscenario og før start af 3. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, februar '00
(før stop af 3. driftsscenario)

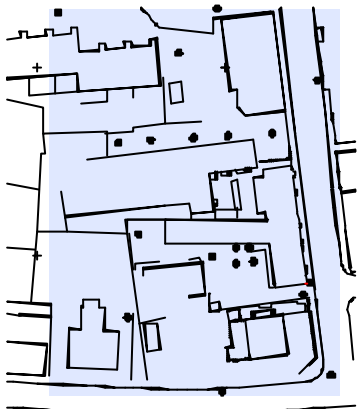




PCE-koncentration i øvre filter, april '00
(før start af 4. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, august '00
(før start af 5. driftsscenario)



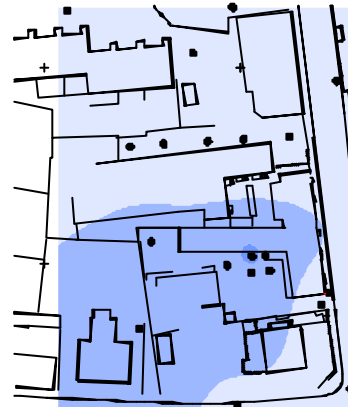
PCE-koncentration i øvre filter, september '00
(før stop af 5. driftsscenario)



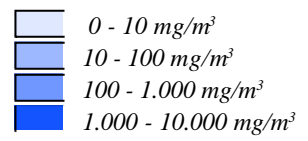
PCE-koncentration i øvre filter, december '00
(før start af 6. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, april '01
(før stop af 6. driftsscenario)



PCE-koncentration i øvre filter, oktober '01
(før start af 7. driftsscenario)





PCE-koncentration i nedre filter, november '98
(før start af 1. driftsscenarium)



PCE-koncentration i nedre filter, april '99
(2 måneder efter stop af 1. driftsscenarium)



PCE-koncentration i nedre filter, juli '99
(før start af 2. driftsscenarium, efter 5 mdr. pause)



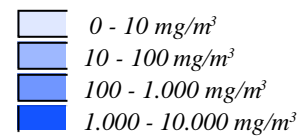
PCE-koncentration i nedre filter, september '99
(1 måned efter start af 2. driftsscenarium)



PCE-koncentration i nedre filter, december '99
(2 uger efter stop af 2. driftsscenarium og før start af 3. driftsscenarium)



PCE-koncentration i nedre filter, februar '00
(før stop af 3. driftsscenarium)

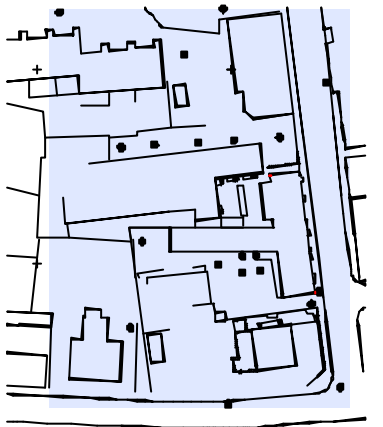




PCE-koncentration i nedre filter, april '00
(før start af 4. driftsscenario)



PCE-koncentration i nedre filter, august '00
(før start af 5. driftsscenario)



PCE-koncentration i nedre filter, september '00
(før stop af 5. driftsscenario)



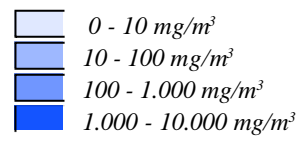
PCE-koncentration i nedre filter, december '00
(før start af 6. driftsscenario)



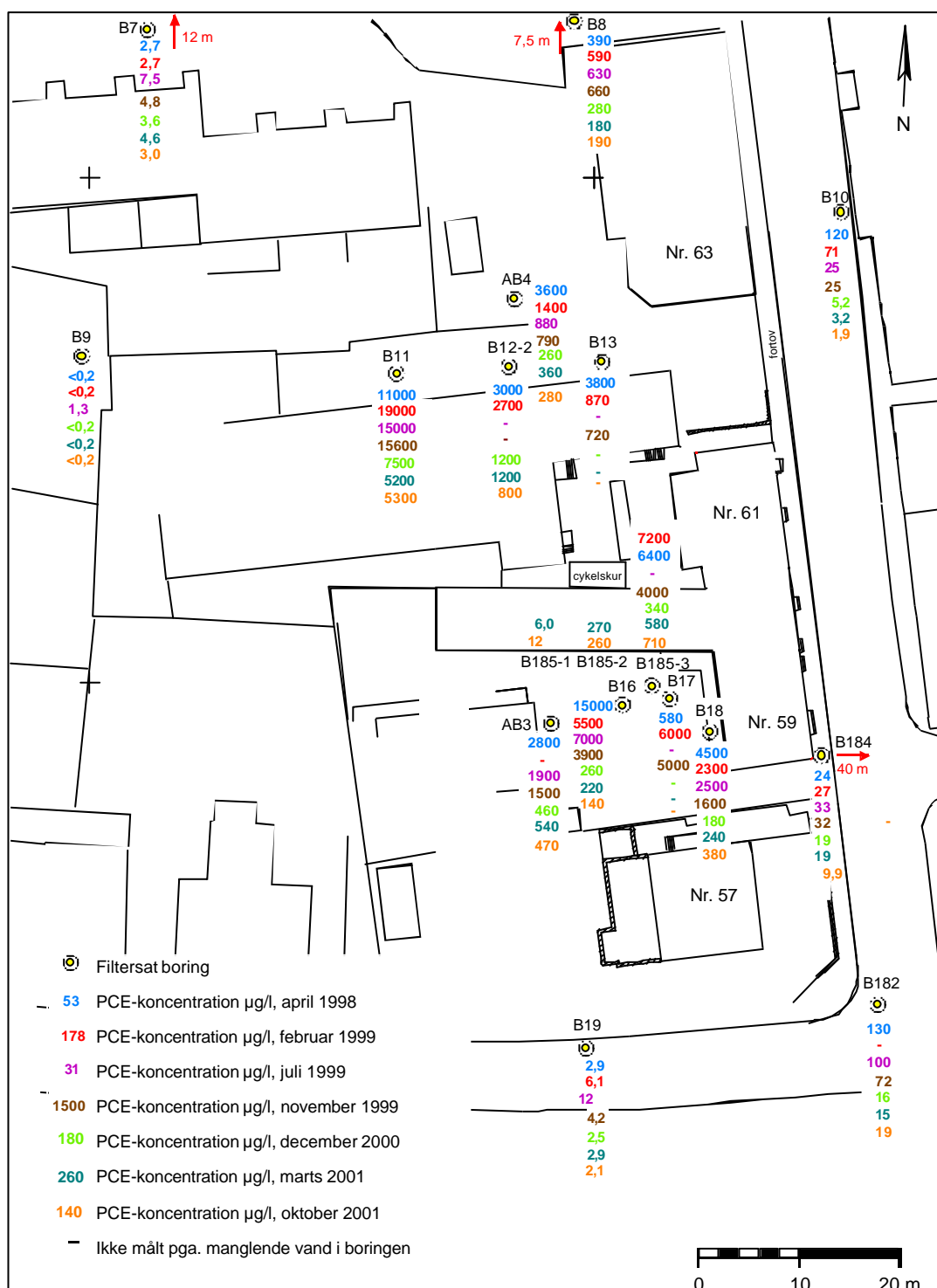
PCE-koncentration i nedre filter, april '01
(før stop af 6. driftsscenario)



PCE-koncentration i nedre filter, oktober '01
(før start af 7. driftsscenario)



Udvikling i grundvandskoncentrationer



Masseberegninger

Oversigt over massebalancer før og efter scenarier

Bem.: Inklusive alle måleresultater fra de enkelte prøvetagningsrunder

| Prøverunde | | Terrænnært lerlag | | Vandumættet sandlag | | Vandmættet sandlag | |
|-----------------|----------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Dato | Beskrivelse | Total forureningsmasse (kg) | Forskel fra foregående scenarie (kg) | Total forureningsmasse (kg) | Forskel fra foregående scenarie (kg) | Total forureningsmasse (kg) | Forskel fra foregående måling (kg) |
| 18-11-98 | Før scenarie 1 | 5 | | 370 | | 358 | |
| 01-07-99 | Før scenarie 2 | 5 | 0 | 21 | 349 | 133 | 224 |
| 17-12-99 | Før scenarie 3 | 5 | 0 | 26 | (5) | 160 | (26) |
| 01-04-00 | Før scenarie 4 | 5 | 0 | 8 | 18 | 160 | |
| 18-08-00 | Før scenarie 5 | 5 | 0 | 6 | 2 | 160 | |
| 05-12-00 | Før scenarie 6 | 5 | (0) | 1 | 5 | 47 | 113 |
| 25-10-01 | Før scenarie 7 | 5 | 0 | 4 | (3) | 35 | 12 |
| Alle scenarier: | | | (0) | | 369 | | 311 |

Før start af driftsscenario 1: 18.11.98

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftsforurening | |
|-------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------------|----------------------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m ³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0027 | VB1-1 | 1.300 |
| B172 | 28 | B8 | 0,39 | VB1-2 | 1.200 |
| B173 | 1,7 | B9 | 0,0001 | VB2-1 | 260 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,12 | VB2-2 | 100 |
| B181 | 7,2 | B11 | 11 | VB3-1 | 3.600 |
| B185 | 2,2 | B12 | 3 | VB3-2 | 8.000 |
| K4 | 0,2 | B13 | 3,8 | VB4 | 1.400 |
| K5 | 0,3 | B16 | 15 | VB5-1 | 2.000 |
| K8 | 0,6 | B17 | 0,58 | VB5-2 | 470 |
| K9 | 4,6 | B18 | 4,5 | VB6-1 | 640 |
| B1 | 0,4 | B19 | 0,0029 | VB6-2 | 180 |
| B2 | 0,2 | B182 | 0,13 | B171 | 500 |
| B3 | 0,05 | B184 | 0,024 | B181 | 4400 |
| B4 | 0,8 | B185 | 6,4 | B182 | 34 |
| B5 | 0,7 | AB3 | 2,8 | B184 | |
| B6 | 0,1 | AB4 | 3,6 | B7-1 | |
| | | | | B7-2 | 54 |
| | | | | B8-1 | 11 |
| | | | | B8-2 | 43 |
| | | | | B10-1 | 12 |
| | | | | B10-2 | 21 |
| | | | | B11-1 | 2500 |
| | | | | B11-2 | 2900 |
| | | | | B12-2 | 77 |
| | | | | B12-3 | 850 |
| | | | | B13-1 | 124 |
| | | | | B13-2 | 180 |
| | | | | B15-1 | 4400 |
| | | | | B15-2 | 9200 |
| | | | | B16-1 | |
| | | | | B16-2 | 9100 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 1,69 | Median (mg/m ³) | 570 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m ³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 4,0391 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 1,6 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 30,4 | Poreluftsforurening (kg): | 26,7 |
| Poreluftsforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 327,2 | Jordforurening (kg) | 343,0 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 357,6 | Forurening i alt (kg): | 369,7 |
| Bemærkninger: | Ligevægt mellem jord, grundvand og poreluft efter flere års stilstand. | | | | |

Før start af driftsscenario 2: 01.07.99

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftsforurening | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|----------------------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m ³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0075 | VB1-1 | 200 |
| B172 | 28 | B8 | 0,63 | VB1-2 | 95 |
| B173 | 1,7 | B9 | 0,0013 | VB2-1 | 30 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,025 | VB2-2 | 7,5 |
| B181 | 7,2 | B11 | 15 | VB3-1 | 250 |
| B185 | 2,2 | B12 | | VB3-2 | 3.200 |
| K4 | 0,2 | B13 | | VB4 | 430 |
| K5 | 0,3 | B16 | 7 | VB5-1 | 370 |
| K8 | 0,6 | B17 | | VB5-2 | 25 |
| K9 | 4,6 | B18 | 2,5 | VB6-1 | 59 |
| B1 | 0,4 | B19 | 0,012 | VB6-2 | 13 |
| B2 | 0,2 | B182 | 0,1 | B171 | 32 |
| B3 | 0,05 | B184 | | B181 | 436 |
| B4 | 0,8 | B185 | | B182 | 44 |
| B5 | 0,7 | AB3 | 1,9 | B184 | 11 |
| B6 | 0,1 | AB4 | 0,88 | B7-1 | 0,37 |
| | | | | B7-2 | 0,000005 |
| | | | | B8-1 | 23 |
| | | | | B8-2 | 0,95 |
| | | | | B10-1 | 16 |
| | | | | B10-2 | 4,5 |
| | | | | B11-1 | 160 |
| | | | | B11-2 | 34 |
| | | | | B12-2 | 31 |
| | | | | B12-3 | 14 |
| | | | | B13-1 | 40 |
| | | | | B13-2 | 1,3 |
| | | | | B15-1 | 23 |
| | | | | B15-2 | 1600 |
| | | | | B16-1 | 360 |
| | | | | B16-2 | 70 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,63 | Median (mg/m ³) | 32 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m ³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 1,5057 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,1 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 11,3 | Poreluftsforurening (kg): | 1,5 |
| Poreluftsforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 122,0 | Jordforurening (kg) | 19,3 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 133,3 | Forurening i alt (kg): | 20,8 |
| Opnset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Opnset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Opnset fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Opnset fra start (kg): | #REF! | Opnset fra start (kg): | #REF! | Opnset fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: 5 måneders stilstand før luftprøvetagning, dvs. antagelig ligevægt. Dog usikre GC-målinger | | | | | |

Før start af driftsscenario 3: 17.12.99

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftsforurening | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|----------------------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m ³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0048 | VB1-1 | 72 |
| B172 | 28 | B8 | 0,66 | VB1-2 | 23 |
| B173 | 1,7 | B9 | | VB2-1 | 10 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,025 | VB2-2 | 2,1 |
| B181 | 7,2 | B11 | 15,6 | VB3-1 | 34 |
| B185 | 2,2 | B12 | | VB3-2 | 274 |
| K4 | 0,2 | B13 | 0,72 | VB4 | 211 |
| K5 | 0,3 | B16 | 3,9 | VB5-1 | 190 |
| K8 | 0,6 | B17 | 5 | VB5-2 | 6 |
| K9 | 4,6 | B18 | 1,6 | VB6-1 | 40 |
| B1 | 0,4 | B19 | 0,0042 | VB6-2 | 3,9 |
| B2 | 0,2 | B182 | 0,072 | B171 | 4,5 |
| B3 | 0,05 | B184 | 0,032 | B181 | 191 |
| B4 | 0,8 | B185 | 4 | B182 | |
| B5 | 0,7 | AB3 | 1,5 | B184 | |
| B6 | 0,1 | AB4 | 0,79 | B7-1 | |
| | | | | B7-2 | |
| | | | | B11-1 | |
| | | | | B11-2 | |
| | | | | B12-2 | |
| | | | | B12-3 | |
| | | | | B13-1 | |
| | | | | B13-2 | |
| | | | | B15-1 | 65 |
| | | | | B15-2 | 144 |
| | | | | B16-1 | 198 |
| | | | | B16-2 | 62 |
| | | | | B18-1 | 39 |
| | | | | B18-2 | 19 |
| | | | | B19-1 | 11 |
| | | | | B19-2 | 44 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,755 | Median (mg/m ³) | 40 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m ³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 1,80445 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,1 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 13,6 | Poreluftsforurening (kg): | 1,9 |
| Poreluftsforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 146,2 | Jordforurening (kg) | 24,1 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 159,8 | Forurening i alt (kg): | 25,9 |
| Opnæst fra sidste beregning (kg): | #REF! | Opnæst fra sidste beregning (kg): | #REF! | Opnæst fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Opnæst fra start (kg): | #REF! | Opnæst fra start (kg): | #REF! | Opnæst fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: Kun 2 uger stilstand før luftprøvetagning, dvs. formentlig ikke ligevægt. | | | | | |

Før start af driftsscenario 4: 01.04.00

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftsforurening | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------|-------------------------------------|---------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0048 | VB1-1 | 29 |
| B172 | 28 | B8 | 0,66 | VB1-2 | 9 |
| B173 | 1,7 | B9 | | VB2-1 | 3,8 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,025 | VB2-2 | 1,5 |
| B181 | 7,2 | B11 | 15,6 | VB3-1 | 74 |
| B185 | 2,2 | B12 | | VB3-2 | 259 |
| K4 | 0,2 | B13 | 0,72 | VB4 | 116 |
| K5 | 0,3 | B16 | 3,9 | VB5-1 | 127 |
| K8 | 0,6 | B17 | 5 | VB5-2 | 7 |
| K9 | 4,6 | B18 | 1,6 | VB6-1 | 15 |
| B1 | 0,4 | B19 | 0,0042 | VB6-2 | 2,4 |
| B2 | 0,2 | B182 | 0,072 | B171 | 25 |
| B3 | 0,05 | B184 | 0,032 | B181 | 96 |
| B4 | 0,8 | B185 | 4 | B182 | 9,7 |
| B5 | 0,7 | AB3 | 1,5 | B184 | 2,5 |
| B6 | 0,1 | AB4 | 0,79 | B7-2 | 1,7 |
| | | | | B8-1 | 9,5 |
| | | | | B8-2 | 0,35 |
| | | | | B10-1 | 4,8 |
| | | | | B10-2 | 2 |
| | | | | B11-1 | 32 |
| | | | | B11-2 | 4 |
| | | | | B12-2 | 4,1 |
| | | | | B12-3 | 1,8 |
| | | | | B13-1 | 6,3 |
| | | | | B13-2 | 0,25 |
| | | | | B15-1 | 69 |
| | | | | B15-2 | 80 |
| | | | | B16-1 | 172 |
| | | | | B16-2 | 32 |
| | | | | B17-1 | 77 |
| | | | | B17-2 | 42 |
| | | | | B18-1 | 92 |
| | | | | B18-2 | 14 |
| | | | | B19-1 | 7,3 |
| | | | | B19-2 | 22 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,755 | Median (mg/m3) | 12 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 1,80445 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,0 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 13,6 | Poreluftsforurening (kg): | 0,6 |
| Poreluftsforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 146,2 | Jordforurening (kg) | 7,1 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 159,8 | Forurening i alt (kg): | 7,7 |
| Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Oprenset fra start (kg): | #REF! | Oprenset fra start (kg): | #REF! | Oprenset fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: 1 måneds stilstand før luftprøvetagning, dvs. antagelig ikke fuld ligevægt. Vandkoncentrationer overført fra forrige prøvetagning. | | | | | |

Før start af driftsscenario 5: 18.08.00

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftforurening | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------|-------------------------------------|---------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0048 | VB1-1 | 20,00 |
| B172 | 28 | B8 | 0,66 | VB1-2 | 5,00 |
| B173 | 1,7 | B9 | | VB2-1 | 2,00 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,025 | VB2-2 | 2,00 |
| B181 | 7,2 | B11 | 15,6 | VB3-1 | 28,00 |
| B185 | 2,2 | B12 | | VB3-2 | 182,00 |
| K4 | 0,2 | B13 | 0,72 | VB4 | 75,00 |
| K5 | 0,3 | B16 | 3,9 | VB5-1 | 35,00 |
| K8 | 0,6 | B17 | 5 | VB5-2 | 7,00 |
| K9 | 4,6 | B18 | 1,6 | VB6-1 | 10,00 |
| B1 | 0,4 | B19 | 0,0042 | VB6-2 | 3,00 |
| B2 | 0,2 | B182 | 0,072 | B171 | 9,00 |
| B3 | 0,05 | B184 | 0,032 | B181 | 56,00 |
| B4 | 0,8 | B185 | 4 | B182 | 7,00 |
| B5 | 0,7 | AB3 | 1,5 | B184 | 5,00 |
| B6 | 0,1 | AB4 | 0,79 | B7-1 | 2,00 |
| | | | | B7-2 | 0,75 |
| | | | | B8-1 | 19,00 |
| | | | | B8-2 | 0,90 |
| | | | | B10-1 | 3,00 |
| | | | | B10-2 | 1,00 |
| | | | | B11-1 | 29,00 |
| | | | | B11-2 | 3,00 |
| | | | | B12-2 | 10,00 |
| | | | | B12-3 | 2,00 |
| | | | | B13-1 | 5,00 |
| | | | | B13-2 | 0,80 |
| | | | | B15-1 | 32,00 |
| | | | | B15-2 | 34,00 |
| | | | | B16-1 | 53,00 |
| | | | | B16-2 | 17,00 |
| | | | | B17-1 | 25,00 |
| | | | | B17-2 | 19,00 |
| | | | | B18-1 | 23,00 |
| | | | | B18-2 | 6,00 |
| | | | | B19-1 | 9,00 |
| | | | | B19-2 | 8,00 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,755 | Median (mg/m3) | 9,00 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 1,80445 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,03 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 13,6 | Poreluftforurening (kg): | 0,4 |
| Poreluftforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 146,2 | Jordforurening (kg) | 5,4 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 159,8 | Forurening i alt (kg): | 5,8 |
| Oprensat fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprensat fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprensat fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Oprensat fra start (kg): | #REF! | Oprensat fra start (kg): | #REF! | Oprensat fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: 1 måneds stilstand før luftprøvetagning, dvs. antagelig ikke fuld ligevægt. Vandkoncentrationer overført fra forrige prøvetagning. | | | | | |

Før start af driftsscenario 6: 05.12.00

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftsforurening | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------|-------------------------------------|----------------------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m ³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0036 | VB1-1 | 11,11 |
| B172 | 28 | B8 | 0,28 | VB1-2 | 3,33 |
| B173 | 1,7 | B9 | 0,00005 | VB2-1 | 2,45 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,0052 | VB2-2 | 1,12 |
| B181 | 7,2 | B11 | 7,5 | VB3-1 | 23,77 |
| B185 | 2,2 | B12 | 1,2 | VB3-2 | 201,22 |
| K4 | 0,2 | B16 | 0,26 | VB4 | 15,95 |
| K5 | 0,3 | B18 | 0,18 | VB5-1 | 31,49 |
| K8 | 0,6 | B19 | 0,0025 | VB5-2 | 4,63 |
| K9 | 4,6 | B182 | 0,016 | VB6-1 | 12,46 |
| B1 | 0,4 | B184 | 0,019 | VB6-2 | 1,49 |
| B2 | 0,2 | B185 | 0,34 | B171 | 18,67 |
| B3 | 0,05 | AB3 | 0,46 | B181 | 32,64 |
| B4 | 0,8 | AB4 | 0,26 | B182 | 0,04 |
| B5 | 0,7 | | | B184 | 0,08 |
| B6 | 0,1 | | | B7-1 | 0,18 |
| | | | | B7-2 | 0,07 |
| | | | | B8-1 | 0,05 |
| | | | | B8-2 | 0,05 |
| | | | | B10-1 | 0,03 |
| | | | | B10-2 | 0,01 |
| | | | | B11-1 | 0,05 |
| | | | | B11-2 | 0,04 |
| | | | | B12-2 | 0,02 |
| | | | | B12-3 | 0,03 |
| | | | | B13-1 | 0,02 |
| | | | | B13-2 | 0,02 |
| | | | | B15-1 | 22,51 |
| | | | | B15-2 | 21,21 |
| | | | | B16-1 | 35,96 |
| | | | | B16-2 | 32,92 |
| | | | | B17-1 | 41,41 |
| | | | | B17-2 | 32,35 |
| | | | | B19-1 | 0,01 |
| | | | | B19-2 | 0,15 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,22 | Median (mg/m ³) | 1,49 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m ³): | 48,1 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 0,5258 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,00 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 4,0 | Poreluftsforurening (kg): | 0,1 |
| Poreluftsforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 42,6 | Jordforurening (kg) | 0,9 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 46,5 | Forurening i alt (kg): | 1,0 |
| Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Oprenset fra start (kg): | #REF! | Oprenset fra start (kg): | #REF! | Oprenset fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: 2 måneders stilstand før luftprøvetagning, dvs. antagelig ikke fuld ligevægt. Vandkoncentrationer overført fra forrige prøvetagning. | | | | | |

Før stop af driftsscenario 6: 01.04.01

Gulv: 0,77 mg/m³

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftsforurening | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------|-------------------------------------|----------------------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m ³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,0046 | VB1-1 | 1,89 |
| B172 | 28 | B8 | 0,18 | VB1-2 | 2,18 |
| B173 | 1,7 | B9 | 0,0001 | VB2-1 | 1,06 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,0032 | VB2-2 | 0,51 |
| B181 | 7,2 | B11 | 5,2 | VB3-1 | 2,03 |
| B185 | 2,2 | B12 | 1,2 | VB3-2 | 13,76 |
| K4 | 0,2 | B16 | 0,22 | VB4 | 9,52 |
| K5 | 0,3 | B18 | 0,24 | VB5-1 | 14,71 |
| K8 | 0,6 | B19 | 0,0029 | VB5-2 | 1,02 |
| K9 | 4,6 | B182 | 0,015 | VB6-1 | 0,18 |
| B1 | 0,4 | B184 | 0,019 | VB6-2 | 0,61 |
| B2 | 0,2 | B185 | 0,58 | B171 | 27,28 |
| B3 | 0,05 | AB3 | 0,54 | B181 | 34,22 |
| B4 | 0,8 | AB4 | 0,36 | B182 | 2,86 |
| B5 | 0,7 | | | B184 | 0,33 |
| B6 | 0,1 | | | B7-1 | 0,57 |
| | | | | B7-2 | 0,05 |
| | | | | B8-1 | 5,46 |
| | | | | B8-2 | 0,05 |
| | | | | B10-1 | 0,05 |
| | | | | B10-2 | 0,05 |
| | | | | B11-1 | 4,56 |
| | | | | B11-2 | 0,74 |
| | | | | B12-2 | 0,41 |
| | | | | B12-3 | 0,60 |
| | | | | B13-1 | 0,45 |
| | | | | B13-2 | 0,05 |
| | | | | B15-1 | 15,80 |
| | | | | B15-2 | 1,62 |
| | | | | B16-1 | 6,30 |
| | | | | B16-2 | 1,34 |
| | | | | B17-1 | 19,25 |
| | | | | B17-2 | 4,62 |
| | | | | B18-1 | 6,97 |
| | | | | B18-2 | 4,15 |
| | | | | B19-1 | 3,32 |
| | | | | B19-2 | 2,33 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,2 | Median (mg/m ³) | 1,89 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m ³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 0,478 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,01 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 3,6 | Poreluftsforurening (kg): | 0,1 |
| Poreluftsforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 38,7 | Jordforurening (kg) | 1,1 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 42,3 | Forurening i alt (kg): | 1,2 |
| Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Oprenset fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Oprenset fra start (kg): | #REF! | Oprenset fra start (kg): | #REF! | Oprenset fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: 2 måneders stilstand før luftprøvetagning, dvs. antagelig ikke fuld ligevægt. Vandkoncentrationer overført fra forrige prøvetagning. | | | | | |

| Jordforurening | | Grundvandsforurening | | Poreluftforurening | |
|-----------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------------|
| Boring | PCE-koncentration (mg/kg) | Boring | PCE-koncentration (mg/l) | Boring | PCE-koncentration (mg/m³) |
| B171 | 1,8 | B7 | 0,003 | VB1-1 | 18,54 |
| B172 | 28 | B8 | 0,19 | VB1-2 | 4,41 |
| B173 | 1,7 | B9 | 0,0002 | VB2-1 | 2,28 |
| B179 | 1,1 | B10 | 0,0019 | VB2-2 | 1,22 |
| B181 | 7,2 | B11 | 5,3 | VB3-1 | 58,45 |
| B185 | 2,2 | B12 | 0,8 | VB3-2 | 339,79 |
| K4 | 0,2 | B16 | 0,14 | VB4 | 29,29 |
| K5 | 0,3 | B18 | 0,38 | VB5-1 | 34,54 |
| K8 | 0,6 | B19 | 0,0021 | VB5-2 | 5,90 |
| K9 | 4,6 | B182 | 0,019 | VB6-1 | 8,22 |
| B1 | 0,4 | B184 | 0,0099 | VB6-2 | 0,88 |
| B2 | 0,2 | B185 | 0,71 | B171 | 45,38 |
| B3 | 0,05 | AB3 | 0,47 | B181 | 26,18 |
| B4 | 0,8 | AB4 | 0,28 | B182 | 2,96 |
| B5 | 0,7 | | | B184 | 0,95 |
| B6 | 0,1 | | | B7-1 | 0,29 |
| | | | | B7-2 | 0,00 |
| | | | | B8-1 | 3,91 |
| | | | | B8-2 | 0,30 |
| | | | | B10-1 | 0,64 |
| | | | | B10-2 | 0,13 |
| | | | | B11-1 | 7,97 |
| | | | | B11-2 | 3,34 |
| | | | | B12-2 | 0,66 |
| | | | | B12-3 | 3,66 |
| | | | | B13-1 | 4,45 |
| | | | | B13-2 | 0,35 |
| | | | | B15-1 | 29,18 |
| | | | | B15-2 | 39,13 |
| | | | | B16-1 | 31,03 |
| | | | | B16-2 | 38,73 |
| | | | | B17-1 | 26,65 |
| | | | | B17-2 | 29,40 |
| | | | | B18-1 | 23,79 |
| | | | | B18-2 | 16,34 |
| | | | | B19-1 | 4,99 |
| | | | | B19-2 | 7,97 |
| Median (mg/kg) | 0,75 | Median (mg/l) | 0,165 | Median (mg/m3) | 5,90 |
| Est. Poreluftskonc. (mg/m³): | 481 | Est. Jordkonc. (mg/kg): | 0,39435 | Est. jordkoncentration (mg/kg) | 0,02 |
| Jordforurening (kg): | 4,9 | Grundvandsforurening (kg): | 3,0 | Poreluftforurening (kg): | 0,3 |
| Poreluftforurening (kg): | 0,5 | Jordforurening (kg): | 31,9 | Jordforurening (kg) | 3,6 |
| Forurening i alt (kg): | 5,4 | Forurening i alt (kg): | 34,9 | Forurening i alt (kg): | 3,8 |
| Opnset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Opnset fra sidste beregning (kg): | #REF! | Opnset fra sidste beregning (kg): | #REF! |
| Opnset fra start (kg): | #REF! | Opnset fra start (kg): | #REF! | Opnset fra start (kg): | #REF! |
| Bemærkninger: | 2 måneders stilstand før luftprøvetagning, dvs. antagelig ikke fuld ligevægt. Vandkoncentrationer overført fra forrige prøvetagning. | | | | |
| Beregninger af ligevægte: | | I jorden er der målt følgende i mg/m3: | | | |
| | | 0,05 | | | |
| | | 0,05 | | | |
| | | 1,1 | | | |
| | | 0,24 | | | |
| | | 1,7 | | | |
| | | 1,1 | | | |
| | | 7,8 | | | |
| | | 7,1 | | | |
| | | 8 | | | |
| | | 3,6 | | | |
| | Median: | 1,4 | Beregnet i poreluft: | 494 mg/m3 | |
| | Gennemsnit: | 3,074 | Beregnet i poreluft: | 1.085 mg/m3 | (970 mg/m3 målt ved VB3-2 med kulrør den 251001) |

Forureningsfordeling i jord, grundvand og poreluft

Beregning af teoretisk poreluftskoncentration før start af jordventilering

(poreluftsprøver november 1998, grundvandsprøver april 1998)

Beregningerne er udført som gennemsnitskoncentration for den del af filteret, der sidder over grundvandsspejlet.

| Boring | Magasinhøjde* (m) | Filterhøjde** (m) | Grundvandskonc. (mg/l) | Teor. konc. i forskellig højde over vandspejlet*** | | | Teor. Gns. mg/m ³ | Målt konc. mg/m ³ |
|--------|----------------------|----------------------|---------------------------|----------------------------------------------------|-------|-------|---------------------------------|---------------------------------|
| | | | | 0,001 m | 1,0 m | 2,0 m | | |
| B8 | 4.5 | 2.0 | 0.390 | 321 | 3.8 | 1.9 | 83 | 11 |
| B10 | 4.0 | 2.0 | 0.120 | 99 | 1.2 | 0.59 | 25 | 12 |
| B11 | 6.0 | 2.5 | 11.000 | 9.063 | 108 | 55 | 2.334 | 2500 |
| B12 | 5.0 | 2.0 | 3.000 | 2.472 | 30 | 15 | 637 | 77 |
| B13 | 6.0 | 2.5 | 3.800 | 3.131 | 37 | 19 | 806 | 124 |
| B18 | 3.0 | 2.5 | 4.500 | 3.708 | 44 | 22 | 955 | 82 |
| B182 | 2.5 | 2.0 | 0.130 | 107 | 1.3 | 0.64 | 28 | 34 |

Beregning af teoretisk poreluftskoncentration før start af driftsscenario 7

(poreluftsprøver og grundvandsprøver oktober 2001)

| Boring | Magasinhøjde* (m) | Filterhøjde** (m) | Grundvandskonc. (mg/l) | Teor. konc. i forskellig højde over vandspejlet*** | | | Teor. Gns. mg/m ³ | Målt konc. mg/m ³ |
|--------|----------------------|----------------------|---------------------------|----------------------------------------------------|-------|--------|---------------------------------|---------------------------------|
| | | | | 0,001 m | 1,0 m | 2,0 m | | |
| B8 | 4.5 | 2 | 0.19 | 157 | 1.9 | 0.94 | 40 | 3.9 |
| B10 | 4 | 2 | 0.0019 | 1.6 | 0.02 | 0.0099 | 0.4 | 0.6 |
| B11 | 6 | 2.5 | 5.3 | 4.377 | 52 | 26 | 1.127 | 8.0 |
| B12 | 5 | 2 | 0.8 | 659 | 7.9 | 4 | 170 | 0.7 |
| B13 | 6 | 2.5 | ikke målt | - | - | - | - | 4.5 |
| B18 | 3 | 2.5 | 0.38 | 313 | 3.7 | 1.9 | 81 | 24 |
| B182 | 2.5 | 2 | 0.019 | 16 | 0.19 | 0.094 | 4.1 | 3.0 |

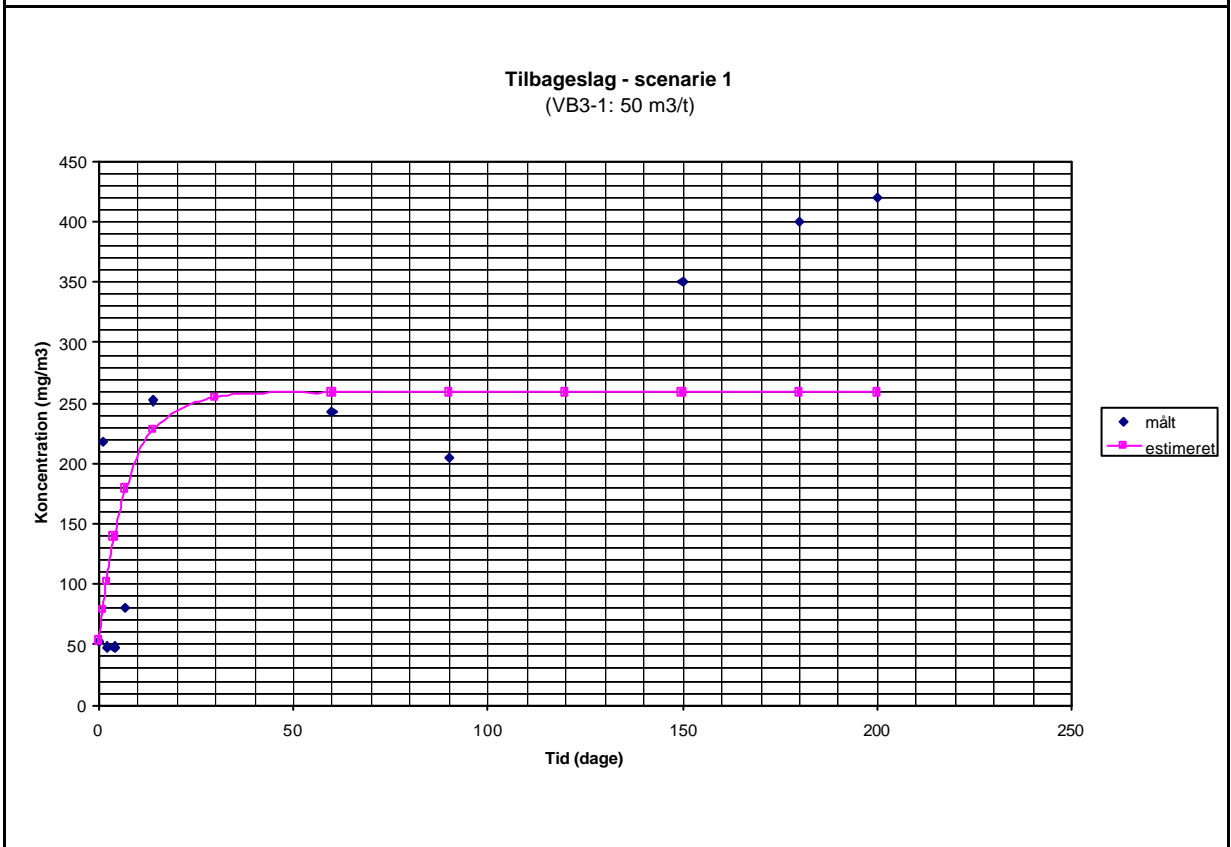
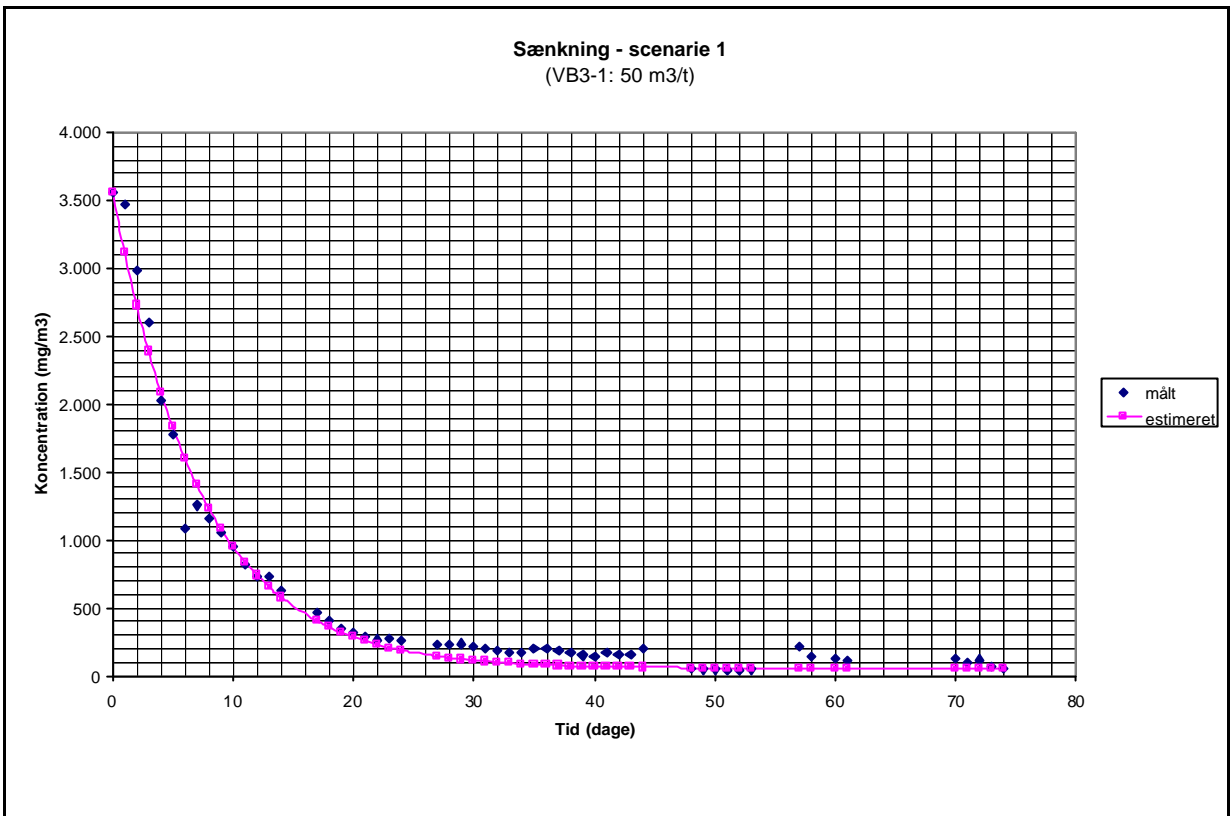
*) Skønnet påvirket umættet zone, afgrænset af grundvandsspejl og lerlag eller øvre filter

**) Den del af filteret, der ligger over grundvandsspejlet

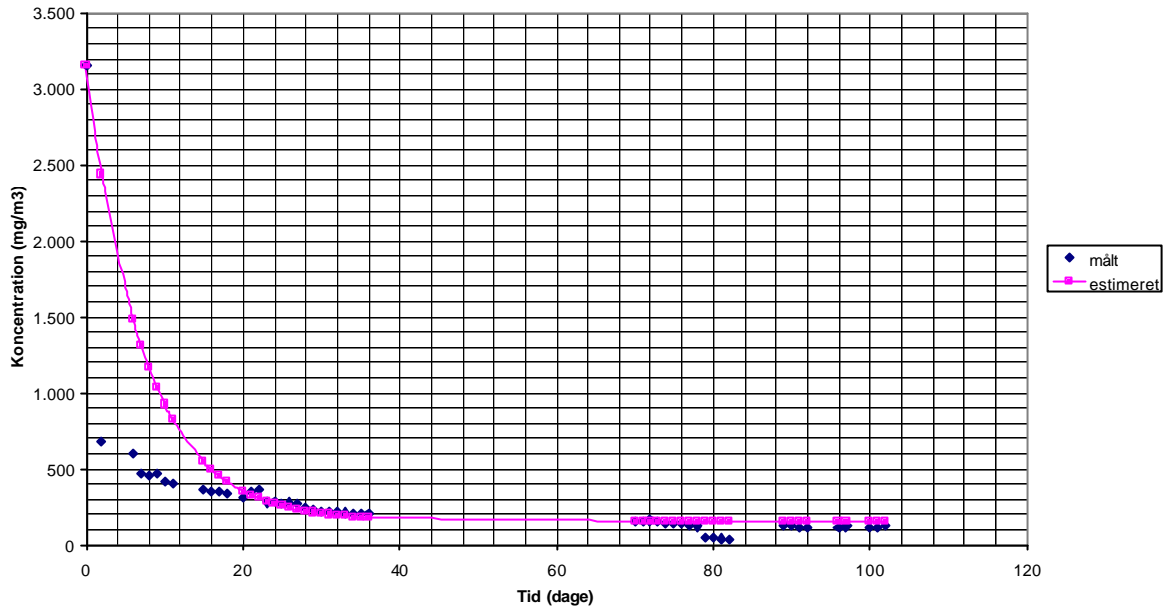
***) Beregnet ud fra JAGG-formler

Modellering af koncentrationer i poreluft

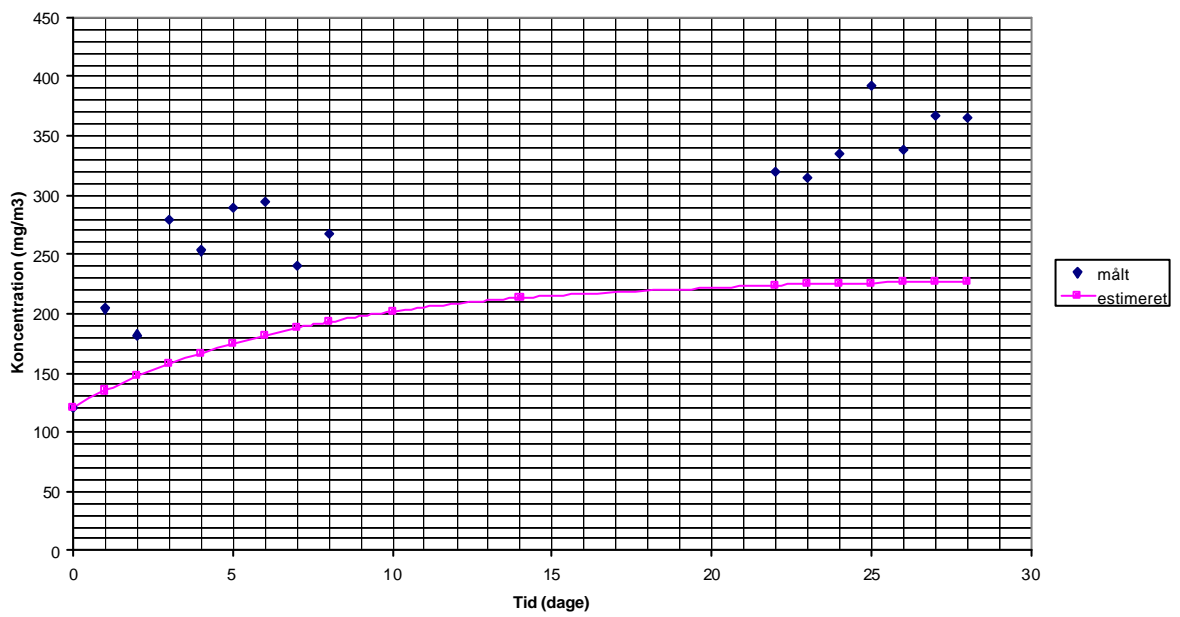
Graferne viser for scenarium 1-7 de målte og de modelberegne gennemsnitskoncentrationer for de boringer, der pumpes fra i hvert scenarium. Graferne er delt op i sænkings- og stigningsforløb.



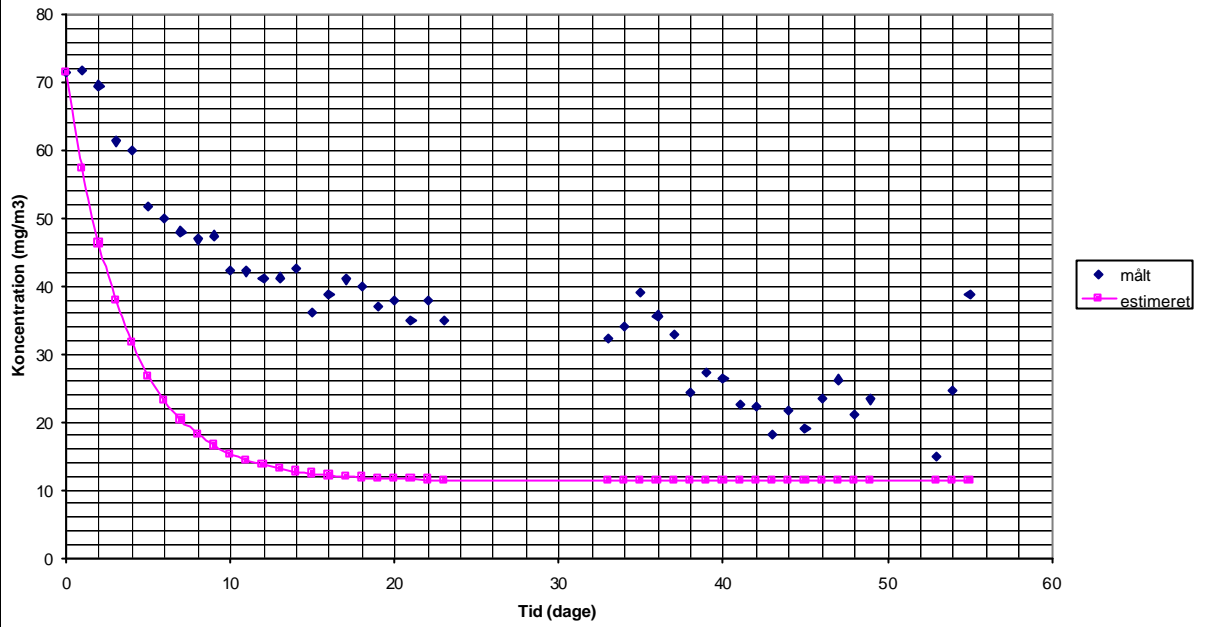
Sækning - scenarie 2
(VB3-2: 50 m3/t)



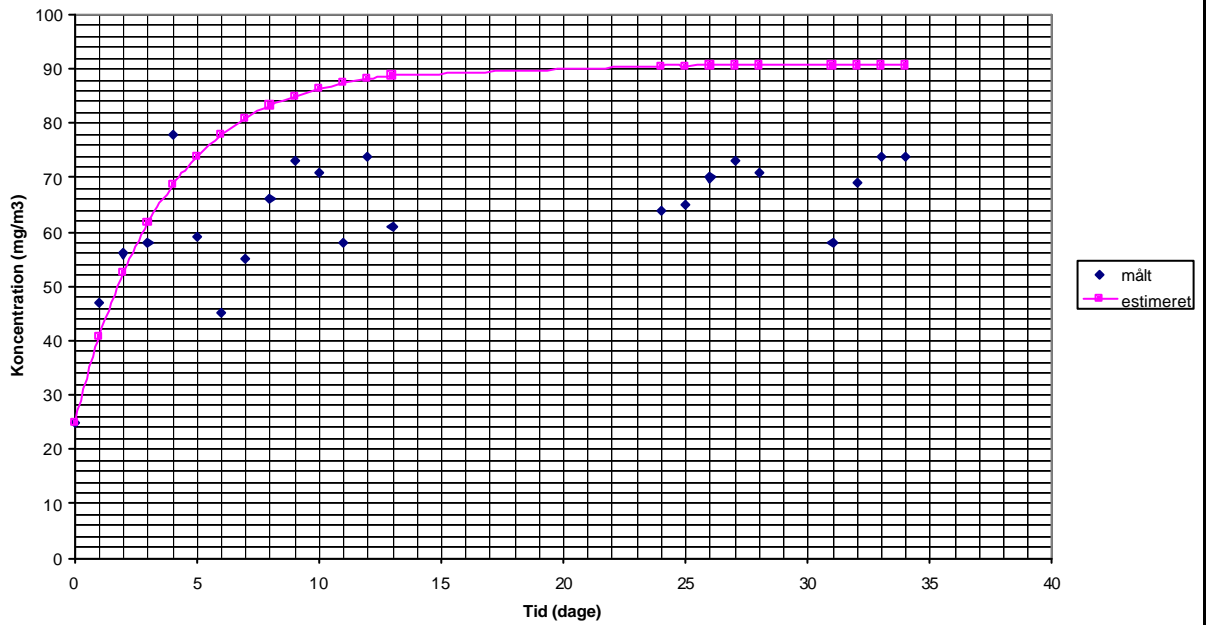
Tilbageslag - scenarie 2
(VB3-2: 50 m3/t)



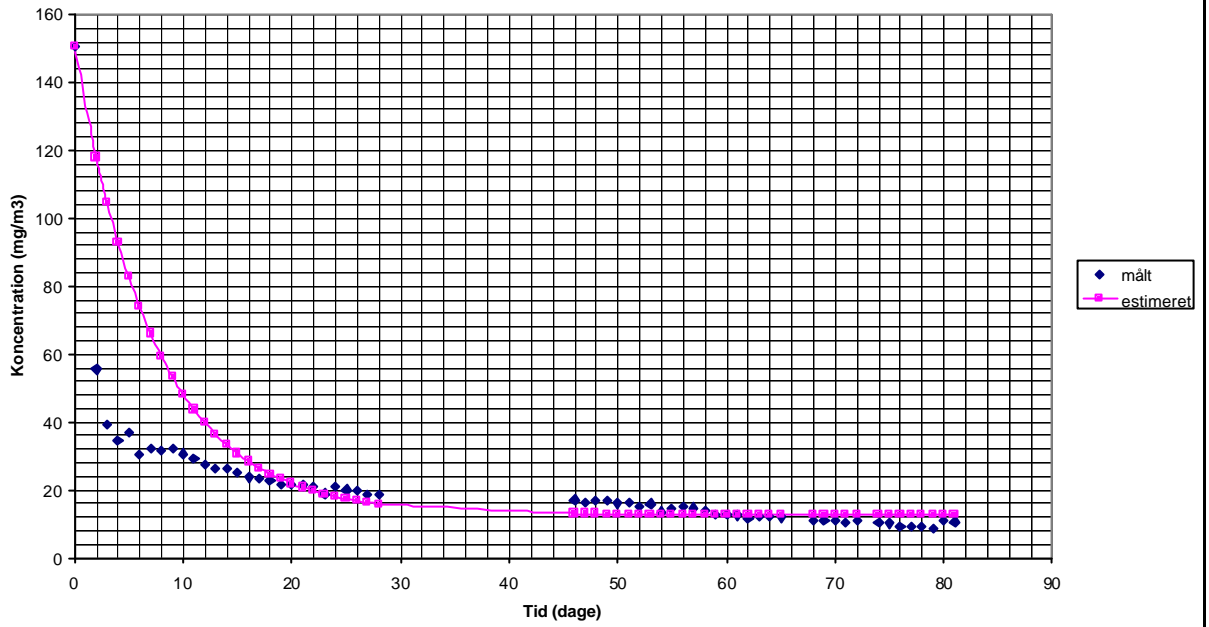
Sænkning - scenarie 3
(VB3-1: 100 m3/t)



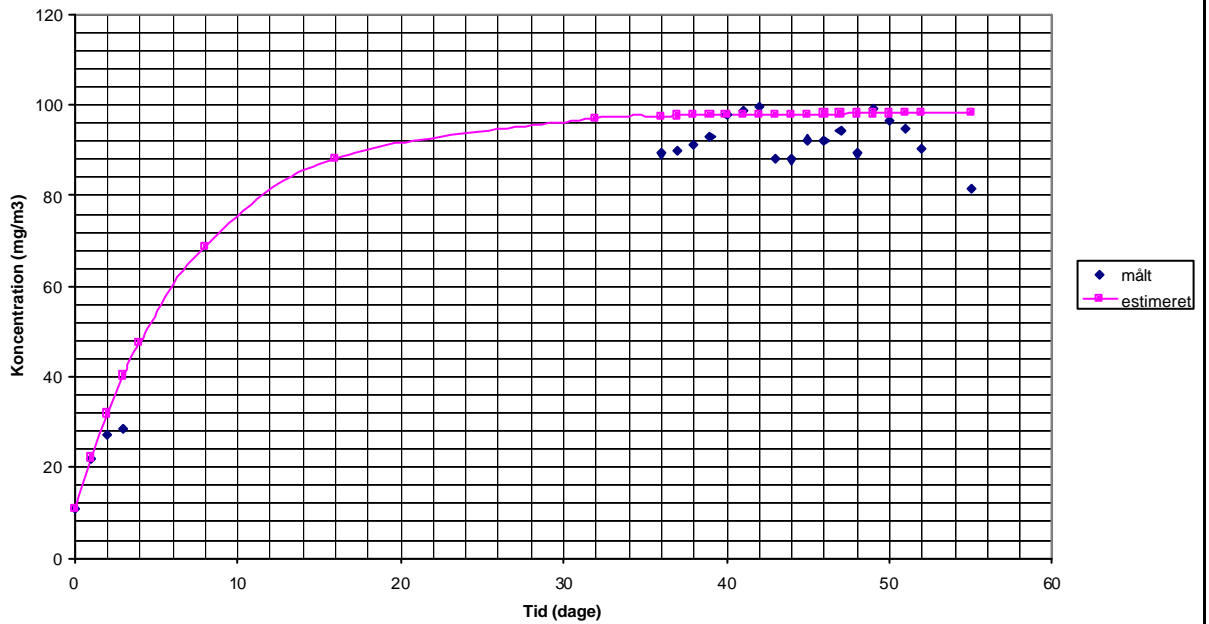
Tilbageslag - scenarie 3
(VB3-1: 100 m3/t)



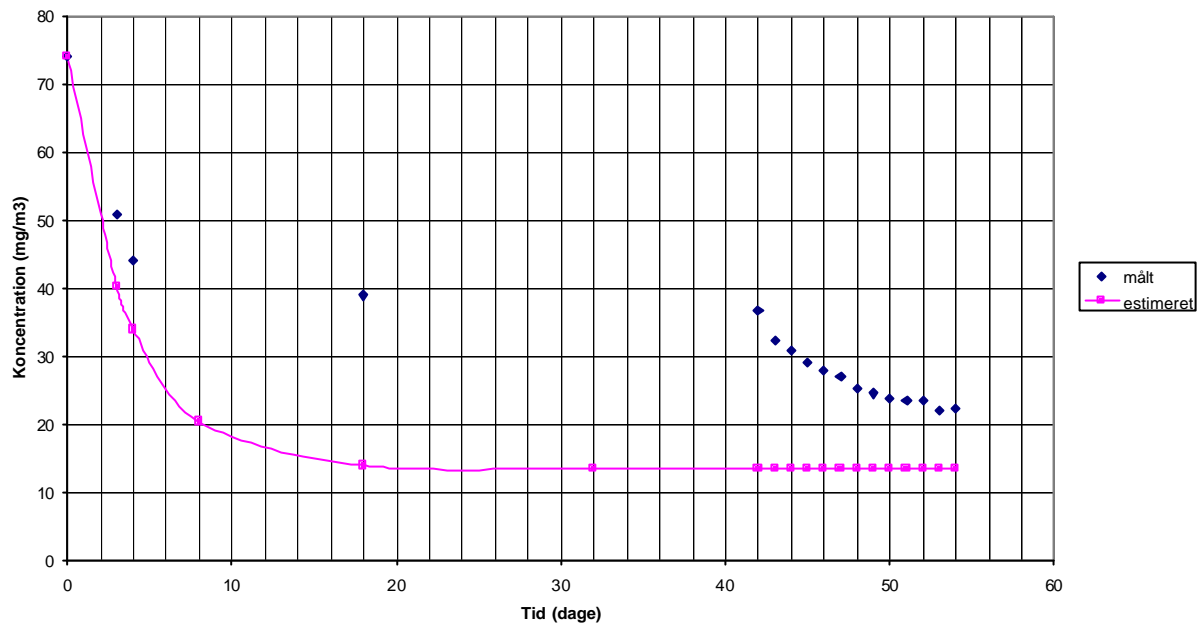
Sækning - scenarie 4
(VB3-1, VB3-2, VB5-1: 50 m³/t)



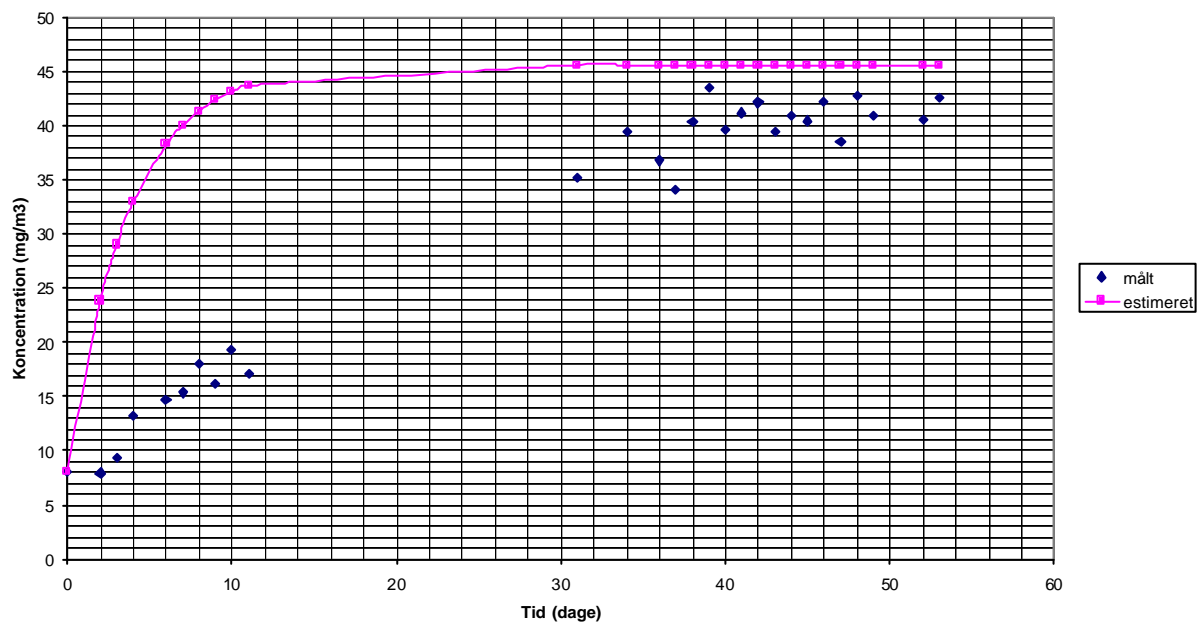
Tilbageslag - scenarie 4
(VB3-1, VB3-2, VB5-1: 50 m³/t)



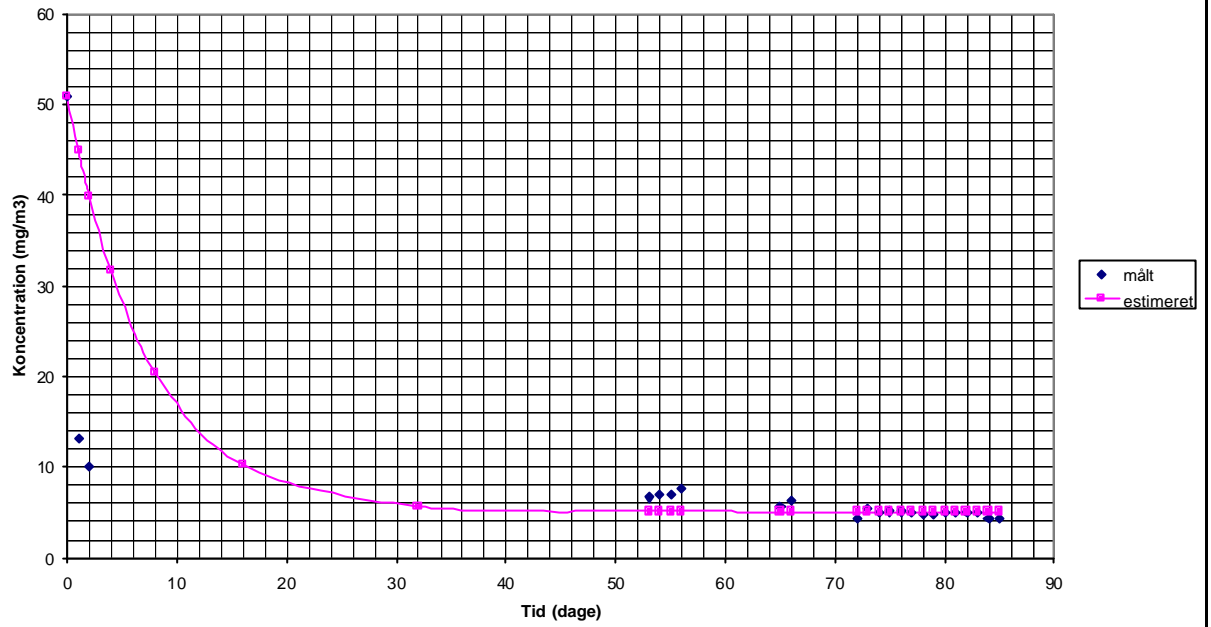
Sænkning - scenarie 5
(VB3-2 og alle nedre filtre: 100 m3/t)



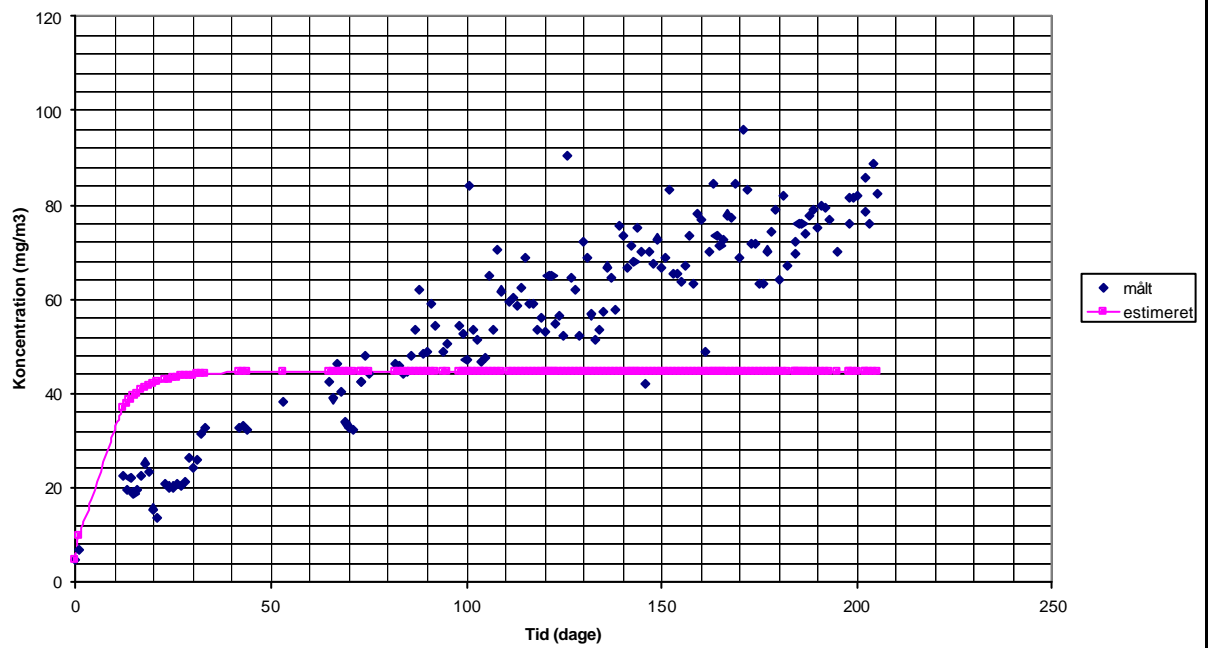
Tilbageslag - scenarie 5
(VB3-2 og alle nedre filtre: 100 m3/t)



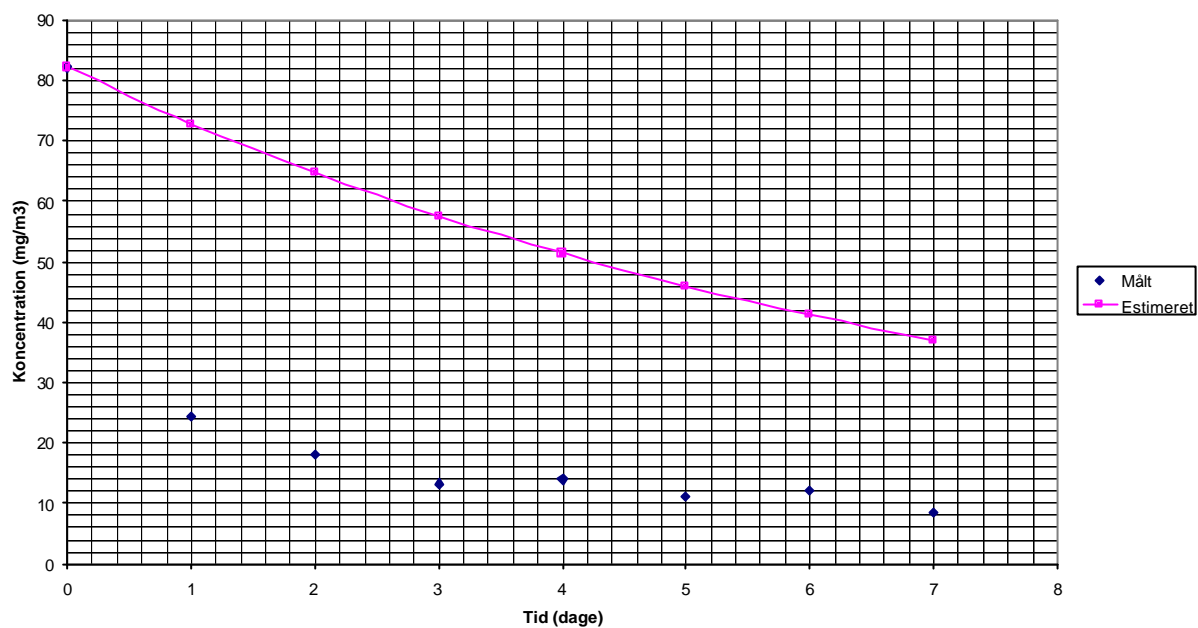
Sækning - scenarie 6
(VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1: 50 m3/t)



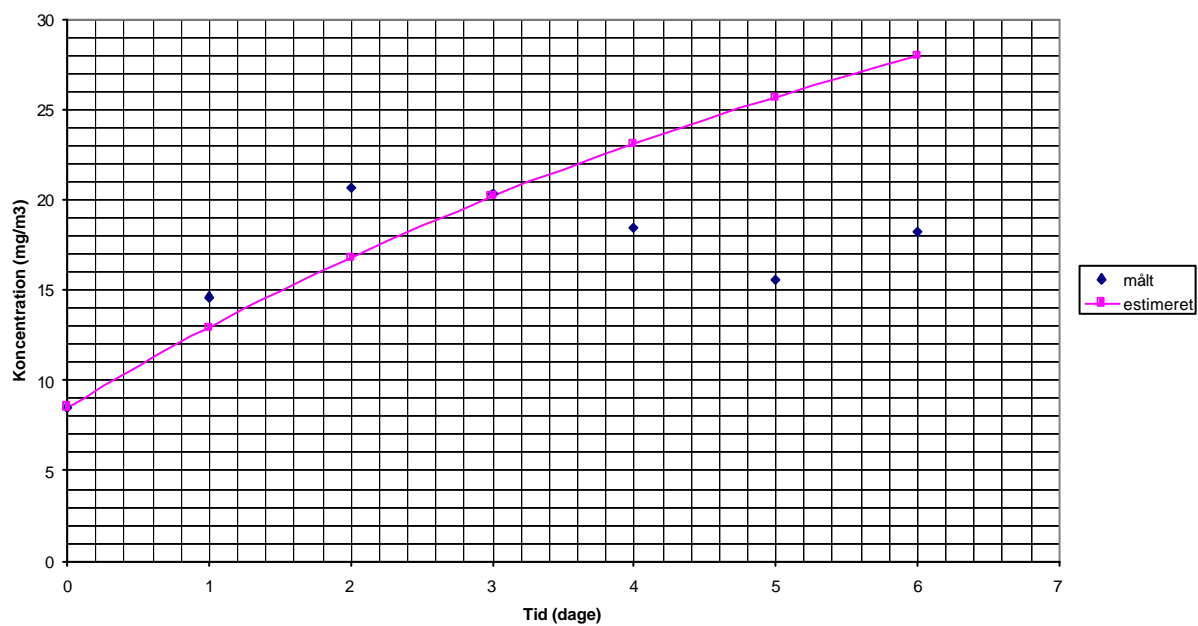
Tilbageslag - scenarie 6
(VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1: 50 m3/t)



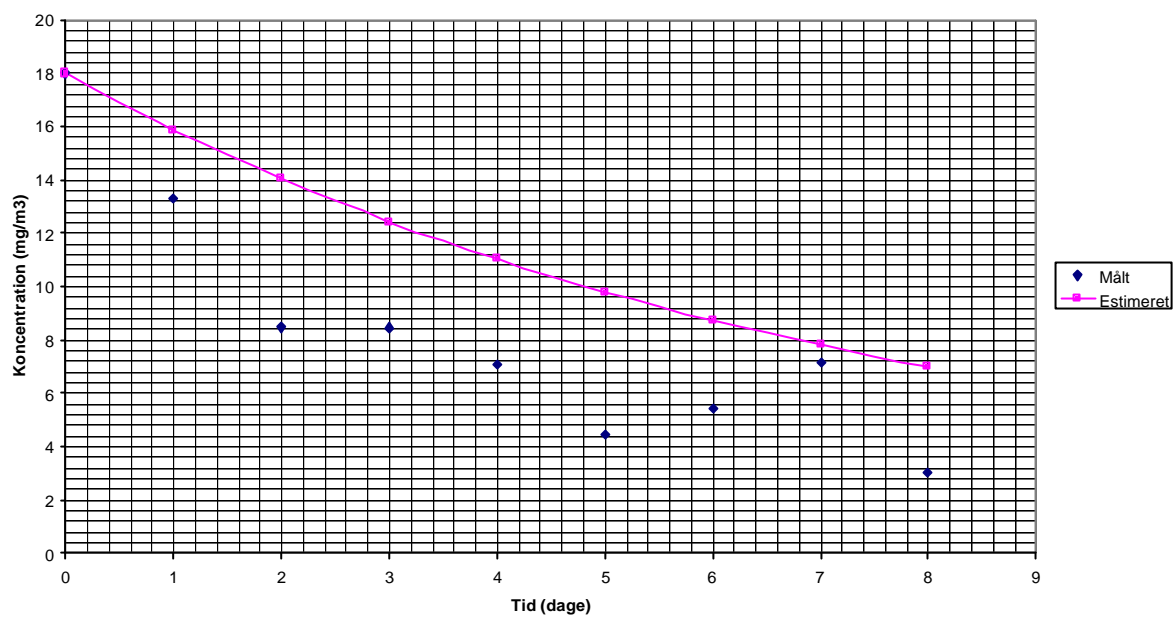
Sænkning - scenarie 7a
(VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1: 50 m3/t)



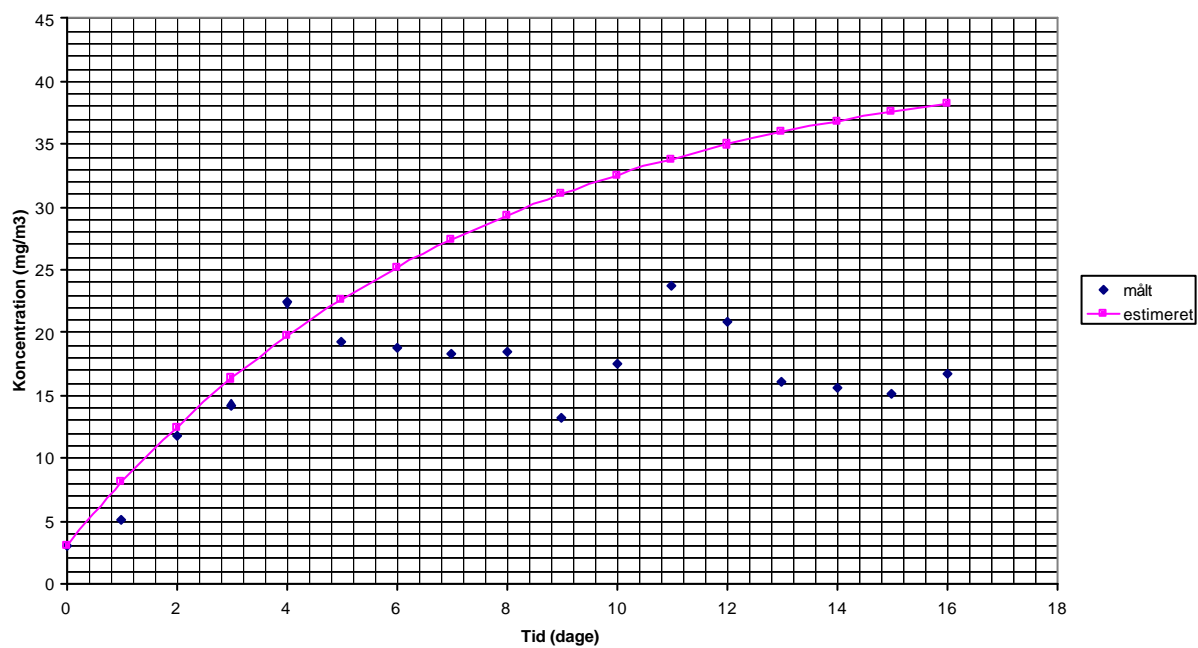
Tilbageslag - scenarie 7a
(VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1: 50 m3/t)



Sækning - scenarie 7b
(VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1: 50 m³/t)



Tilbageslag - scenarie 7b
(VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1, VB6-1: 50 m³/t)



Model for økonomisk optimering af oprensning

Forudsætninger

Formålet med modellen for økonomisk optimering af oprensning er at vise, hvorledes muligheden for at forudsige oprensningsforløbet vil kunne anvendes til at optimere forureningsfjernelsen under hensyntagen til økonomi og tidsforbrug.

Det skal understreges, at modellen på det nuværende grundlag ikke kan anvendes til optimering på konkrete projekter, dertil er usikkerheden for stor. Den økonomiske model forudsætter nemlig, at forureningsfjernelsen og dermed koncentrationsforløbet kan forudsiges ved hjælp af de simplificerede formeludtryk i afsnit 2.4. Som beskrevet i det foregående har dette kun delvis været muligt på nærværende lokalitet. Som følge af denne generelle usikkerhed på forudsigelse af koncentrationsforløbet bør modellen indtil videre kun anvendes til at give indblik i, hvorledes den slags modeller kan anvendes, og hvilke svagheder, de er behæftet med.

Der er ikke medtaget nutidsværdiberegninger i modellen, idet løbetiden for et oprensningsprojekt typisk kun er 2-3 år, og modellens øvrige usikkerheder gør, at der er mindre behov for så stor præcision i de finansielle beregninger.

Costs og benefits, som ikke umiddelbart kan værdifastsættes, såsom den samfundsmæssige værdi af en oprenset grund, eller betydningen af varigheden af oprensningen, er ikke medtaget i modellen, idet de beror på en politisk afvejning af mange faktorer, og således ville de risikere at gøre modellen mere uoverskuelig og dens konklusioner mindre almenlydige.

Priser for elforbrug, skift af aktivt kul, kemiske analyser, prøvetagning mm. er fundet ud fra de reelle medgæede udgifter i nærværende projekt (2001-niveau). De dele af projektets udgifter, som udelukkende vedrører teknologiudviklingen, er ikke medtaget, da de ikke er relevante i et normalt oprensningsprojekt.

Valg af driftsscenario

Der er taget udgangspunkt i de udførte driftsscenarioer 1 – 7 sammenlignet med et driftsscenario tilsvarende driftsscenario 6 (pumpning med 50 m³/h fra borerne VB3-1, VB3-2, VB5-1, VB1-1, VB4-1 og VB6-1). Driftsscenario 6 er valgt som "ønskeopstilling", idet denne pumpekonfiguration ud fra de indsamlede erfaringer ser ud til at være et af de driftsscenarioer, der giver den mest effektive forureningsfjernelse.

Sammenligning af driftsudgifter

Driftsudgifterne omfatter strømforbrug, kulforbrug, teknisk drift, drift af GC'er, monitorering, vurdering og sagsstyring.

Tabel 1 viser et estimat over udgifterne til de hidtil afholdte 7 driftsscenarioer inklusive pauser, men eksklusive diverse udgifter forud for driftsscenario 1, idet disse forudsættes at høre under anlægsudgifterne. Estimatet er foretaget ud fra de budgetterede udgifter og de faktisk udførte aktiviteter. Der er ikke medtaget ekstraordinære udgifter til modeludvikling, følgegruppemøder mm., som ikke ville være relevante i et almindeligt oprensningsprojekt.

Endvidere er i tabellen vist udgifterne til gennemførelse af 7 driftsscenarioer med antaget optimal opsætning (pumpning med 50 m³/h fra VB1-1, VB3-1, VB3-2, VB4-1, VB5-1 og VB6-1). Her er der valgt drift i 30 dage og pause i 30 dage som eksempel på drifts- og pausetider ved intermitterende drift.

Tabel 1 Estimering af driftsudgifter.

| Parameter | Som udført scenario 1-7 | Optimal opstilling fra start, 7 pumpeperioder på hver 30 dage, efterfulgt af 30 dages pause |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------|
| Strømforbrug (empirisk formel ud fra driftserfaringerne: $(1,38 \cdot Q + 30) \cdot t \cdot \text{el-pris}$ *) | 175.100 kr. | 110.500 kr. |
| Kulforbrug (antaget 10% adsorptionskapacitet og en kulpris inkl. bortskaffelse på 32 kr./kg, dvs. 320 kr. pr. kg fjernet forurening) | 33.300 kr. | 64.600 kr. |
| Teknisk drift (empirisk formel ud fra driftserfaringerne: 29.167 kr./år gange driftstiden) | 75.000 kr. | 33.600 kr. |
| GC drift (empirisk formel ud fra driftserfaringerne: 52.867 kr./år gange driftstiden) | 136.000 kr. | 60.800 kr. |
| Monitorering og vurdering (beregnet som almindelig oprensningssag med kvartalsvis prøvetagning og årlig rapportering: 105.000 kr./år gange driftstiden) | 270.100 kr. | 120.800 kr. |
| Driftsudgifter i alt: | 689.500 kr. | 390.300 kr. |
| Samlet oprensningstid | 939 dage | 420 dage |
| Modelberegnet forureningsfjernelse | 104 kg ** | 202 kg |
| Gennemsnitlig forureningsfjernelse/dag | 0,11 kg/dag | 0,48 kg/dag |
| Gennemsnitlige driftsudgifter pr. kg fjernet forurening | 6.600 kr./kg | 1.900 kr./kg |
| * Der er benyttet en el-pris på 1,11 kr./kWh. Strømforbruget er relativt lavt på grund af lavt modtryk i jorden ved de valgte luftdelser. | | |
| ** Beregnet ud fra den simplificerede model som angivet i tabel 3.6. Den reelle forureningsfjernelse er 99 kg, som angivet i tabel 2.5. | | |

Det ses af tabellen, at der tilsyneladende kan opnås en betydeligt bedre og hurtigere oprensning for færre penge ved at anvende den optimale driftsopstilling fra starten af.

Hertil skal først bemærkes, at de gennemførte scenarier i lige så høj grad har haft til formål at undersøge virkningen af forskellige scenarier, og derfor har man ikke fra starten kunnet sætte udelukkende på det optimale scenarium. Dernæst skal det understreges, at modellen på ingen måde er tilstrækkelig valideret, og derfor er det ikke sikkert, at kørsel med den optimale driftsopstil-

ling fra starten af virkelig ville have givet den modelberegnete forureningsfjernelse på 202 kg.

Ikke desto mindre sandsynliggør beregningerne, at forureningsfjernelsen ville have været mere effektiv med den optimale driftsopstilling fra starten.

Anvendelse af modellen til økonomisk optimering

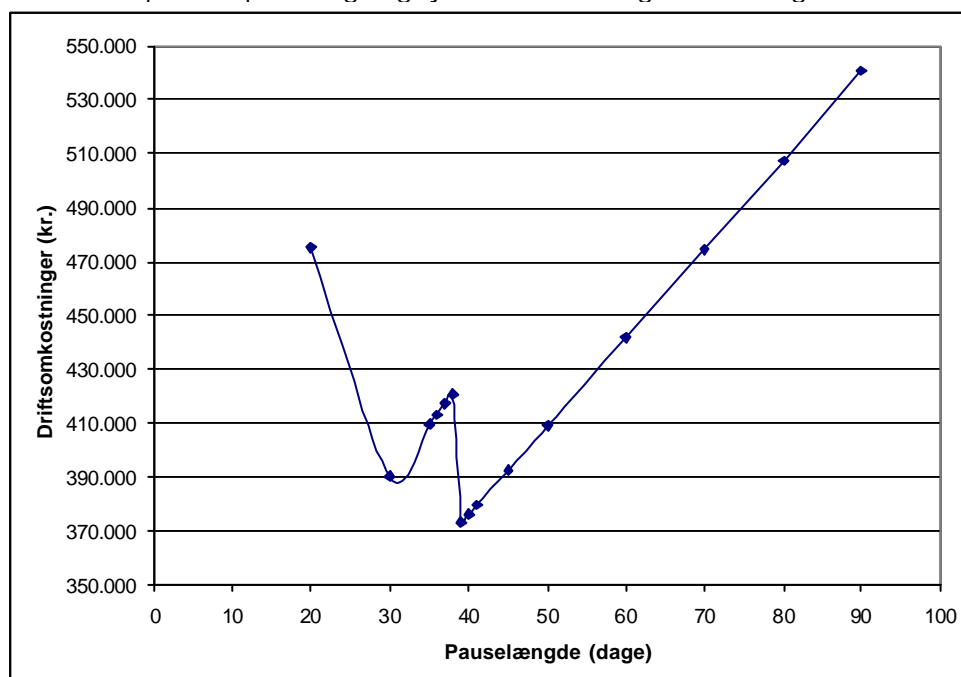
For at kunne bruge modellen til at foretage en realistisk økonomisk optimering kræves, at formeludtrykkene for koncentrationsforløb og forureningsfjernelse finpudses, så de ligner virkeligheden mest muligt. Dette indebærer, at det skal undersøges, hvor længe stigningsforløbet fortsætter, og hvad den maksimale tilbageslagskoncentration bliver, idet de hidtidige scenarier, inklusive driftsscenario 6, ikke har givet noget endegyldigt svar på dette.

Samtidig skal formeludtrykkene gøres mere robuste, således at de kan anvendes generelt på andre forurenede grunde. Dette vil kræve yderligere data fra andre lokaliteter, og indtil videre er det derfor ikke muligt at bruge modellen til en realistisk simulering af virkelige oprensningsscenarier på forskellige forurenede grunde.

Imidlertid kan modellen bruges til at anskueliggøre, hvorledes man kan foretage en økonomisk optimering af en oprensning. Det forudsættes her, at man ud fra ventilationstest og poreluftmålinger har fundet den bedst mulige pumpeopstilling, dvs. hvilke borer der skal pumpes fra, og hvor meget, der skal pumpes fra hver boring. Modellen kan nu benyttes til at finde en passende længde af drifts- og pauseperioderne ved intermitterende drift, så driftsomkostningerne minimeres.

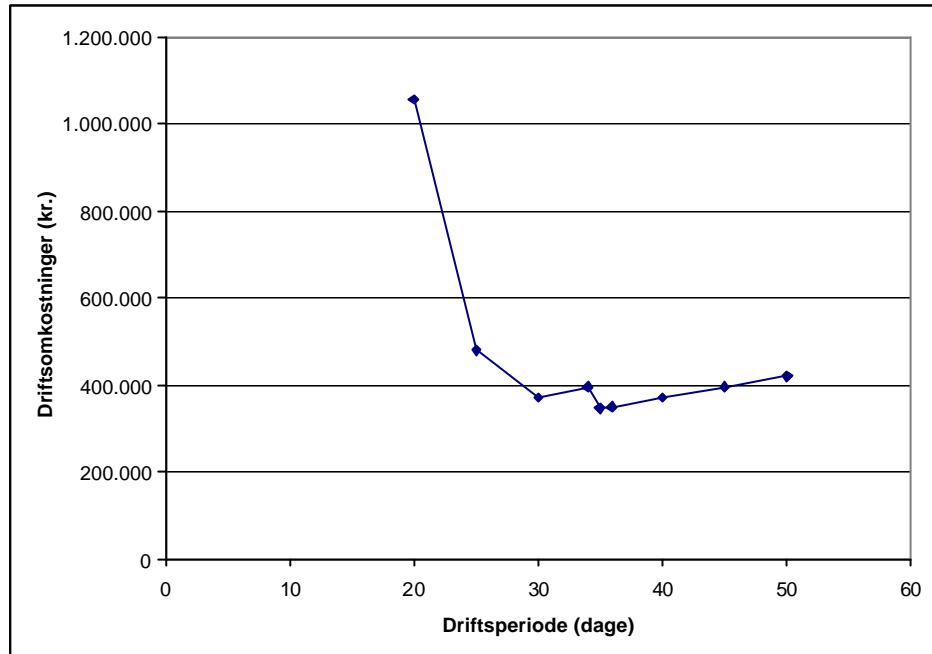
Eksempelvis illustrerer nedenstående graf, hvorledes man for en given driftslængde (30 dage) og forureningsmængde, der skal fjernes (202 kg som i tabel 1), kan finde den optimale pauselængde. Den optimale pauselængde viser sig at være 39 dage, hvilket skulle give en besparelse på ca. 17.000 kr. i forhold til de 30 dage, der blev anvendt i tabel 1.

Figur 1 Samlede driftsudgifter som funktion af pauseperiode ved en driftsperiode på 30 dage og fjernelse af 202 kg forurening.



Dernæst kan man så undersøge, om der ved den fundne optimale pauselængde på 39 dage kan opnås yderligere besparelser ved at ændre længden af driftsperioden. Dette er vist på nedenstående graf.

Figur 2 Samlede driftsudgifter som funktion af driftsperiode ved en pauseperiode på 39 dage og fjernelse af 202 kg forurening.



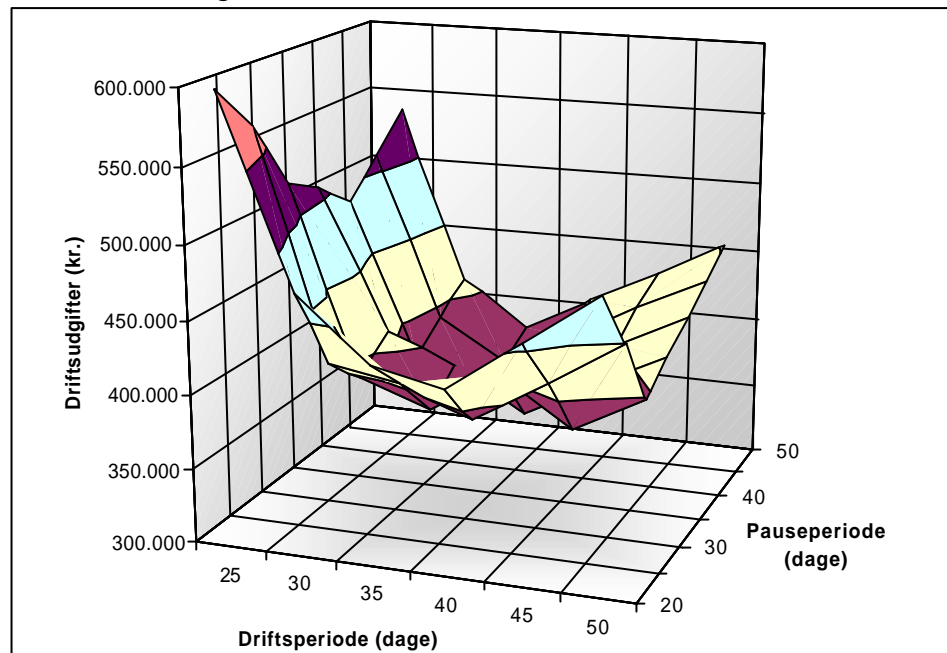
Af figur 2 ses det, at ved en pauseperiode på 39 dage er den optimale driftsperiode 35 dage, og der spares ca. 26.000 kr. ved denne driftsperiodelængde i forhold til 30 dage.

Imidlertid er den fundne pausetid måske kun optimal for en driftsperiode på 30 dage, og ikke 35 dage og vice versa, så den ovenfor beskrevne fremgangsmåde giver ikke sikkerhed for, at man finder den kombination af pause- og driftsperiodelængde, der minimerer driftsudgifterne. I stedet for at fastlægge optimale pause- og driftsperioder hver for sig bør de fastlægges samtidigt. Dette kan foregå ved hjælp af en tabel eller en tredimensionel grafisk afbildning, som vist nedenfor.

Tabel 2 Samlede oprensingsomkostninger i kr. som funktion af drifts- og pauseperiode ved oprensning af 202 kg forurening med optimal driftsopstilling.

| Pauselængde | Driftslængde (dage) | | | | | |
|-------------|---------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 25 | 30 | 35 | 40 | 45 | 50 |
| 20 | 677.304 | 475.293 | 433.390 | 422.447 | 457.694 | 492.907 |
| 25 | 568.620 | 414.972 | 406.472 | 387.723 | 417.943 | 448.129 |
| 30 | 521.090 | 390.261 | 373.957 | 404.251 | 371.582 | 397.741 |
| 35 | 506.885 | 409.482 | 390.438 | 361.127 | 386.321 | 411.481 |
| 40 | 487.147 | 376.427 | 349.568 | 374.836 | 400.030 | 425.190 |
| 45 | 511.772 | 392.850 | 363.256 | 388.524 | 413.718 | 438.878 |
| 50 | 536.376 | 409.257 | 376.930 | 402.198 | 427.392 | 452.552 |

Figur 3 Samlede driftsomkostninger som funktion af drifts- og pauseperiode ved oprensning af 202 kg forurening med optimal driftsopstilling.



På figur 3 er driftsperioden varieret fra 25 til 50 dage og pauselængden fra 20 til 50 dage, og det ses at den fundne kombination af drifts- og pauseperiode på 35 dages driftsperiode og 39 dages pauseperiode ligger i det område, hvor driftsudgifterne er lavest, svarende til det laveste område i grafen. Ved nærmere gennemgang af tallene bag figuren viser det sig, at netop denne kombination faktisk giver de laveste driftsudgifter (af pladshensyn er i tabel 2 kun medtaget nogle af tallene).

Sammenfatning af model for økonomisk optimering

Modellen til forudsigelse af forureningsfjernelsen er udbygget således, at den beregner både forureningsfjernelse, tidsforbrug og driftsudgifter ved gennemførelse af et givet driftsscenario. Driftsscenariet kan bestå i kontinuert eller intermitterende drift af en pumpeopstilling. Modellen kan også regne på flere på hinanden følgende driftsscenerier.

Forudsætningen er selvfølgelig, at modellen til forudsigelse af forureningsfjernelse regner rigtigt, hvilket den jo kun gør tilnærmelsesvis og indenfor bestemte rammer, men det er valgt at se bort fra dette, idet den økonomiske optimeringsmodel her bruges til at illustrere et princip frem for til at give nøjagtige resultater.

Den økonomiske optimeringsmodel er benyttet til at sammenligne driftsudgifter og oprensningstid for de udførte scenarier 1-6 og alternative kørsler med den såkaldte optimale driftsopstilling, hvor pause- og driftsperioderne er varieret for at finde den bedst mulige kombination. Ved hjælp af en tredimensionel grafisk afbildning kan modellen bruges til at finde den optimale kombination af pause- og driftslængde for en given driftsopstilling, dvs. den kombination, der giver de mindste driftsudgifter. Med forbehold for førnævnte grundlæggende usikkerheder, indikerer modellen således, at oprensningstid og driftsudgifter ville være betydeligt lavere end ved de udførte scenarier 1-6,

hvis man fra starten af havde anvendt den optimale driftsopstilling og ladet driftsperioden være ca. 5 uger efterfulgt af en tilsvarende eller lidt længere pause.